



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة باجي مختار - عنابة
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DES SCIENCES
DE LA MER
LABORATOIRE ECOBIOLOGIE DES MILIEUX MARINS ET LITTORAUX

Thèse présentée en vue de l'obtention du Diplôme de :
Docteur en Sciences de la mer
Option : Gestion intégrée des zones côtières (GIZC)

Eutrophisation, cyanobactéries et cyanotoxines dans le lac Oubeira: risques et gestion du plan d'eau.

Présentée par : ARIF Salah

Devant le Jury :

Directeur : BENSOUILAH Mourad (Prof. Univ. Badji-Mokhtar, Annaba)

Président : Kadri Skander (MCA, Univ. Badji-Mokhtar, Annaba)

Examinatrice : Boualleg Chahinez (Prof. Univ. Souk Ahras)

Examinatrice : Djabourabi Aicha (MCA. Univ. El-Tarf)

Remerciements

Dans un premier temps, je voudrais remercier Monsieur le Professeur BENSOUILAH pour m'avoir dirigé tout au long de ma carrière universitaire. Sa grande rigueur scientifique et son indéfectible passion pour la science ont été une inspiration pour moi.

Je tiens à présenter mes remerciements aux membres du jury.

M. Kadri Skander d'avoir présidé mon jury de thèse et pour son aide précieuse et ses encouragements.

Mme Boualleg Chahinez, M^{lle} Djabourabi Aicha, qui ont accepté de lire et de juger mon travail.

Je tiens à exprimer mes remerciements également à :

Mon ami et frère Touati H'sen pour son aide précieuse, Sa disponibilité durant toutes les étapes de ce travail.

Mes remerciements vont aussi à mon ami D'Belhouès Saber pour son aide dans la réalisation de ce travail.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à madame Guellati Fatma Zohra pour son aide précieuse sur le terrain, et au laboratoire son soutien moral et son encouragement tout au long de mon cheminement.

J'exprime aussi ma profonde gratitude à tout le personnel du laboratoire de recherche EMMAL ainsi que l'équipe du groupe "Cyano", ma famille et mes amis d'avoir été là pour me soutenir.

Liste des abréviations

A : Absorbance.

ACP : Analyse en composantes principales.

BMAA: β -N-methylamino-L-alanine

BSA : Bird Swarm Algorithm (Algorithme d'essaim d'oiseaux)

Cell : Cellule.

μ l : microlitre

μ m : Micromètre

cm : centimètre

μ g : microgrammes

ELISA : Dosage immuno-enzymatique sur support (enzyme-linked immunosorbent assay)

FO : Fréquence d'occurrence

GF : Glass Fibre

GA : Genetic Algorithm (Algorithmes Génétiques)

Hm³ : Hectomètre cube

AEP : Alimentation en eau potable

S.A.U : Superficie agricole utile

J.O.R.A. : Journal Officiel de la République Algérienne

OMS : Organisation Mondiale de Santé

r : Coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN

ha : hectare

Km² : kilomètre carré

°C : degré Celsius

mg : milligrammes

ml : millilitre

MCs : Microcystine

MLR : Multi-linear regression (modèle de régression multiple)

min : Minutes

MC-LR : microcystines-LR

max : Maximum

min : Minimum

λ : longueur d'onde

nm : nanomètre

L : Litre

LPS : Lipopolysaccharide

P.N.E.K : Parc National d'El-Kala

PSO : Particle Swarm Optimization (l'Optimisation par essaim de particules)

PRD : Phosphore Réactif Dissous

SVM : Support Vector Machine

TPCA : Tests de Potentiel de Croissance des Algues

tr : tours

UNESCO : organisation des nations unies pour l'éducation, la science et la culture

WHO: word health organization

Résumé :

Cette étude vise à caractériser physico chimiquement les eaux de l'Oubeira et inventorier les cyanobactéries qui les peuplent et analyser les interactions entre les paramètres abiotiques et biotiques mesurés à une fréquence d'échantillonnage mensuelle (dans 11 stations) et saisonnière (dans 20 stations).

Les résultats de cette étude montrent que les eaux de l'Oubeira se caractérisent par une température moyenne de l'ordre de 20.61°C (± 7.06), un pH alcalin de 8,67 (7.87-9.88), une conductivité moyenne proche de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (388-551), une teneur en oxygène dissous de 8.35 mg/l (3.98-12.05), et une transparence de 12 cm (5-25); Les concentrations des sels nutritifs (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ et PO_4^{3-}) sont légèrement plus élevées que les valeurs guides Algériennes et placeraient les eaux dans la classe médiocre à mauvaise selon les classes établies par l'ANB pour les eaux de surface. En référence aux teneurs en chlorophylle-a enregistrées dans les eaux de l'Oubeira nous pouvons considérer ce plan d'eau comme hypereutrophe.

Parmi les 26 genres répertoriés dans les eaux du lac Oubeira, nous notons l'omniprésence du genre *Microcystis*, la constance du genre *Pseudanabaena* et la régularité des genres *Chroococcus*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Synechococcus*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*. Les genres *Oscillatoria*, *Merismopedia*, *Cylindrospermopsis*, *Woronichinia*, *Spirulina* sont, en revanche, accessoires. Les 50% des genres restant sont rares.

En termes d'abondance relative, plus de 75% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées sont représentées par les genres *Microcystis* (44,14%), *Planktothrix* (15,70%), *Pseudanabaena* (8,35%) et *Aphanocapsa* (07%). Les densités mensuelles moyennes les plus basses sont relevées en mai (62 390 cell/mL dans S3) et les plus élevées en août (846 571 cell/mL dans S11). En référence aux valeurs guides admises par l'OMS, les eaux superficielles du lac Oubeira enregistrent des densités en cyanobactéries nettement supérieures à celles requises pour le niveau d'alerte 2 (fixé à 100 000 Cell/mL).

Dans les eaux de l'Oubeira les proportions saisonnières des Cyanobactéries suivent l'ordre décroissant suivant été (40%) $\geq$ automne (38%) $\geq$ printemps (15%) $\geq$ hiver (7%). Quant à l'assemblage saisonnier des Cyanobactéries, il diffère d'une saison à l'autre ; nous notons, en période estivale, la prédominance nette de *Microcystis* (53%) et *Planktothrix* (33%) alors qu'en période automnale, à *Microcystis* (41%) et *Planktothrix* (27%) viennent se joindre *Anabaenopsis* (10%), *Pseudanabaena* (7%) et *Cylindrospermopsis* (6%). En hiver, *Microcystis* (50%) est accompagné de *Pseudanabaena* (14%), d'*Aphanizomenon* (13%), de *Woronichinia* (8%) et de *Synechococcus* (7%) mais au printemps, à *Microcystis* (59%) se joint *Synechococcus* (16%) et *Gloeocapsa* (15%).

Le premier axe de l'ACP explique 30,61% de la variation totale ; il est corrélé positivement avec les variables T ($r=0,72$; $\cos^2= 0,52$), NH_4 ($r=0,74$; $\cos^2= 0,55$) ; PO_4 ($r=0,71$; $\cos^2= 0,50$), NO_3 ($r=0,67$; $\cos^2=0,45$) ; *Microcystis* ($r=0.64$; $\cos^2= 0.42$) ; *Planktothrix* ($r=0.56$; $\cos^2= 0.32$), MES ($r=0,50$; $\cos^2= 0,25$) et others ($r=0.40$; $\cos^2= 0.16$). Cet axe est, par ailleurs, négativement corrélé avec la DO ($r = -0,78$; $\cos^2= 0,62$), Trans ($r = -0,66$; $\cos^2= 0,44$) et *Aphanizomenon* ($r = -0.40$; $\cos^2= 0.16$).

Le deuxième axe explique 23.28% de la variation totale ; cet axe est corrélé positivement avec la variable Cond ($r=0.83$; $\cos^2= 0.69$), *Pseudanabaena* ($r=0.58$, $\cos^2= 0.34$), Chl a ($r=0.54$, $\cos^2= 0.29$), pH ($r= 0.53$, $\cos^2= 0.28$), *Dolichospermum* ($r=0.44$, $\cos^2= 0.19$) et *Cylindrospermopsis* ($r=0.40$, $\cos^2= 0.16$). Sur le pôle négatif de l'axe 2 se projette Trans ($r = -0.78$; $\cos^2= 0.60$).

Il ressort de cette étude que les eaux de l'Oubeira abritent des genres de cyanobactéries capables de produire des toxines autres que la microcystine LR ; il serait donc intéressant de procéder aux dosages d'autres variants de la microcystine, la Cylindrospermopsine, l'anatoxine, la nodularine, la β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA) et les lipopolysaccharides (LPS) ; il est, par ailleurs, impératif que des actions spécifiques soient entreprises par les gestionnaires du plan d'eau.

Mots clés : Assemblages des Cyanobactéries ; toxicité; lac Oubeira; niveaux trophiques ; interactions paramètres abiotiques et biotiques.

Abstract:

The aim of this study is to characterise the physico-chemical characteristics of the waters of the Oubeira and to inventory the cyanobacteria that inhabit them, as well as to analyse the interactions between the abiotic and biotic parameters measured at a monthly sampling frequency (at 11 stations) and a seasonal frequency (at 20 stations).

The results of this study show that the waters of Oubeira Lake are characterised by an average temperature of 20.61°C (± 7.06), an alkaline pH of 8.67 (7.87-9.88), an average conductivity close to 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (388-551), a dissolved oxygen content of 8.35 mg/l (3.98-12.05), and a transparency of 12 cm (5-25). The concentrations of nutrient (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ and PO_4^{3-}) are slightly higher than the Algerian guide values and would place the waters in the poor to bad class according to the classes established by the ANB for surface waters. With reference to the chlorophyll-a levels recorded in the waters of the Lake Oubeira, we can consider this waterbody as hypereutrophic.

Among the 26 genera recorded in the waters of Lake Oubeira, we note the omnipresence of the genus *Microcystis*, the constancy of the genus *Pseudanabaena* and the regularity of the genera *Chroococcus*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Synechococcus*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*. The genera *Oscillatoria*, *Merismopedia*, *Cylindrospermopsis*, *Woronichinia*, *Spirulina* are, on the other hand, incidental. The remaining 50% of the genera are rare.

In terms of relative abundance, more than 75% of the overall abundance of cyanobacteria collected is represented by the genera *Microcystis* (44.14%), *Planktothrix* (15.70%), *Pseudanabaena* (8.35%) and *Aphanocapsa* (07%). The lowest average monthly densities were recorded in May (62,390 cells/mL in S3) and the highest in August (846,571 cells/mL in S11). With reference to WHO guidelines, the surface waters of Lake Oubeira have cyanobacteria densities well above those required for Alert Level 2 (100,000 cells/mL).

In the waters of Oubeira the seasonal proportions of Cyanobacteria follow the following decreasing order summer (40%) $\geq$ autumn (38%) $\geq$ spring (15%) $\geq$ winter (7%). As for the seasonal assemblage of Cyanobacteria, it differs from one season to another; we note, in summer, the clear predominance of *Microcystis* (53%) and *Planktothrix* (33%), whereas in autumn, *Microcystis* (41%) and *Planktothrix* (27%) are joined by *Anabaenopsis* (10%), *Pseudanabaena* (7%) and *Cylindrospermopsis* (6%). In winter, *Microcystis* (50%) is accompanied by *Pseudanabaena* (14%), *Aphanizomenon* (13%), *Woronichinia* (8%) and *Synechococcus* (7%) but in spring, *Microcystis* (59%) is joined by *Synechococcus* (16%) and *Gloeocapsa* (15%).

The first axis of the PCA explains 30.61% of the total variation; it is positively correlated with the variables T ($r=0.72$; $\cos^2=0.52$), NH_4 ($r=0.74$; $\cos^2=0.55$), PO_4 ($r=0.71$; $\cos^2=0.50$), NO_3 ($r=0.67$; $\cos^2=0.45$); *Microcystis* ($r=0.64$; $\cos^2=0.42$); *Planktothrix* ($r=0.56$; $\cos^2=0.32$), SS ($r=0.50$; $\cos^2=0.25$) and others ($r=0.40$; $\cos^2=0.16$). This axis is also negatively correlated with OD ($r=-0.78$; $\cos^2=0.62$), Trans ($r=-0.66$; $\cos^2=0.44$) and *Aphanizomenon* ($r=-0.40$; $\cos^2=0.16$).

The second axis explains 23.28% of the total variation; this axis is positively correlated with the variable Cond ($r=0.83$; $\cos^2=0.69$), *Pseudanabaena* ($r=0.58$, $\cos^2=0.34$), Chl a ($r=0.54$, $\cos^2=0.29$), pH ($r=0.53$, $\cos^2=0.28$), *Dolichospermum* ($r=0.44$, $\cos^2=0.19$) and *Cylindrospermopsis* ($r=0.40$, $\cos^2=0.16$). On the negative pole of axis 2 is Trans ($r=-0.78$; $\cos^2=0.60$).

This study shows that the waters of the Oubeira contain genera of cyanobacteria capable of producing toxins other than microcystin LR; It would therefore be interesting to proceed with the assays of other variants of microcystin, Cylindrospermopsin, anatoxin, nodularin, β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) and lipopolysaccharides (LPS); it is, moreover, imperative that specific actions be undertaken by the managers of this waterbody.

Key words: Cyanobacterial assemblages; toxicity; Lake Oubeira; trophic levels; interactions between abiotic and biotic parameters.

الملخص:

الهدف من هذه الدراسة هو توصيف الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه Oubeira وجرد البكتيريا الزرقاء التي تعيش فيها ، وكذلك تحليل التفاعلات بين المعلمات اللاأحيائية والحيوية المقاسة على تردد أخذ العينات شهرياً (عند 11 محطات) وتردد موسمي (20 محطة).

تظهر نتائج هذه الدراسة أن مياه بحيرة أوبيرا تتميز بمتوسط درجة حرارة حوالي 20.61 درجة مئوية (± 7.06) ، ودرجة حموضة تبلغ 8.67 (7.87-9.88) ، ومتوسط التوصيل الكهربائي قريب من 500 ميكرو ثانية / سم (388-551) ، محتو الأوكسجين المذاب 8.35 مجم / لتر (3.98-12.05). وشفافية 12 سم (5-25) ؛ تركيزات الأملاح المغذية (NO_3^- ، NO_2^- ، NH_4^+ و PO_4^{3-}) أعلى قليلاً من القيم الإرشادية الجزائية وستضع المياه في مرتبة متوسطة إلى سيئة وفقاً للفئات التي حددتها ANB للمياه السطحية. بالإشارة إلى مستويات الكلوروفيل-أ المسجلة في مياه أوبيرا ، يمكننا اعتبار هذا الجسم المائي مفرط التغذية.

من بين 26 جنسًا تم تسجيلها في مياه بحيرة أويرا، نلاحظ الوجود الكلي للجنس *Microcystis* ، وثبت جنس *Pseudanabaena* وانتظام الأجناس *Chroococcus* ، *Dolichospermum* ، *Planktothrix* ، *Synechococcus* ، *Aphanizomenon* ، *Aphanocapsa* من ناحية أخرى ، فإن أجناس *Oscillatoria* و *Merismopedia* و *Cylindrospermopsis* و *Woronichinia* و *Spirulina* هي عرضية. الـ 50٪ المتبقية من الأجناس نادرة.

من حيث الوفرة النسبية ، يتم تمثيل أكثر من 75 ٪ من الوفرة الإجمالية للبكتيريا الزرقاء التي تم جمعها من قبل الأجناس *Microcystis* (44.14 ٪) ، *Planktothrix* (15.70 ٪) ، *Pseudanabaena* (8.35 ٪) و *Aphanocapsa* (07 ٪). تم تسجيل أدنى متوسط كثافة شهرية في ماي (62,390 خلية / مل في S3) والأعلى في أوت (846,571 خلية / مل في S11). بالإشارة إلى إرشادات منظمة الصحة العالمية ، تحتوي المياه السطحية لبحيرة أوبيرا على كثافة بكتيريا زرقاء أعلى بكثير من تلك المطلوبة لمستوى التنبيه 2 (100000 خلية / مل).

في مياه أويرا ، تتبع النسب الموسمية للبكتيريا الزرقاء الترتيب التنازلي التالي الصيف (40٪) الخريف (38٪) ≤ الربيع (15٪) ≤ الشتاء (7٪). أما التجمعات الموسمية للبكتيريا الزرقاء فهي تختلف من موسم إلى آخر. نلاحظ ، في الصيف ، الغلبة الواضحة لـ *Microcystis* (53٪) و *Planktothrix* (33٪) ، بينما في الخريف ، انضم (10٪) *Anabaenopsis* و (7٪) *Pseudanabaena* إلى *Microcystis* (41٪) و (27٪) *Planktothrix* و (6٪) *Cylindrospermopsis* في فصل الشتاء ، يصاحب *Microcystis* (50٪) بكتيريا *Pseudanabaena* (14٪) ، و *Aphanizomenon* (13٪) ، و *Woronichinia* (8٪) و *Synechococcus* (7٪) ، ولكن في الربيع ، ينضم (59٪) *Microcystis* إلى (16٪) *Synechococcus* و (15٪) *Gloeocapsa*.

يشرح المحور الأول لتحليل المكون الرئيسي (ACP) 30.61 ٪ من التباين الكلي ؛ يرتبط ارتباطًا إيجابيًا بالمتغيرات الحرارة ($r = 0.72$ ؛ $\cos^2 = 0.52$) ، NH_4 ($r = 0.74$ ؛ $\cos^2 = 0.55$) ؛ PO_4 ($r = 0.71$ ؛ $\cos^2 = 0.50$) ؛ NO_3 ($r = 0.67$ ؛ $\cos^2 = 0$) ؛ SS (المواد العالقة في الماء ($r = 0.45$ ؛ $\cos^2 = 0.64$) ؛ *Microcystis* ($r = 0.42$ ؛ $\cos^2 = 0.56$) ؛ *Planktothrix* ؛ المواد العالقة في الماء ($r = 0.32$ ؛ $\cos^2 = 0.45$) ؛ وآخرون ($r = 0.40$ ؛ $\cos^2 = 0.16$) . يرتبط هذا المحور أيضًا ارتباطًا سلبيًا بالأكسجين المتحلل في الماء ($r = -0.78$) ؛ شفافية الماء ($r = -0.66$ ، $\cos^2 = 0.62$) ؛ *Trans* ($r = -0.40$ و $\cos^2 = 0.44$) ؛ *Aphanizomenon* ؛ ($\cos^2 = 0.16$) .

يشرح المحور الثاني 23.28% من التباين الكلي ؛ يرتبط هذا المحور ارتباطًا إيجابيًا بالمتغير Cond ($r = 0.83$ ، $\cos^2 = 0.69$) ، $\cos^2 = 0.28$) ، Chl a ($r = 0.54$ ، $\cos^2 = 0.34$) ، *Pseudanabaena* ($r = 0.58$ ، $\cos^2 = 0.29$) ، *Cylindrospermopsis* ($r = 0.40$ و $\cos^2 = 0.19$) ، *Dolichospermum* ($r = 0.44$ ، $\cos^2 = 0.16$) ، $\cos^2 = 0.60$) ؛ Trans ($r = -0.78$ للمحور 2 هو

تبين هذه الدراسة أن مياه نهر أويرا تحتوي على أجناس من البكتيريا الزرقاء القادرة على إنتاج سموم غير ميكروسيستين LR. لذلك سيكون من المثير للاهتمام المضي قدماً في فحوصات المتغيرات الأخرى من ميكروسيستين ، وسيليندروسبيريموبسين ، وأناطوكسين ، ونودولارين ، وبيتا-N-ميثيلامينو-L-ألانين (BMAA) وعديدات السكريد الدهنية (LPS) ؛ علاوة على ذلك ، من الضروري اتخاذ إجراءات محددة من قبل مسيرى هذا التجمع المائي.

الكلمات المفتاحية: التجمعات السيانوبكتيرية ؛ تسمم؛ بحيرة أوديرا المستنقعات الغذائية؛ التفاعلات بين المعلومات اللاحائية

Liste des figures : Chapitres 01 et 02	Page
Figure 1 : variété et hétérogénéité morphologique des cyanobactéries (d'après Palinska, 2008). Unicellulaires : (a) cellules uniques de <i>Cyanothece</i> PCC 7418, (b) colonies régulières de <i>Merismopedia punctata</i> et (c) colonies irrégulières de <i>Gloeotheca</i> PCC 6909. Filamenteuses, sans hétérocystes : (d) <i>Spirulina</i> sp., (e) <i>Arthrospira</i> sp., (f) <i>Planktothrix</i> sp. et (g) <i>Hydrocoleum cantharidosmum</i> . Filamenteuses avec hétérocystes : (h) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , (i) <i>Scytonema</i> sp. et (j) <i>Stigonema</i> sp., cyanobactérie filamenteuse avec hétérocystes et trichomes branchés.	4
Figure 2 : Vue schématique des ordres et des familles de cyanobactéries et des caractères taxonomiques importants utilisés pour les distinguer ; La séparation de base des taxons supérieurs est basée sur les résultats préliminaires des analyses phylogénétiques et des modèles ultrastructuraux des thylakoïdes (à gauche). Vue schématique des familles de cyanobactéries à hétérocystes (Nostocales) et caractéristiques importantes permettant leur identification (d'après Komarek et al, 2014)	4
Figure 3 : Formation de fleurs d'eau cyanobactériennes : Illustration schématique montrant les facteurs clés tels que l'eutrophisation anthropogénique, le changement climatique global tel que l'augmentation de la température et de la lumière ou le réchauffement global dû à une augmentation des substances appauvrissant la couche d'ozone (par exemple, CO ₂ , N ₂ O, etc.), et d'autres facteurs biotiques et abiotiques responsables de l'incidence des efflorescences dans le monde (Illustration par R. P. Rastogi).	8
Figure 4 : Brassage des eaux et stratification thermique dans un lac profond tempéré	10
Figure 5 : Schéma de fonctionnement d'une exposition humaine et animale aux cyanotoxines dans des environnements d'eau douce contaminés par des blooms toxiques de cyanobactéries : par ingestion (eau et denrées alimentaires), par voie cutanée (baignade, loisirs, travail dans les fermes aquatiques, agriculture) et par inhalation (baignade, loisirs, agriculture, autres activités professionnelles) (Lee et al., 2017).	18
Figure. 6 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen	26
Figure 7. Position de la région d'El-Kala dans le climagramme d'Emberger (1996-2016)	27
Figure 8 : Quelques activités qui se déroulent dans le lac ou sur ses berges	30
Figure 9. Localisation des stations échantillonnées dans le lac Oubeira-2015-2016). (Mensuel : chiffre en noir de 1 à 11 ; Saisonnier : chiffres en noir et rouge de 1 à 20)	32
Figure 10. Variations spatio-temporelles de la température des eaux du lac Oubeira	41
Figure 11 : Carte de distribution spatiale de la température des eaux du lac Oubeira	41
Figure 12. Variations spatio-temporelles de la teneur en oxygène dissous relevée dans les eaux de l'Oubeira	42
Figure 13 : Carte de distribution spatiale des teneurs en oxygène dissous relevées dans les eaux du lac Oubeira	42
Figure 14. Variations spatio-temporelles du pH des eaux du lac Oubeira	43
Figure 15 : Carte de distribution spatiale du pH des eaux du lac Oubeira	43
Figure 16. Variations spatio-temporelles de la conductivité relevées dans les eaux du lac Oubeira	44
Figure 17 : Carte de distribution spatiale de la conductivité électrique des eaux du lac Oubeira	44
Figure 18. Variations spatio-temporelles des teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Oubeira	45
Figure 19 : Carte de distribution spatiale des teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Oubeira	45
Figure 20. Variations spatio-temporelles de la transparence des eaux du lac Oubeira	46
Figure 21 : Carte de distribution spatiale de la transparence des eaux du lac Oubeira	46
Figure 22. Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrate relevées dans les eaux du lac Oubeira	47

Figure 23 : Carte de distribution spatiale des teneurs en nitrate (NO ₃ ⁻) relevées dans les eaux du lac Oubeïra	47
Figure 24. Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrite relevées dans les eaux du lac Oubeïra	48
Figure 25 : Carte de distribution spatiale des nitrites (NO ₂ ⁻) dans les eaux du lac Oubeïra	48
Figure 26. Variations spatio-temporelles des teneurs en azote ammoniacal relevées dans les eaux du lac Oubeïra	49
Figure 27 : Carte de distribution spatiale des teneurs en ammonium (NH ₄ ⁺) relevées dans les eaux du lac Oubeïra	49
Figure 28. Variations spatio-temporelles des teneurs en orthophosphates des eaux du lac Oubeïra	50
Figure 29 : Carte de distribution spatiale des teneurs en Orthophosphate relevées dans les eaux du lac Oubeïra	50
Figure 30. Variations spatio-temporelles des teneurs de la chlorophylle-a relevées dans les eaux du lac Oubeïra	51
Figure 31 : Carte de distribution spatiale des teneurs en chlorophylle-a relevées dans les eaux du lac Oubeïra	51
Figure 32 : Abondance relative (%) des principaux genres de cyanobactéries identifiés dans le lac Oubeïra.	56
Figure 33 : Variation spatio-temporelle des densités globales des cyanobactéries.	57
Figure 34 : Carte de distribution spatiale des densités moyennes mensuelles des cyanobactéries collectées dans les eaux du lac Oubeïra	58
Figure 35 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Microcystis</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	59
Figure 36 : Carte de distribution spatiale du genre <i>Microcystis</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	59
Figure 37 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Planktothrix</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	60
Figure 38 : Carte de distribution spatiale du genre <i>Planktothrix</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	61
Figure 39 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Pseudanabaena</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	62
Figure 40 : Carte de distribution spatiale du genre <i>Pseudanabaena</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	62
Figure 41 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Aphanocapsa</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	63
Figure 42 : Carte de distribution spatiale des densités mensuelles moyennes du genre <i>Aphanocapsa</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	64
Figure 43 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Cylindrospermopsis</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	65
Figure 44 : Carte de distribution spatiale des densités moyennes mensuelles du genre <i>Cylindrospermopsis</i> (lac Oubeïra, (Avril 2015 – Mars 2016).	65
Figure 45 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Dolichospermum</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	66
Figure 46 : Carte de distribution spatiale des densités mensuelles moyennes du genre <i>Dolichospermum</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	67
Figure 47 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Synechococcus</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	68
Figure 48 : Carte de distribution spatiale des densités mensuelles moyennes du genre <i>Synechococcus</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	68
Figure 49 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Aphanizomenon</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	69

Figure 50 : Carte de distribution spatiale des densités mensuelles moyennes du genre <i>Aphanizomenon</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	70
Figure 51 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Oscillatoria</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	71
Figure 52: Carte de distribution spatiale des densités mensuelles moyennes du genre <i>Oscillatoria</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	71
Figure 53 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Woronichinia</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016)	72
Figure 54 : Carte de distribution spatiale des densités moyennes mensuelles du genre <i>Woronichinia</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	72
Figure 55 : Variations spatio-temporelles des densités mensuelles du genre <i>Cylindrospermum</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	73
Figure 56 : Carte de distribution spatiales des densités moyennes mensuelles du genre <i>Cylindrospermum</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	73
Figure 57 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Gloeocapsa</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	74
Figure 58 : Carte de distribution spatiale des densités mensuelles moyennes du genre <i>Gloeocapsa</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016). 2016).	74
Figure 59 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du groupe <i>Autres</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	75
Figure 60 : Carte de distribution spatiale des densités mensuelles moyennes du groupe <i>Autres</i> (lac Oubeïra, Avril 2015 – Mars 2016).	76
Figure 61 : Cercle de corrélations des variables environnementales avec les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales standardisée au niveau des eaux de l'Oubeïra. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 30.01%, axe 2 : 23.01%.	80
Figure 62 : Projection des mois et des stations sur les deux premiers axes de l'ACP standardisée. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 31.01%, axe 2 : 23.01%.	81
Figure 63 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 23 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative	83
Figure 64 : Classification ascendante hiérarchique des douze mois d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques	84
Figure 65 : Classification ascendante hiérarchique des stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotique et abiotique (Oubeïra).	85
Figure 66. Variations saisonnières de la température des eaux du lac Oubeïra (Printemps 2015 – hiver 2016).	86
Figure 67 : Distribution spatiale de la température dans les eaux de l'Oubeïra	86
Figure 68. Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux du lac Oubeïra	87
Figure 69 : Distribution spatiale des teneurs en OD relevées dans les eaux du lac Oubeïra	87
Figure 70. Variations saisonnières du pH des eaux du lac Oubeïra	88
Figure 71 : Distribution spatiale du pH des eaux du lac Oubeïra	88
Figure 72 : Variations saisonnières de la conductivité électrique des eaux du lac Oubeïra	89
Figure 73 : Distribution spatiale de la conductivité électrique des eaux du lac Oubeïra	89
Figure 74 : Variations saisonnières des teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Oubeïra	90
Figure 75 : Distribution spatiale des teneurs en M.E.S relevées dans les eaux du lac Oubeïra	90
Figure 76 : Variations saisonnières de la transparence des eaux du lac Oubeïra	91
Figure 77 : Distribution spatiale de la transparence des eaux du lac Oubeïra	91
Figure 78. Variations saisonnières des teneurs en nitrates relevées dans les eaux du lac Oubeïra	92

Figure 79 : Distribution spatiale des teneurs moyennes en nitrates relevées dans les eaux du lac Oubeira	92
Figure 80. Variations saisonnières des teneurs en nitrites relevées dans les eaux du lac Oubeira	93
Figure 81. Distribution spatiale de la teneur moyenne des nitrites relevées dans les eaux du lac Oubeira	93
Figure 82. Variations saisonnières des teneurs en ammonium relevées dans les eaux du lac Oubeira	94
Figure 83. Distribution spatiale de la teneur moyenne en ammonium relevée dans les eaux du lac Oubeira	94
Figure 84. Variations saisonnières des teneurs de l'ortho-phosphate des eaux du lac Oubeira	95
Figure 85. Distribution spatiale de la teneur moyenne en orthophosphates relevée dans les eaux du lac Oubeira	95
Figure 86. Variations saisonnières des teneurs en chlorophylle-a relevées dans les eaux du lac Oubeira	96
Figure 87. Distribution spatiale de la teneur moyenne en chlorophylle-a relevée dans les eaux du lac Oubeira	96
Figure 88. Proportions saisonnières des cyanobactéries collectées dans les eaux du lac Oubeira	99
Figure 89. Proportions des principaux genres collectés durant la campagne d'hiver (lac Oubeira)	101
Figure 90. Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne d'hiver	103
Figure 91 : Abondances relatives des principaux genres recensés durant la campagne de printemps (Lac Oubeira)	105
Figure 92. Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne de printemps (lac Oubeira)	106
Figure 93. Abondances relatives des principaux genres recensés durant la campagne d'été (Lac Oubeira)	108
Figure 94. Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne d'été	110
Figure 95. Proportions des principaux genres collectés durant la campagne d'automne (lac Oubeira).	112
Figure 96. Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne d'automne	114
Figure.97. <i>Haut, gauche</i> : contributions des variables explicatives aux axes de l'analyse. <i>Milieu, gauche</i> : corrélations entre les axes et les variables explicatives. <i>Bas, gauche</i> : inertie projetée sur chaque axe, [<i>haut, droite</i>] scores des individus-lignes(stations), <i>Bas, milieu</i> : les scores des variables sur les axes, <i>Bas, droite</i> : les valeurs propres des axes.	118
Figure 98 : Projection des variables et caractérisation des typologies du plan des individus	119
Figure 99 : Projection sur les 2 principaux axes de l'ensemble des genres de cyanobactéries collectés	119
Figure 100 : Projection des genres de cyanobactéries et caractérisation des typologies du plan des individus	120
Figure 101 : Projection des variables biologique (biotiques) et des variables environnementales (abiotiques) sur les axes de RDA.	120
Figure 102 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 14 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période printanière. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative	121
Figure 103 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 14 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période estivale. Couleur bleue :	122

corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative	
Figure 104 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 17 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période automnale. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative	123
Figure 105 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 17 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période hivernale. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative	124
Figure 106 : Localisation des 4 stations d'échantillonnage.	156
Figure 107 : Principe des tests ELISA commerciaux utilisés pour la détection de MC dans des échantillons	159
Figure 108 : Procédé expérimental du test ELISA utilisé pour la détermination de MC LR	159
Figure 109 : Fluctuations mensuelles des concentrations en nutriments enregistrées dans les 4 stations échantillonnées dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016. (Niveau de signification : $p > 0,05$ pas de différence significative ; $p < 0,05$ différence significative, $p < 0,01$ différence hautement significative ; $p < 0,001$ différence très hautement significative).	161
Figure 110 : Carte thermique temporelle (A) et spatiale (B) de l'abondance des cyanobactéries (Cellule/mL, transformée en racine carrée) identifiées dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016.	164
Figure 111 : Fluctuations spatio temporelles des abondances des cyanobactéries collectées dans les 4 stations échantillonnées d'avril 2015 à mars 2016 (lac Oubeira). (Niveau de signification : $p > 0,05$ différence non significative ; $p < 0,05$ différence significative, $p < 0,01$ différence hautement significative ; $p < 0,001$ différence très hautement significative).	166
Figure 112 : Fluctuations mensuelles des concentrations intracellulaires de microcystine ($\mu\text{g eq MC-LR/L}$) enregistrées dans les 4 stations échantillonnées d'avril 2015 à mars 2016 (lac Oubeira).	167
Figure 113 : Variations entre les stations (à gauche) et entre les mois (à droite) des concentrations de MC LR enregistrées dans les eaux de l'Oubeira (avril 2015-mars 2016).	168
Figure 114 : Analyse en composantes principales basée sur les variations mensuelles des variables biotiques et abiotiques, dans le lac Oubeira, durant la période d'avril 2015 à mars 2016. Le plan factoriel (1,2) explique 55,2 % de la variabilité totale (axe 1 : 31,59 %, axe 2 : 23,62 %). Cercle de corrélation des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux (panneau de gauche). Projection des mois et des stations sur les deux premiers axes principaux (panneau de droite).	169
Figure 115 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 21 paramètres biotiques et abiotiques. (Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative).	170
Liste des figures : chapitre 03	Pages
Fig. 1. Exemple de modèle linéaire avec $y = 0.5x^2 + x$	208
Fig. 2. Modèle linéaire de <i>Microcystis</i> modélisé comme $Mictis_{predicted}(t) = 0.58265 \cdot T + 0.3325 \cdot Condu - 0.37068 \cdot Trans + 0.093884 \cdot NH_4 + 0.19691 \cdot NO_3 + 0.012184 \cdot PO_4$	208
Fig. 3. Modèle non linéaire à une seule variable	210
Fig. 4. Ligne optimale à deux variables $K(x) = (x, x^2)$	210
Fig. 5. Schéma d'itération des particules	211
Fig. 6 : Schéma montrant comment un nouveau point est généré à partir de deux points existants (étapes 6 et 7).	213

Fig. 7. Valeurs de R pour chaque paramètre	216
Fig. 8. Régression - valeurs réelles et estimées de <i>Microcystis</i> dans le cas d'apprentissage a) Régression réelle et prédite de <i>Microcystis</i> ; b) Différence d'erreur - modèle du cas de validation - cas de test ; c) Régression réelle et prédite de <i>Microcystis</i> ; d) Différence d'erreur - modèle du cas de validation - cas de validation.	217
Fig. 9. Diagramme de régression dispersé	218
Fig. 10. SVM scattered plot	218
Fig. 11. Paramètres PSO : a) poids d'inertie w ; b) rapport d'amortissement du poids d'inertie w_{damp}	219
Fig. 12. PSO scattered plot	220
Fig. 13. GA parameters: a) Meilleure valeur objective ; b) Rapport d'amortissement du poids de l'inertie w_{damp}	220
Fig. 14. GA scattered plot	221
Fig. 15. Paramètres BSA : a) la fréquence des comportements de combat des oiseaux ; b) la probabilité de recherche de nourriture ; c) les paramètres d'apprentissage ; b) probabilité de recherche de nourriture ; c) paramètres d'apprentissage.	222
Fig. 16. BSA scattered plot	223
Fig. 17. Résultats de l'apprentissage pour les différentes techniques	224
Fig. 18. Indices de performance des différentes techniques : a) Apprentissage ; b) Validation	225
Fig. 19. Meilleur coût de formation en fonction des itérations	225

<i>Liste des tableaux : Chapitres 01 et 02</i>	<i>Page</i>
Tableau 1 : Caractéristiques générales des lacs oligotrophes, eutrophes et dystrophes (D'après Maitland, 1990)	2
Tableau 2 : Paramètres abiotique et biotique et adaptations des cyanobactéries	12
Tableau 3 : Structures chimiques des neurotoxines, effets et producteurs	14
Tableau 4 : Structures chimiques des dermatotoxines, effets et producteurs	15
Tableau 5 : Structures chimiques des hépatotoxines, effets et producteurs	16
Tableau 6 : Valeurs guides retenues par l'OMS (OMS, 2003) pour la qualité des eaux de baignades	21
Tableau 7 : Données climatiques de la zone d'étude (1996-2016).	25
Tableau 8 : Paramètre de climagramme d'Emberger.	27
Tableau 9 : Caractéristiques du bassin versant	28
Table 10 : Situation des stations d'échantillonnage.	31
Tableau 11 : Diversité générique mensuelle des cyanobactéries répertoriées dans le lac Oubeira (Avril 2015 - Mars 2016).	53
Table 12 : Fréquence d'occurrence, et abondance relative des genres de cyanobactéries identifiés dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016.	54
Tableau 13 : Description statistique des variables environnementales enregistrées dans les eaux de l'Oubeira	77
Tableau 14 : Comparaison des médianes des variables abiotiques et biotiques mesurés dans les eaux de l'Oubeira	78
Tableau 15 : Comparaison des médianes des densités des principaux genres de cyanobactéries collectés dans les eaux de l'Oubeira	79
Tableau 16 : Diversité générique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans le lac Oubeira	97
Tableau 17 : Fréquence d'occurrence, et abondance relative des genres de cyanobactéries recensés durant les 4 campagnes dans les eaux du lac Oubeira.	98
Table 18 : Fréquence d'occurrence et abondance relative des cyanobactéries en période hivernale	100
Tableau 19 : Fréquence d'occurrence et abondance relative de l'ensemble des genres de cyanobactéries collectés au printemps dans le lac Oubeira.	104
Table 20 : Fréquence d'occurrence et abondance relative des genres de cyanobactéries collectés, dans le lac Oubeira, durant la campagne d'été.	107
Table 21 : Fréquence d'occurrence et abondance relative des genres de cyanobactéries recensés durant la campagne d'automne (Lac Oubeira)	111
Tableau 22 : Description statistique des variables environnementales enregistrées dans les eaux de l'Oubeira	115
Tableau 23 : Comparaison des médianes des variables abiotiques et biotiques mesurées, selon un pas saisonnier, dans les eaux de l'Oubeira	116
Tableau 24 : Comparaison des médianes des densités des principaux genres de cyanobactéries collectés dans les eaux de l'Oubeira	117
Tableau 25 : Valeurs moyennes et écart-type (Sd), minimales, maximales et médianes, et coefficient de variance (CV) des paramètres physico-chimiques, de la chlorophylle-a et du MC-LR enregistrés dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016.	160
Tableau 26 : Comparaisons des valeurs médianes des paramètres physico-chimiques échantillonnés dans les 4 stations entre avril 2015 et mars 2016 (test de Kruskal Wallis au niveau de signification $\alpha=0,05$).	162
Tableau 27 : Fréquence d'occurrence, abondance relative des genres de cyanobactéries identifiés dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016.	163
Tableau 28 : Comparaison, entre les stations et entre les mois, des valeurs médianes des abondances de cyanobactéries à l'origine de bloom dans les 4 stations échantillonnées d'avril 2015 à mars 2016 (test de Kruskal Wallis au niveau de signification $\alpha=0,05$).	166

Tableaux : Chapitre 03	Page
Tableau 01 : Variables prédictrices de blooms d'algues nuisibles sélectionnées dans d'autres études selon (Daghighi, 2017)	204
Tableau 2 : Nouveau nombre de variables après combinaison	206
Tableau 3 : Nouveau nombre de variables après combinaison	210
Tableau 4 : Paramètres statistiques des variables pour l'apprentissage.	214
Tableau 5 : Paramètres statistiques des variables de validation	215
Tableau 6 : Résultats de la modélisation pour différentes combinaisons de paramètres	216
Tableau 7 : Paramètres du SVM	218
Tableau 8. Paramètres PSO	219
Tableau 9 : Paramètres de l'AG	221
Tableau 10 : Paramètres BSA	222
Tableau 11 : Critères d'évaluation des modèles développés à l'aide de techniques de calcul	223
Tableau 12 : Critères d'évaluation des modèles développés à l'aide de techniques heuristiques	224

Sommaire

Chapitre 1 : Interactions cyanobactéries-environnement

1- Introduction générale	1
1-1. Les cyanobactéries	3
1-1.1. Morphologie et classification des cyanobactéries	4
1-1.2. Caractéristiques physiologiques des cyanobactéries formatrices de blooms	6
1-1.3. Environnement favorable aux efflorescences cyanobactériennes	8
1-1.4. Structures chimiques et toxicité des principales toxines des cyanobactéries	13
1-1.5. Les microcystines (MC)	17
1-1.5.1. Organismes producteurs	17
1-1.5.2. Risques et voies d'exposition aux MC présentes dans l'environnement	17
1-1.5.3. Facteurs abiotiques influençant la synthèse des microcystines	18
1-1.5.4. Rôle biologique et écologique des microcystines	19
1-1.6. Réglementations relatives aux cyanobactéries et aux cyanotoxines	20
2- Matériel & Méthodes.	24
2-1. Cadre climatique de la région	24
2-2.1. Bassin versant du lac Oubeira	24
2-2.2. Le lac Oubeira	28
2-3. Méthodologie	30
2-3.1. Stratégie d'échantillonnage	30
2-3.2. Mesures réalisées in situ	32
2-3.3. Dosages des nutriments	33
2-3.4. Dosage des matières en suspension (MES)	37
2-3.5. Dosage de la Chlorophylle <i>a</i>	37
2-3.6. Identification et dénombrement des cyanobactéries collectées	38
2-3.7. Analyse statistique	40
3- RESULTATS	41
3-1. Variations mensuelles des paramètres physico chimiques des eaux	41
3-1.1. Température	41
3-1.2. Oxygène dissous	42
3-1.3. pH	43
3-1.4. Conductivité électrique	44
3-1.5. Matières en suspension (M.E.S)	45
3-1.6. Transparence	46
3-1.7. Nitrates	47
3-1.8. Nitrites	48
3-1.9. Azote ammoniacal	49
3-1.10. Ortho-phosphates	50
3-1.11. Chlorophylle-a	51
3-2. Inventaire et distribution mensuelle des genres de Cyanobactéries collectés	52
3-2.1. Inventaire	52
3-2.2. Fréquence d'occurrence et abondance relative des genres recensés	53
3-2.3. Variations spatio-temporelles des cyanobactéries collectées dans le lac Oubeira	57

3-2.4.	Variation spatio-temporelle des cyanobactéries identifiées dans le lac Oubeira	58
3-2.4.1.	<i>Microcystis</i>	58
3-2.4.2.	<i>Planktothrix</i>	60
3-2.4.3.	<i>Pseudanabaena</i>	61
3-2.4.4.	<i>Aphanocapsa</i>	63
3-2.4.5.	<i>Cylindrospermopsis</i>	64
3-2.4.6.	<i>Dolichospermum</i>	66
3-2.4.7.	<i>Synechococcus</i>	67
3-2.4.8.	<i>Aphanizomenon</i>	69
3-2.4.9.	<i>Oscillatoria</i>	70
3-2.4.10.	<i>Woronichinia</i>	71
3-2.4.11.	<i>Cylindrospermum</i>	73
3-2.4.12.	<i>Gloeocapsa</i>	74
3-2.4.13.	<i>Autres</i>	75
3-3.	Analyses statistiques des données collectées mensuellement	77
3-4.	Variations saisonnières des paramètres physico chimiques des eaux de l'Oubeira	86
3-4.1.	Température	86
3-4.2.	Oxygène dissous	87
3-4.3.	pH	88
3-4.4.	Conductivité électrique	89
3-4.5.	Matières en suspension (M.E.S)	90
3-4.6.	Transparence	91
3-4.7.	Nitrates	92
3-4.8.	Nitrites	93
3-4.9.	Azote ammoniacal	94
3-4.10.	Ortho-phosphates	95
3-4.11.	Chlorophylle-a	96
3-5.	Variations saisonnières des cyanobactéries collectées	97
3-5.1.	Inventaire	97
3-5.2.	Fréquence d'occurrence et abondances relatives des cyanobactéries recensées	97
3-5.3.	Proportions saisonnières des cyanobactéries collectées	99
3-5.4.	Les cyanobactéries collectées durant la campagne d'hiver	100
3-5.5.	Les cyanobactéries collectées durant la campagne de Printemps	103
3-5.6.	Les cyanobactéries collectées durant la campagne d'été	107
3-5.7.	Les cyanobactéries collectées durant la campagne d'automne	110
3-6.	Analyse statistique des données saisonnières collectées	115
3-7.	DISCUSSION GENERALE	125
	Chapitre 2 : Bloom et toxicité des cyanobactéries dans l'Oubeira	154
1-	Introduction	154
2-	Matériel et méthodes	155
2-1.	Echantillonnage	155
2-2.	Facteurs abiotiques	156
2-3.	Inventaire des genres de cyanobactéries collectées	156
2-4.	Dosage des Microcystines	157
2-5.	Analyse statistique	159

3- Résultats	160
3-1. Facteurs abiotiques	160
3-2. Communauté de Cyanobactéries	162
3-3. Dynamique spatiotemporelle de la Microcystine (MCLR) intracellulaire	167
3-4. Analyse statistique	168
4- Discussion	170
Références bibliographiques	174
Chapitre 03 : Modélisation évolutive et classique des cyanobactéries	201
1- Introduction	201
2- Matériel et méthodes	205
2-1. Théories	206
2-1.1. Modèle de <i>Microcystis</i>	206
2-1.2. Indices de performance des modèles	207
2-1.3. Régression linéaire multiple (MLR)	207
2-1.4. Machines à vecteurs de support (SVM) :	209
2-1.5. Optimisation par essaim de particules (PSO) <i>Particle Swarm Optimization (PSO)</i>	211
2-1.6. Algorithmes Génétiques (<i>Genetic Algorithms (GA)</i>)	212
2-1.7. Algorithme de l'essaim d'oiseaux (BSA) [<i>Bird Swarm Algorithm (BSA)</i>]	213
3- Résultats des techniques appliquées	214
3-5. Discussion	226
Références bibliographiques	227
Annexes	

***CHAPITRE 1 : INTERACTIONS
CYANOBACTÉRIES - ENVIRONNEMENT***

1- Introduction générale

La préservation de la ressource ‘‘eau’’ serait au premier plan des grands défis de ce siècle car pour de nombreux pays, la sauvegarde et la gestion des ressources en eaux posent de gros problèmes du fait des besoins sans cesse croissants, en cette ressource, mais aussi à cause des risques croissants de sa dégradation (Sabart, 2009). D’après Rodier et al. (2009), certains pays verront la pollution de leurs ressources s’accroître à un niveau tel qu’il sera difficile d’y remédier. Depuis les 50 dernières années, l’accroissement de la population mondiale a entraîné, une intensification et un changement des pratiques agricoles, associés à la destruction des végétations ripariennes et à une utilisation intensive de produits phytopharmaceutiques pour protéger les cultures et accroître les rendements de production (Reynolds, 1984).

Les eaux de surface sont souvent soumises à une eutrophisation croissante due essentiellement aux différentes sources de pollution (Miller et al., 2017 ; Huisman et al., 2018). Les eaux stagnantes sont les plus menacées car à leur évolution naturelle s’ajoute une pression anthropique de plus en plus importante liée aux usages de l’eau tel que l’irrigation, le transport, la production d’énergie et surtout à la pollution liée aux rejets industriels, domestiques et agricoles (Moilanen et al., 2008). Les plans d’eau douce continentaux sont ainsi devenus les réceptacles de ces molécules chimiques toxiques et d’importants transferts de nutriments (phosphore et azote) depuis les bassins versants engendrant une eutrophisation accrue des systèmes aquatiques et une augmentation de la production primaire du phytoplancton (Reynolds, 1984).

Selon Smith (2003) les symptômes des lacs eutrophes et hypereutrophes se traduisent par une turbidité élevée, un déficit sinon une anoxie complète de l’hypolimnion, une réduction de l’aspect esthétique (visuel et odeur), une diminution de la potabilité de l’eau et un changement de la composition de la communauté zooplanctonique et ichtyologique (tableau 1). Une autre conséquence qui est particulièrement critique et à laquelle nous nous intéressons, dans la présente étude, est une transition dans la composition spécifique du phytoplancton vers une dominance des cyanobactéries comme cela est rapporté par Dokulil et Teubner (2000). D’après O’Neil et al., (2012), ce phénomène d’eutrophisation qui mène à la présence de cyanobactéries toxiques est l’une des causes principales des perturbations écosystémiques des milieux dulçaquicoles eutrophisés. La prolifération de ces cyanobactéries est une source de nuisance potentielle importante (Chorus & Bartram, 1999 ; Paerl, 2018).

D’un point de vue économique, les proliférations de cyanobactéries aggravent le problème actuel de gestion des eaux continentales en créant diverses nuisances : coloration de l’eau, nuisances olfactives, perturbations des procédés de traitement des eaux d’alimentation.

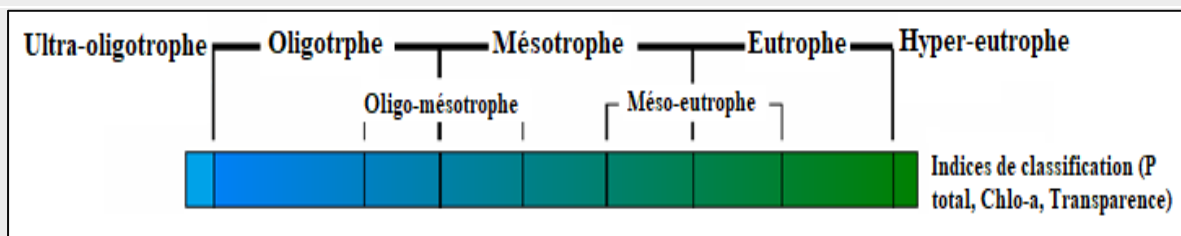
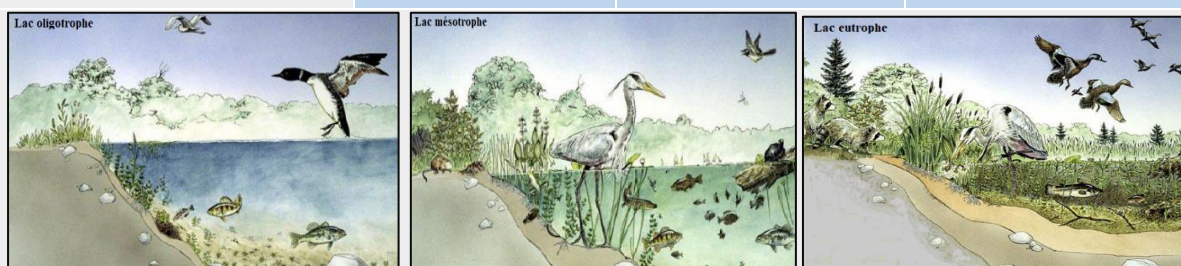
D’un point de vue écologique, les blooms de cyanobactéries entraînent des perturbations du milieu qui peuvent se manifester par une augmentation de la turbidité et la mort des plantes aquatiques représentant un habitat pour de nombreuses espèces ; ces perturbations peuvent avoir pour conséquence une diminution de la teneur en oxygène ou aussi un déséquilibre dans les communautés phytoplanctoniques (Chorus & Bartram, 1999).

D’un point de vue sanitaire, du fait de leurs propriétés toxiques ; Les cyanotoxines sont des métabolites secondaires des cyanobactéries toxiques ; elles recouvrent une grande variété de structures chimiques : peptides cycliques, alcaloïdes et lipopolysaccharides et de propriétés toxiques :

neurotoxines, hépatotoxines, dermatotoxines, cytotoxines (Paerl, 2018). Ces toxines sont intracellulaires et synthétisées par les populations de cyanobactéries en croissance, puis libérées dans le milieu à l'occasion de leur sénescence. La quasi-totalité des cyanobactéries et des cyanotoxines étudiées sont responsables de désagréments parfois mortels sur les autres compartiments écosystémiques, tels que le zooplancton, le phytoplancton et la faune piscicole (Funari & Testai, 2008; Testai et al., 2016 ; Paerl, 2018).

Tableau 1. Caractéristiques générales des lacs (D'après Maitland, 1990)

Caractéristiques	Dystrophe	Oligotrophe	Eutrophe
Forme du bassin	Petit et peu profond	Étroit et profond	Large et peu profond
Substrat du lac	Vase tourbeuse	Pierres et limon inorganique	Vase organique
Berge du lac	Tourbeux ou pierreux	Riche en pierre	Riche en plante
Transparence de l'eau	faible	Élevée	faible
Couleur d'eau	Marron	Vert ou bleu	Jaune ou vert
Matière solide dissoute	Faible, pauvre en Ca	Faible, pauvre en N	Élevé, beaucoup de N et Ca
Matières en suspension	Faible	Faible	Forte
Oxygène	Haut	Haut	Faible
Phytoplancton	Peu d'espèces, faible densités	Beaucoup d'espèces, densités faibles	Peu d'espèces, densités élevées
Macro-phytes	Peu d'espèces, certaines abondantes	Peu d'espèces, rarement abondantes	De nombreuses espèces, certaines abondantes
Zooplancton	Peu d'espèces, densités faibles	Beaucoup d'espèces, densités faibles	Peu d'espèces, densités élevées
Zoo benthos	Peu d'espèces, densités faibles	Beaucoup d'espèces, densités faibles	Nombreuses espèces, densités élevées
Poisson	Très peu d'espèces, souvent aucune	Peu d'espèces	Plusieurs espèces



Le type de lac mésotrophe partage avec les types oligotrophe et eutrophe deux sous-types appelés respectivement "Oligo-mésotrophe et Méso-eutrophe". Alors que le type oligotrophe peut atteindre le stade "Ultra-oligotrophe" et le type eutrophe celui d'hyper-eutrophe (MDDELCC, 2015b, modifié)

1-1. Les cyanobactéries

Les cyanobactéries constituent un groupe monophylétique au sein du domaine des bactéries (Blank 2004). L'embranchement des cyanobactéries a longtemps été décrit comme l'ensemble des organismes ayant pour ancêtre commun un organisme procaryote réalisant la photosynthèse (Shih et al. 2017, Soo et al. 2019). Cependant, de récents travaux basés sur l'ARN ribosomal 16S ont conduit à la division de l'embranchement des cyanobactéries en trois classes se composant des Oxyphotobacteria, des Melainabacteria et des Sericytochromatia (Shih et al. 2017). Les cyanobactéries, souvent désignées comme « algues bleues », appartiennent à la classe des Oxyphotobacteria (Soo et al. 2019). L'apparition de la photosynthèse oxygénique au sein des Oxyphotobacteria coïncide avec l'oxygénation de l'atmosphère terrestre, il y a 2,3 milliards d'années (Soo et al. 2019).

Les cyanobactéries présentent une répartition mondiale et prolifèrent majoritairement au sein des écosystèmes aquatiques qu'ils soient, dulcicoles, saumâtres ou marins. Les cyanobactéries ont également colonisé les milieux « extrêmes » tels que les sources géothermales, les lacs alcalins, les milieux désertiques, la cryosphère et les zones hypersalines (Cirés et al. 2017). Elles se développent aussi en zone subaérienne à la surface de différents substrats (Whitton 2012). Les cyanobactéries sont également impliquées dans diverses relations symbiotiques décrites chez une grande diversité d'organismes. En particulier, la présence de bactéries endosymbiotiques a été décrite chez les diatomées, les éponges, les coraux, les lichens et les fougères (Rai & Bergman. 2002). L'ubiquité des cyanobactéries s'explique par une plasticité phénotypique et génotypique qui est illustrée par une importante diversité morphologique (Whitton 2012).

La diversité morphologique des cyanobactéries s'explique par l'existence de divers degrés d'organisation reposant sur quatre types de cellules différenciées : i) les cellules végétatives ; ii) les hétérocystes (responsables de la fixation de l'azote atmosphérique) ; iii) les cellules hormogoniales (responsables de la motilité des cellules) ; ii) les akinètes (responsables de la formation de spores, formes de résistance permettant aux cyanobactéries de survivre aux conditions défavorables. En période de dormance, les activités métaboliques des akinètes sont réduites au maximum sauf la respiration qui peut parfois être élevée (Sarma & Ghai, 1998) ; elles contiennent des réserves de nutriments jusqu'à huit fois plus élevées que des cellules végétatives et contiennent également d'importantes quantités de glycogène pour permettre à la cellule de survivre pendant de longues périodes de carence (Adams et Duggan, 1999). Les akinètes permettent aux cyanobactéries de résister au froid et à la sécheresse et ainsi de survivre à l'hiver. Lorsque les conditions du milieu redeviennent favorables au développement des cyanobactéries, les akinètes germent et amorcent la croissance d'un nouveau filament (Adams & Duggan, 1999). Les akinètes sont plus résistants que les cellules végétatives. Yamamoto, (1975) notait que les akinètes d'*Anabaena cylindrica* pouvaient survivre au noir et au sec pendant cinq ans ; alors que ses cellules végétatives ne survivaient pas plus de deux semaines dans les mêmes conditions.

Les cyanobactéries se sont diversifiées en divers organismes unicellulaires et multicellulaires (Fig.1). Les cellules peuvent être isolées comme chez les genres *Prochlorococcus* et *Synechococcus*, organisées en colonies comme le genre *Microcystis* ou regroupées en filaments composés de diverses cellules différenciées comme chez les genres *Dolichospermum* ou *Trichodesmium*.

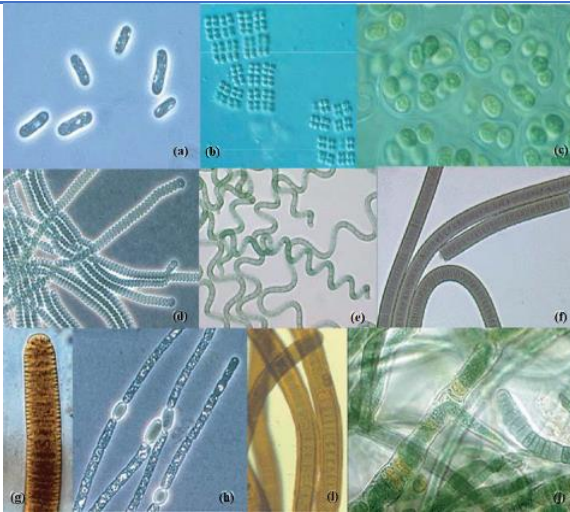


Figure 1 : variété et hétérogénéité morphologique des cyanobactéries.

Unicellulaires : (a) cellules uniques de *Cyanothece* PCC 7418, (b) colonies régulières de *Merismopedia punctata* et (c) colonies irrégulières de *Gloeotheca* PCC 6909.

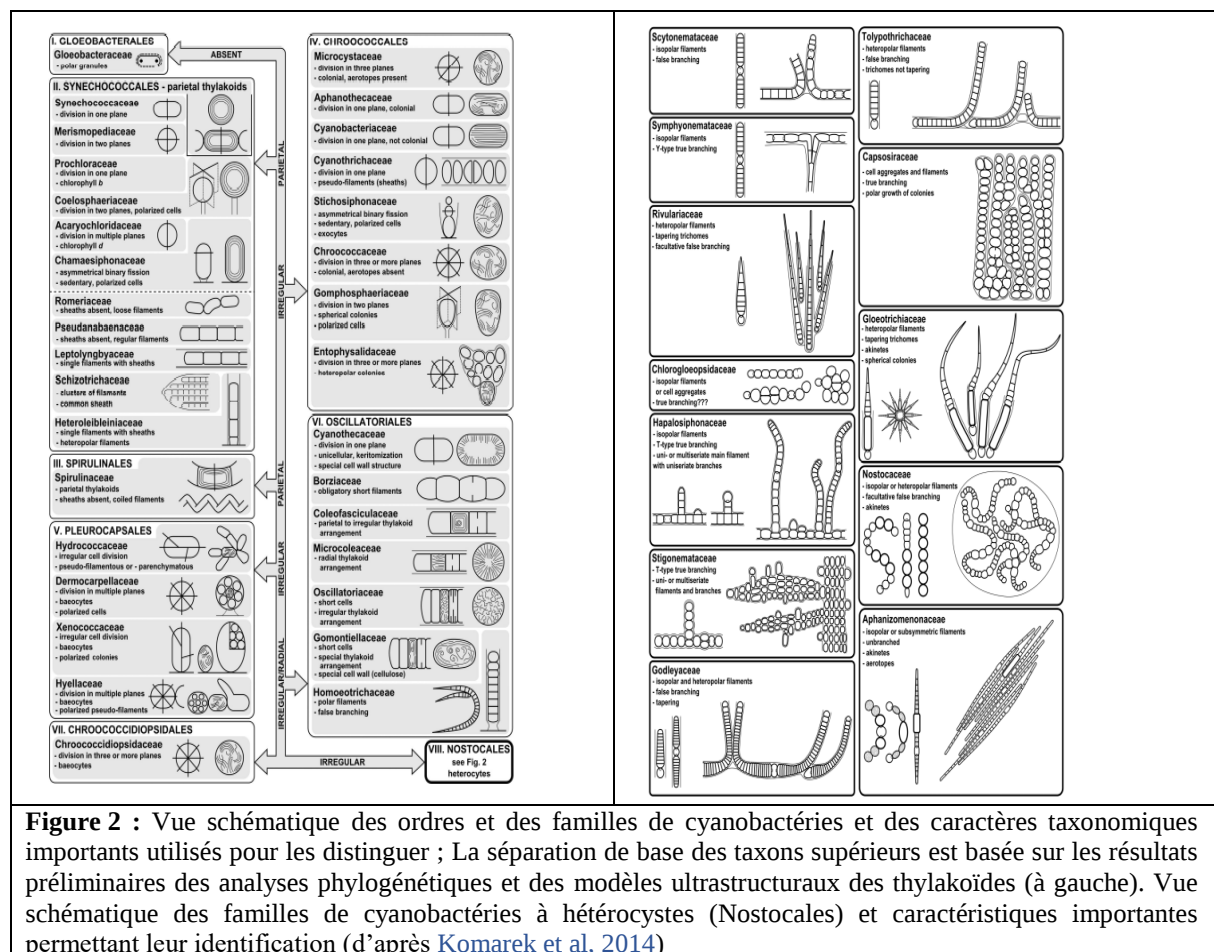
Filamenteuses, sans hétérocystes : (d) *Spirulina* sp., (e) *Arthrospira* sp., (f) *Planktothrix* sp. et (g) *Hydrocoleum cantharidosmum*.

Filamenteuses avec hétérocystes : (h) *Aphanizomenon flos-aquae*, (i) *Scytonema* sp. et cyanobactérie

Filamenteuse avec hétérocystes et trichomes branchés : (j) *Stigonema* sp.,

1-1.1.Morphologie et classification des cyanobactéries

Basées sur la classification de Komarek et Anagnostidis (Anagnostidis & Komárek, 1985, 1988, 1990; Komárek & Anagnostidis, 1986, 1989) et révisées par Komarek et al. en 2014, les cyanobactéries peuvent être divisées en huit ordres : Chroococcales, Chroococciopsidales, Gloeobacterales, Oscillatoriales, Nostocales, Pleurocapsales, Spirulinales et Synechococcales qui regroupent plus de 2000 espèces. L'ensemble des ordres, des familles et des espèces sont disponibles dans Komárek et al. (2014)



✓ **Chroococcales** : Le taxon des Chroococcales a été considérablement réduit dans la nouvelle classification proposée par Komárek et al. (2014). Il regroupe plus de 120 espèces (McGregor, 2013; Otsuka et al., 2001). Il comprend uniquement les cyanobactéries de formes coccoïdales qui ont des thylakoïdes plus ou moins irrégulier ; Les thylakoïdes sont présents dans les cyanobactéries et dans les chloroplastes des cellules végétales ; c'est un ensemble de membranes formant des sacs et contenant de la chlorophylle, où se déroule la phase photochimique de la photosynthèse. Les principaux genres sont *Aphanothece*, *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Gloeotheca*, *Gomphosphaeria*, *Microcystis*, *Radiocystis*, (Kato et al., 1991; Komárek et al., 2011; Komárková et al., 2010; Mareš et al., 2013; McGregor et al., 2007; Ramos et al., 2010). Les espèces exclues se retrouvent maintenant dans l'ordre des Synechococcales (Komárek et al., 2014).

✓ **Chroococcidiopsidales** : Les membres de l'ordre des Chroococcidiopsidales vivent généralement dans des environnements extrêmes (Bahl et al., 2011; Cockell et al., 2005). Cet ordre comprend un (1) seul genre : *Chroococcidiopsis* (Komárek et al., 2014).

✓ **Gloeobacterales** : Le taxon des Gloeobacterales comprend un (1) seul genre, *Gloeobacter* et deux (2) espèces. Les cyanobactéries de ce taxon monophylétique sont les seules à ne pas posséder de thylakoïdes (Komárek et al., 2014).

✓ **Oscillatoriales** : Le taxon des Oscillatoriales regroupe des cyanobactéries filamenteuses, avec des trichomes étroits et des arrangements de thylakoïdes complexes. Il comprend près de 50 genres. Les principaux genres sont *Arthrospira*, *Cyanothece*, *Lyngbya*, *Microcoleus*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Plectonema*, *Trichodesmium* (Garcia-Pichel et al., 1996 ; Hynes et al., 2012; Komárek et al., 2004; Manen & Falquet, 2002; Strunecký et al., 2013; Suda et al., 2002).

✓ **Nostocales** : Les Nostocales sont généralement des cyanobactéries filamenteuses, sans vrai embranchement, pouvant produire des hétérocystes et des akinètes, selon les conditions environnementales qui prévalent (Adams & Duggan, 1999). L'hétérocyste est une cellule translucide (sans pigments), aux parois épaisses, spécialisée dans la fixation de l'azote atmosphérique, qui se développe dans le filament de certaines cyanobactéries. L'akinète est une cellule fortement pigmentée, à l'aspect granuleux, car contenant de nombreuses vacuoles cytoplasmiques, résistantes aux conditions adverses et viables sur de longues périodes. Les akinètes sont des spores en dormance présents chez certaines cyanobactéries (Raven et al., 2000). Le taxon compte plus de 100 genres et environ 270 espèces marines et d'eau douce. Les genres les plus importants sont *Aphanizomenon*, *Calothrix*, *Cuspidothrix*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (anciennement nommé *Anabaena*), *Fischerella*, *Gloeotrichia*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Scytonema*, *Stigonema*, *Rivularia* (Barker et al., 1999; Barker et al., 2000; Berrendero et al., 2011; Domínguez-Escobar et al., 2011; Gugger & Hoffmann, 2004; Hoek et al., 1995; Johansen et al., 2014; Komárek et al., 2014; Komárek et al., 2013).

✓ **Pleurocapsales** : Le taxon des Pleurocapsales est monophylétique, mais le séquençage des différentes espèces qui le compose est encore rudimentaire, car nombre d'entre elles sont difficilement transférables en culture pure (Komárek et al., 2014). Il comprend une vingtaine de genres dont le plus connu est *Pleurocapsa* (Whitton, 2011).

✓ **Spirulinales** : Le taxon des Spirulinales comprend trois genres : *Spirulina*, *Halosprulina* et *Glaucospira*. La «spiruline» alimentaire, principalement composée de *Spirulina platensis*, est très différente phylogéniquement et cytologiquement du genre *Spirulina*. Elle appartient plutôt au genre *Arthrospira* de l'ordre des Oscillatoriales (Komárek et al., 2014).

✓ **Synechococcales** : Le taxon des Synechococcales comprend plus de 70 genres. Il est composé de cyanobactéries unicellulaires, coloniales ou filamenteuses qui sont marines ou d'eau douce. Les principaux genres sont *Aphanocapsa*, *Chamaesiphon*, *Coelomorion*, *Coelosphaeriopsis*, *Coelosphaerium*, *Leptolyngbya*, *Limnothrix*, *Geitlerinema*, *Thermosynechococcus*, *Merismopedia*, *Planktolyngbya*, *Prochloron*, *Pseudanabaena*, *Prochlorococcus*, *Romeria*, *Siphonosphaera*, *Snowella*, *Synechococcus*, *Wolskyella* et *Woronichinia* (Chisholm et al., 1992; Claus, 1963; Hindák, 1988; Komárek, 2001; Komárek et al., 2014 ; Loza et al., 2013; Mareš et al., 2008; Miyashita et al., 2003; Rajaniemi-Wacklin et al., 2006).

1-1.2.Caractéristiques physiologiques des cyanobactéries formatrices de bloom

De nombreuses cyanobactéries peuvent former des efflorescences denses et peuvent présenter différents traits physiologiques, tels que la fixation de N₂ (Zehr, 2011), la synthèse de vésicules de gaz (Pfeifer, 2012), le mécanisme de concentration du CO₂ (Price et al., 2008) et la production de métabolites secondaires toxiques (c'est-à-dire de cyanotoxines) (Sivonen et Jones, 1999). Certaines de ces caractéristiques confèrent aux cyanobactéries un avantage concurrentiel distinct par rapport à d'autres phytoplanctons et algues eucaryotes, ce qui tend à favoriser leur domination et permet le développement d'efflorescences cyanobactériennes (CyanoHAB) nuisibles (Huisman et al., 2018).

✚ **Fixation de N₂** : Certaines cyanobactéries formant des efflorescences, à savoir les genres *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* et *Nodularia*, peuvent fixer l'azote atmosphérique quand de nombreux autres organismes phytoplanctoniques n'y ont pas accès (Schindler et al., 2008). Le processus de fixation de l'azote confère aux cyanobactéries un avantage concurrentiel dans les milieux aquatiques limités en azote, où elles peuvent développer des efflorescences si les autres éléments nutritifs (le phosphore (P) et le fer) sont abondants. On suppose que les conditions limitées en azote favorisent la croissance des cyanobactéries fixatrices de N₂, en revanche, lorsque l'approvisionnement en azote est abondant, les cyanobactéries non fixatrices de N₂ supplantent les taxons fixateurs de N₂ (Paerl et Otten, 2016).

✚ **Synthèse de vésicules de gaz et Flottabilité** : Un autre avantage adaptatif des cyanobactéries, la flottabilité ; elle permet aux cellules cyanobactériennes de se déplacer de haut en bas dans la colonne d'eau (Pfeifer, 2012). La vitesse de déplacement des cyanobactéries flottantes augmente avec la taille de la colonie ; les grandes colonies de cyanobactéries se déplaçant de haut en bas plus rapidement que les petites (Visser et al., 1997). Le mouvement vertical diurne permet aux cyanobactéries d'avoir un meilleur accès à la lumière, à la surface, pendant la journée et d'absorber les nutriments, dans les eaux plus profondes, pendant la nuit (Villareal et al., 2003). Les cyanobactéries tirent leur capacité de flottabilité de la production de vésicules de gaz, qui sont des structures protéiques creuses remplies de gaz (Pfeifer, 2012). Les cyanobactéries flottantes peuvent former des efflorescences denses en surface et intercepter l'afflux de lumière et de CO₂ atmosphérique (Huisman et al., 2004).

✚ **CO₂ comme source de carbone** : Les cyanobactéries utilisent le CO₂ comme source de carbone pour la photosynthèse et la croissance. Pendant la période de floraison, les efflorescences denses de cyanobactéries peuvent rapidement épuiser le CO₂ de l'eau dans la couche superficielle et augmenter le pH de l'eau, déplaçant ainsi l'équilibre du carbone inorganique dans l'eau vers le bicarbonate (HCO₃⁻) et le carbonate (CO₃²⁻) (Price et al., 2008). Au cours de leur histoire évolutive, les cyanobactéries ont été confrontées à un environnement gazeux changeant, passant d'un

environnement riche en CO₂ à un environnement riche en O₂. Cette évolution a exercé une pression sur les cyanobactéries pour qu'elles développent des stratégies adaptatives afin d'obtenir efficacement du carbone inorganique pour la photosynthèse (Price et al., 2008). Plus précisément, les cyanobactéries ont développé des mécanismes de concentration du CO₂ (CCM) capables de concentrer le CO₂ (jusqu'à 1000 fois) autour du site actif de l'enzyme de fixation du carbone (Rubisco) permettant à cette dernière une utilisation plus efficace de CO₂ (Price et al., 2008). Les CCM comprennent cinq systèmes différents d'absorption du carbone inorganique (deux pour le CO₂ et trois pour le HCO₃⁻) ; ces systèmes ont des affinités différentes pour le carbone inorganique (Price et al., 2008). La combinaison de ces cinq systèmes d'absorption offre aux cyanobactéries une certaine souplesse dans l'utilisation du carbone en réponse à la disponibilité du carbone inorganique dans l'environnement aquatique (Sandrini et al., 2014 ; Sandrini et al., 2016).

Production de métabolites :

Le métabolisme des cyanobactéries conduit à la production de nombreux composés chimiques ; Cette production peut : i) soit être dépendante de l'expression des gènes et les molécules produites sont essentielles au fonctionnement de l'organisme auquel cas elles sont appelées métabolites primaires ; ii) soit être dépendante du niveau de stress généré par les facteurs environnementaux auquel cas les molécules produites sont appelées métabolites secondaires.

- Les cyanobactéries sont capables de produire des composés allélopathiques (métabolites secondaires) ayant des effets inhibiteurs sur les micro-organismes prédateurs mais également sur les compétiteurs (Granéli et al., 2008). Ces composés semblent jouer un grand rôle dans la succession des espèces ainsi que dans la formation et la disparition des blooms (Vardi et al., 2002).

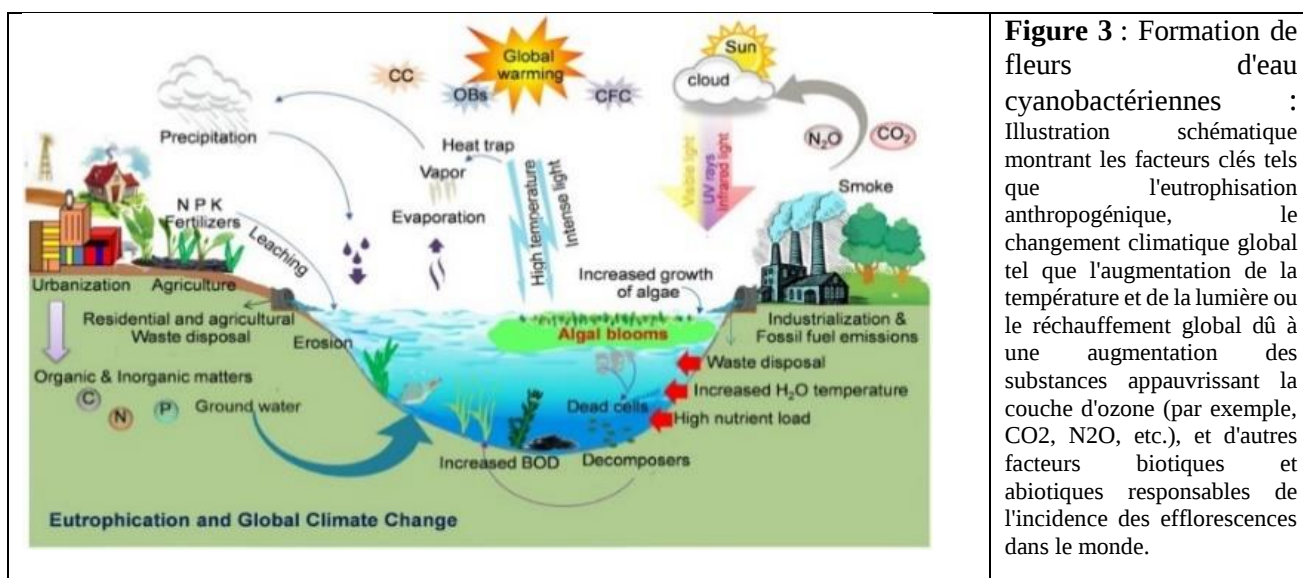
- **Les sidérophores** jouent, également, un grand rôle dans la domination des cyanobactéries ; ces composés, synthétisés en conditions de carence, sont capables de modifier la spéciation chimique du fer pour le remobiliser et augmenter ainsi sa biodisponibilité ou encore pour réduire la toxicité du cuivre (Rueter et Petersen, 1987).

- **Les cyanotoxines**, dont la véritable fonction n'est pas encore bien déterminée (métabolites primaires ou secondaires), agiraient comme une défense chimique contre les organismes prédateurs ou auraient un effet contre la compétition avec les algues (Briand et al., 2003 ; Hense et Beckmann, 2006). Les cyanotoxines présentent des risques chroniques et aigus pour l'homme, notamment en affectant le système nerveux (neurotoxines), le foie (hépatotoxines) ou la peau (dermatotoxines) (Sivonen et Jones, 1999). Les cyanotoxines, les plus fréquemment détectées et les plus abondantes pendant les CyanoHAB, sont les microcystines (MC), qui ont un large éventail d'effets toxiques (Huisman et al., 2018). L'importance écologique de la production de cyanotoxines n'a pas été entièrement résolue. Certaines études ont montré que les cyanotoxines pouvaient jouer un rôle dissuasif contre le broutage (Lemaire et al., 2012), mais il a également été prouvé que les cyanotoxines (c'est-à-dire les MC) pouvaient avoir évolué avant l'origine de leurs prédateurs, c'est-à-dire les copépodes et les cladocères (Rantala et al., 2004). Une étude récente a suggéré que les MC pourraient jouer un rôle dans la protection des enzymes fixatrices de carbone et d'autres protéines cyanobactériennes contre le stress oxydatif (Zilliges et al., 2011). Les cyanotoxines sont largement produites par un certain nombre de taxons cyanobactériens formant des efflorescences, notamment *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Oscillatoria* et *Planktothrix* (Rantala et al., 2004 ; Pearson et al., 2010).

1-1.3. Environnement favorable aux efflorescences cyanobactériennes

Les paramètres environnementaux, favorables au développement d'efflorescences de cyanobactéries, sont des concentrations élevées en nutriments, une grande stabilité de la colonne d'eau ainsi que des conditions météorologiques favorables (Chorus et Bartram, 1999 ; Heisler *et al.*, 2008). Ces facteurs interviennent à de larges échelles comme celui de l'augmentation globale de la température, à l'échelle régionale telles que la nature et/ou la taille du bassin versant ou encore à l'échelle du plan d'eau comprenant les interactions entre facteurs abiotiques (e.g. apports en nutriments) et facteurs biotiques (e.g. pression des prédateurs).

La dominance des cyanobactéries et la fréquence d'apparition des efflorescences en eau douce sont étroitement liées aux concentrations élevées de nutriments, en particulier le phosphore et l'azote (Kosten *et al.*, 2012 ; Beaulieu *et al.*, 2013 ; Taranu *et al.*, 2017) , ainsi que la faible profondeur du lac (Yu *et al.*, 2014), qui expose la colonne d'eau aux influences directes des conditions météorologiques par le biais de changements de certains paramètres physico-chimiques, tels que la température et l'intensité lumineuse (Zhang *et al.*, 2012 ; Liu *et al.*, 2012 ; Yang *et al.*, 2016).



✚ Nutriments

Liu *et al.* (2007) notent que le phytoplancton utilise principalement le phosphore sous forme d'orthophosphates (PO_4^{3-}) et l'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+) et de nitrates (NO_3^-). En revanche, le carbone n'est pas un élément limitant, dans les milieux aquatiques, du fait des échanges permanents avec le CO_2 atmosphérique ; toutefois, le carbone en excès peut non seulement avoir un impact important sur le développement des espèces phytoplanctoniques mixotrophes (c'est-à-dire qui peuvent utiliser le carbone sous forme minérale ou organique), mais aussi sur les proliférations bactériennes.

✚ **Le phosphore (P)** est traditionnellement considéré comme le principal nutriment qui limite l'accumulation de la biomasse cyanobactérienne dans les écosystèmes d'eau douce (Schindler *et al.*, 1975). L'enrichissement en P peut favoriser la formation de CyanoHAB, en particulier pour les genres de cyanobactéries fixant le N_2 qui peuvent satisfaire leurs propres besoins en N par le processus de fixation de l'azote (Downing *et al.*, 2001). Toutefois, au cours des dernières décennies, les apports

d'azote ont progressivement augmenté en raison de l'application d'engrais contenant de l'azote, des déchets humains et agricoles, du ruissellement des eaux pluviales, de l'écoulement des eaux souterraines et des dépôts atmosphériques (Shelford et al., 2012).

Par conséquent, le rapport N/P augmente actuellement dans les écosystèmes aquatiques (Shelford et al., 2012), ce qui a entraîné l'augmentation de la prolifération des cyanobactéries ne fixant pas l'azote, telles que *Microcystis*, *Planktothrix* et *Oscillatoria* (Paerl et Otten, 2013). Par ailleurs, une charge accrue en azote peut favoriser la production de cyanotoxines riches en azote (c'est-à-dire les microcystines) (Van de Waal et al., 2009). La co-limitation de l'azote et du phosphore a été fréquemment observée dans les environnements d'eau douce ; Certains travaux ont montré que l'enrichissement combiné en N et en P a conduit à une biomasse totale plus élevée que l'enrichissement en N ou en P seul (Paerl et al., 2011 ; Paerl et al., 2014).

✚ **Métaux et ions majeurs** : La croissance cellulaire dépend également de la présence de certains ions majeurs tels que Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , et SO_4^{2-} et de certains éléments métalliques sous forme de micronutriments comme le fer, le manganèse, le zinc, le cobalt, le cuivre et le molybdène (Lukac et Aegerter, 1993). Le fer a également joué un rôle important dans la régulation de la formation des fleurs d'eau, en particulier lorsque l'azote et le phosphore ne sont pas limités (Xu et al., 2013). Selon Rueter et Petersen, (1987), le fer est impliqué dans le transport des électrons pour la photosynthèse et participe également avec le molybdène au métabolisme de l'azote ; le zinc est quant à lui fortement impliqué dans la croissance et la production de toxines (Lukac et Aegerter, 1993). Des travaux récents rapportent que le fer est un cofacteur important pour la nitrogénase, qui peut jouer un rôle significatif dans la dominance des espèces fixatrices d'azote (Larson et al., 2018). C'est ainsi que les facteurs influençant la spéciation des éléments métalliques et donc leur biodisponibilité comme le pH, l'alcalinité ou la concentration en ligands, jouent aussi un rôle important pour le développement des organismes photosynthétiques.

✚ **Températures** : En plus des nutriments, les températures élevées des eaux de surface favorisent la prolifération des cyanobactéries de plusieurs manières (Joehnk et al., 2008 ; Paerl et Huisman, 2008 ; Kosten et al., 2012). De nombreuses cyanobactéries formant des efflorescences ont des taux de croissance plus élevés à des températures chaudes (Nalewajko et Murphy, 2001 ; Thomas et Litchman, 2016). *Microcystis* a montré un taux de croissance plus élevé (1,6 division par jour-1) que celui d'*Anabaena* (1,25 division par jour-1) à une température de l'eau plus élevée (28-32 °C) (Nalewajko et Murphy, 2001). Chez la plupart des cyanobactéries, les taux de croissance les plus élevés sont généralement atteints à des températures voisines de 25°C (Reynolds, 2006) expliquant ainsi la formation de bloom en période estivale (de mai à septembre), dans les zones tempérées alors que la domination des algues vertes est principalement observable pendant l'hiver et le printemps (Yamamoto et Nakahara, 2005). Toutefois, les optimums de température varient d'une espèce à l'autre : i) *Aphanizomenon flos-aquae* peut se développer à partir de 11°C bien que son optimum de température se situe plutôt autour de 20 à 25°C (Yamamoto et Nakahara, 2005) ; ii) Certaines espèces de *Planktothrix* peuvent former des efflorescences à des températures voisines de 10°C (Yéprémian et al., 2007) ; iii) *Synechococcus* fait partie des espèces thermophiles qui présentent un optimum de croissance entre 35 et 45°C et peuvent se développer jusqu'à 70°C.

Les cyanobactéries semblent se développer, plus rapidement que le phytoplancton eucaryote, à des températures chaudes (Visser et al., 2016). Kanoshina et al., (2003) suggèrent que le développement de blooms de cyanobactéries est favorisé par un temps chaud et calme tandis que le développement de blooms des algues est plutôt favorisé par un temps froid et agité. Cette forte dépendance vis-à-vis

de la température suggère qu'un été précoce est très important pour l'inoculum, à partir duquel le développement des populations s'opère ; [Karlsson-Elfgren et al., \(2004\)](#) suggèrent qu'un printemps chaud et un été précoce induisent une migration rapide des cellules et un pourcentage de germination plus élevé des cellules de résistance ; ce qui expliquerait les variations d'ampleur du phénomène et le moment d'apparition différent d'une année à l'autre. La température de l'eau semble être le paramètre qui influence, le plus, la formation des blooms, en revanche, la stratification de l'eau paraît être le paramètre qui influence l'intensité du bloom à l'échelle de l'espèce ([Kanoshina et al., 2003](#)).

✚ Stabilité de la colonne d'eau : Au sein des écosystèmes lacustres, la dynamique des masses d'eau est un des paramètres qui exerce une grande influence sur la répartition spatiale des communautés phytoplanctoniques ([Hedger et al., 2004](#)). Cette dynamique est influencée par les conditions climatiques ; elle varie au cours de l'année et se traduit par une succession de brassages de la colonne d'eau en automne et au printemps, et de stratifications thermiques en hiver et en été. Toutefois, seule la stratification thermique de l'été est favorable à la prolifération des algues et des cyanobactéries, car les conditions d'ensoleillement influencent rapidement la température de l'épilimnion (la couche d'eau superficielle) contrairement à l'hypolimnion (couches d'eau situées plus en profondeur) qui montre une forte inertie thermique et l'absence de brassage. Cette différence de température crée, ainsi, une différence de densité entre ces masses d'eau qui forment des couches d'eau superposées qui ne se mélangent plus et sont à l'origine d'une stratification thermique et chimique. La stratification chimique est liée aux nutriments, qui se trouvent généralement à proximité des sédiments alors que ceux présents en surface sont rapidement consommés par les producteurs primaires ; L'autre paramètre concerné, c'est l'oxygène apporté par les échanges à l'interface eau/air et produit par le phytoplancton qui se développe en surface, alors qu'en profondeur il est consommé par les bactéries hétérotrophes.

Le réchauffement des eaux de surface et la stratification de la colonne d'eau (Fig.4) qui en résulte sont deux facteurs favorisant le développement des cyanobactéries par rapport aux autres organismes phytoplanctoniques ([Paerl and Paul 2012](#)).

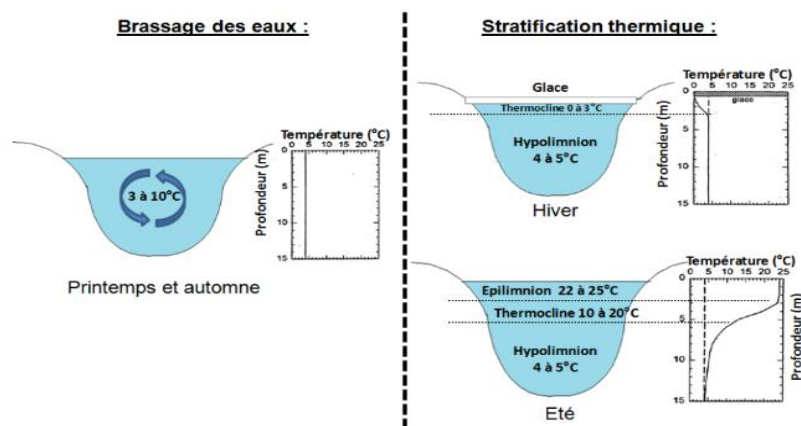


Figure 4 : Brassage des eaux et stratification thermique dans un lac profond tempéré

[Ho et al. \(2019\)](#) notent, au sein des lacs américains, l'intensité des efflorescences phytoplanctoniques au cours de la période estivale a augmenté dans près de 68% des lacs étudiés au cours des trente dernières années. De plus, l'augmentation des températures à l'échelle globale est l'un des principaux facteurs qui favorise l'expansion de l'aire de répartition des espèces invasives. En effet, l'apparition nouvelle de proliférations des genres *Cylindrospermopsis* et *Aphanizomenon* dans certaines régions

de l'hémisphère Nord, est aujourd'hui considérée comme l'une des conséquences de l'augmentation des températures (Sukenik et al. 2012 ; Antunes et al. 2015).

La température et les nutriments ont souvent des effets synergiques sur la croissance des cyanobactéries (Kosten et al., 2012 ; Rigosi et al., 2014), ce qui implique qu'il faudra peut-être réduire encore davantage la charge en nutriments pour lutter contre les cyanobactéries dans un climat futur plus chaud (Kosten et al., 2012). Des modèles mathématiques et des expériences en laboratoire ont montré que l'augmentation des niveaux de CO₂ atmosphérique est susceptible d'accroître la fréquence, l'intensité et la durée des cyanobactéries à l'avenir (Verspagen et al., 2014 ; Ji et al., 2017). L'augmentation des niveaux de CO₂ peut accroître l'afflux de CO₂ dans la couche superficielle, qui peut être utilisé par les cyanobactéries vivant en surface et d'autres phytoplanctons (Visser et al., 2016). En outre, les cyanobactéries ont une meilleure capacité que les autres phytoplanctons à s'adapter rapidement à l'augmentation des concentrations de CO₂ grâce aux mécanismes évolués de la CCM (Hutchins et al., 2013 ; Sandrini et al., 2014).

Luminosité

Les micro-organismes photo-autotrophes doivent faire face à de nombreux changements qualitatifs et quantitatifs au niveau de la lumière disponible pour leur métabolisme. La lumière varie, en effet, en fonction de la latitude, de l'alternance jour/nuit, du cycle des saisons, de la présence d'arbres en bord de rivière qui limitent l'accès à la lumière ou encore des conditions climatiques. Les cyanobactéries sont capables d'adapter leur appareil photosynthétique en fonction de l'éclairement (adaptation chromatique) ; elles peuvent augmenter leur contenu en phycoérythrine ou en phycocyanine en fonction des conditions ; ce qui représente un avantage dans les milieux troubles comme les plans d'eau eutrophes. Une trop forte intensité lumineuse peut dégrader, par photo-inhibition, l'appareil photosynthétique de l'organisme phytoplanctonique. L'exposition prolongée à de fortes intensités lumineuses ($\geq 320 \mu\text{mol. Photon.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) sont létales pour certaines espèces de cyanobactéries. La durée de l'ensoleillement aurait également une influence cruciale, car selon Yamamoto et Nakahara, (2005), *Aphanizomenon flos-aquae* se développe peu en dessous de 10h de lumière et de 14h d'obscurité.

Potentiel hydrogène (pH)

Le pH des milieux aquatiques est fortement influencé par l'activité photosynthétique. Le pH a tendance à augmenter pendant les périodes de forte production primaire lorsque la concentration en CO₂ diminue sous l'effet de sa consommation par le phytoplancton et du fait de la lenteur des échanges avec le CO₂ atmosphérique. Lors de la photosynthèse, la consommation d'ions H⁺ va également contribuer à l'augmentation du pH. Granum et Mykkestad, (2002) rapportent que la consommation et l'assimilation de l'azote sous forme de nitrates induit une diminution du pH. De ce fait, la mesure du pH est un bon indicateur des phases d'activité biologique et de l'intensité de l'activité photosynthétique. Le pH peut également influencer la composition de la communauté algale et bactérienne dans le milieu. A des pH compris entre 8 et 10, les cyanobactéries sont dominantes alors que certains types d'algues sont inhibés à ce pH ; il est rapporté que l'espèce *Aphanizomenon flos-aquae* ne peut pas se développer à pH < 7.1 car son optimum de croissance serait autour de pH 8 (Yamamoto et Nakahara, 2005)

Pression exercée par les organismes prédateurs

Les blooms ne sont pas exclusivement régulés par des paramètres physiques ou chimiques mais ils sont également contrôlés par des paramètres biologiques. La pression exercée par les organismes prédateurs sur le phytoplancton joue, en effet, un rôle important dans la régulation de ses populations

(Smayda, 2008). Mais, contrairement aux algues, les cyanobactéries sont peu soumises à la prédation du fait de leur organisation cellulaire et de leur capacité à produire des toxines : i) La formation de filaments (*Anabaena*, *Planktothrix*) ou de colonies (englobées dans un mucilage ‘‘substance visqueuse composée de polysaccharides’’ (*Microcystis*) les rend difficile à la consommation, notamment, par les organismes filtreurs, du fait de la taille importante des structures obtenues; ii) bien que le rôle des cyanotoxines ne soit pas clairement déterminé, celles-ci peuvent avoir un impact sur la mortalité des organismes prédateurs

Tableau 2 : Paramètres abiotique et biotique et adaptations des cyanobactéries

Paramètres d'influence	Adaptation des cyanobactéries
Température	Optimum de température généralement élevés ($\approx 25^{\circ}\text{C}$) Yamamoto et Nakahara, (2005) ; Reynolds (2006)
Luminosité	- Adaptation chromatique : changement de la sensibilité chromatique en fonction des longueurs d'onde disponibles (production de phycoérythrine ou phycocyanine), avantage en eaux troubles - Protection contre les UV : mécanismes de réparation de l'ADN - Migration verticale (régulation de la flottabilité grâce à des vésicules de gaz) : adaptation de la position dans la colonne d'eau : meilleur accès à la lumière en surface (Stomp et al., (2004)).
Nutriments	- Mixotrophie possible - Fixation de l'azote atmosphérique grâce à des cellules spécialisées (hétérocystes) : l'azote n'est pas un facteur limitant - Réserves internes : C (glycogène), N (cyanophycine), P - Migration verticale (régulation de la flottabilité grâce à des vésicules de gaz) : adaptation de la position dans la colonne d'eau : meilleur accès aux nutriments près des sédiments - Production de sidérophores : molécules permettant la modification de la spéciation chimique d'un élément pour augmenter sa biodisponibilité (ex. le fer) ou réduire sa toxicité (ex. le cuivre) Reynolds et al., (1987) ; Rueter et Petersen (1987) ; Walsby et al., (1997) ; Adams et Duggan, (1999) ; Burkholder et al., (2008) ;
Stabilité de la colonne d'eau	Faible tolérance au brassage des eaux : nécessite une stabilité de la colonne d'eau car faibles taux de croissance (à 20°C et saturation lumineuse, $0,3$ à $1,4 \text{ jour}^{-1}$) Chorus et Bartram (1999)
Prédation	Toxines/composés allélopathiques - Organisation structurale : coloniale englobée dans un mucilage ou filamenteuse, difficile à consommer par les prédateurs. Paerl et al., (2001) ; Ghadouani et al., (2003)
pH	-Tolérance aux pH élevés (8-10) Yamamoto et Nakahara (2005)
Conditions défavorables	-Cellules de résistance : akinètes (Nostocales, Stigonematales) Adams et Dugan (1999) ;
Compétition	- Composés allélopathiques - Toxines - Formation d'écume en surface : effet d'ombrage Leflaive et Ten-Hage, (2007) ; Granéli et al., (2008)

1-1.4. Structures chimiques et toxicité des principales toxines des cyanobactéries

En eau douce, l'apparition d'efflorescences de cyanobactéries est un phénomène souvent associé à la production de composés toxiques pour l'Homme, la faune et la flore (Meriluoto et al. 2016). On désigne ainsi, comme « cyanotoxine », un composé qui présente un effet délétère sur l'activité biologique d'un organisme dans un environnement donné (Metcalf and Codd, 2012).

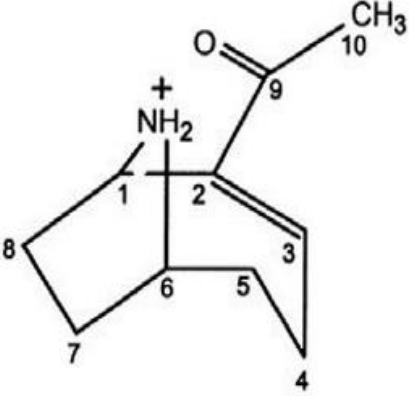
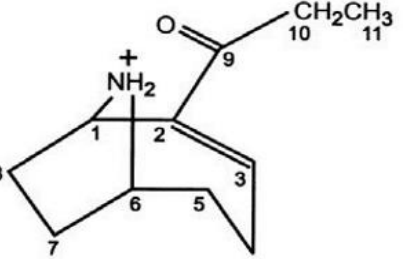
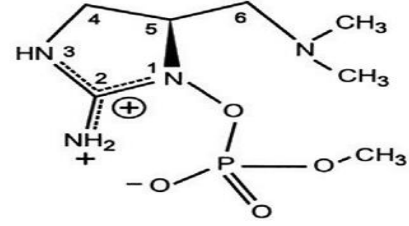
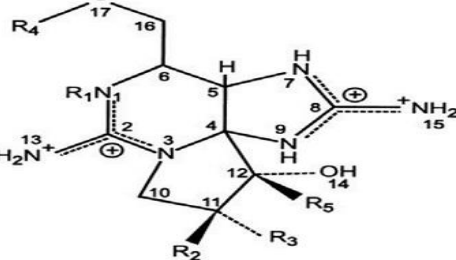
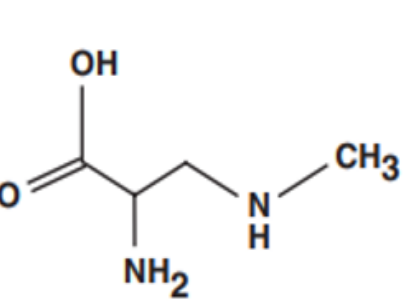
Plus de 1100 cas d'efflorescences de cyanobactéries impliquant la production de cyanotoxines ont fait l'objet de publications scientifiques (Svirčev et al. 2019). Le nombre d'articles rapportant des cas d'efflorescences de cyanobactéries toxiques a augmenté de « manière exponentielle » à partir des années 2000 (Merel et al. 2013). L'intérêt de la communauté scientifique pour les efflorescences de cyanobactéries toxiques s'explique par les conséquences parfois dramatiques qu'elles peuvent avoir pour la santé humaine et animale. Ainsi, Svirčev et al. (2019) ont mis en évidence l'existence de près de 180 cas d'empoisonnements (avec 34% d'humains et 66% d'animaux) ayant parfois conduit à la mort des organismes affectés. De tels épisodes d'empoisonnements ont été principalement rapportés sur le continent américain, en Europe et en Australie/Nouvelle-Zélande. La multiplicité des efflorescences de cyanobactéries toxiques à travers le monde s'explique par la diversité des composés identifiés et par la diversité des organismes producteurs. En effet, parmi plus de 150 genres de cyanobactéries décrites à ce jour, une quarantaine a été identifiée comme producteurs d'une ou plusieurs familles de cyanotoxines (Meriluoto et al. 2016).

Les voies de biosynthèse des cyanotoxines (microcystines, cylindrospermopsines, anatoxines et saxitoxines) sont non-ribosomales et impliquent des complexes enzymatiques dont les gènes sont organisés en modules. Selon Dittmann et al, (2013) la régulation de la synthèse de ces enzymes influence de manière qualitative et quantitative la production de toxines. L'organisation modulaire des domaines d'adénylation constitue une source de diversité des métabolites. Dittmann et al, (2013) pensent que les gènes impliqués peuvent subir des événements de recombinaisons génétiques homologues impliquant un même cluster de gènes ou des clusters différents. Ces événements peuvent survenir au sein d'un même génome ou provenir d'ADN libre d'autres cyanobactéries (transferts horizontaux). Ces événements contribuent à accroître la diversité des gènes impliqués dans la synthèse des toxines et donc la diversité des toxines elles-mêmes.

Les cyanotoxines sont largement produites par un certain nombre de taxons cyanobactériens formant des efflorescences, notamment *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Oscillatoria* et *Planktonthrix* (Rantala et al., 2004 ; Pearson et al., 2010). Les phycotoxines libérées au cours de la lyse cellulaire, dans les milieux aquatiques, sont presque toutes générées par les cyanobactéries. Ces métabolites secondaires possèdent plusieurs mécanismes de toxicité et ciblent diverses cellules et organes. Elles sont classées, soit selon i) leur structure chimique : peptides cycliques, alcaloïdes et lipopolysaccharides (LPS) ou selon ii) leur mode d'action : neurotoxines, dermatotoxines et hépatotoxines (Metcalf & Codd 2012).

 **Les neurotoxines :** Les neurotoxines des cyanobactéries sont classées en trois familles : les anatoxines (ATX), la saxitoxine (STX) et ses dérivés et la β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA). Elles agissent toutes au niveau de la jonction neuro-musculaire mais sont différentes aux niveaux de leur structure, mécanisme d'action et toxicité.

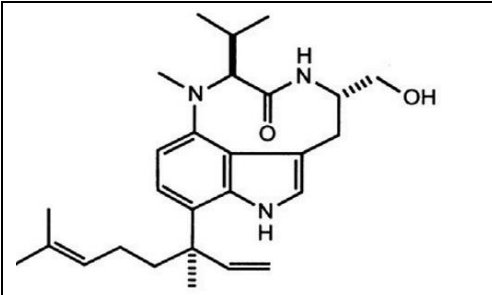
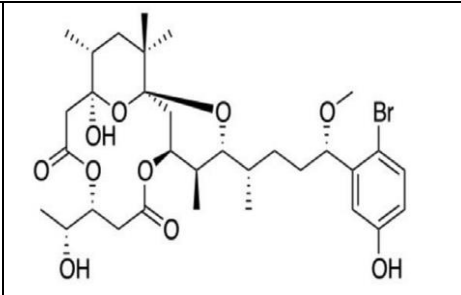
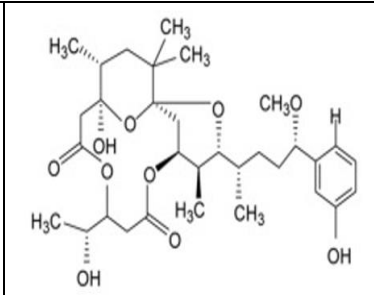
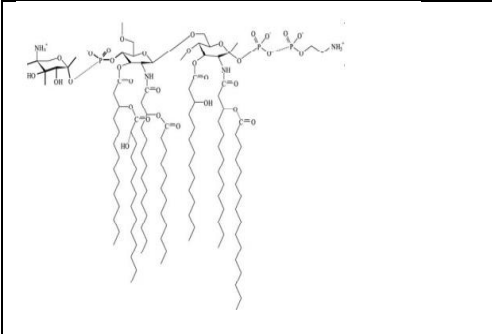
Tableau 4 : Structures chimiques des neurotoxines, effets et producteurs

	L'anatoxine-a, (alcaloïde ; (2 variants) (PM=165 Da), pH neutre et acide ; très soluble dans l'eau et polaire ; agoniste des récepteurs nicotiniques post-synaptiques (répète les effets de l'acétylcholine). *L'anatoxine-a n'est pas sujette à l'hydrolyse enzymatique par les acétylcholinestérases et serait la cause d'une dépolarisation prolongée des jonctions neuromusculaires bloquant ainsi la transmission du stimulus électrique et entraînant la paralysie musculaire (van Apeldoorn <i>et al.</i>, 2007) et les arrêts respiratoires responsables de la mort (Briand <i>et al.</i>, 2003). L'ANTX-a est relativement stable à l'obscurité et se dégrade rapidement à la lumière du soleil lorsqu'elle est seule en solution (Stevens and Krieger, 1991). Sa dégradation est plus rapide en milieu alcalin. Producteurs : <i>Anabaena</i>, <i>Aphanizomenon</i>, <i>Woronichinia</i>, <i>Cylindrospermum</i>, <i>Phormidium</i>, <i>Microcystis</i>, <i>Oscillatoria</i>, <i>Planktothrix</i>.
	L'homoanatoxine-a de PM= 179 DA ; variant de l'anatoxine, dérivé méthyle de l'anatoxine-a (van Apeldoorn <i>et al.</i>, 2007) ; *responsable du blocage des contractions musculaires par l'augmentation des flux de Ca²⁺ au niveau des terminaisons nerveuses cholinergiques menant à une mort rapide (van Apeldoorn <i>et al.</i>, 2007).
	L'anatoxine-a(s) seul inhibiteur de l'acétylcholinestérase ; dix fois plus toxique que l'ANTX-a ; Le (s) signifie facteur de salivation, car cette toxine engendre, chez la souris, une hyper salivation et un larmolement important avant l'arrêt respiratoire. Elle est relativement stable en milieu acide ou neutre et devient instable en milieu alcalin ou à des T° >40°C. *Producteur : <i>Anabaena</i> (<i>Anabaena flos-aquae</i>, <i>Anabaena lemmermannii</i>) (Van Apeldoorn <i>et al.</i>, 2007).
	Les saxitoxines : Alcaloïde, 22 variants répertoriés en fonction du nombre de groupe SO³⁻ dans la molécule) ; *bloquent les canaux sodium voltage dépendant et donc la transmission nerveuse menant à la paralysie musculaire et la mort par arrêt respiratoire (Sotton, 2012). *Producteurs: <i>Anabaena</i>, <i>Aphanizomenon</i>, <i>Lyngbya</i>, <i>Cylindrospermopsis</i>,
	β-N-méthylamino-L-alanine (BMAA) est un acide aminé qui n'est pas inclus dans la synthèse des protéines. Cette petite molécule hydrosoluble existe soit sous forme liée à une protéine ou sous forme libre (Ince and Codd, 2005) ; elle est présente i)à l'état libre dans l'eau (Pip <i>et al.</i>, 2016), ii)dans les cyanobactéries iii)dans l'ensemble de la chaîne trophique (moules et poissons) (Salomonsson <i>et al.</i>, 2015 ; Jiao <i>et al.</i>, 2014). La BMAA est un agoniste du glutamate qui se lie aux récepteurs glutamate NMDA et AMPA (Banack <i>et al.</i>, 2007) et provoque ainsi l'excitation des motoneurones ; elle peut causer des dommages aux neurones moteurs à de très faibles concentrations BMAA pourrait être associée à diverses maladies neurodégénératives telles que le complexe sclérose latérale amyotrophique/démence parkinsonienne de Guam ou la maladie d'Alzheimer (Banack <i>et al.</i>, 2010a ; Murch <i>et al.</i>, 2004 ; Pablo <i>et al.</i>, 2009).

Dermatotoxines :

Les dermatotoxines sont des molécules qui ont des effets irritants ; ce sont des lipopolysaccharides (LPS) et des alcaloïdes dermatotoxiques (l'aplysiatoxine, la débromoaplysiatoxine et la lyngbyatoxine, qui jusqu'à présent, n'ont été détecté que dans des milieux marins). *In vitro*, ces trois toxines sont des promoteurs de tumeur, l'aplysiatoxine induisant une transformation cellulaire et la stimulation de la synthèse d'ADN.

Tableau 3 : Structures chimiques des dermatotoxines, effets et producteurs

		
Lyngbyatoxine A : (Alcaloïde) *inflammation gastro-intestinale ou buccale (Sivonen & Jones, 1999). Producteur : <i>Lyngbya</i>	Aplysiatoxine : (Alcaloïde) *puissante promotrice de tumeurs et activatrices de la protéine kinase C. Producteur: <i>Schizothrix</i>, <i>Symploca</i>	Débromoaplysiatoxine : (Alcaloïde) *promotrice de tumeurs et activatrices de la protéine kinase C. Producteur : <i>Lyngbya</i>
	Lipopolysaccharides (LPS) : (endotoxines présentes dans la membrane externe de la paroi cellulaire des bactéries Gram⁻, incluant les cyanobactéries, où ils forment des complexes avec les protéines et les phospholipides. *pyrogènes et toxiques *réactions allergiques et irritations cutanées dues à leurs composés lipidiques (Chorus & Bartram, 1999) ; * effets gastro-intestinaux et irritation et inflammation des voies aériennes supérieures en cas d'ingestion (Blais 2002). *Plusieurs cyanobactéries telles que <i>Anacystis nidulans</i>, <i>Microcystis</i>, <i>Anabaena</i>, <i>Spirulina</i>, et <i>Oscillatoria</i> ont toutes été signalées comme produisant des LPS (Smith et al., 2008 ; Bláhová et al., 2013).	

Les hépatotoxines

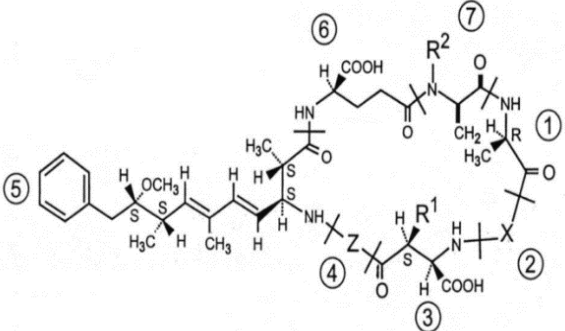
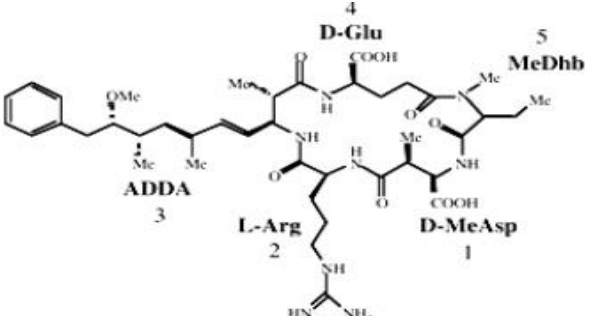
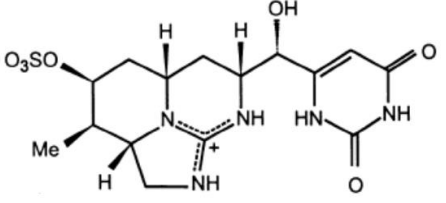
Les hépatotoxines regroupent trois principales familles de toxines : les microcystines (MCs), les nodularines et la cylindrospermopsine.

Toutes les variantes structurales des MCs n'ont pas le même niveau de toxicité ; Les MCs sont solubles dans l'eau, le méthanol et l'éthanol et sont insolubles dans l'éther, l'acétone, le chloroforme et le benzène (Van Apeldoorn et al., 2007). À potentiel hydrogène (pH) neutre, les MCs s'avèrent très stables et résistantes à des conditions d'oxydation ou d'hydrolyse chimique (Sivonen and Jones, 1999). Les MCs restent actives après ébullition. En milieux naturels et à l'obscurité, les MCs persistent des mois et même des années. Elles se révèlent stables sous des conditions de lumière naturelle mais se dégradent sous d'intenses rayonnements ultraviolets (UV). L'ozonation et les puissants agents oxydants ont la capacité de dégrader les MCs (in Bernard, 2014).

La NOD est une molécule très soluble dans l'eau et n'est pas dénaturée après ébullition. Elle n'est pas volatile (Svrcek and Smith, 2004). La NOD s'avère très stable et résistante à l'hydrolyse chimique ou l'oxydation à pH neutre (Sivonen and Jones, 1999).

La cylindrospermopsine possède une structure chargée électriquement qui la rend très polaire et très soluble dans l'eau avec une demi-vie supérieure à dix jours dans une eau très pure (Chiswell et al., 1999) ; elle se dégrade rapidement lorsqu'elle est extraite et exposée à la lumière du soleil (demi-vie de 1,5 h), mais quand elle est en solution, la cylindrospermopsine est assez stable tant à l'obscurité qu'à différentes intensités de lumière et à divers pH et température (ibid.).

Tableau 5 : Structures chimiques des hépatotoxines, effets et producteurs

	
-Microcystine (MC) (Haut à gauche): hexapeptides cycliques qui regroupent près de 248 molécules dont la structure générale est celle d'un cyclo-peptide ; L'ensemble des MC partage un acide aminé commun : l'Adda ; La diversité des MC s'explique par les différentes combinaisons d'acides aminés pouvant être méthylés en position 2 et 4 (Meriluoto et al. 2016, Buratti et al. 2017). *la dénomination MC-LR : L et R désignent la présence de leucine (L) et d'arginine (R) en position 2 et 4. *Les MC sont relativement hydrophiles (polaires) du fait de la présence d'acide carboxylique en position 3 et 6 et d'arginine en position 2 et 4 (Meriluoto et al. 2016). Les microcystines sont solubles dans l'éthanol, le méthanol et l'eau. Elles résistent à l'hydrolyse chimique ou à l'oxydation à un pH proche de 7. Les microcystines sont résistantes à plusieurs heures d'ébullition et aux pH extrêmes (Hitzfeld et al., 2000). *Producteurs : Anabaena, Anabaenopsis, Hapalosiphon, Microcystis, Nostoc Planktothrix *Effets : i) inhibition des phosphatases à sérine/thréonine (PP1 et PP2A) ; ii) destruction de l'architecture hépatique, menant à une hémorragie massive et une mort en quelques heures iii) -MC-LR est un promoteur tumoral - Nodularines (Haut à droite) : pentapeptide cyclique contient la N-méthyl-déhydrobutyryne et l'acide aminé Adda caractéristique des microcystines. (9 variants de la nodularine). *Producteur : <i>Nodularia spumigena</i> dont les blooms prédominent en présence d'un faible rapport N/P, de faibles niveaux de nitrate, de fortes concentrations de phosphate et des taux de salinité modérés (Repka et al., 2001). * La nodularine est un promoteur de tumeur puissant qui peut également agir comme un agent cancérigène et inhibe les phosphatases sérine/thréonine de type 1 et 2A.	
	Cylindrospermopsine : alcaloïde tricyclique possédant une unité guanidine, avec une masse moléculaire de 415 Da. (2 variants) *Producteur : <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>, <i>Aphanizomenon ovalisporum</i>, <i>Anabaena bergii</i> et <i>Raphidiopsis curvata</i> Oscillatoria (Planktothrix) <i>Lyngbya wollei</i>, <i>Umezakia natans</i> (Ohtani et al, 1992 ; Harada et al., 1994 ; Banker et al., 1997 ; Preussel et al., 2006 ; Spoof et al., 2006 ; Seifert et al., 2007 ; Mazmouz et al., 2010). *agirait principalement sur le foie et également d'autres organes tels que les poumons, les reins, les intestins et le thymus (Falconer et al., 1999 ; Seawright et al., 1999). *Effets : inhibition irréversible de la synthèse protéique par interaction avec les ARN de transfert

1-1.5. Les microcystines (MC)

Les microcystines sont des inhibiteurs spécifiques des protéines phosphatases eucaryotes (PP) (1, 2A, 2B 3, 4 et 5) présentes notamment au niveau du foie chez l'Homme. Les protéines phosphatases assurent la déphosphorylation des résidus sérines et thréonines chez les plantes et les animaux (Meriluoto et al. 2016). Les microcystines sont qualifiées d'hépatotoxines, car absorbées principalement au niveau des cellules hépatiques riches en transporteurs peptidiques (Metcalf and Codd 2012). L'inhibition des PP 1 et 2A conduit à une augmentation de la phosphorylation des protéines présentes au niveau des cellules du foie. Celle-ci altère alors divers mécanismes cellulaires tels que : le transport membranaire, la contraction, la sécrétion, la division, la translation et la transcription cellulaire (Meriluoto et al. 2016). L'ensemble de ces perturbations génère des lésions au foie pouvant conduire au décès de l'individu exposé.

D'autres études de toxicologie ont également démontré que l'exposition aux MC pouvait être à l'origine de perturbations endocriniennes, immunitaires et de la promotion de tumeurs. Enfin, les MC possèdent également une activité génotoxique, reprotoxique et oncogénique (Chen et al. 2016 ; Meriluoto et al. 2016). À l'échelle cellulaire, les MC déclenchent une surproduction d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) pouvant engendrer une peroxydation des lipides, une altération des protéines et de l'ADN. Diverses études suggèrent que la toxicité engendrée par l'exposition aux MC dépend des analogues considérés et de la quantité administrée. Exposés à une dose aiguë de MC, la mort des mammifères est causée par hypovolémie (Metcalf and Codd 2012) ce qui désigne un déficit d'afflux sanguin généré par l'accumulation du sang au niveau du foie (Metcalf and Codd 2012).

1-5.1.1 Organismes producteurs

Avec pas moins de 23 genres et 47 espèces de cyanobactéries répertoriées comme producteurs de MC (Catherine et al. 2017). Bien que produites principalement de manière constitutive, les MC sont libérées dans le milieu quand survient la sénescence des cellules. Une fois libérées dans le milieu, bien que sujettes à la dilution, à la dégradation bactérienne ou à l'absorption sur la matière organique particulaire, les MC restent des molécules relativement stables et persistantes dans le milieu et les organismes (Schmidt et al. 2014, Catherine et al. 2017). Ainsi, la présence de MC dans les sédiments (Pham and Utsumi 2018), dans les prédateurs supérieurs, ou encore dans des cultures irriguées avec de l'eau contaminée témoigne de la stabilité et de la persistance de ces toxines dans l'environnement (Buratti et al. 2017).

1-5.1.2 Risques et voies d'exposition aux MC présentes dans l'environnement

La présence des MC dans les réservoirs d'eau douce (Yang et al. 2016) constitue la voie d'exposition principale pour les populations humaines.

Une autre voie d'exposition implique l'utilisation récréative des plans d'eau où prolifèrent les cyanobactéries productrices de MC : i) exposition aux aérosols (Cheng 2007, Backer et al. 2008) ; ii) baignades ; iii) La pêche (Buratti et al. 2017) ; iiiii) Consommation de poisson présentant des MC dans leurs chairs suite à l'ingestion d'eau contaminée et par la consommation de proies, de végétaux, ayant accumulé des MC (Romero-Oliva et al. 2014) ; iiiiii) présence de MC chez les plantes aquatiques et supérieures ; La consommation de légumes et végétaux provenant des cultures irriguées à l'aide d'eau contaminée (Manubolu et al. 2014, Qian et al. 2017).

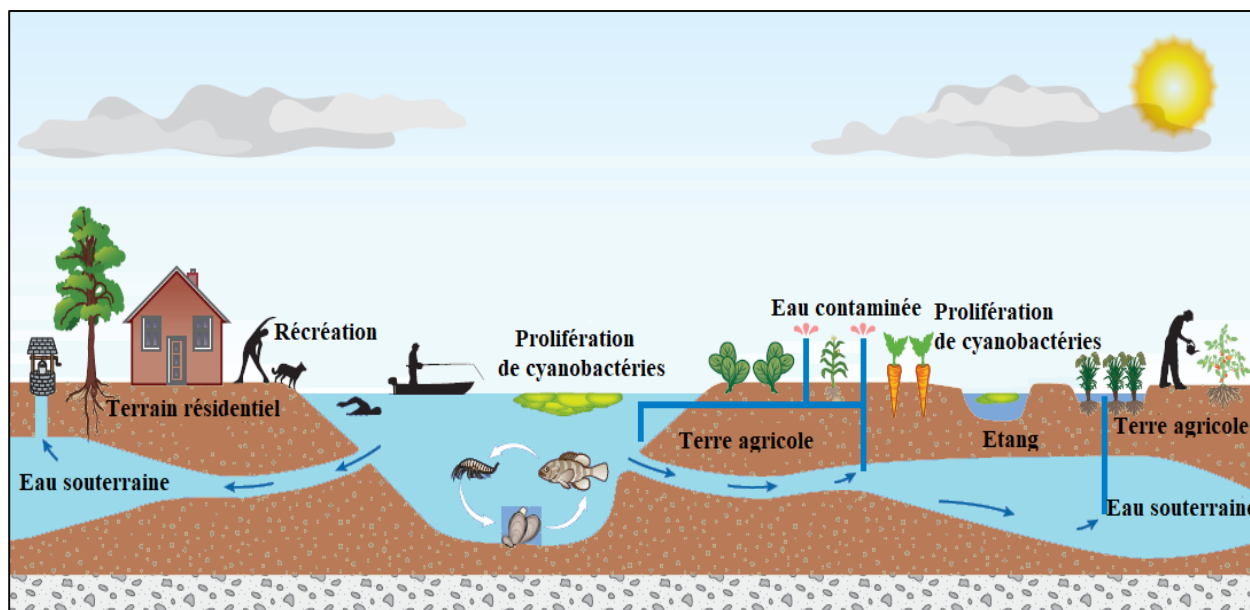


Figure 5 : Schéma de fonctionnement d'une exposition humaine et animale aux cyanotoxines dans des environnements d'eau douce contaminés par des blooms toxiques de cyanobactéries : par ingestion (eau et denrées alimentaires), par voie cutanée (baignade, loisirs, travail dans les fermes aquatiques, agriculture) et par inhalation (baignade, loisirs, agriculture, autres activités professionnelles) (Lee et al., 2017).

1-5.1.3 Facteurs abiotiques influençant la synthèse des microcystines

Ici, seule l'influence des principaux facteurs influençant la synthèse de MC chez *Microcystis* sp. est détaillée. Les effets de multiples facteurs abiotiques sur la synthèse des MC ont été étudiés et ont fait l'objet de divers travaux de synthèse (Sivonen and Jones 1999 ; Neilan et al. 2013 ; Gehring and Wannicke 2014 ; Pearson et al. 2016 ; Omid et al. 2018).

L'influence d'une grande variété de facteurs a été testée sur la production de MC, au cours de la croissance. Ces travaux montrent qu'une corrélation entre le taux de croissance et le taux de production des MC existe, illustrant l'aspect constitutif de la synthèse des MC (Orr et al. 2018). La disponibilité en nutriments est l'un des principaux facteurs influençant la dynamique des efflorescences de cyanobactéries et qui conditionne la synthèse de MC (Paerl and Otten 2016).

Notamment, l'influence de l'azote sur la production de MC a largement été étudiée en raison de la richesse des MC en acides aminés azotés. Les travaux conduits par Orr and Jones (1998), confirmés plus tard par Long et al. (2001), ont permis de montrer que la production de MC est directement corrélée au taux de croissance cellulaire à partir d'expériences en chemostat. À l'échelle cellulaire, l'expression des gènes impliqués dans la synthèse des MC (*mcyA-J*) est également corrélée à la disponibilité en azote en laboratoire (Harke and Gobler 2013), mais également au sein d'efflorescences naturelles (Horst et al. 2014). En condition limitée en azote, l'expression des gènes impliqués dans la synthèse des MC est réprimée et la quantité de MC par cellule diminue (Horst et al. 2014, Kramer et al. 2018). À l'inverse, lorsque l'azote est en excès, la production des différents analogues de MC chez *M. aeruginosa* conduit à l'accumulation d'analogues riches en acides aminés azotés tels que la MC-RR (Van de Waal et al. 2009). C'est ainsi que l'azote est considéré comme l'un des principaux nutriments influençant la synthèse de MC (Pearson et al. 2016).

De même, une limitation en phosphore conduirait à une diminution de la production de MC (Oh et al. 2000, Davis et al. 2010).

- **Le fer** pourrait également influencer directement la synthèse des MC chez *M. aeruginosa*. En effet, un autre type de facteur de transcription (Fur) impliqué dans la régulation du fer chez la cellule a été décrit chez *M. aeruginosa* (Martin-Luna et al. 2006). À partir d'expériences menées en chémostat, Yeung et al. (2016) ont déterminé que la quantité de MC par cellule était supérieure lors d'une limitation en fer. Une telle accumulation de MC suggère que les MC jouent un rôle protecteur pour la cellule lors d'un stress oxydatif (Alexova et al. 2011).

- **L'intensité lumineuse** peut également avoir une influence sur la biosynthèse et la production de MC (Kaplan et al. 2012). La synthèse de MC et d'autres métabolites secondaires est principalement effectuée durant le jour (Straub et al. 2011). Il existe une corrélation entre taux de production de MC et le taux de croissance des cellules exposées à différentes conditions de lumière (Lyck, 2004). À faible irradiance, lorsque la lumière limite la croissance cellulaire, la synthèse des MC est conditionnée par le taux de croissance (Tonk et al. 2009). Lorsque la lumière n'est plus limitante pour la croissance cellulaire, la production de MC et le taux de croissance sont découplés (Wiedner et al. 2003). En effet, la synthèse de MC est induite lorsque *M. aeruginosa* est exposée à de fortes irradiances (Meissner et al. 2013).

- **CO₂ et température** : Parmi les différents facteurs influençant la dynamique des efflorescences de *Microcystis spp.* à l'échelle globale, les effets sur la production de MC de la disponibilité en CO₂ et de la température ont également été étudiés. À l'échelle moléculaire, la quantité de CO₂ n'influence pas l'expression des gènes *mcyA-J*, cependant la quantité de MC par cellule augmente avec la quantité de CO₂ dissous (Sandrini et al. 2015a). À l'inverse, la quantité de MC par cellule tend à diminuer lorsque la température augmente (Bui et al. 2018). La température optimale de production de toxines s'étend, selon les espèces, de 15 à 25 °C ; à des températures inférieures à 25 °C, *Anabaena sp.* produit de la microcystine LR plutôt que de la microcystine RR, qui est préférentiellement produite à des températures supérieures (Lavoie et al., 2007; Msagati et al., 2006).

1-1.5.4 Rôle biologique et écologique des microcystines

L'étude des facteurs influençant la production de MC a mis en évidence diverses fonctions potentielles pour les organismes producteurs. Cependant, le rôle biologique des microcystines demeure aujourd'hui une question scientifique majeure (Omid et al. 2018).

- Les microcystines ont dans un premier temps été décrites comme des métabolites secondaires synthétisés comme mécanismes de défense face aux brouteurs. Les apports de la phylogénie ont démontré que la synthèse des MC serait un caractère présent chez l'ancêtre commun à l'ensemble des cyanobactéries (Rantala et al. 2004). Selon ce scénario, la synthèse des MC serait un caractère apparu bien avant l'apparition des métazoaires. Ainsi, le rôle de défense face au prédateur ne peut être considéré que comme une fonction secondaire (Kaplan et al. 2012). Les travaux visant à exposer *Microcystis sp.* à différents prédateurs varient dans les réponses observées (Omid et al. 2018). Dans certains cas, l'exposition aux prédateurs aboutit à une inhibition de la synthèse de MC tandis que d'autres travaux soutiennent une tendance inverse (Holland and Kinnear 2013). Actuellement, compte tenu du coût métabolique et du caractère constitutif des MC, l'hypothèse d'un rôle de défense face

aux prédateurs ne fait pas consensus (Kaplan et al. 2012 ; Omid et al. 2018). Bien que principalement accumulées à l'intérieur de la cellule, certaines études suggèrent une possible fonction à l'extérieur des cellules.

- L'existence d'effets allélopathiques des MC a été suggérée chez divers organismes phytoplanctoniques, chez les plantes supérieures et aquatiques (Babica et al. 2006). Les effets allélopathiques de *M. aeruginosa* ne sont pas uniquement dus à la présence de MC, mais bien à la présence d'un ensemble de composés. Ainsi, les MC pourraient agir sur les organismes cibles en interaction avec d'autres composés allélopathiques (Omid et al. 2018).

- Au niveau extracellulaire, les MC pourraient aussi jouer le rôle de messenger chimique et assurer la communication entre cellules. Gan et al. (2012) notent que l'ajout de MC dissoutes induit une augmentation de la taille des colonies ; À l'inverse, lorsque la quantité de MC dissoutes diminue, la taille des colonies est réduite. Selon ces auteurs, les MC libérées au cours de la lyse cellulaire pourraient servir de messenger chimique entre les différentes colonies de *Microcystis* spp. (Gan et al. 2012). L'ajout de MC exogènes déclenche l'expression de gènes impliqués dans la synthèse de glycoprotéines MrpC 24 et de lectines MVN impliquées dans l'adhésion cellulaire (Kaplan et al. 2012). Ce mécanisme pourrait expliquer l'augmentation de la taille des colonies lorsque la quantité de MC dissoutes augmente (Gan et al. 2012). Enfin, la présence de MC dissoutes influe positivement la biosynthèse de MC (Kaplan et al. 2012).

Des études comparatives menées sur la souche de *M. aeruginosa* PCC 7806 et son mutant PCC 7806 mcyB- non toxique ont permis de décrire le ou les rôles potentiels que pourraient jouer les MC au niveau cellulaire (Omid et al. 2018). Dans le cadre d'un stress lumineux ou oxydant, la souche sauvage présente un avantage compétitif sur la souche mutante suite à l'accumulation d'une quantité plus importante de protéine et à la présence de MC liées de manière covalente à ces dernières (Zilliges et al. 2011). En effet, l'étude comparative de leur protéome a permis de démontrer des différences significatives entre les deux souches. La souche sauvage PCC 7806 présente un plus grand nombre de protéines isoformes que son homologue mutante (Zilliges et al. 2011) ce qui serait dû à la présence d'isoformes notamment chez les phycobilisomes, les réductases et chez des protéines impliquées dans le cycle de Calvin-Benson. En effet, les MC se lient aux cystéines présentes chez certaines protéines, ce qui aurait pour conséquence de favoriser leur stabilité (Meissner et al. 2013).

En cas de fortes irradiances, une part non négligeable des MC se lie aux phycobilisomes et aux plus larges sous unités de la Rubisco. La présence de MC liées aux protéines les rendrait moins susceptibles à l'action d'enzymes types protéases (Kaplan et al. 2012).

Le rôle des MC au niveau intracellulaire est également illustré par la localisation des MC au sein des cellules, principalement localisées au niveau des carboxysomes et des thylakoïdes (Kaplan et al. 2012). Au niveau cellulaire, les MC pourraient également agir comme agent chélateur envers le fer (Holland and Kinnear 2013). Les MC auraient donc comme fonction principale de stabiliser les protéines et de maintenir les fonctions métaboliques de la cellule en cas de stress oxydant comme l'illustrent les différents travaux conduits chez *Microcystis* sp. (Omid et al. 2018).

1-1.6. Réglementations relatives aux cyanobactéries et aux cyanotoxines

Au cours de ces vingt dernières années, plusieurs nations à travers le monde se sont trouvées confrontées à de graves problèmes environnementaux, économiques et sanitaires liés aux proliférations ou aux agglomérations excessives de cyanobactéries dans les lacs et les réservoirs d'eau

potable. En conséquence, des règles de sécurité à respecter et des niveaux d'exposition maximale ont été définis pour les cyanobactéries et les cyanotoxines les mieux connues et les plus fréquemment mises en évidence dans les milieux aquatiques en période de proliférations cyanobactériennes.

Actuellement, la surveillance des proliférations à cyanobactéries est réalisée grâce à des indicateurs de biomasse comme la concentration en chlorophylle *a* (Chl *a*), à des indicateurs d'abondance et aussi grâce à l'identification des espèces présentes. En effet, l'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande à partir de ces paramètres de biomasses des normes guide pour les eaux récréatives et les eaux destinées à la consommation (eau d'alimentation).

À l'échelle internationale, l'OMS a élaboré des recommandations pour les eaux récréatives et les cyanobactéries. Des valeurs guides ont été suggérées en tenant compte des éventuels risques par contact direct, inhalation et ingestion. Ces valeurs guides sont présentées en trois niveaux et ont été établies à partir d'études ou de cas d'intoxication avérée (Tableau 6) :

Tableau 6 : Valeurs guides retenues par l'OMS (OMS, 2003) pour la qualité des eaux de baignades

Niveau	Valeur guide	Risques sanitaires	Actions
Niveau 1 : Seuil à faible risque sanitaire	20 000 cell/mL ou 10 µg/L de chlorophylle-a	- Risques à court terme faibles : irritations cutanées, oculaires, nasales, gastro-entérite - Risques à long terme : improbables	- Pas de restriction d'usage de l'eau - Information du public - Information des autorités
Niveau 2 : Seuil à risque sanitaire modéré	100 000 cell/mL ou 50 µg/L de chlorophylle-a	- Risques à court terme élevés : irritations cutanées, oculaires, nasales, gastro-entérite - Risques modérés à long terme dus à l'ingestion accidentelle de cyanotoxines	- Contrôle quotidien de la présence d'écume - Limitation de la baignade et des activités nautiques - Information du public - Information des autorités
Niveau 3 : Seuil à haut risque sanitaire	Présence d'écume	- Risques d'empoisonnements sévéres - Risques à long terme dus à l'ingestion accidentelle de cyanotoxines - Risques à court terme élevés : irritations cutanées, oculaires, nasales, gastro-entérite	- Contrôle quotidien de la présence d'écume - Interdiction de la baignade et des activités nautiques - Etablissement d'un suivi sanitaire - Information du public - Information des autorités

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), ainsi que les principales agences environnementales des pays développés, considèrent à présent qu'en raison de leur production de métabolites toxiques, les cyanobactéries représentent un risque réel pour la santé publique (Lévesque *et al.*, 2014). L'Organisation mondiale de la santé a considéré la dose sans effet nocif observable (NOAEL) de MC-LR de 40 µg/kg/d obtenue après 13 semaines d'exposition orale de souris (Fawell *et al.*, 1999) et a proposé une dose de 1 µg/L comme valeur maximale pour MC-LR dans l'eau potable (OMS, 1998).

Pour la surveillance des écosystèmes aquatiques, les méthodologies de surveillance qui ont été développées comprennent toujours un volet d'observation des microalgues sur les sites, les interactions de ces microalgues avec les paramètres environnementaux ainsi que la recherche d'un potentiel toxique et/ou une reconnaissance des toxines via des tests de toxicité ou par voie chimique, biochimique ou immunologique.

Dans l'Oubeira, Djabourabi (2014), rapporte, durant sa campagne de 2007, une forte présence des genres *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Pseudanabeana*. Dans ce même plan d'eau, ce sont plutôt les

espèces *Aphanizomenon issatschenkoi*, *Oscillatoria rubescens* et *Cylindrospermopsis raciborskii* qui sont fortement présentes durant la campagne menée par Boussadia en 2009 (Boussadia, 2015).

La présence de blooms de cyanobactéries toxiques dominés par le genre *Microcystis* a été établie pour la première fois dans le lac Oubeira en 2000-2001 (Nasri et al., 2004). L'analyse de l'extrait d'efflorescence de ce lac a démontré la présence de quatre variantes de microcystines (microcystine-LR (MCYST-LR), microcystine-YR (MCYST-YR), microcystine-RR (MCYST-RR), et une variante méthylée de MCYST-LR (DMCYST-LR). Les auteurs de l'étude font état de concentrations de microcystine comprises entre 3 et 29 mg d'équivalents MCYST-LR par litre avec un pic en août 2001. C'est également dans le lac Oubeira que Amrani et al. (2014) rapportent que les plus fortes concentrations de MC sont trouvées dans les tissus intestinaux de la carpe entre août et novembre 2010, lorsque les concentrations de MC dans l'eau sont les plus élevées ; en revanche, les plus fortes concentrations trouvées dans le foie de l'anguille européenne sont enregistrées en janvier et février 2011.

Le problème des cyanobactéries toxiques du lac Oubeira est assez bien documenté mais les facteurs sous-jacents qui contrôlent la prolifération excessive de ces organismes et la production de leurs métabolites secondaires bioactifs ne sont pas complètement compris.

Ce travail est donc une continuité dans le processus de suivi de la distribution spatio temporelle des cyanobactéries présentes dans le lac Oubeira et l'étude des facteurs environnementaux en faveur de ces blooms.

Dans ce contexte, nous nous sommes fixés les objectifs suivants :

- La caractérisation de la qualité physico chimique des eaux du lac Oubeira par la mesure de la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, la transparence, les MES et les sels nutritifs (nitrate, nitrite, ammonium et phosphore), pouvant influencer le développement des cyanobactéries ;
- L'étude de la dynamique, spatiale et temporelle, des populations de cyanobactéries recensées ;
- L'évaluation de la biomasse algale globale par le dosage de la chlorophylle a ;
- Le dosage de la microcystine LR par l'application du test ELISA ;
- L'étude de l'influence de certains paramètres environnementaux (biotiques et abiotiques) sur le développement et la croissance des cyanobactéries, par l'application d'analyses statistique appropriées en utilisant le logiciel "R".
- La détermination des périodes à risque et les différents niveaux d'alertes relatifs au danger que représentent les cyanobactéries (qualitativement et quantitativement) pour l'ensemble des usagers de ce plan d'eau.
- Un essai de modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans l'Oubeira

Après une introduction générale, cette thèse s'articulera autour de 3 chapitres :

Chapitre 1 : il est question des Interactions des cyanobactéries avec l'environnement. Dans cette partie, après une introduction générale, il sera question d'une présentation des caractéristiques géomorphologique, pédologique, hydraulique et climatologique de la zone d'étude ; Dans ce chapitre seront consignés les données relatives à la stratégie d'échantillonnage et le matériel utilisé ainsi que les différentes méthodes et techniques utilisées pour la caractérisation des paramètres physico chimique des eaux, l'identification des cyanobactéries, leur dénombrement ainsi que les méthodes

d'analyses statistiques réalisées pour conforter les résultats obtenus. Dans cette partie de la thèse il est question de consigner les résultats et interprétation des paramètres physico-chimiques étudiés, ceux des cyanobactéries recensées et leur dynamique spatio temporelle (mensuelle et saisonnière) et de clore ce chapitre par une discussion générale.

Chapitre 2 : il est consacré à l'étude de la toxicité des blooms de cyanobactéries par le dosage de MC LR intracellulaire; il comprend une introduction, la partie matériel et méthodes dans laquelle il est question du choix des stations d'échantillonnage, des méthodes de dosage de MC LR ; l'interprétation, des données obtenues, est consignée dans la partie résultats (interactions entre les paramètres environnementaux, la dynamique des cyanobactéries et les niveaux de production de MC LR) et pour clore le tout, une discussion des résultats obtenus avec ceux cités dans la littérature.

A la fin du chapitre 2, seront insérées, par commodité, les références bibliographiques utilisées pour la rédaction de l'introduction et des chapitres 1 et 2.

Chapitre 3 : Il est à part, car il traite de modélisation ; il comprend une introduction, une synthèse bibliographique dans laquelle il est question de l'état de l'art sur la modélisation et ses applications ; la partie matériel et méthodes de ce chapitre porte sur les méthodes de modélisation utilisées pour évaluer les effets des variables environnementales sur l'occurrence des cyanobactéries et leur densité dans le lac Oubeira par la comparaison entre les modèles de simulation évolutionnaire fondées sur l'intelligence artificielle comme [l'Optimisation par essaim de particules, ou Particle Swarm Optimization (PSO), Algorithmes Génétiques (GA) ou Genetic Algorithm, et Algorithme d'essaim d'oiseaux (BSA) ou Bird Swarm Algorithm], et les modèles statistiques tel que [modèle de régression multiple (MLR) et la machine à vecteur de support [Support Vector Machine (SVM)] afin d'obtenir des modèles approximatifs pour la prédiction de la densité des cyanobactéries. Tout cela est suivi par les résultats et leur interprétation et les références bibliographiques utilisées dans ce chapitre.

L'ensemble de ces chapitres seront suivis d'une conclusion générale et les recommandations à proposer pour une gestion durable de cette ressource et la préservation de l'état de santé de cet écosystème.

Dans la partie annexe seront consignés le détail des méthodes de dosage, les tableaux, photographies etc...

2- Matériel & Méthodes.

2-1. Cadre climatique de la région

La compréhension des conditions climatiques prévalant dans une région nécessite fréquemment la mesure, avec une précision tolérable, de plusieurs paramètres climatiques (précipitations, température, humidité, vent, etc.). Cependant, nous avons découvert que des données prélevées par le passé présentent des lacunes. À cela s'ajoute le problème du nombre limité de stations météorologiques de mesure totale, dans toute la région d'étude. Afin de caractériser le climat de notre zone d'étude, nous avons utilisé les données météorologiques collectées au niveau de la station d'El-Kala durant la période s'étalant de 1996 à 2016 (soit vingt ans de collecte)

Température

La température a des conséquences sur les mécanismes de fonctionnement biochimique de tous les écosystèmes. Cependant, elle est en corrélation avec la variation saisonnière. Elle influence la distribution géographique des espèces, varie aussi suivant l'altitude et l'éloignement de la mer. Elle influence donc la minéralisation de la matière organique et la disponibilité du phosphore inorganique, mais également la solubilité de l'oxygène dans l'eau, ainsi que la sédimentation de la matière organique résultant des floraisons du phytoplancton (Sondergaard et al., 2003). Elle favorise la rétention et le relargage du phosphore par les sédiments. Il semble que l'augmentation de la fréquence des occurrences de cyanobactéries soit liée aux phénomènes de changement climatique et plus particulièrement à la hausse des températures (Reichwaldt & Ghadouani, 2012). Pour les propriétés de l'eau qui dépendent de la température et qui sont déterminantes pour sa qualité, on peut citer : la densité et la viscosité, facteurs essentiels contrôlant la vitesse de dépôt des sédiments et la stratification naturelle, dans les eaux stagnantes tel que les lacs, les étangs...etc., la pression de vapeur, et, par conséquent, l'évaporation de l'eau. La solubilité de certains types de gaz dans l'eau et plus particulièrement l'oxygène ; car une fluctuation de la température de l'eau comprise entre 13°C et 20°C se traduit par une réduction de la teneur en oxygène dissous avoisinant les 14%. Le déroulement des réactions chimiques et biochimiques est conditionné par la température.

Précipitations

Les précipitations sont un paramètre climatique déterminant qui permet une appréciation des apports hydrologiques d'un plan d'eau précis. Par ailleurs, ces apports favorisent l'enrichissement de la masse d'eau en particules et en matières dissoutes (Grogg, 2012). En raison du lessivage du sol provoqué par les eaux de ruissellement après des précipitations, les éléments nutritifs (azote, phosphore) sont drainés dans les plans d'eau (King et al., 2007). En effet, ces nutriments ont tendance à s'accumuler de façon durable en dépit d'autres facteurs, favorisant ainsi la prolifération des cyanobactéries. La zone d'étude est sous l'influence d'un climat méditerranéen qui se caractérise par une période humide (généralement de novembre à avril, durant laquelle les précipitations sont supérieures à l'évaporation) et une période sèche (assez chaude). Durant la période de réalisation de ce travail, nous avons enregistré des orages éphémères dès la mi-août, jusqu'à mai. Malgré cela la période d'étude a été caractérisée par une pluviométrie assez faible comparée à la moyenne annuelle de la région. La saison sèche de mai à octobre, pendant laquelle la pluviométrie est déficitaire par rapport à l'évaporation et le minimum annuel est toujours observé en juillet-août. Dans cette région, deux phénomènes météorologiques majeurs sont responsables de la pluviométrie : Premièrement, les tempêtes cycloniques provenant de l'ouest et du nord-ouest de l'Atlantique qui, après avoir parcouru l'Espagne et de larges zones de la Méditerranée occidentale, frappent le Nord-Est de l'Algérie, et deuxièmement, les dépressions originaires de la Méditerranée occidentale (De Bélair, 1990). La conséquence de cette fluctuation est une pluie de forte intensité et

orageuse, qui se répercute alors sur le relief du lac Oubeira, dont la dissection fait apparaître un phénomène d'érosion sévère (Benyacoub et Chabbi 2000).

✚ Humidité

Le taux d'humidité ambiante est très fort dans la région d'El Kala et pratiquement constant en toute saison. Le fait que la mer, la présence de nombreuses étendues d'eau ainsi que la diversité des écosystèmes forestiers de cette région (zones montagneuses) favorisent le maintien d'un taux d'humidité particulièrement important durant toute l'année.

Les valeurs de ce paramètre, relativement fortes (aux voisinages de la côte), deviennent plus élevées aux moments du lever et du coucher du soleil. De par cette forte humidité, dont la valeur est également importante en été, il est possible que la région soit plongée dans un voile de brume qui se manifeste au lever et au coucher du soleil. Cette humidité est bénéfique pour les cultures d'été et la croissance de la végétation naturelle, ce qui compense véritablement la perte en eau des plantes pendant l'été.

Tableau 7 : Données climatiques de la zone d'étude (1996-2016).

	Température (°C)			Précipitation (mm)	Humidité Relative (%)	Vent (vitesse en m/sec)
	T° Min (°C)	T° Max (°C)	T° Moy (°C)			
Jan	9,3	19,42	14,36	118,78	74,54	4,23
Fév	8,84	17,45	13,14	91,82	75,32	4,36
Mar	10,34	20,01	15,17	108,74	68,76	4,44
Avr	13,50	21,01	17,25	88,34	67,94	4,01
Mai	15,89	24,25	20,07	25,24	68,12	3,78
Juin	19,44	27,30	23,37	11,2	69,47	3,19
Juil	23,24	29,42	26,23	1,39	68,22	2,76
Aout	23,64	31,06	27,35	10,96	66,84	2,58
Sept	20,83	27,76	24,29	67,88	67,88	3,1
Oct	17,71	26,94	22,32	70,24	70,14	3,46
Nov	12,96	21,01	16,98	111,96	71,22	4,12
Déc	9,93	18,90	14,41	128,84	74,84	4,22

✚ Vents

Ce facteur est déterminant pour la répartition spatiale des organismes planctoniques y compris le phytoplancton ; il provoque la divergence ou la convergence de l'eau et influence la vitesse à laquelle les nutriments remontent à la surface (Morales, 2014). La période hivernale est caractérisée par des vents du Nord et du Nord-Ouest. Au contraire, la période estivale se distingue par des vents du Nord-Est et des vents chauds du Sud ou du Sud-Est. En outre, l'évapotranspiration et la sécheresse sont

favorisées par le sirocco, dont la fréquence est d'environ 14 jours par an ; ce dernier est à l'origine des dépressions qui se forment sur la mer Méditerranée. Le sirocco a une influence déterminante sur le cycle de l'eau dans la nature, il favorise l'évapotranspiration et l'apparition même de graves incendies de forêt (Dajoz, 1971).

❖ Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Ce diagramme est tracé avec deux axes d'ordonnées où les valeurs des précipitations sont portées à une échelle double de celle des températures (Bagnouls & Gaussen, 1957). Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen, établi à partir des données collectées durant la période s'étalant de 1996 à 2016 (dans la station d'El Kala), montre que l'année est divisée en deux périodes : l'une sèche de mars à octobre et l'autre humide de novembre à avril (Fig.6).

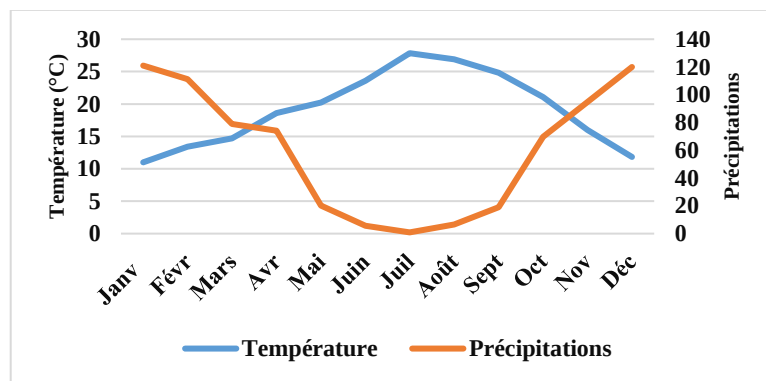


Figure 6 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

❖ Le climagramme d'EMBERGER

Le quotient pluviométrique " Q_2 " d'Emberger fait référence à cette équation synthétique qui classe le climat méditerranéen en cinq niveaux bioclimatiques. Le quotient est déterminé à partir de la pluviométrie (P en mm) et de la température maximale quotidienne moyenne du mois le plus chaud et moyenne des températures minimales quotidiennes du mois le plus froid.

Afin de connaître précisément le caractère du climat des dernières années, nous avons eu recours au calcul du quotient des précipitations d'Emberger L., (1955) dont la formule est la suivante :

$$Q_2 = \frac{200 \times P}{M^2 - m^2}$$

P : pluviosité moyenne au cours de l'année (en mm)

M : température maximale quotidienne moyenne du mois le plus chaud, (en degrés absolus)

m : moyenne des températures minimales quotidiennes du mois le plus froid (en degrés absolus)

La zone d'étude est sous l'influence d'un climat méditerranéen, caractérisé par un hiver doux et humide, et un été sec et chaud. Dans un tel climat, il est évident que les facteurs les plus influents sont, la température, les précipitations, l'humidité, et le vent.

Nous avons compilé les données climatiques fournies dans la présente étude dans le but de bien caractériser le contexte climatique de notre site et de mieux évaluer le climat de notre région d'étude. Dans cette perspective, nous avons exploité les données météorologiques de la station d'El Kala. La durée de ces dernières s'échelonne sur vingt ans de collecte (1996- 2016) (Tab.8).

Tableau 8. Paramètre de climagramme d'Emberger.

Station	P(mm)	Tmax (°K)	T min (°K)	Q	Type de climat
El Kala	884.3	302.18	280.15	150.52	Sub humide

Il ressort de la figure 7 qui représente le climagramme d'Emberger, que la région d'El Kala se situe dans l'étage bioclimatique sub-humide

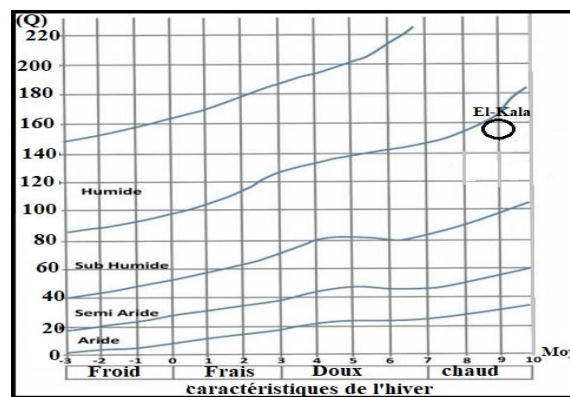


Figure 7 : Position de la région d'El-Kala dans le climagramme d'Emberger (1996-2016)

Le Parc National d'El-Kala (P.N.E.K).

Le Parc National d'El-Kala (P.N.E.K) est l'un des plus importants parcs nationaux d'Algérie. Il a été officiellement désigné par décret du journal officiel le 23 juillet 1983 et est désormais répertorié comme réserve de biosphère dans le réseau des sites du programme de l'UNESCO sur l'homme et la biosphère (MAB) depuis 1990. Sa superficie approximative est de 80 000 hectares, il est localisé à la pointe nord-est du pays (Fig. 9). Bien entendu, il est délimité au Nord par la côte méditerranéenne, par le système dunaire de Righia à l'ouest, à l'Est par la frontière algéro-tunisienne et au sud par les monts du massif Medjerda. Le PNEK est marqué par une remarquable diversité d'écosystèmes, il est le foyer d'une faune et d'une flore très variée.

L'exclusivité de la wilaya d'El Tarf demeure sans doute le Parc National d'El-Kala (P.N.E.K) dont la superficie représente environ 26% du territoire de la wilaya et qui est réparti sur 09 communes (El Tarf, El Kala, Ain El Assel, Souarekh, El Aioune, Berrihane, Raml Souk, Bougous et Boutheldja). Il se distingue par une inestimable richesse en faune et flore, avec un ensemble de zones humides inédites dans la rive Sud de la méditerranée, qui sont classées "zones de protection" dans le cadre la Convention de Ramsar, le parc national est organisé en 05 zones distinctes en fonction des spécificités de chacune d'entre elles, à savoir :

1- Une réserve naturelle intégrale de 9 292 ha représentant environ 12% de la superficie totale du PNEK, qui recèle des espèces animales et végétales rares, des écosystèmes variés, et des ressources

naturelles importantes. Cette zone possède un caractère unique où toute intervention est interdite.

2- Une aire sauvage primitive de 9 222 ha, correspondant à 12% de la superficie du PNEK, composée de milieux naturels particuliers dont la conservation est obligatoire sous leur forme sauvage.

3- Une zone à forte croissance de 1791 ha, représentant 2,3 % de la superficie totale du PNEK, qui héberge de nombreuses agglomérations et infrastructures socio-économiques.

4- Une zone tampon de 26 274 ha, correspondant à 34 % de la superficie du PNEK, permettant de maintenir une séparation entre les espaces protégés et les espaces de forte fréquentation du grand public.

5- Une région à faible croissance de 29 859 ha, couvrant 39 % de la superficie totale du PNEK. On y pratique toutes sortes d'activités dans différents domaines, loisir, culturel, scientifique et sportif. Cette délimitation permet, en tenant compte des spécificités de chaque zone, de définir et d'encadrer tous les types d'intervention dans ces milieux naturels.

Le PNEK a la spécificité unique d'abriter le complexe des zones humides le plus remarquable du Maghreb, avec le complexe lacustre de la région d'EL-Kala qui recèle trois lacs principaux d'une importance écologique majeure ; le lac Tonga, la lagune Mellah, et le lac Oubeïra, à quelques kilomètres de distance les uns des autres, la présente étude s'intéresse essentiellement au lac Oubeïra.

2-2.1. Bassin versant du lac Oubeira.

Le bassin versant du lac Oubeira se trouve à 5 km au sud-ouest d'El Kala et à 54 km à l'est d'Annaba. Il est situé dans le parc national d'El Kala, à l'extrême nord-est du pays limitrophe de la Tunisie. Ses terres se distribuent entre le domaine forestier où les propriétés privées y sont peu abondantes et les terres agricoles, en majorité de statut privé, qui sont principalement des terres arables, des cultures maraîchères et des pâturages (Messerer, 1999).

Tableau 9 : Caractéristiques du bassin versant

Superficie totale	125 Km
Terre plate (plaines)	40 Km
Collines	85 Km
Superficie du lac	2257 ha
Superficie du bassin versant (sans le plan d'eau)	7572 ha
Périmètre du plan d'eau	22,75hA
Longueur totale du réseau hydrographique	121 Km

Le bassin versant du lac Oubeira fait partie du bassin du lac El Kala. Sa délimitation Nord se prolonge d'Est en Ouest d'une élévation de 170 m à 182 m. Cette ligne de crête, relativement étroite qui culmine au Kef Trébiche à 256 m d'altitude avec le bassin du lac Mellah, marque la limite du site.

La limite Ouest du bassin versant se prolonge vers le Sud en longeant le Djebel Oubeira (100 m) aux abords de Fedj Zana (91 m), pour rejoindre dans la partie Sud les Djebels Ach Lahmar (138 m) et Hellilif (189 m) qui couvrent la partie Ouest de l'oued Messida.

À l'Est, le bassin versant est constitué par un cordon plat qui descend au pied du Djebel Bou Merchène (184 m) plus au Nord-Est. Tandis que le lac est Bordé par le djebel Bou Merchène au Nord-Est, La ville d'El Kala au Nord, le lac Mellah et les collines septentrionales au Nord-Ouest, El-Frin de Ain assel au Sud-Est et le djebel d'El-Euch Lahmer au Sud et au Sud-Ouest

2-2.2. Le lac Oubeira

Le lac Oubeira est l'un des sites Ramsar situé dans l'étendue zone humide du Parc National d'El-Kala (P.N.E.K). **Il se trouve** à l'extrême Nord Est Algérien, à 05 km au Sud-Ouest de la ville d'El-Kala et à une altitude de 25 m. Ses coordonnées géographiques au centre sont 36°50'N, 08°23'E.

C'est le plus grand lac en Algérie, avec une superficie de 229.110 km² et une profondeur moyenne de 1.24 m, caractérisé par un grand envasement limitant ainsi sa profondeur à 1,5 m (Alayat et al., 2013), mais il reste, néanmoins, le plus profond lac d'eau douce du PNEK.

Ce lac endoréique peu profond est le modèle authentique d'une zone naturelle d'intérêt faunistique et floristique, qui se distingue par sa remarquable biodiversité, car il abrite de nombreuses espèces animales (des oiseaux migrateurs et sédentaires, des poissons et des bivalves), mais aussi des espèces végétales dominée par les espèces flottantes, telle que la Châtaigne d'eau *Trapa natans*, le nénuphar blanc *Nymphaea alba*, et le nénuphar jaune (*Nuphar lutea*).

Son régime hydrologique est intimement relié aux conditions climatologiques de fait de sa faible profondeur. Il est alimenté, essentiellement, par les eaux de ruissellement pendant la saison pluvieuse dans une région considérée comme la zone la plus pluvieuse d'Afrique du Nord (1300mm/an) (Brahmia et al., 2016) ; Quatre affluents convergent vers le lac Oubeira : l'oued Dey-Legraa à l'Est, l'oued Bouhchicha ou oued El-Kébir au Sud, l'oued Boumerchèn au Nord- Est, et l'oued Demet Rihana au Nord Est.

Le lac Oubeira est installé dans une cuvette formée par un pli synclinal donnant naissance à une dépression concave presque circulaire bordée au Sud par le djebel El-Euch Lahmar et, au Nord, par le Djebel Boulif ; cette cuvette est sans issue vers la mer, et les pertes d'eau sont liées à l'évaporation et aux pompages pour l'irrigation des cultures des arachides et des maraichages pratiqués sur ses berges.



(a) Pâturage sur les berges du lac



(b) Pratiques de pêche (Anguille)



(c) Pompage de l'eau du lac pour l'irrigation



(d) Rétrécissement du lac en période sèche

Figure 8 : Quelques activités qui se déroulent dans le lac ou sur ses berges

2-3. Méthodologie

2-3.1. Stratégie d'échantillonnage

Pour le choix des stations d'échantillonnage nous avons tenu compte des caractéristiques hydrographiques de ce plan d'eau, la direction des vents dominants, les surfaces occupées par les macrophytes flottants, la présence des forêts aux alentours du lac, les zones fréquentées par les pêcheurs, la circulation routière, ainsi que l'existence d'agglomérations urbaines ou des terres arables et des prairies de pâturages sur ses berges. Par ailleurs, nous avons pris soin d'enregistrer toutes les informations et événements exceptionnels qui surviennent au niveau de la zone d'étude et des stations afin d'être en mesure d'exploiter au mieux les résultats obtenus.

✚ Echantillonnage mensuel

Pour la réalisation de l'étude de la dynamique mensuelle des cyanobactéries et des paramètres environnementaux qui les influencent nous avons procédé à un échantillonnage mensuel au niveau de onze stations (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9, S10 et S11) durant une période s'étalant d'Avril 2015 à Mars 2016 (Fig. 9).

✚ Echantillonnage saisonnier :

Il a été réalisé au niveau de vingt stations (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9, S10, S11, S12, S13, S14, S15, S16, S17, S18, S19, et S20) durant tout un cycle (d'Avril 2015 à Mars 2016). Cet

échantillonnage servira à la mise en place d'une modélisation de la dynamique spatiotemporelle des cyanobactéries et leur interaction avec les paramètres environnementaux (Fig. 9).

Tableau 10 : Situation des stations d'échantillonnage.

Stations	Localisations : G.P.S.	Situation des stations échantillonnées
Station S1	Latitude 36°49'43.19"N Longitude 8°24'4.44"E	embouchure de l'oued Messida.
Station S2	Latitude 36°51'14.69"N Longitude 8°24'50.52"E	embouchure de l'oued Dey Graa près de la rive.
Station S3	Latitude 36°50'51.90"N Longitude 8°24'22.20"E	en face de l'embouchure de l'oued Dey Graa
Station S4	Latitude 36°50'16.32"N Longitude 8°23'51.57"E	en face de l'embouchure de l'oued Messida.
Station S5	Latitude 36°50'19.38"N Longitude 8°23'15.43"E	Centre du lac en face de l'embouchure de l'oued Messida
Station S6	Latitude 36°50'49.84"N Longitude 8°23'53.59"E	Centre du lac en face des embouchures des oueds l Graa et Boumerchen
Station S7	Latitude 36°51'41.36"N Longitude 8°24'1.85"E	embouchure de l'oued Boumerchen
Station S8	Latitude 36°51'37.18"N Longitude 8°23'2.82"E	embouchure de l'oued Demet Rihana
Station S9	Latitude 36°50'47.91"N Longitude 8°22'24.82"E	en face de l'embouchure de l'oued Demet Rihana.
Station S10	Latitude 36°50'28.14"N Longitude 8°21'30.50"E	centre de la zone la plus abritée d'Euch lahmar
Station S11	Latitude 36°51'36.87"N Longitude 8°21'34.57"E	en face du village d'El-gantra hamra
Station S12	Latitude 36°50'27.98"N Longitude 8°24'38.10"E	berge Est entre les embouchure de l'oued Messida l'oued Dey Graa près de la rive.
Station S13	Latitude 36°51'24.87"N Longitude 8°23'50.48"E	zone centrale (côté nord-est) du lac
Station S14	Latitude 36°49'50.42"N Longitude 8°23'36.87"E	berge Sud du lac
Station S15	Latitude 36°51'29.28"N Longitude 8°23'28.54"E	Située entre les embouchures des oued Boumerche l'oued Demet Rihana
Station S16	Latitude 36°50'49.03"N Longitude 8°22'43.56"E	zone centrale (côté Ouest) du lac
Station S17	Latitude 36°50'25.36"N Longitude 8°22'23.50"E	limite de la zone la plus profonde du sous bassin d'Euch lahmar
Station S18	Latitude 36°49'45.82"N Longitude 8°22'39.91"E	berge de la zone d'Euch lahmar (Sud du lac)
Station S19	Latitude 36°51'18.16"N Longitude 8°21'50.23"E	zone abritée d'Euch lahmar et le bassin du village gantra hamra
Station S20	Latitude 36°51'44.23"N Longitude 8°22'34.94"E	proche de la route de wilaya W109

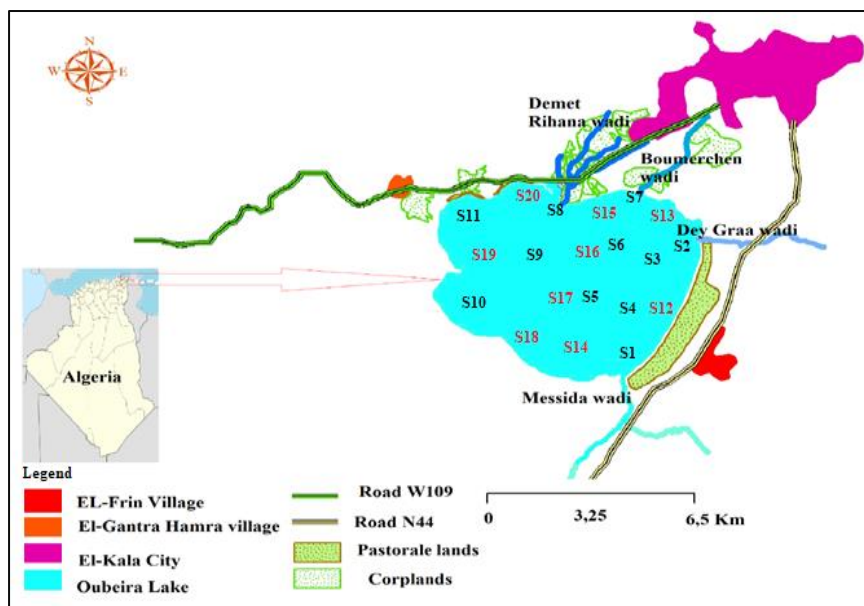


Figure 9 : Localisation des stations échantillonnées dans le lac Oubeira-2015-2016). (Mensuel : chiffre en noir de 1 à 11 ; Saisonnier : chiffres en noir et rouge de 1 à 20)

Selon [Rodier et al., \(2009\)](#), la prise d'un échantillon d'eau représente une tâche très sensible qui nécessite la plus grande précaution ; elle détermine la qualité des résultats d'analyse et leur interprétation ; c'est la raison pour laquelle nous avons particulièrement mis l'accent sur les points suivants :

- L'utilisation de bouteilles en plastique, en raison de leur facilité de transport et de leur faible coût ;
- L'étiquetage des bouteilles afin d'avoir les informations sur l'échantillon (codage, site "Lac Oubeira", date "21/08/2015", station N°, ID (identification et comptage)).
- Elaboration d'une fiche de données permettant de rassembler les informations utiles recueillies lors de la sortie sur le terrain (observations météorologiques, paramètres physico-chimiques de l'eau, suivi des efflorescences, etc.
- Le transport des échantillons au laboratoire est réalisé dans une glacière (ce qui permet une meilleure conservation).

Il est important de noter que les cyanobactéries, grâce à leurs vacuoles gazeuses, se déplacent dans la colonne d'eau en fonction de la luminosité. Dans la matinée, elles couvrent la surface et vers midi elles descendent légèrement sous la surface ; de ce fait, tous les prélèvements ont été effectués durant la matinée.

2-3.2. Mesures réalisées in situ

La température, l'oxygène dissous, la conductivité, le pH, ont été mesurés « in situ » au niveau de chaque station, à l'aide d'un multi paramètre (Multi 3420 SET G) muni de plusieurs sondes. L'utilisation de cet appareil consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après étalonnage, puis attendre quelques secondes avant de lire le résultat de la mesure, après stabilisation de l'affichage de ce dernier sur l'écran.

La transparence a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi de 25 cm de diamètre ; ce dernier est immergé dans l'eau et la transparence correspond à la profondeur à laquelle le disque de Secchi

n'est pas visible.

Prétraitement des eaux

Les échantillons d'eau destinés à l'identification microscopique et le dénombrement des cyanobactéries ont été prélevés à l'aide d'un tube d'échantillonnage de 1 m de longueur ; Ce volume a été concentré par la suite à travers un filet à plancton de 20µm de vide de maille, pour obtenir au final un volume d'environ 100mL. Ce filtrat a été conservé à l'abri de la lumière dans une glacière afin d'être filtré une seconde fois au laboratoire sur des membranes en polycarbonate d'une porosité nominale de 5 µm.

Les échantillons d'eau destinés aux dosages ; des nutriments, de la chlorophylle (a), et des toxines ont été prélevés dans des bouteilles en plastiques de 1500 mL de volume, puis transportés au laboratoire dans une glacière à 4°C pour une bonne conservation ; Cet échantillon d'eau va être réparti en 4 volumes : deux de 500mL et deux de 250 mL ; Parmi les volumes obtenus trois vont faire l'objet d'une filtration :

*Le filtrat du premier volume de 500 mL va servir aux dosages des nitrites, des nitrates, de l'azote ammoniacal et des ortho-phosphates ; à l'aide d'un filtre en microfibre de verre Whatman GF/C puis récupéré pour le dosage de la matière en suspension.

*Le filtre en microfibre de verre Whatman GF/C (porosité de 0,45 µm), qui a servi à la filtration du second volume de 500 mL va être récupéré pour être séché (à 50 °C) et conservé (à -20°C) pour ensuite servir aux dosages des toxines (Chorus & Bartram, 1999 ; Brient et al., 2001).

*Pour le dosage de la chlorophylle-a, nous récupérons le filtre qui a servi à la filtration des 250 mL d'eau (Chorus & Bartram, 1999 ; Brient et al., 2001).

*Les 250 mL restants sont gardés en réserve (en cas de besoin).

- les échantillons d'eau pour le dénombrement sont conservés à 4°C puis sont directement traités dès que les opérations ci-dessus sont achevées.

2-3.3. Dosages des nutriments

Azote ammoniacal (NH⁴⁺)

Il est fréquent de désigner l'azote ammoniacal comme étant de l'ammoniaque. Alors que ce dernier correspond à deux formes ionisées (NH₄⁺) et non ionisées (NH₃). La forme ionisée (NH₄⁺) est très peu toxique. Par ailleurs, pour un pH plus élevé, la même teneur non toxique d'azote ammoniacal peut être nocive pour la faune et la flore (Rejsek, 2002). En effet, l'azote ammoniacal résulte des déchets d'animaux et de la dégradation bactérienne des composés organiques azotés. Les organismes phytoplanctoniques se servent de l'azote ammoniacal en tant que source d'azote.

➤ **Principe « Méthode spectrophotométrique »**

Le dosage de l'azote ammoniacal est fondé sur la réaction de Berthelot où l'ammoniaque en milieu basique réagit avec l'hypochlorite pour former une monochloramine, puis successivement avec deux molécules de phénol pour former le bleu d'indophénol (Solorzano, 1969). Pour les eaux naturelles, l'utilisation de nitroprussiate comme catalyseur est nécessaire afin d'accroître la sensibilité (Aminot & Kérouel, 2004). La détermination de l'azote ammoniacal a été réalisée après fixation immédiate de l'échantillon sur le terrain grâce à l'ajout de deux réactifs.

➤ **Mode opératoire**

✓ **Établissement de la courbe d'étalonnage**

- Il s'agit de la solution étalon d'ammonium diluée à 500 µmol/l comme décrit à l'annexe 01.
- La gamme d'étalons suivante est préparée : 0,2µmol/l d'ammonium, 0,5µmol/l, 1µmol/l,

2 µmol/l et 5 µmol/l de nitrite (voir annexe 01).

- Effectuer deux déterminations de chacun des étalons, avec l'eau de dilution déminéralisée, en suivant la procédure générale de l'analyse.

- Dessiner la courbe d'étalonnage : $DO = f(\text{concentration})$.

- Établir l'équation $A = a.C + b$

✓ **Procédure générale de dosage**

Prélever 100 ml (plus au moins 5 ml) de l'échantillon.

- Ajouter 5 ml de R (1)". (R1= solution de phénol- nitroprussiate)

- Boucher et agiter pour bien homogénéiser.

- Ajouter directement 5 ml de R (2)', fermer et agiter une nouvelle fois. (R2= solution complexante au chlore)

- Placer le récipient directement dans l'obscurité pendant 6 à 8 heures (à température ambiante).

- Lire l'absorbance à $\lambda = 630 \text{ nm}$.

NB : Si l'échantillon est visiblement turbide, le soumettre à une centrifugation avant de procéder à la lecture colorimétrique.

Remarque : La préparation des réactifs R1' et R2' est rapportée en annexes 01.

✓ **Calculs et expression des résultats :**

L'absorbance réelle est : $A = A_{\text{brut}} - b_r$

Où : A_{brut} est l'absorbance relevée de l'échantillon ; b_r est l'absorbance relevée du blanc de réactif.

- Déduire, de la courbe d'étalonnage, la concentration d'ammonium (mg/l) correspondant à la valeur A de l'absorbance.

✚ **Nitrites (NO₂-)**

Les ions nitrites sont des produits de transition entre l'azote ammoniacal et les ions nitrates dans le cycle de l'azote. Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. Ils peuvent être rencontrés dans l'eau mais à des doses faibles (<1 mg/L valeur préconisée par L'OMS), car à de fortes doses ils deviennent toxiques pour l'écosystème (Aminot & Kérouel, 2004).

Les teneurs que l'on relève le plus souvent dans les eaux (douces, saumâtres et marines) varient de 0 à quelques micromoles d'azote nitreux par litre ; la valeur préconisée par l'OMS doit être inférieure à 1 mg/L ; selon (Aminot & Kérouel, 2004), les nitrites, à de fortes doses, deviennent toxiques pour l'écosystème. Leur présence est très rare dans la nature et l'eau chargée de nitrites doit être considérée comme suspecte dans la mesure où cette présence est souvent liée à une altération de la qualité microbiologique (Rejsek, 2002).

➤ **Mode opératoire**

✓ **Établissement de la courbe d'étalonnage :** Dans ce but, il convient de préparer la solution étalon de nitrite diluée à 50 µmol/l comme décrit à l'annexe 01.

- La gamme d'étalons suivante est établie : 0,1 µmol/l de nitrite, 0,2 µmol/l, 0,5 µmol/l et 1,0 µmol/l de nitrite (voir annexe I).

Procéder à deux déterminations de chacun des étalons, avec de l'eau de dilution déminéralisée, conformément à la procédure générale de détermination (voir paragraphe ci-dessous).

- Dessiner la courbe d'étalonnage : $DO = f(\text{concentration})$.
- Établir l'équation $A = a.C + b$

✓ **Procédure générale de dosage**

En premier lieu, rincer un tube à essai de 50 ml avec l'eau à analyser.

Placer 50 ml de l'échantillon dans ce tube.

Ajouter 1 ml de R1 (solution de sulfanilamide), puis mélanger et laisser reposer pendant 2 à 8 minutes.

Ajouter ensuite 1 ml de R2 (solution de N-naphtyl-éthylènediamine), puis mélanger à nouveau et laisser reposer pendant au moins 10 minutes, (mais pas plus de 2 heures).

Lire l'absorbance avec un spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 543 \text{ nm}$.

Remarque : La préparation des réactifs R1 et R2 est rapportée en annexe 01.

✓ **Calculs, expression des résultats**

L'absorbance réelle est : $A = A_{\text{brut}} - b_r$

Où : A_{brut} est l'absorbance relevée de l'échantillon ; b_r est l'absorbance relevée du blanc de réactif.

- Dédire de la courbe d'étalonnage la concentration de nitrite (mg/l) correspondant à la valeur A de l'absorbance.

✚ **Nitrates (azote nitrique NO_3^-)**

On appelle communément ‘‘ion nitrate’’ la forme oxydée stable de l'azote dans une solution aqueuse. Son entrée dans le cycle de l'azote fait de lui le principal vecteur de la prolifération du phytoplancton. Il est alors régénéré à nouveau à partir des formes organiques par les bactéries. Quand la cadence de régénération ralentit par rapport à la cadence d'utilisation, les ions nitrates deviennent un facteur limitant dans la croissance des algues. Le processus d'oxydation de l'azote organique (nitrification) se termine par la formation de nitrates. Ils ne sont pas toxiques en milieu naturel mais contribuent à un phénomène important appelé eutrophisation des eaux stagnantes, des eaux courantes et même des eaux côtières (Rejsek, 2002).

• **Principe « Méthode spectrophotométrique »**

Actuellement, la technique (ISO 7890/ 1986) repose sur la mise en réaction des nitrates avec le 2.6-diméthylphénol en présence d'acides sulfurique et phosphorique, produisant du 4-nitro-2.6-diméthylphénol de couleur rose crevette (ISO, 1994).

➤ **Mode opératoire**

✓ **Établissement de la courbe d'étalonnage :** Une série de solutions étalons est préparée en ajoutant 100, 1, 5, 10, 15, 20 et 25 ml respectivement de 100 mg/l de la solution étalon de nitrate (7,218 g de nitrate de potassium séché à 150 °C pendant 2 h + 750 ml d'eau) à une série de fioles jaugées de 100, 1, 5, 10, 15, 20 et 25 ml. Compléter au volume avec de l'eau. Ces solutions contiennent respectivement 1, 5, 10, 15, 20 et 25 mg d'azote nitrique par litre.

Introduire 35 ml de mélanges d'acides (500 ml d'acide sulfurique + 500 ml d'acide orthophosphorique + 0,04 g d'acide amidosulfonique) dans une série de six fioles de 100 ml. Dans chaque flacon, introduire 5 ml des solutions étalons, puis 5 ml de la solution de diméthyl-2,6 phénol (1,2 g de 2,6-diméthylphénol dans 1 000 ml d'acide acétique). Mélanger et laisser reposer pendant 10 à 60 min.

- Mesurer l'absorbance de chaque solution d'étalonnage à 324 nm.
- Soustraire l'absorbance de l'essai à blanc des absorbances des solutions de calibrage.
- Construire la courbe de calibration en fonction de la concentration d'azote nitrique (mg/L).

✓ **Dosage**

Ajouter 2 ml de l'échantillon filtré (filtre GF/C) dans un récipient.

Verser 14 ml du mélange acide et 2 ml de la solution de 2,6-diméthylphénol et attendre 10 minutes.

Faire la même opération avec 2 ml d'eau distillée (essai à blanc).

En utilisant le spectrophotomètre UV-visible, relever les résultats à la longueur d'onde de 324 nm.

✓ **Calculs, expression des résultats**

L'absorbance A_0 , causée par la présence de nitrates dans l'échantillon, se calcule à l'aide de l'équation : $A_0 = A_1 - A_2$; où : A_1 est l'absorbance de l'échantillon et A_2 est l'absorbance de l'essai à blanc.

En déduisant de la courbe d'étalonnage la concentration de nitrate (mg/L) représentant la valeur A_0 de l'absorbance.

 Orthophosphates (PO_4^{3-})

Cet élément est assez rare et pourtant essentiel à tous les organismes vivants. Il intervient en particulier dans les cycles énergétiques cellulaires. On le retrouve dans les eaux à l'état minéral ou organique ; Sont considérés comme ortho-phosphates tous les composés du phosphore ayant satisfait, sans hydrolyse ni minéralisation, au test spectrophotométrique. Toutefois, il favorise la prolifération d'algues nuisibles dans les écosystèmes aquatiques menacés d'eutrophisation (Rodier et al., 2009).

• **Principe « Méthode spectrophotométrique »**

Dans une solution acide (acide sulfurique H_2SO_4) et en contact avec du molybdate d'ammonium, les ions orthophosphates produisent un complexe phosphomolybdique dont la réduction par l'acide ascorbique entraîne la formation d'un complexe de molybdène de couleur bleue intense. La mise en place de la coloration est accélérée par un catalyseur, l'oxytartrate d'antimoine et de potassium (Aminot & Kérouel, 2004).

➤ **Mode opératoire**

✓ **Établissement de la courbe d'étalonnage**

- Préparer la solution étalon de phosphate diluée à 50 $\mu\text{mol/l}$ (voir annexe 01)
- Procéder à la mise au point de la gamme d'étalons suivante : 0,1 $\mu\text{mol/l}$, 0,2 $\mu\text{mol/l}$, 0,5 $\mu\text{mol/l}$ et 1 $\mu\text{mol/l}$ d'ortho phosphate (annexe 01).
- Procéder à deux analyses de chacun des étalons, avec l'eau de dilution déminéralisée, en suivant la procédure de dosage générale (paragraphe ci-dessous).
- Dessiner la ligne d'étalonnage : $\text{DO} = f(\text{concentration})$.
- Établir l'équation $A = a.C + b$

✓ **Procédure générale de dosage**

Le procédé indiqué est directement adapté aux échantillons de terrain et aux étalons pré-filtrés.

- Nettoyer le récipient de dosage avec de l'eau à analyser.
- prélever 50 ml de la solution (étalon et/ou échantillon) du récipient ;
- Introduire 2,0 ml de réactif R1" (solution d'acide ascorbique), agiter et attendre 15 min.
- Introduire 2,0 ml du réactif R2" (solution d'acide de molybdène et d'antimoine), agiter et laisser

reposer pendant 5 min sans dépasser 30 min ; mesurer l'absorbance à 880 nm.

NB : Le mode de préparation des réactifs R1" et R2" est décrit dans l'annexe 01.

✓ **Calculs, expression des résultats**

L'absorbance réelle est : $A = A_{\text{brut}} - b_r$

Où : A_{brut} est l'absorbance relevée de l'échantillon ; b_r est l'absorbance relevée du blanc de réactif.

- Déduire de la courbe d'étalonnage la concentration d'ortho phosphate (mg/l) correspondant à la valeur **A** de l'absorbance.

2-3.4. Dosage des matières en suspension (MES)

Il est important de connaître la quantité de matières en suspension (MES) dans le milieu aquatique. Les particules limitent la transparence de l'eau et par conséquent la production primaire de photosynthèse. Les MES représentent par ailleurs, en fonction de leur nature, un apport nutritif important pour la faune (Aminot & Kérouel, 2004).

• **Principe « méthode par filtration »**

La teneur en matières en suspension contenue dans l'eau est calculée en appliquant la méthode de pesée différentielle ; la filtration de l'eau est réalisée à l'aide d'un filtre en fibre de verre Whatman GF/C de 47 mm de diamètre ; le recours à ce type de filtre assure la rétention de toutes les particules ayant une taille comprise entre 0,47 µm et 250 µm (Aminot & Kérouel, 2004).

➤ **Mode opératoire**

- Poser, sur une feuille d'aluminium, les filtres en fibre de verre ; ensuite placer l'ensemble dans le four à 450-500°C pendant 1 heure, puis laver ces filtres avec de l'eau distillée (50-70 ml) pour éliminer toute substance organique.
- Placer les filtres dans le four (à 70-105°C) pendant 2 heures et les recouvrir d'une feuille d'aluminium de manière à les protéger de la poussière.
- Peser chaque filtre sur la balance jusqu'à l'obtention d'un poids stable (= P1).
- Prenez un échantillon de 100 ml en utilisant un tube à essai.
- Mettre le filtre dans le support pour filtres.
- Ajouter le volume d'eau (100 ml) nécessaire à la filtration.
- Une fois le filtre sec, verser 10 à 20 ml d'eau déminéralisée et aspirer à nouveau.
- Enlever le filtre et le placer dans une étuve à 70°C pendant 2 heures.
- Après refroidissement complet, peser le filtre (= P2).

✓ **Calculs, expression des résultats :**

$$MES (mg/l) = \frac{P2 - P1}{V}$$

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).

P2 = poids du filtre après filtration (mg).

V = volume d'eau filtrée (litre).

2-3.5. Dosage de la Chlorophylle a

Le principal pigment photosynthétique des plantes est la chlorophylle a ; comme elle convertit l'énergie lumineuse en énergie chimique, elle permet la photosynthèse. La chlorophylle a est un

facteur important qui permet de déterminer le degré d'eutrophisation de l'eau (Aminot & Kérouel, 2004).

- **Principe**

Il est principalement basé au départ sur l'extraction et la dissolution du Pigment photosynthétique que représente la chlorophylle (a) au sein d'un solvant adéquat (90% acétone). Les dosages sont obtenus au moyen de trois longueurs d'onde différentes (663 nm; 645 nm; 630 nm et 750 nm pour le contrôle de la turbidité de l'essai). Le résultat de la teneur en chlorophylle (a) en µg/l est calculé à l'aide de l'équation trichromatique SCOR/UNESCO.

- **Protocole expérimental**

- Il faut filtrer 250 ml d'eau brute à travers le filtre Whatman GF/C qui contient 3 à 4 gouttes de carbonate de magnésium pour promouvoir la filtration et empêcher l'altération de la chlorophylle.
- Récupérer le filtre et faire dissoudre les pigments dans 15 ml d'acétone à 90%.
- Garder à une T° de 4°C et dans l'obscurité toute la nuit pour l'extraction des chlorophylles
- Centrifuger à 3000 tr/min pendant 20 minutes pour obtenir une solution totalement débarrassée des particules en suspension.
- Lire l'absorbance aux trois longueurs d'onde indiquées.

Chlorophylle(a) en µg/l

$$= \frac{[(11.64 \times DO \text{ à } 663) - (2.16 \times DO \text{ à } 645) - (0.1 \times DO \text{ à } 630)] \times v}{V \times L}$$

DO : densité optique

v : volume de l'extrait cétonique en ml.

L : trajet optique en cm

V : volume de l'échantillon filtré en litre

2-3.6. Identification et dénombrement des cyanobactéries collectées

Identification

Les échantillons des cyanobactéries ont été collectés à l'aide d'un filet à plancton de 20µm de vide de mailles, et les filtrats (d'environ 100ml), ont été récupérés et conservés dans des petites bouteilles ambrées en plastiques de 0.5 litre de volume, une fois au laboratoire ils ont été filtrés une seconde fois, à travers des filtres lavables en polycarbonate de 5 µm de porosité (47 mm, Whatman®, Germany) afin de concentrer les densités des cyanobactéries. Le rinçage des membranes en polycarbonate s'effectue avec 1ml du filtrat initial. L'identification des genres de cyanobactéries a été fondée sur l'observation visuelle des caractéristiques morpho-anatomiques, selon des clefs taxonomiques universels (Komárek & Anagnostidis, (1999); Komárek & Anagnostidis, (2005) et Komárek *et al.*, (2014), Parmi les critères morpho-anatomiques retenus, on retrouve principalement :

- la structure des micro-algues (coloniale ou filamenteuse) ;
- La présence ou l'absence d'une gaine gélatineuse, d'akinètes et d'hétérocystes.
- La disposition des hétérocystes dans le filament.
- Taille des cellules.

La procédure d'identification consiste à :

- Prélever un sous-échantillon de 1mL, à partir du lequel on récupère un volume de 50µL et on l'injecte sous la lamelle préalablement fixée sur la cellule de comptage après humidification des

surfaces rodées.

- Observation microscopique sous les objectifs (x10) et (x40).

Dénombrement

Le dénombrement des cyanobactéries conservées au préalable dans du formaldéhyde à 5 %, a été effectué à l'aide d'un microscope optique (Carl Zeiss, Axiostar plus, Germany) muni d'une caméra UI-1240 SE (IDS, Germany), exploitée dans la prise des mesures des cellules cyanobactériennes, injectées d'abord dans les puits de la cellule de comptage Nageotte (ISOLAB, 0,5 mm de profondeur). Celle-ci est une lame spéciale dotée d'une grille de 40 bandes, correspondant à une surface donnée et d'un volume de 50µl. Le nombre de cellules cyanobactériennes qui sont observées sur un certain nombre de bandes correspond donc à un certain volume, ce qui permet une estimation par millilitre (Brient et al., 2008).

Pour estimer l'abondance des genres de formes coloniales (*Microcystis*, *Aphanocapsa*, *Synechococcus*,...), les densités cellulaires dans une colonie ont été déterminées en fonction de la surface de la colonie et de la surface cellulaire moyenne. En ce qui concerne les abondances cellulaires des genres de formes filamenteuses (*Planktothrix*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*,...), les densités ont été estimées en divisant la longueur du filament par la longueur moyenne de la cellule. Le nombre de cellules est alors obtenu à partir des formules suivantes :

$$N_{cell} = \frac{S1}{S2} - A$$

N_{cell} = nombre de cellules

S1 : Surface coloniale

S2 : Surface de la cellule

A : estimation visuelle de la proportion (x/100) du vide dans la colonie

$$A = \left(\left(\frac{S1}{S2} \right) \times \left(\frac{X}{100} \right) \right)$$

Le nombre total de cellules coloniales ou filamenteuses, ainsi obtenu est alors introduit dans la formule ci-dessous en vue de déterminer la densité cellulaire par litre d'eau brute :

$$\text{Nombre de cellules/50}\mu\text{L} = \left(\sum \frac{N_{cell}}{b} \right) \times \frac{40}{50}$$

$$\text{Nombre de cellules/ml} = \frac{\frac{\text{Nombre de cellules}}{50\mu\text{L}}}{V}$$

$\sum N_{cell}$: la somme des cellules dénombrées des différentes colonies ou filaments.

b : le nombre de bande sur lequel nous avons compté 30 individus.

V : volume de l'échantillon filtré en millilitres

40 : Nombre total de bandes de la cellule Nageotte

50 : volume de la cellule de Nageotte (µl).

Pour une bonne estimation de l'abondance des cyanobactéries, on a répété l'opération de dénombrement pour chaque échantillon plusieurs fois (3 à 5 observations),

Fréquence d'occurrence (FO) des genres identifiés

La Fréquence relative ou la fréquence d'occurrence F.O ou (Constance) (C %) désigne, en écologie, le degré de fréquence avec lequel une espèce d'une biocénose donnée se rencontre dans les échantillons de cette dernière.

$$FO(\%) = \frac{P_i}{P} \times 100$$

Où :

F : fréquence d'occurrence ;

Pi : nombre total d'échantillons contenant les espèces prises en considération ;

P : nombre total d'échantillons prélevés.

Selon DAJOZ (1982), en fonction de la valeur de FO on distingue les catégories suivantes : si la valeur est égale à 100 % l'espèce prise en considération est omniprésente ; Des espèces constantes si $75 \% \leq FO < 100 \%$; Des espèces régulières si $50 \% \leq FO < 75 \%$; Des espèces accessoires si $25 \% \leq FO < 50 \%$; Des espèces accidentelles si $5 \% \leq FO < 25 \%$; Des espèces rares si $FO < 5 \%$.

2-3.7. Analyse statistique

Le domaine statistique intervient en effet dans tous les champs d'application, sans exception ; on peut donc explorer et analyser des ensembles de données de plus en plus importants. Dans la présente thèse, toutes les analyses ont été exécutées sous R (R Development Core Team, 2014 ; version 3.1.2), un logiciel statistique développé par Ross Ihaka et Robert Gentleman (Ihaka & Gentleman, 1996). Ce logiciel est également un outil, extrêmement performant, qui se prête notamment à la mise en œuvre informatisée de procédés statistiques. Il est à la fois un langage informatique et un environnement de travail. Dans le cadre de nos analyses statistiques, nous avons exploité quelques bibliothèques (packages en anglais) statistiques et graphiques : MASS, pastecs, corrplot, sauts, ade4 et FactoMineR (Husson et al., 2014). Tous les packages (ou bibliothèques) ont été téléchargés à partir du site officiel du CRAN (The Comprehensive R Archive Network) ; <http://cran.r-project.org/web/packages/>.

✓ Nous avons vérifié, au préalable, la condition de normalité des distributions grâce au test de Shapiro-Wilk; ces distributions présentaient, la plupart du temps, des asymétries qui nous ont poussés à choisir des méthodes non paramétriques pour notre analyse statistique.

✓ Par ailleurs, les corrélations entre les séries de paramètres ont été déterminées par le coefficient de corrélation non paramétrique (r) de Spearman permettant ainsi d'analyser l'intensité des relations entre nos paramètres.

✓ Nous avons également réalisé des comparaisons inter-stations, inter-mois et intersaisons à l'aide du test de Kruskal-Wallis.

Pour déterminer les facteurs physico-chimiques intervenants dans la dominance de certains genres de cyanobactéries et pour déterminer les relations entre ces genres et les variables abiotiques, l'analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée comme une méthode descriptive et exploratoire dans le but de déterminer, par une approche multivariée, la structure de nos stations au sein du lac Oubeira.

L'Analyse en Composantes Principales avec Variables Instrumentales (ACPVI), ou ACP sous contrainte linéaire, appelée *Redundancy Analysis* (RDA) par les anglophones (ici *redundancy* signifie variance expliquée). Dans cette analyse, le tableau à expliquer (concernant ici un système biologique) n'est pas un tableau de contingence mais un tableau de variables quantitatives justifiables d'une ACP.

Dans cette analyse, les coordonnées des individus-lignes dans cette ACP sont contraintes d'être fonction linéaire des variables-colonnes du deuxième tableau (en général des variables environnementales). L'ACPVI peut être vue comme une ACP des prédictions du tableau Y obtenues par régressions multiples sur les variables du tableau X (ce qui suppose des relations au moins approximativement linéaires entre ces dernières et les valeurs du tableau Y).

3- RESULTATS

3-1.Variations mensuelles des paramètres physico chimiques des eaux

3-1.1.Température :

Les eaux de l'Oubeira montrent des T° comprises entre 11°C (en mars) et 31°C (en août) ; la T° moyenne est égale à 20.62°C et l'écart entre les T° maximale et minimale est de l'ordre de 20,91°C. Les T° enregistrées au niveau de l'ensemble des stations évoluent de manière similaire ; C'est entre avril et octobre que des températures de plus de 20°C sont enregistrées dans les eaux de l'Oubeira (Fig. 10). Les T° supérieures à 25°C sont notées durant la période s'étalant de juin à septembre.

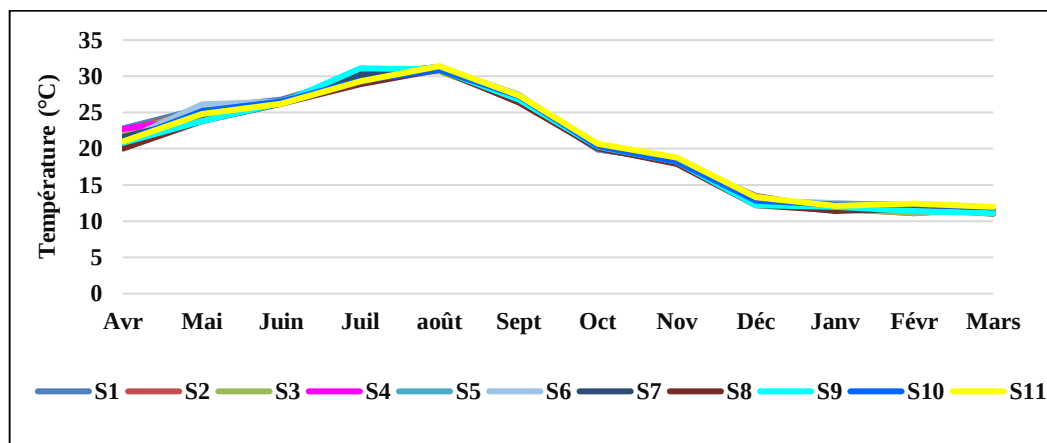


Figure 10 : Variations spatio-temporelles de la température des eaux du lac Oubeïra

Les eaux les plus chaudes sont localisées dans pratiquement $\frac{3}{4}$ de la superficie du lac ; elles sont rencontrées dans toute la partie Sud-Est (S1) et Est (S2) et s'étalent jusque dans la partie centrale du lac qui regroupe les stations S3, S4, S5 et S6 ; Elles occupent aussi toute la partie Ouest (S10 et S11) du lac. Les eaux froides sont rencontrées dans la partie Nord (S8 et S7) et s'étalent sur le centre-Ouest (S9) du lac (Fig. 11).

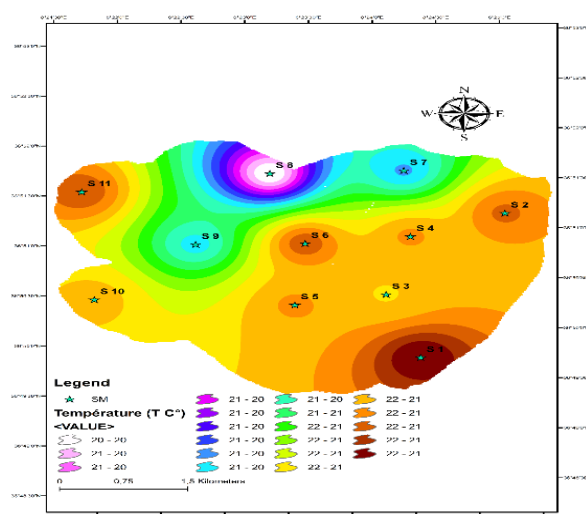


Figure 11 : Carte de distribution spatiale de la température des eaux du lac Oubeira

3-1.2. Oxygène Dissous :

Selon les mois et les stations les teneurs en OD montrent des écarts d'amplitude variable. De septembre à mars les teneurs en OD varient de 7 à 12 mg/L ; C'est en décembre que le plus gros écart (2mg/L), entre les stations, est noté. Du mois d'avril à août les teneurs fluctuent entre 4 et 9 mg/L ; les valeurs les plus basses étant relevées en mai et en août ; durant la période sèche, les teneurs en OD enregistrées dans chaque station montrent des écarts de l'ordre de 3 et 4 mg/L respectivement en mai et juillet (Fig. 12).

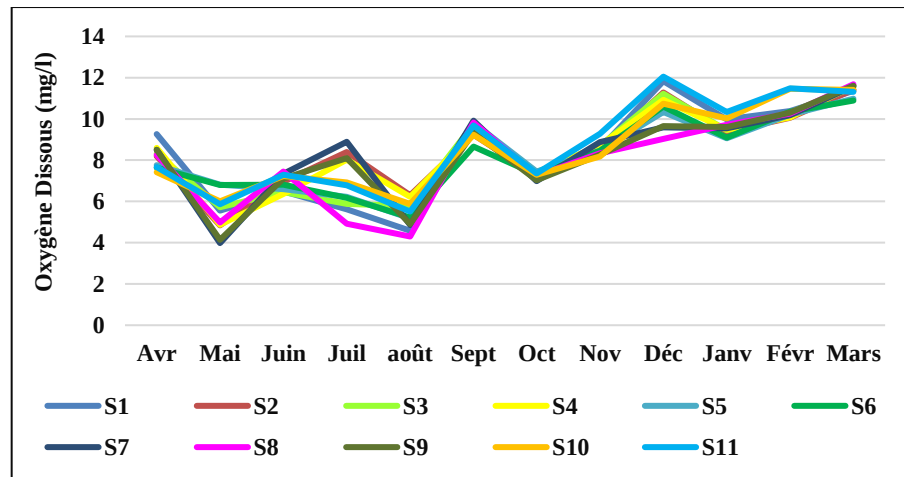


Figure 12 : Variations spatio-temporelles de la teneur en oxygène dissous relevée dans les eaux de l'Oubeira

Les eaux de l'Oubeira les plus riches en oxygène occupent la partie Nord-Ouest du lac (S11) et dans une moindre mesure dans la partie Sud-Ouest (S10) et la partie Nord-Est (S2 et S4) du lac. Les eaux les moins riches en oxygène forment une sorte de couloir dirigé dans le sens Nord-Sud qui s'étale de S8 et regroupe les stations du centre du lac (S9, S6 et S5). Les teneurs intermédiaires séparent les eaux du lac les plus riches en oxygène de celles qui en contiennent le moins ; elles regroupent les stations S7, S3 et S1 (fig. 13).

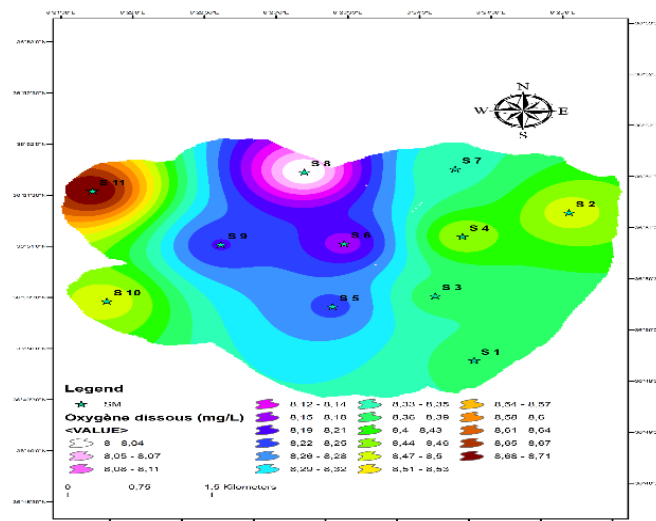


Figure 13 : Carte de distribution spatiale des teneurs en oxygène dissous relevées dans les eaux de l'Oubeira

3-1.3. Potentiel hydrogène (pH) :

Le pH des eaux du lac Oubeira est alcalin ; il est le plus souvent supérieur à 8. Les valeurs du pH montrent des fluctuations comprises entre 7.87 (en mai dans S9) et 9.9 (en septembre, dans S11). C'est en période estivale que le pH est le plus élevé. Les valeurs du pH enregistrées dans chaque station évoluent avec similitude; en septembre, une valeur de plus de 9 est enregistrée dans l'ensemble des stations (Fig. 14).

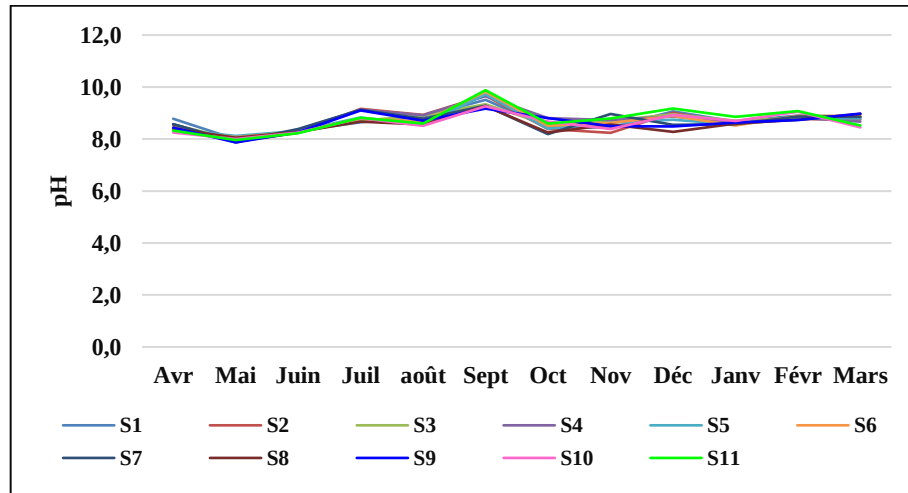


Figure 14 : Variations spatio-temporelles du pH des eaux du lac Oubeira

Il ressort de la figure 15 que les valeurs du pH les plus élevées [8.69-8.74] sont rencontrées dans les stations S11 (Nord-Ouest du lac), S4, S3 et S1 (situées dans la partie Est et Sud-Est du lac) et S6 (le centre du lac). Les valeurs les plus basses [8,55 à 8,61] sont notées dans les stations S8, S9 et S10 qui forment un couloir de direction Nord-Sud-Ouest. Les valeurs intermédiaires [8,66 à 8,68] regroupent les stations S2 (dans le Nord-Est), S7 (dans le Nord-Est) et S5 (dans le centre-Sud du lac).

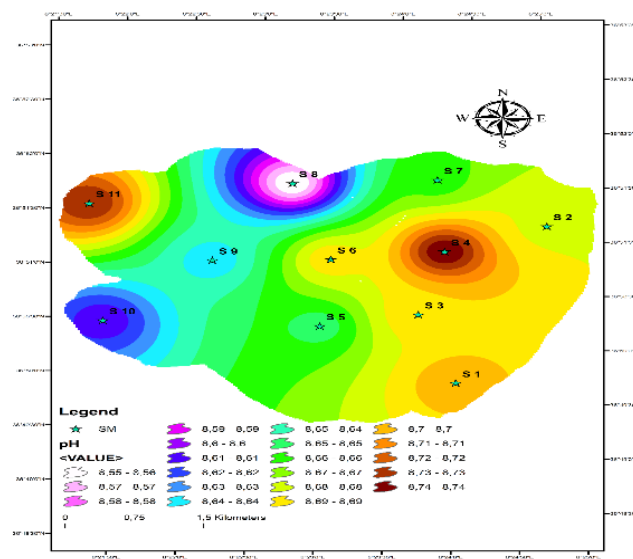


Figure 15 : Carte de distribution spatiale du pH des eaux du lac Oubeira

3-1.4. Conductivité électrique :

Les valeurs de la conductivité des eaux de l'Oubeira varient entre un minimum de 388 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un maximum de 551 $\mu\text{S}/\text{cm}$ relevées respectivement en avril et en février ; la valeur moyenne étant de l'ordre de 497.17 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les valeurs mensuelles de la conductivité électrique des eaux des onze stations évoluent avec similitude ; sauf en juillet où l'écart entre les stations est relativement important (20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ entre la valeur la plus basse et la plus élevée). Les valeurs de la conductivité des eaux de l'Oubeira restent en dessous de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ d'avril à août et dépassent cette valeur de septembre à mars (Fig. 16).

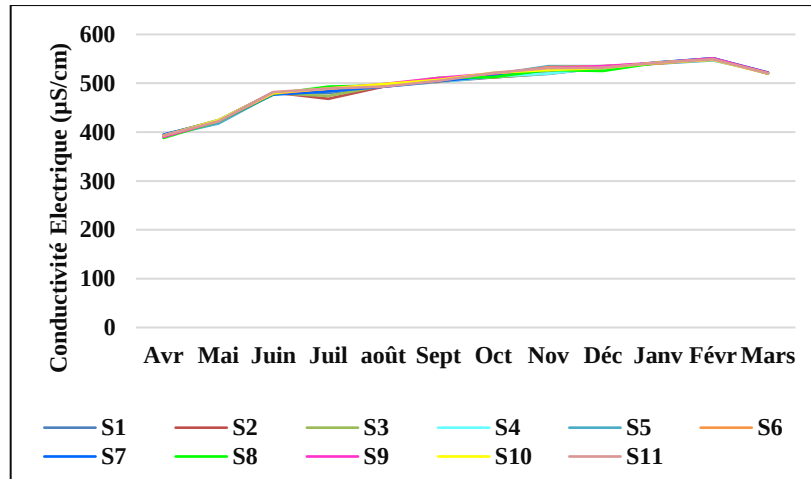


Figure 16 : Variations spatio-temporelles de la conductivité relevées dans les eaux du lac Oubeira

D'après la carte de distribution spatiale de la conductivité, la zone qui abrite les valeurs de la conductivité les plus élevées couvre toute la partie Ouest du lac (S11, S10 et S9). Les valeurs de la conductivité les plus basses (495 - 496.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont rencontrées dans toute la partie Est (S2, S4 et S3), Sud-Est (S1) du lac (Fig. 17).

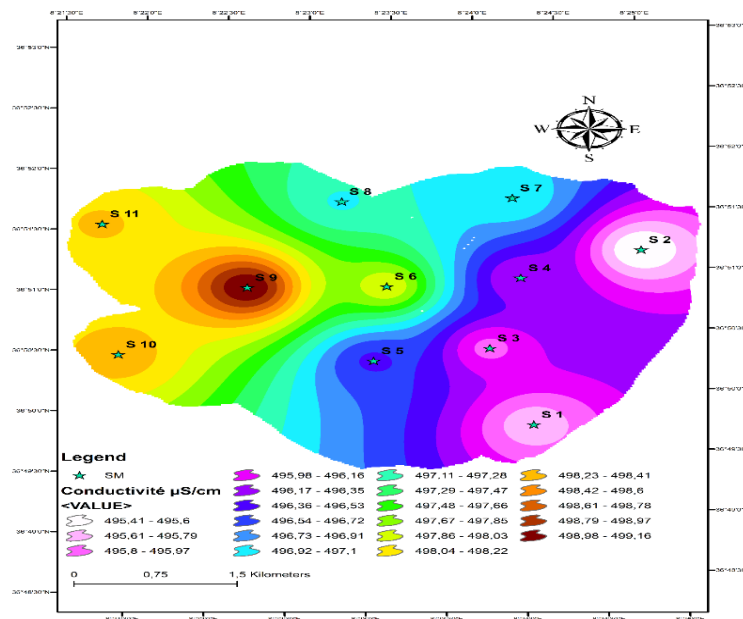


Figure 17 : Carte de distribution spatiale de la conductivité électrique des eaux du lac Oubeira

3-1.5. Matière en suspension (MES) :

Les teneurs en matière en suspension (MES) enregistrées dans les eaux de l'Oubeira varient de 10 mg/L (en septembre dans S7) à 362 mg/L (en juin dans S8). Les teneurs inférieures à 30 mg/L sont notées en août (S3), en septembre (S7 et S4) et en décembre (S11). Les teneurs saisonnières des M.ES, fluctuent entre 38 et 263 mg/L en hiver, entre 50 et 362 mg/L au printemps, entre 10 et 229 mg/L en été et entre 28 et 261 mg/L en automne. C'est en janvier que dans l'ensemble des stations les teneurs en MES restent inférieures à 70 mg/L (Fig. 18). Des pics de plus de 250 mg/L sont relevés en juin (309 et 362 mg/L respectivement dans S9 et S8), en octobre (261 mg/L dans S5, 203 mg/L dans S6), et en février (263 mg/L dans S1).

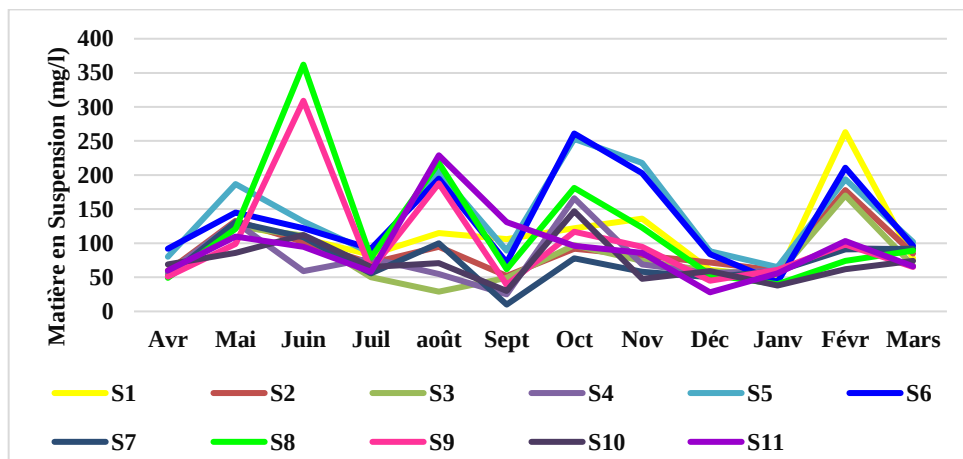


Figure 18 : Variations spatio-temporelles des teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Oubeira

Les teneurs en MES les plus élevées (120 –141mg/L) sont rencontrées dans le centre du lac selon l'axe Nord-Sud qui regroupe les stations S5 et S6 et dans une moindre mesure S8. Les teneurs les plus basses (71-103 mg/L) occupent la partie Ouest (S11, S10) et la partie Nord-Est (S7, S2, S4 et S3) du lac (Fig. 19).

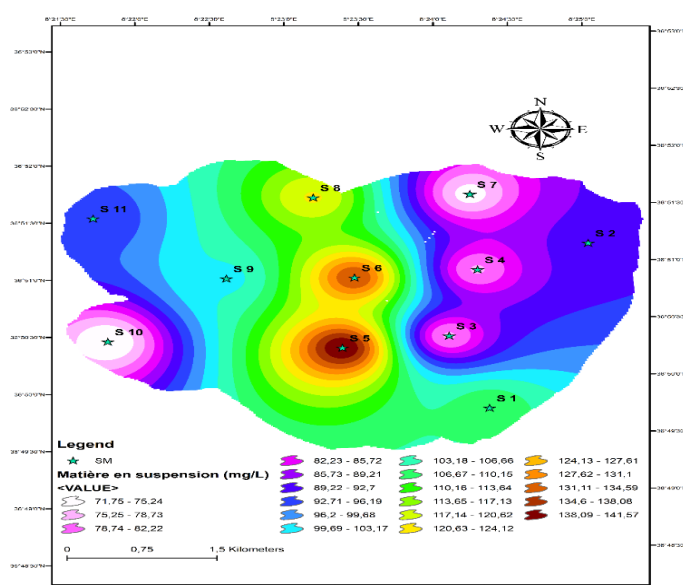


Figure 19 : Carte de distribution spatiale des teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Oubeira

3-1.6. Transparence

Les valeurs de la transparence de l'eau de l'Oubeira fluctuent entre un minimum de 12,5 cm en octobre et en mars (au niveau de l'ensemble des stations) et un maximum de 62,5 cm en Avril (S5 et S6), en Mai (S5, S6, S8 et S9) et en septembre (S2 et S4). La valeur moyenne de la transparence est de l'ordre de 32 cm (Fig. 20); c'est, par ailleurs, en avril et en mai que les valeurs de la transparence mensuelle moyenne sont les plus élevées (48,8 cm et 54,54 cm respectivement).

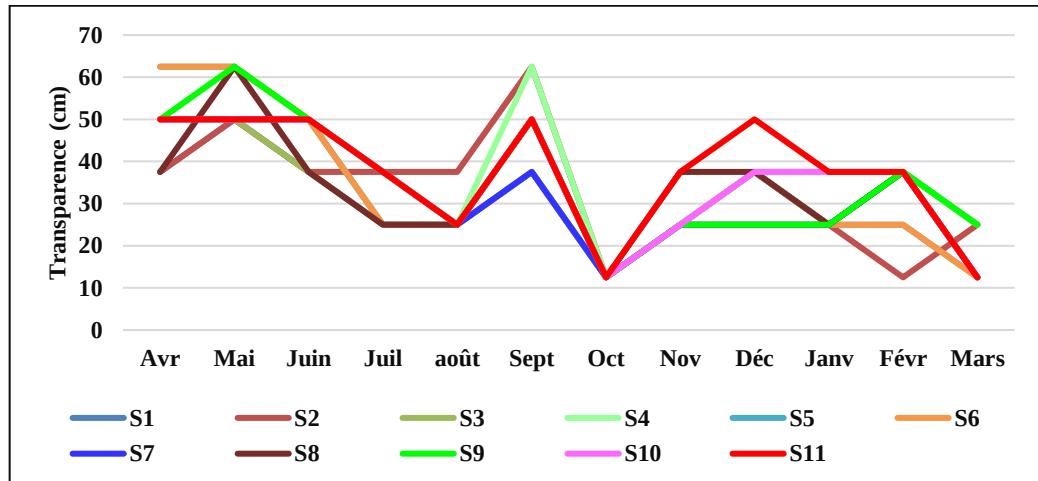


Figure 20 : Variations spatio-temporelles de la transparence des eaux du lac Oubeira

Il ressort de la figure 21 que les eaux les moins turbides occupent la partie Ouest du lac (S11 et dans une moindre mesure S10 et S9) ; Quant aux eaux turbides elles occupent plus de la moitié du lac, cependant c'est au Nord Est (S7) et au Sud Est (S1) du lac que sont rencontrées les parties qui abritent les valeurs maximales de la turbidité (Fig. 21).

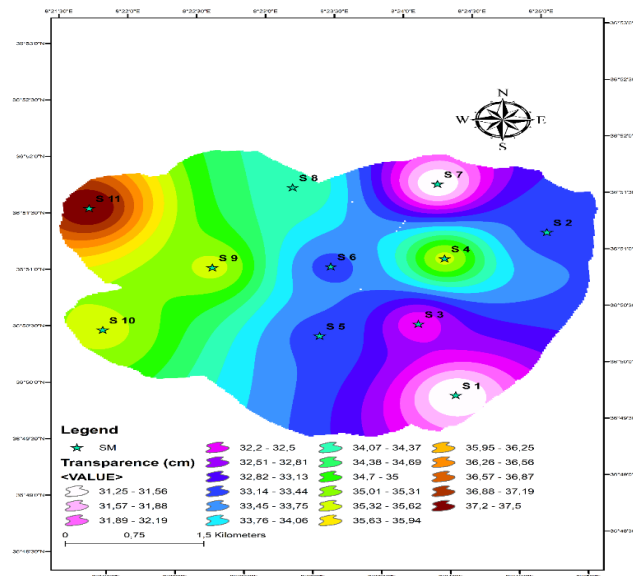


Figure 21 : Carte de distribution spatiale de la transparence des eaux du lac Oubeira

3-1.7. Nitrate (NO_3^-)

Les teneurs en nitrates fluctuent entre 1.88 et 11.49 mg/L (Fig. 22). A l'exception des pics de juin (10.07 et 8.47 mg/l dans S8 et S1 respectivement) et d'août (11.49, 11,03 et 9.39 mg/l, respectivement dans S9, S8 et S11) les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en nitrates le plus souvent comprises entre 4 et 7 mg/L. Les teneurs de moins de 3 mg/L sont relevées dans la station S10 (de mai à août), dans la station S11 (en juillet), dans la station S5 (en octobre) et dans l'ensemble des stations en février.

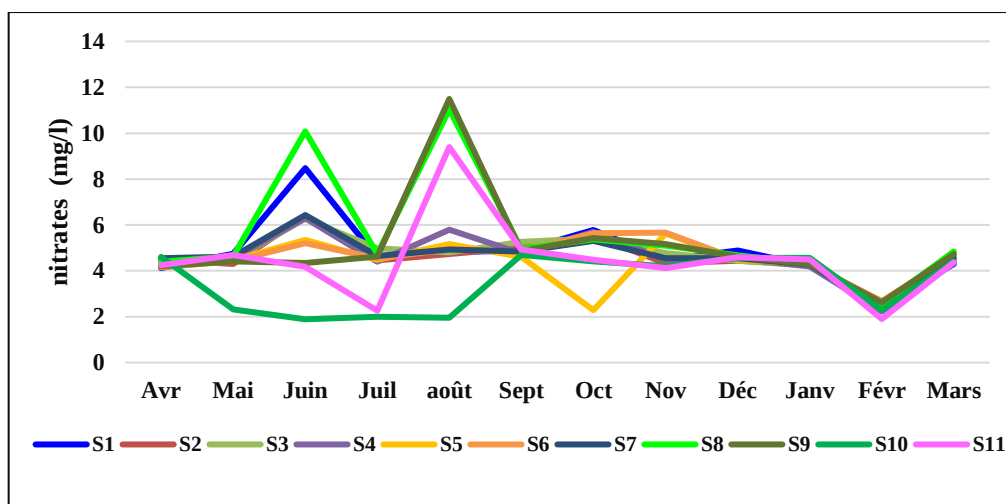


Figure 22 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrate relevées dans les eaux du lac Oubeira

Il ressort de la carte de distribution des nitrates, que les eaux les plus riches en nitrates sont confinées dans la station S8 et dans une moindre mesure dans S9 (Nord-Est du lac). Les eaux, moins riches en nitrates, occupent la partie Ouest du lac ; c'est dans S10 (Sud-Ouest) que les teneurs en nitrates les plus basses sont rencontrées (Fig. 23).

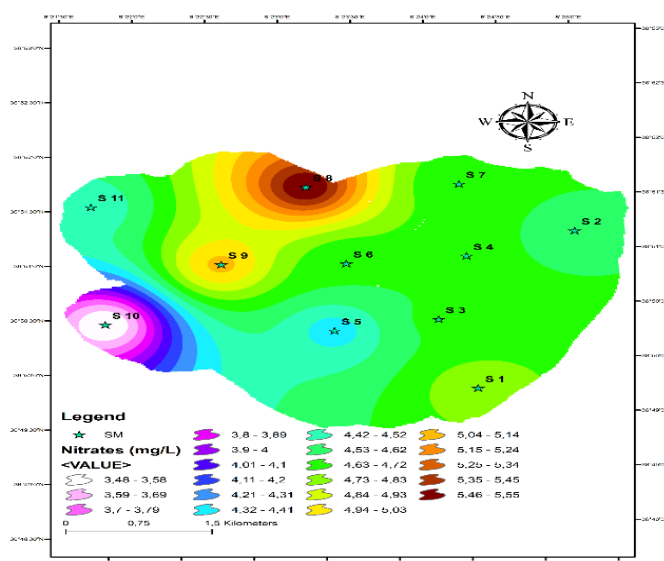


Figure 23 : Carte de distribution spatiale des teneurs en nitrate (NO_3^-) relevées dans les eaux du lac Oubeira

3-1.8. Nitrite (NO₂⁻)

Les concentrations en nitrites enregistrées dans les eaux de l'Oubeira varient de 0,15 à 4,72 mg/l. En période printanière les teneurs fluctuent entre 0.79 mg/l (en avril dans S10) et 1.71 mg/l (en juin dans S3). En été, à l'exception des pics enregistrés dans S11 et S7 en août (respectivement 4.72 mg/L et 2.48 mg/L), les teneurs en nitrites oscillent entre 0.79 mg/L (dans S9 en août) et 1.80 mg/L (dans S6 en août). En août, l'amplitude de l'écart, entre la teneur maximale et minimale, est de l'ordre de 3.93mg/L. Durant l'automne, les teneurs en nitrites varient de 0.15 mg/L (dans S4 en décembre) à 3.04 mg/L (dans S7 en décembre) ; l'écart entre les 2 valeurs est de l'ordre de 2.89 mg/L. Durant ce mois de décembre, 4 autres stations abritent des teneurs supérieures à 2 mg/L (S6, S2, S8 et S11). Les teneurs hivernales des nitrites oscillent entre 0.19 mg/L (dans S10 en janvier) et 4.06 mg/L (dans S11 en mars) ; c'est en mars que les valeurs dépassent 4 mg/L (S11 et S8) et l'amplitude de l'écart entre les valeurs maximale et minimale est de l'ordre de 3.56mg/L (Fig. 24).

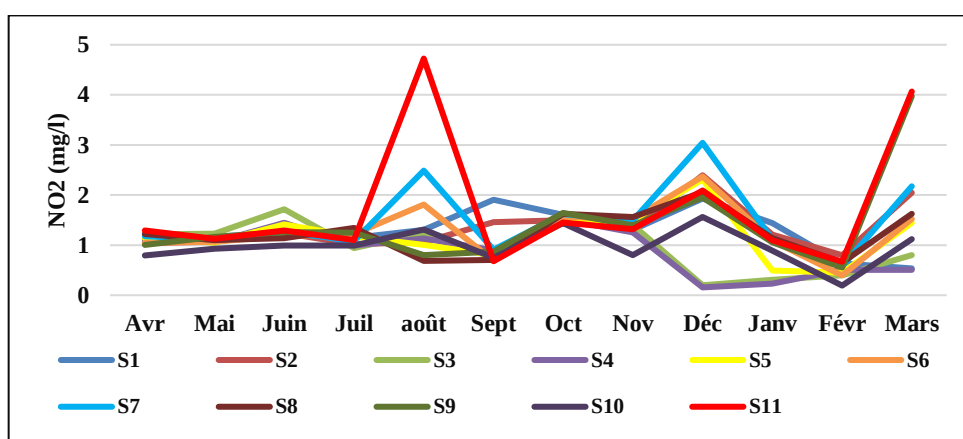


Figure 24 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrite relevées dans les eaux du lac Oubeira

Dans les eaux de l'Oubeira, les nitrites semblent s'accumuler beaucoup plus dans la partie Nord du lac (S11 et dans une moindre mesure S9, S7 et S2). Des teneurs en nitrites relativement plus basses sont enregistrées dans la moitié Sud ; les valeurs les plus basses étant notées dans S10, S4 et S3 (Fig. 25).

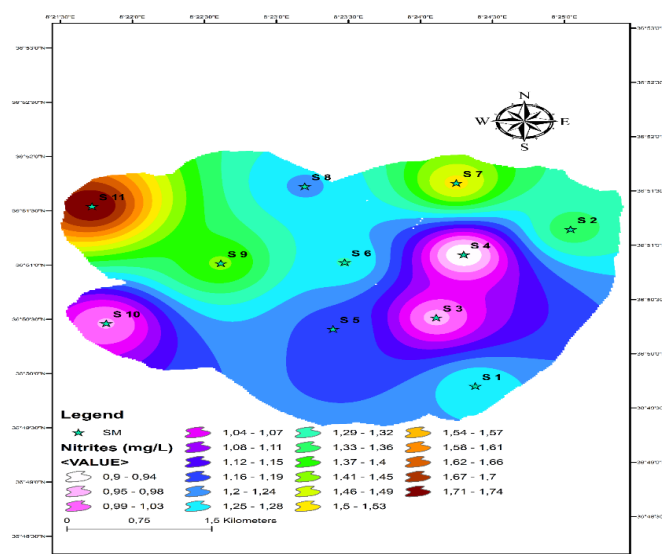


Figure 25 : Carte de distribution spatiale des nitrites (NO₂⁻) dans les eaux du lac Oubeira

3-1.9. Azote Ammoniacal (NH_4^+)

Les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en ammonium, comprises entre 0 et 26 mg/L. Les teneurs fluctuent entre 0 et 10mg/L en hiver, entre 1 et 6 mg/L au printemps, entre 1 et 26 mg/L en été et entre 0 et 9 mg/L en automne. Les 2 pics printaniers (de 6 mg/L) sont notés en mai (dans S8) et en juin (dans S7). C'est en période estivale que les teneurs en NH_4^+ sont élevées ; nous notons, en juillet, deux pics de l'ordre de 16 et 15 mg/L dans S6 et S8; en août 5 pics de l'ordre de 11, 13, 15, 24 et 26 mg/L sont relevés dans S11, S7, S1, S9 et S8 respectivement. En septembre, les teneurs atteignent 15 mg/L dans S8 et 17 mg/L dans S7 et S9. En octobre, les valeurs maximales sont notées dans S1 et S2 (8 mg/L) et dans S8 (9 mg/L) en octobre et dans S2 (8 mg/L) en novembre. En hiver, seul 1 pic est noté dans S7 (6 mg/L) en janvier et 2 pics de 7 et 10 mg/L respectivement dans S1 et S9 en mars (Fig. 26).

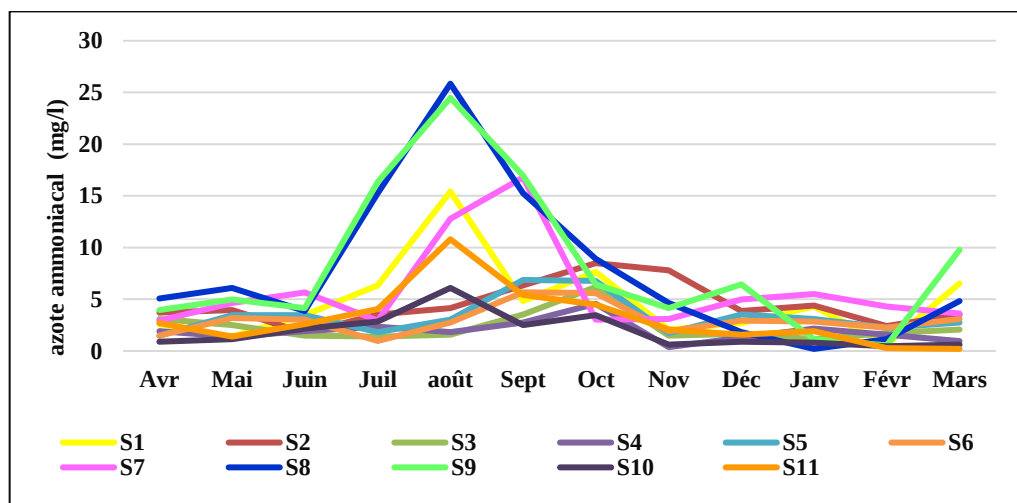


Figure 26 : Variations spatio-temporelles des teneurs en NH_4^+ relevées dans les eaux de l'Oubeira

Les eaux les plus riches en NH_4^+ sont localisées dans les parties Nord (S8 et S7) et centre-Ouest (S9) du lac (Fig. 27) ; en revanche, les eaux les moins riches en azote ammoniacal occupent plus des 2/3 de la surface du lac et plus particulièrement, le Sud-Ouest (S10) et l'Est (S3 et S4).

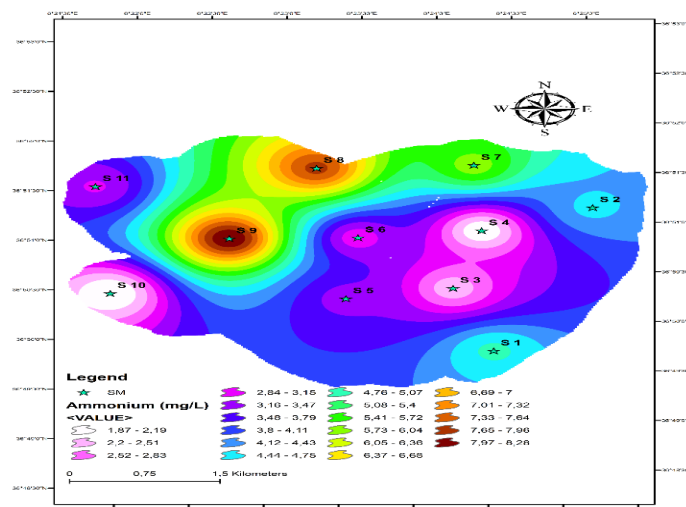


Figure 27 : Carte de distribution spatiale des teneurs en NH_4^+ relevées dans les eaux de l'Oubeira

3-1.10. Orthophosphate PO_4^{3-} :

Les eaux de l'Oubeira montrent des teneurs en ortho-phosphates comprises entre 1 et 33 mg/L (Fig. 28). Les valeurs rencontrées fluctuent le plus souvent entre 1 et 5 mg/L. Durant le mois d'août, à l'exception de la station S10 qui enregistre 1 mg/L, dans les autres stations, les teneurs en PO_4^{3-} varient de 6 à 33 mg/L; Nous notons, en effet, des teneurs comprises entre 10 et 15 mg/L dans S2, S3 et S7, entre 15 et 20 mg/L dans S5 et S6, entre 20 et 25 mg/L dans S11 et S9 et celle de 33 mg/L dans S8. Des pics de plus de 6 mg/L sont notés en février (S7 et S3) et en décembre (S8 et S9).

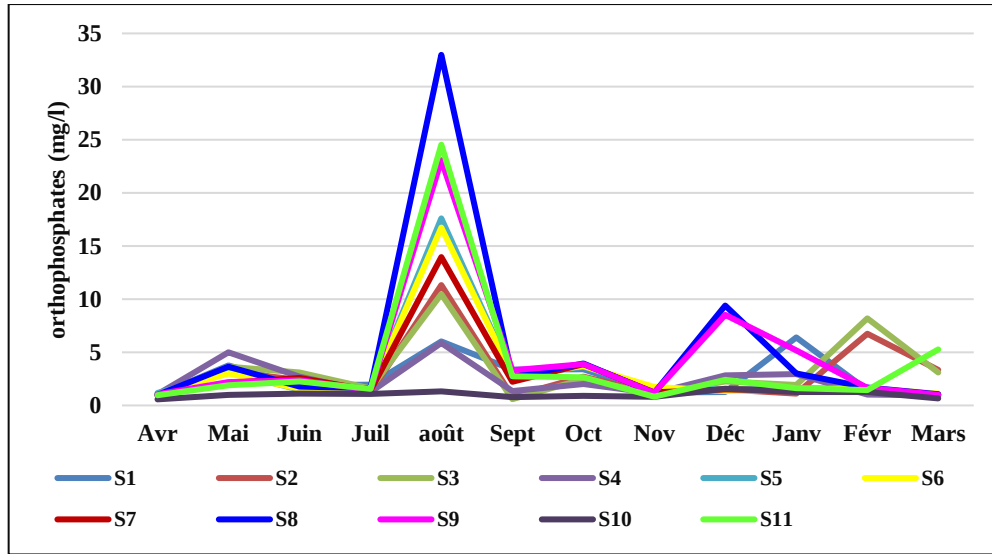


Figure 28 : Variations spatio-temporelles des teneurs en orthophosphates des eaux du lac Oubeira

Dans l'Oubeira, les eaux riches en PO_4^{3-} occupent le Nord-Ouest du lac (essentiellement S8 et S9 et dans une moindre mesure S11) ; quant aux teneurs les plus basses elles sont rencontrées dans S10 (Sud-Ouest du lac) (Fig. 29).

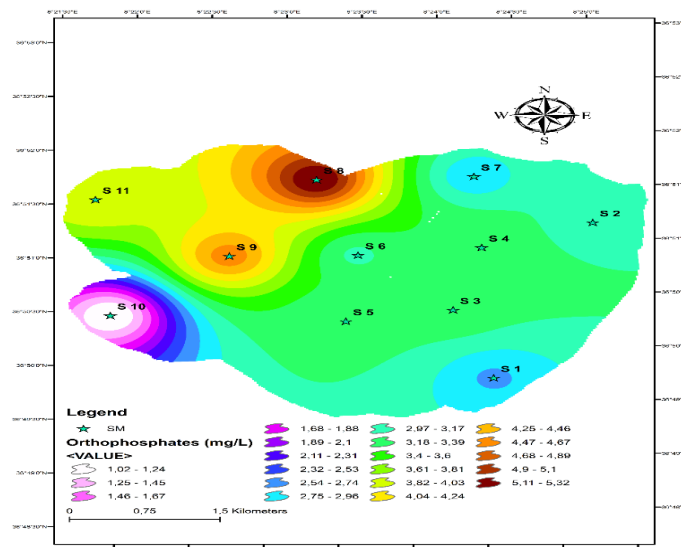


Figure 29 : Carte de distribution spatiale des teneurs en PO_4^{3-} relevées dans les eaux de l'Oubeira

3-1.11. Chlorophylle-a :

Les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en chlorophylle a comprises entre 3 µg/L (en mai dans S4) et 179 µg/L (en août dans S11). En hiver, les teneurs ne dépassent pas 15 µg/L en janvier et février et fluctuent entre 28 et 49 µg/L en mars. Au printemps, les teneurs ne dépassent pas 30 µg/L sauf en avril dans S1 (48 µg/L). C'est durant la période s'étalant du mois d'août à novembre que les teneurs en chlorophylle a dépassent le plus souvent 80 µg/L ; durant cette période des teneurs comprises entre 120 et 160 µg/L sont notées dans S3, S5, S6, S8 et S9. Les teneurs sont proches de 30 µg/l en juillet et fluctuent entre 107 et 179 µg/l en août et entre 69 et 154 µg/l en septembre. Les teneurs en chlorophylle-a sont comprises entre 56 et 157 µg/l en octobre, entre 30 et 160 µg/l en novembre et entre 22 et 53 µg/l en décembre (Fig. 30).

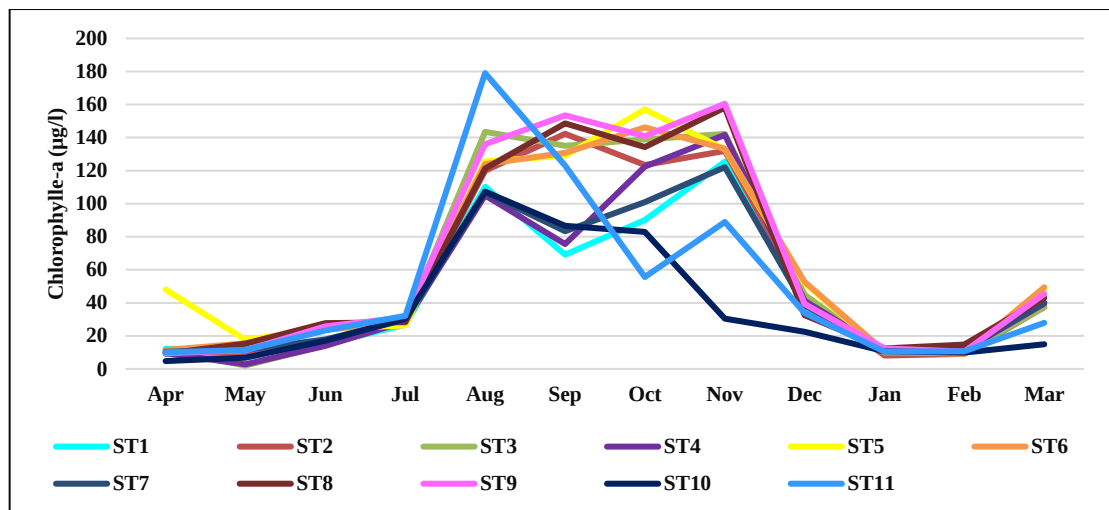


Figure 30 : Variations spatio-temporelles des teneurs en chl a relevées dans les eaux de l'Oubeira

Les eaux de l'Oubeira, les plus riches en chlorophylle-a occupent essentiellement la partie centrale du lac ; ce territoire s'étale de S8 (au Nord) vers S9, S6 (au centre) et S5 et S3 (le centre Sud-Est du lac). Les teneurs en Chl-a les plus basses sont localisées dans la partie Sud-Ouest (S10) et Sud-Est (S1) du lac (Fig. 31).

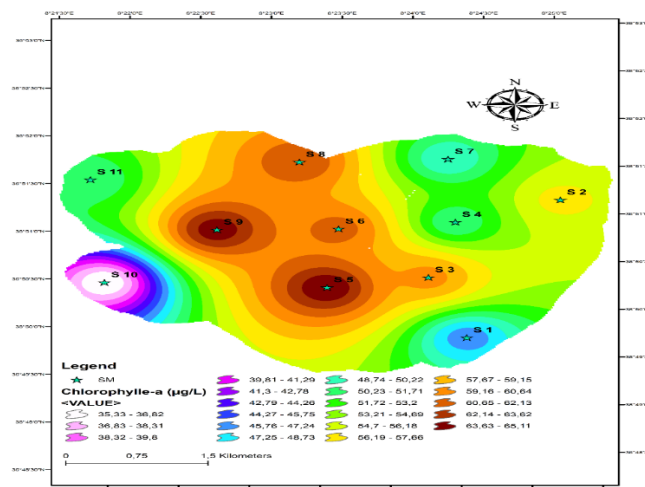


Figure 31 : Carte de distribution spatiale des teneurs en chl-a relevées dans les eaux de l'Oubeira

3-2. Inventaire et distribution mensuelle des genres de Cyanobactéries collectés

3-2.1. Inventaire

L'observation microscopique des caractères morpho-anatomiques des cyanobactéries collectées dans les eaux du lac Oubeira nous a permis d'identifier vingt-six (26) genres parmi lesquels 15 sont de forme filamenteuse et 11 de forme coloniale (tab.11). Les 26 genres identifiés appartiennent à cinq ordres :

- ✓ **Ordre des Choococcales** : *Microcystis*, *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Aphanothece*,
- ✓ **Ordre des Oscillatoriales** : *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Phormidium*, *Lyngbya*,
- ✓ **Ordre des Nostocales** : *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermum*, *Nostoc*
- ✓ **Ordre des Synechococcales** : *Synechococcus*, *Merismopedia*, *Pseudanabaena*, *Woronichinia*, *Aphanocapsa*, *Synechocystis*, *Limnothrix*, *Coelomorion*, *Leptolyngbya*, *Planktolyngbya*, *Eucapsis*
- ✓ **Ordre des Spirulinales** : *Spirulina*.

Le nombre de genres que les eaux de l'Oubeira abritent varie d'un mois à l'autre ; le nombre le plus bas (07) est noté en avril et le plus élevé en juin (20). De mai à octobre les eaux hébergent plus de 16 genres, et de novembre à mars moins de 12 genres sont présents dans les eaux de l'Oubeira.

Parmi les genres inventoriés, certains apparaissent pendant un seul mois *Planktolyngbya* (avril), *Nostoc* (mai), *Leptolyngbya* (août) et *Eucapsis* (juin), d'autres sont rencontrés durant 2 mois, *Gloeocapsa* (juin et juillet) et 3 mois *Anabaenopsis* (juin, juillet et août), *Aphanothece* (janvier, avril, juin), *Cylindrospermum* (mai, juillet, septembre). Le reste des genres a été observé durant 4 mois et plus.

Tableau 11 : Diversité générique mensuelle des cyanobactéries répertoriées dans l'Oubeira

Mois	Filamenteuses	Coloniales
Avr (7)	<i>Pseudanabaena, Oscillatoria, Planktolyngbya</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Aphanothece,</i>
Mai (17)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis, Cyndrospermum, Spirulina, Lyngbya, Nostoc, Phormidium</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia, Woronichinia</i>
Juin (20)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis, Spirulina, Anabaenopsis, Lyngbya, Limnothrix,</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Synechococcus, Synechocystis, Merismopedia, Aphanothece, Coelomonon, Gloeocapsa, Eucapsis.</i>
Juil (17)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis, Spirulina, Cyndrospermum, Anabaenopsis, Lyngbya,</i>	<i>Microcystis, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia, Synechocystis, Coelomonon, Gloeocapsa,</i>
Aout (17)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis, Spirulina, Anabaenopsis, Phormidium, Lyngbya, Leptolyngbya.</i>	<i>Microcystis, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia, Synechocystis, Coelomonon,</i>
Sep (17)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis, Spirulina, Cyndrospermum, Phormidium, Limnothrix.</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia, Synechocystis, Coelomonon,</i>
Oct (16)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis, Spirulina, Phormidium, Limnothrix.</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia, Synechocystis, Coelomonon.</i>
Nov (12)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis.</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia, Synechocystis</i>
Déc (10)	<i>Pseudanabaena, Planktothrix, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis.</i>	<i>Microcystis, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia,</i>
Jan (10)	<i>Pseudanabaena, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria, Cyndrospermopsis, Limnothrix</i>	<i>Microcystis, Chroococcus, Woronichinia, Aphanothece,</i>
Fév (10)	<i>Pseudanabaena, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria.</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Synechococcus, Merismopedia, Woronichinia</i>
Mar (10)	<i>Pseudanabaena, Dolichospermum, Aphanizomenon, Oscillatoria.</i>	<i>Microcystis, Aphanocapsa, Chroococcus, Synechococcus, Woronichinia, Merismopedia.</i>

3-2.2. Fréquence d'occurrence et abondance relative des genres recensés

Il ressort de l'estimation de la fréquence d'occurrence, des 26 genres répertoriés dans les eaux du lac Oubeira (Tab. 12), l'omniprésence du genre *Microcystis*, la constance du genre *Pseudanabaena* et la régularité des genres *Chroococcus*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Synechococcus*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*. Les genres *Oscillatoria*, *Merismopedia*, *Cyndrospermopsis*, *Woronichinia*, *Spirulina* sont, en revanche, accessoires. Les 50% des genres restant sont rares.

En termes d'abondance relative, les genres les plus abondants (plus de 5% de l'abondance globale) sont *Microcystis* (44,14%), *Planktothrix* (15,70%), *Pseudanabaena* (8,35%) et *Aphanocapsa*

(07%) ; ces derniers représentent plus de 75 % de l'abondance globale des cyanobactéries. Toutefois, dans le cadre de cette étude, nous avons, aussi, tenu compte des genres qui totalisent plus de 3% de l'abondance relative tels que *Synechococcus* (4.35%), *Cylindrospermum* (3.93%), *Cylindrospermopsis* (3.69%), *Dolichospermum* (3.64%) et *Aphanizomenon* (3.12%) ; à ces derniers, nous rajoutons les genres dont la valeur de l'abondance dépasse 1% tels qu'*Oscillatoria* (1.62), *Woronichinia* (1%), *Gloeocapsa* (1%). Les 12 genres pris en considération représentent ainsi plus de 97% de l'abondance globale. Les 14 genres restant représentent moins de 2.5% de la densité globale et porteront l'appellation "autres".

Table 12 : Fréquence d'occurrence, et abondance relative des genres recensés dans l'Oubeira

N°	Genres	Colonie	Filament	Fréquence d'occurrence (%)	Abondance relative (%)	Observation
01	<i>Microcystis</i>	x		100	44,14	Omniprésent
02	<i>Pseudanabaena</i>		x	90,90	8,35	Constant
03	<i>Chroococcus</i>	x		67,42	0,04	Régulier
04	<i>Dolichospermum</i>		x	58,33	3,64	
05	<i>Planktothrix</i>		x	56,06	15,70	
06	<i>Synechococcus</i>	x		54,54	4,34	
07	<i>Aphanizomenon</i>		x	53,78	3,12	
08	<i>Aphanocapsa</i>	x		52,27	7	
09	<i>Oscillatoria</i>		x	43,93	1,65	Accessoire
10	<i>Merismopedia</i>	x		39,39	0,02	
11	<i>Cylindrospermopsis</i>		x	36,36	3,69	
12	<i>Woronichinia</i>	x		28,03	1	
13	<i>Spirulina</i>		x	25,75	0,76	
14	<i>Synechocystis</i>	x		17,42	0,003	Rare
15	<i>Cylindrospermum</i>		x	16,66	3,93	
16	<i>Anabaenopsis</i>		x	14,39	0,45	
17	<i>Aphanothece</i>	x		12,87	0,47	
18	<i>Phormidium</i>		x	12,87	0,27	
19	<i>Coelomorion</i>	x		10,60	0,002	
20	<i>Gloeocapsa</i>	x		9,84	1	
21	<i>Lyngbya</i>		x	9,84	0,06	
22	<i>Limnothrix</i>		x	7,57	0,18	
23	<i>Leptolyngbya</i>		x	3,03	0,06	
24	<i>Planktolyngbya</i>		x	1,51	0,006	
25	<i>Nostoc</i>		x	1,51	0,003	
26	<i>Eucapsis</i>	x		0,75	0,02	

Omniprésent : F% = 100 % ; **Constant** : $75 \leq F\% < 100$; **Régulier** : $50 \leq F\% \leq 75$; **Accessoire** : $25 \leq F\% \leq 50$; **Rare** : $0 \leq F\% \leq 25$.

✚ Variation des abondances relatives des genres recensés

La figure 32 montre les variations des abondances relatives des genres de cyanobactéries rencontrés dans les eaux de l'Oubeira durant la période s'étalant d'Avril 2015 à Mars 2016.

✚ Il ressort de la figure 49 que *Microcystis* prédomine toute l'année ; il représente, en période hivernale, plus de 44%, de la densité globale des cyanobactéries collectées durant cette saison. Les proportions minimale et maximale étant respectivement de l'ordre de 42,88 % (en mars) et 49,65 % (en janvier). Au printemps, il représente plus de 52% de l'abondance globale de la saison ; les valeurs de l'abondance relative de *Microcystis* sont comprises entre 48.26% (en mai) et 57.56% (en juin). En période estivale *Microcystis* représente plus de 44 % de la densité globale de la saison et montre des proportions de l'ordre de 53,61 %, 51,24 %, et 32,64 % en août, juillet et septembre respectivement. En automne, les densités de *Microcystis* correspondent à plus de 40% de la densité globale et affichent des proportions mensuelles de l'ordre de 39,33%, 40,12%, 44,31% en octobre, novembre, et décembre respectivement.

✚ Le genre *Planktothrix* est absent en hiver et très peu abondant au printemps (à peine 1% de l'abondance globale de saison). En été, il représente plus de 24 % de la densité globale ; à cette période, les valeurs mensuelles de l'abondance relative fluctuent entre 32% et 21% (respectivement en août et en septembre). En automne, *Planktothrix* représente plus de 17 % de la densité globale ; les valeurs mensuelles sont de l'ordre de 14,67 %, en octobre, 26,10 %, novembre et 7,62 % en décembre.

✚ Le genre *Pseudanabaena* est plus abondant en automne et en hiver (plus de 12 et 14% respectivement) et très faiblement présent en été (proche de 3%) ; au printemps ce genre représente jusqu'à 9% de l'abondance globale de saison. Les valeurs minimale et maximale de l'abondance relative mensuelle enregistrées par *Pseudanabaena* sont notées en juin et en décembre (1.74 et 17.40% respectivement).

✚ Le genre *Aphanocapsa* est très peu présent en hiver et en été (moins de 4% de l'abondance globale enregistrée durant chaque saison) du fait de son absence en janvier, en juillet et en août. Il atteint 8% en automne car il est absent en décembre ; c'est au printemps qu'il enregistre plus de 14% de l'abondance globale de saison ; des pics de plus de 23 et 25% sont enregistrés en avril et en mai respectivement.

✚ Les valeurs de l'abondance relative saisonnière du genre *Synechococcus* suivent l'ordre croissant suivant : automne < hiver < printemps < été. Les valeurs de l'abondance relative de *Synechococcus* restent proches de 2% en automne, et représentent plus de 5% en hiver (un pic de l'ordre de 9% en février). Au printemps, *Synechococcus* représente plus de 5.29% de l'abondance globale de saison ; il est absent en avril et montre un pic de l'ordre de 14.88% en juin. Ce genre montre un pic de 13.69% en juillet et affiche l'abondance globale de saison la plus élevée (de l'ordre de 6.73%).

✚ Le genre *Cylindrospermum* n'est pas rencontré en hiver et en automne ; il est faiblement représenté au printemps (moins de 1% de l'abondance globale de saison) mais il est assez abondant en période estivale ou il représente plus de 10 % de la densité globale de saison et montre un pic en septembre de l'ordre de 24,86 %.

✚ *Cylindrospermopsis* n'est pas rencontré au printemps et montre les valeurs de l'abondance relative les plus élevées (7.33%) en automne et les plus basses (proche de 1%) en été. Une valeur

intermédiaire (3.33%) est notée en hiver. Il n'est présent que durant 5 mois de l'année : en janvier (9.99%), en août (2.88%), en octobre (10.46%), en novembre (6.90%) et en décembre (4.65%).

Les valeurs de l'abondance relative saisonnière de *Dolichospermum* suivent l'ordre croissant suivant : printemps (moins de 1%) < été (proche de 2%) < automne (plus de 4%) < hiver (plus de 8%). Le genre *Dolichospermum* montre un pic en mars (plus de 12%), en juin (plus de 1%), en juillet (plus de 3%) et en décembre (plus de 9%).

Le genre *Aphanizomenon* est très faiblement représenté en été (moins de 0.5%) et au printemps (moins de 1%) ; il est, en revanche, abondant en hiver (plus de 11%) et dans une moindre mesure en automne (plus de 4%). Des valeurs de l'abondance relative mensuelle comprises entre 10 et 12% sont enregistrées, par *Aphanizomenon*, en décembre, en février, en mars et en janvier.

Le genre *Woronichinia* n'est pas présent dans les eaux de l'Oubeira en été et en automne et il est très faiblement représenté au printemps (proche de 1% de l'abondance saisonnière). C'est en période hivernale que *Woronichinia* est le plus représenté (plus de 7% de la densité globale saisonnière); il enregistre des pics de plus de 8% en janvier et en février et proche de 6% en mars.

Le genre *Oscillatoria* montre des abondances relatives saisonnières proches de 1% au printemps et proches de 2% en été et en automne ; c'est en revanche, en hiver qu'il dépasse 2% de la densité globale de saison. Les plus fortes abondances saisonnières sont notées en mars (proche de 4%), en octobre (proche de 3%), en septembre (proche de 2.5%) et en avril (proche de 1%).

Le genre *Gloeocapsa* est absent en hiver et représenté à peine 0.05% et 0.4% de la densité globale de saison en automne et en été respectivement. C'est au printemps que *Gloeocapsa* est le plus abondant ; à cette période, il représente plus de 7% de la densité globale de saison et enregistre un pic mensuel de plus de 15% en juin.

Le groupe de cyanobactéries nommé "Autres" est très peu présent en automne (moins de 1%) et en hiver (plus de 1%). Ce groupe représente plus de 3 et 5% de la densité globale de saison respectivement en été et au printemps. Ce groupe enregistre des pics en janvier (plus de 5%), en avril (plus de 10%), en mai (proche de 5%), en juin (proche de 3%), en juillet (plus de 10%).

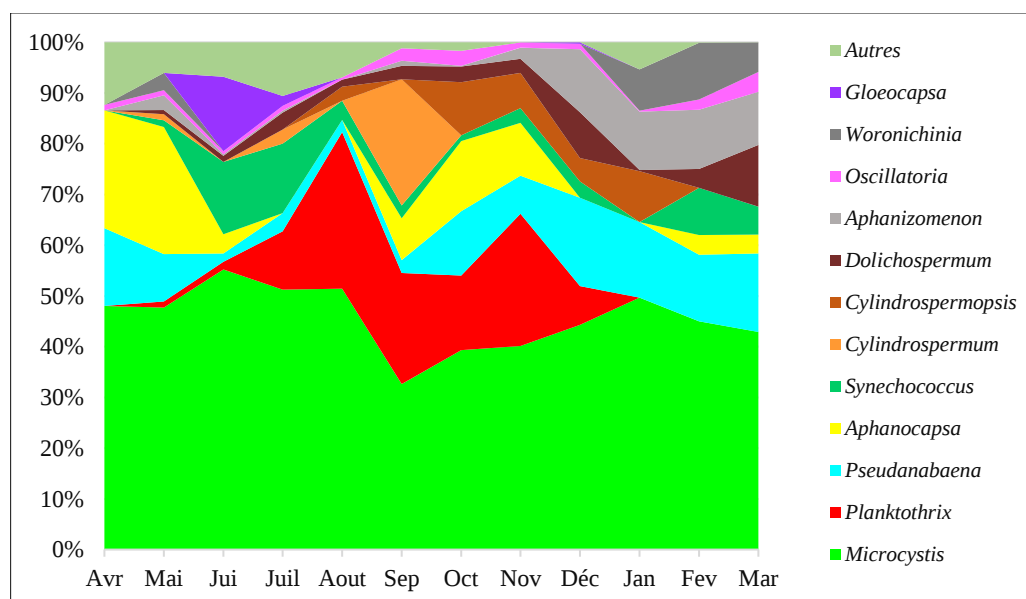


Fig. 32 : Abondance relative (%) des principaux genres de cyanobactéries identifiés dans l'Oubeira.

3-2.3. Variations spatio-temporelles des cyanobactéries collectées dans le lac Oubeïra

Les densités mensuelles moyennes des cyanobactéries varient de 62 390 cell/mL (dans S3 en mai) à 846 571 cell/mL (dans S11 en août). L'abondance saisonnière des cyanobactéries varient selon l'ordre croissant suivant : printemps (11.73%) < hiver (13.26%) < été (36.66 %) < automne (38.33%).

En période hivernale, les densités enregistrées en janvier et février dépassent 200 000 cell/mL; des pics sont notés en janvier dans S8 et S9 (plus de 142 000 cell/mL) et en février dans S8 (proche de 200 000 cell/mL). En mars, à l'exception de la station S9, toutes les stations abritent des densités mensuelles comprises entre 300 000 et 400 000 cell/mL.

Durant la période printanière, les densités des cyanobactéries varient de 62 000 à 433 000 cell/mL; au mois d'avril, à l'exception de S9, les valeurs varient de 100 000 à 142 000 cell/mL; un pic de 432000 cell/mL est toutefois enregistré dans S5. Au mois de mai, nous notons 2 pics proches de 235 000 cell/mL dans S6 et S8 et un troisième proche de 250 000 cell/mL dans S5 ; les stations S3, S4 et S9 abritent des densités qui ne dépassent pas 70 000 cell/mL ; dans les 5 autres stations les densités varient de 100 000 à 135000 cell/mL. En juin, les densités des cyanobactéries montrent des valeurs qui fluctuent entre 200 000 et 250 000 cell/mL de la station S1 à S4 ; En revanche, de S5 à S11, les valeurs enregistrées varient de 250 000 à 300 000 cell/mL.

Durant la période estivale, les densités enregistrées en juillet sont comprises entre 300 000 et 350 000 cell/mL et celles du mois d'août et septembre sont le plus souvent comprises entre 600 000 et 700 000 cell/mL ; des pics de plus de 800 000 cell/mL sont toutefois notés en août dans S3 et S11 et en septembre dans S2, S8 et S9 (Fig. 33).

Durant la période automnale, les densités relevées en octobre et novembre fluctuent le plus souvent entre 600 000 et 700 000 cell/mL et montrent de nombreux pics proches de 800 000 cell/mL dans S3, S5, S6 et S9 (en octobre) et dans S3, S4, S8 et S9 (en novembre). Au mois de décembre les densités des cyanobactéries baissent de moitié par rapport à novembre ; elles fluctuent le plus souvent entre 300 000 et 400 000 cell/mL et montrent des pics proches de 450 000 cell/mL dans S5 et S6.

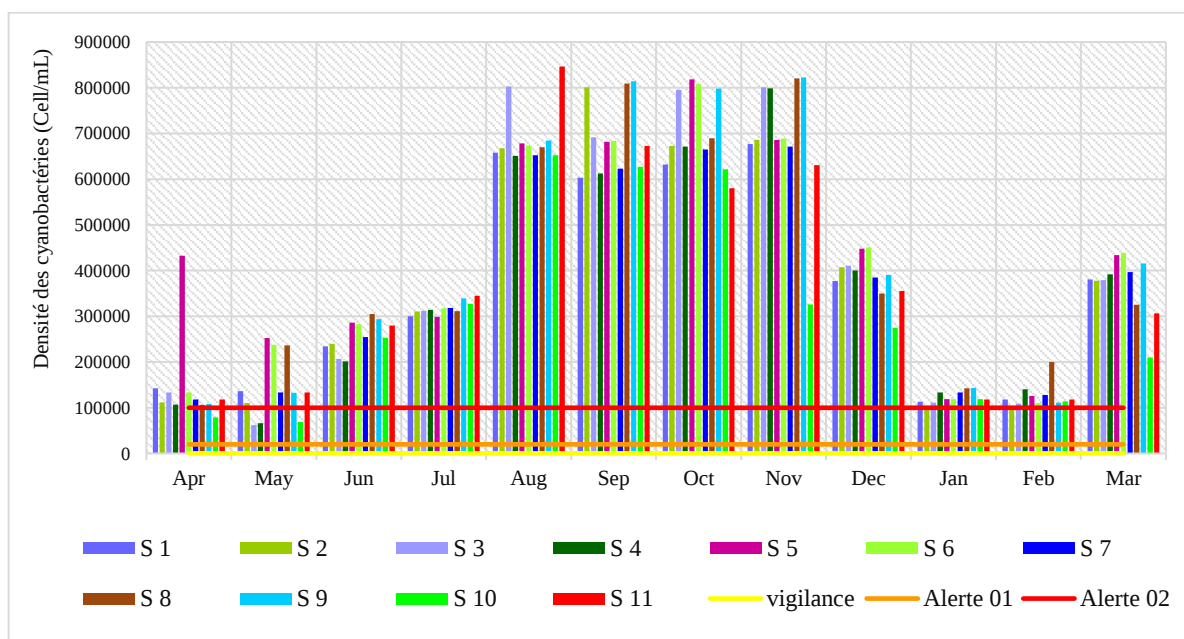


Figure 33 : Variation spatio-temporelle des densités globales des cyanobactéries

Distribution spatiale des cyanobactéries collectées

Le calcul des densités moyennes mensuelles des cyanobactéries collectées dans chaque station a permis d'établir une carte de la distribution spatiale de ces microorganismes dans les eaux du lac Oubeira (Fig. 34) ; il ressort de la carte que les densités les plus élevées (plus de 400 000 cell/mL) sont localisées dans la partie centrale du lac selon l'axe Nord-Sud qui abrite les stations S8, S9, S6, S5 et dans une moindre mesure S3. Les densités les plus basses (moins de 365 000 cell/mL) sont rencontrées dans la partie Sud-Ouest (S10) et Sud-Est (S1). Les densités intermédiaires (comprises entre 371 000 et 398 000 cell/mL) sont présentes dans la partie Nord-Ouest (S11) et toute la partie Nord-Est du lac (S7, S2 et S4).

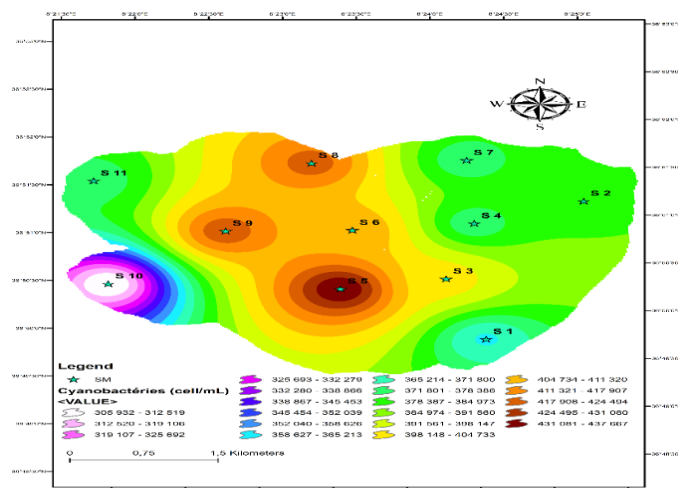


Figure 34 : Carte de distribution spatiale des densités moyennes mensuelles des cyanobactéries collectées dans les eaux du lac Oubeira

3-2.4. Variation spatio-temporelle des cyanobactéries identifiées dans le lac Oubeira:

3-2.4.1. *Microcystis*

En termes de proportions, par rapport à la densité globale des cyanobactéries collectées durant la saison, *Microcystis* représente 44,94% en hiver, 52,87% au printemps, 44,65% en été et 40,71% en automne. Dans les eaux de l'Oubeira, *Microcystis* est présent à des densités mensuelles comprises entre 30 549 et 431 311 cell/mL respectivement en mai (dans S10) et en août (dans S3).

Durant la période hivernale, les densités du genre *Microcystis* sont le plus souvent inférieures à 70 000 cell/mL en janvier et février ; c'est en mars que les densités varient de 150 000 à 170 000 cell/mL ; sauf dans S10 où sont enregistrés moins de 100 000 cell/mL.

En période printanière, c'est toujours S10 qui abritent les valeurs de la densité les plus faibles ; en avril-mai, les densités fluctuent le plus souvent entre 30 000 et 70 000 cell/mL ; la valeur maximale étant relevée dans S5. En juin, les densités du genre *Microcystis* montrent une hausse illustrée par des valeurs comprises entre 125 000 et 175 000 cell/mL (Fig. 35).

Les densités estivales, de *Microcystis*, les plus basses sont relevées dans S10 ; En juillet les densités varient de 140 000 à 180 000 cell/mL et ce sont les stations S5 et S6 qui hébergent les densités maximales. En août les densités dépassent le plus souvent 350 000 cell/mL et des pics de plus de 400 000 cell/mL sont notés dans S3 et S11. En septembre les densités proches de 220 000

cell/mL sont fréquentes ; des pics sont notés dans S2 et S9 (proches de 260 000 cell/mL) et S8 (proche de 270 000 cell/mL).

Un grand nombre de stations abrite des densités automnales comprises entre 280 000 et 300 000 cell/mL sauf dans S10 et S11 en octobre et dans S10 en novembre. En décembre les densités montrent une baisse assez importante ; les valeurs fluctuent entre 170 000 et 190 000 cell/mL (fig. 35).

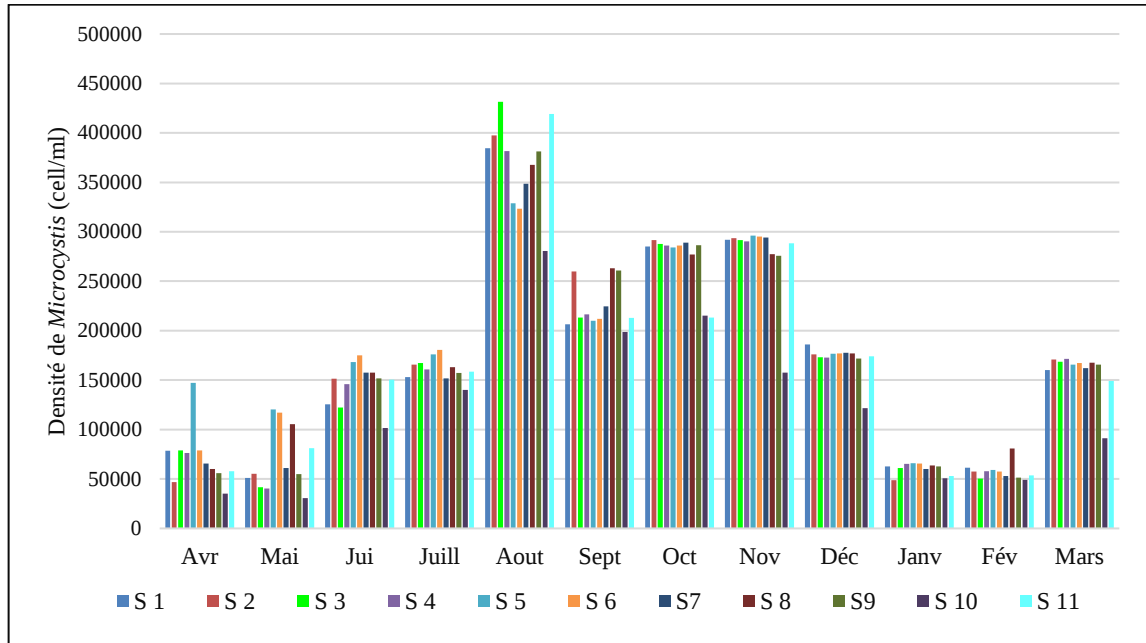


Figure 35 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Microcystis* dans l'Oubeïra

Il ressort de la carte que *Microcystis* occupe pratiquement les 2/3 de la surface du lac (Fig. 36) ; il est toutefois fortement présent dans la partie centrale du lac, selon un axe Nord-Sud qui regroupe les stations S8, S6 et S5, et la partie Nord-Est (S2) ; C'est dans la partie Ouest du lac, et plus précisément la zone Sud-Ouest (S10), que *Microcystis* est le moins abondant.

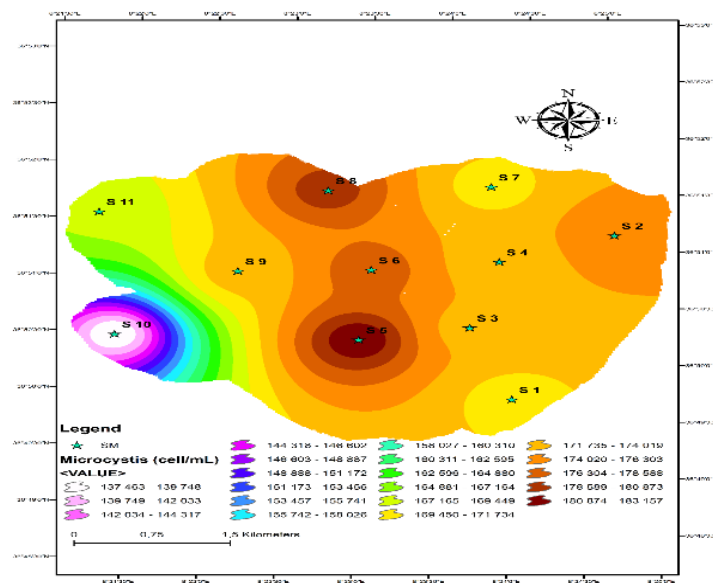


Figure 36 : Carte de distribution spatiale de *Microcystis* dans l'Oubeïra

3-2.4.2. *Planktothrix*

Le genre *Planktothrix* n'est pas rencontré dans les eaux de l'Oubeira du mois de janvier jusqu'au mois de mai ; au printemps, ce genre représente à peine 1% de la densité globale des cyanobactéries collectées ; c'est en été et en automne qu'il est le plus abondant car il représente plus de 24% et 17% respectivement (Fig. 37).

En juin, *Planktothrix* est peu présent car il est rencontré dans seulement 3 stations à des densités n'excédant pas 20 000 cell/mL. En juillet, il est présent dans l'ensemble des stations mais seules les stations S6, S7, S8 et S10 abritent plus de 50 000 cell/mL. C'est en août que *Planktothrix* est le plus abondant du fait de sa présence dans l'ensemble des stations à des densités qui fluctuent de 200 000 à 250 000 cell/mL. En septembre, bien que présent dans l'ensemble des stations, les densités de *Planktothrix* montrent une baisse ; elles varient de 130 000 à 170 000 cell/mL. En octobre, ses densités sont le plus souvent proches de 100 000 cell/mL sauf dans S11 (proche de 70 000 cell/mL). En Novembre, les densités de *Planktothrix* dépassent la barre des 175 000 cell/mL sauf dans S10 (116 000 cell/mL). En décembre, les densités de *Planktothrix* fluctuent entre 20 000 et 45 000 cell/mL.

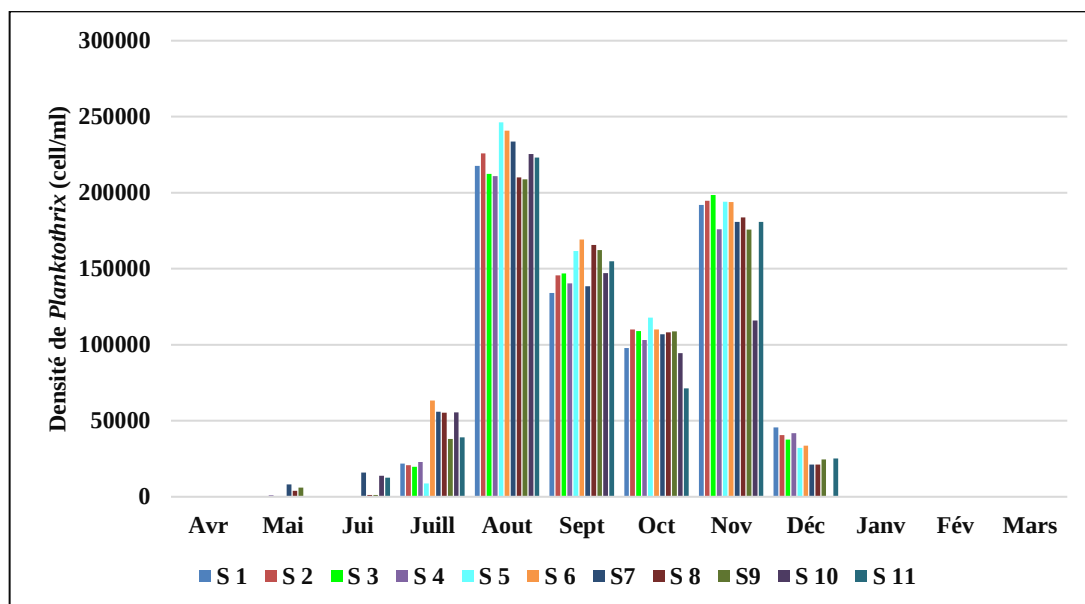


Figure 37 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Planktothrix* dans l'Oubeira

La carte de distribution spatiale de *Planktothrix* montre que ce dernier est présent dans presque la moitié du lac ou il couvre la partie Nord et Nord-Est et l'axe centrale Nord-Sud (Fig. 38). Il est, toutefois, fortement ancré dans la partie centrale du lac (S6) et dans une moindre mesure dans les stations S5 (proche de S6 au centre) et S7 (Nord-Est). Il est, en revanche, très peu présent dans les parties Ouest (S10 et S11) et Sud-Est du lac (S4, S3 et S1).

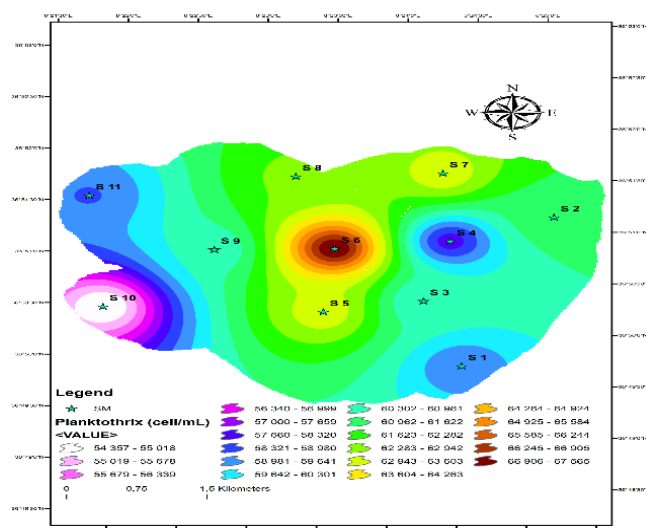


Figure 38 : Carte de distribution spatiale de *Planktothrix* dans l'Oubeïra

3-2.4.3. *Pseudanabaena* :

Le genre *Pseudanabaena* est rencontré, dans les eaux de l'Oubeïra, durant les 4 saisons ; c'est toutefois en hiver et en automne qu'il est le plus abondant (15 et 12% de l'abondance globale de saison) ; au printemps il représente un peu plus de 7% de l'abondance globale de saison mais c'est en été qu'il est le moins abondant (moins de 3%). Les densités mensuelles du genre *Pseudanabaena* oscillent entre 0 et 108 800 cell/ml ; ce genre est absent, dans 7 et 4 stations respectivement en juin et en juillet ; Quant à sa densité maximale, elle est notée en octobre dans la station S2 (Fig.39).

En période hivernale, les densités de *Pseudanabaena* varient de 16 000 à 23 000 cell/mL en janvier et de 6000 à 25000 cell/mL en février ; Les valeurs de plus de 20 000 cell/mL sont au nombre de 4 et 1 en février et en janvier respectivement. Durant le mois de mars, à l'exception de S10 (35000 cell/mL), les densités sont le plus souvent comprises entre 50 000 et 65 000 cell/mL (5 pics de plus de 60 000 cell/mL).

Durant la période printanière c'est dans la station S5 que *Pseudanabaena* affiche les plus fortes densités mensuelles (plus de 100 000 cell/mL en avril, 20 000 et 23 000 cell/mL en mai et en juin respectivement). En juin, *Pseudanabaena* n'est rencontré que dans 4 stations à de faibles densités (<10000 cell/mL).

En juillet sur les 7 stations qui l'abritent seules S2 et S8 dépassent 20000 cell/mL. En août, sur les 10 stations où *Pseudanabaena* est présent, 7 abritent des densités proches de 20000 cell/mL ; un pic de l'ordre de 34000 cell/mL est noté dans S3. En septembre, les densités de moins de 15000 cell/mL concernent 50% des stations ; Dans le reste des stations *Pseudanabaena* montre des densités comprises entre 18000 et 27000 cell/mL.

En octobre, les densités varient de 45000 à plus de 100 000 cell/mL ; sur les onze stations, 9 abritent plus de 80 000 cell/mL avec 3 pics de plus de 100 000 cell/mL dans S2, S5 et S11. En novembre les valeurs de la densité sont comprises entre 9000 et 73 000 cell/mL ; des densités > 60000 cell/mL sont relevées dans 50% des stations (3 pics de plus de 70000 cell/mL dans S1, S2 et S4). En décembre, les densités du genre *Pseudanabaena* varient de 41000 à 81000 cell/mL ; Des densités de plus de 60000 cell/mL sont relevées dans 10 stations ; des pics de plus de 70000 cell/mL sont notés dans S1, S2, S4 et S5 (Fig. 39).

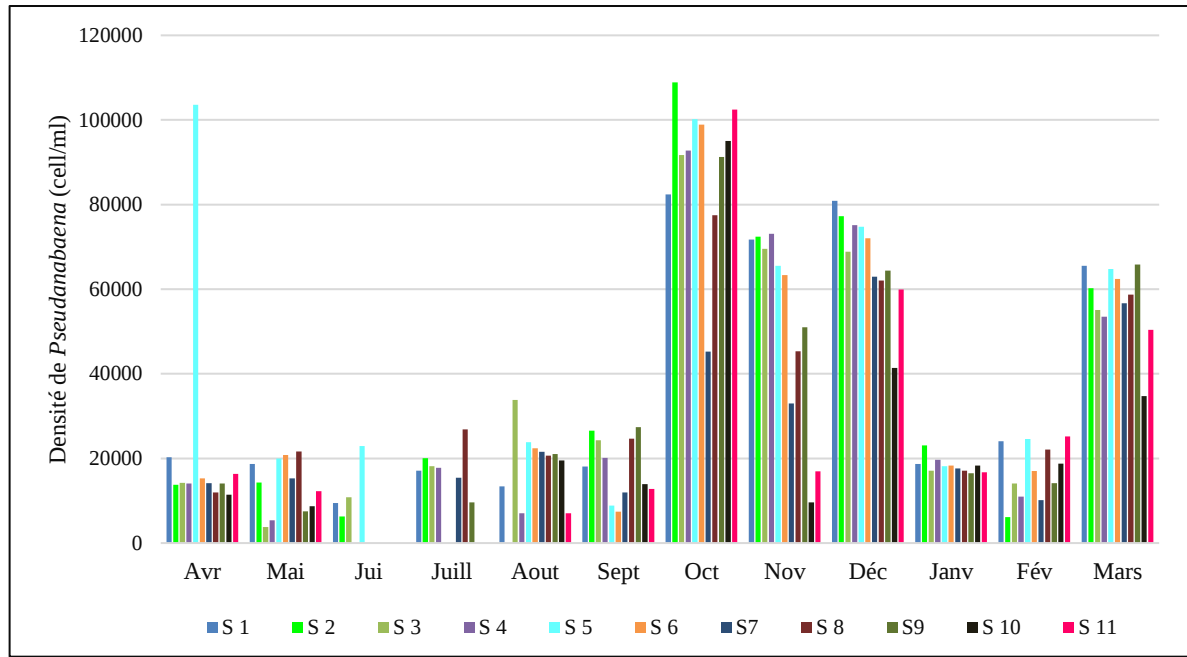


Figure 39 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Pseudanabaena* dans l'Oubeïra

La carte de la distribution spatiale de *Pseudanabaena* montre que ce dernier est fortement présent dans la partie Sud de l'axe centrale Nord-Sud et plus particulièrement au niveau de la station 5. La présence du genre *Pseudanabaena* est aussi notée sur la partie Est du lac qui regroupe S1, S3 et S2. Il est, en revanche, peu abondant dans les parties Ouest et Nord du lac

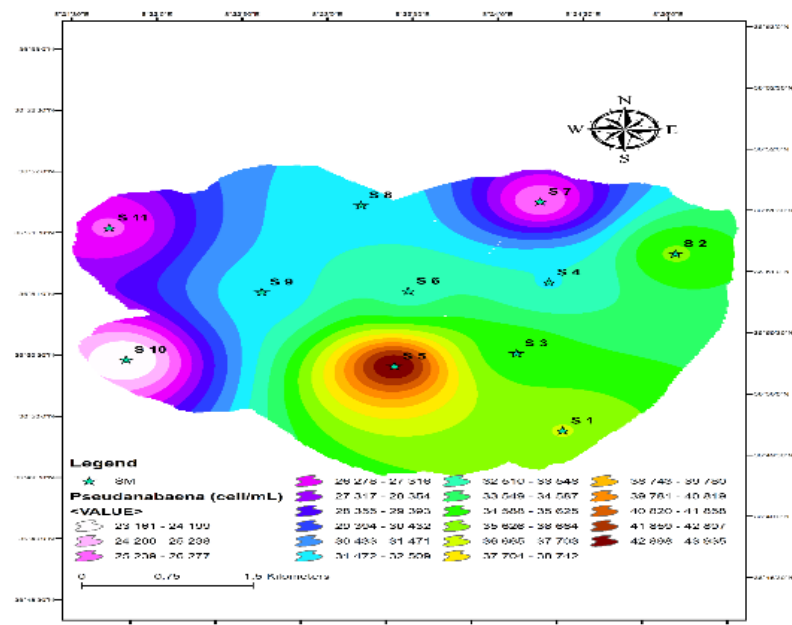


Figure 40 : Carte de distribution spatiale de *Pseudanabaena* dans l'Oubeïra

3-2.4.4. *Aphanocapsa*

Le genre *Aphanocapsa* montre des valeurs de l'abondance relative saisonnière qui varient selon l'ordre croissant suivant : hiver (3,04%) ≤ été (3,34%) ≤ automne (9,49%) ≤ printemps (14,76%). Le genre *Aphanocapsa* n'est pas rencontré dans les eaux de l'Oubeira durant 4 mois de l'année (juillet-août et décembre-janvier) ; En juin, il est présent dans S5 et S8 à des densités respectives de l'ordre de 73000 et 37000 cell/mL. En février, il est présent dans 5 stations à des densités qui ne dépassent pas 16000 cell/mL et en mars sa présence est notée dans 7 stations ou 2 pics de 30000 et 35000 cell/mL sont relevés dans S4 et S7 respectivement (Fig. 41).

En période printanière, *Aphanocapsa* est présent dans l'ensemble des stations en avril et en mai à des densités comprises entre 6000 et 134000 cell/mL ; Les valeurs de plus de 50000 cell/mL sont enregistrées en mai dans S6 (plus de 60000 cell/mL) et S8 (plus de 57000 cell/mL) ; c'est toutefois, dans S5 que sont enregistrées les valeurs maximales printanières (plus de 134000 cell/mL en avril et plus de 72000 cell/mL en mai).

C'est de septembre à novembre que le genre *Aphanocapsa* est le plus abondant ; il est non seulement présent dans l'ensemble des stations mais il dépasse le plus souvent la barre des 50000 cell/mL. En septembre, *Aphanocapsa* est présent dans plus de 50% des stations à des densités de plus de 50000 cell/mL ; ces dernières enregistrent des pics de plus de 81000, 83000 et 85000 cell/mL dans S2, S8 et S9 respectivement. C'est en octobre que le genre *Aphanocapsa* est le plus abondant ; ses densités mensuelles varient de 68000 à 119000 cell/mL. Nous notons, par ailleurs, qu'à l'exception de S8 et S11, les densités enregistrées dans le reste des stations sont comprises entre 112000 et 119000 cell/mL. En novembre, sur les 11 stations échantillonnées, 9 montrent des densités supérieures à 50000 cell/mL ; 7 d'entre elles montrent des densités comprises entre 89000 et 94000 cell/mL.

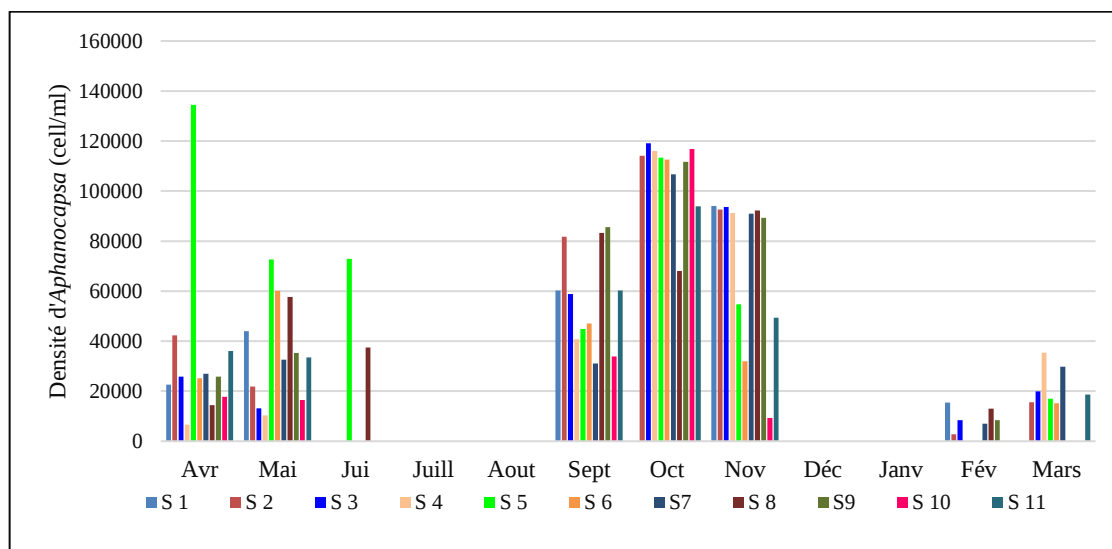


Figure 41 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles d'*Aphanocapsa* dans l'Oubeira

La carte de distribution spatiale des densités moyennes d'*Aphanocapsa* montre qu'il est relativement abondant dans les parties Nord-Est (S7 et S4) et Sud-Est (S10) du lac et dans une moindre mesure la partie centrale regroupant les stations S5 et S9. Il est, en revanche, peu abondant dans toute la partie Est (S2) et Sud-Est (S1) du lac (Fig.42).

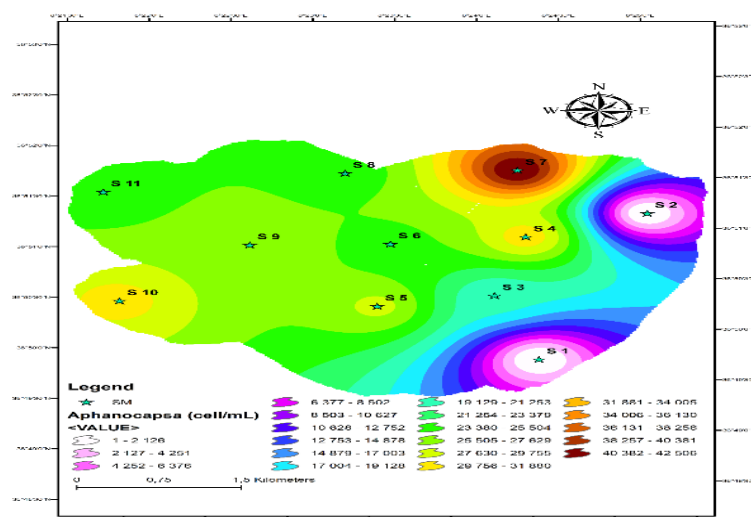


Figure 42 : Carte de distribution spatiale d'Aphanocapsa dans l'Oubeira

3-2.4.5. *Cylindrospermopsis*

Dans les eaux du lac Oubeira, le genre *Cylindrospermopsis* est présent durant seulement 5 mois à des densités comprises entre 6000 et 136000 cell/mL (Fig. 43).

En période hivernale, il n'est rencontré qu'au mois de janvier et représente à peine 2% de l'abondance globale saisonnière ; ce genre, bien que présent dans l'ensemble des stations, ses densités ne dépassent pas 16 500 cell/mL.

Au printemps, *Cylindrospermopsis* est absent et en été il n'apparaît qu'au mois d'août et ne représente que 1,17% de l'abondance globale de saison ; Ses densités varient de 9000 à plus de 40000 cell/mL ; il montre 4 valeurs de plus de 20 000 cell/mL (S2, S3, S5 et S7) et un pic de plus de 40 000 cell/mL (dans S8).

En période automnale *Cylindrospermopsis* est présent dans 79% des échantillons et représente 7,82% de l'abondance saisonnière ; Plus de 63% des stations abritent des densités supérieures à 20 000 cell/mL.

C'est en octobre qu'il est le plus abondant car sa densité varie de 10000 à 136000 cell/mL ; il affiche, 4 valeurs de plus de 125000 cell/mL (S5, S6, S8 et S9) et 3 autres de plus de 90000 cell/mL (S1, S7 et S11).

En novembre, les densités de *Cylindrospermopsis* sont comprises entre 9500 et 85 400 cell/mL ; Des densités de plus de 80000 cell/mL sont notées dans les stations S8 et S9 et celles comprises entre 74000 et 78000 cell/mL dans S6, S5 et S4. Des densités variant de 25000 à plus de 33000 cell/mL sont relevées dans S7, S1, S2 et S11.

En décembre, la présence de *Cylindrospermopsis* est notée dans 8 stations à des densités comprises entre 12500 et plus de 36 000 cell/mL. Les valeurs de plus de 30000 cell/mL concernent 3 stations (S2, S4 et S6) et celles de plus de 20000 cell/mL 2 stations (S5 et S7).

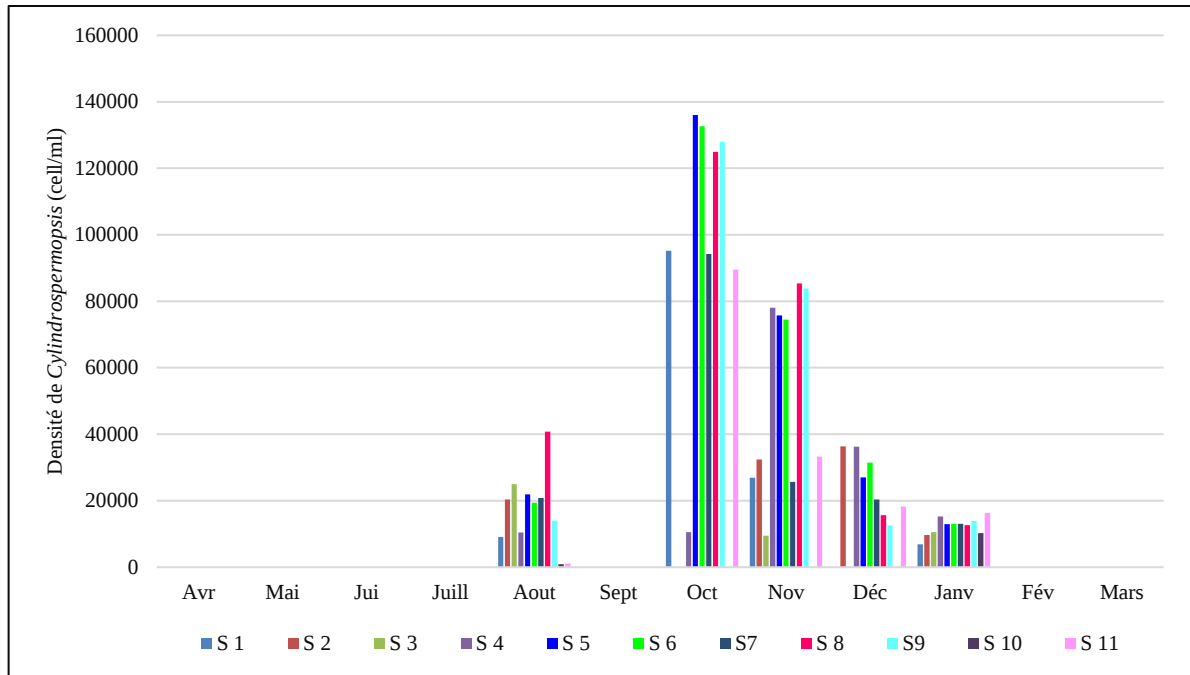


Figure 43: Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Cylindrospermopsis* dans l'Oubeïra

La carte de distribution spatiale, du genre *Cylindrospermopsis*, dans les eaux du lac Oubeira montre que cette cyanobactérie est fortement présente dans l'axe Nord-Sud qui regroupe les stations S5, S6, S8 et S9 ; elle est, en revanche, peu abondante dans toute la partie Est (S2 et S3) et la partie Sud-Ouest (S10) du lac (Fig. 44).

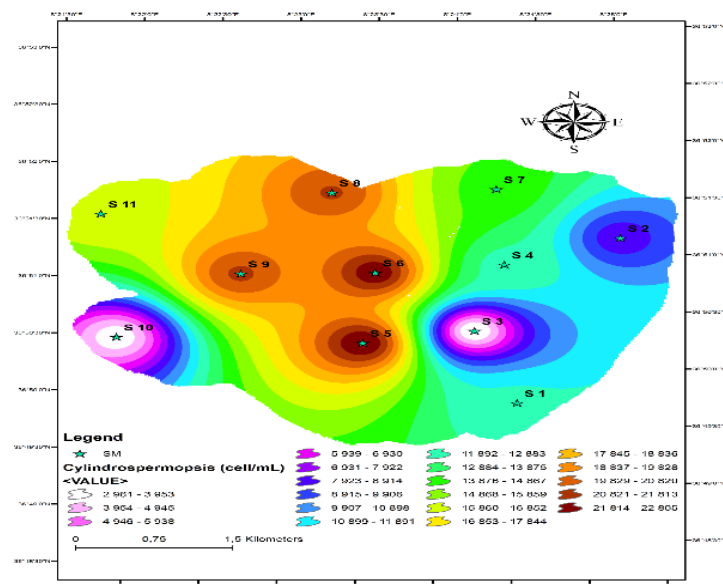


Figure 44 : Carte de distribution spatiale de *Cylindrospermopsis* dans l'Oubeïra

3-2.4.6. *Dolichospermum*

Le genre *Dolichospermum* montre des valeurs de l'abondance saisonnière qui suivent l'ordre décroissant suivant : Hiver (8,10%) > Automne (4,25%) > Été (2,29%) > printemps (0,82%).

En période hivernale, le genre *Dolichospermum* n'est pas rencontré dans les eaux de l'Oubeira en janvier et seules 6 stations l'abritent à des densités comprises entre 6000 et 12000 cell/mL en février. C'est en mars qu'il enregistre des pics dans S5 (plus de 94000 cell/mL), dans S6 (96000 cell/mL) et dans S9 (plus de 73000 cell/mL) ; Ce genre enregistre les densités intermédiaires (comprises entre 46000 et 50 000 cell/mL) dans S3, S4 et S11 et les densités les plus basses (proches de 28000 cell/mL) dans S1, S2 et S10.

Au printemps, *Dolichospermum* est présent dans seulement 5 stations à des densités de moins de 8000 cell/mL sauf dans S5 où la densité dépasse 21000 cell/mL.

En période estivale 88% des stations abritent *Dolichospermum* à des densités qui oscillent entre 3000 et 34000 cell/mL ; seules 7 stations montrent des densités de plus de 20000 cell/mL durant toute la période estivale.

En automne, il est rencontré dans 10, 6 et 8 stations respectivement en octobre, novembre et décembre. En octobre seules les stations S3, S4, S5 et S6 montrent des densités comprises entre 28000 et plus de 39000 cell/mL. En novembre, 5 sur les 6 stations qui abritent *Dolichospermum* montrent des densités de plus de 22000 cell/mL ; les valeurs maximales étant relevées dans S3 (55200 cell/mL) et S5 (58000 cell/mL). En décembre la présence de *Dolichospermum* est illustrée par des densités qui fluctuent entre 41000 et 50000 cell/mL et un pic de plus de 64000 cell/mL dans S1 (Fig. 45).

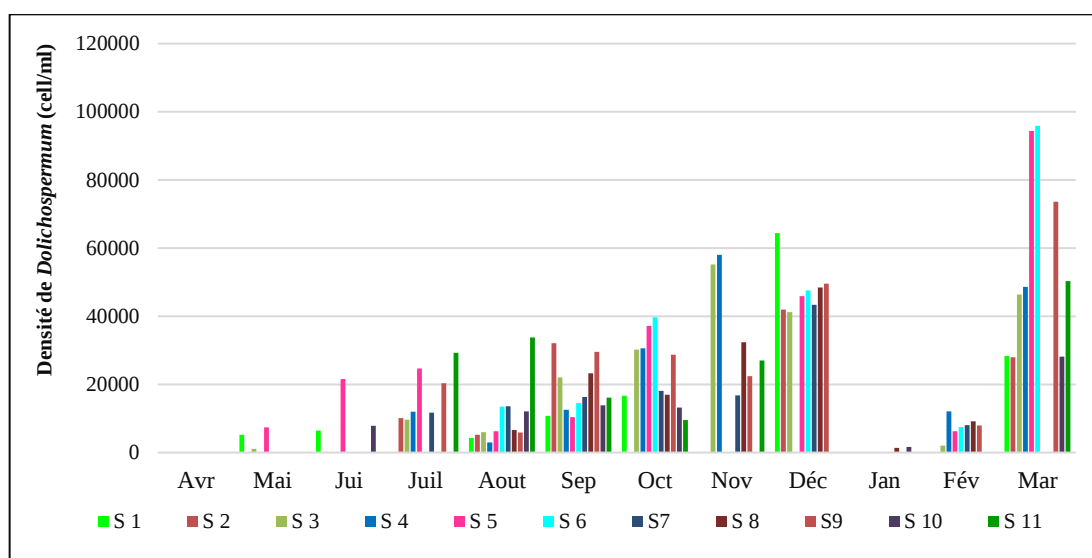


Figure 45 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Dolichospermum* dans l'Oubeira

La carte de la distribution spatiale de *Dolichospermum* fait apparaître sa forte présence dans la partie centrale du lac, qui regroupe les stations S9 et S5 et dans une moindre mesure S6 et S3. Ce genre est relativement moins abondant dans pratiquement tout le pourtour du lac où sont localisées les stations S10, S1, S2, S7 et S8.

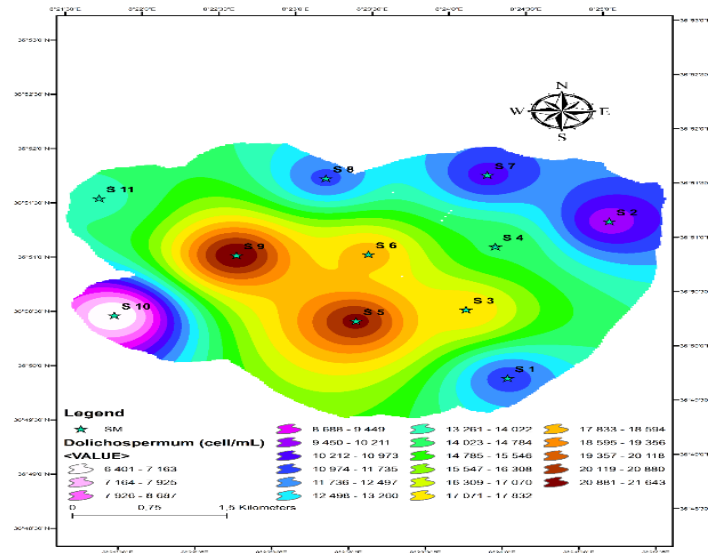


Figure 46 : Carte de distribution spatiale de *Dolichospermum* dans l'Oubeïra

3-2.4.7. *Synechococcus*

L'évolution des valeurs de l'abondance saisonnière du genre *Synechococcus* suit l'ordre décroissant suivant : printemps (7.39%) > hiver (5.23%) > été (5.20%) > automne (2.27%)

En hiver, *Synechococcus* est absent en janvier ; En février, sa présence se limite à 9 stations ou seul 1 pic plus de 27000 cell/mL est relevé dans S8. En mars, il est présent dans 10 stations à des densités comprises entre 8500 et 40000 cell/mL; la valeur maximale étant relevée dans S1 et les valeurs de plus de 20000 cell/mL dans S5, S6, S7 et S10 (Fig. 47).

Au printemps, il est absent en avril et présent dans 4 stations en mai (pas plus de 6000 cell/mL). En juin, il occupe plus d'espace (8 stations) et ses densités varient de 42000 à 62000 cell/mL; deux pics de plus de 60000 cell/mL sont notés dans S7 et S11.

En période estivale, *Synechococcus* est présent dans 75% des stations échantillonnées ; Dans cet ensemble de stations 80% abritent des densités supérieures à 20000 cell/mL. Les valeurs maximales (75000 à 80000 cell/mL) sont enregistrées en juillet (dans S9 et S11) et en août (dans S3 et S11). Le plus grand nombre de valeurs proches de 60 000 cell/mL est noté en juillet (S2, S3, S4 et S5). En septembre, C'est dans S5 que la densité la plus élevée (proche de 40000 cell/mL) est notée.

En période automnale, le genre *Synechococcus* n'est présent que dans 3, 7 et 5 stations en octobre, novembre et décembre respectivement (soit 45% des stations échantillonnées) ; Les valeurs maximales sont enregistrées dans S3 en novembre (proche de 60000 cell/mL) et dans S10 et S11 en décembre (plus de 46000 et 53000 cell/mL respectivement) ; les valeurs proches de 30000 cell/mL étant les plus nombreuses (Fig. 47).

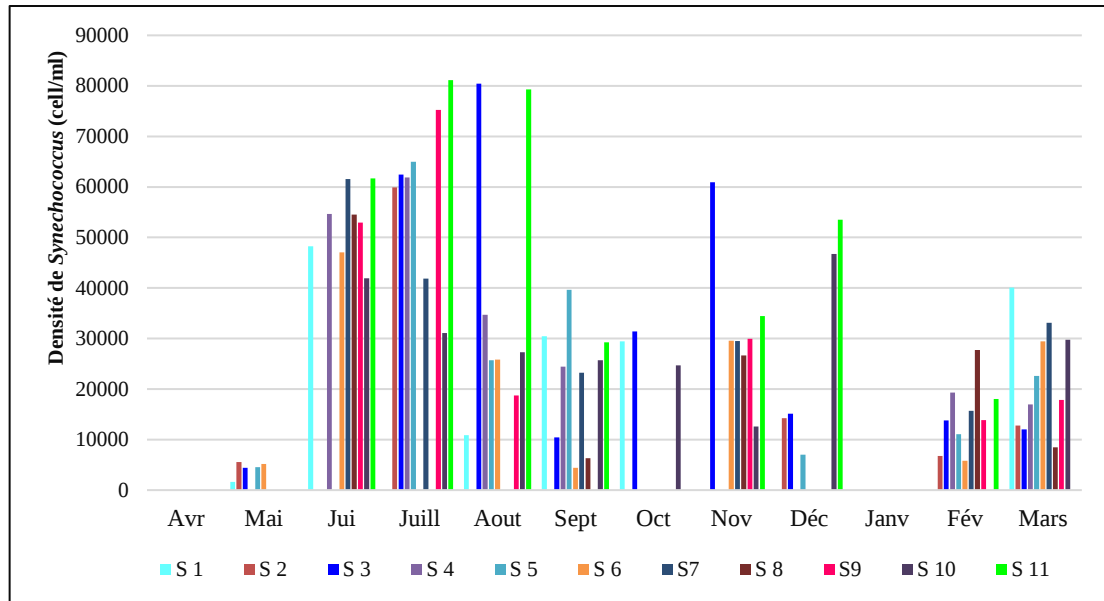


Figure 47 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Synechococcus* dans l'Oubeïra

Il ressort de la carte de la distribution spatiale de *Synechococcus* qu'il est fortement présent dans la partie Nord-Ouest du lac (S11) ; il montre des valeurs intermédiaires dans la partie Ouest du lac (S10 et S9) et suit un axe Nord-Est -Sud qui regroupe les stations S7 et S3 (Fig. 48). Ce genre est moins présent dans les parties Est et Sud-Est (S2 et S1) et dans l'axe central Nord-Sud (S8, S6 et S5).

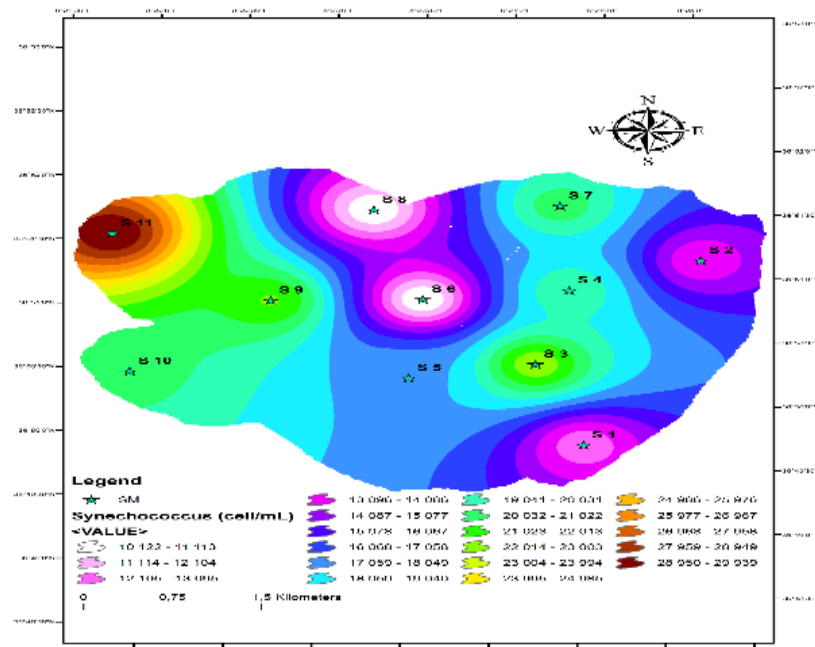


Figure 48 : Carte de distribution spatiale de *Synechococcus* dans l'Oubeïra

3-2.4.8. *Aphanizomenon*

En termes de proportions, *Aphanizomenon* représente, par rapport à la densité globale de saison, 11% en hiver, 0,91% au printemps, 0,48% en été et 3,59% en automne.

Le genre *Aphanizomenon* est peu présent durant la période s'étalant du mois d'avril au mois d'octobre (présent dans seulement 27% des stations échantillonnées) ; il est, par ailleurs, peu abondant car il ne représente que 0.91% et 0.48% de l'abondance globale de la saison printanière et estivale respectivement (Fig. 49).

En novembre, il est présent dans 3 stations, parmi lesquelles 2 pics de plus de 76000 cell/mL sont notés dans S8 et S9. C'est en décembre qu'il est le plus abondant car il enregistre les densités maximales dans S5 (plus de 84500 cell/mL) et S6 (plus de 89000 cell/mL) ; Des densités assez élevées sont relevées dans S4 (plus de 74000 cell/mL), dans S3 (plus de 63000 cell/mL), dans S9 (plus de 67000 cell/mL), dans S11 (plus de 65000 cell/mL) et dans S5 (plus de 59000 cell/mL) ; la valeur la plus basse étant notée dans S8 (plus de 25000 cell/mL).

En janvier et en février, bien que présent dans l'ensemble des stations, à l'exception des 2 pics enregistrés dans S8 (plus de 23000 cell/mL) et S10 (plus de 31000 cell/mL), les valeurs ne dépassent pas 18000 cell/mL. En mars, les densités fluctuent le plus souvent entre 26000 et 54000 cell/mL ; nous notons, toutefois, que 60% des stations qui l'abritent montrent des densités de plus de 45000 cell/mL.

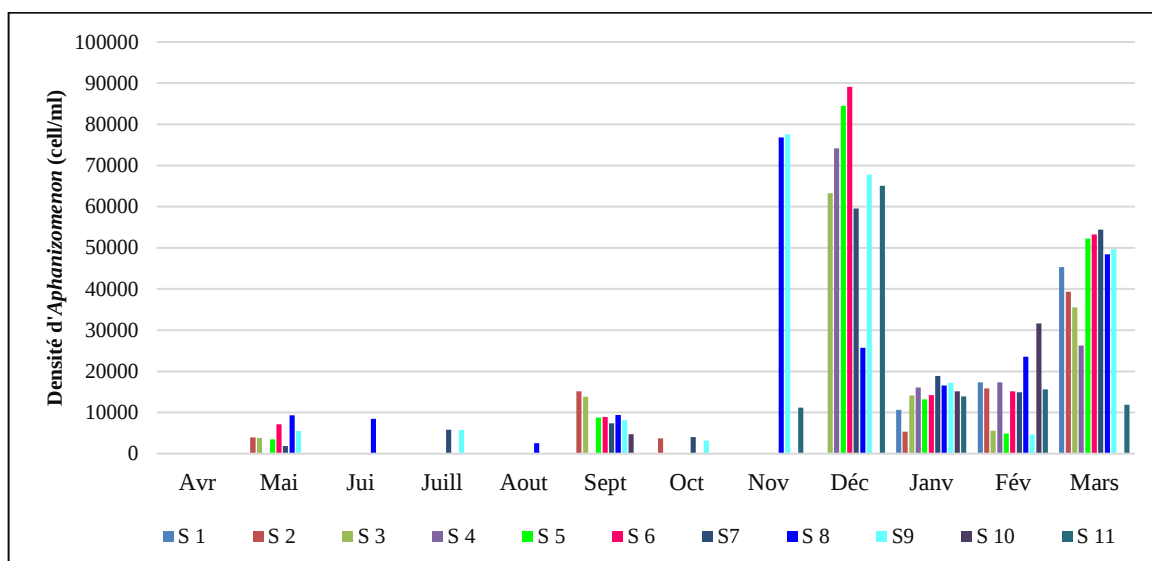


Figure 49 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles d'*Aphanizomenon* dans l'Oubeïra

Le genre *Aphanizomenon* est peu abondant dans les parties Est (S1 et S2) et Nord-Ouest (S11) du lac. Il est, en revanche, fortement présent dans l'axe qui part du Nord (S8) vers la partie centrale (S9 et S6) du lac (Fig. 50).

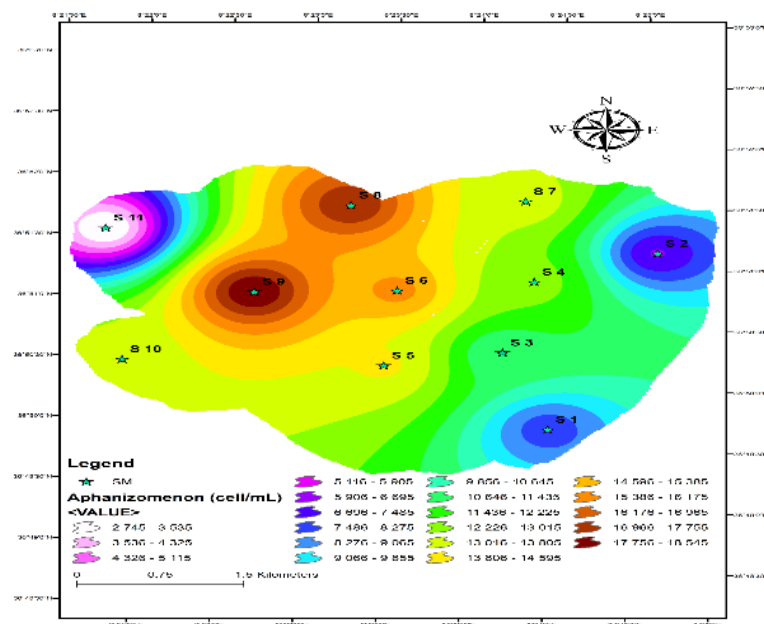


Figure 50 : Carte de distribution spatiale d'Aphanizomenon dans l'Oubeïra

3-2.4.9. *Oscillatoria*

Les valeurs de l'abondance globale de saison du genre *Oscillatoria* suivent l'ordre croissant suivant : hiver (3%) > automne (1.80%) > été (1.34%) > printemps (0.83%).

En période hivernale, le genre *Oscillatoria* est absent en janvier et présent dans seulement 5 et 6 stations en février et en mars respectivement ; C'est, par ailleurs, en mars que sont notées des densités comprises entre 25000 et 30000 cell/mL. *Oscillatoria* est présent dans 39% des stations échantillonnées au printemps à des densités, le plus souvent, inférieures à 5000 cell/mL (Fig.51).

En période estivale, *Oscillatoria* est peu fréquent en juillet et en août (respectivement rencontré dans 2 et 3 stations) et il est aussi peu abondant car ses densités ne dépassent pas 20000 cell/mL. En septembre, *Oscillatoria* est présent dans l'ensemble des stations à des densités comprises entre 2600 et 31000 cell/mL. Les densités les plus élevées sont, toutefois, relevées dans les stations S2 (plus de 31000 cell/mL), S8 (plus 27000 cell/mL) et S9 (plus de 30000 cell/mL).

En automne, c'est en octobre qu'*Oscillatoria* est le plus abondant car il est non seulement présent dans l'ensemble des stations mais il affiche, en plus, des densités comprises entre 10000 et 35000 cell/mL ; Les valeurs maximales sont enregistrées dans S9 (plus de 32000 cell/mL) et dans S2 (plus de 30000 cell/mL). En novembre et décembre seules 5 stations abritent le genre *Oscillatoria* à des densités le plus souvent supérieures à 20000 cell/mL; les valeurs maximales étant relevées en novembre dans S3 (plus de 31000 cell/mL) et S4 (proche de 32000 cell/mL) et en décembre dans S11(proche de 28000 cell/mL).

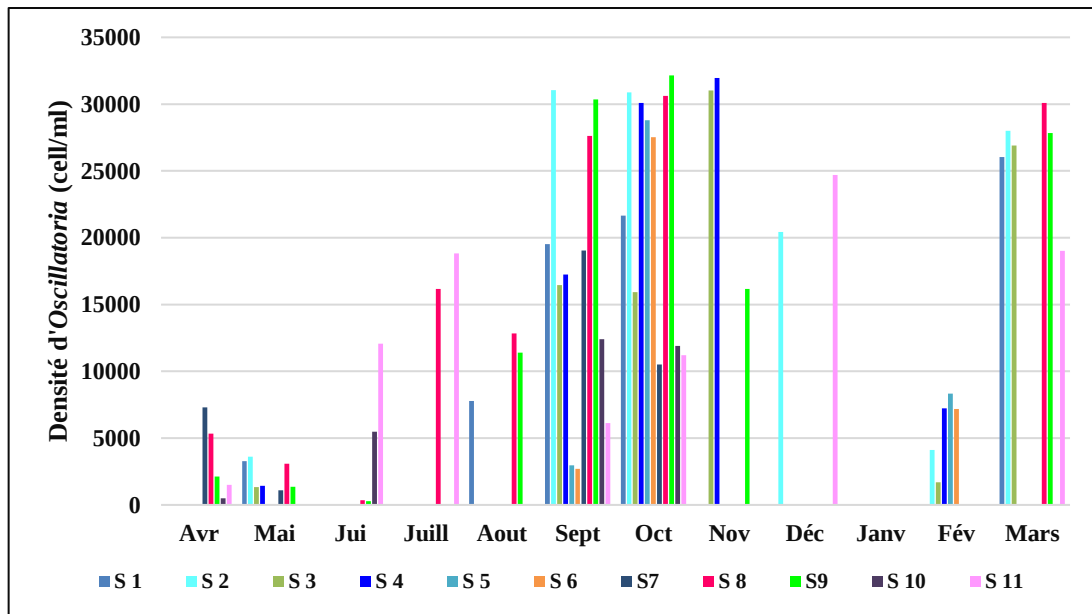


Figure 51 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles d'*Oscillatoria* dans l'Oubeïra

Le genre *Oscillatoria* est assez abondant dans l'axe Nord-Ouest (S8 et S9) et la partie Est du lac (S7) et dans une moindre mesure dans S3 (Fig. 52). Il est peu abondant dans la partie Ouest du lac (S10 et S11) et dans le couloir dirigé dans le sens Nord- Sud-Ouest regroupant les stations S7, S6 et S5.

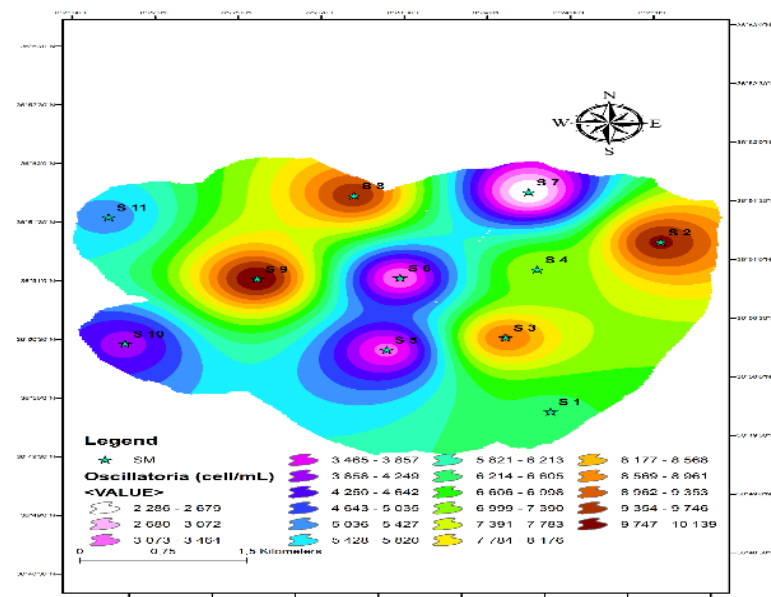


Figure 52 : Carte de distribution spatiale d'*Oscillatoria* dans l'Oubeïra

3-2.4.10. *Woronichinia*

Dans les eaux du lac Oubeïra, le genre *Woronichinia* est absent en été et en automne ; il n'est rencontré que durant la saison hivernale et printanière ou il représente 6.77% et moins de 1% des valeurs respectives de l'abondance globale de saison (Fig. 53).

En janvier, bien que présent dans l'ensemble des stations, ses densités ne dépassent pas 18000 cell/mL ; il montre toutefois 5 valeurs de plus de 10000 cell/mL. En février, des densités de plus de 10000 cell/mL sont relevées dans les 8 stations qui l'abritent, avec toutefois 1 pic de plus de 23000 cell/mL dans S8. En mars, *Woronichinia* est présent à des densités de plus de 10000 cell/mL dans 82% des stations et montre 3 pics de plus de 23000, 40000 et 60000 cell/mL respectivement dans S2, S4 et S7. En mai, il n'est présent que dans 6 stations et il montre 2 pics de plus de 13000 et 22000 cell/mL dans S9 et S8 respectivement (Fig. 53).

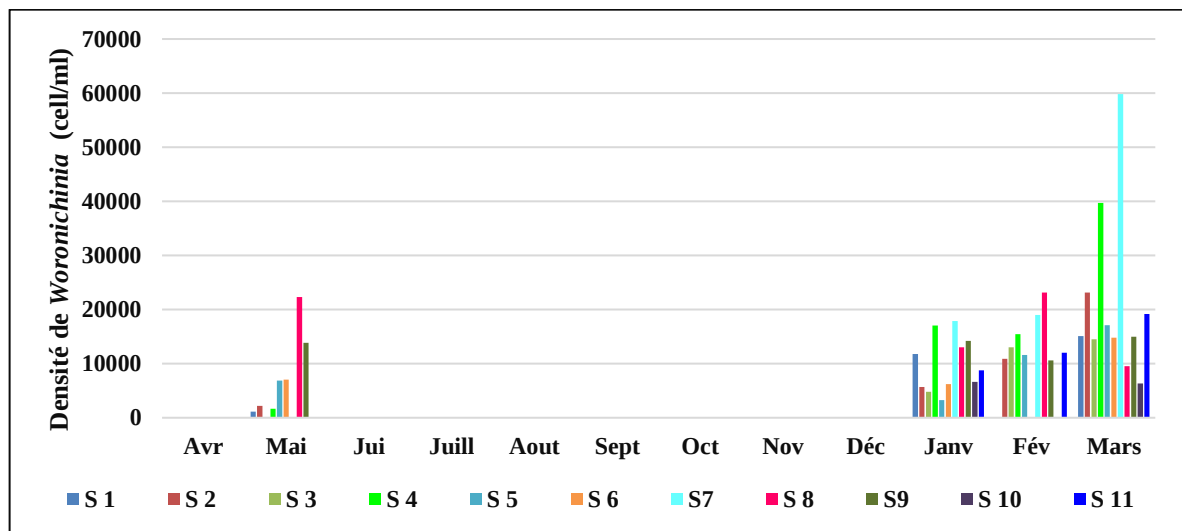


Figure 53 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Woronichinia* dans l'Oubeïra

Woronichinia est assez abondant dans la partie Nord-Est du lac (Fig. 54), essentiellement dans la station S7 et dans une moindre mesure S4 et S8 ; ce genre est en revanche peu présent dans le reste du lac ; la valeur minimale étant enregistrée dans la station S10

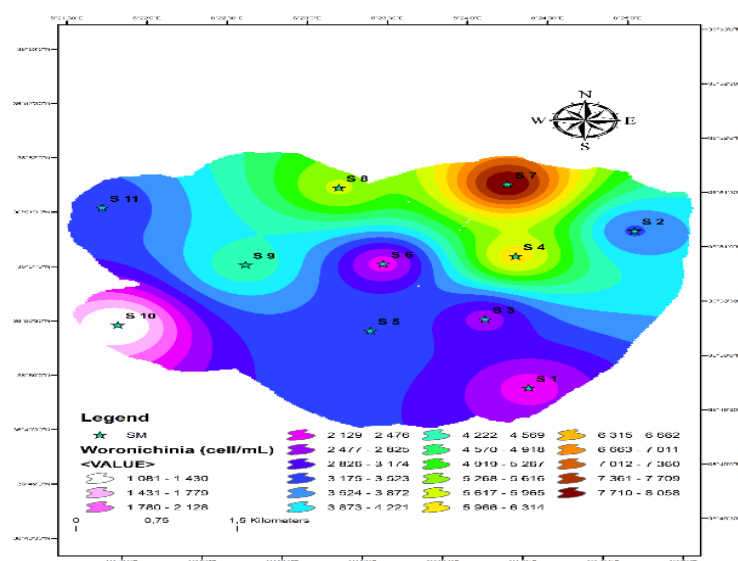


Figure 54 : Carte de distribution spatiale de *Woronichinia* dans l'Oubeïra

3-2.4.11. *Cylindrospermum*

Dans les eaux du lac Oubeira, le genre *Cylindrospermum* est présent durant seulement les mois de mai, juillet et septembre. En termes d'abondance, *Cylindrospermum* représente en été 10% et au printemps 0,30 % de la densité globale de saison (Fig. 55). En mai, les densités relevées dans les 3 stations (S5, S6, et S7) qui abritent *Cylindrospermum* sont comprises entre 5000 et 8000 cell/mL. En juillet, sa présence est notée dans 6 stations parmi lesquelles 5 abritent des densités de plus de 10000 cell/mL ; il est, par ailleurs, noté 1 pic proche de 21000 cell/mL (dans S6). C'est en septembre que *Cylindrospermum* est fortement abondant ; ses densités varient de 112 608 à 198 676 cell/mL. Il est très fortement présent dans S2, S3, S5, S6 et S9 ou il enregistre des densités comprises entre 195 000 et plus 198000 cell/mL ; Ses densité varient de 150 000 à 185 000 cell/mL dans S7, S8 et S10. C'est dans S1 et S4 que sont relevées les densités les plus basses (moins de 120 000 cell/mL).

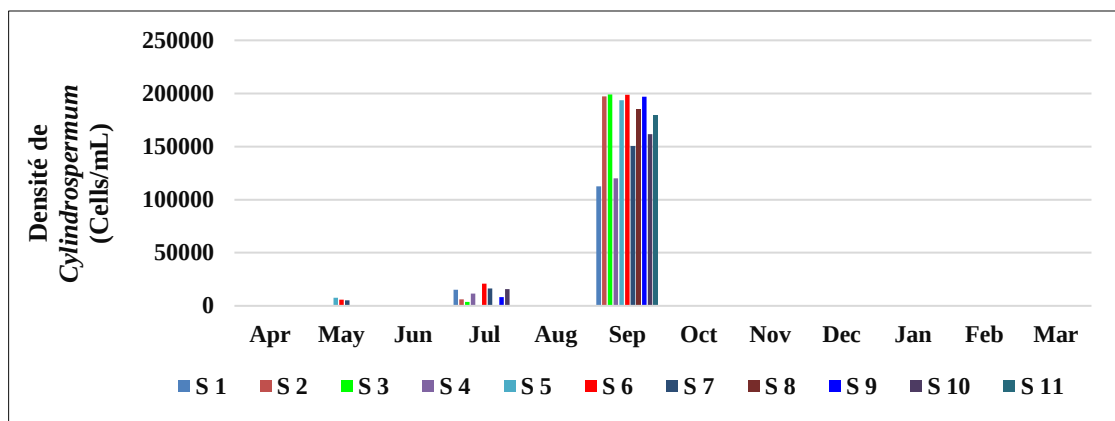


Figure 55 : Variations spatio-temporelles des densités mensuelles de *Cylindrospermum* dans l'Oubeira

Cylindrospermum est essentiellement présent dans la station S6 (Fig. 56) ; il occupe la partie centrale du lac qui s'étend de la partie Est du lac jusqu'à la partie Ouest et regroupe les stations S2, S3, S5, S6 et S9. Il est faiblement présent dans la partie Sud du lac (S4 et S1).

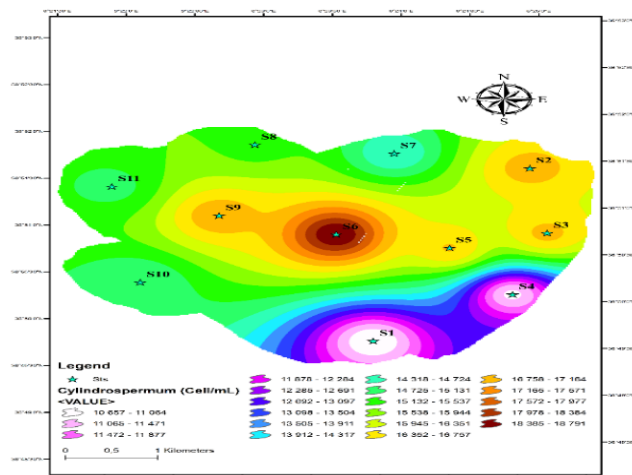


Figure 56 : Carte de distribution spatiale de *Cylindrospermum* dans l'Oubeira

3-2.4.12. *Gloeocapsa*

Le genre *Gloeocapsa* est rencontré dans 9, 3 et 1 stations respectivement en juin, juillet et décembre (soit 10% des stations échantillonnées) à des densités comprises entre 6400 et 75300 cell/mL. Les stations qui abritent des densités de moins de 12000 cell/mL représentent 23% et celles qui hébergent plus de 40000 cell/mL atteignent plus de 61%. C'est en juin que sont relevées les valeurs de plus de 60000 cell/mL dans S2, S3 et S6 et celles de plus de 50 000 cell/mL dans S8 et S9. En juillet, c'est dans S1 qu'un pic de plus de 54000 cell/mL est noté. En termes de proportions saisonnières, ce genre représente, par rapport à la densité globale des cyanobactéries collectées, 7% au printemps, 0.36 % en été et 0.05% en automne (Fig. 57).

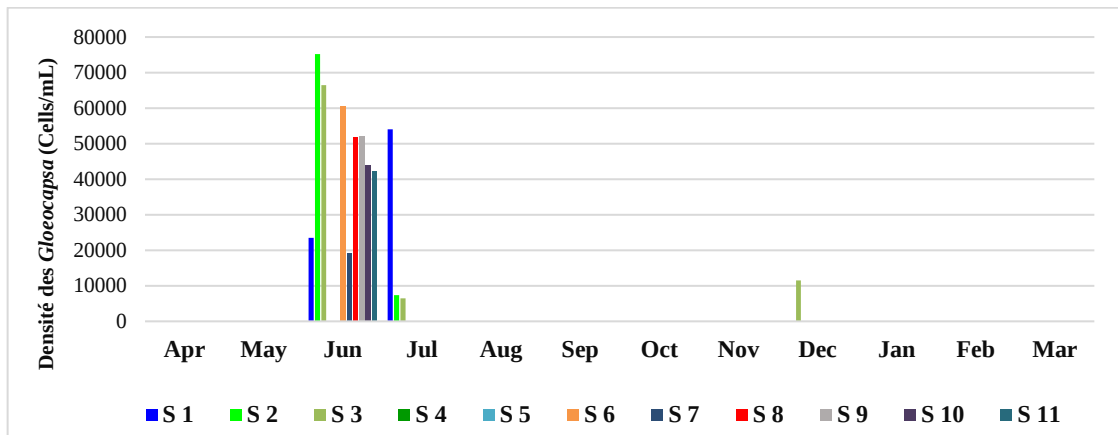


Figure 57 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles de *Gloeocapsa* dans l'Oubeïra

Gloeocapsa est assez fortement présent dans la partie Nord-Est (S2 et S3) et la partie Sud (S1). Les faibles densités sont rencontrées dans l'axe qui relie la partie Nord (S7) à la partie Sud-Est (S5 et S4) (Fig. 58).

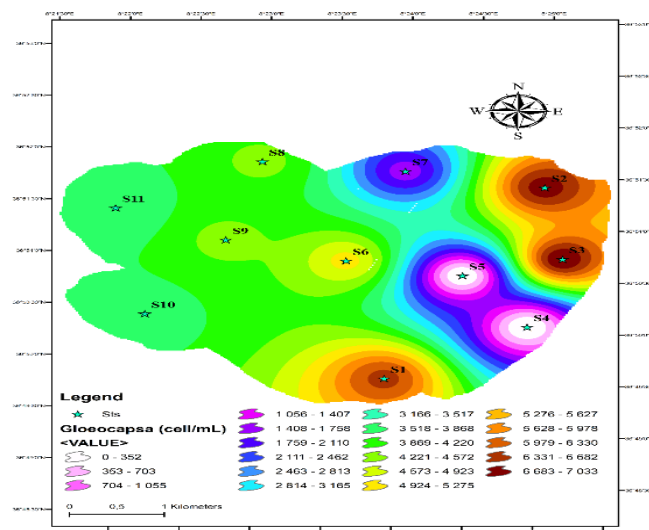


Figure 58 : Carte de distribution spatiale de *Gloeocapsa* dans l'Oubeïra.

3-2.4.12. Autres

En période hivernale, le groupe de cyanobactéries portant l'appellation autres n'est présent qu'en janvier à des densités, le plus souvent, inférieures à 10000 cell/mL ; Seules les stations S8 et S9 abritent plus 18500 cell/mL.

Au printemps, ce groupe est rencontré dans l'ensemble des stations en avril et en mai mais dans seulement 6 stations en juin ; les densités relevées à cette période sont, le plus souvent, inférieures à 15000 cell/mL sauf dans S1 en avril et en juin (plus de 21000 cell/mL) et dans S5 en avril (plus de 47000 cell/mL).

En période estivale, ce groupe est le plus abondant en juillet du fait qu'il soit rencontré dans l'ensemble des stations à des densités comprises entre 19000 et 53000 cell/mL avec 6 pics de plus de 30 000 cell/mL et 4 de plus de 20000 cell/mL. Les densités de plus de 40000 cell/mL sont relevées dans S6 (proche de 53000 cell/mL), S8 (proche de 50000 cell/mL) et S10 (proche de 49000 cell/mL). En août, les densités de moins de 20000 cell/mL concernent plus de 54% des stations ; Dans le reste des stations, ce groupe enregistre des densités comprises entre 36000 et 43000 cell/mL (dans S11 et S8) et entre 23000 et 28000 cell/mL (dans S6, S5 et S9). En septembre, ce groupe est le moins abondant ; il est présent dans 7 stations et il enregistre les densités de plus de 21000 cell/mL dans seulement S8 et S9.

En période automnale, ce groupe n'est présent que dans 4 stations durant le mois d'octobre ; C'est dans S3 qu'il enregistre sa valeur maximale (plus de 95000 cell/mL dans S3).

Les abondances saisonnières du groupe *Autres* suivent l'ordre croissant suivant : 0,66% (automne) $\leq$ 1,10% (hiver) $\leq$ 3,63% (été) $\leq$ 5,38 % (printemps).

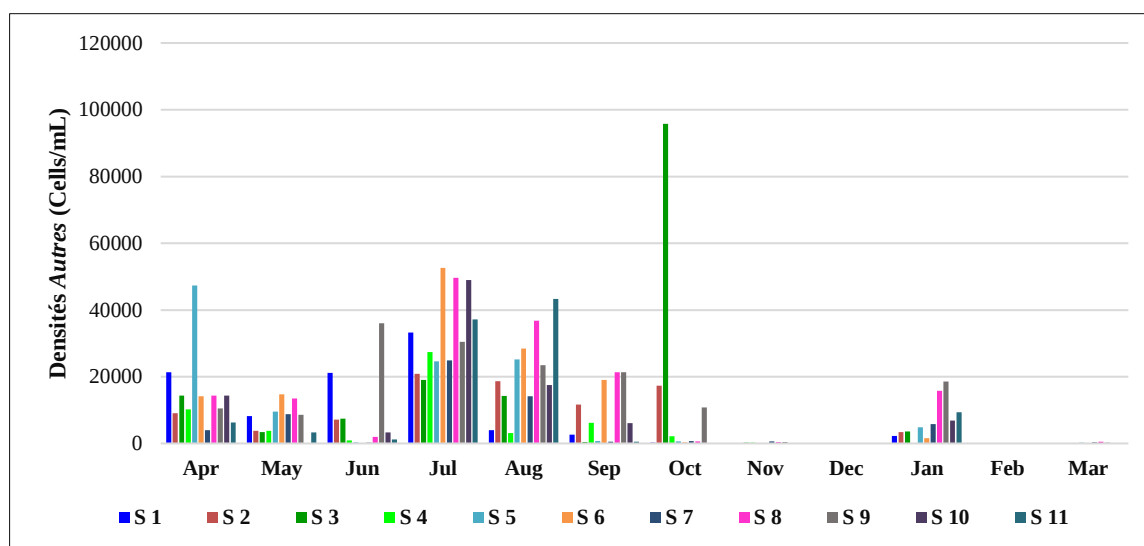


Figure 59 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du groupe *Autres* dans l'Oubeïra,

La carte de distribution spatiale du groupe *autres* montre qu'il est assez fortement présent dans la partie Nord-Ouest (S8 et S9) et Est (S3) du lac et dans une moindre mesure dans la partie centrale (S6 et S5). Il est peu abondant dans les parties Nord-Est (S7 et S2) et Sud-Est (S1 et S4) du lac (Fig. 60).

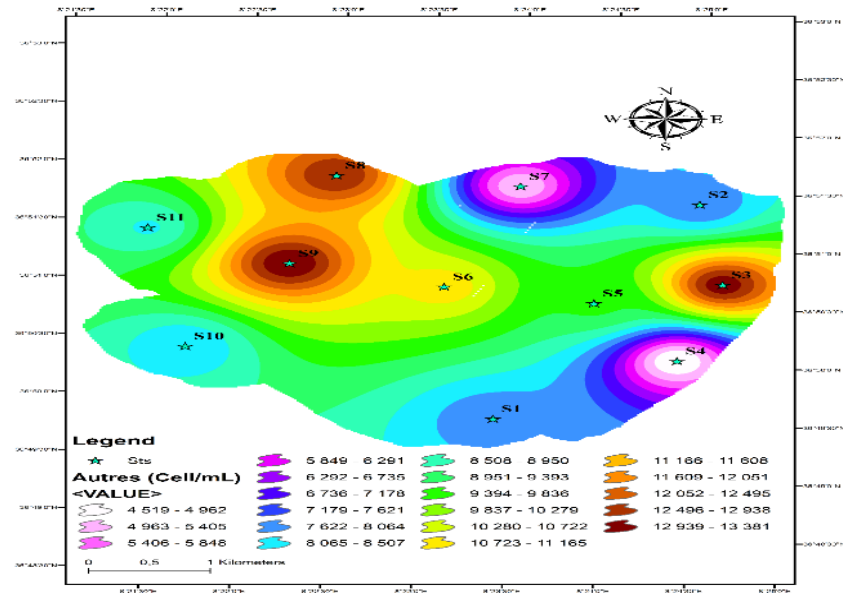


Figure 60 : Carte de distribution spatiale du groupe *Autres* dans l'Oubeira

3-3. Analyses des interactions à l'aide de tests statistiques

Analyses descriptives des données mensuelles

Les résultats des analyses descriptives (moyenne, écart type, médiane, valeur minimale, valeur maximale et coefficient de variation) propres à 11 variables biotiques et abiotiques mesurées, selon un pas mensuel, dans les eaux de l'Oubeira sont consignés dans le tableau (Tableau. 13).

Tableau 13 : Description statistique des variables environnementales enregistrées dans les eaux de l'Oubeira

Paramètres	Moyenne $\pm$ sd	Min	Médiane	Max	C.V
T (°C)	20.61 $\pm$ 7.06	10.89	20.61	31.40	0.34
pH	8.67 $\pm$ 0.39	7.87	8.67	9.88	0.04
DO (mg/L)	8.35 $\pm$ 2.04	3.98	8.47	12.05	0.24
Cond (μ S/cm)	497.2 $\pm$ 45.83	388	511.5	551	0.09
Trans (cm)	12.8 $\pm$ 6.12	5.00	10	25.00	0.47
NH ₄ -N (mg/L)	4.25 $\pm$ 4.32	0.21	3.03	25.85	1.01
NO ₂ -N (mg/L)	1.25 $\pm$ 0.66	0.16	1.17	4.72	0.53
NO ₃ -N (mg/L)	4.62 $\pm$ 1.45	1.89	4.54	11.49	0.31
PO ₄ -P (mg/L)	3.22 $\pm$ 4.62	0.57	1.61	32.98	1.43
MES (mg/L)	99.46 $\pm$ 59.58	10	85.5	362.0	0.59
Chl-a (μ g/L)	54.62$\pm$51.17	2.05	30.43	178.98	0.93

T –temperature, °C ; DO – Oxygène dissous, mg/L ; Cond – Conductivité, μ S/cm ; Trans – transparence, cm ; NH₄ – Ammonium, mg/L ; NO₂ – Nitrite, mg/L ; NO₃ – Nitrate, (mg/L) ; PO₄ – Orthophosphate, mg/L ; MES –matière en suspension, mg/L ; Chl-a – Chlorophylle a, μ g/L ; (écart type, sd ; coefficient of variation – C.V).

Comparaison inter-stations et inter-mois des paramètres physico chimiques

Les résultats du test Kruskal-Wallis relatifs à la comparaison des médianes de chacune des douze variables abiotiques et biotiques pour les deux facteurs : « station » et « mois » dans les eaux de l'Oubeira sont synthétisés dans le tableau 14.

Les résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis montrent l'existence, entre les mois, de différences très hautement significatives ($p < 0.0001$) pour chacun des paramètres mesurés au niveau des eaux de l'Oubeira durant la période d'étude (Avril 2015 - Mars 2016). En ce qui concerne la comparaison, entre les stations, des médianes des paramètres mesurés, les résultats du test de Kruskal-Wallis font apparaître l'existence de différences significatives seulement pour **MES** et **PO₄-P** ($p < 0.05$) et pour **NH₄-N** ($p < 0.0001$).

Tableau 14 : Comparaison des médianes des variables abiotiques et biotiques mesurées mensuellement dans les eaux de l'Oubeira

	Inter station			Inter mois		
Paramètres	χ^2	p	ddl	χ^2	P	ddl
T (°C)	0.41	1	10	128.4	0.00	11
pH	3.47	0.96	10	96.02	0.00	11
DO (mg/L)	0.73	1	10	121.03	0.00	11
Cond (Us/cm)	0.28	1	10	128.61	0.00	11
Trans (cm)	2.24	0.99	10	105.63	0.00	11
MES (mg/L)	20.44	0.02	10	70.95	0.00	11
NH ₄ -N (mg/L)	39.21	00	10	39.76	0.00	11
NO ₂ -N (mg/L)	13.04	0.22	10	61.40	0.00	11
NO ₃ -N (mg/L)	13.60	0.19	10	64.76	0.00	11
PO ₄ -P (mg/L)	19.19	0.03	10	63.62	0.00	11
Chl-a (µg/L)	4.38	0.92	10	115.36	0.00	11

T –temperature, °C; DO – Oxygène dissous, mg/L; Cond – Conductivité, µS/cm; Trans – transparence, cm; NH₄ – Ammonium, mg/L; NO₂ – Nitrite, mg/L; NO₃ – Nitrate, (mg/L); PO₄ – Orthophosphate, mg/L; MES –matière en suspension, mg/L; Chl-a – Chlorophylle a, µg/L; microcystine MC LR (µg/L)

Comparaison inter-stations et inter-mois des densités des principaux genres

Les résultats du test Kruskal-Wallis relatifs à la comparaison des médianes de chacun des douze genres pour les facteurs : « station » et « mois » sont synthétisés dans le tableau 15.

Les résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis montrent l'existence, entre les mois, de différences significatives ($p < 0.0001$) pour chacun des genres collectés dans les eaux de l'Oubeira (Avril 2015 - Mars 2016) sauf pour *Pseudanabaena* ($p \geq 0.05$). En ce qui concerne la comparaison, entre les stations, des médianes des densités des principaux genres de cyanobactéries collectés dans les eaux de l'Oubeira, les résultats du test de Kruskal-Wallis font apparaitre l'absence de de différences significatives ($p \geq 0.05$) entre les stations, durant le cycle d'étude.

Tableau 15 : Comparaison des médianes des densités des principaux genres de cyanobactéries collectés dans les eaux de l'Oubeira

	Inter station			Inter mois		
Paramètres	χ^2	p	ddl	χ^2	P	ddl
<i>Microcystis</i> (cells/mL)	3.53	0.96	10	120.28	0.00	11
<i>Oscillatoria</i> (cells/mL)	12.26	0.26	10	44.16	0.00	11
<i>Synechococcus</i> (cells/mL)	6.94	0.73	10	49.55	0.00	11
<i>Dolichospermum</i> (cells/mL)	6.02	0.81	10	63.43	0.00	11
<i>Aphanizomenon</i> (cells/mL)	6.68	0.75	10	79.97	0.00	11
<i>Pseudanabaena</i> (cells/mL)	7.19	0.70	10	88.08	3.94	11
<i>Woronichinia</i> (cells/mL)	2.56	0.98	10	106.92	0.00	11
<i>Planktothrix</i> (cells/mL)	0.61	1	10	123.73	0.00	11
<i>Cylindrospermopsis</i> (cells/mL)	5.44	0.85	10	100.36	0.00	11
<i>Gloeocapsa</i> (cells/mL)	6.87	0.73	10	80.38	0.00	11
<i>Aphanocapsa</i> (cells/mL)	2.96	0.98	10	103.54	0.00	11
<i>Cylindrospermum</i> (cells/mL)	2.05	0.99	10	105.46	0.00	11

[χ^2 = valeur khi-carré; ddl= le degré de liberté; p-value=valeur probabilité; (p<0.05)]

Analyse en composantes principales (ACP)

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) comme une approche descriptive préliminaire et exploratoire a permis de visualiser la structuration de la variation temporelle et spatiale, au niveau des eaux superficielles du lac Oubeira, fonction de onze variables biotiques et abiotiques mesurées: température de l'eau (T), pH, l'oxygène dissous (DO), conductivité (cond), la matière en suspension(MES), la transparence (Trans), les nitrates (NO₃-N), les nitrites (NO₂-N), l'ammonium (NH₄-N), les orthophosphates (PO₄-P), la chlorophylle-a (Chl-a) et les densités des genres de cyanobactéries (*Microcystis*, *Aphanocapsa*, *Synechococcus*, *Pseudanabaena*, *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Cylindrospermum*, *Gloeocapsa*, *Oscillatoria*, *Woronichinia*)

L'ACP a été utilisée comme un outil de modélisation des relations linéaires entre les variables biotiques et abiotiques afin de caractériser la qualité des eaux superficielles du lac Oubeira. Il est à souligner, que les variables "densité des genres de cyanobactéries" ont été utilisées comme variables quantitatives supplémentaires dans la réalisation de l'ACP à l'aide du package FactoMineR.

Le plan factoriel des deux premiers axes principaux présente clairement une variation inter-mois, dont les deux axes expliquent ensemble 53,02% de cette variation totale (Fig. 61).

Le premier axe explique 30,01% de la variation totale ; il est corrélé positivement avec les variables T ($r=0,73$; $\cos^2= 0,54$), NO_3 ($r=0,72$; $\cos^2=0,52$), PO_4 ($r=0,71$; $\cos^2= 0,51$), NH_4 ($r=0,64$; $\cos^2= 0,41$) ; *Microcystis* ($r=0,59$; $\cos^2= 0,35$) ; *Planktothrix* ($r=0,54$; $\cos^2= 0,29$), MES ($r=0,45$; $\cos^2= 0,20$). Cet axe est, par ailleurs, négativement corrélé avec la DO ($r = -0,78$; $\cos^2= 0,61$), *Aphanizomenon* ($r= -0,38$; $\cos^2= 0,14$) et *Woronichinia* ($r= -0,37$, $\cos^2= 0,14$).

Le deuxième axe explique 23.01% de la variation totale ; cet axe est corrélé positivement avec la variable Cond ($r=0,82$, $\cos^2= 0,68$), Chlorophylle a ($r=0,57$, $\cos^2= 0,33$), pH ($r= 0,53$, $\cos^2= 0,28$), *Pseudanabaena* ($r=0,48$, $\cos^2= 0,23$), *Dolichospermum* ($r=0,45$, $\cos^2= 0,21$), *Cylindrospermopsis* ($r=0,37$, $\cos^2= 0,14$), *Oscillatoria* ($r=0,35$, $\cos^2= 0,12$). Sur le pôle négatif de l'axe 2 se projette Trans ($r = -0,75$, $\cos^2= 0,57$).

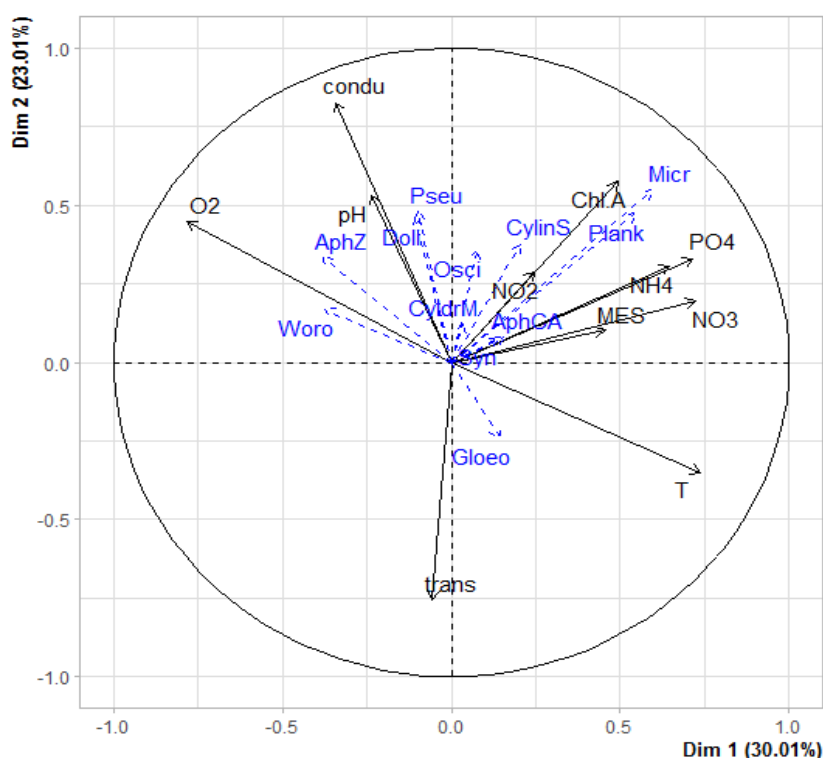


Figure 61 : Cercle de corrélations des variables environnementales avec les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales standardisée au niveau des eaux de l'Oubeira. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 30.01%, axe 2 : 23.01%.

En ce qui concerne la variation temporelle (Fig. 62), sur l'axe 1 nous notons la projection du mois d'août, caractérisé par les T° et les teneurs en nutriments élevées, sur le pôle positif et celle des mois de décembre, janvier, février et mars, qui montrent des teneurs en OD élevées, sur le pôle négatif. Sur le pôle positif de l'axe 2 se projettent les mois de septembre, octobre et novembre durant lesquels la conductivité est la plus élevée et sur le pôle négatif se projettent les mois d'avril, mai, juin et juillet qui abritent des eaux assez transparentes.

En ce qui concerne La distribution spatiale, Sur l'axe 1 se projettent les stations S8 et S9 sur le pôle positif les stations S4 et S10 sur le pôle négatif.

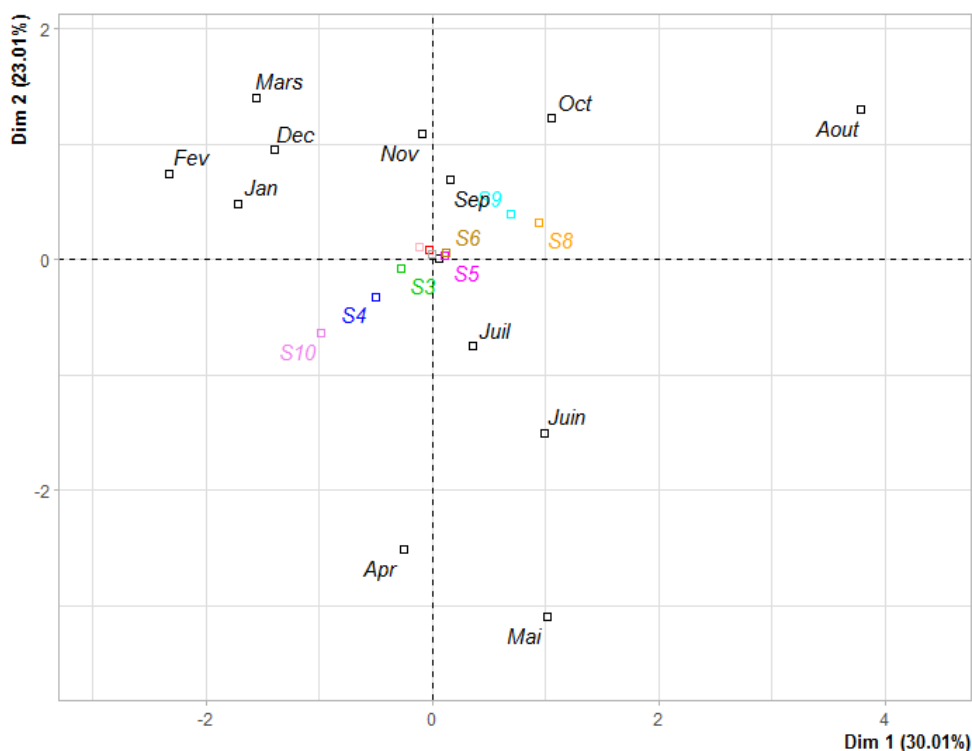


Figure 62 : Projection des mois et des stations sur les deux premiers axes de l'ACP standardisée.
Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 31.01%, axe 2 : 23.01%.

✚ Corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques

Nous avons calculé les coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN r entre les variables biotiques et abiotiques prises deux à deux pour l'ensemble des stations au cours de la période d'étude (Avril 2015 - Mars 2016) dans les eaux de l'Oubeira. Les résultats de cette analyse sont présentés dans la figure 63. (Tableau 02 en annexe 02).

L'examen de la figure 63, nous a permis de constater que :

*Que *Microcystis* montre une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec Chl a, NH_4 , NO_2 , NO_3 , T° , *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Cylindrospermopsis*, *Pseudanabaena* ; *Microcystis* entretient une corrélation positive hautement significative ($p \leq 0,001$) avec PO_4 et pH et significative ($p \leq 0,05$) avec *Oscillatoria*, *Synechococcus* et *Aphanocapsa*. Le genre *Microcystis* est, par ailleurs, corrélé négativement avec Trans et *Woronichinia* ($p \leq 0,0001$), avec *Aphanizomenon* ($p \leq 0,001$) et avec l'oxygène dissous ($p \leq 0,05$).

**Planktothrix* entretient une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la T° , NH_4 , NO_3 , Chl a, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Cylindrospermopsis*, mais elle est hautement significative ($p \leq 0,001$) avec NO_2 , PO_4 , pH, *Cylindrospermum*, et significative ($p \leq 0,05$) avec *Aphanocapsa*, *Synechococcus*, *Pseudanabaena*, *Oscillatoria*. Des corrélations négatives sont notées entre *Planktothrix* et la Transparence ($p \leq 0,05$), entre *Planktothrix* et *Aphanizomenon* ($p \leq 0,01$) et entre *Planktothrix* et l'oxygène dissous et entre *Planktothrix* et *Woronichinia* ($p \leq 0,0001$).

*La corrélation positive de *Pseudanabaena* est très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la conductivité, l'oxygène dissous, la chlorophylle a, *Microcystis*, *Dolichospermum* et *Cylindrospermopsis* ; elle est hautement significative ($p \leq 0,001$) avec NO_2 et *Aphanocapsa* mais seulement significative ($p \leq 0,05$) avec *Oscillatoria*, *Planktothrix* et *Aphanizomenon*. Par ailleurs, *Pseudanabaena* est corrélé négativement avec la transparence et la T° ($p \leq 0,0001$) avec *Gloeocapsa* ($p \leq 0,001$) et avec *Synechococcus* et *Cylindrospermum* ($p \leq 0,05$).

**Dolichospermum* montre une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec le pH et Chl a, *Microcystis*, *Planktothrix* et *Pseudanabaena* ; elle est hautement significative ($p \leq 0,001$) avec NO_2 , oxygène dissous, conductivité, *Oscillatoria*, *Synechococcus* et significative ($p \leq 0,05$) avec NH_4 , NO_3 et *Cylindrospermopsis*. *Dolichospermum* est, en revanche, corrélé négativement avec la transparence ($p \leq 0,001$) et *Gloeocapsa* ($p \leq 0,05$).

*Le genre *Cylindrospermopsis* entretient une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la conductivité, NO_2 , Chl a, *Microcystis*, *Pseudanabaena*, *Planktothrix*, hautement significative ($p \leq 0,001$) avec PO_4 et significative ($p \leq 0,05$) avec NO_3 et *Dolichospermum*. Cette corrélation de *Cylindrospermopsis* est négative avec la transparence et *Cylindrospermum* ($p \leq 0,0001$), avec *Gloeocapsa* ($p \leq 0,001$) et avec *Synechococcus* et *Woronichinia* ($p \leq 0,05$).

*La corrélation de *Cylindrospermum* est négative avec *Cylindrospermopsis* ($p \leq 0,0001$), avec NO_2 et la conductivité ($p = 0,001$), avec MES, *Pseudanabaena*, *Woronichinia* ($p \leq 0,05$). Le genre *Cylindrospermum* est, en revanche, positivement corrélé avec la T° , le pH et la transparence ($p \leq 0,0001$), avec NH_4 , Chl a et *Planktothrix* ($p \leq 0,001$) et avec *Oscillatoria* et *Synechococcus* ($p \leq 0,05$).

*Que le genre *Aphanizomenon* est corrélé négativement avec la T° et *Planktothrix* ($p \leq 0,0001$), avec *Microcystis* et NO_3 ($p \leq 0,001$) et avec NO_2 ($p \leq 0,05$) ; *Aphanizomenon* est positivement corrélé avec la conductivité, l'oxygène dissous et *Woronichinia* ($p \leq 0,0001$) et avec le pH et *Pseudanabaena* ($p \leq 0,05$).

*Le genre *Aphanocapsa* montre une corrélation positive avec Chl a et *Oscillatoria* ($p \leq 0,0001$), avec *Pseudanabena* ($p \leq 0,001$) et avec MES, *Microcystis* et *Planktothrix* ($p \leq 0,05$).

*Le genre *Oscillatoria* est corrélé positivement avec *Microcystis*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena* et *Cylindrospermum* ($p \leq 0,05$), et avec Chl a et *Dolichospermum* ($p \leq 0,001$) et avec NH_4 et *Aphanizomenon* ($p \leq 0,0001$).

**Synechococcus* entretient une corrélation négative significative ($p \leq 0,05$) avec *Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis* et *Pseudanabaena* ; Il est en revanche positivement corrélé avec le pH ($p \leq 0,001$) avec la T° , Chl a, *Dolichospermum*, *Gloeocapsa* ($p \leq 0,01$) et avec *Microcystis*, *Planktothrix* et *Cylindrospermum* ($p \leq 0,05$).

**Woronichinia* montre une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la conductivité, l'oxygène dissous et *Aphanizomenon* ; en revanche, des corrélations négatives très hautement significative ($p \leq 0,0001$) sont notées avec la T° , NO_3 , Chl a *Planktothrix* et *Microcystis* et significatives ($p \leq 0,05$) avec NO_2 , NH_4 , *Cylindrospermum*, *Cylindrospermopsis* et *Gloeocapsa*.

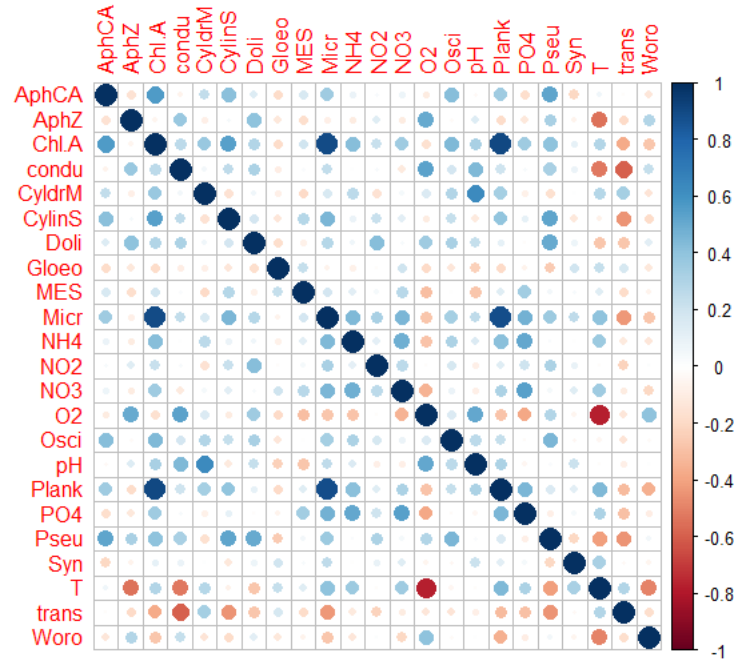


Figure 63 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 23 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative

+ Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

■ De la variabilité inter-mois

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les mois, au niveau du lac Oubeira (Fig. 64), montre qu'il existe des divergences entre les douze mois par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés.

Nous pouvons distinguer trois groupes (clusters) plus ou moins homogènes : Le premier cluster englobe les mois d'août, septembre, octobre et novembre ; ces derniers se caractérisent par des T° assez élevées, les plus fortes teneurs en chlorophylle-a, les plus fortes biomasses de cyanobactéries (*Oscillatoria*, *Synechococcus*, *Cylindrospermopsis*, *Cylindrospermum*, *Aphanocapsa* et plus particulièrement les genres *Microcystis* et *Planktothrix*).

Le deuxième cluster regroupe les mois de printemps ou les eaux sont assez transparentes (avril-mai) ; en juillet prolifère le genre *Gloeocapsa*.

Le troisième cluster regroupe les mois les plus froids (de décembre à mars) ou les T° sont basses, l'oxygène dissous et le pH élevés ainsi que la conductivité ; à cette période nous notons la prolifération des genres *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Pseudanabaena* et *Woronichinia*.

En général, la typologie des dendrogrammes obtenus par l'CAH concorde avec les plans factoriels des ACP sur la variation des paramètres biotiques et abiotiques et sur la structuration de la variation inter-mois des variables abiotiques et biotiques.

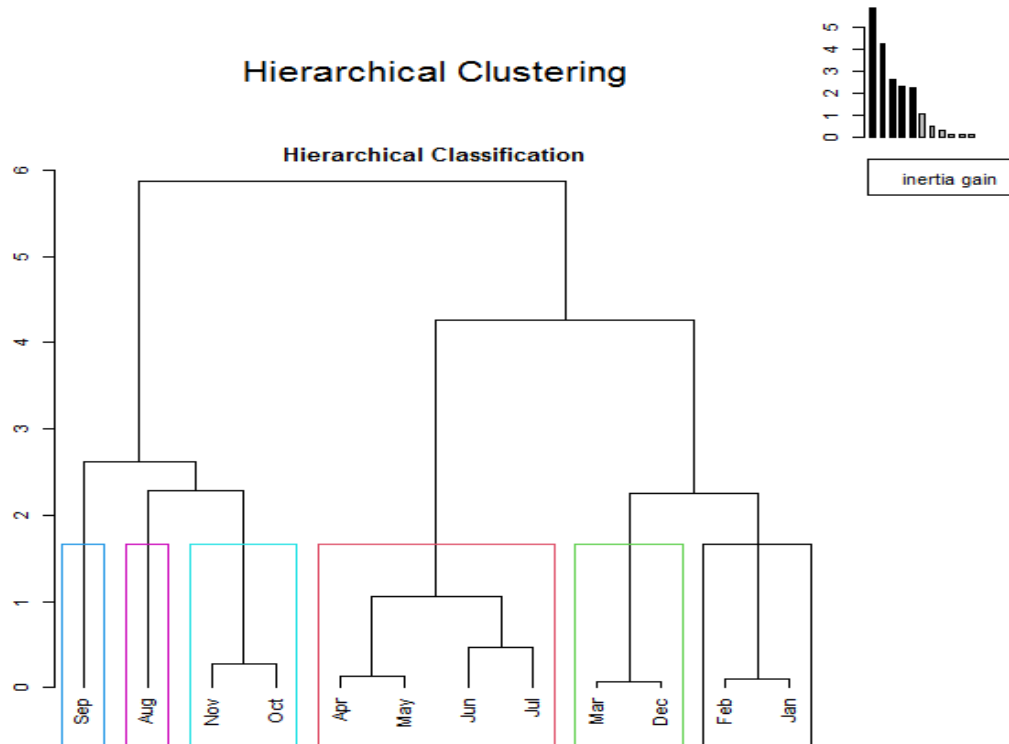


Figure 64 : Classification ascendante hiérarchique des douze mois d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques

▪ De la variabilité inter-station

La (Fig. 65) montre le dendrogramme issu de la CAH basée sur la variation inter-stations des paramètres biotiques et abiotiques.

L'examen de ce dendrogramme indique l'existence de deux clusters. Le premier cluster englobe les stations S5, S6, S9 et S8 ; cette zone abrite des concentrations élevées en nutriments qui caractérisent une zone eutrophe ; cela se traduit par la présence, dans cette partie du lac, de densités élevées de cyanobactéries et de fortes concentrations en chlorophylle-a.

Le deuxième cluster regroupe le reste des stations ; la station S10 se caractérise par ses faibles densités de cyanobactéries ; quant aux autres stations, elles abritent les teneurs en chlorophylle a les plus basses.

En général, la typologie des dendrogrammes obtenus par l'CAH concorde avec les plans factoriels des ACP sur la variation des paramètres biotiques et abiotiques et sur la structuration de la variation inter-mois et inter-stations au niveau du lac Oubeira.

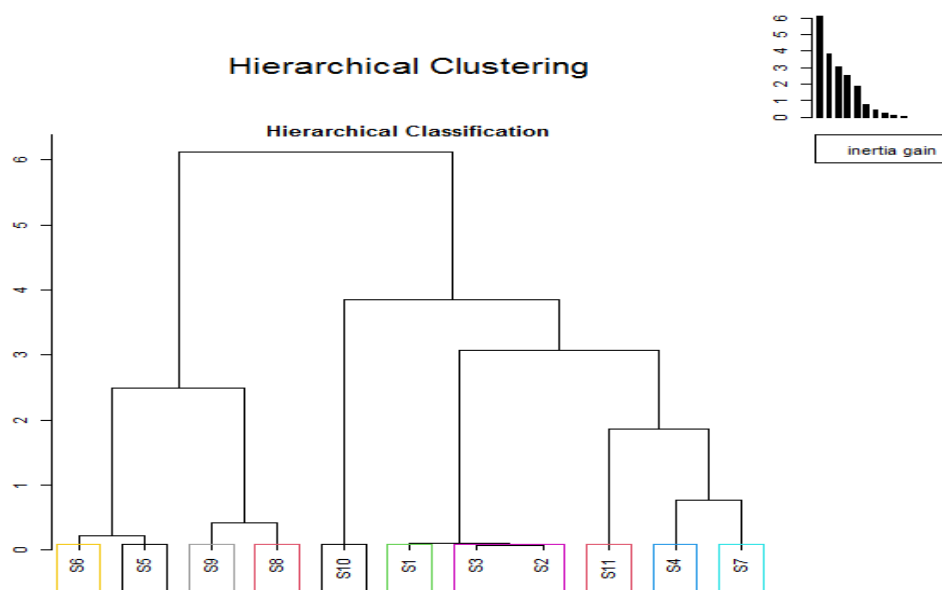


Figure 65 : Classification ascendante hiérarchique des stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotique et abiotique (Oubeira).

3-4. Variations saisonnières des paramètres physico chimiques des eaux de l'Oubeira

3-4.1. Température

Les eaux de l'Oubeira montrent des T° comprises entre 11 et 31°C ; L'écart entre la T° minimale et maximale est de l'ordre de 19°C. La T° moyenne saisonnière est de l'ordre de 11.87°C en hiver, 26.43°C au printemps, 30.89°C en été et 18.36°C en automne. Des T° de moins de 20°C sont enregistrées en hiver et en automne et celles de plus de 25°C au printemps et en été.

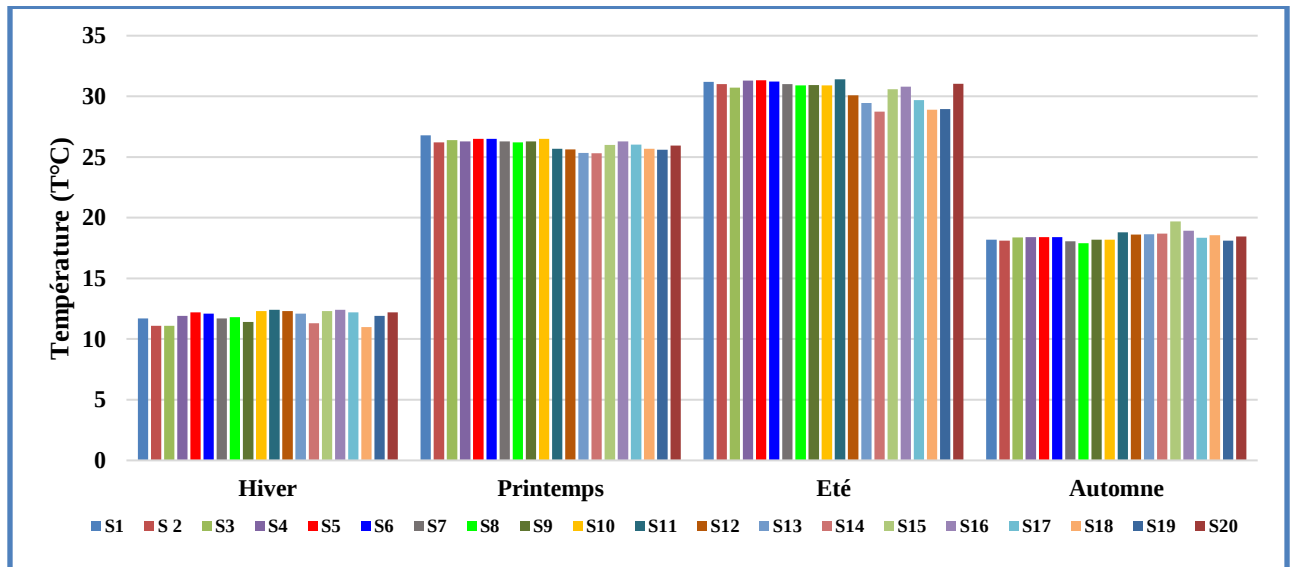


Figure 66 : Variations saisonnières de la température des eaux du lac Oubeira

Les eaux les plus froides sont rencontrées dans les parties Sud (S14 et S18) et Ouest (S19) du lac. Les eaux les plus chaudes se répartissent selon un axe Nord-Sud-Est (S15, S6, S16, S5, S4, S1) et occupent aussi la partie Nord-Ouest du lac (S10, S11, S20). Les eaux qui montrent des T° intermédiaires occupent toute la partie Nord-Est (S2, S3, S12, S13, S7) du lac et s'interposent entre les eaux froides et les eaux chaudes dans la partie Ouest du lac (S8, S9 et S17). En termes de superficie, les eaux chaudes occupent environ le tiers de l'Oubeira (Fig.67).

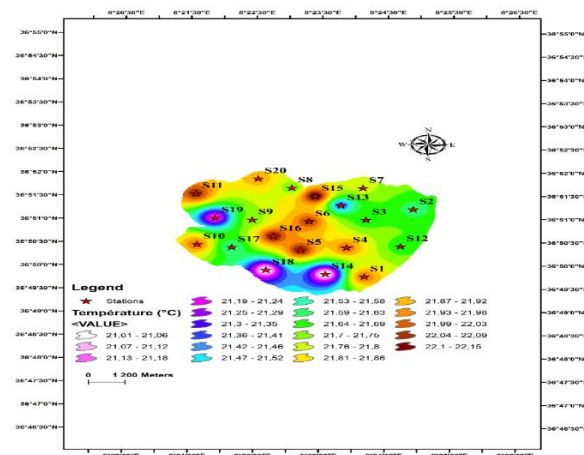


Figure 67 : Distribution spatiale de la température des eaux de l'Oubeira

3-4.2. Oxygène dissous

Les eaux de l'Oubeïra montrent les teneurs en oxygène dissous comprises entre 4 et 11 mg/L. Dans les stations échantillonnées, les teneurs en OD les plus basses sont rencontrées en période estivale ; elles varient de 4 à 6 mg/L (moyenne = 5.5 mg/L $\pm$ 0.59). Les teneurs en OD les plus élevées sont enregistrées en période hivernale ; elles fluctuent entre 10 et 11 mg/L et leur moyenne est de l'ordre de 10.59 mg/L $\pm$ 0.54. Au printemps, les teneurs en OD sont comprises entre 6 et 7 mg/L (la moyenne étant de l'ordre de 6.3 mg/L $\pm$ 0.36) mais en période automnale, la présence de l'OD dans les eaux est légèrement plus élevée que celle relevée au printemps ; les teneurs varient de 8 à 9 mg/L (la moyenne atteint 8.5 mg/L $\pm$ 0.5).

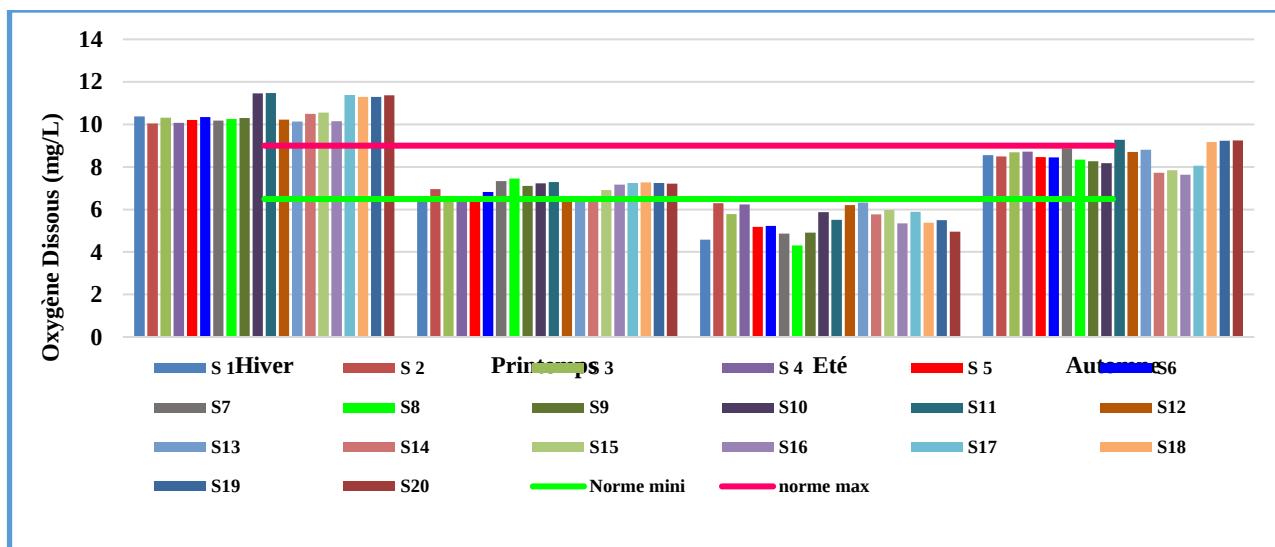


Figure 68 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux du lac Oubeïra

Il ressort de la carte de distribution spatiale des teneurs en OD qu'en termes de superficie, les eaux les plus oxygénées occupent moins du tiers de la surface du plan d'eau ; cette zone comprend les parties Est (S11, S19, S10), Nord-Est (S20) et Sud-Ouest (S17, S18). Le tiers le moins oxygéné occupe la partie centrale délimitée dans sa partie Sud par S1 et S14 et dans sa partie Nord par S8 et S7. Quant aux teneurs intermédiaires, elles sont rencontrées dans toute la partie Est du lac (S2, S3, S4, S12, S13).

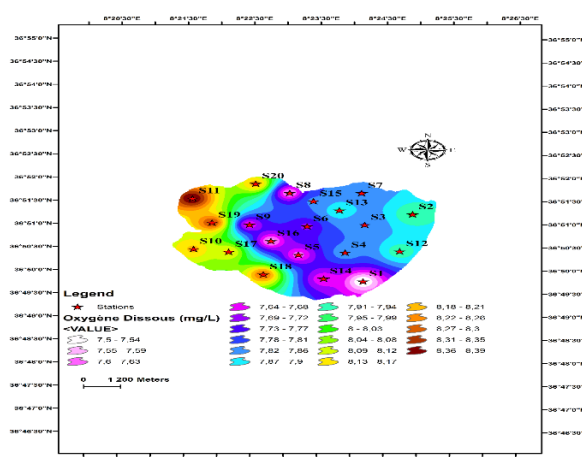


Figure 69 : Distribution spatiale des teneurs en OD relevées dans les eaux de l'Oubeïra

3-4.3. Potentiel d'Hydrogène (pH).

Les eaux du lac Oubeïra sont alcalines (Fig. 70). Les valeurs les plus basses sont enregistrées au printemps et les plus élevées en été. Au printemps, les valeurs du pH fluctuent entre 8.2 et 8.7 ; seules 5 stations sur les 20 affichent des pH de l'ordre de 8.7. C'est en période estivale que 80% des stations abritent des valeurs ≥ 8.7 ($8.5 < \text{pH} < 9.1$). En période hivernale, le pH varie de 8.2 à 9.1; les valeurs ≥ 8.7 sont relevées dans 55% des stations. En automne ce sont 60% des stations qui abritent des pH ≥ 8.7 ($8.2 < \text{pH} < 9.1$).

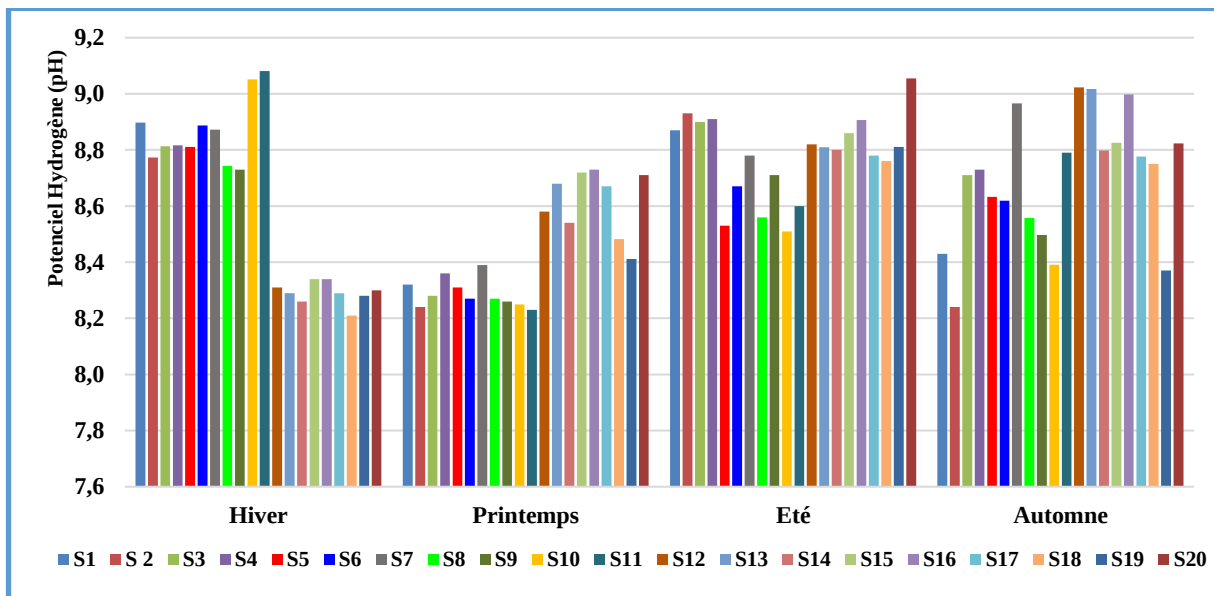


Figure 70 : Variations saisonnières du pH des eaux du lac Oubeïra

Dans le lac Oubeïra, les eaux à pH élevé sont rencontrées dans la moitié Est du lac ; la zone s'étale du Nord-Est (S7, S13 et S15) au Sud-Est (S3, S4 et S12) et Sud-Ouest (S6, S16, S17). Les eaux à pH moins élevé sont situées dans une grande partie de l'Ouest (S10, S19 et S9) et du Sud (S18, S5 et S14) du lac; deux autres points sont localisés au Nord (S8) et au Nord-Est (S2).

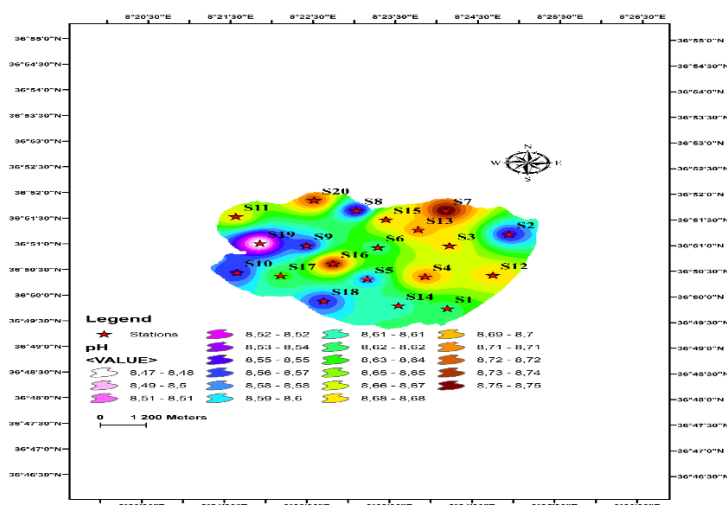


Figure 71 : Distribution spatiale du pH des eaux du lac Oubeïra

3-4.4. Conductivité Électrique

Les valeurs de la conductivité électrique des eaux de l'Oubeira, varient de 477 à 551 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les valeurs les plus basses sont enregistrées au printemps (479,9 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 1,59$) et les plus élevées en hiver (549,55 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 1,43$). Les valeurs de la conductivité restent relativement basses en période estivale (495,35 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 2,13$) et montrent une hausse en période automnale (527,4 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 4,92$). Les valeurs de la conductivité suivent l'ordre croissant suivant : printemps $\leq$ été $\leq$ automne $\leq$ hiver.

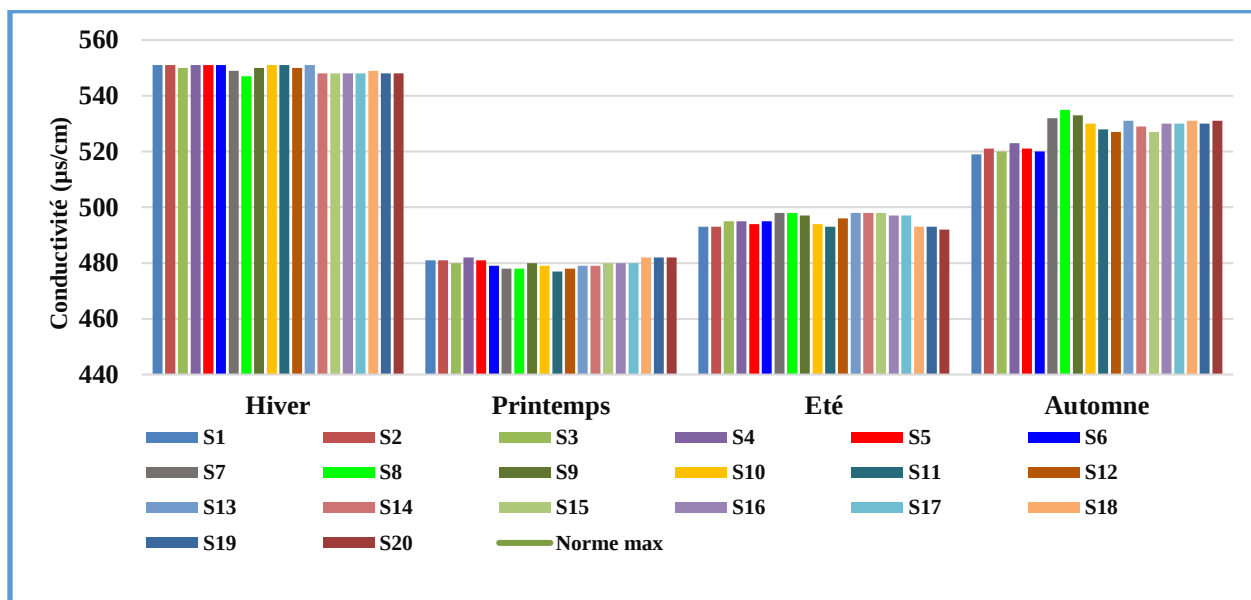


Figure 72 : Variations saisonnières de la conductivité électrique des eaux du lac Oubeira

Les valeurs de la conductivité les plus élevées se situent dans la partie Nord-Est du lac (S2). En revanche, les valeurs les plus basses sont observées dans les parties Nord-Ouest (S11), Sud-Est (S1) et centrale (S3, S4, S5, S6, S12) du lac. Les valeurs intermédiaires occupent la plus grande partie du lac.

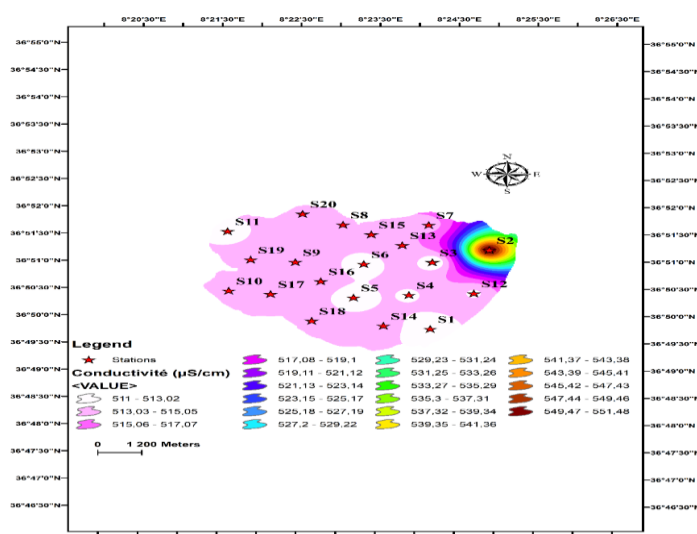


Figure 73 : Distribution spatiale de la conductivité électrique des eaux du lac Oubeira

3-4.5. Matières en suspension (MES)

Les teneurs en MES varient de 51 à 362 mg/L ; elles suivent l'ordre croissant suivant automne (98,8 mg/L $\pm$ 54,23) $\leq$ hiver (116,7 mg/L $\pm$ 67,6) $\leq$ printemps (119,85 mg/L $\pm$ 79,59) $\leq$ été (124,85 mg/L $\pm$ 54,23). En été, les stations qui abritent plus de 100 mg/L de MES représentent 50% ; parmi ces dernières, 7 affichent des teneurs comprises entre 191 et 276 mg/L; en revanche, en automne seuls 30% des stations abritent des teneurs en MES de plus de 100 mg/L ; parmi ces dernières, 3 stations affichent des teneurs de plus de 200 mg/L. Au printemps, 75% des stations présentent des teneurs de plus de 100 mg/L parmi lesquelles sont notés 2 pics de l'ordre de 362 et 309 mg/L dans S8 et S9 respectivement. En hiver, les teneurs en MES de plus de 100 mg/L sont enregistrées dans 50% des stations parmi lesquelles 7 abritent des teneurs comprises entre 147 et 263 mg/L (Fig. 74).

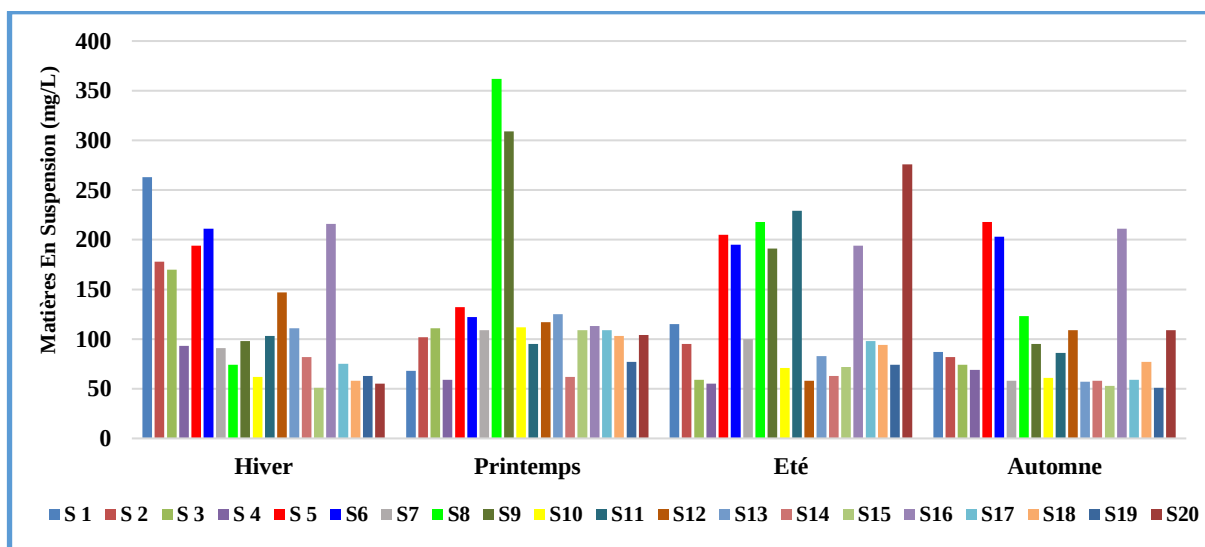


Figure 74 : Variations saisonnières des teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Oubeïra

La figure 87 montre que les eaux les plus chargées en MES occupent 1/3 de la surface du lac selon un gradient Nord-Sud qui comprend les stations S8 et S20 (au Nord) et les stations S9, S6, S5 et S16 (centre du lac). Les eaux moins chargées en MES viennent entourer cette zone (2/3 de la surface du lac).

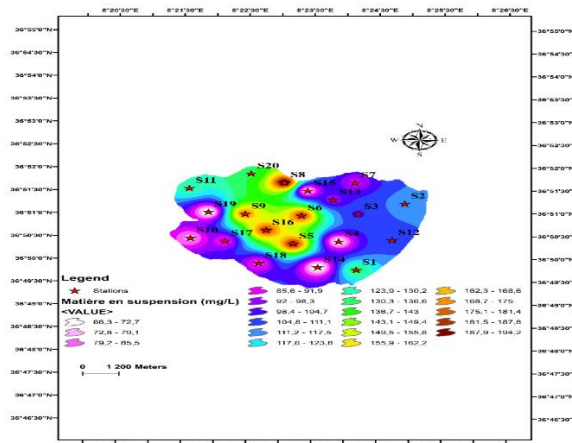


Figure 75 : Distribution spatiale des teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Oubeïra

3-4.6. Transparence

Les valeurs de la transparence des eaux du lac Oubeïra varient de 12.5 à 50 cm ; En période printanière, 80% des stations affichent des valeurs de 50 cm ; la moyenne saisonnière étant la plus élevée ($18.75 \text{ cm} \pm 2.22$). En hiver, la moyenne saisonnière est de l'ordre de $11.25 \text{ cm} \pm 3.58$ du fait que 65% des stations montrent des valeurs de l'ordre de 37.5 cm. En automne, seules 5 stations montrent des valeurs de la transparence de l'ordre de 37.5 cm, faisant ainsi baisser la valeur moyenne de saison à $9.25 \text{ cm} \pm 3.35$. C'est en été que les eaux sont les moins transparentes du fait que 65% des stations affichent des valeurs de 25 cm et la valeur moyenne de saison est de l'ordre de $7.5 \text{ cm} \pm 2.56$).

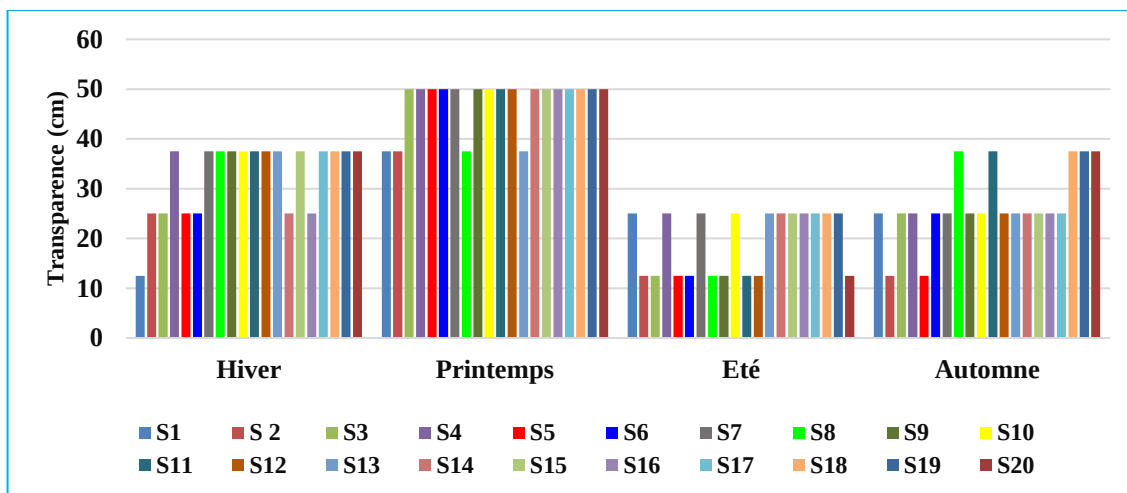


Figure 76 : Variations saisonnières de la transparence des eaux du lac Oubeïra

Il ressort de la figure 77, que les eaux les plus transparentes occupent toute la zone comprenant les parties Nord (S7 et S15), Nord-Ouest (S20), Ouest (S11, S19, S10) et Sud-Ouest (S17, S18). Les eaux les moins transparentes sont localisées dans le Nord-Est (S2, S3), centre (S6, S5) et Sud-Est (S1).

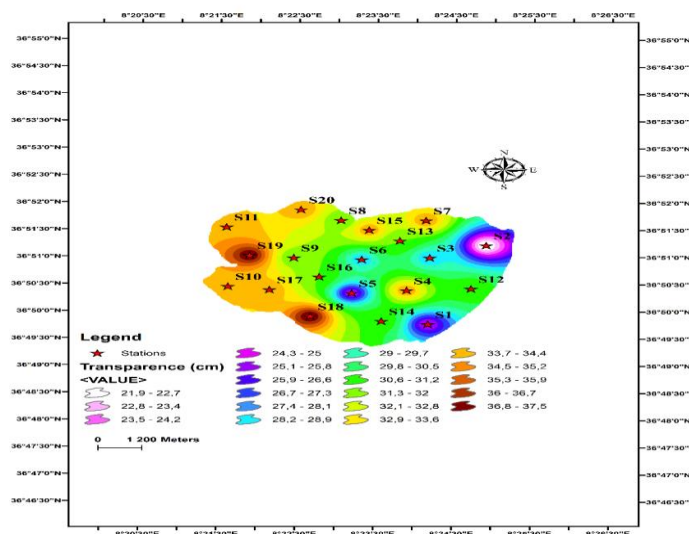


Figure 77 : Distribution spatiale de la transparence des eaux du lac Oubeïra

3-4.7. Nitrates

Les teneurs en nitrates relevées dans les eaux du lac Oubeira varient de 1,6 à 11,49 mg/L. Les teneurs moyennes saisonnières sont de l'ordre de 2,54 mg/L en hiver, 5,01 mg/L au printemps, 5,57 mg/L en été et 4,46 mg/L en automne. En hiver, mis à part le pic de 6,31 mg/L (S19), les teneurs ne dépassent pas 2,70 mg/L. Les teneurs de plus de 4 mg/L représentent 75% au printemps, 80% en été et 100% en automne. Toutefois, les pics de plus de 6 mg/L sont au nombre de 9 et 4 respectivement au printemps et en été (Fig. 78) ; Quant aux teneurs ≥ 10 mg/L elles sont rencontrées au printemps (S8) et en été (S8, S9, S11).

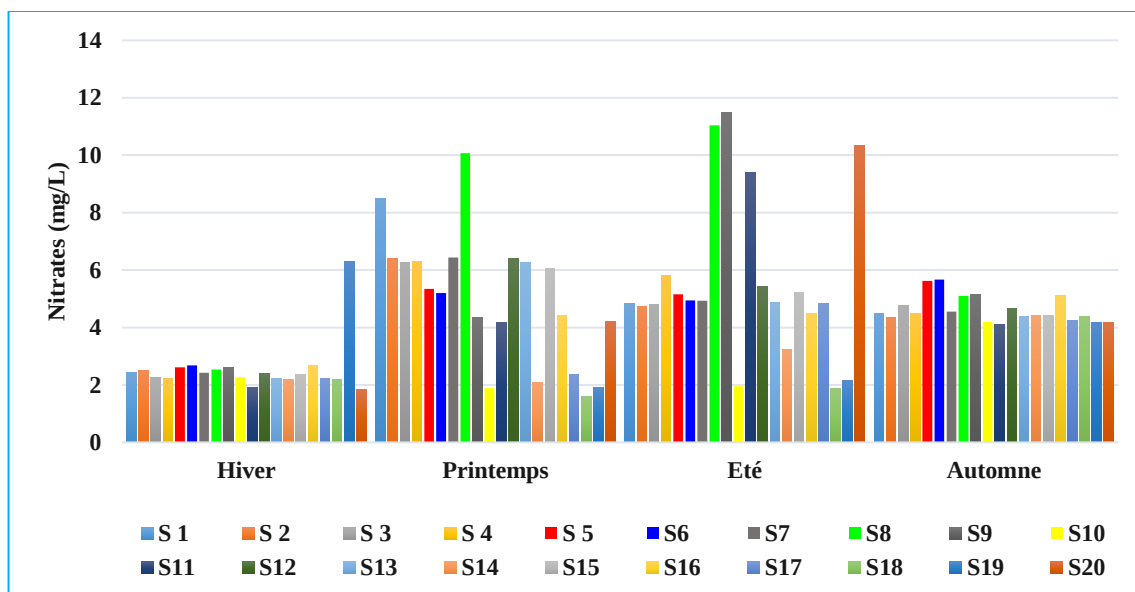


Figure 78 : Variations saisonnières des teneurs en nitrates relevées dans les eaux du lac Oubeira

Il ressort de la figure 79 que la plus forte présence de nitrates est localisée dans la partie Nord du lac selon un axe Nord-Ouest (S8, S20, S9). La plus faible présence de nitrates est rencontrée dans près d'un tiers de la surface du lac (parties Sud-Ouest et Sud). Les teneurs en nitrates intermédiaires occupent la plus grande superficie du lac (Fig. 79).

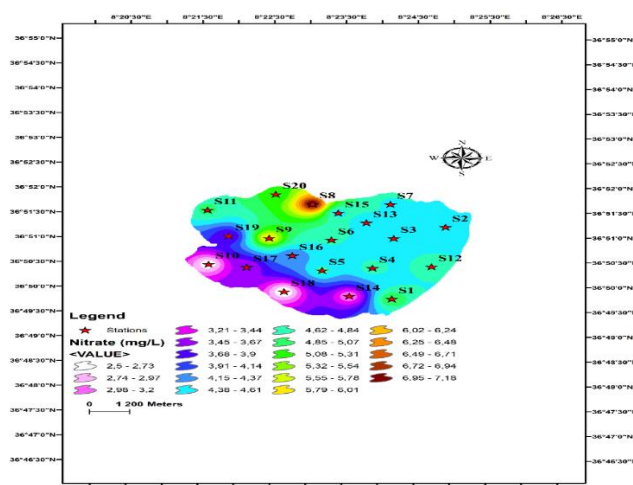


Figure 79 : Distribution spatiale des teneurs en nitrates relevées dans les eaux de l'Oubeira

3-4.8. Nitrites

Les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en nitrites comprises entre 0.16 et 4.72 mg/L (Fig. 80). Les teneurs moyennes saisonnières suivent l'ordre croissant suivant : hiver ($0.46 \text{ mg/L} \pm 0.92$) ≤ au printemps ($1.23 \text{ mg/L} \pm 2.27$) ≤ été ($1.55 \text{ mg/L} \pm 2.82$) ≤ automne ($1.79 \text{ mg/L} \pm 2.47$). En hiver, seul 1 pic de 0.79 mg/L est noté. Les teneurs de plus de 1 mg/L représentent 85% au printemps et en automne et 80% en été ; toutefois la période estivale compte 1 pic de 4.72 mg/L (S11), 7 valeurs de plus de 2 mg/L (S7, S15, S16, S6, S12, S13, S20) contre 2 pics de plus de 2 mg/L en automne (S13, S17) et seulement 1 pic de plus de 1.5 mg/L au printemps (S3).

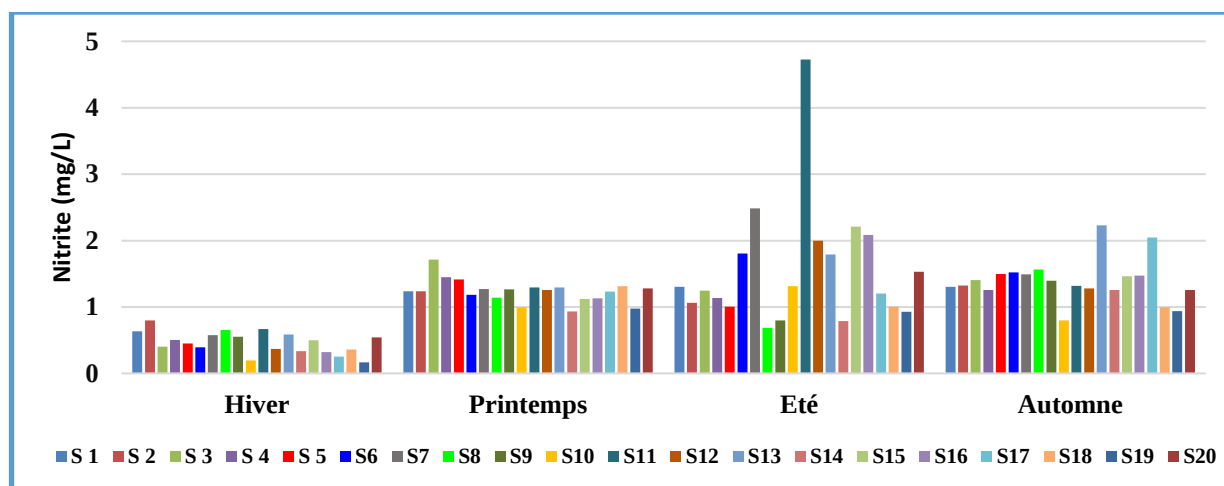


Figure 80 : Variations saisonnières des teneurs en nitrites relevées dans les eaux du lac Oubeira

Dans les eaux de l'Oubeira, les teneurs en nitrites, proches de 2mg/L, sont rencontrées dans S11 (Nord-Ouest du lac) et celles comprises entre 1.5-1.6 mg/L sont présentes dans la partie Nord-Est du lac (S7, S13, S15). Les teneurs de moins de 1 mg/L sont localisées dans les parties Sud-Ouest (S10, S19) et Sud (S18, S14) du lac. Les teneurs intermédiaires occupent les 2/3 du plan d'eau et viennent s'interposer entre les 2 zones décrites plus haut (Fig. 81).

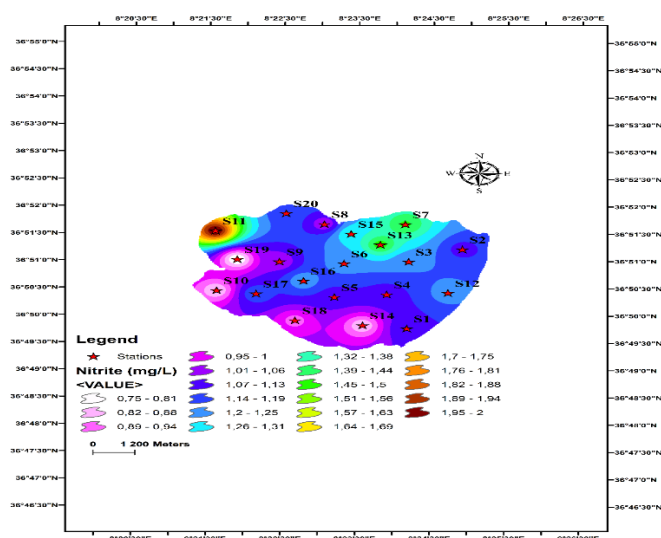


Figure 81 : Distribution spatiale des teneurs en nitrites relevées dans les eaux du lac Oubeira

3-4.9. Ammonium (NH₄⁺)

Les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en ammonium comprises entre 0.3 et 25.8 mg/L ; Les teneurs moyennes saisonnières varient selon l'ordre croissant suivant : hiver (1.52 mg/L ± 1.004) ≤ automne (2.21 mg/L ± 1.79) ≤ printemps (2.76 mg/L ± 1.24) ≤ été (8.47 mg/L ± 7.51). Les stations qui abritent des teneurs en orthophosphates de plus de 2 mg/L représentent 85% en été, 65% au printemps, 45% en automne et 35% en hiver. C'est en été que sont enregistrées des teneurs de plus de 20 mg/L (S8, S9), de plus de 15 mg (S1, S15), de plus de 10 mg/L (S7, S11, S14) et de plus de 5 mg/L (S6, S18). En automne et au printemps sont notés des pics de l'ordre de 7.8 mg/L (S2) et 5.7 mg/L (S7) respectivement (fig.82).

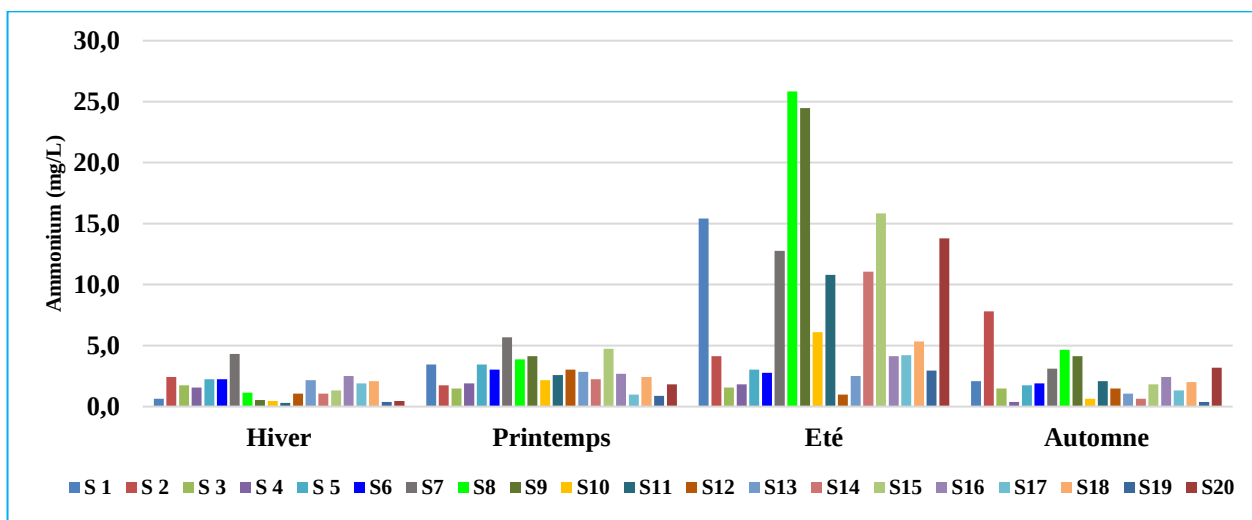


Figure 82 : Variations saisonnières des teneurs en ammonium relevées dans l'Oubeira

L'ammonium montre ses plus fortes teneurs (comprises entre 6 et 9 mg/L) dans la partie Nord (S7, S15, S8, S20) et se prolonge selon un axe Nord-Ouest (S8, S9). Des teneurs plus faibles (≤ 3mg/L) sont rencontrées dans la zone Ouest (S19, S10, S17, S18) et selon un axe Est-Ouest (S12, S3, S4) avec plusieurs prolongements dans la partie centrale du plan d'eau (S13, S6, S5). Moins du tiers de la superficie du lac abrite des teneurs intermédiaires en ammonium.

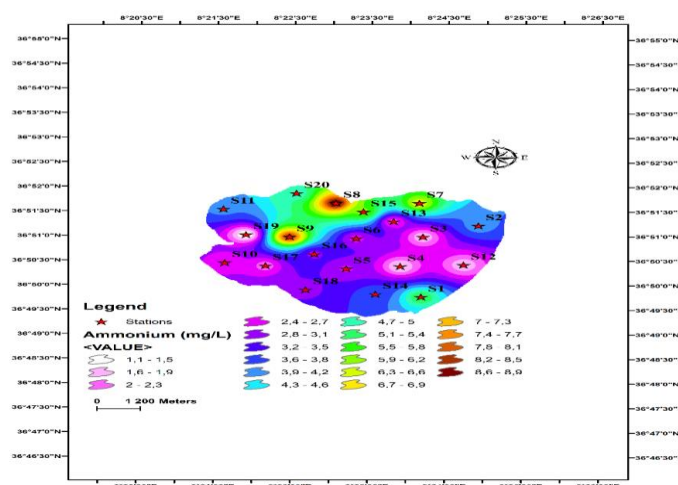


Figure 83 : Distribution spatiale des teneurs en ammonium relevées dans l'Oubeira

3-4.10. Orthophosphates

Dans les eaux de l'Oubeira, les concentrations en orthophosphates varient de 0.7 à 33 mg/L. Les teneurs moyennes saisonnières suivent l'ordre croissant suivant : hiver ($1.94 \text{ mg/L} \pm 1.92$) $\leq$ automne ($1,15 \text{ mg/L} \pm 0.33$) $\leq$ printemps ($2.19 \text{ mg/L} \pm 0.51$) $\leq$ été ($12.19 \text{ mg/L} \pm 9.92$). En hiver, à l'exception de 2 pics de 6,8 et 8,2 mg/L, les teneurs en orthophosphates ne dépassent pas 1.7 mg/L. En automne, les teneurs atteignent 2mg/L (S16) et 1.7mg/L dans S5, S6. Au printemps, le pic est de l'ordre de 3.1 mg/L et les valeurs de plus de 2 mg/L sont présentes dans 65% des stations. En période estivale, les teneurs en orthophosphates atteignent des teneurs de plus de 30mg/L dans S8, S20, de plus de 20 mg/L dans S9 et S11, de plus de 15 mg/L dans S5, S6, S16, de plus de 10 mg/L dans S2, S3, S7, S15 et de plus de 5mg/L dans S1, S4, S12, S13 (Fig. 84).

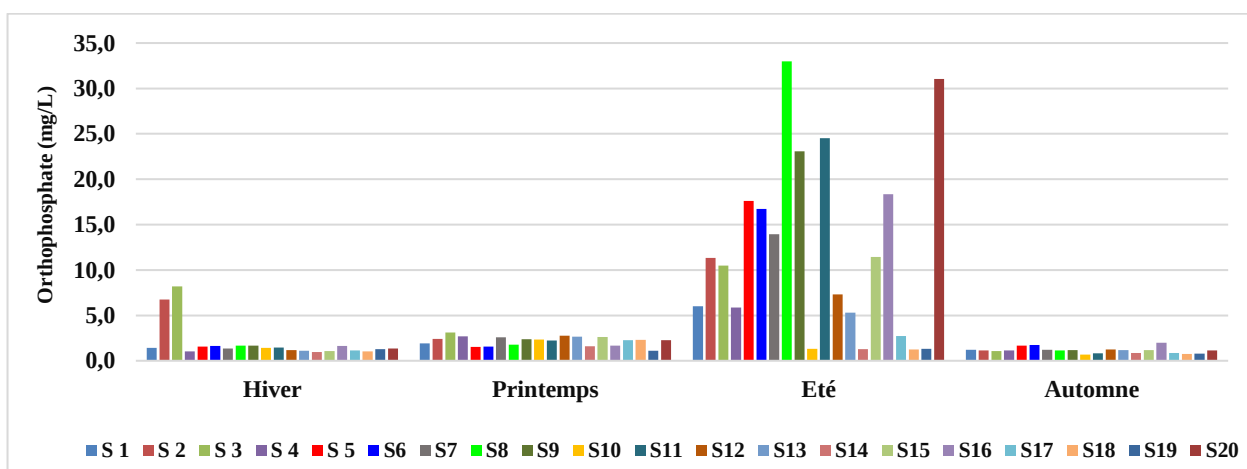


Figure 84 : Variations saisonnières des teneurs de l'ortho-phosphate des eaux de l'Oubeira

Les orthophosphates montrent une présence très forte (entre 7 et 9.5 mg/L) dans la partie Nord-Ouest (S8, S20) ; Les fortes teneurs de la zone Nord-Ouest semblent se diluer dans la partie centrale du lac et donner à ses eaux des teneurs comprises entre 5 et 7 mg/L ; ces dernières vont rencontrer les eaux, à faible teneur en phosphates, des parties Ouest et Sud pour former une zone tampon ou les teneurs seront comprises entre 3 et 5 mg/L (Fig. 85). Les concentrations comprises entre 1 et 3 mg/L sont rencontrées dans les parties Ouest (S19, S10, S17) et Sud (S18, S14).

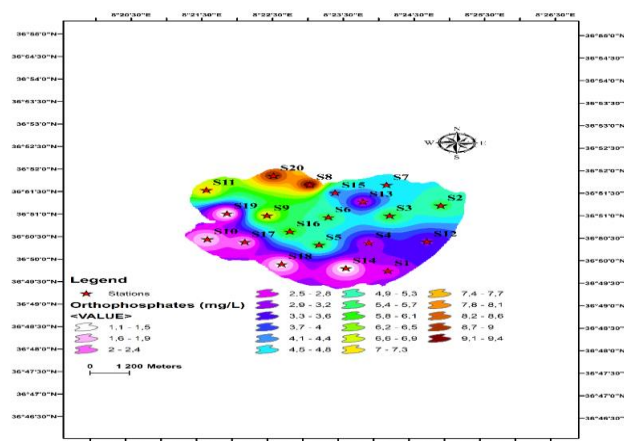


Figure 85 : Distribution spatiale des teneurs en orthophosphates relevées dans l'Oubeira

3-4.11. Chlorophylle-a

Dans les eaux de l'Oubeira, les teneurs moyennes saisonnières en chlorophylle-a suivent l'ordre croissant suivant : hiver ($9.03 \mu\text{g/L} \pm 2.86$) $\leq$ printemps ($18.20 \mu\text{g/L} \pm 4.97$) $\leq$ automne ($105.48 \mu\text{g/L} \pm 48.87$) $\leq$ été ($108.43 \mu\text{g/L} \pm 41.83$). Les teneurs en chl-a ne dépassent pas $15 \mu\text{g/L}$ en hiver et atteignent plus de $20 \mu\text{g/L}$ dans 40% des stations au printemps. En automne, 60% des stations abritent des teneurs en chl-a de plus de $120 \mu\text{g/L}$; parmi lesquelles, 10 affichent des pics de plus de $130 \mu\text{g/L}$. C'est en été que 70% des stations abritent des concentrations en chl-a de plus de $100 \mu\text{g/L}$; deux pics de 179 et $190 \mu\text{g/L}$ sont enregistrés dans S11 et S20 respectivement (fig. 86).

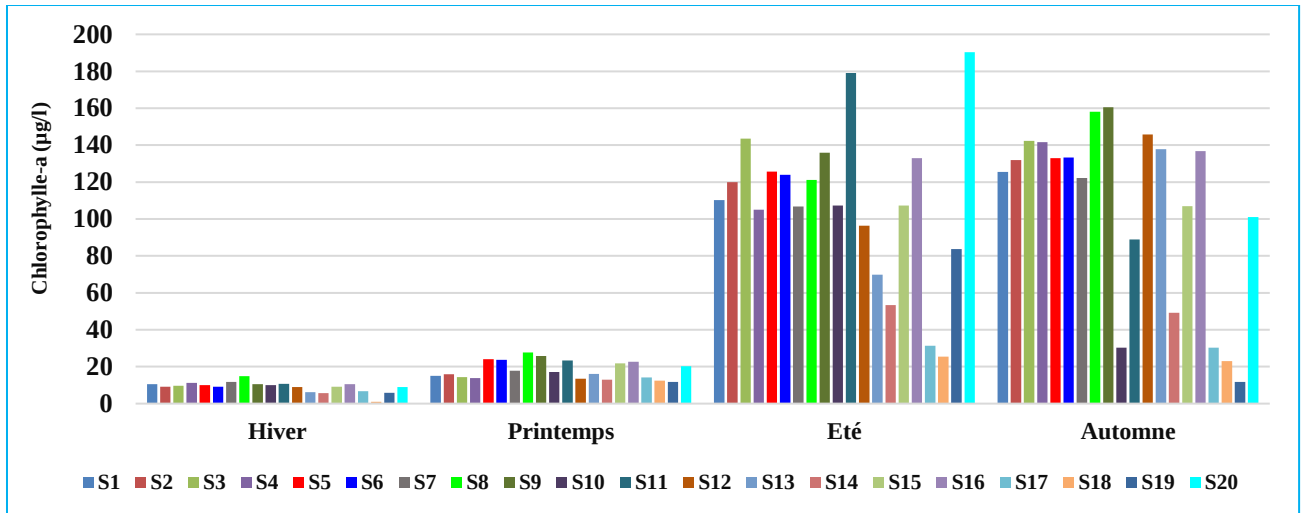


Figure 86 : Variations saisonnières des teneurs en chlorophylle-a relevées dans l'Oubeira

Il ressort de la figure 87, que les eaux de l'Oubeira, abritent les teneurs en chlorophylle-a les plus basses (moins de $45 \mu\text{g/L}$) dans les parties Ouest (S19), Sud-Ouest (S10, S17) et Sud (S18, S14). La zone à forte concentration en chlorophylle a (de 65 à $85 \mu\text{g/L}$) occupe plus des $\frac{3}{4}$ de la superficie du lac (Nord, Nord-Ouest, centre, Est et Sud-Est du lac).

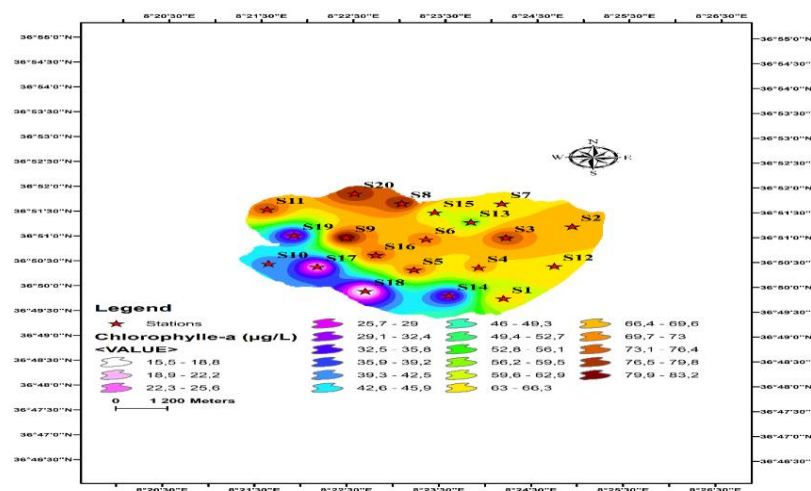


Figure 87 : Distribution spatiale des teneurs en chlorophylle-a relevées dans les eaux de l'Oubeira

3-5. Variations saisonnières des cyanobactéries collectées

3-5.1. Inventaire

L'observation microscopique des cyanobactéries collectées dans les eaux du lac Oubeira nous a permis d'identifier vingt-six (26) genres de cyanobactéries rattachés à cinq ordres : l'ordre des **Synechococcales** (11 genres : *Synechococcus*, *Merismopedia*, *Pseudanabaena*, *Woronichinia*, *Aphanocapsa*, *Synechocystis*, *Limnothrix*, *Coelomorion*, *Leptolyngbya*, *Planktolyngbya*, *Eucapsis*, l'ordre des **Nostocales** (6 genres : *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermum*, *Nostoc*), l'ordre des **Oscillatoriales** (4 genres : *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Phormidium*, *Lyngbya*), l'ordre des **Chroococcales** (4 genres : *Microcystis*, *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Aphanothece*) et l'ordre des **Spirulinales** (1 genre : *Spirulina*).

Tableau 16 : Diversité générique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans le lac Oubeira

Saison	Forme Filamenteuse	Forme Coloniale
Printemps (19 genres)	<i>Pseudanabaena</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Spirulina</i> , <i>Nostoc</i>	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Chroococcus</i> , <i>Synechococcus</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Woronichinia</i> , <i>Eucapsis</i> , <i>Gloeocapsa</i> , <i>Synechocystis</i> , <i>Aphanothece</i> , <i>Coelomorion</i>
Été (19 genres)	<i>Pseudanabaena</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Spirulina</i> , <i>Cylindrospermum</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Limnothrix</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Leptolyngbya</i> , <i>Planktolyngbya</i>	<i>Microcystis</i> , <i>Chroococcus</i> , <i>Synechococcus</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Synechocystis</i> , <i>Coelomorion</i> .
Automne (13genres)	<i>Pseudanabaena</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Lyngbya</i>	<i>Microcystis</i> , <i>Chroococcus</i> , <i>Synechococcus</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Synechocystis</i>
Hiver (10 genres)	<i>Pseudanabaena</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> ,	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Chroococcus</i> , <i>Synechococcus</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Woronichinia</i> ,

Il ressort du tableau 16 que la plus grande diversité en genres est notée au printemps et en été (19 genres durant chaque saison) contre 13 genres en automne et seulement 10 genres en hiver. Nous notons, que les genres de forme coloniale sont plus nombreux que ceux de forme filamenteuse en hiver (6 sur les 10 genres collectés) et au printemps (11 sur les 19 genres collectés). En revanche, la domination des genres de forme filamenteuse est nette en été (13 sur les 19 collectés) et en automne (8 sur les 13 collectés).

3-5.2. Fréquence d'occurrence et abondances relatives des cyanobactéries recensées

Fréquence d'occurrence

Le calcul de la fréquence d'occurrence des genres recensés dans les eaux du lac Oubeira a montré : L'omniprésence de *Microcystis*, la constance de *Pseudanabaena* et *Chroococcus*, la régularité de *Synechococcus*, *Planktothrix* et *Merismopedia*. Tandis que les genres *Dolichospermum*, *Cylindrospermopsis*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, et *Oscillatoria* sont accessoires (Tableau. 17). Le calcul de la fréquence d'occurrence a, également, montré que sur les 26 genres recensés 15 sont rares ; il s'agit de *Woronichinia*, *Synechocystis*, *Limnothrix*, *Coelomorion*, *Leptolyngbya*,

Planktolyngbya, *Eucapsis*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermum*, *Nostoc*, *Phormidium*, *Lyngbya*, *Gloeocapsa*, *Aphanothece*, *Spirulina* (Tableau 17).

Tableau 17 : Fréquence d'occurrence, et abondance relative des genres de cyanobactéries recensés durant les 4 campagnes dans les eaux du lac Oubeira.

N°	Genres	Fréquence d'occurrence (%)	Abondance relative (%)	Observation
01	<i>Microcystis</i>	100	49,34	Omniprésent
02	<i>Pseudanabaena</i>	82,5	4,86	Constant
03	<i>Chroococcus</i>	75	0,03	
04	<i>Synechococcus</i>	71,5	5,71	Régulier
05	<i>Planktothrix</i>	62,5	23,85	
06	<i>Merismopedia</i>	62,5	0,04	
07	<i>Dolichospermum</i>	45	1,75	Accessoire
08	<i>Cylindrospermopsis</i>	43,75	2,21	
09	<i>Aphanizomenon</i>	36,5	1,53	
10	<i>Aphanocapsa</i>	35	0,56	
11	<i>Oscillatoria</i>	35	0,91	
12	<i>Spirulina</i>	23,75	0,58	Rare
13	<i>Synechocystis</i>	23,75	0,005	
14	<i>Gloeocapsa</i>	21,25	2,16	
15	<i>Anabaenopsis</i>	20	4,10	
16	<i>Woronichinia</i>	17	0,62	
17	<i>Cylindrospermum</i>	16,66	1,05	
18	<i>Lyngbya</i>	8,75	0,15	
19	<i>Coelomorion</i>	8,75	0,001	
20	<i>Leptolyngbya</i>	8,75	0,14	
21	<i>Phormidium</i>	7,75	0,15	
22	<i>Limnothrix</i>	6,25	0,09	
23	<i>Aphanothece</i>	1,25	0,10	
24	<i>Eucapsis</i>	1,25	0,04	
25	<i>Nostoc</i>	1,25	0,002	
26	<i>Planktolyngbya</i>	0,51	0,00	

Omniprésent: F% = 100 % ; **Constant**: $75 \leq F\% \leq 100$; **Régulier**: $50 \leq F\% \leq 75$; **Accessoire**: $25 \leq F\% \leq 50$;

Rare: $0 \leq F\% \leq 25$.

Abondance relative

En termes d'abondance relative, les genres dont l'abondance relative dépasse 5% de l'abondance globale sont au nombre de trois : *Microcystis* (49.34%), *Planktothrix* (23.86%), *Synechococcus* (5.71%) qui enregistrent des densités moyennes de l'ordre de 197 251 cells/mL, 95 380 cells/mL et 23 122 cells/mL) respectivement.

Les genres qui montrent des valeurs de l'abondance relative comprises entre 1 et 5 sont *Pseudanabaena* (4.86%, pour une densité moyenne de 19 414 cell/mL), *Anabaenopsis* (4.11%, avec une densité moyenne de 16 416 cell/mL), *Cylindrospermopsis* (2.21%, sa densité moyenne est de 8 853 cell/mL), *Gloeocapsa* (2.16%, avec une densité moyenne de 8 642 cell/mL), *Dolichospermum* (1.75%, présent à une densité moyenne égale à 7 013 cell/mL), *Aphanizomenon* (1.53%, dont la densité moyenne est de l'ordre de 6 135 cell/mL), et *Cylindrospermum* (1,05%, pour une densité moyennes de l'ordre de 4 248 cell/mL).

Les genres dont les valeurs de l'abondance relative varient entre 0.5 et 1% sont *Oscillatoria* (0.91%, avec une densité moyenne de l'ordre de 3 639 cell/mL), *Woronichinia* (0.62%, dont la densité moyennes est de 2 466 cell/mL), *Spirulina* (0.58%, pour une densité moyenne de 2 328 cell/mL) et *Aphanocapsa* (0.56%, ayant une densité moyenne de l'ordre de 2 249 cell/mL).

Les 14 genres pris en considération représentent ainsi 99,25% de l'abondance globale. Les 12 genres restant représentent 0,75 % de la densité globale et porteront l'appellation 'autres'.

3-5.3. Proportions saisonnières des cyanobactéries collectées

Dans les eaux de l'Oubeira, les cyanobactéries sont nettement plus abondantes en été et en automne ou elles représentent respectivement 40,38% et 38,36% de la densité globale. Les densités moyennes sont de l'ordre de 645 785 cell/mL et 614 475 cell/mL respectivement en été et en automne; les proportions printanière et hivernale étant de l'ordre de 14,77% et 6,49% respectivement avec des densités saisonnières moyennes de l'ordre de 236 184 cell/mL et 103 838 cell/mL (Fig. 88).

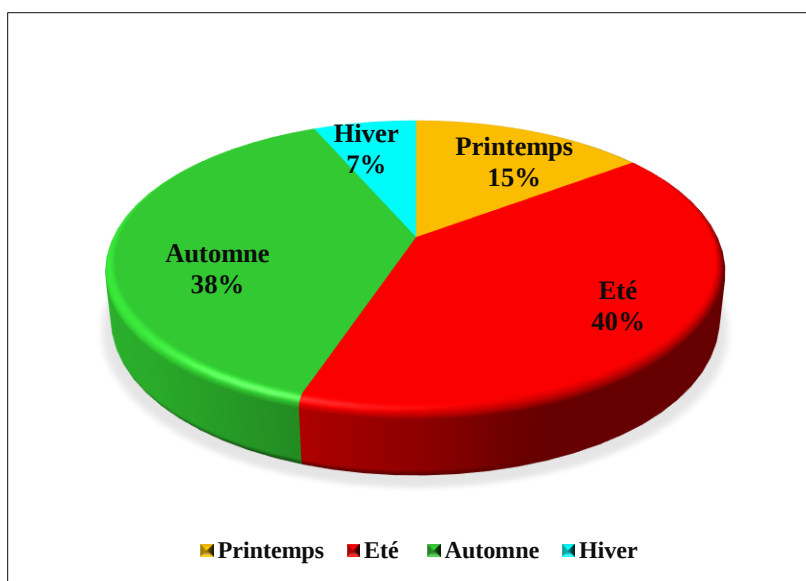


Figure 88 : Proportions saisonnières des cyanobactéries collectées dans les eaux du lac Oubeira

3-5.4. Les cyanobactéries collectées durant la campagne d'hiver

✚ Fréquence d'occurrence

Durant la campagne d'hiver 10 genres ont été recensés dans les eaux du lac Oubeira. Le calcul de la fréquence d'occurrence des genres rencontrés montre l'omniprésence de *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Pseudanabaena* et *Chroococcus*, la constance de *Merismopedia* et la régularité de *Synechococcus*, et *Woronichinia* ; les genres accessoires sont représentés par *Dolichospermum*, *Aphanocapsa* et *Oscillatoria* (tableau 18)

Table 18 : Fréquence d'occurrence et abondance relative des cyanobactéries en période hivernale

Genres	Fréquence d'Occurrence (%)	Abondance relative (%)
<i>Microcystis</i>	100	50,09
<i>Pseudanabaena</i>	100	13,62
<i>Aphanizomenon</i>	100	12,98
<i>Chroococcus</i>	100	0,04
<i>Merismopedia</i>	95	0,05
<i>Woronichinia</i>	65	8,09
<i>Synechococcus</i>	60	7,45
<i>Dolichospermum</i>	45	2,73
<i>Aphanocapsa</i>	35	3,35
<i>Oscillatoria</i>	30	1,62

Omniprésent : F% = 100 % ; **Constant :** $75 \leq F\% \leq 100$; **Régulier :** $50 \leq F\% \leq 75$; **Accessoire :** $25 \leq F\% \leq 50$;
Rare : $0 \leq F\% \leq 25$.

✚ Abondance relative des principaux genres recensés en hiver

En période hivernale, *Microcystis*, *Pseudanabaena* et *Aphanizomenon* représentent plus de 76% de l'abondance globale de saison ; l'addition des abondances relatives des genres qui comptabilisent des valeurs de plus de 1%, tels que *Woronichinia*, *Synechococcus*, *Dolichospermum* nous fait atteindre un total de 99.97% ; les genres *Chroococcus* et *Merismopedia* ne totalisent que 0.07%.

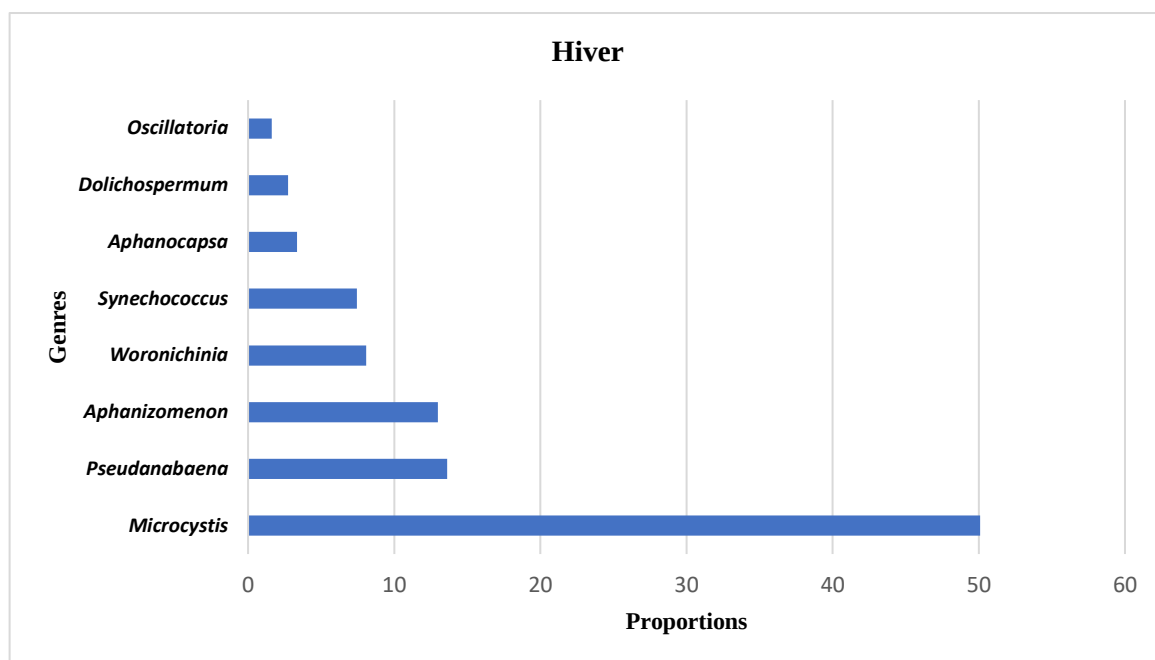


Figure 89 : Proportions des principaux genres collectés durant la campagne d’hiver (lac Oubeira)

Distribution spatiale des principaux genres recensés en hiver

- Durant la campagne d’hiver, parmi les genres recensés, *Microcystis* confirme sa domination aussi bien en termes de fréquence d’occurrence (rencontré dans l’ensemble des échantillons) qu’en termes d’abondance du fait qu’il occupe la première place en représentant plus de 50% de l’abondance globale de saison. Les densités enregistrées par *Microcystis* varient de 9400 à 81000 cell/mL et ce genre montre une densité moyenne de l’ordre de 52 000 cell/mL. Sur les 20 stations qui l’hébergent, la densité la plus basse est notée dans S17, quant aux 19 autres stations qui l’abritent, elles montrent des densités de plus de 40 000 cell/mL; parmi ces dernières, 14 stations abritent des densités de plus de 50 000 cell/mL; les valeurs maximales étant enregistrées dans S1 et S12 (plus de 61 000 et 80 000 cell/mL).

- Parmi les genres recensés en hiver, le genre *Pseudanabaena* est rencontré dans l’ensemble des échantillons et représente, en termes d’abondance 13.62% de l’abondance globale de saison. Les densités enregistrées, par *Pseudanabaena*, dans les différentes stations, varient de 1400 à 25000 cell/mL et sa densité moyenne est de l’ordre de 14144 cell/mL. Le genre *Pseudanabaena* affiche des densités de plus de 20000 cell/mL dans 5 sur les 20 stations (S1, S8, S12, S14 et S15); le plus grand nombre de stations (9 sur les 20) abrite des densités intermédiaires (comprises entre 10 000 et 20 000 cell/mL) et le reste des stations (6/20) héberge les densités les plus basses (moins de 10000 cell/mL).

- Le genre *Aphanizomenon* est assez proche de *Pseudanabaena* ; il est présent dans l’ensemble des stations échantillonnées à des densités comprises entre 2 560 et 31 600 cell/mL et montre une densité moyenne de l’ordre de 13 478 cell/mL; par ailleurs, il représente 12.98% de l’abondance globale de saison. La distribution spatiale du genre *Aphanizomenon* est illustrée par une présence

dans 13 des 20 stations à des densités $\geq 10\,000$ cell/mL) ; parmi ces dernières, des densités de plus de 20 000 cell/mL sont relevées dans S10, S12, S14 et S15.

- Le genre *Woronichinia* bien qu'absent dans 7 des 20 stations échantillonnées, il représente, en termes d'abondance plus de 8% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant la campagne d'hiver. Ses densités varient de 8400 à 23100 cell/mL et il enregistre une densité moyenne de l'ordre de 8400 cell/mL. Le plus grand nombre de stations (10/13) abritent des densités ≥ 10000 cell/mL ; parmi ces dernières des densités de plus de 15000 cell/mL sont relevées dans S6, S11 et S12 (plus de 15000, 19000 et 23000 cell/mL respectivement).

- Durant cette campagne d'hiver, le genre *Synechococcus* n'est rencontré que dans 12 échantillons à des densités comprises entre 1500 et 27800 cell/mL ; en termes d'abondance, il représente 7.45% de l'abondance globale de saison et affiche une densité moyenne de l'ordre de 7730 cell/mL. Des densités de plus de 10000 cell/mL sont notées dans 8 des 12 stations ; parmi ces 8 stations, des densités de plus de 15000 cell/mL sont notées dans S6, S11 et S18 et la densité maximale (plus de 27000 cell/mL) dans S12.

- Le genre *Aphanocapsa* bien que peu rencontré durant cette campagne hivernale (FO = 35%) il représente, néanmoins, 3.35% de l'abondance globale de saison. Les densités relevées, dans les stations qui l'abritent, varient de 2800 à plus de 15000 cell/mL (sa densité moyenne est égale à 3474 Cell/mL). Le plus grand nombre de stations (4/7) hébergent des densités de moins de 10000 cell/mL ; c'est, toutefois, dans S1, S4 et S12 que sont enregistrées des densités de plus de 15000, 14000 et 12000 cell/mL respectivement.

- Le genre *Dolichospermum* représente 2.73% de l'abondance globale de saison en étant présent dans 45% des stations à des densités comprises entre 1400 et 12000 cell/mL et en enregistrant une densité moyenne de l'ordre de 2833 cell/mL. Parmi les 9 stations qui l'abritent c'est dans S6 que le seul pic de plus de 10000 cell/mL est enregistré.

- Le genre *Oscillatoria* est présent dans 7 sur les 20 stations à des densités qui varient de 1600 à 8300 cell/mL ; il montre une moyenne de l'ordre de 1677 cell/mL et représente 1.62% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant la campagne d'hiver. C'est dans S11, S12 et S13 que sont relevées les densités de plus de 7000 cell/mL (Fig. 90).

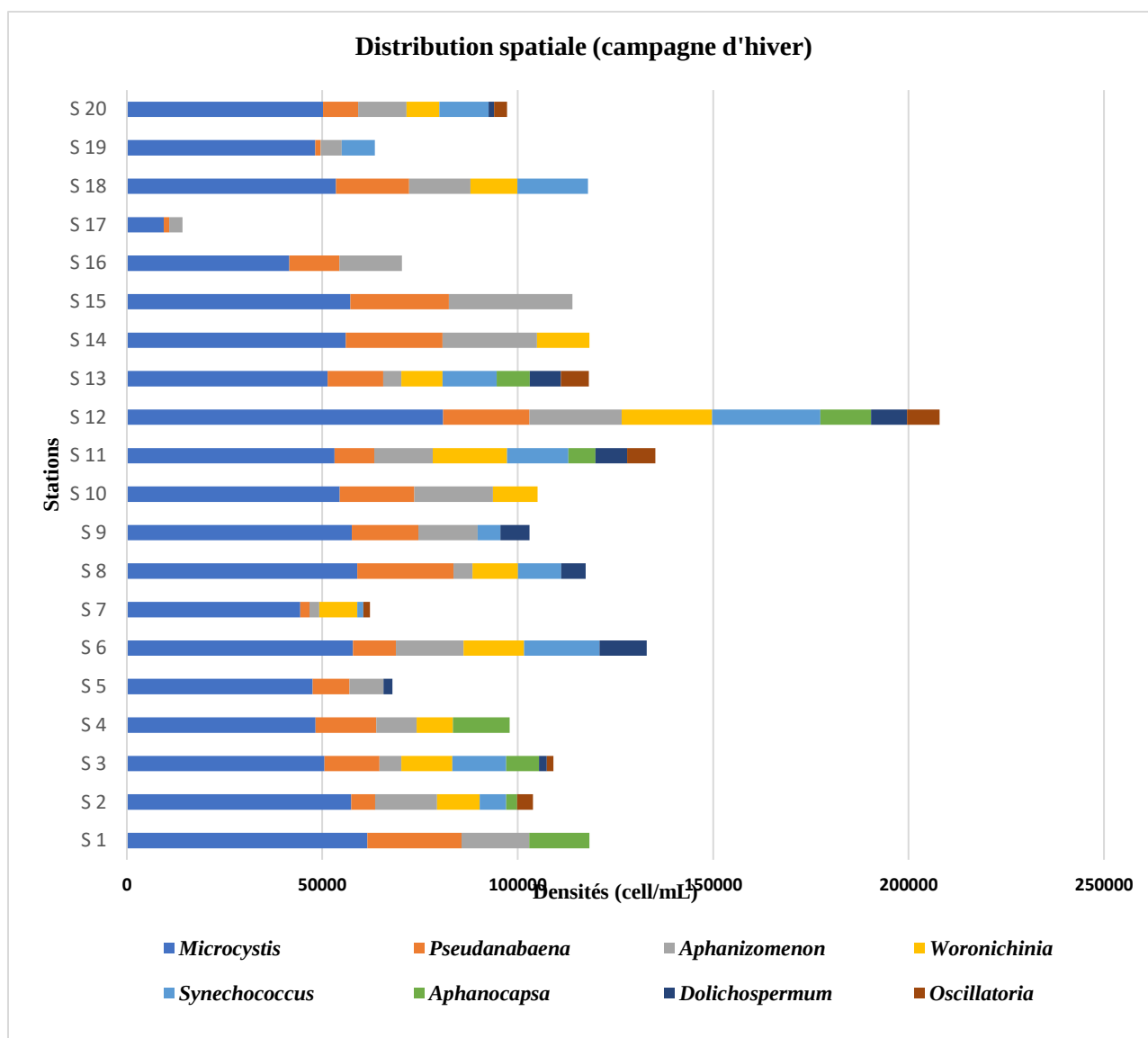


Figure 90 : Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne d’hiver

3-5.5. Les cyanobactéries collectées durant la campagne de Printemps

✚ Fréquence d’occurrence

Le calcul de la fréquence d’occurrence des 19 genres rencontrés dans les échantillons prélevés durant la campagne de Printemps montre l’omniprésence de *Microcystis* et la constance de *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Merismopedia* et *Synechococcus* ; les genres accessoires sont représentés par *Pseudanabaena*, *Planktothrix*, *Synechocystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* et *Spirulina* et ceux considérés comme rares sont *Coelomorion*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Eucapsis*, *Aphanizomenon*, *Woronichinia* et *Nostoc* (tableau 19)

Tableau 19 : Fréquence d'occurrence et abondance relative de l'ensemble des genres de cyanobactéries collectés au printemps dans le lac Oubeira.

Genres	Fréquence d'occurrence (%)	Proportion Saisonnière (%)
<i>Microcystis</i>	100	58,70
<i>Chroococcus</i>	95	0,06
<i>Gloeocapsa</i>	85	14,64
<i>Merismopedia</i>	80	0,17
<i>Synechococcus</i>	75	16,37
<i>Pseudanabaena</i>	45	1,65
<i>Planktothrix</i>	45	1,48
<i>Synechocystis</i>	45	0,01
<i>Dolichospermum</i>	30	1,13
<i>Oscillatoria</i>	30	0,54
<i>Spirulina</i>	25	0,59
<i>Anabaenopsis</i>	20	0,52
<i>Coelomorion</i>	15	0,00
<i>Aphanocapsa</i>	10	2,34
<i>Woronichinia</i>	5	0,62
<i>Aphanothece</i>	5	0,74
<i>Eucapsis</i>	5	0,26
<i>Aphanizomenon</i>	5	0,18
<i>Nostoc</i>	5	0,02

Omniprésent : F% = 100 % ; **Constant :** $75 \leq F\% \leq 100$; **Régulier :** $50 \leq F\% \leq 75$; **Accessoire :** $25 \leq F\% \leq 50$;
Rare : $0 \leq F\% \leq 25$.

Abondance relative des principaux genres recensés

Les valeurs de l'abondance relatives des principaux genres collectés dans les eaux de l'Oubeira durant la campagne de printemps sont consignées dans le tableau 20.

En termes d'abondance, les genres dont l'abondance relative dépasse 5% de l'abondance globale de printemps sont au nombre de trois : *Microcystis* (58.7 %) *Synechococcus* (16.37%) et *Gloeocapsa* (14.64%) ; Les genres dont les valeurs de l'abondance relative sont comprises entre 1 et 5% sont *Aphanocapsa* (2.34%), *Pseudanabaena* (1.65%), *Planktothrix* (1.48%) et *Dolichospermum* (1.13%) ; le groupe autres Printemps (Autres P) représente 3.71% ; il regroupe 12 des 19 genres recensés durant la période printanière ; ces derniers montrent des proportions comprises entre 0.001 et 0.74% (fig.).

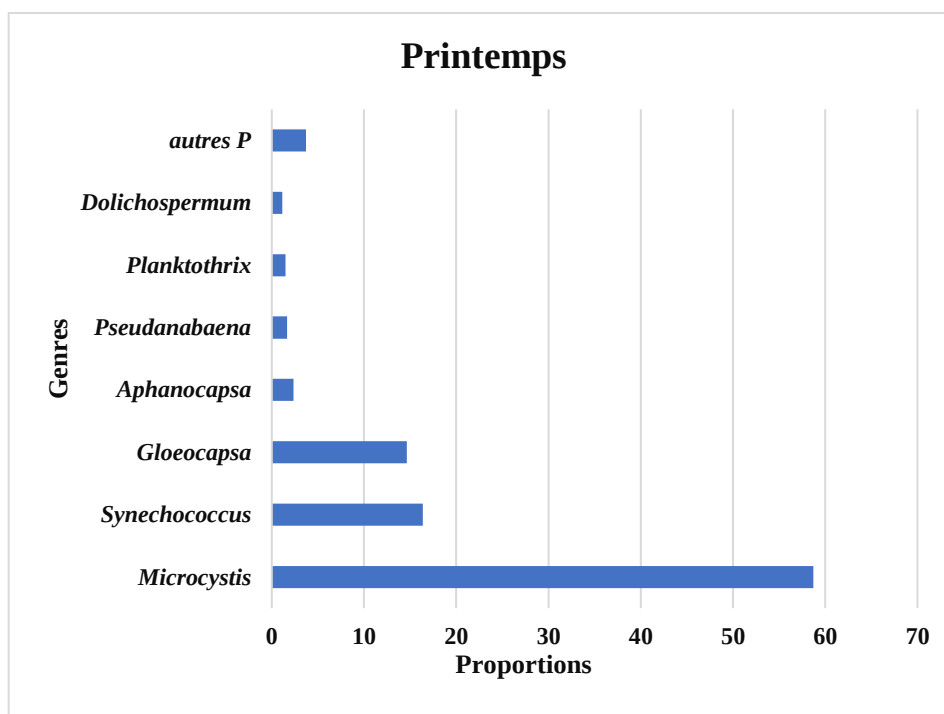


Figure 91 : Abondances relatives des principaux genres recensés durant la campagne de printemps

Distribution spatiale des genres recensés au printemps

- En période printanière, *Microcystis* domine par son omniprésence parce qu'il représente plus de 58% de la densité globale des cyanobactéries collectées durant cette saison, pour une densité saisonnière moyenne de l'ordre de 138 632 cell/mL. Sa distribution spatiale est illustrée par des densités de plus de 100 000 cell/mL dans 90% des stations parmi lesquelles la moitié héberge des densités de plus de 150 000 cell/mL.
- Le genre *Synechococcus* figure en 2^{ème} position du fait qu'il soit constant et qu'il représente, en termes d'abondance relative, plus de 16% de l'abondance globale de printemps avec une densité saisonnière moyenne de l'ordre de 38 656 cell/mL; Tout cela est illustré par sa présence à des densités de plus de 50 000 cell/mL dans 9 stations sur les 15 qui l'abritent.
- C'est *Gloeocapsa* qui vient en 3^{ème} position car il représente plus de 14% de l'abondance globale de printemps et enregistre une densité saisonnière moyenne de l'ordre de 34 569 cell/mL. Sur les 20 stations échantillonnées, 17 l'abritent à des densités comprises entre 18000 et 75000 cell/mL ; *Gloeocapsa* montre des densités de plus de 40000 cell/mL dans 60% d'entre elles (Fig. 92).
- Le genre *Aphanocapsa* est considéré comme rare car il n'est rencontré que dans deux stations à des densités de plus de 72000 et 37000Cell/mL dans S8 et S12 respectivement. *Aphanocapsa* représente, en termes d'abondance relative 2.34% de l'abondance globale de saison pour une densité saisonnière moyenne de l'ordre de 5 523 cell/mL.

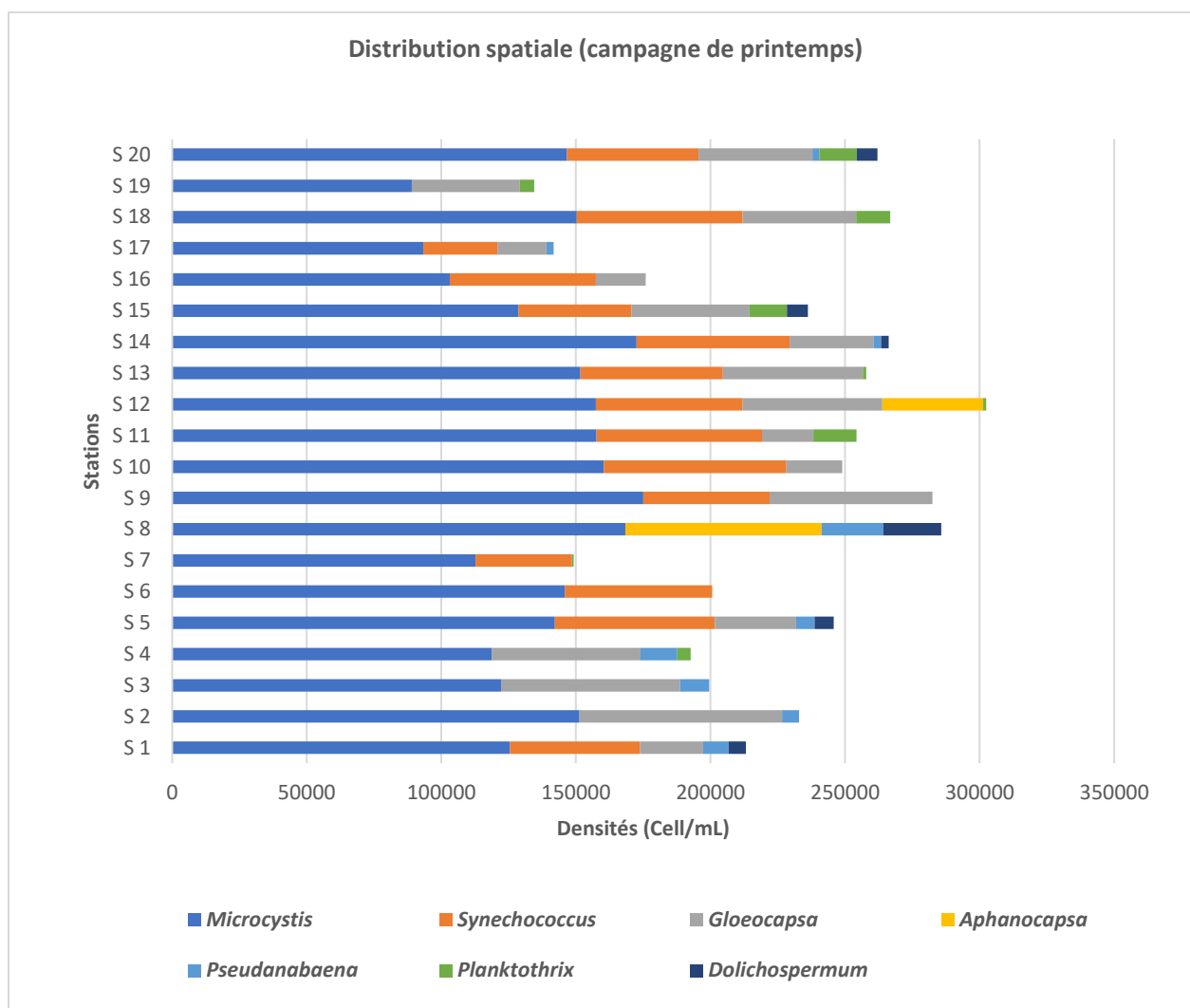


Figure 92 : Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne de printemps (lac Oubeira)

- Le genre *Pseudanabaena* montre une densité saisonnière moyenne proche de 4000 cell/mL ; Il doit la valeur de son abondance relative (1.63%) à sa présence dans 9 stations à des densités comprises entre 2500 et 23000 cell/mL ; Des densités de plus de 10000 cell/mL sont relevées dans S3, S4 et S8 et celles comprises entre 6000 et 10000 cell/mL dans S1, S2 et S3.

- Au printemps *Planktothrix* représente 1.48% de l'abondance globale de saison et ses densités varient de 700 à 16000 Cell/mL ; sa densité saisonnière moyenne est de l'ordre de 3 504 cell/ML. Il est présent à plus de 12000 cell/mL dans S11 (16000 cell/mL), S15 (14000 cell/mL), S18 (12500 cell/mL) et S20 (14000 cell/mL) et montre des densités de plus de 5000 cell/mL dans S4 et S19 ; les densités les plus basses sont relevées dans S8, S12 et S13.

- En période printanière, le genre *Dolichospermum* représente 1.13% de l'abondance de printemps et montre des densités comprises entre 2800 cell/mL (dans S14) et 21 560 cell/mL (dans S8) ; sa densité moyenne est de l'ordre de 2 668 cell/mL ; dans 4 des 6 stations qui abritent *Dolichosperrmum* les densités varient de 6400 à 8000 cell/mL.

3-5.6. Les cyanobactéries collectées durant la campagne d'été

Fréquence d'occurrence

Le calcul de la fréquence d'occurrence des genres rencontrés en période estivale montre l'omniprésence de *Microcystis* et *Planktothrix*, la constance de *Pseudanabaena*, *Chroococcus*, *Synechococcus*, *Dolichospermum*, *Cylindrospermum* et la régularité de *Merismopedia*, *Spirulina*, *Synechocystis*, et *Anabaenopsis* (tableau 20) ; Parmi les genres recensés 4 sont accessoires (*Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Leptolyngbya*, *Phormidium*, et *Limnothrix*) et 3 rares (*Planktolyngbya*, *Coelomorion* et *Aphanizomenon*).

Table 20 : Fréquence d'occurrence et abondance relative des genres de cyanobactéries collectés, dans le lac Oubeira, durant la campagne d'été.

Genres	Fréquence d'Occurrence (%)	Proportion Saisonnière (%)	Observations
<i>Microcystis</i>	100	53,25	Omniprésent
<i>Planktothrix</i>	100	32,72	
<i>Cylindrospermum</i>	90	2,60	Constant
<i>Dolichospermum</i>	90	1,20	
<i>Pseudanabaena</i>	85	2,34	
<i>Synechococcus</i>	85	3,92	
<i>Chroococcus</i>	75	0,03	
<i>Spirulina</i>	70	1,23	Régulier
<i>Anabaenopsis</i>	60	0,79	
<i>Merismopedia</i>	60	0,02	
<i>Synechocystis</i>	50	0,01	
<i>Oscillatoria</i>	40	0,66	Accessoire
<i>Leptolyngbya</i>	35	0,35	
<i>Phormidium</i>	30	0,37	
<i>Lyngbya</i>	30	0,27	
<i>Limnothrix</i>	25	0,22	Rare
<i>Coelomorion</i>	20	0,002	
<i>Aphanizomenon</i>	5	0,02	
<i>Planktolyngbya</i>	5	0,001	

Omniprésent : $F\% = 100\%$; **Constant** : $75 \leq F\% \leq 100$; **Régulier** : $50 \leq F\% \leq 75$; **Accessoire** : $25 \leq F\% \leq 50$; **Rare** : $0 \leq F\% \leq 25$.

✚ Abondance relative des principaux genres recensés

En termes d'abondance relative, *Microcystis* et *Planktothrix* représentent, à eux deux, plus de 85% de l'abondance globale de l'été. Si on ajoute les genres qui enregistrent une abondance relative de plus de 1%, nous totalisons plus de 97% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant la campagne d'été.

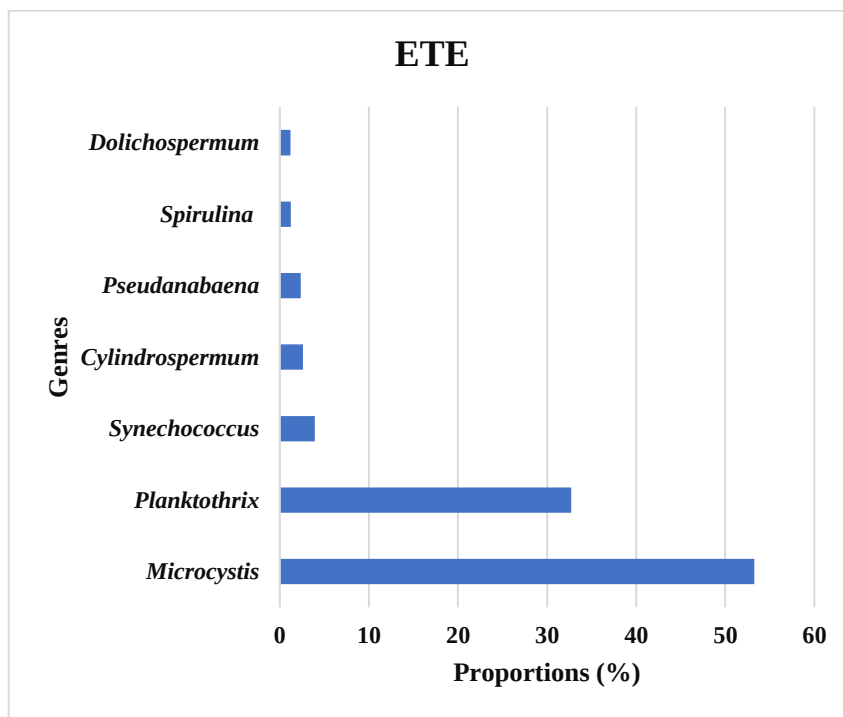


Figure 93 : Abondances relatives des principaux genres recensés durant la campagne d'été

✚ Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne d'été

- C'est toutefois, *Microcystis* qui domine en représentant plus de 53% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées en été ; Sa distribution spatiale est illustrée par des densités comprises entre 144000 et 431000 cell/mL et une densité saisonnière moyenne de l'ordre de 343 908 cell/mL. Nous notons les densités les plus basses (≤ 150000 cell/mL) dans S16 et S17 et les plus élevées ($\geq 400\,000$ cell/mL) dans S3, S19 et S20 ; Le reste des stations (75%) abritent des densités comprises entre 320000 cell/mL et 400 000 cell/mL.

- Le genre *Planktothrix* représente, en termes d'abondance relative, 32,72% de l'abondance globale de saison ; Il est rencontré dans l'ensemble des stations à des densités comprises entre 109000 et 274000 cell/mL et montre une densité moyenne de l'ordre de 211 329 cell/mL. *Planktothrix* enregistre des densités ≥ 200000 cell/mL dans 80% des stations ; parmi ces dernières 50% abritent des densités comprises entre 220000 et 275000 cell/mL. Les densités les plus basses (≤ 118000 cell/mL) sont relevées dans S16 et S17 et la plus élevée (274524 cell/mL) dans la station S14 (Fig. 94).

▪ A la 3^{ème} place, vient *Synechococcus* est rencontré dans 80% des stations à des densités qui varient de 7200 à 80000 cell/mL (sa densité moyenne étant de l'ordre de 25 303,04 cell/mL) ; *Synechococcus* représente 3.92% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées en été. Les densités les plus élevées sont enregistrées dans S3 (plus de 80000 cell/mL), dans S18 (proche de 70000 cell/mL) et dans S20 (proche de 70000 cell/mL), et la densité la plus basse est notée dans S4 ; La distribution spatiale est illustrée par sa présence dans 6 des 12 stations à des densités de moins de 20000 cell/mL et dans les 6 autres les densités varient de 20000 à 35000 cel/mL).

▪ En période estivale, le genre *Cylindrospermum* est rencontré dans 90% des stations à des densités comprises entre 4000 et 41000 cell/mL et une densité moyenne de l'ordre de 16 779 cell/mL ; en termes d'abondance il représente 2,6% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant cette campagne estivale. Les densités maximales sont notées dans S18 et S20 (plus de 40000 et 36000 cell/mL respectivement) et les minimales (moins de 10000 cell/mL) dans S4, S16 et S17 ; les densités intermédiaires (variant de 10000 à 25000 cell/mL) sont rencontrées dans plus de 72% des stations qui l'abritent à cette période de l'année.

▪ Le genre *Pseudanabaena* représente 2.34% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant la campagne d'été ; il est, par ailleurs, présent dans 17 des 20 stations échantillonnées à des densités qui varient de 5300 cell/mL et 34000 cell/mL (sa densité moyenne est de l'ordre de 15 084 cell/mL). Il atteint des densités de moins de 10000 cell/mL dans 5 stations et des densités comprises entre 10000 et 20000 cell/mL dans 3 stations. C'est de S8 à S14 que les densités dépassent 20000 cell/mL. Les densités de plus de 33000 cell/mL sont relevées dans S3 et S20.

▪ En période estivale le genre *Spirulina* représente 1.23% de l'abondance globale des 7cyanobactéries collectées durant cette campagne ; il est rencontré dans 70% des échantillons à des densités comprises entre 4000 et 21000 et totalise une densité moyenne de l'ordre de 7928 cell/mL. Sur les 14 stations qui hébergent *Spirulina*, nous notons des densités de moins de 10000 cell/mL dans 9 stations et des densités comprises entre 15000 et 20000 cell/mL dans 4 autres ; sa densité maximale (plus de 21000 cell/mL) étant notée dans S18.

▪ *Dolichospermum* représente 1,20% de l'abondance globale des cyanobactéries recensées durant cette campagne d'été ; Sa présence est notée dans 90% des stations à des densités qui varient de 3000 à 34000 cell/mL et sa densité moyenne est proche de celle de *Spirulina* (de l'ordre de 7740 cell/mL). Ses densités n'excèdent pas 10000 cell/mL dans 13 des 18 stations ; seule S18 abrite la densité maximale (proche de 34000 cell/mL), les 4 stations qui restent enregistrent des densités de l'ordre de 12000 cell/mL (S15) et proches de 13000 cell/mL (S9, S10 et S11).

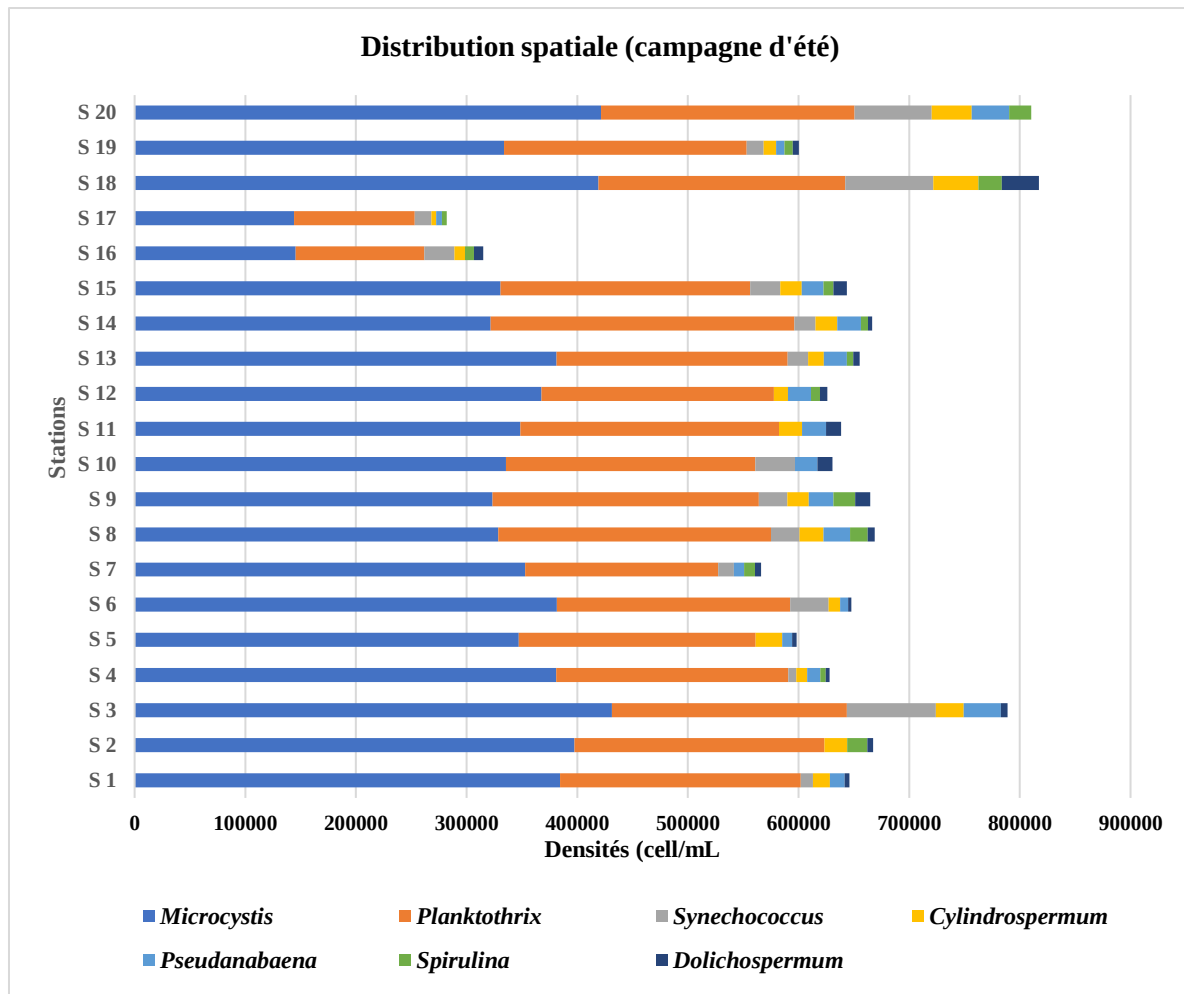


Figure 94 : Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne d'été

3-5.7. Les cyanobactéries collectées durant la campagne d'automne

Fréquence d'occurrence

Durant la campagne d'automne 13 genres ont été recensés dans les eaux du lac Oubeira ; Parmi ces derniers nous notons l'omniprésence de *Microcystis*, *Planktothrix* et *Pseudanabaena* , la constance de *Cylindrospermopsis* et *Anabaenopsis* et la régularité de *Synechococcus*. Les genres *Chroococcus*, *Dolichospermum*, *Oscillatoria*, et *Aphanizomenon* sont accessoires et les genres *Merismopedia*, *Synechocystis*, et *Lyngbya* sont considérés comme rares.

Table 21 : Fréquence d'occurrence et abondance relative des genres de cyanobactéries recensés durant la campagne d'automne

Genres	Fréquence d'Occurrence (%)	Proportions Saisonnières (%)
<i>Microcystis</i>	100	41,48
<i>Planktothrix</i>	100	27,17
<i>Pseudanabaena</i>	100	7,26
<i>Anabaenopsis</i>	95	9,68
<i>Cylindrospermopsis</i>	85	5,77
<i>Synechococcus</i>	70	3,20
<i>Dolichospermum</i>	45	2,41
<i>Aphanizomenon</i>	35	1,71
<i>Oscillatoria</i>	35	1,20
<i>Chroococcus</i>	30	0,01
<i>Synechocystis</i>	20	0,002
<i>Merismopedia</i>	15	0,01
<i>Lyngbya</i>	5	0,09

Omniprésent : F% = 100 % ; **Constant** : $75 \leq F\% \leq 100$; **Régulier** : $50 \leq F\% \leq 75$; **Accessoire** : $25 \leq F\% \leq 50$; **Rare** : $0 \leq F\% \leq 25$.

Abondance relative des principaux genres recensés en automne

Durant la campagne d'automne, la somme des valeurs de l'abondance relative des genres omniprésents (*Microcystis*, *Planktothrix* et *Pseudanabaena*), constants (*Anabaenopsis* et *Cylindrospermopsis*) et régulier (*Synechococcus*) atteint plus de 87% de l'abondance globale de saison.

Si à cela nous ajoutons la valeur des genres qui font 1% et plus nous atteignons un total de l'ordre de 99.88%.

Les genres formant le groupe ‘autres A’ (*Lyngbya*, *Chroococcus*, *Merismopedia* et *Synechocystis*) ne totalisent pas plus de 0.12% (Fig. 95).

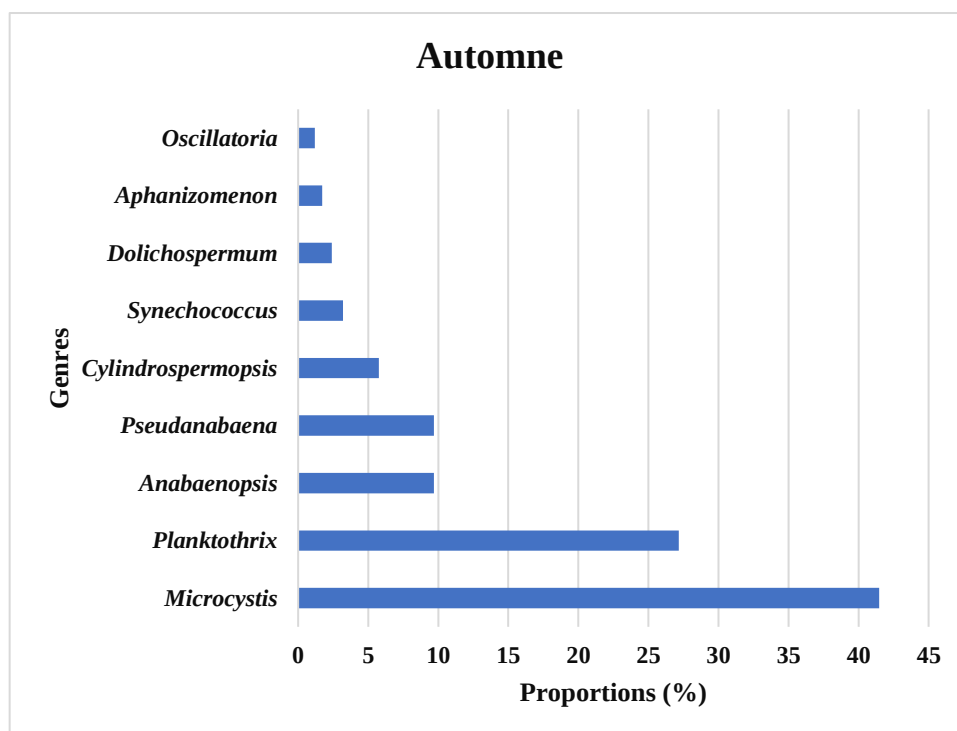


Figure 95 : Proportions des principaux genres collectés durant la campagne d'automne

🚦 Distribution spatiale des principaux genres recensés en automne

- Parmi les genres recensés dans les eaux de l'Oubeira nous notons la dominance de *Microcystis* aussi bien en termes de fréquence d'occurrence (100%) qu'en abondance relative (41.48%). Le genre *Microcystis* est, en effet, rencontré dans l'ensemble des échantillons (20 stations) à des densités comprises entre 53435 et plus de 296000 cell/mL et montre une densité moyenne de l'ordre de 254456 cell/mL. Les densités les plus fortes ($\geq 270\ 000$ cell/mL) sont relevées dans 15 stations ; parmi ces dernières, 11 stations hébergent des densités de plus de 290000 cell/mL (de S1 à S6, de S8 à S11 et dans S14) ; les densités les plus faibles (≤ 160000 cell/mL) sont notées dans les stations S15, S16 et S17 (fig.96).

- Le genre *Planktothrix* occupe la seconde place du fait qu'il soit présent dans l'ensemble des échantillons et qu'il représente plus de 27% de l'abondance globale des cyanobactéries de la campagne d'automne. Les densités enregistrées par *Planktothrix* varient de 48000 à 198400 cell/mL et sa densité moyenne est de l'ordre de 166 690 cell/mL. Le genre *Planktothrix* enregistre les plus faibles densités (≤ 135000 cell/mL) dans S7, S15, S16, S17 et S19 et les densités les plus fortes ($\geq 170\ 000$ cell/mL) dans les 15 autres stations ; parmi ces dernières, 8 hébergent plus de 192 000 cell/mL (de S1 à S4 et de S8 à S11 et dans S14) et 5 autres en hébergent plus de 180 000 cell/mL.

- Le genre *Anabaenopsis* est rencontré dans 19 échantillons et montre une densité moyenne de l'ordre de 59 350 cell/mL ; il représente, en termes d'abondance 9.68% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant cette campagne automnale. Les densités d'*Anabaenopsis* varient de 8200 à plus de 94 000 cell/mL. Les densités de plus de 65000 cell/mL sont relevées dans 11 stations parmi lesquelles 8 abritent des densités de plus de 90000 cell/mL (de S1 à S6 et de S11 à S12). Les

densités les plus faibles (≤ 11500 cell/mL) sont relevées dans S7, S15, S17 et S19 et les valeurs intermédiaires (comprises entre 32000 et 55000 cell/mL) dans S8, S9, S18 et S20 (Fig.96).

- Le genre *Pseudanabaena* est présent dans l'ensemble des stations à des densités comprises entre 8700 et plus de 73000 cell/mL ; il montre une moyenne de l'ordre de 44522 cell/mL et représente 7.26% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées en automne. Les densités de plus de 27000 cell/mL sont relevées dans 70% des stations ; parmi ces dernières 9 stations abritent plus de 65000 cell/mL (de S1 à S6, dans S8, S9 et S14). Les densités les plus basses (≤ 17000 cell/mL) sont relevées dans les stations S7 et de S15 à S19).

- En termes d'abondance, *Cylindrospermopsis* représente 5,77% de l'abondance globale ; il est rencontré dans 17 échantillons à des densités comprises entre 7600 et plus de 85000 cell/mL ; sa densité moyenne atteint 35 413 cell/mL. Parmi les 17 stations qui l'hébergent, le genre *Cylindrospermopsis* montre des densités de plus de 54000 cell/mL, dans S12 et S13 (plus de 80000 cell/mL) et dans S6, S8 et S9 (plus de 74000 cell/mL) et dans S5 (plus de 54000 cell/mL). Les densités intermédiaires (comprises entre 20000 et 30000 cell/mL) sont relevées dans S1, S10, S11 et S14 et celles qui varient de 30000 à 40000 cell/mL dans S2, S18 et S20. Les densités les plus basses (≤ 20000 cell/mL) sont notées dans S7, S15, S16 et S19.

- La présence du genre *Synechococcus* est notée dans seulement 14 échantillons à des densités qui varient de 7600 à 64000 cell/mL (sa densité moyenne est de l'ordre de 20675 cell/mL) ; il représente, en termes d'abondance, 3,36% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées en période automnale. Les densités les plus faibles (≤ 13000 cell/mL) sont relevées dans S7 et S19 et de S15 à S17 et les plus élevées ($\geq 70\ 000$ cell/mL) dans S3 et S4. Des densités intermédiaires (entre 25 000 et 36 000 cell/mL) sont relevées dans S18 et S20 et de S9 à S13.

- En période automnale, le genre *Dolichospermum* est présent dans seulement 9 stations et représente 2,41% de l'abondance globale de saison ; Les densités de *Dolichospermum* varient de 9200 à 58 000 cell/mL et sa densité moyenne atteint 14 814 cell/mL. Il est fortement présent dans S3, S4 et S6 (≥ 53000 cell/mL) et montre les densités les plus basses (≤ 16000 cell/mL) dans S7 et S11. Les valeurs intermédiaires (comprises entre 22000 et 32000 cell/mL) sont relevées dans S10, S12, S13 et S18.

- Le genre *Aphanizomenon* est absent de S18 à S19 et de S1 à S11 ; il n'est rencontré que dans 7 stations à des densités comprises entre 9400 et 77000 cell/mL ; sa densité moyenne atteint 10515 cell/mL et il représente, en termes d'abondance, 1.71% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant cette campagne automnale. Le genre *Aphanizomenon* est présent fortement (proche de 77000 cell/mL) dans S12, S13, moyennement dans S14, S15 et faiblement (≤ 10000 cell/mL) dans S16, S17 et S20.

- Le genre *Oscillatoria* représente 1.20% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant la campagne d'automne. Il est présent dans seulement 7 stations à des densités comprises entre 8000 et 36000 cell/mL pour une densité moyenne de l'ordre de 7335 cell/mL). Ses densités montrent

des valeurs élevées (≥ 31000 cell/mL) dans S3, S4 et S6 et basses (≤ 10000 cell/mL) dans S16, S17 ; des valeurs intermédiaires (proches de 16000 cell/mL) sont relevées dans S13 et S14.

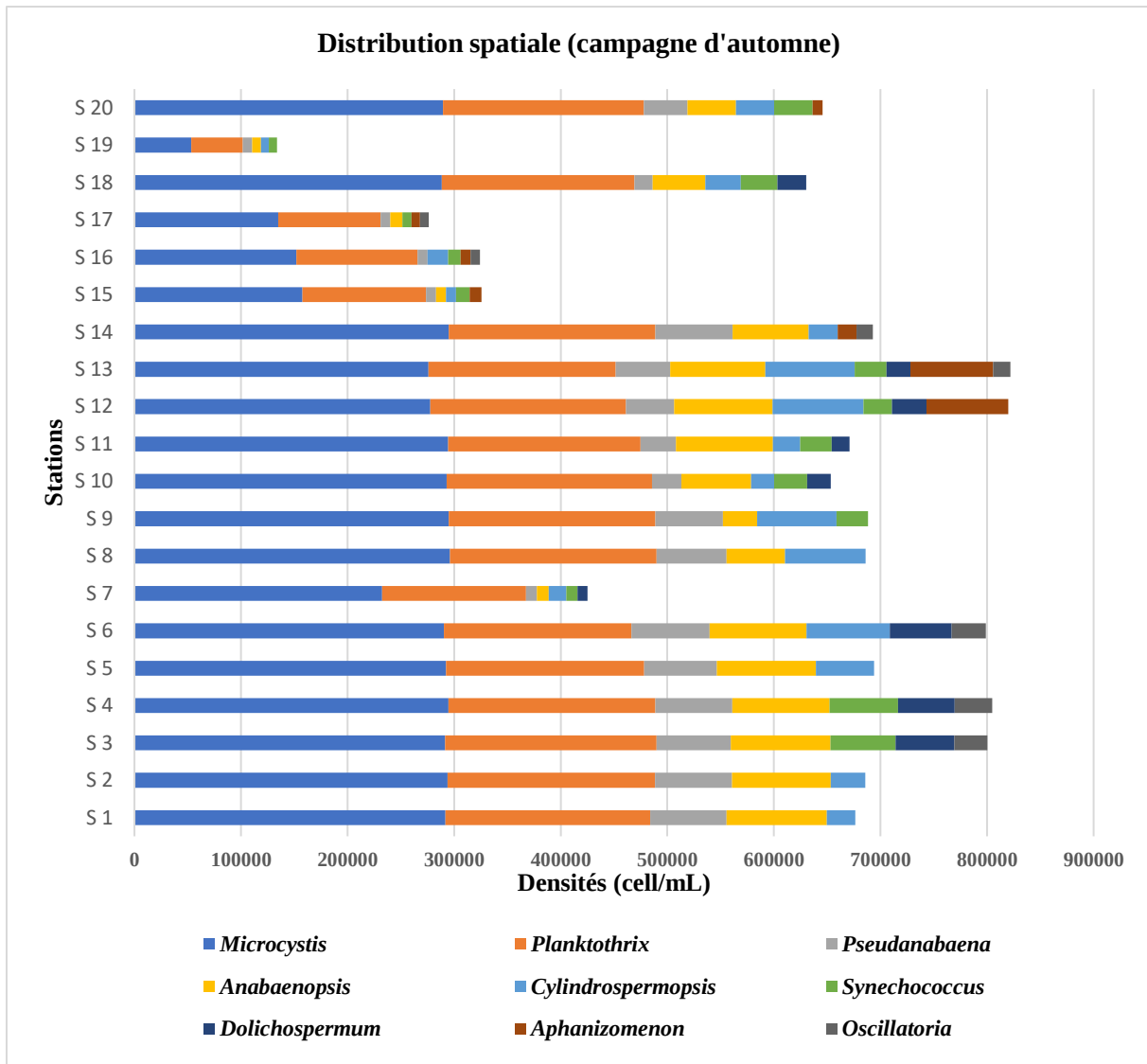


Figure 96 : Distribution spatiale des principaux genres recensés durant la campagne d'automne

3-4. Analyse statistique des variations saisonnières

Analyses descriptives des données saisonnières

Les résultats des analyses descriptives (moyenne, écart type, médiane, valeur minimale, valeur maximale et coefficient de variation) propres à 11 variables biotiques et abiotiques mesurées, selon un pas saisonnier, dans les eaux de l'Oubeira sont consignés dans le tableau 22.

Tableau 22 : Description statistique des variables environnementales enregistrées dans les eaux de l'Oubeira

	Moyenne $\pm$ sd	Min	Médiane	Max	C.V
pH	8.62 $\pm$ 0.25	8.20	8.71	9.08	0.02
T (°C)	21.89 $\pm$ 7.37	11	22.55	31.40	0.33
DO (mg/L)	7.89 $\pm$ 1.96	4.3	7.54	11.48	0.24
Cond (μS/cm)	513 $\pm$ 27.67	477	508.5	551	0.05
Trans (cm)	11 $\pm$ 5.21	5.00	10	25.00	0.44
NH₄-N (mg/L)	3.74 $\pm$ 4.32	0.29	2.26	25.85	1.26
NO₂-N (mg/L)	1.16 $\pm$ 0.64	0.17	1.23	4.72	0.55
NO₃-N (mg/L)	4.43 $\pm$ 2.17	1.6	4.42	11.49	0.49
PO₄-P (mg/L)	4.37 $\pm$ 6.74	0.69	1.62	32.98	1.54
Chl-a (μg/L)	60.29 $\pm$ 56.75	1.02	24.72	190	0.94
MES (mg/L)	115 $\pm$ 68.54	15	98	362.0	0.59

T –temperature, °C; DO – Oxygène dissous, mg/L; Cond – Conductivité, μ S/cm; Trans – transparence, cm; NH₄ – Ammonium, mg/L; NO₂ – Nitrite, mg/L; NO₃ – Nitrate, (mg/L); PO₄ – Orthophosphate, mg/L; MES –matière en suspension, mg/L; Chl-a – Chlorophylle a, μ g/L; (écart type, sd; coefficient of variation – C.V).

Comparaison inter-stations et inter-mois des paramètres physico chimiques

Les résultats du test Kruskal-Wallis relatifs à la comparaison, entre les stations et entre les saisons, des médianes de chacune des onze variables abiotiques et biotiques mesurées dans les eaux de l'Oubeira, sont synthétisés dans le tableau 23.

Les résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis montrent l'existence, entre les saisons, de différences très hautement significatives ($p < 0.0001$) pour chacun des paramètres mesurés au niveau des eaux de l'Oubeira durant la période d'étude (Avril 2015 - Mars 2016). En ce qui concerne la comparaison, entre les stations, des médianes des paramètres mesurés, les résultats du test de Kruskal-Wallis font apparaitre l'existence de différences significatives seulement pour MES ($p < 0.0001$).

Tableau 23 : Comparaison des médianes des variables abiotiques et biotiques mesurées, selon un pas saisonnier, dans les eaux de l'Oubeira

	Inter-station			Inter-saison		
Parameters	χ^2	p	ddl	χ^2	P	ddl
T (°C)	1.97	1	19	74.19	0.00	3
pH	7.42	0.99	19	54.22	0.00	3
DO (mg/L)	1.25	1	19	74.07	0.00	3
Cond (Us/cm)	0.41	1	19	74.28	0.00	3
Trans (cm)	14.93	0.72	19	50.38	0.00	3
MES (mg/L)	37.35	0.00	19	2.22	0.00	3
NH₄-N (mg/L)	22.69	0.25	19	27.13	0.00	3
NO₂-N (mg/L)	12.02	0.88	19	46.16	0.00	3
NO₃-N (mg/L)	22.61	0.25	19	22.28	0.00	3
PO₄-P (mg/L)	16.35	0.63	19	43.48	0.00	3
Chl-a (µg/L)	9.04	0.97	19	62.79	0.00	3

T –temperature, °C; DO – Oxygène dissous, mg/L; Cond – Conductivité, µS/cm; Trans – transparence, cm; NH₄ – Ammonium, mg/L; NO₂ – Nitrite, mg/L; NO₃ – Nitrate, (mg/L); PO₄ – Orthophosphate, mg/L; MES –matière en suspension, mg/L; Chl-a – Chlorophylle a, ug/L; (écart type, sd; coefficient of variation – C.V). [χ^2 = valeur khi-carré; ddl= le degré de liberté; p-value=valeur probabilité; (p<0.05)]

Comparaison entre les stations et les saisons des densités des principaux genres

Les résultats du test Kruskal-Wallis relatifs à la comparaison entre les stations et les saisons des médianes de chacun des dix genres sont consignés dans le tableau 24.

Les résultats du test de Kruskal-Wallis concernant la comparaison, entre les stations, des médianes des densités des principaux genres de cyanobactéries collectés, selon un pas saisonnier dans les eaux de l'Oubeira, font apparaitre l'absence de différences significatives ($p \geq 0.05$) entre les stations, durant le cycle d'étude. Quant à la comparaison entre les saisons, les résultats du test montrent l'existence de différences significatives ($p < 0.0001$) pour chacun des genres collectés dans les eaux de l'Oubeira (Avril 2015 - Mars 2016)

Tableau 24 : Comparaison des médianes des densités des principaux genres de cyanobactéries collectés dans les eaux de l'Oubeira

Paramètres	Inter-station			Inter-saison		
	χ^2	p	ddl	χ^2	P	ddl
<i>Microcystis</i> (cell/mL)	8.31	0.98	19	64.22	0.00	3
<i>Synechococcus</i> (cell/mL)	20.95	0.33	19	14.64	0.00	3
<i>Gloeocapsa</i> (cell/mL)	4.06	0.99	19	62.75	0.00	3
<i>Planktothrix</i> (cell/mL)	2.45	1	19	72	0.00	3
<i>Pseudanabaena</i> (cell/mL)	2.71	1	19	70.76	0.00	3
<i>Cylindrospermopsis</i> (cell/mL)	4.06	0.99	19	62.75	0.00	3
<i>Anabaenopsis</i> (cell/mL)	1.73	1	19	72.04	0.00	3
<i>Aphanizomenon</i> (cell/mL)	0.53	1	19	76.87	0.00	3
<i>Woronichinia</i> (cell/mL)	8.37	0.98	19	45.51	0.00	3
<i>Aphanocapsa</i> (cell/mL)	14.08	0.77	19	22.66	0.00	3
[χ^2 = valeur khi-carré; ddl= le degré de liberté; p-value=valeur probabilité; (p<0.05)]						

Analyse de redondance

L'Analyse en Composantes Principales avec Variables Instrumentales (ACPVI), ou ACP sous contrainte linéaire, appelée *Redundancy Analysis* (RDA) par les anglophones (ici *redundancy* signifie variance expliquée). Dans cette analyse, le tableau à expliquer (concernant ici un système biologique) n'est pas un tableau de contingence mais un tableau de variables quantitatives justifiables d'une ACP.

Dans cette analyse, les coordonnées des individus-lignes dans cette ACP sont contraintes d'être fonction linéaire des variables-colonnes du deuxième tableau (en général des variables environnementales). L'ACPVI peut être vue comme une ACP des prédictions du tableau Y obtenues par régressions multiples sur les variables du tableau X (ce qui suppose des relations au moins approximativement linéaires entre ces dernières et les valeurs du tableau Y).

Le 1^{er} plan de RDA explique 64.27% de la variabilité totale dont 33.2% sont expliqués par la première composante et 31,2% par la deuxième composante.

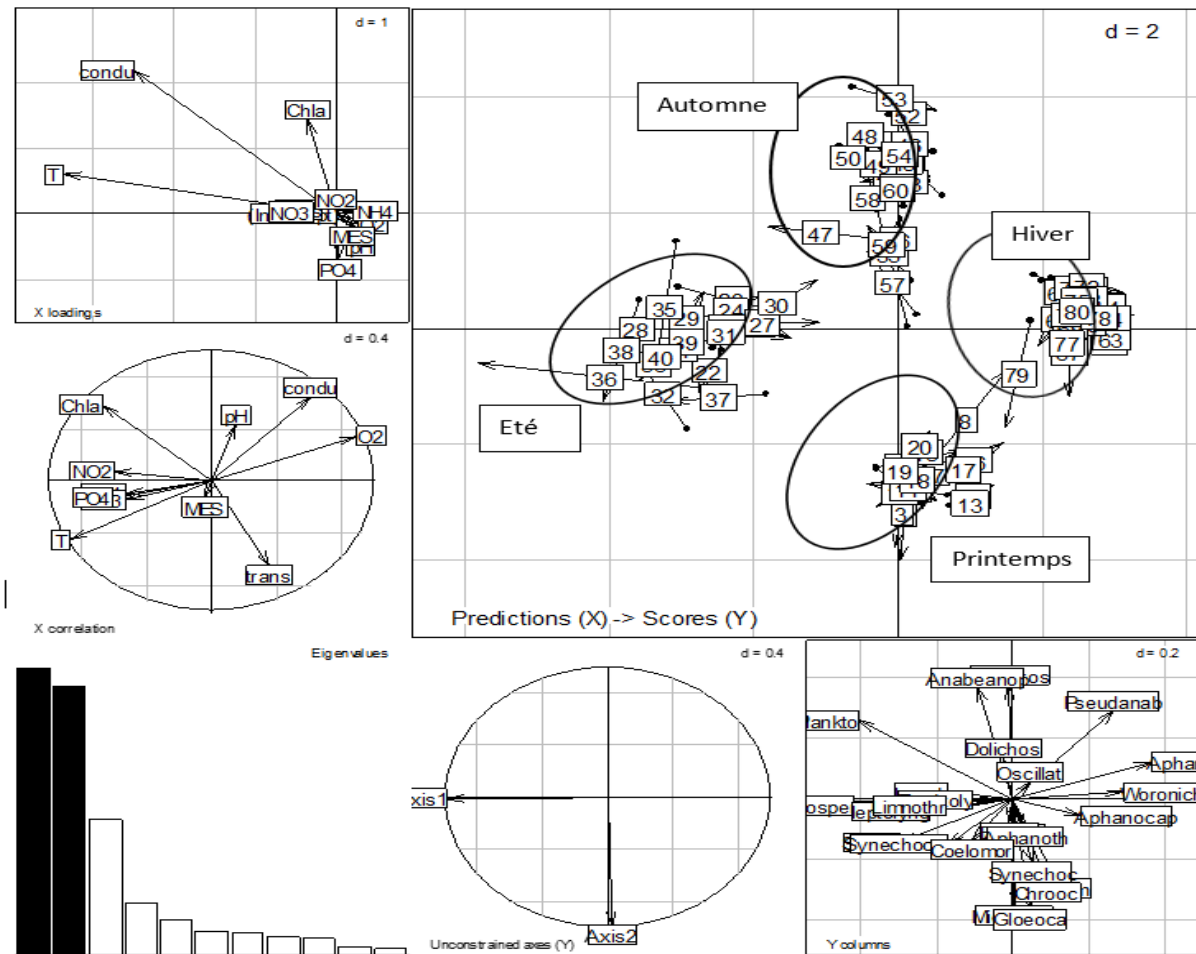


Figure 97 : Haut, gauche : contributions des variables explicatives aux axes de l'analyse.

Milieu, gauche : corrélations entre les axes et les variables explicatives.

Bas, gauche : inertie projetée sur chaque axe

[haut, droite] scores des individus-lignes(stations)

Bas, milieu : les scores des variables sur les axes

Bas, droite : les valeurs propres des axes.

Le plan qui illustre la projection des individus (ligne Haut-droite) nous montre que les scores des individus de la période estivale s'opposent aux scores des individus de la période hivernale sur la première composante ; Par ailleurs, nous constatons que les scores des individus de la période automnale s'opposent aux scores des individus de la période printanière sur la seconde composante.

🌈 Variables environnementales

Le plan milieu-gauche illustre la projection des variables qui définissent les 2 gradients qui caractérisent les typologies du plan des individus (Fig. 98). La première composante (RS1) est une combinaison de variables qui caractérisent l'eutrophisation. La deuxième composante (RS2) est une combinaison de variables qui définissent un gradient qui oppose les variables transparence et température aux variables conductivité, Chlorophylle a, pH et oxygène dissous.

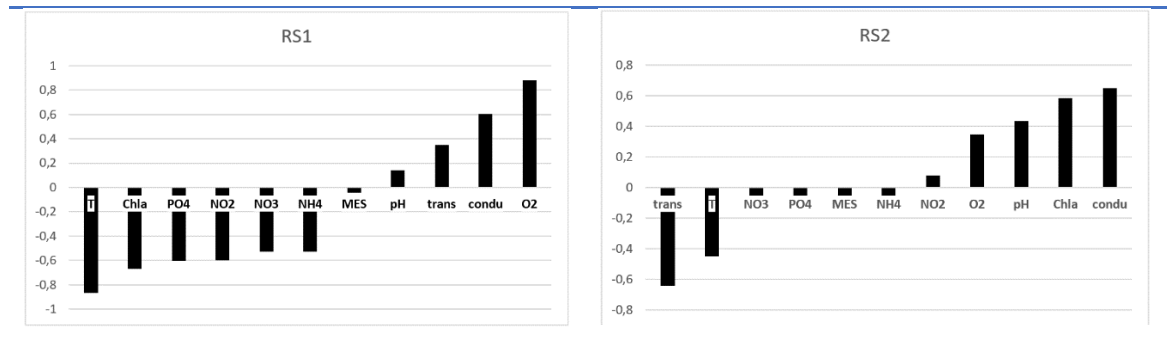


Figure 98 : Projection des variables et caractérisation des typologies du plan des individus

Variables biotiques

Le plan de projection, de l'ensemble des cyanobactéries collectées, définit 2 gradients établis sur la base de la distribution des cyanobactéries ; le 1^{er} gradient est illustré par l'opposition, sur la première composante, des genres *Aphanizomenon*, *Woronichinia*, *Pseudanabaena* et *Aphanocapsa* aux genres *Cylindrospermopsis*, *Planktothrix*, *Spirulina* et *Phormidium*. Sur la seconde composante, apparaît le 2^{ème} gradient illustré par l'opposition des genres *Gloeocapsa*, *Microcystis*, *Chroococcus* et *Merismopedia* aux genres *Cylindrospermopsis*, *Anabaenopsis* et *Pseudanabaena* (Fig. 99).

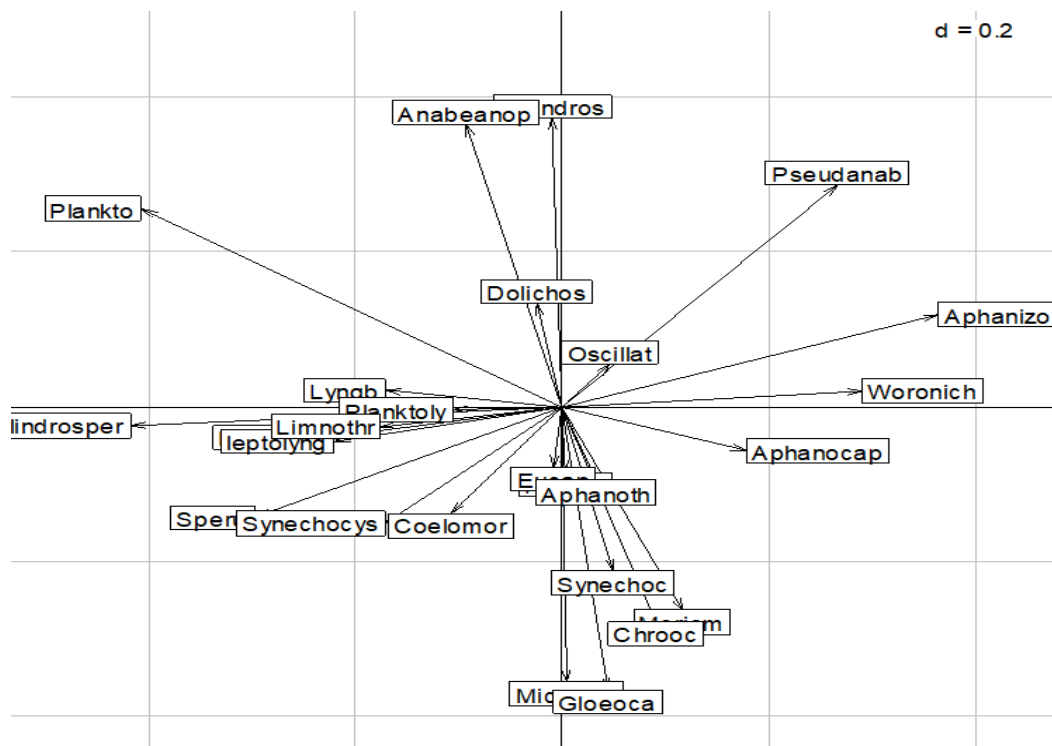


Figure 99 : Projection sur les 2 principaux axes de l'ensemble des genres de cyanobactéries collectés

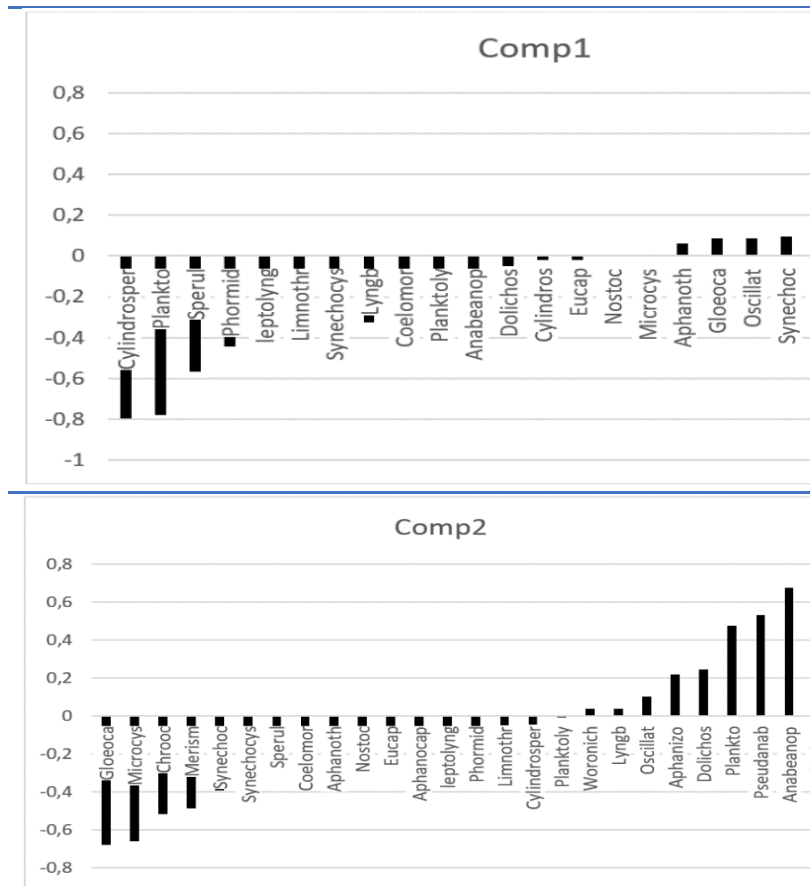


Figure 100 : Projection des genres de cyanobactéries et caractérisation des typologies du plan des individus

Le triplot de la RDA superpose la typologie des scores-individus aux gradients définis par la projection des variables biologique (biotiques) et des variables environnementales (abiotiques).

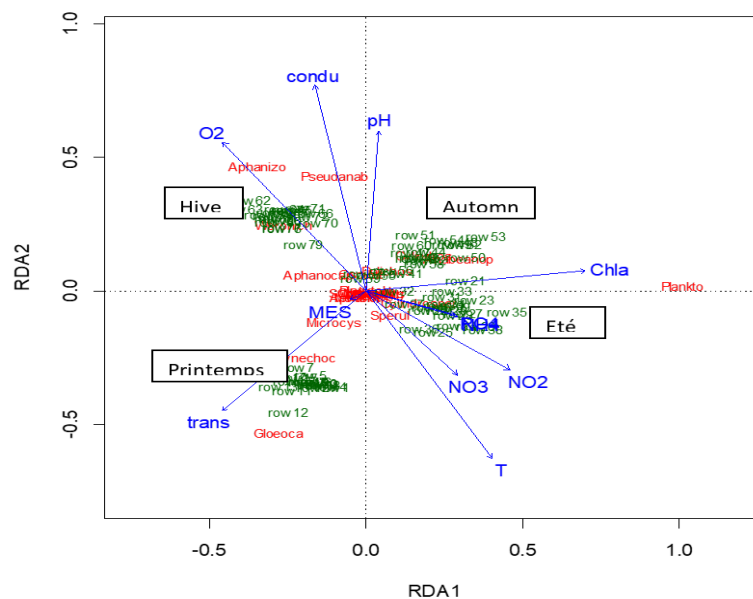


Figure 101 : Projection des variables biologique (biotiques) et des variables environnementales (abiotiques) sur les axes de RDA.

✚ Corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques mesurées

Dans le cadre de cette étude, nous n'avons tenu compte que des genres ayant comptabilisé, en termes d'abondance, plus de 3% durant chaque campagne.

✚ Printemps :

En période printanière, *Microcystis* est corrélé positivement avec la chlorophylle a ($r=0.80$), NH_4 ($r=0.55$) et NO_3 ($r=0.50$) ; *Gloeocapsa* est corrélé positivement avec la conductivité ($r=0.45$) et négativement avec le pH ($r= -0.59$) ; quant à *Synechocystis*, il ne montre aucune corrélation avec les autres variables

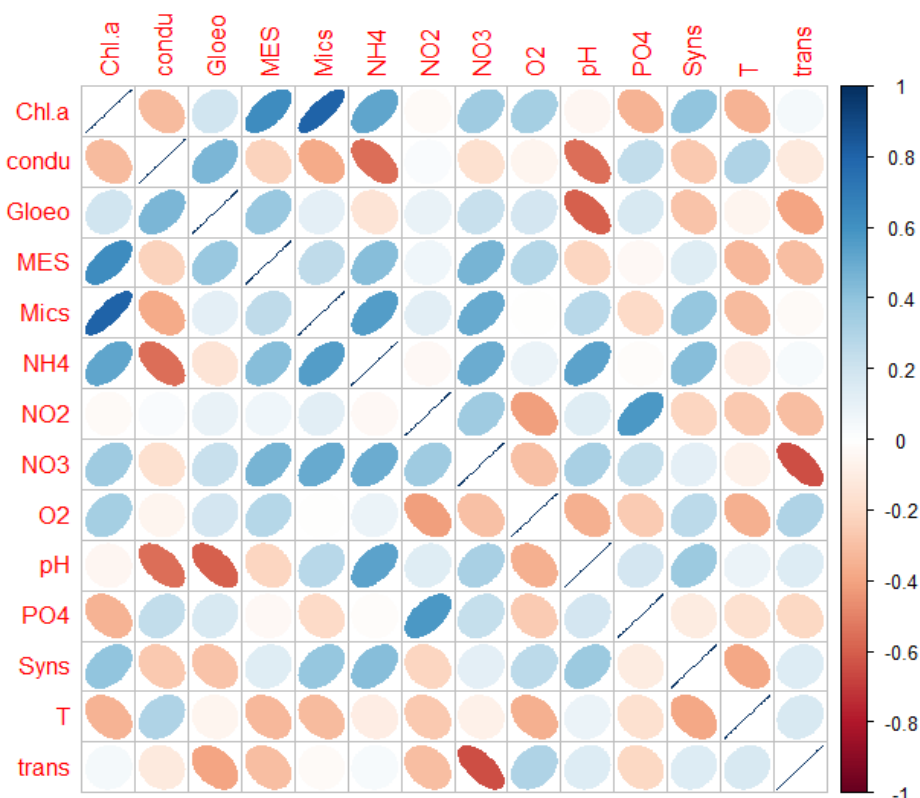


Figure 102 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 14 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période printanière. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative

✚ Été

En été, *Microcystis* est corrélé positivement à la chlorophylle a ($r=0.77$), *Planktothrix* ($r=0.70$), la T° ($r=0.66$), NO_3 ($r=0.45$), PO_4 ($r=0.44$) ; *Microcystis* est, en revanche, négativement corrélé avec la conductivité ($r= -0.44$). *Planktothrix* est corrélé positivement avec la chlorophylle a ($r=0.73$), *Microcystis* ($r=0.70$), T° ($r=0.67$) et PO_4 ($r=0.44$) et négativement avec la transparence ($r= -0.44$). *Synechocystis* n'est corrélé qu'avec la chlorophylle a ($r=0.56$).

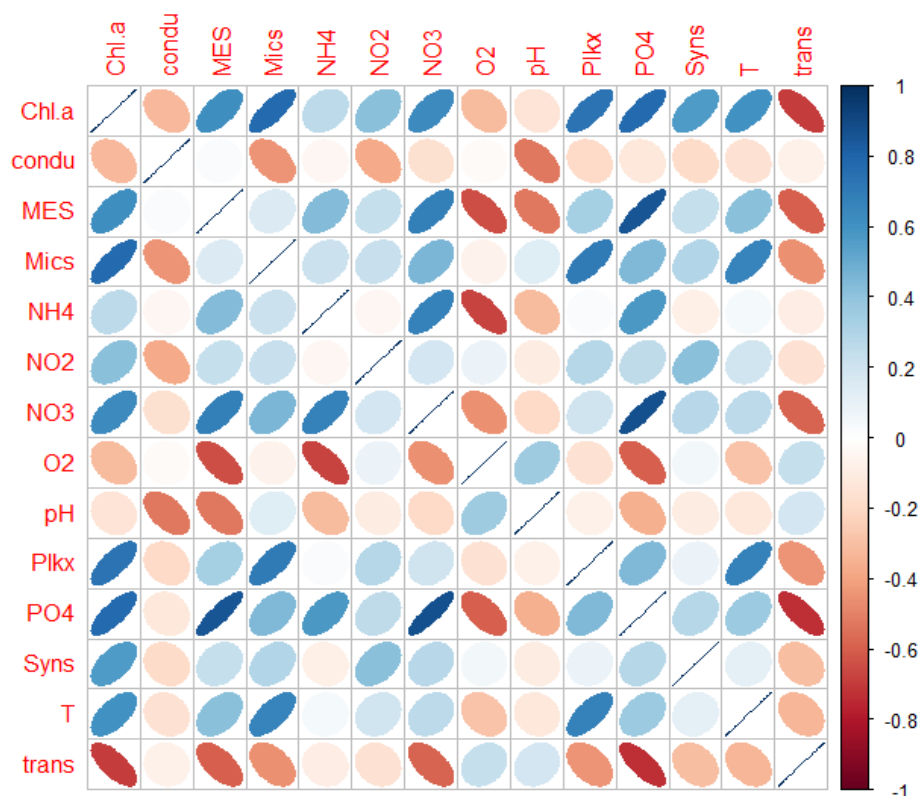


Figure 103 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 14 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période estivale. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative

Automne

En période automnale, les genres *Microcystis* et *Planktothrix* en plus d'être fortement corrélés entre eux ($r=0.98$), ils montrent des corrélations avec pratiquement les mêmes paramètres ; *Microcystis* et *Planktothrix* sont, en effet, corrélés négativement avec la transparence ($r= -0.54$, $r= -0.57$) et positivement avec la Chlorophylle a ($r=0.88$, $r=0.89$), *Anabaenopsis* ($r=0.78$, $r=0.78$), *Pseudanabaena* ($r=0.72$, $r=0.75$), et PO_4 ($r=0.64$, $r=0.67$).

En automne c'est *Pseudanabaena* qui montre le plus grand nombre de corrélation; mis à part, les corrélations négatives que *Pseudanabaena* entretient avec la conductivité ($r= -0.66$) et la transparence ($r= -0.57$), ce genre montre des corrélations positives avec la chlorophylle a ($r=0.86$), *Anabaenopsis* ($r=0.81$), *Planktothrix* ($r=0.75$), *Microcystis* ($r=0.72$), PO_4 ($r=0.70$), MES ($r=0.52$), NO_3 ($r=0.49$).

Anabaenopsis est corrélé négativement avec la conductivité ($r= -0.66$) et positivement avec Chlorophylle a ($r=0.90$), *Pseudanabaena* ($r=0.81$), *Planktothrix* et *Microcystis* ($r= 0.78$), PO_4 ($r=0.45$). En ce qui concerne *Cylindrospermopsis*, il est corrélé positivement avec seulement la Chlorophylle a ($r=0.57$) et NO_3 ($r=0.53$) ; mais *Synechocystis* ne montre aucune corrélation avec les autres paramètres.

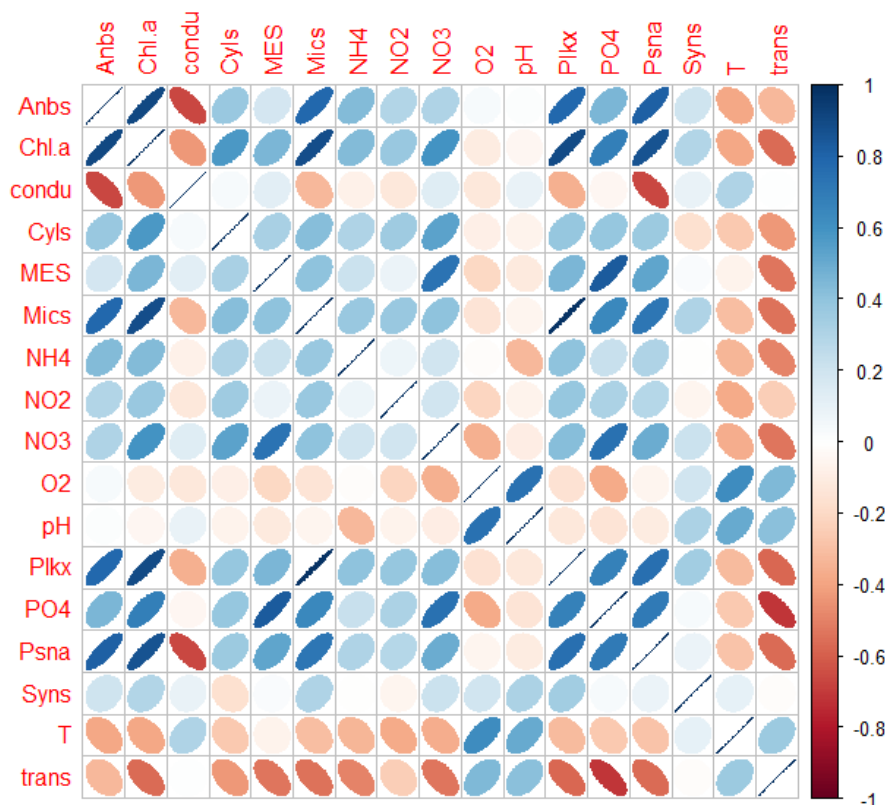


Figure 104 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 17 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période automnale. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative

Hiver

Durant la saison hivernale, c'est *Woronichinia* qui montre le plus grand nombre de corrélations ; il est, en effet, corrélé négativement avec le pH ($r = -0.54$) et l'oxygène dissout ($r = -0.48$) et positivement avec *Synechocystis* ($r = 0.70$), Chlorophylle a ($r = 0.68$), *Microcystis* ($r = 0.49$) et *NO2* ($r = 0.46$).

Microcystis entretient des corrélations positives avec la chlorophylle a ($r = 0.90$), *Pseudanabaena* ($r = 0.61$), *Aphanizomenon* ($r = 0.54$), *Synechocystis* ($r = 0.49$) et *Woronichinia* ($r = 0.49$).

Le genre *Pseudanabaena* est positivement corrélé avec la chlorophylle a ($r = 0.67$), *Aphanizomenon* ($r = 0.62$), *Microcystis* ($r = 0.61$) et *MES* ($r = 0.45$).

Le genre *Synechocystis* est positivement corrélé avec *Woronichinia* ($r = 0.70$), Chlorophylle a ($r = 0.62$), *Microcystis* ($r = 0.49$), *NO2* ($r = 0.45$).

Aphanizomenon est quant à lui corrélé positivement avec *Pseudanabaena* ($r = 0.62$), Chlorophylle a ($r = 0.55$) et *Microcystis* ($r = 0.54$).

Aphanocapsa est corrélé positivement avec la conductivité ($r = 0.53$) et la chlorophylle a ($r = 0.45$) et négativement avec la température ($r = -0.52$).

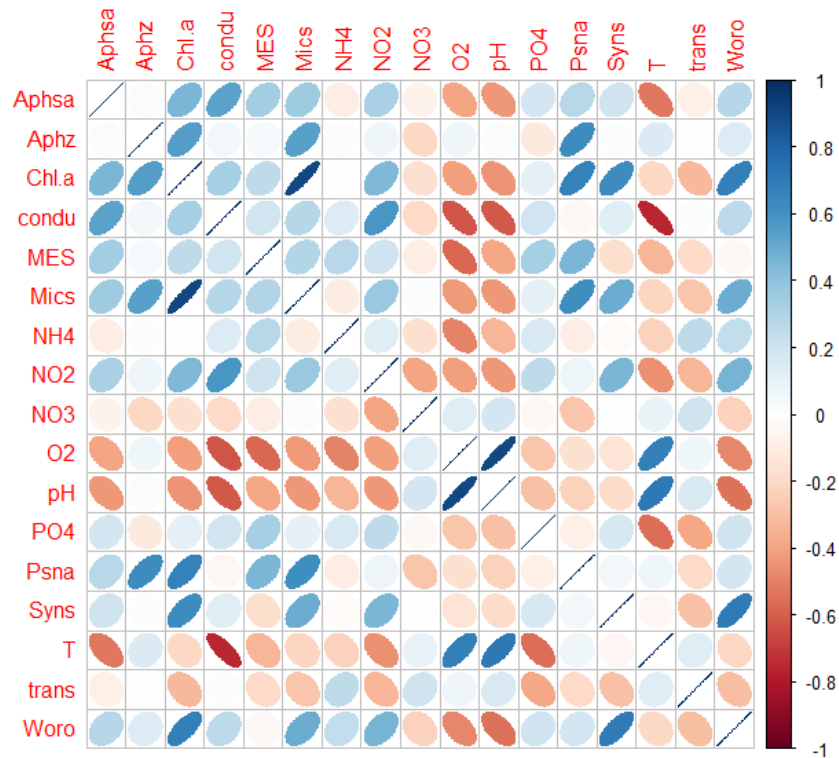


Figure 105 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 17 paramètres biotiques et abiotiques mesurés en période hivernale. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative

3-7. DISCUSSION GENERALE

PARAMETRES PHYSICO CHIMIQUES DES EAUX DE L'OUBEIRA

Les retenues de barrages et les lacs sont les points de convergence de tous les flux hydrauliques de leurs bassins versants. Ces zones d'accumulation préférentielles s'avèrent être les amplificateurs de tous les déséquilibres engendrés en amont.

Les changements saisonniers de la composition chimique des eaux dépendent essentiellement des conditions hydro-climatiques, tandis que les changements à long terme sont associés au stade de développement du réservoir, accompagnant les transformations au niveau de leurs bassins versants (Gorniak & Jekaterynczuk-Rudczyk, 1995). Par ailleurs, les processus biogéochimiques et physiques qui modifient la composition des eaux laissent une empreinte chimique qu'il est possible de lire en étudiant la distribution spatiale et temporelle de certains traceurs (Gaillard, 1993). Il est, en effet, admis que la qualité d'une eau est la résultante de nombreux paramètres dont les fluctuations sont déterminantes pour la répartition des organismes vivants.

Selon Reynolds (1984), la détermination du facteur qui influence le plus la composition et la structure de la communauté phytoplanctonique est l'une des questions phares dans l'écologie du plancton. Toutefois, les substances chimiques incriminées dans l'eutrophisation rapide des lacs sont surtout le phosphore et l'azote.

L'étude de la variabilité spatio-temporelle des caractéristiques physiques et chimiques des eaux est d'un grand intérêt car elle constitue l'étape préliminaire indispensable pour une meilleure connaissance du fonctionnement hydrobiologique des écosystèmes.

La température de l'eau joue un rôle majeur dans la qualité de la vie aquatique et des habitats. Le flux de chaleur et la fluctuation de la température déterminent quelles espèces vivront et prospéreront dans un plan d'eau. La T° moyenne des eaux de l'Oubeira est égale à 20.62°C et l'écart entre les T° maximale et minimale est de l'ordre de 20,91°C (T° min. = 11°C et max. = 31°C). Les T° enregistrées au niveau de l'ensemble des stations évoluent avec similitude; C'est entre avril et octobre que des températures de plus de 20°C sont enregistrées dans les eaux de l'Oubeira ; des T° supérieures à 25°C sont, en revanche relevées, de juin à septembre; la valeur maximale étant relevée en août. Les températures enregistrées dans les eaux de l'Oubeira, au cours de l'étude, font apparaître l'existence d'une période froide et une période chaude.

Les températures enregistrées dans les eaux superficielles de divers plans d'eau de la région font apparaître l'existence d'une période froide et une période chaude ; toutefois les écarts varient d'un plan d'eau à l'autre et d'une année à l'autre; Dans le lac Oubeira, les écarts rapportés sont de l'ordre de 21°C (Abdi et al, 2013) et 15°C (Djabourabi et al., 2014) ; dans le barrage Mexa, situé dans le même étage climatique (sub-humide) les écarts enregistrés sont de l'ordre de 21,86 et 18,18°C, respectivement, en 2010 et en 2011 (Saoudi, 2015) et dépassent 22°C en 2016 (Charifi, 2022); cet écart est de l'ordre de 19.7°C dans le barrage Bouhamdane (Guellati et al., 2017). Des écarts de l'ordre de 19°C sont rapportées dans le barrage de Zit Emba (Touati et al., 2019) et dans la lagune El Mellah (Sehili, 2022). Cette différence de température est le reflet du caractère méditerranéen de la région où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très sévères. Les fluctuations de ce paramètre abiotique sont en relation avec les conditions climatiques locales et plus particulièrement avec la température de l'air, la topographie, la durée de l'ensoleillement, l'hydrodynamisme et les phénomènes d'évaporation de l'eau dus à l'augmentation de la température.

Le réchauffement des eaux est encore plus prononcé quand les profondeurs sont faibles, comme c'est le cas des stations situées dans la partie littorale du lac. Il est important de souligner que la température de l'eau a une incidence sur les organismes aquatiques, tels que le plancton, pour l'établissement d'un cycle saisonnier du zooplancton ; elle permet également la détermination de la valeur de saturation des gaz dissous et notamment de l'oxygène dissous (Aminot, 1983). La température des eaux superficielles de l'Oubeira montre une corrélation négative très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la teneur en oxygène dissous.

L'oxygène dissous dans les eaux de surface est utilisé par toutes les formes de vie aquatique; il est, de ce fait, généralement mesuré pour évaluer la "santé" des lacs et des cours d'eau. La photosynthèse est le principal processus affectant la relation oxygène dissous/température; la clarté de l'eau et la force et la durée de la lumière du soleil, à leur tour, affectent le taux de photosynthèse. Les plantes et le phytoplancton, grâce au processus de photosynthèse, utilisent le dioxyde de carbone, l'eau et l'énergie solaire collectée par la chlorophylle a pour produire du glucose (sucre utilisé dans les processus métaboliques de l'organisme) et de l'oxygène (sous-produit essentiel à presque toutes les autres formes de vie, sous l'eau et sur terre (Wetzel, 2001).

Dans l'Oubeira, les teneurs en OD montrent des écarts d'amplitude variable selon les mois et les stations. Les teneurs en OD varient de 7 à 12 mg/L en période humide (de septembre à mars) et entre 4 et 9 mg/L en période sèche (d'avril à août); L'oxygénation des eaux du lac Oubeira est meilleure en période automnale et hivernale et dans une moindre mesure au printemps qu'en période estivale ; durant cette période, les teneurs en OD enregistrées dans chaque station montrent des écarts de l'ordre de 3 et 4 mg/L respectivement en mai et en juillet. Les eaux les moins riches en oxygène forment une sorte de couloir dirigé dans le sens Nord-Sud qui s'étale de S8 et regroupe les stations du centre du lac (S9, S6 et S5).

La bonne oxygénation de l'eau observée en période hivernale et automnale serait la résultante de la baisse de température de l'eau et l'augmentation de la fréquence des vents ; l'agitation par le vent représente, selon Millet (1989), le principal facteur de brassage des eaux, car il favorise les échanges gazeux avec l'atmosphère et augmente la surface de contact entre l'air et l'eau. Le vent, lorsqu'il est suffisamment fort, peut assurer le retour vers la saturation. Ce retour se fera dans le sens d'un dégazage vers l'atmosphère dans le cas d'une sursaturation et dans le sens d'une dissolution dans l'eau en cas de sous-saturation (Belaud, 1996 ; Schlumberger, 2002 ; Ifremer, 2001).

La faible oxygénation enregistrée en période estivale serait en revanche, liée, non seulement à la forte élévation de la température et la salinité qui limite la solubilité de l'oxygène mais aussi à la respiration des organismes aquatiques vivants (faune, flore immergée) et au calme hydrodynamique ; A cette période de l'année, il est, en effet, noté une baisse de la fréquence et de la force des vents qui se traduit par un calme hydrodynamique engendrant la baisse des débits des échanges par manque de brassage de l'eau. Il est, par ailleurs, utile de noter la forte consommation d'oxygène (à raison de 1g d'O₂/Kg de matière sèche) liée à la dégradation bactérienne des détritiques qui, selon Dussart (1992), prend encore plus d'importance avec l'augmentation de la température. Il est admis que la respiration et la décomposition aquatiques réduisent les concentrations d'OD, tandis que l'aération et la photosynthèse rapides peuvent contribuer à la sursaturation.

Dans l'étude des milieux aquatiques, le pH est un paramètre important qui dépend de mécanismes aussi bien chimique que biologique. Ce paramètre indique la quantité et la nature des ions minéraux en suspension dans l'eau et permet ainsi d'estimer le degré d'agressivité d'une eau et

son aptitude à la vie animale supérieure. Le pH des eaux douces varie, selon [Dussart \(1992\)](#), en fonction de l'heure du jour, de la température, de l'insolation, de l'intensité lumineuse, de l'assimilation chlorophyllienne et de la respiration des organismes vivants.

Le pH des eaux du lac Oubeira est alcalin (le plus souvent supérieur à 8) ; Les valeurs du pH fluctuent entre 7.87 (en mai dans S9) et 9.9 (en septembre, dans S11). ces faibles fluctuations sont proches de celles rapportées par [Saoudi et al \(2015\)](#) dans le barrage Mexa ainsi que celles dont font état les travaux de [Nasri et al., \(2007\)](#) où le pH variait de 7.7 à 8.6.

Les valeurs enregistrées dans les différentes stations évoluent avec similitude. Les valeurs les plus basses [8,55 à 8,61] sont notées dans les stations S8, S9 et S10 qui forment un couloir de direction Nord-Sud-Ouest. Quant aux valeurs élevées elles sont rencontrées dans la partie Nord-Ouest du lac (S11), la partie Est et Sud-Est du lac (S4, S3 et S1). C'est en période estivale que les valeurs du pH sont les plus élevées. Les variations du pH peuvent être un peu plus grande en fonction des caractéristiques des plans d'eau et du bassin versant ; les valeurs sont généralement comprises, entre 6.5 et 9 ([Schlumberger, 2002](#)) et peuvent, en période estivale, dépasser localement 9 dans les barrages et les cours d'eau, en particulier quand les eaux sont pauvres en bicarbonates et en période intense de photosynthèse ([Valdeyron, 1993](#)). La photosynthèse, la respiration et la décomposition contribuent toutes aux fluctuations du pH en raison de leurs influences sur les niveaux de CO₂. Le pH diminue avec l'acidification et augmente souvent avec l'eutrophisation ([Moss et al., 2003](#)). Cette forte alcalinité saisonnière, des eaux de l'Oubeira, serait liée à son eutrophisation et à la forte biomasse phytoplanctonique présente dans ses eaux; l'utilisation de l'hydrogène, par les plantes et le phytoplancton, durant le processus photosynthétique fait baisser la concentration des ions H⁺ augmentant ainsi les niveaux de pH ; la respiration et la décomposition engendrent une hausse de H⁺ à l'origine d'une baisse des niveaux de pH ([EPA, 2012](#)). Toutefois les valeurs relativement élevées du pH, enregistrées en période humide, s'expliqueraient par les agitations mécaniques (provoquées par les vents) combinées à une poussée algale hivernale. Les cyanobactéries, d'après [Shapiro \(1997\)](#), ont la capacité de croître à des pH élevés ; toutefois, un pH élevé n'engendrerait pas des floraisons, mais serait plutôt à l'origine de leur persistance du fait que les floraisons épuiserait d'abord le carbone inorganique dissous (CID) ce qui, ensuite générerait des conditions avantageuses pour les cyanobactéries.

La conductivité est liée à la concentration, dans l'eau, d'ions ayant pour origine des sels dissous et des matériaux inorganiques tels que les alcalis, les chlorures, les sulfures et les composés carbonatés ([EPA, 2012](#)). Les valeurs de la conductivité des eaux de l'Oubeira varient entre un minimum de 388 µS/cm et un maximum de 551 µS/cm relevées respectivement en avril et en février ; Les valeurs de la conductivité électrique des eaux des différentes stations évoluent avec similitude, sauf en juillet où l'écart entre les stations est relativement important (20 µS/cm entre la valeur la plus basse et la plus élevée). Les valeurs de la conductivité des eaux de l'Oubeira restent en dessous de 500 µS/cm d'avril à août et dépassent cette valeur de septembre à mars. La zone qui abrite les valeurs de la conductivité les plus élevées couvre toute la partie Ouest du lac (S11, S10) puis s'étale vers la partie centrale du lac qui regroupe S9 et S6.

Les valeurs de la conductivité enregistrées, dans le cadre de cette étude, montrent que les eaux de l'Oubeira sont moyennement minéralisées ; C'est, en revanche, durant l'automne et l'hiver que les eaux montrent une augmentation de leur minéralisation (≥ 500 µS/cm) engendrées par l'augmentation du débit, des eaux de ruissellement et des eaux usées, notée en période humide ; Ce type d'eau, en

plus d'être riche en nutriments, a souvent une concentration plus élevée de solides dissous qui peuvent augmenter la conductivité des eaux de l'Oubeira (Perlman, 2014).

D'après les données enregistrées dans les eaux douces superficielles de la région Est algérienne, les valeurs de la conductivité varient d'un plan d'eau à l'autre et d'une année à l'autre; Les eaux du barrage Hammam Debagh montrent des valeurs comprises entre 700 et 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2013, entre 650 et 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2014 et entre 550 et 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2015 (Guellati, 2017) ; Parmi les plans d'eau douce étudiés, c'est dans le barrage Ain Zada que sont enregistrées les valeurs de la conductivité comprises entre 900 et 1394 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Charifi et al, 2019) ; Dans le barrage de Zit Emba, les valeurs de la conductivité variaient de 600 à 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Touati, 2019) et à Mexa la conductivité variait de 500 à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Saoudi, 2015). C'est, en revanche, dans les eaux de l'Oubeira que la conductivité est la plus basse car elle varie entre un minimum de 388 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un maximum de 551 $\mu\text{S}/\text{cm}$ relevée respectivement en avril et en février.

Dans un plan d'eau, la transparence varie en fonction de l'abondance des particules en suspension (argile, limon, etc) et du phytoplancton. Les valeurs de la transparence des eaux de l'Oubeira sont comprises entre 12,5 et 62,5 cm ; La valeur moyenne de la transparence est de l'ordre de 32 cm. Les valeurs de la transparence les plus élevées sont notées au printemps. L'importante densité micro algale observée en période estivale et automnale serait à l'origine des valeurs basses enregistrées par la transparence au cours de cette période de l'étude ; Gaujous, (1995), rapporte que les efflorescences microalgales pourraient engendrer une baisse de la transparence de l'eau par l'élévation de sa turbidité.

Les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en MES comprises entre 10 et 362 mg/L. Les teneurs saisonnières des MES, fluctuent entre 38 et 263 mg/L en hiver, entre 50 et 362 mg/L au printemps, entre 10 et 229 mg/L en été et entre 28 et 261 mg/L en automne. En période humide, les fortes charges en MES auraient pour origine l'accumulation et le drainage de matière organique par les oueds en crue suite aux fortes précipitations survenues à cette période de l'année ; quant à celles enregistrées en période sèche, elles seraient liées à la poussée micro algale, observée à cette période, en réponse aux facteurs environnementaux. Dans les barrages de Sardaigne, la transparence minimale serait liée aussi bien aux efflorescences estivales de phytoplancton qu'au ruissellement hivernale des sédiments du bassin versant (Downing et al, 2001) accentué par la forte saisonnalité des pluies (Mariani et al, 2015).

Les éléments nutritifs indispensables au développement des cyanobactéries aquatiques sont l'azote et le phosphore (Ryding & Rast, 1994).

Dans l'eau, l'azote est présent (1) à l'état dissous (mais son rôle est négligeable sous cette forme), (2) à l'état organique : protéines, acides aminés, acides nucléiques, urée, enzymes et acides humiques ayant pour origine le métabolisme des microorganismes, la lyse des cellules, la décomposition de la matière organique, les eaux de pluie (Le Gal, 1989 ; Meybeck, 1982) et (3) à l'état minéral, sous forme ammoniacale : l'ammoniac moléculaire (NH_3), le plus toxique pour les êtres vivants, ou ionisé (ammonium NH_4), environ 100 fois moins toxique, de nitrites (NO_2), toxiques pour les poissons, et de nitrates (NO_3) relativement inoffensifs. L'azote minéral est assimilé par les bactéries et par les végétaux (phytoplancton et plantes supérieures). Les composés azotés organiques vont, par conséquent, se retrouver dans les urines, les excréments et les cadavres (après la

mort de l'animal ou du végétal) ; Ils seront dégradés par des bactéries en composés ammoniacaux (NH_4), nitrites (NO_2) et surtout nitrates (NO_3) qui fourniront aux plantes de nouvelles matières azotées (engrais) assimilables, favorisant leur développement. Dans les eaux basiques ($\text{pH} > 7$) une partie de l'ammonium, augmente proportionnellement avec l'augmentation du pH et la température de l'eau, se transforme en ammoniac (NH_3), gaz dissous, très toxique pour les poissons (même à une concentration inférieure à 1 mg/L de NH_3).

L'évaluation des concentrations en NH_4 , NO_3 , et NO_2 est souvent systématique dans les programmes de surveillance de la qualité générale des eaux (Aminot & Kérouel, 2004), car ces éléments, avec le phosphore sous forme d'orthophosphate (PO_4^{3-}), jouent un rôle crucial dans l'eutrophisation des eaux (Howarth & Marino, 2006) et le contrôle de la croissance des algues (Seyni, 2006).

L'azote ammoniacal est le principal indicateur chimique de pollution directe d'une eau. Les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en ammonium, comprises entre 0 et 26 mg/L. Les teneurs fluctuent entre 0 et 10mg/L en hiver, entre 1 et 6 mg/L au printemps, entre 1 et 26 mg/L en été et entre 0 et 9 mg/L en automne. Les concentrations en ammonium rencontrées dans l'Oubeira sont plus élevées que celles enregistrées dans les eaux de Zit Emba (0.24 -0.49 mg/L) par Touati et al (2019) et encore bien plus élevées que celles de Ain Zada (0.04 et 3.66 mg/l) par Charifi et al, (2019). Les nitrites (NO_2^-) sont considérés comme le premier composé résultant de l'oxydation de l'ammoniaque par des bactéries aérobies (fortes consommatrices d'oxygène); les acide nitreux (HNO_2) réagissent immédiatement avec les bases qu'ils rencontrent (sodium, potassium, calcium) pour donner des sels (les nitrites (NO_2), de sodium, de potassium, de calcium). Ce composé est hautement toxique car il détruit, par oxydation, l'hémoglobine contenue dans les globules rouges du sang ; de ce fait, il devrait être présent à de très faibles concentrations. De nombreux auteurs montrent que la toxicité des nitrites sur les différents organismes aquatiques est influencée par divers facteurs environnementaux tels que le calcium (Wedemeyer & Yasutake, 1978), le pH (Kahlert & Neumann, 1997), les chlorures (Huey & Beiting, 1980). Il est toutefois utile de rappeler que les nitrites sont beaucoup moins toxiques en milieu alcalin (contrairement à l'ammoniaque). Les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en nitrites qui varient de 0,15 à 4,72 mg/l ; de nombreux pics sont notés à différentes périodes de l'année. Les faibles teneurs en nitrites seraient en rapport avec les fortes teneurs en oxygène dissous et le pH alcalin de ses eaux ; Dans le barrage Mexa, Saoudi (2015) enregistre des teneurs en nitrites assez proches de celles notées dans les eaux de Zit Emba (Touati, 2019) mais nettement moins élevées que les nôtres.

Les nitrates, représentent la forme la plus oxygénée de l'azote; c'est un composé azoté stable, soluble et assimilable par les plantes. Dans les eaux de l'Oubeira, les teneurs en nitrates fluctuent entre 1.88 et 11.49 mg/L. A l'exception des pics de juin (10.07 et 8.47 mg/l dans S8 et S1 respectivement) et d'août (11.49, 11,03 et 9.39 mg/l, respectivement dans S9, S8 et S11) les eaux de l'Oubeira abritent des teneurs en nitrates le plus souvent comprises entre 4 et 7 mg/L. Les teneurs en nitrates relevées dans les eaux superficielles de l'Oubeira restent inférieures à celles rapportées dans les barrages Mexa (8,80 mg/l) et Cheffia (0.012 à 14.43 mg/l) (Saoudi et al, 2015 ; Nasri et al., 2007); en revanche, elles sont largement supérieures aux valeurs enregistrées dans la retenue Ain Zada (0,56-4,87 mg/L) (Charifi et al., 2019). D'après Dussart (1992), les nitrates sont rencontrés dans les eaux naturelles et leur teneur varie en fonction de la saison et l'origine des eaux.

En hiver les eaux superficielles, sont riches en sels nutritifs en raison du mélange des eaux et de la faible abondance du plancton. En revanche, la forte baisse des concentrations en nitrates enregistrée en période automnale serait liée à l'importante biomasse micro-algale apparue à cette même période; ceci suggérerait que les nitrates ont servi comme source d'azote à la croissance des microalgues. Ceci est conforté par l'existence de corrélations positives entre certains genres de cyanobactéries présentes dans l'Oubeira et les nitrates ; Dans le barrage Mexa, localisé dans le même étage climatique que l'Oubeira, [Saoudi et al. \(2015\)](#) signalent les mêmes fluctuations de ce paramètre avec la biomasse microalgale. Par ailleurs, la baisse des teneurs en nitrates pourrait aussi s'expliquer par la mise en place du processus de dénitrification à l'origine de la transformation des nitrates en azote gazeux qui s'échappent alors vers l'atmosphère ([Purvina et al., 2010](#)). D'après [Blomqvist et al. \(1994\)](#), une forte concentration en NO_3^- , serait en faveur de la croissance de phytoplancton eucaryote, en revanche, une faible concentration de cet élément combinée à une quantité suffisante de NH_4^+ , serait favorable pour certaines cyanobactéries non fixatrices d'azote. Ce qui semble être le cas dans les eaux de l'Oubeira, car l'ACP met en relief un lien très fort de NH_4^+ et NO_3^- avec *Microcystis* et *Planktothrix*.

Le phosphore, élément indispensable au développement de tous les organismes vivants, n'est naturellement présent qu'en très faible quantité dans le sol et les eaux. Dans les eaux, il existe sous deux formes : le phosphore organique (résidu de matière vivante) et le phosphore minéral essentiellement constitué de phosphates (PO_4) (représentent 50 à 90% de la totalité du phosphore dans les eaux urbaines). Dans les eaux superficielles, la teneur naturelle en phosphates est de l'ordre de 0,1 à 0,2 mg/L de PO_4 (moins de 0,1mg/L de phosphore total). Au-delà, une présence importante de phosphates dans les eaux n'est pas naturelle et aurait pour origine des rejets urbains (polyphosphates des lessives, excréments, dégradation de la matière organique) et agricoles (engrais, épandages...). Dans les eaux de l'Oubeira, les teneurs en orthophosphates enregistrées varient de 1 à 33 mg/L ; Les valeurs rencontrées fluctuent le plus souvent entre 1 et 5 mg/L. Durant le mois d'août, à l'exception de la station S10 qui enregistre 1 mg/L, les teneurs en orthophosphates varient de 6 à 33 mg/L dans l'ensemble des autres stations. Dans les barrages Mexa et Ain Zada les concentrations en orthophosphate sont proches de celles rencontrées dans les eaux de Zit Emba ([Saoudi et al, 2015](#) ; [Charifi et al, 2019](#)). Le cycle du phosphate, extrêmement complexe, est en effet régi par un ensemble de processus de dilution, adsorption et précipitation, essentiellement conditionnés par le pH et la composition chimique des sols ou des sédiments du plan d'eau ([Biederman & Yo, 2005](#)).

Les faibles concentrations en orthophosphates rencontrées en automne seraient liées à la forte activité phytoplanctonique notée à cette période. Ceci est conforté par l'analyse statistique qui montre l'existence de corrélations positives de *Cylindrospermopsis*, *Microcystis* et *Planktothrix* avec PO_4 . Les valeurs intermédiaires relevées au printemps et en hiver seraient engendrées par les apports exogène (ruissellement des eaux sur le sol) et endogène (minéralisation de la matière organique issue des algues et des macrophytes aquatiques morts) ([Goldsborough & Robinson, 1996](#) ; [Thomas, 2000](#)). Quant aux concentrations enregistrées en été, en plus de leur origine exogène et endogène, elles proviendraient aussi des sédiments fins qui agissent comme accumulateurs de cet élément dans les conditions oxydantes habituelles pour le relarguer en quantités importantes si le milieu devient réducteur ([Despreaux, 1990](#)). Le relargage de phosphore à partir des sédiments est régi par la T° de l'eau « pour les variations saisonnières » et par le temps de séjour « pour les variations annuelles ».

Les teneurs en chlorophylle *a* relevées dans les eaux de l'Oubeira sont comprises entre 3 et 179 µg/L ; C'est durant la période s'étalant du mois d'août à novembre que les teneurs en chlorophylle *a* dépassent le plus souvent 80 µg/L. Les teneurs en chlorophylle-*a* sont comprises entre 30 et 179 µg/l en période estivale et entre 22 et 160 µg/l en automne. Cette évolution des teneurs en chlorophylle *a* retrace grossièrement les fluctuations de la densité phytoplanctonique qui montre ses valeurs les plus basses en hiver et au printemps et les plus élevées en été et en automne. L'application du test de Spearman montre l'existence d'une corrélation positive très hautement significative entre les teneurs en chlorophylle *a* et la densité des cyanobactéries ($p \leq 0,0001$). Les faibles teneurs enregistrées en période hivernale seraient en relation avec les basses températures et la dilution qui affectent les communautés phytoplanctoniques. Cette similitude dans l'évolution des teneurs en chlorophylle (*a*) et les densités microalgales suggérerait que ce pigment peut servir d'indicateur de biomasse algale globale. Selon Izaguirre (2001), cet indicateur est influencé par les températures très élevées et les fortes intensités lumineuses. Nous notons, en effet, une corrélation positive hautement significative entre la température et les teneurs en chlorophylle *a* ($p \leq 0,0001$).

Selon Ramade (1999), la mesure de la concentration en chlorophylle *a* fournit un bon indice du niveau d'eutrophisation ; Des corrélations positives très hautement significatives sont notées entre les teneurs en chlorophylle *a* et celles de NH_4 ($p=0,0007$) et PO_4 ($p \leq 0,0001$). Pour caractériser l'état trophique des lacs et des réservoirs, le système élaboré par l'O.C.D.E. (1982), largement utilisé au niveau international, a été choisi ; Ce système combine l'information concernant l'état des nutriments et la biomasse algale et fournit une base pour l'évaluation et la tendance de l'état trophique du plan d'eau. Sur la base de cette grille diagnostique, nous pouvons placer les eaux de l'Oubeira dans la catégorie hypereutrophe.

LES CYANOBACTERIES DANS LE LAC OUBEIRA

L'observation microscopique des caractères morpho-anatomiques des cyanobactéries collectées dans les eaux du lac Oubeira nous a permis d'identifier vingt-six (26) genres rattachés à cinq ordres : Ordre des Chroococcales (*Microcystis*, *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Aphanothece*), Ordre des Oscillatoriales (*Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Phormidium*, *Lyngbya*), Ordre des Nostocales (*Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermum*, *Nostoc*), Ordre des Synechococcales (*Synechococcus*, *Merismopedia*, *Pseudanabaena*, *Woronichinia*, *Aphanocapsa*, *Synechocystis*, *Limnothrix*, *Coelomoron*, *Leptolyngbya*, *Planktolynbya*, *Eucapsis*), Ordre des Spirulinales (*Spirulina*).

La comparaison de nos résultats avec ceux de travaux antérieurs montre que les eaux superficielles de l'Oubeira abritent actuellement 12 genres en plus de ceux recensés au cours des échantillonnages réalisés par Souissi et al., (2004) et par Boussadia, (2015) qui signalent 11 et 17 genres respectivement. Nous notons, par ailleurs, que la présence des genres *Synechocystis*, *Anabaenopsis*, *Aphanothece*, *Coelomoron*, *Limnothrix*, *Planktolynbya*, *Nostoc*, et *Eucapsis* a été rapportée pour la première fois dans les eaux de l'Oubeira.

Le plus grand nombre de genres est collecté durant la période s'étalant de mai à octobre : 20 en juin, 17 genres en mai, juillet, août et septembre et 16 en octobre ; Le nombre de genres baisse à 12 en novembre ensuite à 10 en décembre, janvier, février et mars mais c'est en avril que le nombre de genres collectés est le plus bas (7).

Parmi les 26 genres répertoriés dans les eaux du lac Oubeira, nous notons l'omniprésence du genre *Microcystis*, la constance du genre *Pseudanabaena* et la régularité des genres *Chroococcus*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Synechococcus*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*. Les genres *Oscillatoria*, *Merismopedia*, *Cylindrospermopsis*, *Woronichinia*, *Spirulina* sont, en revanche, accessoires. Les 50% des genres restant sont rares.

Dans les eaux de l'Oubeira, Boussadia, (2015) note la régularité des espèces *Microcystis aeruginosa* et *Woronichinia naegeliana*. O'Farrell et al., (2007), suggère que la diversité dans la fréquence d'apparition des différents genres est due aux fluctuations des facteurs environnementaux ; Cette variabilité dans la fréquence d'apparition des genres selon le milieu s'expliquerait par le fait que chaque genre montre des capacités d'adaptation différentes en rapport avec les conditions de l'environnement dans lequel il se trouve (Bourrelly, 1985 et 1991).

Le développement des cyanobactéries est favorisé par la disponibilité des nutriments, une température élevée, le rayonnement solaire, une colonne d'eau stable et un pH élevé (Paerl & Huisman, 2008 ; Paerl & Otten, 2013 ; Carey et al, 2012). D'autres avantages sont la capacité à réguler leur position dans la colonne d'eau grâce à des vacuoles de gaz, à surmonter les périodes défavorables en formant des akinètes (cellules dormantes), à fixer l'azote gazeux grâce à des hétérocystes (cellules spécialisées) (Komarek & Anagnostidis, 1999, 2005). En outre, les cyanobactéries peuvent produire de nombreux métabolites secondaires, y compris des cyanotoxines, qui sont nocives pour la santé humaine et animale (Codd et al. 2017).

En termes d'abondance relative, plus de 75% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées sont représentées par 4 genres : *Microcystis* (44,14%), *Planktothrix* (15,70%), *Pseudanabaena* (8,35%) et *Aphanocapsa* (07%). Toutefois, dans le cadre de cette étude, nous avons, tenu compte des genres dont l'abondance relative dépasse 1% ; ce qui nous permet de retenir 8 autres genres : *Synechococcus* (4.35%), *Cylindrospermum* (3.93%), *Cylindrospermopsis* (3.69%), *Dolichospermum* (3.64%), *Aphanizomenon* (3.12%), *Oscillatoria* (1.62), *Woronichinia* (1%) et *Gloeocapsa* (1%). Les 12 genres pris en considération représentent ainsi plus de 97% de l'abondance globale. Les 14 genres restant représentent moins de 2.5% de la densité globale et porteront l'appellation "autres".

La prédominance de *Microcystis* et celle d'*Oscillatoria* est signalée durant l'étude entreprise dans ce même plan d'eau en 2008 (Djabourabi, 2014) et dans le barrage Mexa en 2010 (Saoudi, 2015); Ce sont, en revanche, les espèces des genres *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Microcystis* et *Cylindrospermopsis* qui dominent dans les eaux du lac Oubeira durant l'échantillonnage réalisé en 2009 (Boussadia, 2015). Dans les eaux superficielles de Mexa, Charifi (2022) rapportent que les genres communs sont représentés par *Planktothrix*, *Oscillatoria* et *Pseudanabaena* ; quant à *Microcystis* et *Aphanizomenon*, ils sont considérés comme occasionnels ; A Ain Zada, seul le genre *Planktothrix* est constant; les genres *Pseudanabaena*, *Cylindrospermopsis* et *Aphanizomenon* sont réguliers et le genre *Oscillatoria* est accidentel (Charifi, 2022).

Cette alternance des genres trouve son explication dans le fait que certaines espèces de cyanobactéries dominent lorsque les conditions de mélange sont présentes ; C'est le cas des Oscillatoriaceae (Reynolds, 1984) telles que *Oscillatoria* et *Planktothrix*. Cependant, ce sont généralement les conditions de stabilité de la colonne d'eau due à l'absence de précipitations, qui

favoriseraient le développement d'espèces telles que *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp., *Microcystis* spp. (Havens, 2007; Huisman et al., 2004).

Il est bien connu que la stabilité verticale due à la stratification et les longs temps de renouvellement de l'eau favorisent les cyanobactéries par rapport au phytoplancton eucaryote (Reynolds et al., 1981 ; Reynolds, 2008) ; par conséquent, la perturbation de ces conditions peut, dans certaines circonstances, moduler la dynamique des efflorescences.

Jusqu'à présent, les preuves indiquent que la réponse des cyanobactéries à de multiples stress anthropiques n'est peut-être pas généralisable, c'est-à-dire qu'une approche « taille unique » n'est pas appropriée pour tous les lacs (Taranu et al., 2012) du fait que le phytoplancton a des sensibilités et des tolérances variables à son environnement physique et chimique (Reynolds et al., 2002) et que de nombreux autres facteurs, à part la température, les nutriments et les taux de mélange et renouvellement des eaux, sont impliqués dans la formation de la biomasse phytoplanctonique et de la structure de la communauté. .

Les valeurs de l'abondance globale des cyanobactéries de l'Oubeira varient d'une saison à l'autre et d'un mois à l'autre ; elles sont élevées en été et en automne (36.66 et 38.33% respectivement) et représentent moins de 25% en hiver et au printemps (13.26 et 11.73% respectivement). Les densités mensuelles moyennes les plus basses sont relevées en mai (62 390 cell/mL dans S3) et les plus élevées en août (846 571 cell/mL dans S11).

Dans les eaux du lac Oubeira, en 2009, Boussadia note que c'est en automne que plus des 2/3 de la biomasse cyanobactérienne sont rencontrés; Cette auteure enregistre plus de 95% de la biomasse cyanobactérienne rien qu'en été et en automne. Dans ce même plan d'eau, Djabourabi (2014) signale la forte présence des Cyanobactéries en période estivale à des proportions de 41% de la densité globale. Dans le barrage de Mexa, Saoudi (2015) rapporte que la diversité en cyanobactéries est plus élevée en été mais c'est en automne que plus de 95% de la densité globale sont enregistrés.

Dans la retenue du barrage Mexa, Charifi (2022) note la forte présence des cyanobactéries en été ou elles représentent 85% de la densité globale contre 12% en hiver, 2% en automne et 1% au printemps ; A Ain Zada, les cyanobactéries collectées montrent des proportions de l'ordre de 46.2% et 37.4% respectivement en été et au printemps; elles sont, en revanche, très faiblement représentées en automne et en hiver (respectivement 10,6 et 5,8% de la densité globale). Dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba, les proportions saisonnières des cyanobactéries collectées sont de l'ordre de 48% en été et 41% en automne ; les proportions des cyanobactéries en hiver et au printemps sont de l'ordre de 8 et 3% respectivement (Touati, 2019).

De nombreuses études montrent une poussée massive des cyanobactéries en période estivale et automnale (Mariani et al, 2015) ; L'augmentation de la biomasse des cyanobactéries serait liée à l'augmentation des températures, à la réduction des turbulences de l'eau, à la concentration en nutriments (particulièrement le phosphore) et au pH élevé (Carey et al., 2012 ; Zhang et al., 2012).

Dans les eaux de l'Oubeira, à peine 3% des échantillons, ceux d'avril et de mai, montrent des densités de moins de 100 000 Cell/mL ; des densités plus élevées, comprises entre 100 000 et 150 000 Cell/mL, sont fréquentes durant les mois de janvier, février, avril et mai et représentent 30% des échantillons collectés. Les densités des cyanobactéries collectées dans les eaux de l'Oubeira varient de 200 000 à 300 000 Cell/mL en juin et de 300 000 à 350 000 Cell/mL en juillet et de 350 000 à 450 000 Cell/mL en décembre et en mars. C'est durant la période s'étalant d'août à novembre que les

densités de plus de 600 000 Cell/mL sont enregistrées ; Ces densités sont rencontrées dans plus de 33% des échantillons, parmi lesquels 10% hébergent des densités de plus de 800 000 Cell/mL. Nos résultats montrent que les densités les plus basses sont rencontrées dans S7 et S10 ; en revanche, les stations qui abritent des densités élevées ($\geq 800\,000$ cell/mL) sont S3 et S9 (3 pics), S5, S6 et S8 (2 pics) et S2, S4 et S11 (1 pic).

En référence aux valeurs guides admises par l'OMS (Chorus & Bartram, 1999), les eaux superficielles du lac Oubeira enregistrent des densités en cyanobactéries nettement supérieures à celles requises pour le niveau d'alerte 2 ($\geq 100\,000$ Cell/mL) sauf en avril et en mai où les densités enregistrées correspondent à celles du niveau d'alerte 1.

Il ressort de cette étude qu'en termes de fréquence d'occurrence et d'abondance relative, le genre *Microcystis*, dominé par l'espèce *M. aeruginosa*, représente la principale composante de la population de cyanobactéries. Dans les eaux superficielles du lac Oubeira, *Microcystis* prédomine toute l'année ; en termes d'abondance relative, les valeurs mensuelles de *Microcystis* sont comprises entre 33 % (en septembre) et 58% (en juin). Il représente, par rapport à la densité globale des cyanobactéries collectées, des proportions saisonnières qui varient selon l'ordre décroissant suivant : Printemps (52%) $\geq$ hiver (44%) $\geq$ été (44%) $\geq$ 40% (automne).

La cyanobactérie cosmopolite *Microcystis* a été signalée comme fleurissant sur tous les continents, à l'exception de l'Antarctique (Zurawell et al., 2005). L'abondance et la persistance de *Microcystis* est un phénomène courant dans les lacs et réservoirs méditerranéens (Romo et al., 2013; Gkelis et al., 2014), y compris ceux d'Algérie; A Zit Emba, plus de 92% de la densité globale de *Microcystis* est enregistrée en été et en automne (45,34 et 47,52% respectivement) contre seulement 4,29% en hiver et 2,25% au printemps (Touati, 2019). Dans les eaux de surface de Mexa, Charifi (2022) note l'abondance de *Microcystis* en période hivernale où il représente 63% de sa densité globale ; durant le reste de l'année, sa densité est de l'ordre de 20% en automne, 15% au printemps et moins de 3% en été. Toutefois, cette auteure constate l'absence de *Microcystis* dans les eaux superficielles de Ain Zada durant la campagne de 2015-2016 (Charifi, 2022). A Mexa, durant la campagne de 2010, Saoudi (2015) note l'absence de *Microcystis* au printemps et sa forte présence (plus de 10 millions de Cell/mL) en hiver (janvier) et en été (octobre); mais durant la campagne qui a suivi, en 2011, *Microcystis* est absent dans l'ensemble des stations durant les mois de juillet et août, mais, c'est en revanche, en octobre que la biomasse de *Microcystis* dépasse, selon les stations, 10 millions de Cell/mL.

La prédominance de *Microcystis* a également été notée dans des retenues de barrage de l'Est algérien utilisés pour l'approvisionnement en eau potable (Guellati et al., 2017 ; Nasri et al., 2007 ; Saoudi et al., 2015) et même à l'échelle du Maghreb (El Herry et al., 2008 ; Oudra et al., 2002); il est à l'origine de formation d'efflorescences en Algérie (Nasri et al., 2007 et 2008 ; Ouarts et al., 2011 ; Djabourabi et al., 2014 ; Amrani et al., 2014), en Tunisie (El Herry et al., 2008) et au Maroc (Oudra et al., 2002). Selon Harke et al (2016), l'espèce *Microcystis* sp. a une distribution mondiale et prolifère principalement dans les écosystèmes eutrophes et hypereutrophes pendant la saison estivale (Mariani et al., 2015 ; Van Wichelen et al., 2016).

Dans le cadre de cette étude, *Microcystis* montre une corrélation positive significative avec Chl a, NH₄, NO₂, NO₃, et T° ($p \leq 0,0001$) et avec PO₄ ($p \leq 0,001$); *Microcystis* est, toutefois, négativement corrélé avec la transparence ($p \leq 0,0001$).

Dans l'ensemble, la prolifération mondiale de *Microcystis* semble étroitement liée à l'augmentation de la charge en P et en N due à l'expansion des activités humaines (Paerl, 2014). Plusieurs études rapportent que, parmi les formes d'azote biologiquement disponibles, l'azote réduit (sous forme d'ammonium) est généralement préféré à l'azote oxydé (nitrate/nitrite) par *Microcystis* ainsi que par d'autres taxons formant des efflorescences (Blomqvist et al., 1994 ; Flores & Herrero, 2005). Par conséquent, les écosystèmes d'eau douce eutrophes, tel que l'Oubeira qui contiennent des concentrations relativement élevées d'azote réduit peuvent avoir tendance à favoriser les efflorescences de cyanobactéries. Par ailleurs, les systèmes eutrophes sont très turbides et potentiellement limités en lumière ; cette caractéristique favoriserait les efflorescences cyanobactériennes qui peuvent réguler leur flottabilité et migrer verticalement afin d'accéder aux eaux de fond riches en nutriments (c'est-à-dire en coulant) et d'optimiser l'utilisation de l'énergie radiante (en flottant en tant qu'efflorescences de surface flottantes).

Un bon nombre d'étude rapporte que *Microcystis* est extrêmement efficace pour séquestrer les sources de P, même à de faibles concentrations (Baldia et al., 2007; Saxton et al., 2012). *Microcystis* est capable de stocker du P intracellulaire (corps de polyphosphate), ce qui lui permet de survivre pendant les périodes de privation de P et il est également capable de collecter du P sur sa surface extérieure (Saxton et al., 2012). En outre, il a été démontré que *Microcystis* régule à la hausse les gènes de synthèse des transporteurs de phosphate à haute affinité et des phosphatases alcalines qui lui permettent de persister dans des conditions de faible teneur en P (Harke et al., 2012 ; Harke & Gobler, 2013).

Selon Paerl (1982), *Microcystis* est exceptionnellement douée pour accéder à la fois à l'azote et au phosphore par le biais de divers mécanismes cellulaires, notamment la régulation de la flottabilité, le stockage cellulaire, les transporteurs à haute affinité et la formation de colonie, qui améliore la flottabilité et joue un rôle essentiel dans le développement d'associations étroites avec d'autres microbes, notamment des bactéries hétérotrophes et une série de protozoaires.

C'est par cet ajustement rapide de sa flottabilité, en fonction de la fixation photosynthétique du CO₂ par rapport aux besoins d'acquisition de nutriments, que *Microcystis* maintient sa domination. Les résultat d'études expérimentales menées par Schindler et al., (2008) et Schindler, (2012) ont suggéré que la réduction des apports en N dans des conditions de P élevé conduirait au remplacement de *Microcystis* (cyanobactérie non fixatrice de N₂) par des espèces telles que *Dolichospermum/Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia* (fleurs d'eau cyanobactériennes fixatrices de N₂) ; Toutefois, au cours de l'expérience, des augmentations nettes de la biomasse de *Microcystis* ont été observées ; Cela indique que *Microcystis* a été en mesure de concurrencer efficacement les taxons fixateurs de N₂ dans des conditions très favorables à la fixation de N₂ (Paerl et al., 2014b). Dans le lac Taihu (Chine), Paerl (2014) note que les colonies de *Microcystis*, à forte flottabilité, maintiennent une forte dominance dans les eaux de surface pendant les conditions estivales limitées en azote, malgré la présence durant cette période, des genres fixant l'azote, tels que *Dolichospermum* et *Aphanizomenon*. Cet auteur, suggère que cette flottabilité supérieure combinée à la capacité de prospérer sur l'azote régénéré peuvent contribuer à cette domination de *Microcystis* sur les diazotrophes du fait que ces derniers auraient besoin de l'énergie radiante pendant la limitation de l'azote.

Il est rapporté que les proliférations de *Microcystis* sont fréquentes dans les écosystèmes contenant des cyanobactéries fixatrices de N₂ appartenant aux genres *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* et *Cylindrospermopsis* (Wu et al., 2010 ; Soares et al., 2012). Cette relation de *Microcystis* avec des cyanobactéries fixatrices de N₂ est confirmée par les résultats de notre analyse statistique qui montrent l'existence de corrélation significative ($p \leq 0,0001$) avec non seulement, *Dolichospermum* et *Cylindrospermopsis* mais aussi avec *Planktothrix* et *Pseudanabaena*.

Dans les eaux de l'Oubeira, le genre *Planktothrix* est absent en hiver, très peu représenté au printemps (à peine 1% de l'abondance globale printanière), assez fortement présent en été (24% de l'abondance globale estivale) et en automne (17% de l'abondance globale automnale). Les valeurs mensuelles de l'abondance relative de *Planktothrix* sont de l'ordre de 32, 21, 15, 26 et 8% respectivement en août, septembre, octobre, novembre et décembre.

Les résultats de la campagne de 2015-2016 menée à Ain Zada, par Charifi (2022), montrent la prédominance du genre *Planktothrix* (78%) ; ce dernier montre des densités comprises entre 32 500 et 5 980 000 cell/mL et des valeurs de l'abondance saisonnière qui suivent l'ordre décroissant suivant été (59%) > Printemps (29%) > hiver (11%) > automne (1%). A Mexa, Le genre *Planktothrix*, bien qu'ayant une fréquence d'occurrence assez élevée, représente à peine 3% de la densité globale. Dans ce plan d'eau, *Planktothrix* est fortement présent en été ; il présente des abondances relatives saisonnières de l'ordre de 90% ; les valeurs de l'ordre de 7%, 2% et 1% sont respectivement relevées en automne au printemps et en hiver (Charifi, 2022). Dans ce même plan d'eau, Saoudi (2015) note la présence de *Planktothrix* en mars-avril durant la campagne de 2010 et de février à avril durant la campagne de 2011 à des densités maximales qui n'excédaient pas 500 et 1000 Cell/mL respectivement. A Zit Emba, le genre *Planktothrix* est essentiellement présent au printemps et en été avec respectivement 56,54 et 40,54% de sa densité globale (Touati, 2019). Dans le réservoir Ain Zada, *Planktothrix* est présent à tous les niveaux de la colonne d'eau et durant toute l'année à des températures qui oscillent entre 6 et 28°C ; dans ce plan d'eau, *Planktothrix* domine l'ensemble de la communauté cyanobactérienne, aussi bien, en termes de fréquence d'occurrence qu'en termes d'abondance (Charifi, 2022). En zone sub tropicale, *P. agardhii* a dominé le phytoplancton du Lago Rodo pendant toutes les saisons à des températures allant de 10 à 31°C ; ce qui indique une tolérance substantielle aux variations de température. L'évolution de *Planktothrix* dans les eaux de l'Oubeira a lieu à des températures comprises entre 13 et 31°C. *Planktothrix* entretient une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la T° des eaux de l'Oubeira.

Selon Oberhaus et al., (2007) *Planktothrix* montre un taux de croissance qui augmente significativement entre 15 et 25°C ; La performance de croissance, de *P. agardhii*, à 25°C conforte ses préférences pour la température plus chaude de l'épilimnion en été ou bien celle de plans d'eau moins profonds, comme ceux dans lesquels cette espèce prolifère aux Pays-Bas (Mur & Schreurs 1995), en Allemagne (Wiedner et al. 2003), ou en France (Briand et al. 2002). Oberhaus et al (2007), rapportent que *Planktothrix agardhii* est plus efficace pour se développer dans la partie superficielle de la colonne d'eau, en raison de sa capacité à absorber suffisamment d'énergie de l'ensemble du spectre de lumière dans un environnement très turbide et relativement peu irradiant, et aussi en raison de sa résistance à la photoinhibition dans des niveaux d'irradiation plus élevés. Nixdorf et al. (2003) placent ces espèces dans le groupe fonctionnel de phytoplancton S1 (Reynolds et al., 2002) de cyanobactéries filamenteuses photoadaptatives communes dans les lacs peu profonds et exposés au

vent avec de fortes interactions entre les sédiments et l'eau et ayant de faibles niveaux de luminosité. Dans les eaux de l'Oubeira, *Planktothrix* est négativement corrélé ($p \leq 0,05$) avec la transparence.

Dans les plans d'eau Méditerranéens, les deux principaux facteurs généralement cités pour expliquer une telle tendance étaient le climat méditerranéen chaud et l'eutrophisation avancée. Dans les lacs méditerranéens peu profonds, le recyclage interne des nutriments à partir des sédiments a été accru par la température (Søndergaard & Jeppesen, 2003) ; quant à la concentration des nutriments dans la colonne d'eau elle se fait suite à l'évaporation des eaux (Özen et al., 2010), ce qui peut favoriser la prolifération de *Planktothrix* dans les eaux de l'Oubeira.

La coexistence entre *Microcystis* et *Planktothrix* serait assez courante dans les systèmes d'eau douce eutrophes et dépendrait d'une grande variété de facteurs environnementaux telle que la disponibilité de la lumière qui, selon De Araujo Torres et al., (2016), constitue un élément essentiel. D'autres études (Glibert et al., 2016 ; Gobler et al., 2016 ; Chaffin et al., 2018) ont montré que les cyanobactéries non-diazotrophes, tels que *Microcystis* et *Planktothrix*, étaient très compétitifs pour les formes d'azote chimiquement réduites, telles que le $\text{NH}_4\text{-N}$ et l'urée ; ce qui est en accord avec nos résultats statistiques. L'abondance des deux genres dans le lac Oubeira serait liée aux nutriments et à la température ; car nous notons que *Planktothrix* et *Microcystis* entretiennent une corrélation positive significative avec NH_4 et NO_3 ($p \leq 0,0001$) et la T° mais aussi avec NO_2 et PO_4 ($p \leq 0,001$). Leur corrélation avec ces facteurs environnementaux peut expliquer leur coexistence pendant la période été-automne ; L'analyse statistique montre aussi la forte corrélation positive de *Planktothrix* avec *Microcystis* et avec la chlorophylle a.

Dans les eaux de l'Oubeira, le genre *Pseudanabaena*, est présent durant toute l'année à des densités mensuelles qui oscillent, selon la station, entre 0 et 108 800 cell/mL. Les valeurs de l'abondance relative de *Pseudanabaena*, varient selon l'ordre suivant hiver (15%) $\geq$ automne (12%) $\geq$ printemps (7%) $\geq$ été (3%). C'est toutefois durant la période automnale qu'il montre les plus fortes densités ; en octobre, 9 stations abritent plus de 80 000 cell/mL dont 3 pics de plus de 100 000 cell/mL, en novembre, des densités $> 60\,000$ cell/mL sont relevées dans 50% des stations parmi lesquelles 3 pics de plus de 70 000 cell/mL, en décembre, 10 stations de plus de 60 000 cell/mL dont 4 pics de plus de 70 000 cell/mL. En mars, 10 stations de plus de 50 000 cell/mL dont 5 pics de plus de 60 000 cell/mL ; en avril, un pic de plus de 100 000 cell/mL est relevé.

Selon Djabourabi (2014), durant la campagne entreprise en 2007 dans le lac Oubeira, les Cyanobactéries montrent une densité moyenne proche de 5 500 000 ind/l ; Les Cyanobactéries sont fortement présentes en été et au printemps ou elles représentent respectivement 41 et 30% de la densité moyenne globale enregistrée par cette classe ; Des proportions presque égales sont relevées en automne et en hiver (15 et 14% respectivement). Les genres *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Pseudanabaena* prédominaient avec des densités respectives de l'ordre de 2 885 000 ind/l, de 880 333 ind/l et 493 333 ind/l. Les Cyanobactéries étaient assez fortement présentes à Demnet Rihana et Dey L'Graa et Messida qui abritaient respectivement 29, 29 et 27 % de la densité moyenne globale ; Les plus faibles proportions étant notées à Boumarchene (15%). Dans ce même plan d'eau, durant la campagne d'échantillonnage de 2010, Boussadia (2015) signalait *Pseudanabaena* comme un genre accessoire ; cette auteure rapporte la présence de *Pseudanabaena* dans les eaux de l'Oubeira à des densités qui varient de 140 à 29 000 cell/ml ; C'est en août que ce genre présente des pics de plus de 17 000 cell/ml (à Messida), de 29 000 cell/ml (à Euch lahar) et de 11 000 cell/ml (au Centre). Sa

présence dans les échantillons prélevés est de l'ordre de moins de 10% au centre du lac, 25% à Demnet Rihane, 30 à 35% à Messida et Euch Lahmar et 45 à 50% à Boumerchene et Dey L'Gràa. A Mexa, durant la campagne de l'année 2010, [Saoudi, \(2015\)](#) rapporte la présence de *Pseudanabaena* essentiellement en été avec l'atteinte d'un pic proche de 79 000 Cell/mL en juillet; sa présence au printemps est illustrée par des densités qui ne dépassent pas 800 Cell/mL. En revanche, *Pseudanabaena* est pratiquement absent, durant la campagne de 2011, car il n'est rencontré qu'en août (pic proche de 10 000 Cell/mL).

[Charifi, \(2022\)](#) rapporte la présence du genre *Pseudanabaena* le plus souvent en période estivale ou, en termes d'abondance, il représente plus de 97% de sa densité globale à Mexa et 51% à Ain Zada. Les densités de *Pseudanabaena* varient de 8000 à 133 000 cell/mL à Ain Zada mais n'excèdent pas 16 666 Cell/mL à Mexa. Les valeurs des abondances saisonnières varient selon l'ordre décroissant suivant : automne (33%) > hiver (5.54%) > printemps (1.39%) à Ain zada, et printemps (2%) > automne (0.88%) > hiver (0.20%) à Mexa. A Zit Emba, la présence du genre *Pseudanabaena* n'est pas rapportée par [Touati \(2019\)](#).

Dans le cadre de cette étude, nous notons l'existence d'une corrélation positive de *Pseudanabaena* avec *Microcystis* ($p \leq 0,0001$). Cette relation entre les 2 genres trouve son explication dans le fait que *Pseudanabaena* est une petite espèce de cyanobactérie filamenteuse et épiphyte communément intégrée ou attachée à la gaine des colonies de *Microcystis* ([Vasconcelos & Pereira 2001](#), [Yarmoshenko et al. 2013](#), [Agha et al. 2016](#)) et que l'abondance de ces deux espèces est fortement corrélée pendant les efflorescences ; mais selon [de Figueiredo et al. \(2004\)](#) la plupart des études se concentrent sur *Microcystis* en raison de sa forte abondance et de sa production de toxines.

Dans l'Oubeira, *Pseudanabaena* est présent toute l'année mais il est plus abondant quand les eaux montrent un pH qui varie entre 8 et 9 et une T° comprise entre 11 et 21°C. Nous notons, par ailleurs, que *Pseudanabaena* est négativement corrélé ($p \leq 0,0001$) avec la T° et la transparence des eaux de l'Oubeira. La flottabilité de *Pseudanabaena* est trop faible pour lui permettre de flotter à la surface de l'eau et d'atteindre une exposition fréquente à une lumière élevée, mais la croissance épiphyte avec des colonies flottantes de *Microcystis* peut augmenter la disponibilité moyenne de la lumière pour *Pseudanabaena* ([Acinas et al. 2009](#)).

Pseudanabaena sp. est une cyanobactérie non hétérocystique appartenant à l'ordre des Oscillatoriales ([Acinas et al, 2009](#)). Les Oscillatoriales sont connus pour croître à des intensités lumineuses plus faibles par rapport à *Microcystis* ([Tian et al, 2012](#) ; [Mischke, 2003](#)). Contrairement à *Microcystis*, *Pseudanabaena* possède une phycobiline supplémentaire, PE, qui peut absorber la lumière dans la gamme 540-570 nm du spectre visible, ce qui lui confère un avantage concurrentiel dans les environnements lumineux fluctuants ([Stomp et al. 2008](#)).

Selon [Reynolds et al, \(2002\)](#), les genres tels que *Planktothrix agardhii* et *Pseudanabaena* préfèrent les eaux turbides offrant une accessibilité limitée à la lumière ; cela semble être le cas du lac Oubeira, du fait que les deux genres ont montré, avec la transparence, une corrélation négative très significative pour *Pseudanabaena* ($r = -0.54$, $p < 0.0001$) et significative pour *Planktothrix* ($r = -0.28$, $p < 0.05$).

Dans le lac Feng-qing (Chine), [Zhao et al. \(2015\)](#) ont rapporté que *Pseudanabaena limnetica* a une large tolérance aux changements environnementaux et pourrait s'adapter et se développer même sous une faible température de l'eau, une faible concentration en phosphore et une faible transparence de l'eau, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus dans le cadre de cette étude; nous notons, en effet,

que *Pseudanabaena* est négativement corrélé avec la T° et la transparence ($p \leq 0,0001$) et avec NO₂ ($p \leq 0,001$) mais il entretient une corrélation positive significative avec la conductivité ($p \leq 0,0001$). Nous notons, que la conductivité des eaux a augmenté considérablement en octobre, lorsque l'abondance de *Pseudanabaena* a atteint son maximum ; ce qui suggérerait que la conductivité joue un rôle important dans la succession et la croissance de *Pseudanabaena* dans le lac Oubeira. [Li et al \(2020\)](#) suggèrent que la tolérance à la faible luminosité, aux perturbations et à la carence en phosphore de *Pseudanabaena* sp. peuvent être en faveur de sa prédominance dans les plans d'eau.

Le genre *Dolichospermum*, considéré comme régulier, représente, en termes d'abondance, 3,64% de l'abondance globale. Il est très peu abondant au printemps (moins de 1% de l'abondance saisonnière) ; En période estivale il représente un peu plus de 2% et il est rencontré dans 88% des stations à des densités qui oscillent entre 3000 et 34 000 cell/mL ; En période automnale, il représente plus de 4% de l'abondance saisonnière et il est rencontré dans plus de 72% des stations à des densités qui fluctuent entre 9000 et 64 000 cell/mL. En octobre, 3 pics (entre 28 000 et 40 000 cell/mL), en novembre 2 pics (55 000 et 58 000 cell/mL), en décembre les densités oscillent entre 41 000 et 50 000 cell/mL (un pic de plus de 64 000 cell/mL). En période hivernale, le genre *Dolichospermum* représente, en termes d'abondance, plus de 8% de l'abondance saisonnière et il est rencontré dans 45% des stations à des densités comprises entre 6000 et 96 000 cell/mL ; Il est absent en janvier et peu abondant en février ; C'est en mars qu'il est rencontré dans 9 des 11 stations à des densités qui varient de 28 000 à 96 000 cell/mL (1 pics de plus de 73000 et 2 pics de plus de 94 000 cell/mL).

Dans les eaux de l'Oubeira, les espèces du genre *Dolichospermum* ont déjà été signalée aussi bien en 2007 qu'en 2009 ([Djabourabi, 2014](#) ; [Boussadia, 2015](#)). C'est durant la campagne de 2009 que sont identifiées deux espèces du genre *Dolichospermum* (*D. planctonica* et *D. maxima*) ; ces dernières sont considérées comme rares et leur densité fluctue entre 25 et 37 000 cell/mL pour *D. planctonica* et pas plus de 1000 cell/mL pour *D. Maxima*. La présence *D. planctonica* est relativement plus marquée à Dey L'Gràa, au Centre et à Messida où elle est rencontrée dans 20 à 25% des prélèvements à des densités de plus de 9000 cell/mL en août. La présence du genre *Dolichospermum* n'est pas signalée aussi bien à Mexa qu'à Ain Zada ([Saoudi, 2015](#) ; [Charifi, 2022](#)). Le genre *Dolichospermum* est rencontré dans les eaux du barrage de Zit-Emba, où il est assez fortement présent en été (plus de 96% de sa densité globale) et dans une moindre mesure en automne ; En revanche, *Dolichospermum* est pratiquement absent en hiver ([Touati, 2019](#)). Dans le barrage Hammam Debagh, [Guellati \(2017\)](#) signale la présence, mais à de faibles abondances, d'espèces connues pour leurs capacités de fixation de l'azote atmosphérique appartenant principalement aux genres *Dolichospermum*, *Chrysosporum* et *Aphanizomenon*.

Les espèces du genre *Dolichospermum* sont considérées de stratégie S du fait qu'elles préfèrent une grande stabilité hydrologique et un rapport Zeu/Zmix élevé. Ce genre montre une distribution étendue dans les zones à climat tempéré ([Mariani et al, 2015](#) ; [Padedda et al, 2017](#) ; [Stefanelli et al, 2017](#)). *Dolichospermum* spp. et d'autres cyanobactéries diazotrophes sont généralement observées dans des systèmes eutrophes ([Chaffin et al., 2019](#) ; [Michalak et al., 2013](#) ; [Perri et al., 2015](#)) ; toutefois, des efflorescences de *Dolichospermum* spp. Dans des lacs oligotrophes sont également courantes ([Carey, 2012](#); [Favot et al., 2019](#); [Namsaraev et al., 2018](#); [Reinl et al., 2021](#); [Sterner et al., 2020](#)), ce qui suggère que *Dolichospermum* spp. pourrait être métaboliquement flexible et indifférent à la stœchiométrie ou aux concentrations en nutriments de l'eau. [Rigosi et al. \(2014\)](#) ont constaté que *Dolichospermum* était plus sensible aux nutriments. Dans les eaux de l'Oubeira, *Dolichospermum* est

positivement corrélée avec NO₂ ($p \leq 0,001$) et avec NH₄, NO₃ ($p \leq 0,05$). Zhang et al (2020) ont, en outre, indiqué que *Dolichospermum* était sensible à l'azote et que sa réponse à l'azote total dépendait de la température.

Dans les eaux de l'Oubeira, *Dolichospermum* coexiste avec *Microcystis* et *Planktothrix* avec lesquels il entretient une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$).

Des études notent que lors de coexistence de *Microcystis* et *Dolichospermum* dans un environnement relativement pauvre en P, c'est l'espèce *D. flos-aquae* qui souffre de cette limitation en P mais pas *Microcystis* spp. (Wan et al, 2019); ce qui, selon ces mêmes auteurs remet en question l'universalité de la norme de contrôle du P au-delà des espèces de phytoplancton.

Zhang et al (2020) rapportent que la sensibilité de *Dolichospermum* aux nutriments et à la température était relativement faible par rapport à celle de *Microcystis*. Les températures moyennes durant lesquelles *Microcystis* domine sont nettement plus élevées que celles auxquelles *Dolichospermum* et *Aphanizomenon* sont les plus abondants (Zhang et al, 2016). Ces mêmes auteurs notent que, quand la température et la teneur en phosphore sont relativement élevées, *Microcystis* se développe rapidement et exclut *Dolichospermum* de la compétition ; en revanche, quand la teneur en nutriments, en particulier la teneur en phosphore, était faible, le pouvoir exclusif de *Microcystis* était faible et *Dolichospermum* maintenait sa domination, même en été. Ceci suggérerait que les différentes manières de procéder pourraient contribuer à la succession des deux cyanobactéries ; car selon Arrigo, (2005), dans un assemblage de phytoplancton, les taux de croissance des différentes espèces sont susceptibles d'être limités par des ressources différentes.

Ces résultats concernant les niches de température sont étroitement liés à la présence saisonnière ou à la prédominance de ces espèces sur le terrain ; ceci est appuyé par Shan et al (2019) ; Moisander et al (2015) qui notent la prolifération d'espèces diazotrophes (*Aphanizomenon* et *Dolichospermum*) généralement au début du printemps ou à la fin de l'automne, lorsque la température est relativement basse ; quant à l'espèce non diazotrophe (*Microcystis*) elle apparaît principalement en été, lorsque la température est relativement élevée (Shan et al, 2019 ; Moisander et al, 2008). Ce qui conforte l'observation de relatives fortes abondances de *Dolichospermum* en mars et en décembre dans les eaux de l'Oubeira.

Dans les lacs eutrophes tempérés ou subtropicaux, Paerl & Otten, (2016) notent que le schéma d'assemblage de cyanobactéries le plus courant est la succession entre les genres non diazotrophe (*Microcystis*) et diazotrophe (*Dolichospermum*). Chia et al., (2018) suggèrent que *Microcystis* (toxique) succéderait à *Dolichospermum* grâce à un processus allélopathique durant lequel *Microcystis* inhibe la prolifération de *Dolichospermum*.

Dans les eaux du lac Oubeira, le genre *Aphanizomenon*, bien que régulier, il ne représente que 3% de l'abondance globale. Dans les eaux superficielles du lac Oubeira, *Aphanizomenon* est très peu présent en période printanière et estivale (respectivement moins de 1 et 0.5% de l'abondance globale de saison) mais il est relativement plus abondant en automne du fait que ses densités varient de 3000 à 89 000 cell/mL et en termes d'abondance, il représente presque 4% de l'abondance saisonnière ; cette relative abondance automnale est illustrée par 2 pics de plus de 76 000 cell/mL (en novembre) sa présence dans 7 stations à des densités de plus de 60 000 cell/mL (1 pic de plus de 74 000 et 2 de plus 84 000 cell/mL) en décembre. C'est en période hivernale que plus de 96% des stations abritent

Aphanizomenon à des densités comprises entre 5000 et 54 000 cell/mL représentant ainsi 11% de l'abondance globale de saison ; Ce genre montre 2 pics en février (plus de 23000 et 31 000 cell/mL) mais c'est en mars qu'il est le plus abondant car ses densités varient de 26 000 à 54 000 cell/mL ; par ailleurs, des densités de plus de 45 000 cell/mL sont notées dans 60% des stations qui l'abritent.

Dans des études antérieures la présence d'espèce du genre *Aphanizomenon* a été signalée dans l'Oubeira (Djabourabi, 2014 ; Boussadia, 2015). Bien que considérée comme accessoire, le suivi de la densité globale des cyanobactéries identifiées dans les eaux du lac Oubeira, durant la campagne de 2009 (Boussadia, 2015) montre la dominance nette de l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoi* qui enregistrait, en été et en automne, des densités comprises entre 600 et 514 000 cell/ml et une densité moyenne proche de 60 000 cell/ml .

Dans la présente étude, les résultats du dénombrement des espèces de cyanobactéries recensées au niveau de chaque station montrent la dominance de l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoi* dans les échantillons d'eau des stations Demnet Rihane, Dey L'Graa, Messida et le centre ; en revanche, cette espèce n'est pas rencontrée dans les eaux de Euch Lahmar. Le nombre d'échantillons abritant des densités de plus de 100 000 cell/ml sont de l'ordre de 4/11 à Demnet Rihane, de 4/12 à Boumerchene, de 4/9 à Dey L'Graa, de 8/10 à Messida et au Centre. Ce sont, toutefois, les eaux de Messida qui abritent les densités les plus élevées car 7 sur les 8 échantillons comptent entre 200 000 et plus de 500 000 cell/ml ; La densité maximale (514 760 cell/mL) étant enregistrée à Messida le mois d'Août.

Le genre *Aphanizomenon* a une distribution mondiale (Rajaniemi et al. 2005). Le genre cyanobactérien *Aphanizomenon* est hétérogène et comprend au moins cinq taxons distincts présentant des différences phylogénétiques marquées (*Aphanizomenon*, *Anabaena-like cluster A*, *Cuspidrothrix*, *Sphaerospermopsis* et *Chrysosporum*). Les "*Aphanizomenon* spp." sont caractérisées par une grande plasticité écologique et leur propagation vers des zones plus froides. Selon Sukenik et al. (2012), les deux cyanobactéries appartenant à l'ordre des Nostocales, *Cylindrospermopsis* et *Aphanizomenon*, montrent la tendance à s'étendre à de nouveaux habitats et à y proliférer, supplantant ainsi les espèces indigènes. Cette expansion vers de nouvelles régions géographiques est principalement attribuée au réchauffement climatique et aux changements dans les régimes de nutriments. Le nombre croissant de signalements de *Chrysosporum ovalisporum* en Europe depuis l'année 2000, en particulier dans les pays circum-méditerranéens, a également conduit à la conclusion de son comportement potentiellement envahissant (Mehnert et al., 2010 ; Sukenik et al., 2012).

La plupart des études (sur des souches toxiques ou non) ont porté sur *Aphanizomenon flos-aquae* et *Aphanizomenon gracile* (Preussel et al., 2009 ; Mehnert et al., 2010), moins souvent sur *Cuspidrothrix issatschenkoi* (Dias et al., 2002) et *Chrysosporum ovalisporum* (Hadas et al., 2002 ; Bacsí et al., 2006 ; Mehnert et al., 2010 ; Cirés et al., 2011) et rarement sur *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Sabour et al., 2005, 2009a,b).

Dans les eaux de l'Oubeira, le genre *Aphanizomenon* enregistre ses plus fortes densités à la fin de l'automne et en hiver lorsque la température de l'eau baisse en dessous de 15°C; cette observation est confortée par les résultats de l'analyse statistique qui montre que le genre *Aphanizomenon* était corrélé négativement avec la température de l'eau ($p \leq 0,0001$). Dans les eaux de l'Oubeira, c'est l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoi* qui dominait lors de la campagne de 2009 (Boussadia, 2015); cette auteure signalait sa présence durant la période s'étalant du mois d'août à novembre à une densité moyenne proche de 60 000 cell/mL ; Les densités de plus de 100 000 cell/mL étaient enregistrées

dans plus de la moitié des stations où sa présence était signalée; parmi ces dernières, des densités de plus de 400 000 cell/mL étaient notées dans 7 stations et la valeur maximale (proche de 515 000 cell/mL) est relevée en août dans la partie Sud-Est du lac. Durant la période d'efflorescence de l'espèce *A. issatschenkoi* les T° de l'eau variaient de 14 à 30°C ; l'auteure trouvait des corrélations positives de la densité d'*A. issatschenkoi* avec le pH mais pas avec la T°. Durant l'actuelle étude, le genre *Aphanizomenon* montre une corrélation positive ($p \leq 0,05$) avec le pH des eaux du lac

Les expériences ont révélé des optima de température différents pour les souches testées d'*Aph. sp.*, d'*Aphanizomenon gracile*, de *Cuspidothrix issatschenkoi*, de *Chrysosporum ovalisporum* et de *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*, ce qui, selon Cires & Ballot, (2016) pourrait avoir des implications pertinentes pour leur répartition géographique potentielle. Alors que les souches de ces cinq espèces ont montré une croissance végétative positive dans une large gamme de températures (15-30 °C) des études suggèrent que seule *Aphanizomenon gracile/flos-aquae* peut se développer autour (ou en dessous) de 10°C (Mehnert et al., 2010), et que *Chrysosporum ovalisporum* et *S. aphanizomenoides* sont de bien meilleurs compétiteurs à des températures élevées supérieures à 30°C ou même proches de 35°C (Hadas et al., 2002; Cires et al., 2011 ; Mehnert et al., 2010 ; Gkelis et al., 2005 ; Quesada et al., 2006 ; Sabour et al., 2005, 2009a,b). D'après Komarek (2013) l'espèce *Aphanizomenon flos-aquae* est planctonique et prolifère dans les réservoirs eutrophes ; Par ailleurs, Preussel et al. (2009), notent que cette espèce montre une croissance positive dans une large gamme de températures (16-25 °C) et peut, selon Üveges et al. (2012) se développer en dessous de 10°C. Quant à Mehnert et al. (2010), ils rapportent que l'espèce *A. flos aquae* a un avantage compétitif dans des situations de faible intensité lumineuse. Selon Wu et al (2016), seule *A. flos aquae* avait un avantage compétitif sur *Microcystis* lorsque la température était inférieure à 15°C. Reynolds et al., (2002) rattachent *Aphanizomenon issatschenkoi* au groupe fonctionnel H1; c'est une espèce diazotrophe qui tolère de faibles taux d'azote ; elle est, par ailleurs, sensible aux conditions de mélange et de faible luminosité. Dans des conditions de faible teneur en azote *Aphanizomenon issatschenkoi* forme régulièrement des hétérocystes (Moustaka-Gouni et al, 2010).

Selon Cires & Ballot (2016), l'intensité lumineuse représenterait un autre facteur d'influence sur le développement d'*Aphanizomenon* ; ces auteurs notent que *Aphanizomenon sp.*, *Aphanizomenon gracile*, *Cuspidothrix issatschenkoi* et *Chrysosporum ovalisporum* poussent mieux à des intensités lumineuses faibles à modérées (40-100 mmol photons m⁻² s⁻¹) et, par ailleurs, ils pensent que bien que cette caractéristique empêche "*Aphanizomenon spp*" d'être d'excellents compétiteurs pour des intensités lumineuses élevées, elle peut constituer un avantage compétitif dans des situations de lumière incidente réduite, par exemple dans des couches d'eau plus profondes sous une efflorescence ou une écume de surface.

Dans la présente étude, le genre *Aphanizomenon* est corrélé négativement avec NO₃ ($p \leq 0.001$) et avec NO₂ ($p \leq 0,05$) ; Par ailleurs, aucune corrélation n'est notée avec PO₄. Cependant, durant la campagne de 2009, Boussadia et al (2014) rapportent l'existence de corrélations positives des densités d'*Aphanizomenon issatschenkoi* avec NH₄ et PO₄; ces auteurs notent que, selon le site d'échantillonnage, ces corrélations sont hautement à très hautement significatives.

En ce qui concerne les nutriments, Cires & Ballot, (2016) notaient que la croissance d'*Aphanizomenon sp./flosaquae*, de *Cuspidothrix issatschenkoi*, de *Chrysosporum ovalisporum* et de *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* était positivement corrélée à la disponibilité de l'azote dans le

milieu de croissance. Bien que les *Aphanizomenon* spp. soient capables de fixer le N₂ atmosphérique dans des cellules spécialisées (hétérocystes), le coût énergétique de la fixation du N₂ est élevé et, de ce fait, l'azote combiné est préférentiellement absorbé quand il est disponible. En outre, l'efficacité de la fixation de N₂ semble varier entre les espèces et, par conséquent, certaines "*Aphanizomenon* spp" peuvent ne pas être en mesure de faire face efficacement à la carence en N₂ sur le terrain. Une étude de terrain réalisée par Dolman et al. (2012) dans 102 lacs allemands suggère que l'*Aph. flos-aquae* a besoin de concentrations d'azote plus faibles pour développer des populations pertinentes et représenterait ainsi un fixateur de N₂ plus efficace que l'*Aphanizomenon gracile* dans les mêmes lacs.

Dans les écosystèmes aquatiques le phosphore est considéré comme le principal nutriment pour la croissance du phytoplancton ; dans ces écosystèmes, le fait que le phosphore inorganique soit souvent rare il est partiellement compensé par les cyanobactéries grâce à des enzymes (phosphatases alcalines, AP) impliquées dans l'absorption de P organique provenant de sources intracellulaires ou extracellulaires. Les résultats de travaux rapportent chez "*Aphanizomenon*", la manifestation d'une activité AP accrue, juste après des périodes de carence en P, dans les efflorescences de *Chrysosporum ovalisporum* dans le lac Kinneret (Hadas et al., 2002) et les efflorescences d'*Aphanizomenon flos-aquae* dans la mer Baltique (Degerholm et al., 2006). Bar-Yosef et al. (2010) suggèrent que le manque de phosphore inorganique provoquerait chez *Aphanizomenon* la libération d'hépatotoxine CYN qui entraînerait la mort des micro-organismes ; ces derniers libèreraient ainsi des phosphates inorganiques.

Au-delà des effets distincts des carences en N ou en P, un certain nombre d'auteurs considèrent que l'équilibre entre ces deux éléments (rapports N:P) est en fait le principal moteur expliquant l'ampleur et la composition des efflorescences phytoplanctoniques, soit en modifiant directement les processus intracellulaires, soit indirectement en faisant passer la croissance d'une situation de limitation en N à une situation de limitation en P (Guildford & Hecky, 2000 ; Daines et al, 2014 ; Dolman & Wiedner, 2015; Raven, 2015; Yuan & Pollard, 2015). En ce qui concerne les efflorescences d'*Aphanizomenon*, une analyse statistique réalisée, dans 102 lacs allemands, par Dolman et al. (2012) a permis d'observer les biovolumes les plus élevés d'*Aphanizomenon gracile* dans des lacs riches en azote (rapports N:P élevés), alors que la dominance d'*Aphanizomenon flos-aquae* était notée dans les lacs pauvres en azote (rapports N:P faibles).

Dans les eaux de l'Oubeira, nous notons une corrélation positive très hautement significative des densités du genre *Aphanizomenon* avec la conductivité ($p \leq 0,0001$). Certaines études ont mis en évidence l'influence du pool ionique total sur le développement des efflorescences de *Chrysosporum ovalisporum*, du fait que ses efflorescences ont été signalées à des conductivités de 500-1600 mS cm² (Quesada et al., 2006; Messineo et al., 2010 ; Akcaalan et al., 2014).

L'analyse statistique montre que le genre *Aphanizomenon* est corrélé négativement avec *Microcystis* ($p \leq 0.001$) ; Selon Pearl & Otten (2013), dans les lacs eutrophes tempérés ou subtropicaux, la succession entre *Microcystis* non diazotrophe et *Aphanizomenon* diazotrophe (filamenteux fixant l'azote) est le modèle d'assemblage cyanobactérien le plus courant. Ma et al. (2015) notaient que la présence de *Microcystis* toxique inhiberait, par allélopathie, la prolifération d'*Aphanizomenon*.

Dans les eaux du lac Oubeira, le genre *Cylindrospermopsis* est considéré comme accessoire et en termes d'abondance, il représente plus de 3.5% de l'abondance globale ; Il n'est présent que durant 5 mois de l'année et représente, en termes d'abondance relative, 10% en janvier (densités $\leq 16\,500$ cell/mL), 3% en août (densités comprises entre 9 000 et 42 000 cell/mL) et 5% en décembre (densités comprises entre 12 000 et 37 000 cell/mL et montre 2 et 3 pics de plus de 20000 et 30000 cell/mL respectivement). C'est en octobre qu'il est le plus abondant ; il représente, en termes d'abondance relative, 10% et ses densités varient de 10 000 à 136 000 cell/mL (4 pics de plus de 125 000 cell/mL et 3 autres de plus de 90 000 cell/mL). Il représente 7% d'abondance relative durant novembre et ses densités oscillent entre 8 000 et plus de 80 000 cell/mL (3 pics entre 70 000 et 80 000 Cell/mL, 2 pics de plus de 80 000 cell/mL).

La présence du genre *Cylindrospermopsis* était signalée dans les eaux du lac Oubeira, aussi bien en 2007 par [Djabourabi \(2014\)](#) qu'en 2009 par [Boussadia \(2015\)](#) ; Durant la campagne de 2009, *Cylindrospermopsis*, bien que rencontré dans 5 sur les 6 stations échantillonnées, était considéré comme accessoire. L'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* était rencontrée dans les eaux de l'Oubeira en période estivale et automnale à des densités comprises entre 220 et plus de 700 000 cell/ml ; cette espèce, absente à Euch Lahmar, apparaissait dans 30 à 40% des échantillons d'eau de Messida, du Centre et de Dey L'Graa. Des pics étaient enregistrés en octobre à Dey L'Graa (plus de 138 000 cell/ml) et le Centre (plus de 259 000 et plus de 700 000 cell/ml).

Des études ont montré que *C. raciborskii* a une préférence pour les valeurs de pH élevées et il a été démontré que cette espèce se développait à des valeurs du pH comprises entre 8,1 et 9,4 ([Bouvy et al., 1999](#)). Durant la période d'efflorescences de *C. raciborskii* dans les eaux de l'Oubeira les valeurs du pH oscillaient entre 8.5 et 9.9 et seraient, comme le rapportent [Bonilla et al \(2012\)](#), favorables au développement de cette espèce.

Le genre *Cylindrospermopsis* entretient une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la conductivité, NO₂, Chl a, *Microcystis*, *Pseudanabaena*, *Planktothrix* ; Cette corrélation est hautement significative ($p \leq 0,001$) avec PO₄ et significative ($p \leq 0,05$) avec NO₃ et *Dolichospermum*. *Cylindrospermopsis* est corrélé négativement avec la transparence et *Cylindrospermum* ($p \leq 0,0001$), avec *Gloeocapsa* ($p \leq 0,001$) et avec *Synechococcus* et *Woronichinia* ($p \leq 0,05$).

L'espèce *C. raciborskii* montre une croissance nette dans une gamme de températures allant de 20 à 35°C, avec une croissance maximale à 30°C; Cette large tolérance à la température peut expliquer la capacité de *C. raciborskii* à envahir les zones tempérées du monde ([Fastner et al., 2003](#); [Briand et al., 2004](#) ; [Hong et al., 2006](#) ; [Messineo et al., 2010](#)). Dans les eaux de l'Oubeira, l'espèce *C. raciborskii* évolue à des T° comprises entre 31°C en août et 12°C en janvier; c'est à une T° comprise entre 20 et 31°C que cette espèce montre ses plus fortes densités (plus de 90 000 cell/mL dans 7 stations sur les 11 échantillonnées); nous notons, toutefois, que la densité de cette espèce baisse avec la baisse de T°. Certaines études ont même noté la présence de *C. raciborskii* à des températures inférieures à 15°C ([Dvorak & Hasler, 2007](#) ; [Bonilla et al. 2012, 2016](#)) ; l'espèce *C. raciborskii* se développerait à des températures comprises entre 8 et 13°C avec une biomasse relativement élevée même à des températures de l'eau inférieures à 8°C ([Dokulil, 2016](#)).

Certaines études physiologiques élucident en partie l'adaptation de *C. raciborskii* à une gamme plus large d'intensités lumineuses, et son influence sur l'activité photosynthétique (O'Brien et al., 2009) ; ces auteurs notent que les cellules de *C. raciborskii*, adaptées à des valeurs d'irradiation élevées, seraient plus productives dans ces conditions, en revanche, dans des conditions d'irradiation modérée, les cellules acclimatées à l'obscurité étaient plus productives. Il a été démontré que l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* profite plus que d'autres cyanobactéries des températures élevées (Mehnert et al., 2010) et qu'elle a également une activité photosynthétique plus élevée et des besoins en lumière plus faibles que d'autres espèces de cyanobactéries (Wu et al., 2009).

Dans la présente étude, nous notons une corrélation positive hautement significative ($p \leq 0,001$) entre *Planktothrix* et *Cylindrospermopsis*. Les espèces *Planktothrix agardhii* et *Cylindrospermopsis raciborskii* sont des cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau communes dans les eaux douces eutrophes (Bonilla et al., 2012). *Cylindrospermopsis raciborskii* et *P. agardhii* présentent des caractéristiques phénotypiques similaires, notamment la tolérance au mélange continu de la colonne d'eau, une capacité élevée de stockage du phosphore, la régulation de la flottabilité et la tolérance à l'ombre (Reynolds, 1993 ; Padisak & Reynolds, 1998 ; Isvánovics et al., 2000 ; Padisak, 2003).

C. raciborskii pourrait avoir un avantage compétitif sur *P. agardhii* dans des conditions de lumière et de température élevées. De même, les efflorescences de *C. raciborskii* sont souvent signalées dans des conditions de mélanges (Bouvy et al., 1999 ; Huszar et al., 2000 ; Briand et al., 2002 ; Figueredo & Giani, 2009) et rarement dans des réservoirs profonds stratifiés (Padisak et al., 2003). Cela indique clairement que les deux espèces ont une large tolérance au mélange. Ce qui dans le cas des eaux du lac serait favorable à leur développement, car statistiquement les deux espèces montrent une corrélation négative hautement significatives ($p \leq 0,0001$) avec la transparence.

Des gammes plus élevées de quotas cellulaires de phosphore chez *C. raciborskii* par rapport à *P. agardhii* peuvent permettre à *C. raciborskii* de mieux exploiter les environnements à faible teneur en phosphore (Ducobu et al., 1998 ; Isvánovics et al., 2000).

Dans le lac Oubeira, l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* a été identifiée pour la première fois en 2004 (Bouaicha & Nasri, 2004) ; compte tenu des densités que cette espèce enregistre, ceci semble confirmer la réussite de l'établissement de cette espèce invasive.

Pour déterminer le succès de l'invasion des espèces Litchman, (2010) ; Lonsdale, (1999) ont identifié trois facteurs clés généraux: (1) l'identité et la diversité génétique de l'envahisseur, (2) les caractéristiques de la communauté résidente, y compris la consommation et la concurrence (3) les caractéristiques abiotiques de l'habitat ; Dans les lacs, il s'agit de l'apport en nutriments (De Meester et al, 2002 ; Yang et al, 2008), de la température (Seifert et al, 2015) et de la disponibilité de la lumière (Conroy et al, 2007 ; Vidal & Kruk, 2008).

L'identité génétique et la plasticité phénotypique de *C. raciborskii* jouent un rôle dans le succès de son invasion ; Car Weithoff et al, (2017) notait que seule une des trois souches testées avait réussi à envahir des mésocosmes expérimentaux. Certains auteurs suggèrent que le degré élevé de plasticité phénotypique faciliterait la propagation dans de nouvelles régions géographiques ; ceci grâce à un large éventail de préadaptations ou de variations génétiques au sein de l'espèce (Burford et al, 2016 ; Bolius et al, 2017).

(2) Dans les écosystèmes aquatiques, l'invasion des espèces est, selon [Boliuss et al \(2017\)](#), principalement déterminée par la résistance de la communauté de consommation ; le broutage (prédation) serait le principal facteur de réduction du caractère envahissant des envahisseurs. Cependant, *C. raciborskii* ne serait pas facilement comestible du fait qu'elle soit filamenteuse ([Lampert, 1987](#)) et représenterait une faible valeur nutritionnelle comme seule source de nourriture pour le zooplancton ([Panosso & Lurling, 2010](#); [Ger et al, 2014](#)). Cependant, des études ont montré que toutes les classes d'espèces de zooplancton pouvaient ingérer *C. raciborskii* et seraient capables de réduire sa biomasse ([Panosso & Lurling, 2010](#) ; [Sperfeld et al, 2010](#) ; [Rangel et al, 2016](#)) tant que la densité des filaments était faible. Dans des mésocosmes expérimentaux, utilisant de l'eau de lac naturel, [Weithoff et al, \(2017\)](#) notaient qu'une réduction du zooplancton aurait favorisé l'invasion de *C. raciborskii*.

(3) Deux des principaux facteurs abiotiques de l'invasion de *C. raciborskii* sont la température et les nutriments ([Burford et al, 2016](#)). Les deux principaux nutriments limitant la croissance autotrophe dans les lacs sont le phosphore (P) et l'azote (N) ([Elser et al, 2007](#)). Cependant, le nostocale *C. raciborskii*, est diazotrophe et possède la capacité de fixer l'azote atmosphérique en utilisant des hétérocystes ([Plominsky et al, 2013](#) ; [Moisander et al, 2012](#)). Cela représente une caractéristique avantageuse, mais non exclusive, car d'autres espèces fixant l'azote sont généralement présentes dans les lacs tempérés. Toute fois, dans des conditions d'appauvrissement en P, l'espèce *C. raciborskii* domine ([Burford et al, 2006](#) ; [Ryan et al, 2017](#)) probablement en raison de sa grande capacité de stockage et d'assimilation du P ([Isvánovics et al, 2000](#)).

Dans l'Oubeira, le genre *Cylindrospermopsis* entretient une corrélation positive significative avec NO₂ ($p \leq 0,0001$), avec PO₄ ($p \leq 0,001$) et avec NO₃ ($p \leq 0,05$).

En raison de son origine subtropicale, *C. raciborskii* est adapté aux températures élevées. Les résultats de travaux montrent une croissance optimale à environ 30 °C ceci aussi bien pour les souches invasives et non invasives ([Briand et al, 2004](#) ; [Mehnert et al, 2010](#)) ; ce qui est beaucoup plus élevé que les températures maximales rencontrées dans les lacs tempérés. Sa température minimale de croissance oscille entre 11 et 15 °C ([Wiedner et al, 2007](#) ; [Thomas & Litchman, 2016](#)). Une caractéristique importante pour la dynamique de la population de *C. raciborskii* dans les lacs tempérés est la germination à partir des stades de repos (akinetes) après l'hivernage au fond du lac ([Saker et al, 2003](#) ; [Saker & Griffiths, 2001](#)). La température optimale de germination de l'akinetote se situe entre 22 et 24 °C ([Briand et al, 2004](#) ; [Padisak, 2003](#)), de ce fait, l'abondance maximale de *C. raciborskii*, dans la zone tempérée, serait observée en été à des températures comprises entre 22 et 24 °C ([Litchman, 2010](#) ; [Hamilton et al, 2005](#); [Wiedner et al, 2007](#); [Briand et al, 2002](#) ; [Wood et al, 2014](#)).

D'autres facteurs abiotiques de l'habitat qui favoriseraient une plus grande abondance de *C. raciborskii* sont un pH élevé, une conductivité élevée ([Kokocinski & Soininen, 2012](#) ; [Bouvy et al, 2000](#)) et des conditions lumineuses fluctuantes ([Wiedner et al, 2007](#) ; [Briand et al, 2002](#) ; [Bonilla et al, 2012](#) ; [Padisak & Reynolds, 1998](#)). Dans l'Oubeira, le genre *Cylindrospermopsis* entretient une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la conductivité ; mais il est négativement corrélé avec la transparence ($p \leq 0,0001$).

Dans les lacs tempérés, tous ces facteurs fluctuent régulièrement au cours de l'année, ce qui suggère une variabilité saisonnière de l'invasion de *C. raciborskii* - il existerait une "fenêtre

d'opportunité" au cours de laquelle une invasion est plus probable qu'à d'autres moments. Cette hétérogénéité temporelle suppose l'existence de niches d'invasion saisonnières et favorise la coexistence (Davis et al, 2000 ; Shea et al, 2004 ; Tilman, 2004).

Dans les eaux de l'Oubeira, le genre *Cylindrospermopsis* entretient une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec *Microcystis*, *Pseudanabaena*, *Planktothrix* ; Cette corrélation est hautement significative ($p \leq 0,001$) avec *Dolichospermum*.

Dans les eaux du lac Oubeira, le genre *Cylindrospermum* est considéré comme rare mais, en termes d'abondance, il représente presque 4% de l'abondance globale. Il est présent en mai (dans 3 stations à moins de 8000 Cell/mL), en juillet (dans 5 stations à plus de 10000 cell/mL et 1 pic proche de 21000 cell/mL dans S6). C'est en septembre qu'il est le plus abondant du fait de sa présence dans l'ensemble des stations (densités comprises entre 112 608 à 198 676 cell/mL) et que plus de 60% des stations, abritent des densités de plus de 180 000 cell/mL.

La présence du genre *Cylindrospermum* n'est pas signalée dans les eaux du lac Oubeira, ni en 2007 par Djabourabi (2014) ni en 2009 par Boussadia (2015) ; Par ailleurs, le genre *Cylindrospermum* n'est rencontré ni dans la retenue de barrage de Mexa (Saoudi, 2015; Charifi, 2022), ni dans celles de Ain Zada (Charifi, 2022) et Zit Emba (Touati, 2019).

Le genre *Woronichinia* est considéré comme accessoire et représente 1% de l'abondance globale ; En termes d'abondance relative, il représente presque 8% de l'abondance globale de l'hiver et moins de 1% de celle du printemps. En période hivernale, dans 26 des 30 stations qui l'abritent, ses densités varient de 3000 à 20 000 cell/mL. *Woronichinia* enregistre, en février, 1 pic de 23 000 cell/mL et en mars, 3 pics de 23 000, 40 000 et 60 000 cell/mL. Au printemps, il montre 2 pics de l'ordre de 14 000 et 22 000 cell/mL en mai.

C'est durant la campagne de 2009 que la présence du genre *Woronichinia* est signalée dans le lac Oubeira (Boussadia, 2014) ; Sa fréquente présence dans les échantillons place l'espèce *Woronichinia naegeliana* comme régulière mais en termes d'abondance ses densités sont basses ; elles oscillent entre 400 et 6800 cell/ml ; Elle est présente dans plus de 60% des prélèvements d'eau des stations Dey L'Graa, Messida et Euch Lahmar dans lesquels des densités de plus de 6000 cell/ml sont notées. Dans les eaux du barrage Zit-Emba, Touati (2019) note la constance des genres *Microcystis* et *Woronichinia* ; en termes de densités *Woronichinia* occupe la 2^{ème} place après *Microcystis* et vient avant *Dolichospermum* et *Planktothrix*. Le genre *Woronichinia* n'est pas signalé dans les eaux des barrages Mexa et Ain Zada (Saoudi, 2015 ; Charifi, 2022).

Le genre *Woronichinia*, identifié et décrit par Elenkin (1933), est un genre de cyanobactéries caractéristique des écosystèmes d'eau stagnante. *Woronichinia* est l'un des six genres de la famille des Coelosphaeriaceae (Komárek et al. 2014). Dix-sept espèces sont rattachées au genre *Woronichinia* (Komárek & Anagnostidis 2008; Joosten 2006; Komárek & Hauer 2013). Toutes les espèces de *Woronichinia* sont limnophiles. La structure morphologique caractéristique des colonies permet à *Woronichinia* de se développer dans les habitats des écosystèmes aquatiques lenticques, tels que le benthos, le périphyton, le métaphyton et le plancton. De nouvelles colonies se développent à partir de cellules individuelles libérées par d'anciennes colonies désintégrées. La division longitudinale des cellules, perpendiculaires les unes aux autres, au cours des générations successives, et perpendiculaires à la surface de la colonie, entraîne la formation de nouvelles colonies dont les cellules ne sont disposées qu'au niveau de la couche périphérique. Les cellules sont attachées à un

système de tiges mucilagineuses et les colonies sont enveloppées de mucilage hydraté souvent visible seulement après coloration (Komárek & Hindák 1988; Komárek & Komárková-Legnerová 1992; Komárek & Anagnostidis 2008; Pliński & Komárek 2007). Une telle structure d'une colonie lui permet de flotter librement dans la colonne d'eau.

De nombreuses espèces de *Woronichinia* préfèrent les eaux oligo- et mésotrophes à faible teneur en nutriments (Komárek & Hindák 1988; Komárek & Komárková-Legnerová 1992; Komárek & Anagnostidis 2008). Dans les réservoirs eutrophes anthropisés, la diversité de *Woronichinia* est faible, et ces réservoirs abritent généralement *W. naegeliana* et ses morphotypes (Komárek & Komárková-Legnerová 1992; Komárek & Anagnostidis 2008; Pliński & Komárek 2007). L'espèce type du genre, *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin, anciennement connue sous le nom de *Coelospharium naegelianum* Unger, est répandue dans les écosystèmes à forte teneur en éléments nutritifs. Les colonies de *W. naegeliana* sont typiques des masses d'eau stagnantes. Cette espèce est commune dans les efflorescences aquatiques mais rarement comme espèce unique (Komárková-Legnerová, 1994). Elle a été trouvée comme espèce accompagnatrice dans les proliférations d'eau causées par *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) RALFS, dans un réservoir de barrage (Bucka & Wilk-Wozniak, 1999) et *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. (Wilk-Wozniak 1996). Le genre *Woronichinia* collecté dans le cadre de cette étude semble être sensible aux eaux eutrophes et stagnantes de l'Oubeira durant la période hivernale; il montre, par ailleurs, une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec *Aphanizomenon*, l'oxygène dissous et la conductivité. Dans ce même plan d'eau, Boussadia (2015) rapporte la présence de l'espèce *W. naegeliana* en période froide ; cette auteure trouve aussi une corrélation positive de cette espèce avec l'oxygène dissous des eaux.

Le genre *Oscillatoria* est considéré comme accessoire et représente 1.62% de l'abondance globale ; En hiver, il représente 3% de l'abondance globale de saison du fait de son absence en janvier et sa faible présence en février et en mars à des densités comprises entre 25000 et 30000 cell/mL. Au printemps *Oscillatoria* représente moins de 1% car bien que rencontré dans 39% des stations échantillonnées ses densités sont, le plus souvent, inférieures à 5000 cell/mL. En période estivale, *Oscillatoria* est rencontré dans moins de 50% des stations échantillonnées à cette période et représente 1.34% de l'abondance globale de saison ; En septembre il est rencontré dans l'ensemble des stations et il enregistre 3 pics de plus de 27000, 30 000 et 31000 cell/mL. En automne, *Oscillatoria* représente 1.8% de l'abondance globale de saison ; mais c'est en octobre qu'*Oscillatoria* est le plus abondant (densités comprises entre 10 000 et 35 000 cell/mL et enregistre 2 pics de plus de 30000 cell/mL). En novembre et décembre il est très peu fréquent (en novembre 2 pics de plus de 31000 et 32000 cell/mL et en décembre 1 pic proche de 28000 cell/mL).

Dans les eaux de l'Oubeira, la présence du genre *Oscillatoria* a été rapportée par Djabourabi (2014) et Boussadia (2015). Durant la campagne de 2009, Boussadia signalait la présence de 3 espèces (*Oscillatoria* sp., *O. rubescens*, *O. attenuata*) parmi lesquelles *O. rubescens* est présente dans l'ensemble des stations le mois d'Août, où elle enregistre une valeur maximale de 708 480 cell/ml au centre du lac ; cette espèce est toutefois absente en hiver et au printemps. En ce qui concerne l'espèce *Oscillatoria* sp., à l'exception de pics proches de 28000, 38000 et 24000 cell/mL enregistrés respectivement en Février, Juin, Juillet ses densités ne dépassent pas 20000 cell/mL ; C'est dans le centre du lac Oubeira, que l'espèce *Oscillatoria* sp enregistre en octobre sa valeur maximale (167 560 cell/ml).

Le genre *Oscillatoria* a aussi été répertorié dans les eaux des barrages Zit Emba, Ain Zada et Mexa ; il est accessoire à Zit Emba (Touati, 2019), accidentel à Ain Zada et commun à Mexa (Charifi, 2022) ; Le genre *Oscillatoria* fait à peine 0.5% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées à Ain Zada ; Dans les eaux de Mexa, le genre *Oscillatoria* est dominant aussi bien en termes de fréquence d'occurrence qu'en termes d'abondance ; il représente plus de 77% de l'abondance des cyanobactéries collectées (Charifi, 2022). Toutefois, Saoudi (2015) rapporte la régularité d'*Oscillatoria* à Mexa durant la campagne de 2010.

Cette présence estivale est rapportée dans de nombreux plans d'eau de l'Est du pays ; Nos résultats sont confortés par ceux de Saoudi (2015) qui rapporte l'absence du genre *Oscillatoria* en période hivernale et automnale et sa forte présence en période estivale où il enregistre des densités de plus de 1 million de Cell/mL au mois d'août. A Zit Emba, *Oscillatoria* est fortement présent en automne et en été (respectivement plus de 56 et 46% de sa densité globale); il est, en revanche, peu abondant en hiver et au printemps (Touati, 2019). C'est durant la période sèche qu'à Mexa et Ain Zada, *Oscillatoria* enregistre des pics de plus de 200 000 et 100 000 cell/mL respectivement. Les résultats de l'analyse statistique montre que le genre *Oscillatoria* est corrélé positivement avec *Microcystis*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena* et *Cylindrospermum* ($p \leq 0,05$) et avec Chl a et *Dolichospermum* ($p \leq 0.001$) et avec NH_4 et *Aphanizomenon* ($p \leq 0,0001$).

Les picocyanobactéries (Pcy) ou cyanobactéries picoplanctoniques sont parmi les plus petits composants du plancton ; une picocyanobactérie se présente sous forme de cellules individuelles (cellules de taille comprise entre 0,2 et 2,0 μm), mais dans certaines conditions, elle peut développer une gaine mucilagineuse et former des colonies comportant un nombre variable de cellules (Komarkova & Simek, 2003 ; Jezberova & Komarkova, 2007 ; Huber et al 2017). Les données de terrain et expérimentales ont fourni des preuves solides que les Pcy agrégées pourraient avoir des stades unicellulaires, tandis que certaines Pcy unicellulaires peuvent s'agréger en colonies en réponse à la pression des prédateurs (Huber et al. 2017 ; Ospina-Serna et al. 2020).

Dans les écosystèmes d'eau douce, les picocyanobactéries unicellulaires sont représentées par les genres *Synechococcus*, *Cyanobium*, *Synechocystis*, *Cyanothece* et *Cyanobacterium* (Callieri, 2010) et les picocyanobactéries coloniales par des espèces des genres *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Chroococcus*, *Coelosphaerium*, *Cyanobium*, *Cyanodictyon*, *Merismopedia*, *Romeria*, *Snowella* et *Tetracercus* (Jasser & Callieri, 2017).

Le genre *Aphanocapsa* occupe la 4^{ème} place en représentant, en termes d'abondance relative, 7% de l'abondance globale. Il est très peu présent en hiver (3%) et en été (3%) du fait de son absence en juillet-août et en décembre-janvier ; c'est en automne et au printemps qu'il atteint 9 et 15% respectivement. En période printanière, *Aphanocapsa* est présent dans l'ensemble des stations en avril et en mai ; des pics sont enregistrés en avril (1 pic de plus de 134 000 cell/mL), en mai (3 de plus de 57 000 cell/mL). C'est de septembre à novembre que le genre *Aphanocapsa* est le plus abondant ; il est non seulement présent dans l'ensemble des stations mais il dépasse le plus souvent la barre des 50 000 cell/mL. En plus des pics (de 81 000, 83 000 et 85 000 cell/mL) enregistrés en septembre, *Aphanocapsa* est présent dans plus de 80% des stations à des densités comprises entre 112 000 et 119 000 cell/mL en octobre et dans plus de 63% des stations à des densités comprises entre 89 000 et 94 000 cell/mL en novembre.

Dans ce même plan d'eau, [Boussadia \(2015\)](#) signale la présence du genre *Aphanocapsa* à une densité moyenne de moins de 900 Cell/mL; Durant cette campagne de 2007, *Aphanocapsa* est considéré comme rare et ses densités moyennes varient d'une station à l'autre ; les plus basses étant rencontrées à Messida (27 Cell/mL) et les plus élevées à Demnet Rihana et le centre du lac (proche de 1600 cell/mL) ; les valeurs relevées à Boumerchen, DeyLegraa et Euch Lahmar sont de l'ordre de 1200, 600 et 300 Cell/mL respectivement. La présence du genre *Aphanocapsa* n'est pas rapportée dans l'Oubeira, durant la campagne d'échantillonnage de 2007 ([Djabourabi, 2014](#)), à Mexa durant les campagnes de 2010 et 2011 ([Saoudi, 2015](#)) ainsi qu'en 2015 ([Charifi, 2022](#)), à Ain Zada ([Charifi, 2022](#)) et à Zit Emba ([Touati, 2019](#)).

De nombreux travaux rapportent la coexistence des deux genres *Microcystis* et *Aphanocapsa* dans des efflorescences cyanobactériennes dans plusieurs sources d'eau douce ([Zamyadi et al. 2012](#) ; [Loftin et al. 2016](#) ; [Napiórkowska - Krzebietke et al. 2017](#)). Au Brésil, [Magalhães et al. \(2019\)](#) notent dans le réservoir hypereutrophique Joanes, un changement dans le schéma de dominance des cyanobactéries du genre *Microcystis* à *Aphanocapsa* ; ce genre atteignait des densités supérieures à 1 million de cellules mL⁻¹ après un temps de rétention hydrologique plus long.

Il est intéressant de souligner que bien que les picocyanobactéries puissent être présentes dans des écosystèmes aquatiques avec différents degrés trophiques ([Stockner & Callieri 2000](#) ; [Callieri et al. 2012](#)), les espèces d'*Aphanocapsa* spp. ont été abondantes dans les lacs avec un enrichissement excessif en nutriments, comme dans les lacs eutrophes au Japon ([Tsukada et al. 2006](#)), en France ([Lance et al. 2010](#)) et dans les lacs urbains dégradés en Pologne ([Napiórkowska - Krzebietke et al. 2017](#)). Il est important de noter que même si le P total était la deuxième variable explicative la plus forte, expliquant l'abondance du genre *Aphanocapsa* dans le réservoir, les espèces de ce genre ont pu proliférer atteignant des niveaux excessivement élevés même avec la réduction des niveaux de P total à la surface de la retenue au cours des deux dernières années.

La forte abondance du genre *Aphanocapsa* dans les eaux de l'Oubeira de septembre à novembre serait en relation avec la période prolongée de faibles niveaux d'eau du lac et les premières pluies d'automne à l'origine de l'augmentation des apports externes de P du ruissellement de surface, ainsi que le cycle interne des nutriments des sédiments du plan d'eau. Les résultats d'étude ont montré que la condition de plus grande stabilité de l'eau rend le milieu aquatique plus sensible à un recyclage et à une accumulation plus élevés de nutriments dans les zones hypolimniques ([Paerl & Huisman 2009](#); [Paerl & Otten 2013](#)); pareilles conditions favoriseraient la capacité des espèces d'*Aphanocapsa* spp. pour survivre dans les eaux de fond riches en nutriments sous limitation de lumière ([Allen et al. 1980](#)). Par ailleurs, ces résultats sont corroborés par ceux de l'étude de [Finkel et al. \(2010\)](#) qui indiquent que ces conditions pourraient particulièrement profiter aux petites cyanobactéries avec des rapports surface/volume plus importants, montrant une absorption efficace des nutriments. De plus, la photosynthèse par des cellules de tailles inférieures à 1 µm a une productivité plus élevée dans des conditions de faible intensité lumineuse par rapport à une lumière plus élevée ([Glover & Morris 1981](#)), permettant aux picocyanobactéries de survivre dans les couches plus profondes des plans d'eau douce ([Jakubowska & Szelaǵ-Wasilewska, 2015](#)).

[Greisberger et al. \(2007\)](#) ont trouvé que les cyanobactéries de petite taille étaient directement corrélées à la turbidité ($p < 0,05$), indiquant leur capacité à survivre dans la faible luminosité ; Ce qui semble être en accord avec les conditions que présentent le lac Oubeira à cette période de l'année et

qui est conforté par l'analyse statistique qui montre qu'*Aphanocapsa* est corrélé positivement ($P \leq 0.05$) avec MES et Chl a.

Les résultats du test de corrélation de Pearson ont suggéré que le genre *Aphanocapsa*, identifié dans le lac Oubeira, peut être potentiellement producteur de microcystines du fait de sa corrélation positive significative avec les concentrations de microcystines ($p < 0,05$). Cette corrélation positive du genre *Aphanocapsa* avec la microcystine est rapportée par Magalhães et al, (2019) dans le réservoir hypereutrophique Joanes (Brésil).

Dans les eaux de l'Oubeira, le genre *Synechococcus* est considéré comme régulier et représente, en termes d'abondance plus de 4% de l'abondance globale. Les valeurs de l'abondance relative saisonnière du genre *Synechococcus* suivent l'ordre croissant suivant : automne (2%) < hiver (5%) < printemps (5%) < été (7%).

Les quelques relevés temporels des lacs peu profonds dans le monde ont décrit des dynamiques de Pcy similaires à celles des lacs profonds, avec des pics printemps-été ou automne (Hawley & Whitton 1991 ; Mózes et al, 2006 ; Felföldi et al, 2011)

Le genre *Synechococcus* n'est présent que dans 45% des stations échantillonnées en période automnale ; Les pics relevés sont proches de 60 000 cell/mL en novembre et dépassent 46 000 et 53 000 cell/mL en décembre. En hiver, c'est en mars que *Synechococcus* est le plus abondant du fait de sa présence dans 91% des stations à des densités comprises entre 8 500 et 40 000 cell/mL (4 pics de plus de 20 000 cell/mL. Il est absent en janvier et montre un pic de plus de 27 000 cell/mL en février. Les valeurs de son abondance printanière s'expliquent par son absence en avril et sa présence en mai dans seulement 4 stations. C'est en juin que plus de 70% des stations l'abritent à des densités comprises entre 42 000 et 62 000 cell/mL (2 pics de plus de 60 000 cell/mL). En période estivale, *Synechococcus* est présent dans 75% des stations échantillonnées ; les densités supérieures à 20 000 cell/mL sont relevées dans 80% des stations qui l'abritent. En juillet, 4 pics proches de 60 000 cell/mL et de plus de 75 000 et 80 000 cell/mL en juillet (dans S9 et S11) et 2 pics proches de 80 000 cell/mL en août. En septembre, seul un pic proche de 40 000 cell/mL est noté.

La présence de *Synechococcus* a été signalée dans les eaux de l'Oubeira durant les campagnes de 2007 (Djabourabi, 2014) et 2009 (Boussadia, 2015); Ce dernier a été classé comme rare du fait de sa présence dans seulement la partie Sud-Est et Nord-Ouest du lac (Boussadia, 2015).

Statistiquement *Synechococcus* entretient une corrélation négative significative ($p \leq 0,05$) avec *Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis* et *Pseudanabaena* ; Il est en revanche positivement corrélé avec le pH ($p \leq 0,001$) avec la T° , Chla, *Dolichospermum*, *Gloeocapsa* ($p \leq 0.01$) et avec *Microcystis*, *Planktothrix* et *Cylindrospermum* ($p \leq 0,05$).

Selon McQueen et al. (1989), les communautés pélagiques, présentes dans les plans d'eau douce, sont influencées par une interaction complexe entre la disponibilité des ressources (ascendante) et la pression de prédation (descendante). Callieri et al, (2012) suggèrent que l'abondance de Pcy est généralement régulée par la disponibilité des nutriments (principalement N et P) et les conditions de prédation. L'ammonium est la source d'azote préférée des Pcy en culture, mais ils peuvent, selon Callieri, (2010), capter le nitrate induisant l'expression de nitrate réductases. En outre, Pcy peut se développer à de faibles intensités lumineuses, avec un taux de croissance optimal à 45 $\mu\text{mol photon/m}^2/\text{s}$ décrit pour le genre *Synechococcus* (Callieri et al, 2012). En ce qui concerne

les processus descendants, les flagellés hétérotrophes (Šimek et al. 1997) et les ciliés (Šimek et al. 1995, 2019) représentent d'importants consommateurs (brouleurs) de Pcy dans les lacs productifs ; le broutage direct des picocyanobactéries par le zooplancton représente un contrôle descendant important mais généralement considéré comme un effet trophique indirect (Callieri et al. 2012; Motwani & Gorokhova 2013 ; Miracle et al. 2014).

La température est également un moteur très important de la croissance et de l'abondance des picocyanobactéries. Les résultats de travaux de laboratoire de Jodłowska & Sliwinska (2014) ont montré que l'augmentation des températures de 15°C à 30°C augmentait l'abondance des picocyanobactéries. Selon Sliwinska-Wilczewska et al, (2016), la température régulerait la production de substances allélopathiques par les picocyanobactéries.

Dans les lacs du Gippsland (en Australie), un bloom massif et persistant de la picocyanobactérie *Synechococcus sp.* est apparu, selon Beardall, (2008), suite à l'augmentation de la température et de la salinité des eaux ; selon cet auteur, ces deux paramètres environnementaux auraient fourni les conditions idéales pour l'initiation de la prolifération picocyanobactérienne. Cependant, Sorokin & Zakuskina (2010) auraient suggéré que la raison principale de ce phénomène était le manque de contrôle des populations d'organismes picoplanctoniques par les consommateurs, en raison de l'effondrement de la faune filtre et de la mixotrophie potentielle des cyanobactéries picoplanctoniques. Selon Philips et al, (1999), la dominance d'une picocyanobactérie peut être attribuée à plusieurs des caractéristiques physicochimiques uniques de ces organismes, notamment sa petite taille, son métabolisme cyanobactérien, son caractère euryhalin, sa flottabilité et sa tolérance à une intensité lumineuse élevée.

L'intensité lumineuse est l'un des principaux facteurs contrôlant la croissance, l'activité photosynthétique et la distribution des picocyanobactéries (Jasser & Callieri, 2017 ; Jodłowska & Sliwinska, 2014). Certaines données de la littérature ont indiqué que, dans des conditions de culture, certaines souches de photoautotrophes picoplanctoniques ont montré une survie et une résurgence après 24 semaines d'obscurité totale (Cheng & Antia, 1970). Une telle capacité de survie dans l'obscurité permettrait à ces organismes de survivre au rythme saisonnier de l'obscurité hivernale et de s'enfoncer dans la zone aphotique (Antia, 1976). L'intensité lumineuse pourrait également jouer un rôle important dans la régulation de la production allélochimique chez certaines espèces de picocyanobactéries (Sliwinska-Wilczewska et al, 2016).

Il est également possible que les picocyanobactéries obtiennent un avantage concurrentiel sur d'autres organismes en raison de leur large potentiel d'adaptation aux conditions environnementales changeantes (Worden & Wilken, 2016; Jodłowska & Sliwinska 2014) et de leur activité allélopathique (Sliwinska-Wilczewska et al, 2016; Sliwinska-Wilczewska et al, 2017).

La toxicité des cyanobactéries picoplanctoniques *Synechocystis sp.* et *Synechococcus sp.* a été décrite pour la première fois par Lincoln & Carmichael (1981) et Mitsui et al. (1987). Près d'une décennie plus tard, la toxicité picocyanobactérienne a également été confirmée par Domingos et al. (1999) et Bláha & Maršálek (1999).

Le genre *Gloeocapsa* bien qu'il soit considéré comme rare il représente, néanmoins, 1% de l'abondance globale. En termes d'abondance, *Gloeocapsa* représente, par rapport à la densité globale de saison, 7% au printemps, 0.36 % en été et 0.05% en automne. C'est en juin qu'il est le plus

abondant du fait que 9 stations l'abritent à des densités comprises entre 19 000 et 75 000 cell/mL ; des pics sont notés dans S9 et S8 (proches de 52 000 cell/mL), dans S6 (proche de 60 000 cell/mL), dans S3 (proche de 66 000 cell/mL) et dans S2 (proche de 75 000 cell/mL). En juillet, c'est dans S1 qu'un pic de plus de 54 000 cell/mL est noté ; dans les 2 autres stations les densités ne dépassent pas 7 500 cell/mL. En décembre, il montre un pic (proche de 11 500 cell/mL) dans la seule station qui l'abrite (S3).

Le groupe de cyanobactéries nommé "Autres" est très peu présent en automne (moins de 1%) et en hiver (plus de 1%). Ce groupe représente plus de 3 et 5% de la densité globale de saison respectivement en été et au printemps. Ce groupe enregistre des pics en janvier (plus de 5%), en avril (plus de 10%), en mai (proche de 5%), en juin (proche de 3%), en juillet (plus de 10%).

En période hivernale, l'atteinte de 5% de l'abondance globale enregistrée par "autres" durant le mois de janvier est en grande partie liée à la présence d'*Aphanothece* et dans une moindre mesure *Limnothrix* (≤ 5000 cell/mL), *Merismopedia* (≤ 150 cell/mL) et *Chroococcus* (≤ 100 cell/mL). *Aphanothece* enregistre des pics de 16 000 et 18 000 cell/mL dans les stations S8 et S9.

Au printemps, le groupe "autres" est rencontré dans l'ensemble des stations en avril et en mai mais dans seulement 6 stations en juin à des densités, le plus souvent, inférieures à 15 000 cell/mL sauf dans S1 en avril et en juin (plus de 21 000 cell/mL) et dans S5 en avril (plus de 47 000 cell/mL). C'est en avril que le groupe "autres" représente plus de 10% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées durant ce mois ; Cette valeur est fortement liée à la présence du genre *Aphanothece* qui, en plus du pic de plus de 46 000 cell/mL noté dans S5, il enregistre des densités comprises entre 10 000 et 20 000 cell/mL dans 5 des stations qui l'abritent et entre 3000 et 10 000 cell/mL dans les 5 autres. Les genres *Chroococcus* et *Planktolyngbya* marquent leur présence par 1 pic chacun de l'ordre de 3000 cell/mL.

En période estivale, ce groupe est fortement présent en juillet du fait qu'il soit rencontré à des densités comprises entre 19000 et 30000 cell/mL dans 8 des 11 stations qui l'abritent ; Des densités proches de 49000, 50000 et 53000 cell/mL sont relevées dans S10, S8 et S6 respectivement. En août, ce groupe enregistre des densités de moins de 20000 cell/mL dans plus de 54% des stations qui l'abritent ; Il est présent à des densités comprises 23 000 et 28 000 cell/mL dans S6, S5 et S9 et montre des pics de 36 000 et 43 000 cell/mL dans S11 et S8 respectivement. En septembre, ce groupe est le moins abondant car, à l'exception de S8 et S9 qui abritent des pics de plus de 21 000 cell/mL, il enregistre moins de 20 000 cell/mL dans les 5 autres stations qui l'hébergent.

En période automnale, ce groupe représente 0.66% de l'abondance globale de saison du fait de sa présence, uniquement en octobre dans seulement 4 stations ; à l'exception du pic relevé dans S3 (plus de 95 000 cell/mL) les densités sont proches de 17 000 et 10 000 cell/mL dans S2 et S9.

CHAPITRE 3:
MODÉLISATION ÉVOLUTIVE ET
CLASSIQUE DES CYANOBACTÉRIES

Chapitre 2: Bloom et toxicité des cyanobactéries dans l'Oubeira

1-Introduction

Les lacs jouent un rôle crucial dans les cycles biogéochimiques des bassins versants continentaux du fait qu'ils nous fournissent une réponse intégrée dans le temps au forçage externe ; ceci est la résultante d'un temps de séjour de l'eau assez long combiné à des courants généralement lents.

C'est le cas du lac Oubeira, qui, dans les années 1990, a connu une eutrophisation rapide associée à une prolifération accrue de cyanobactéries, entraînant des pénuries d'eau pour les populations locales environnantes (Nasri et al., 2004).

Selon Hamouda & Tahar (2012), le bassin versant du lac Oubeira a subi une réduction de son domaine forestier (environ 12%) contre une expansion des terres cultivées (de l'ordre de 29%) ; Ces opérations ont favorisé les phénomènes d'érosion qui ont, à leur tour, amplifié les risques d'eutrophisation (Arfa et al., 2019). Par ailleurs, le plan d'eau reçoit les rejets d'eaux usées de zones urbaines en pleine expansion (ville d'El Kala) et fait l'objet de prélèvements en saison sèche pour l'irrigation des cultures d'arachides.

Le développement des cyanobactéries est favorisé par la disponibilité des nutriments, une température élevée, le rayonnement solaire, une colonne d'eau stable et un pH élevé (Paerl & Huisman, 2008 ; Paerl & Otten, 2013 ; Carey et al, 2012). D'autres avantages sont la capacité à réguler leur position dans la colonne d'eau grâce à des vacuoles de gaz, à surmonter les périodes défavorables en formant des akinètes (cellules dormantes), à fixer l'azote gazeux grâce à des hétérocystes (cellules spécialisées) (Komarek & Anagnostidis, 1999, 2005). En outre, les cyanobactéries peuvent produire de nombreux métabolites secondaires, y compris des cyanotoxines, qui sont nocives pour la santé humaine et animale (Codd et al. 2016). Les cyanotoxines sont présentes sur tous les continents. De toutes les toxines produites par les cyanobactéries, la microcystine est, à travers le monde, la plus fréquente dans les environnements aquatiques ; elle est considérée comme potentiellement toxique pour le foie. Les hépatotoxines sont produites dans 40 à 75 % des blooms. En eau douce, les microcystines MCs (heptapeptides cycliques) sont parmi les cyanotoxines les plus courantes (Du et al. 2019 ; Humbert et al. 2017), et les plus diversifiées avec plus de 240 variantes structurales différentes (congénères) identifiées à ce jour (Spoof & Catherine, 2017 ; Svirčev et al., 2017). De toutes ces variantes la microcystine LR s'avère être la plus toxique et la plus fréquemment rencontrée dans les écosystèmes aquatiques (Brittain et al., 2000). Cette dernière est responsable de nombreux cas d'intoxication aussi bien chez l'homme (Carmichael et al., 2001; Azevedo et al., 2002), que chez les poissons (Chellappa et al., 2008). Selon de récentes études, la microcystine pourrait être toxique pour les macrophytes aquatiques (Amorim et al., 2017) et pour les plantes cultivées (Bittencourt-Oliveira et al., 2016) faisant courir des risques pour les personnes et les animaux qui les consomment.

De nombreux genres de cyanobactéries sont capables de produire des MCs ; il s'agit notamment de *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Hapalosiphon*, *Nostoc*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Gloeotrichia*, *Synechococcus* et *Synechocystis* (Huang et al, 2019). Ces genres ont une distribution cosmopolite, ce qui fait de leurs métabolites hépatotoxiques une préoccupation mondiale. La présence de plusieurs de ces genres a été signalée dans les eaux du lac Oubeira (Nasri et al, 2004 ; Branes et al, 2013 ; Boussadia et al, 2015). Sur la base de la toxicité aiguë, la microcystine-LR (MC-LR) est considérée comme l'hépatotoxine la plus puissante (Funari

& Testai, 2008). Dans le lac Oubeira, des études antérieures sur les toxines ont révélé que la microcystine-LR était la cyanotoxine la plus répandue, atteignant 29,16 µg/L en août 2001 (Nasri et al., 2004).

Les scénarios de changement climatique futur prévoient une hausse des températures, une stratification verticale accrue des écosystèmes aquatiques et des modifications des régimes climatiques saisonniers et interannuels qui se traduiront par des périodes de sécheresses, de tempêtes et d'inondations ayant pour conséquence l'augmentation des efflorescences de cyanobactéries nuisibles dans les eaux eutrophes (Paerl & Huisman, 2008). Erol & Randhir (2012) considèrent le bassin méditerranéen comme l'une des zones les plus vulnérables au monde aux impacts du réchauffement climatique et aux changements des régimes de précipitations. Bien que le lac Oubeira soit le plus grand lac d'eau douce d'Algérie, les études sur la communauté de cyanobactéries et les niveaux de cyanotoxines dans ses eaux sont peu nombreuses (Nasri et al., 2004 ; Souissi et al., 2004 ; Branes et al., 2013 ; Boussaidia et al., 2015; Amrani et al., 2014). Par ailleurs, les genres/espèces de cyanobactéries responsables de la production de ces cyanotoxines et les facteurs environnementaux impliqués dans leur biosynthèse restent peu étudiés dans ce lac méditerranéen peu profond, utilisé pour l'irrigation et la pêche.

Dans ce chapitre nous nous sommes fixés comme objectifs l'analyse des variations temporelles et spatiales de la teneur en microcystine intracellulaire et la structure de la communauté de cyanobactéries en relation avec les facteurs environnementaux. Une attention particulière a été accordée aux genres qui montrent des valeurs de leur abondance relative de plus de 3%. Ces informations pourraient être utiles pour le développement de stratégies de restauration de ce plan d'eau.

2- Matériel et méthodes

2-1.Echantillonnage

L'échantillonnage a été effectué une fois par mois d'avril 2015 à mars 2016. Un petit bateau a été utilisé pour naviguer sur le lac et accéder aux 4 stations retenues pour déterminer la variation spatiotemporelle de l'abondance des cyanobactéries et de la concentration de la microcystine intracellulaire. Les stations 1 et 3 sont proches des embouchures des deux principales rivières qui alimentent le lac, à savoir la rivière Messida et la rivière Demnet Rihana (Fig.106). La station 2 est située dans la zone centrale du lac où les profondeurs maximales ont été enregistrées. La station 4 est située dans la zone la plus abritée des vents dominants, dans la partie ouest du lac. L'ensemble des stations échantillonnées et les mois au cours desquels l'échantillonnage a été réalisé constituent un facteur aléatoire car aucune information préalable n'est connue sur le niveau d'expression du phénomène étudié.

Pour quantifier les cyanobactéries, de l'eau brute (1 L) a été prélevée de la surface jusqu'à 1 m de profondeur à l'aide d'un tube en plastique de 1 m, puis concentrée à environ 100 mL à l'aide d'un filet à phytoplancton d'une maille de 20-µm. Les échantillons d'eau pour l'analyse physique et chimique et la détermination de la chlorophylle-a et de la microcystine ont été prélevés dans des bouteilles en plastique de 1,5 L et transportés au laboratoire dans une glacière, à 4°C dans l'obscurité pour assurer une bonne conservation.

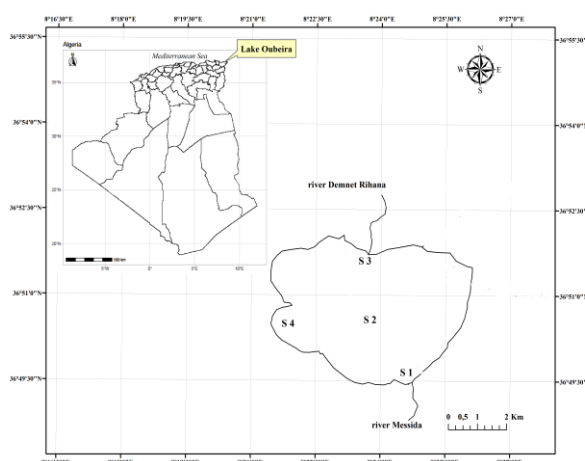


Fig.106. Localisation des 4 stations d'échantillonnage

2-2. Facteurs abiotiques

Onze facteurs abiotiques ont été analysés au cours de la période d'étude. La température de l'eau (WT), le pH, l'oxygène dissous (DO) et la conductivité de l'eau (Cond) ont été mesurés in situ au niveau de chaque station à l'aide d'une sonde multiparamétrique (WTW, modèle 340i). La transparence (trans) de l'eau a été mesurée à l'aide du disque de Secchi (SD).

Les concentrations en matières en suspension (MES) ont été déterminées selon la norme européenne (NF EN 872 juin 2005 /T90-105), en filtrant 200-400 ml d'échantillon d'eau à travers un filtre en microfibre de verre de 47 mm de diamètre (Whatman GF/CTM, GE Healthcare Ltd.), pré-rincé et pré-pesé. La concentration en MES a été déterminée à partir de la différence entre le poids du filtre avant et après filtration (Afnor, 2005).

Les concentrations d'azote nitrique ($\text{NO}_3\text{-N}$), d'azote nitrique ($\text{NO}_2\text{-N}$), d'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), de phosphore orthophosphaté ($\text{PO}_4\text{-P}$) et de chlorophylle-a (Chl-a) ont été déterminées en laboratoire par spectrophotométrie en suivant les procédures décrites dans (American Public Health Association, APHA (1998)).

2-3. Inventaire des genres de cyanobactéries collectées

Pour concentrer les cyanobactéries, l'eau brute a été filtrée in situ à l'aide d'un filet à plancton (vide de maille de 20 μm) ; le filtrat obtenu a été immédiatement fixé avec une solution de formaldéhyde à 5 %. Une fois au laboratoire, et afin d'assurer une concentration supplémentaire des cyanobactéries, les échantillons ont été filtrés à travers des filtres lavables en polycarbonate d'une taille de pore de 5 μm (CYCLPR PC 47 mm, Allemagne). Les filtres lavables en polycarbonate ont été rincés avec 1 ml du filtrat initial extrait dans le collecteur à filet à phytoplancton.

L'identification des cyanobactéries a été effectuée à l'aide d'observations microscopiques (Axiostar Plus, Carl Zeiss, Germany) des caractéristiques morphologiques de celles-ci sur la base des critères proposés par Komárek & Anagnostidis, (1999); Komárek & Anagnostidis, (2005) ; Komárek *et al.*, (2014). Les mesures ont été réalisées à l'aide d'une caméra UI-1240SE (IDS, Germany)

intégrée au microscope. Le dénombrement des cellules des cyanobactéries est réalisé à l'aide d'une cellule de comptage "Nageotte" (ISOLAB, 0,5 mm de profondeur) comme rapporté dans [Brient et al. \(2008\)](#).

Cette quantification a été réalisée sur 50µL de chaque échantillon concentré. Pour les espèces coloniales, les abondances cellulaires (N_{cell} = nombre de cellules) ont été calculées sur la base des colonies (S1) et des cellules individuelles (S2), en utilisant l'équation suivante : $N_{\text{cell}} = (S1/S2) - A$, où S1 est la surface de la colonie et S2 la surface de la cellule ($S2 = \pi r^2$) ([Sun & Liu, 2003](#)). A représente la partie vide de la colonie. Elle est calculée comme suit : $A = (S1/S2) * (x/100)$ où x est le pourcentage des parties vides de la colonie estimé visuellement (par exemple, 20 % de la partie vide). L'abondance cellulaire des cyanobactéries filamenteuses a été estimée en divisant la longueur des filaments par la longueur moyenne des cellules ; pour l'estimation de la longueur moyenne des cellules nous nous sommes basés sur la mesure des longueurs de 50 cellules et ensuite sur le calcul de la moyenne de leurs longueurs).

2-4. Dosage des Microcystines

Pour l'analyse de la microcystine (MC), les échantillons d'eau (500 ml) ont été filtrés à travers un filtre en microfibre de verre (GF/F). Les filtres ont été congelés (-20°C) jusqu'à l'analyse ultérieure des toxines. La microcystine retenue par les filtres a été extraite en les plaçant dans 10mL d'une solution méthanol/eau (80v/20v), suivie d'un traitement aux ultrasons pendant 5min. Après élimination du solvant organique par un évaporateur rotatif sous vide (40°C), la fraction aqueuse restante a été soumise à un test immuno-enzymatique (ELISA). Les concentrations intracellulaires de MC ont été analysées à l'aide d'un kit ELISA (ABRAXIS, USA) selon les recommandations du fabricant. Toutes les mesures ont été effectuées en trois exemplaires à l'aide d'un photomètre ELISA pour microplaques (MindrayMR-96A). La microcystine (MC-LR) a été utilisée comme étalon et les résultats ont donc été exprimés en microgrammes équivalents de MC-LR (µg eq MC-LR/L).

➤ Méthode de dosage de MC-LR à l'aide du test ELISA

Du fait de la croissance des risques de toxicité par les cyanotoxines, il est indispensable et nécessaire de recourir davantage à des méthodes de détection des toxines les plus efficaces et les plus fiables pour détecter les différents types et variantes de ces cyanotoxines. La prise de conscience des dangers présentés par les toxines cyanobactériennes a conduit au développement de diverses techniques de détection et de dosage, allant des méthodes de dépistage qui reposent sur des tests in vivo aux techniques analytiques plus perfectionnées. Il convient cependant de noter, en matière de salubrité des eaux potables, que ces techniques devraient également détecter des teneurs en toxines en dessous du niveau de la valeur limite, de 1 µg/L de MC-LR, recommandée par l'OMS.

La détermination des teneurs en microcystines-LR a été réalisée à l'aide du test ELISA (Enzyme-linked Immunosorbent Assay) du fait de la disponibilité de kits de détection de haute spécificité et sensibilité avec une limite de détection inférieure à celle recommandée par l'OMS; Par ailleurs, cette technique permet la détermination et l'estimation rapide de la teneur totale de la toxine dans l'échantillon.

N.B : Les dosages de cyanotoxines ont été réalisés au sein du laboratoire EMMAL de l'Université Badji-Mokhtar-Annaba.

➤ Principe des tests ELISA

Pour la détermination des microcystines à l'aide d'anticorps polyclonaux anti-MC-LR de la structure ADDA (acide aminé qui caractérise toutes les microcystines), nous avons utilisé la

technique du test ELISA adaptée à cet usage. Les kits disponibles sur le marché sont fondés sur le principe de la compétition d'un anticorps immobilisé sur une phase solide, opposant l'antigène visé dans la solution de l'échantillon et un antigène conjugué que le kit fournit. Ce conjugué est composé d'un antigène ayant la même spécificité que l'antigène désiré dans l'échantillon. Une fois le complexe formé, il est, à son tour, détecté par un anticorps (anti-IgG) anti-MC associé à une enzyme. Ce contact est mis en concurrence avec un échantillon à tester, contaminé par des MC éventuellement libres (fig.107). Par conséquent, une disparition du signal indique la présence de MC dans l'échantillon testé. En utilisant une courbe étalon tracée en fonction d'une concentration connue de MC, on peut déterminer quantitativement les MC qui peuvent être présentes dans l'échantillon.

➤ **Extraction des microcystines**

Un volume d'eau brute de (600-1000 ml) a été filtré à travers un filtre en microfibre de verre (47 mm, GF/C, Whatman®) afin de piéger les toxines que renferment les cellules cyanobactériennes. Les microcystines ont été extraites dans 10 ml de solution de méthanol : 80% d'eau (V : V). Dans un premier temps, on a séparé le contenu cellulaire par sonification du mélange (3 cycles de 30 sec avec un temps de 5 sec entre les cycles) ; ensuite le mélange est centrifugé à 4000 tr/min pour une durée de 10 minutes, afin de débarrasser le culot de ces débris cellulaires et effectuer une dilution au 1/6 (moins de 20% de méthanol dans nos échantillons) pour obtenir le surnageant utilisé pour le test ELISA ; la technique d'extraction est celle décrite par [Chorus & Bartram \(1999\)](#).

➤ **Protocole expérimental**

Le procédé du dosage de la microcystine par le test ELISA, utilisé dans ce travail, est celui recommandé par le fabricant du kit "Abraxis" (Fig. 108).

Avant d'entamer la manipulation on a fait : i) Sortir le kit (bien avant de commencer la manipulation) et laisser les réactifs prendre la température ambiante (30min) ; ii) Retirer les barrettes supplémentaires. Numéroter la plaque en fonction du numéro et de l'ordre d'échantillon.

1- Verser 50µl des solutions standard, du contrôle ou des échantillons dans les puits de la plaque selon le mode opératoire préconisé par le fabricant.

2- Ajouter 50 µl de la solution d'anticorps dans chaque puits de la plaque en utilisant successivement une pipette multicanaux. Couvrir les puits avec du parafilm ou du ruban adhésif et mélanger le contenu, en déplaçant la plaque d'un mouvement circulaire rapide sur la table, pendant 30 sec. (Veillez à ne pas renverser le contenu) ; Incuber pendant 90 minutes à température ambiante.

3- Après incubation (de 90mn), retirer le couvercle (parafilm ou du ruban adhésif) et agiter vigoureusement le contenu des puits dans un évier. Laver les plaques trois fois avec une pipette multicanaux à l'aide de la solution tampon de lavage 1X. Veuillez utiliser au moins un volume de 250 µl de tampon de lavage pour chaque puits et chaque étape de lavage. Le tampon restant dans les puits doit être enlevé en tapotant la plaque sur une pile d'essuie-tout.

4- Ajouter 100 µl de solution de conjugué enzymatique dans les puits séparément en utilisant successivement une pipette à canaux multiples. Couvrir les puits avec du parafilm ou du ruban adhésif et mélanger le contenu en déplaçant la plaque d'un mouvement circulaire rapide sur la table. Incuber pendant 30 minutes à température ambiante.

5- Après incubation (de 30mn à température ambiante, la couleur se teinte en bleu.), retirer le couvercle (parafilm ou du ruban adhésif) et agiter vigoureusement le contenu des puits dans un évier. Laver les plaques trois fois avec une pipette à canaux multiples à l'aide de la solution tampon de lavage 1X. Veuillez utiliser au moins un volume de 250 µl de tampon de lavage pour chaque puits et

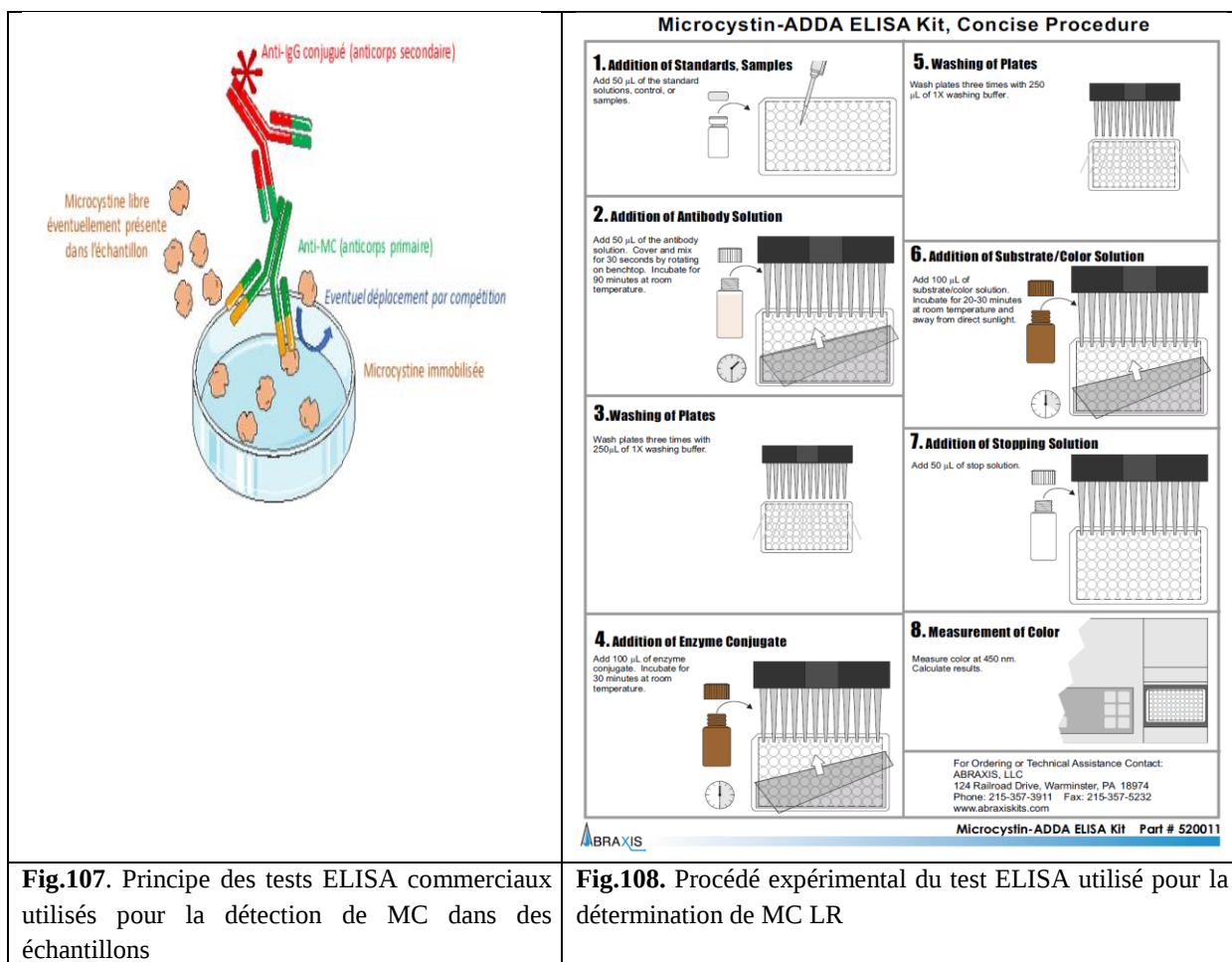
chaque étape de lavage. Le tampon restant dans les puits doit être enlevé en tapotant la plaque sur une pile d'essuie-tout.

6- Ajouter 100 L de solution de substrat/solution colorée dans les puits à l'aide d'une pipette multicanaux. Les plaques sont incubées pendant 20 à 30 minutes à température ambiante. Protégez les plaques de la lumière directe du soleil.

7- Ajouter 50 L de solution stop dans les puits dans le même ordre que pour la solution de substrat à l'aide d'une pipette à canaux multiples. La couleur prend une teinte jaune.

8- Lire l'absorbance à 450 nm à l'aide d'un lecteur ELISA microplaque.

9- Calculer les résultats.



2-5. Analyse statistique

L'analyse statistique a été développée à l'aide du logiciel R (3.1.2) et la normalité de la distribution des conditions a été pré-vérifiée en appliquant le test de Shapiro-Wilk. Les comparaisons inter-mois et inter-stations ont été réalisées à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis. Les corrélations ont été établies par le test non paramétrique de Spearman. Enfin, nous avons appliqué l'analyse en composantes principales (ACP), pour caractériser la structure de nos stations d'échantillonnage et pour illustrer l'importance de l'influence des paramètres environnementaux mesurés sur l'abondance des genres de cyanobactéries et leurs concentrations en toxines.

3- Résultats

3-1. Facteurs abiotiques

Pour déterminer les caractéristiques physicochimiques de la masse d'eau, nous avons calculé, pour chaque variable physicochimique, les paramètres statistiques suivants : la moyenne arithmétique, la médiane, l'étendue, l'écart-type (Sd) et le coefficient de variation (CV) (tableau 25).

Tableau 25: Valeurs moyennes et écart-type (Sd), minimales, maximales et médianes, et coefficient de variance (CV) des paramètres physico-chimiques, de la chlorophylle-a et du MC-LR enregistrés dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016.

Parametres	Unités	Moyenne $\pm$ Sd	Min-Max	Mediane	CV
Temperature (WT)	°C	20.63 $\pm$ 7.03	11.16 -31.21	20.41	0.36
Oxygène dissous (DO)	mg/L	8.26 $\pm$ 2.10	4.30 -11.83	8.29	0.25
pH		8.64 $\pm$ 0.38	7.99 - 9.82	8.85	0.09
Conductivité (Cond)	μ S/cm	497.3 $\pm$ 46.05	388 - 551	511.5	0.09
Matières en suspension (SS)	mg/L	109.1 $\pm$ 68.17	30 - 362	87.5	0.62
Transparency (trans)	cm	31.77 $\pm$ 14.80	12.5 – 62.5	25	0.46
Nitrate (NO ₃ -N)	μ mol/L	4.62 $\pm$ 1.7	1.88 – 6.03	4.60	0.37
Nitrite (NO ₂ -N)	μ mol/L	1.19 $\pm$ 0.44	0.19 – 2.37	1.60	0.37
Ammonium (NH ₄ -N)	μ mol/L	4.35 $\pm$ 4.8	0.20 – 25.84	2.89	1.10
Orthophosphate (PO ₄ -P)	μ mol/L	3.05 $\pm$ 5.1	0.57 – 32.98	1.52	1.69
Chlorophylle-a (Chl-a)	μ g/L	51.28 $\pm$ 48.71	4.74 – 158.11	28.75	0.95
Microcystine (MC-LR)	μ g/L	5.79 $\pm$ 5.62	0.62 – 19.14	2.77	0.97

La température des eaux la plus élevée est enregistrée en août (31,21°C) et la plus basse en mars (11,6°C). Les eaux du lac sont bien oxygénées, ; un pic de l'ordre de 11.83 mg/L est relevé à la fin de la période froide (en mars). Le pH est alcalin du fait que les valeurs varient de 7,99 à 9,82. La conductivité montre des valeurs plus élevées en saison humide (plus de 500 μ S/cm dans la période de septembre à mars) qu'en saison sèche.

La transparence et les solides en suspension varient fortement. Pendant la saison sèche, une disponibilité élevée de NH₄-N et de PO₄-P a été enregistrée ; ces éléments atteignent respectivement 25,84 μ mol /L et 32,98 μ mol/L en août à la station 3 (Fig.109). En revanche, NO₂-N et NO₃-N sont relativement moins abondants ; ces derniers atteignent des teneurs maximales en décembre (2,37 μ mol NO₂-N /L, station 2) et en août (10,03 et 11.03 μ mol NO₃-N/L, dans la station 3 respectivement en juin et en août).

Enfin, les valeurs de chlorophylle-a sont comprises entre 4,74 et 158,11 μ g/L ; Les pics enregistrés en septembre (142,3 μ g/L) et novembre (158,11 μ g/L) coïncident avec la période de

floraison des cyanobactéries et la concentration maximale de microcystine, respectivement. Les valeurs de MC LR varient de 0,62 à 19,14 $\mu\text{g/L}$; c'est dans la station 3 que les valeurs maximales sont enregistrées en septembre (18,09 $\mu\text{g/L}$) et en novembre (19,14 $\mu\text{g/L}$).

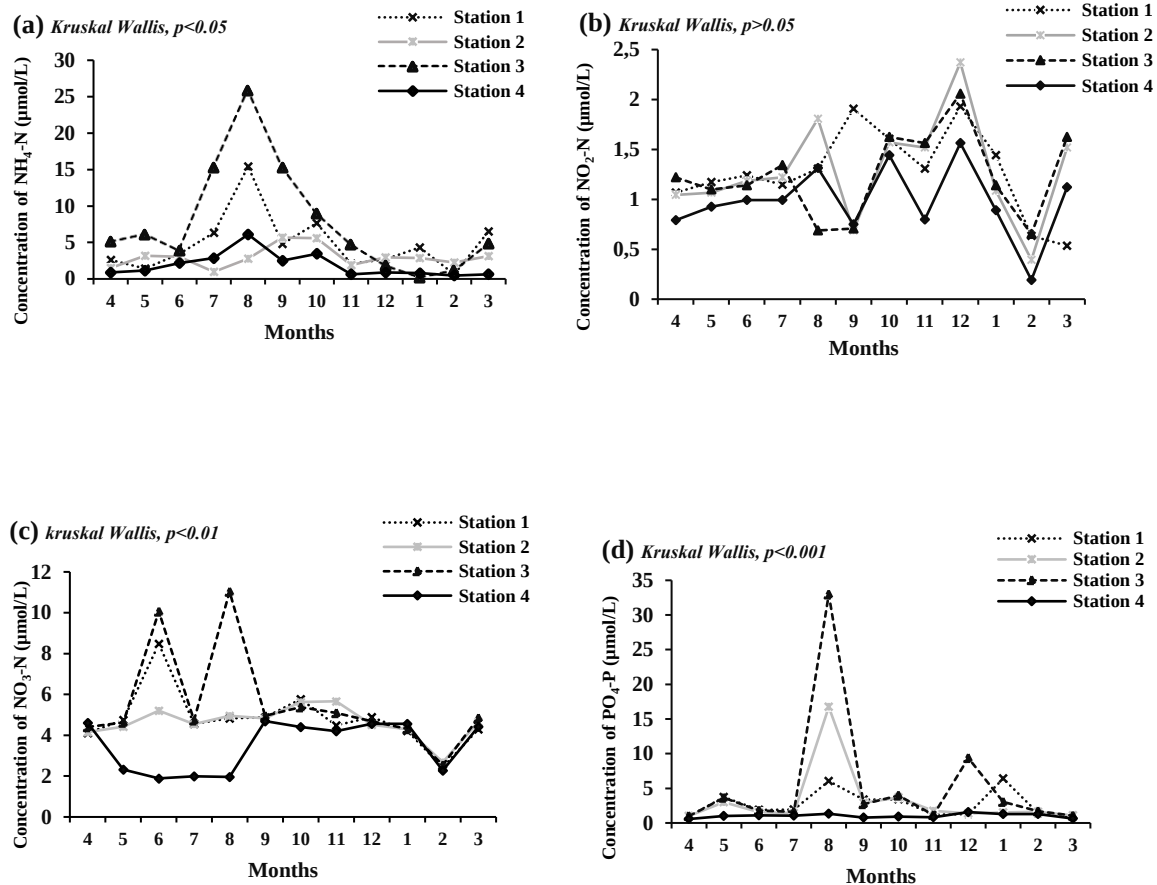


Fig.109. Fluctuations mensuelles des concentrations en nutriments enregistrées dans les 4 stations échantillonnées dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016. (Niveau de signification : $p > 0,05$ pas de différence significative ; $p < 0,05$ différence significative, $p < 0,01$ différence hautement significative ; $p < 0,001$ différence très hautement significative).

Statistiquement, le test de Kruskal-Wallis fait apparaître l'existence, entre les stations, de différences significatives uniquement pour $\text{NH}_4\text{-N}$ ($p < 0.05$), $\text{NO}_3\text{-N}$ ($p < 0.01$) et $\text{PO}_4\text{-P}$ ($p < 0.001$). Le reste des paramètres mesurés ne montre pas de différence significative ($p > 0,05$). Nous notons, par ailleurs, que les niveaux les plus bas d'azote nitrique ($\text{NO}_3\text{-N}$) et de phosphore orthophosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$) sont enregistrés dans les eaux de la station 4 (fig. 109).

La comparaison des valeurs médianes des paramètres mesurés, à l'aide du test de Kruskal-Wallis, montre, entre les mois, l'existence de différences significatives ($p < 0.05$) pour $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{PO}_4\text{-P}$ à hautement significative ($p < 0.01$) pour MES et $\text{NO}_2\text{-N}$; Ce test révèle, par ailleurs, l'existence d'un mois à l'autre, de différences très hautement significatives ($p < 0.001$) pour la T° , l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, la transparence, la chlorophylle a et MC LR.

Tableau 26 : Comparaisons des valeurs médianes des paramètres physico-chimiques échantillonnés dans les 4 stations entre avril 2015 et mars 2016 (test de Kruskal Wallis au niveau de signification $\alpha=0,05$).

	INTER STATIONS			INTER MOIS		
	χ^2_{obs}	df	p	χ^2_{obs}	df	p
T (°C)	0.30	3	0.96	46.16	11	p<0.00
pH	1.17	3	0.76	39.06	11	p<0.00
DO (mg/L)	0.28	3	0.96	44.05	11	p<0.00
Cond (µs/cm)	0.11	3	0.99	46.12	11	p<0.00
Trans (cm)	0.91	3	0.82	39.80	11	p<0.00
MES (mg/L)	7.75	3	0.05	28.18	11	p<0.01
NH ₄ -N (µmol/L)	10.96	3	p<0.05	20.64	11	p<0.05
NO ₂ -N (µmol/L)	3.95	3	0.27	26.12	11	p<0.01
NO ₃ -N (µmol/L)	14.99	3	p<0.01	21.82	11	p<0.05
PO ₄ -P (µmol/L)	14.99	3	p<0.01	21.82	11	p<0.05
Chl-a (µg/L)	3.40	3	0.33	39.90	11	p<0.00
MC-LR (µg/L)	2.67	3	0.45	41.07	11	p<0.00

χ^2_{obs} - valeur chi-carré observée ; df - degrés de liberté ; p-value - valeur de probabilité ;

La valeur du "Kruskal Wallis chi-carré" rapportée par la fonction R est égale à la statistique H calculée dans le test. (Niveau de signification : p >0,05 pas de différence significative ; p< 0,05 différence significative, p<0,01 différence hautement significative ; p<0,001 différence très hautement significative). Chl.a : chlorophylle a ; Cond : conductivité ; OD : oxygène dissous ; MC.LR : Microcystines; NH₄-N : ammonium ; NO₂-N : nitrite ; NO₃-N : nitrate ; pH : potentiel hydrogène; PO₄-P : orthophosphate. MES : matières en suspension ; T : température de l'eau. Trans : transparence.

3-2. Communauté de Cyanobactéries

Vingt-six genres de cyanobactéries composés principalement de taxons potentiellement toxiques ont été identifiés dans les 4 stations échantillonnées dans le lac Oubeira au cours de la période s'étalant d'avril 2015 à mars 2016 (tableau 27). En termes d'abondance relative, les genres *Microcystis* (44,51%), *Planktothrix* (16,27%), *Pseudanabaena* (8,38%), *Aphanocapsa* (6,06%), *Cylindrospermum* (3,98%), *Cylindrospermopsis* (3,93%), *Synechococcus* (3,73%), *Aphanizomenon* (3,65%) et *Dolichospermum* (3,17%) représentent environ 94% de l'abondance totale de cyanobactéries observée tout au long de l'année (Tableau 27). En ce qui concerne les espèces, il a été établi que *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii* et *Pseudanabaena limnetica* dominaient les assemblages de cyanobactéries.

Tableau 27 : Fréquence d'occurrence, abondance relative des genres de cyanobactéries identifiés dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016.

Genera	F (%)	Relative abundance	Dominant species
<i>Microcystis</i>	100(O)	44.51	<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Pseudanabaena</i>	89 (C)	8.38	<i>Pseudanabaena limnetica</i>
<i>Chroococcus</i>	67 (R)	0.03	<i>Chroococcus minutus</i>
<i>Dolichospermum</i>	58 (R)	3.17	<i>Dolichospermum planctonicum</i>
<i>Planktothrix</i>	56 (R)	16.27	<i>Planktothrix agardhii</i>
<i>Aphanizomenon</i>	54 (R)	3.65	<i>Aphanizomenon flos-aqua</i>
<i>Synechococcus</i>	53 (R)	3.73	-
<i>Aphanocapsa</i>	52 (R)	6.06	-
<i>Oscillatoria</i>	43 (A)	1.56	<i>Oscillatoria rubescens</i>
<i>Merismopedia</i>	39 (A)	0.02	<i>Merismopedia regularis</i>
<i>Cylindrospermopsis</i>	36 (A)	3.93	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Woronichinia</i>	28 (A)	0.76	<i>Woronichinia naegeliana</i>
<i>Spirulina</i>	25 (A)	0.86	-
<i>Synechocystis</i>	17 (Oc)	0.003	-
<i>Cylindrospermum</i>	16 (Oc)	3.98	-
<i>Anabaenopsis</i>	14 (Oc)	0.66	<i>Anabaenopsis elenkinii</i>
<i>Aphanothece</i>	14 (Oc)	0.44	-
<i>Phormidium</i>	13 (Oc)	0.23	-
<i>Coelomorion</i>	9 (Ra)	0.003	-
<i>Gloeocapsa</i>	9 (Ra)	1.30	<i>Gloeocapsa gelatinosa</i>
<i>Lyngbya</i>	9 (Ra)	0.05	-
<i>Limnothrix</i>	7 (Ra)	0.13	-
<i>Leptolyngbya</i>	3 (Ra)	0.10	-
<i>Planktolyngbya</i>	2 (Ra)	0.01	-
<i>Nostoc</i>	1 (Ra)	0.006	-
<i>Eucapsis</i>	1 (Ra)	0.06	-

F (%): Fréquence d'occurrence: 90-100 % (O-omnipresent); 75-90% (C-constant), 50-75 % (R-régulier); 25-50% (A-accessoire); 10-25% (Oc-occasionnelle); <10% (Ra-rare). (-) non déterminé;

La variabilité temporelle de l'abondance des cyanobactéries était évidente (Fig.110A), les valeurs les plus faibles étant signalées pendant la période hiver/printemps et les valeurs les plus élevées pendant la période été/automne. La période chaude (juillet, août, septembre), au cours de laquelle des efflorescences de cyanobactéries ont été observées, était dominée par *Microcystis*, *Planktothrix*, *Cylindrospermum* et *Oscillatoria*. Il est à noter que durant la période été/automne, nous avons rencontré d'importantes proliférations de *Microcystis*, avec la présence d'écumes ainsi qu'un changement de couleur de l'eau du lac, mais sans odeur perceptible.

Pendant la transition automne/hiver, *Synechococcus*, *Dolichospermum*, *Pseudanabaena* et *Aphanizomenon* sont les genres dominants, tandis que *Woronichinia* apparaissait préférentiellement en hiver. La variation spatiale de l'abondance des cyanobactéries (Fig. 110B) a montré une différence relativement faible entre les stations 1, 2 et 3, sauf pour *Dolichospermum* et *Aphanocapsa* où les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans la zone centrale du lac (station 2). Une densité beaucoup plus faible de cyanobactéries a été observée dans la station 4.

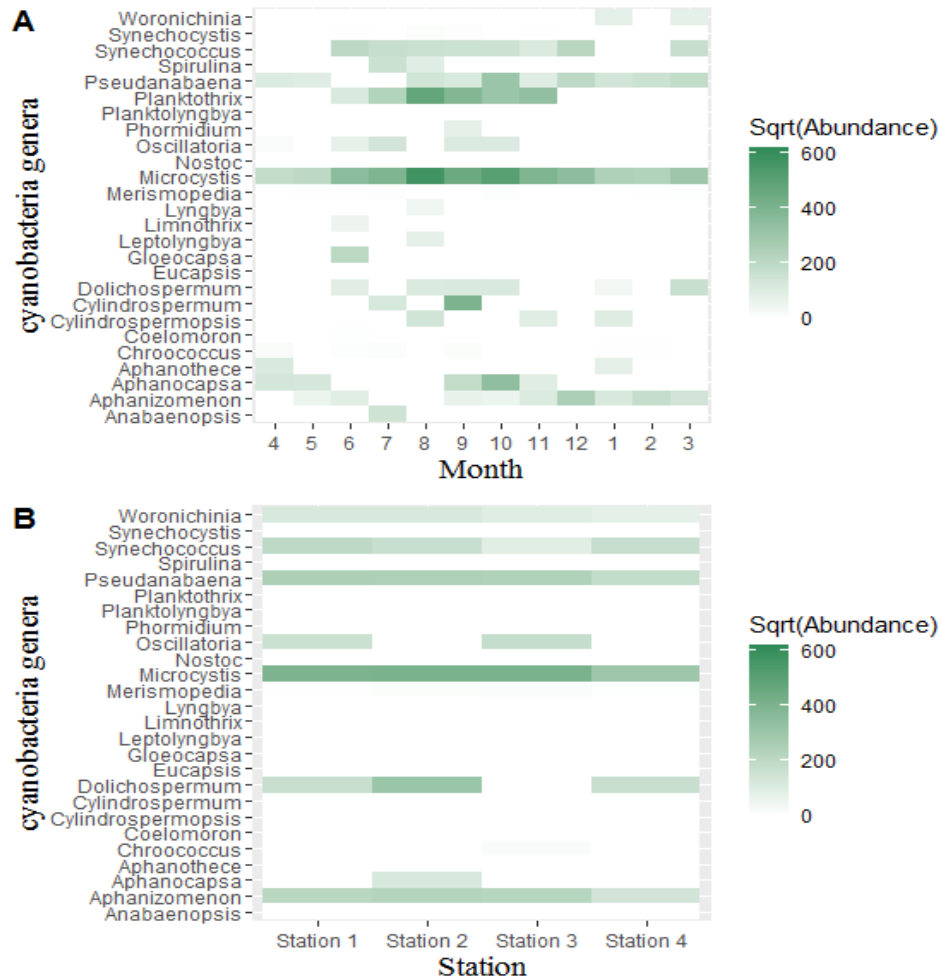
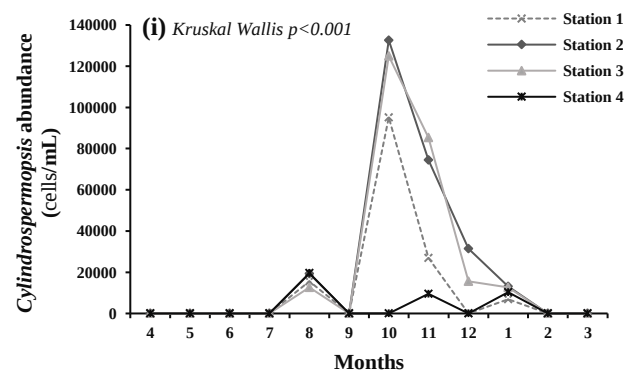
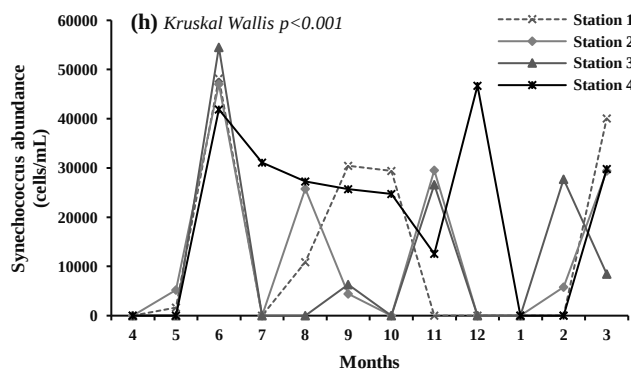
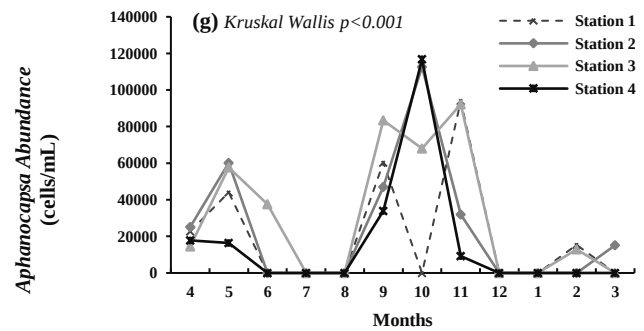
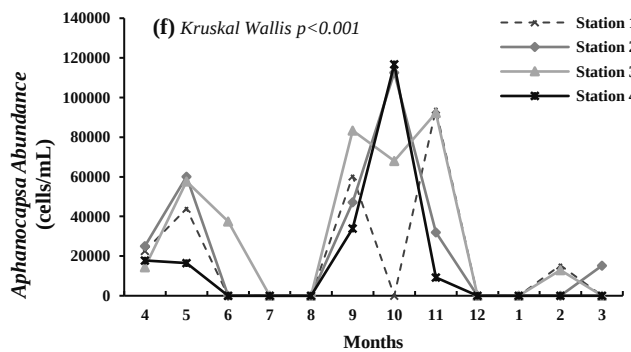
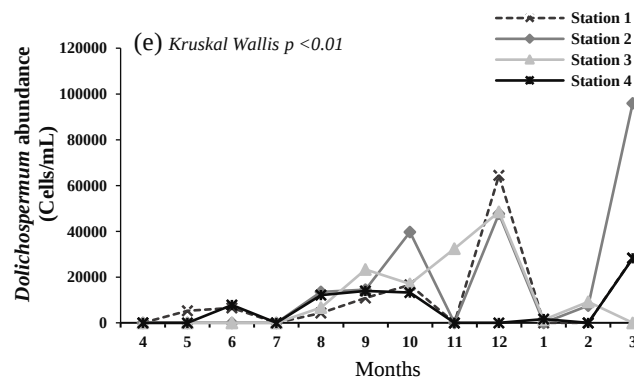
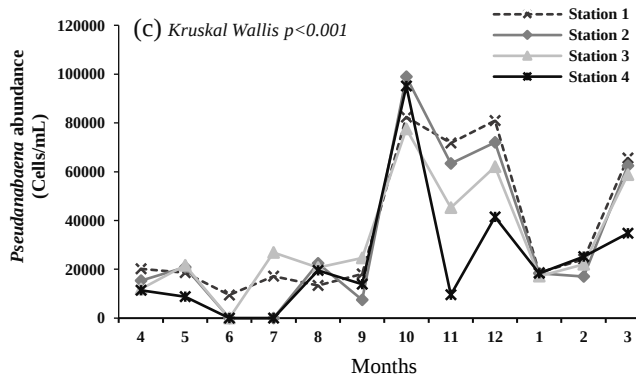
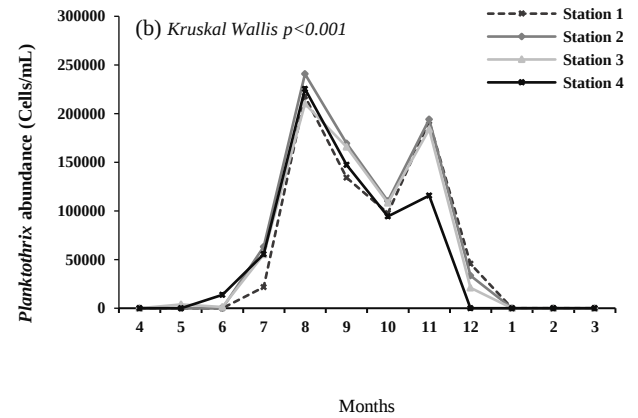
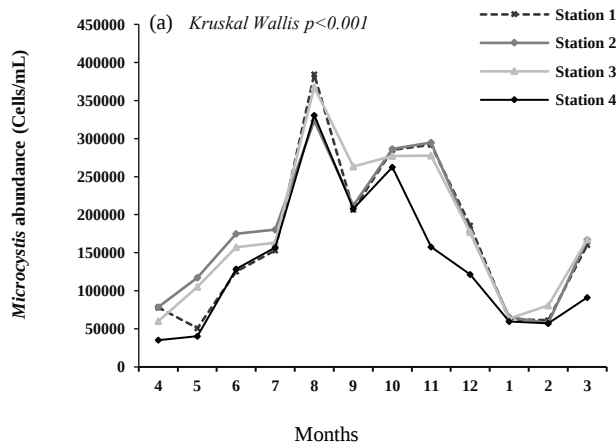


Fig.110. Carte thermique temporelle (A) et spatiale (B) de l'abondance des cyanobactéries (Cellule/mL, transformée en racine carrée) identifiées dans le lac Oubeira d'avril 2015 à mars 2016.

L'abondance de *Microcystis* et de *Planktothrix* a augmenté après juin 2015, atteignant, en août, des pics de 384 412 cellules mL⁻¹ et 240 740 cellules mL⁻¹ respectivement. Les deux genres sont rapidement devenus dominants, accumulant plus de 85 % de l'abondance relative jusqu'en novembre. *Pseudanabaena limnetica* représentait plus de 8 % de l'abondance cellulaire totale des cyanobactéries. Des pics de plus de (50 000 cellules mL⁻¹) ont été enregistrés d'octobre à décembre 2015 et en mars 2016. *Pseudanabaena* a atteint un pic en octobre (98 880 cellules mL⁻¹) et est resté à un niveau élevé jusqu'à la fin de l'année avec des abondances relatives d'environ 20 %. *Aphanizomenon* et *Dolichospermum* ont commencé à croître pendant la période automnale, atteignant respectivement 88 967 et 64 428 cellules mL⁻¹ en décembre. Leurs abondances relatives combinées ont fluctué entre 20 % et 25 % durant la période s'étalant de décembre 2015 à mars 2016. *Dolichospermum* a également proliféré considérablement en mars, mais uniquement dans la station 2 où il enregistre un pic proche de 100 000 cellules mL⁻¹.

Chapitre 2: Bloom et toxicité des cyanobactéries dans l'Oubeira



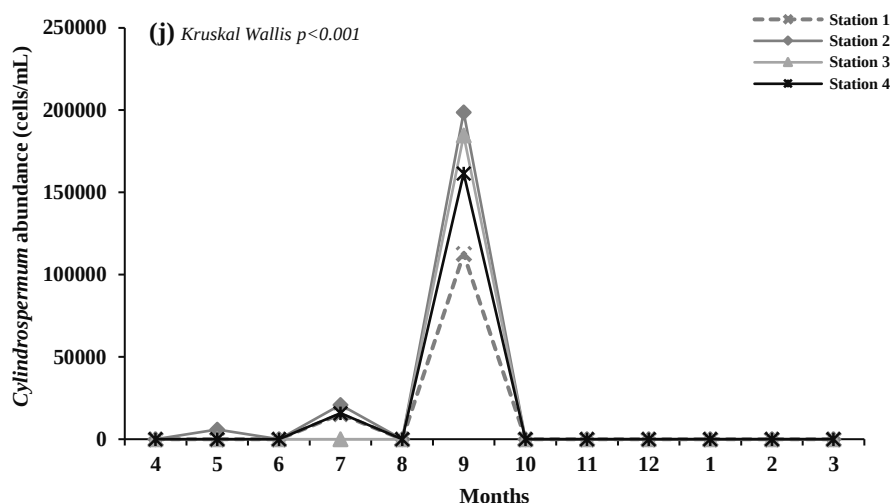


Fig.111. Fluctuations spatio temporelles des abondances des cyanobactéries collectées dans les 4 stations échantillonnées d'avril 2015 à mars 2016 (lac Oubeira). (Niveau de signification : $p > 0,05$ différence non significative ; $p < 0,05$ différence significative, $p < 0,01$ différence hautement significative ; $p < 0,001$ différence très hautement significative).

Les résultats du test de Kruskal Wallis (tableau 28), montrent que les cyanobactéries formant des fleurs d'eau présentent des différences significatives d'un mois à l'autre; Celles-ci étaient très hautement significatives ($p < 0.001$) pour *Microcystis*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Synechococcus*, *Cylindrospermopsis* et *Cylindrospermum* et hautement significatives ($p < 0.01$) pour *Dolichospermum*. Cependant, les variations entre stations sont restées statistiquement insignifiantes ($p > 0,05$) pour l'ensemble des genres de cyanobactéries à l'origine de bloom.

Tableau 28 : Comparaison, entre les stations et entre les mois, des valeurs médianes des abondances de cyanobactéries à l'origine de bloom dans les 4 stations échantillonnées d'avril 2015 à mars 2016 (test de Kruskal Wallis au niveau de signification $\alpha = 0,05$).

Genera	INTER STATIONS			INTER MONTHS		
	χ^2	df	p	χ^2	df	p
<i>Microcystis</i>	2.61	3	0.45	41.7	11	$p < 0.001$
<i>Dolichospermum</i>	0.51	3	0.92	27.0	11	$p < 0.001$
<i>Aphanizomenon</i>	1.51	3	0.67	31.9	11	$p < 0.001$
<i>Pseudanabaena</i>	2.4	3	0.49	34.2	11	$p < 0.001$
<i>Planktothrix</i>	0.2	3	0.96	43.9	11	$p < 0.001$
<i>Aphanocapsa</i>	2.91	3	0.39	103.5	11	$p < 0.001$
<i>Cylindrospermum</i>	2.0	3	0.57	105.4	11	$p < 0.001$
<i>Cylindrospermopsis</i>	5.4	3	0.14	100.3	11	$p < 0.001$
<i>Synechococcus</i>	6.9	3	0.07	49.5	11	$p < 0.001$

[χ^2 = valeur khi-carré; ddl= le degré de liberté; p-value=valeur probabilité; ($p < 0.05$)] (Niveau de signification: $p > 0,05$: pas de différence significative ; $p < 0,05$: différence significative, $p < 0,01$: différence hautement significative ; $p < 0,001$: différence très hautement significative).

3-3. Dynamique spatiotemporelle de la Microcystine (MCLR) intracellulaire

La microcystine a été trouvée à des niveaux détectables dans tous les échantillons prélevés, à des teneurs comprises entre 0,62 et 19,14 $\mu\text{g eq MC-LR/L}$ (Fig.112). Ces teneurs dépassent largement la valeur fixée par l'Organisation mondiale de la santé (1,0 $\mu\text{g eq MC-LR/L}$) pour l'eau potable. La teneur en microcystine la plus élevée (19,14 $\mu\text{g eq MC-LR/L}$) a été trouvée dans la station 3 en novembre et la plus faible (0,62 $\mu\text{g eq MC-LR/L}$) dans la station 4 en mai. Statistiquement, des différences hautement significatives ($p < 0,001$) ont été notées entre les mois pour les valeurs médianes de microcystine (tableau 26).

Nos résultats ont également montré que deux pics distincts caractérisaient la station 3 situées à proximité de l'embouchure de l'oued Demnet Rihana. Le premier pic, de l'ordre de 18,09 $\mu\text{g eq MC-LR/L}$, a été noté à la fin de l'été, après l'apparition des plus fortes densités enregistrées en août par *Microcystis* et *Planktothrix*; le second pic, de l'ordre de 19,14 $\mu\text{g eq MC-LR/L}$, représente la valeur maximale de MC intracellulaire ; il a été enregistré en automne durant le mois de novembre.

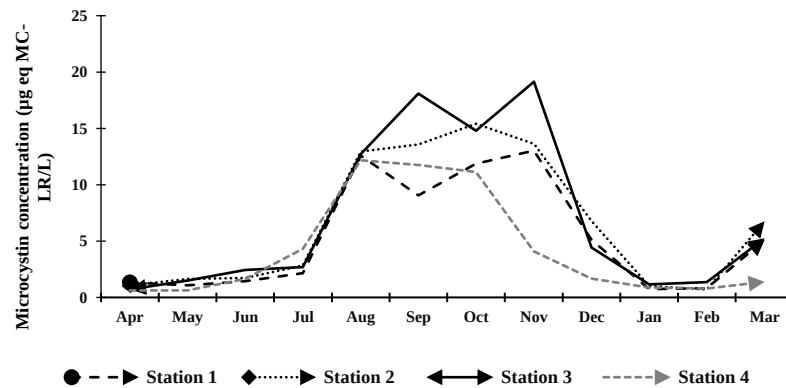


Fig.112. Fluctuations mensuelles des concentrations intracellulaires de microcystine ($\mu\text{g eq MC-LR/L}$) enregistrées dans les 4 stations échantillonnées d'avril 2015 à mars 2016 (lac Oubeira).

La concentration de microcystine dans son ensemble a augmenté beaucoup plus rapidement à partir de juillet, coïncidant avec la croissance rapide de *Microcystis* et *Planktothrix*. Cela a été confirmé par les fortes corrélations positives observées entre la concentration de microcystine et l'abondance de *Microcystis* ($p < 0,001$) et de *Planktothrix* ($p < 0,001$) (tableau 01, annexe 02).

En outre, les concentrations de microcystine mesurées dans les quatre stations n'ont pas montré de différence significative ; toutefois, des différences hautement significatives ont été notées entre les mois pour les valeurs médianes de microcystine (tableau. 26).

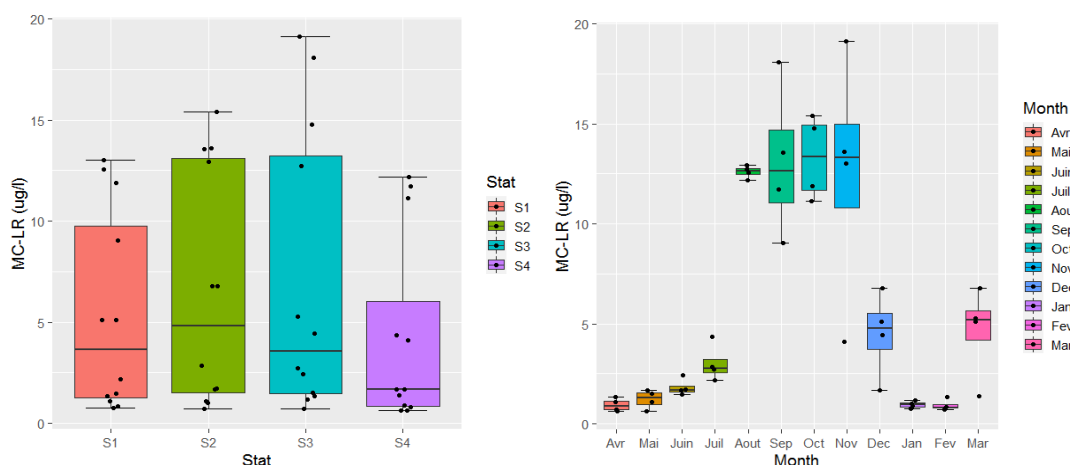


Fig.113. Variations entre les stations (à gauche) et entre les mois (à droite) des concentrations de MC LR enregistrées dans les eaux de l'Oubeira (avril 2015-mars 2016)

3-4. Analyse statistique

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) comme approche descriptive préliminaire et exploratoire a permis de visualiser la structure de la variation temporelle et spatiale dans le lac Oubeira. L'objectif de cette analyse exploratoire est de définir la typologie du cycle temporel sur la base de variables biologiques (illustratives) et environnementales (actives).

L'ACP est réalisée sur une matrice globale de 18 variables. Douze paramètres physicochimiques mesurés (variables actives) : chlorophylle-a (Chl-a), microcystine (MC-LR), température de l'eau (T°), pH, oxygène dissous (DO), conductivité (Cond.), transparence (Trans), matières en suspension (SS), nitrate (NO_3), nitrite (NO_2), ammonium (NH_4) et orthophosphate (PO_4) et 9 supplémentaires (illustratives) : Abondances de *Microcystis*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Aphanocapsa*, *Synechococcus*, *Cylindrospermum*, *Cylindrospermopsis*, et 48 lignes (12 mois x 4 stations).

Le premier plan (Dim1 x Dim2) de l'ACP explique 55,2% (fig.6) de la variabilité totale du nuage de projection de la matrice brute.

La première composante explique 31,59% de la variabilité totale (variabilité inter-mois) et est positivement corrélée avec T ($r=0,78$), NH_4 ($r=0,70$), PO_4 ($r=0,69$), NO_3 ($r=0,61$) et négativement corrélée avec DO ($r = -0,84$). Du côté positif de cet axe, se projettent *Microcystis* ($r= 0,58$) et *Planktothrix* ($r= 0,54$). Ce positionnement de *Microcystis* et de *Planktothrix* sur le pôle positif du premier axe de l'ACP suggère que ces deux cyanobactéries sont directement associées aux variables nutriments et température. Sur le pôle positif de l'axe 1 se projettent les mois chauds pendant lesquels la T° et les nutriments sont relativement élevés pour favoriser les proliférations de *Microcystis* et de *Planktothrix*. Sur le pôle négatif se projettent *Aphanizomenon* ($r=-0,46$) et les mois les plus froids qui permettent la prolifération de ce genre. La projection de S3 sur l'axe positif de l'axe 1 semble indiquer le niveau trophique élevé de cette dernière.

Le deuxième axe explique 23,62% de la variation totale (variabilité inter-mois); cet axe est corrélé négativement avec la transparence ($r=-0,83$) et positivement avec la conductivité de l'eau ($r=0,74$), Chl a ($r=0,52$), MC LR ($r=0,52$) et pH ($r=0,50$). Sur le pôle positif de ce deuxième axe, se projettent *Pseudanabaena* ($r=0,59$), *Dolichospermum* ($r=0,44$), *Cylindrospermopsis* ($r=0,42$).

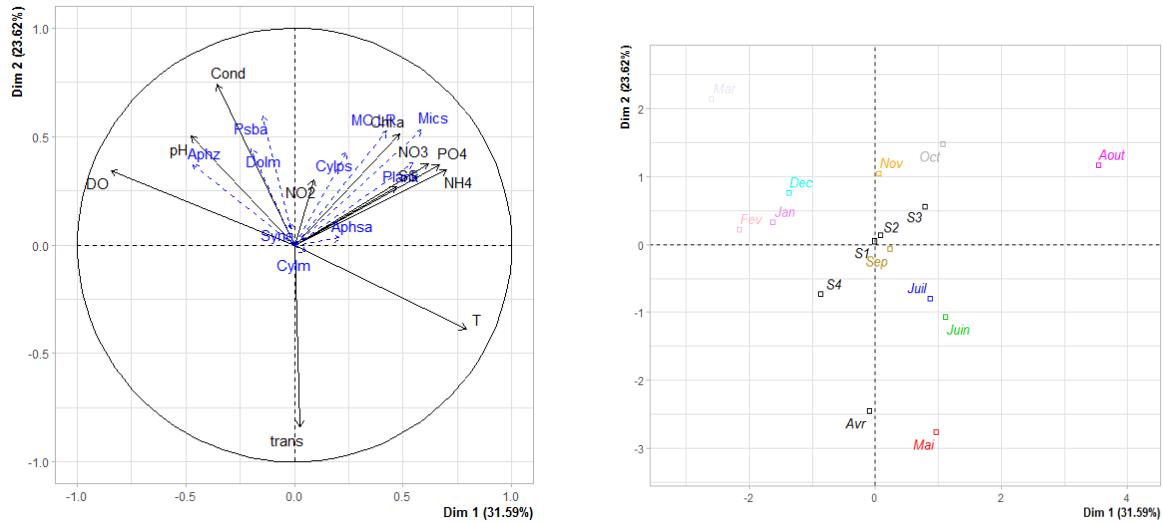


Fig.114. Analyse en composantes principales basée sur les variations mensuelles des variables biotiques et abiotiques, dans le lac Oubeira, durant la période d'avril 2015 à mars 2016. Le plan factoriel (1,2) explique 55,2 % de la variabilité totale (axe 1 : 31,59 %, axe 2 : 23,62 %). Cercle de corrélation des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux (panneau de gauche). Projection des mois et des stations sur les deux premiers axes principaux (panneau de droite).

En conclusion, la première composante définit l'expression d'un gradient d'augmentation des nutriments et d'eutrophisation et la prolifération des genres *Microcystis* et *Planktothrix* les plus représentatifs de cette situation dans le lac Oubeira. La deuxième composante reflète l'expression d'un gradient de transparence et qui s'oppose au gradient de conductivité qui favoriserait la présence du genre *Aphanizomenon*.

Les résultats de l'analyse de corrélation de Spearman entre MCLR et les variables biotique (genres de cyanobactéries et chlorophylle a) et abiotique (variables environnementales) sont présentés dans la (fig.114), (Tableau 01 en annexe 02).

Le calcul du coefficient de corrélation de Pearson fait apparaître que :

- ✓ La microcystine (MCLR) montre une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la chlorophylle a ($r=0.97$), *Microcystis* ($r=0.95$), *Planktothrix* ($r=0.84$), hautement significative ($p \leq 0,01$) avec NO_3 ($r=0.57$) et significative ($p \leq 0,05$) avec NH_4 ($r=0.53$) et *Dolichospermum* ($r=0.53$).
- ✓ Chlorophylle a est corrélée positivement avec MC LR ($r=0.97$), *Microcystis* ($r=0.93$), *Planktothrix* ($r=0.84$), NO_3 ($r=0.56$), NH_4 ($r=0.53$), *Cylindrospermopsis* ($r=0.51$).
- ✓ *Microcystis* est corrélée positivement avec MC LR ($r=0.95$), chlorophylle a ($r=0.93$), *Planktothrix* ($r=0.87$), NH_4 ($r=0.55$), NO_3 ($r=0.55$), *Cylindrospermopsis* ($r=0.52$).
- ✓ *Planktothrix* montre une corrélation positive avec *Microcystis* ($r=0.87$), MC LR ($r=0.84$), chlorophylle a ($r=0.84$), T° ($r=0.54$) et *Cylindrospermopsis* ($r=0.52$).
- ✓ *Aphanizomenon* est corrélé positivement avec DO ($r=0.53$) et Cond ($r=0.52$) et négativement avec T° ($r= -0.66$)

✓ *Cylindrospermopsis* est corrélé positivement avec *Microcystis* ($r=0.52$), *Planktothrix* ($r=0.52$) et négativement avec Trans ($r= -0.50$).

✓ *Dolichospermum* montre une corrélation positive avec MC LR ($r=0.53$) ; quant à *Pseudanabaena* il est corrélé négativement avec Trans ($r= -0.54$).

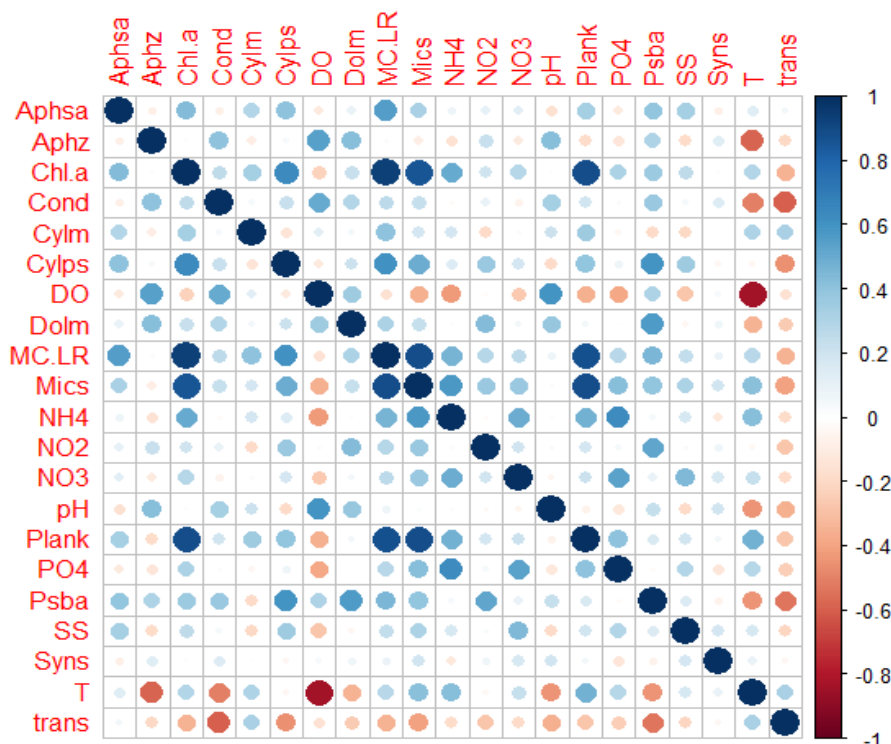


Fig.115. Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 21 paramètres biotiques et abiotiques. (Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative).

4- Discussion

Cette étude a permis d'identifier 26 genres de cyanobactéries dans les prélèvements d'eau du lac Oubeira, contre 11 genres en 2001 (Souissi et al., 2004) et 17 genres en 2009 (Boussadia et al., 2015), révélant un plus grand nombre de genres de cyanobactéries. La présence des genres *Synechocystis*, *Anabaenopsis*, *Aphanothece*, *Coelomorion*, *Limnothrix*, *Planktolyngbya*, *Nostoc*, et *Eucapsis* a été rapportée pour la première fois. Il est important de noter, dans ce lac et en grande abondance, la présence de l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* ; cette dernière a été identifiée pour la première fois en 2004 (Bouaicha & Nasri, 2004), ce qui confirme ainsi la réussite de l'établissement de cette espèce invasive. Les cyanobactéries Nostocales sont considérées comme des organismes potentiellement envahissants en raison d'un certain nombre d'avantages compétitifs (plasticité écologique, fixation de N₂, formation de stades de repos et de formes de dispersion dans des conditions défavorables) qui peuvent favoriser leur capacité à coloniser de nouveaux environnements, en particulier dans le cadre du scénario de réchauffement climatique (Suklenik et al, 2012). Le fait que *Cylindrospermopsis raciborskii* fasse désormais partie de l'assemblage annuel de cyanobactéries requiert une attention particulière en termes de santé et d'environnement, car cette espèce est connue

pour être un producteur potentiel de cylindrospermopsine. Cette cyanotoxine a des effets cytotoxiques et hépatotoxiques, parfois mortels, sur les humains et de nombreux animaux (Mathe et al., 2017).

En termes de fréquence d'occurrence et d'abondance relative, le genre *Microcystis*, dominé par l'espèce *M. aeruginosa*, était la principale composante de la population de cyanobactéries, contribuant jusqu'à 44,51% de l'abondance totale des cyanobactéries. L'abondance et la persistance de *Microcystis* est un phénomène courant dans les lacs et réservoirs méditerranéens (Romo et al., 2013 ; Gkelis et al., 2014), y compris ceux d'Algérie (Bouhaddada et al., 2016; Touati et al., 2019); les deux principaux facteurs généralement cités pour expliquer une telle tendance étaient le climat méditerranéen chaud et l'eutrophisation avancée. Dans les lacs méditerranéens peu profonds, le recyclage interne des nutriments à partir des sédiments a été accru par la température (Søndergaard & Jeppesen, 2003) ; quant à la concentration des nutriments dans la colonne d'eau elle se fait par évaporation des eaux (Özen et al., 2010), ce qui peut favoriser la prolifération de *Planktothrix* dans les eaux de l'Oubeira. La coexistence entre *Microcystis* et *Planktothrix* serait assez courante dans les systèmes d'eau douce eutrophes et dépendrait d'une grande variété de facteurs environnementaux telle que la disponibilité de la lumière qui selon De Araujo Torres et al., (2016) constitue un élément essentiel. A Zit Emba, un réservoir proche de notre site d'étude, Touati et al, (2019) enregistraient, par rapport à la population totale de cyanobactéries, des proportions moyennes de l'ordre de 43 et 16% respectivement pour *Microcystis* et *Planktothrix*.

Des études antérieures (Glibert et al., 2016 ; Gobler et al., 2016 ; Chaffin et al, 2018) ont montré que les cyanobactéries non-diazotrophes, tels que *Microcystis* et *Planktothrix*, étaient très compétitifs pour les formes d'azote chimiquement réduites, telles que le $\text{NH}_4\text{-N}$ et l'urée, ce qui est en accord avec nos résultats statistiques. L'abondance des deux genres dans le lac Oubeira serait liée aux nutriments et à la température. Cependant, *Microcystis* a montré une plus grande corrélation avec les nutriments, alors que *Planktothrix* était plus dépendant à l'égard de la température. Leur corrélation avec ces facteurs environnementaux peut expliquer leur coexistence pendant la période été-automne.

Dans le lac Oubeira, le bloom de *Dolichospermum* et *Aphanizomenon* apparaît à la fin de l'automne et en hiver, lorsque les nutriments et la température de l'eau étaient fortement réduits. Des études antérieures (Chia et al., 2018) ont montré qu'une faible teneur en azote dans l'environnement entraînerait la prédominance de *Dolichospermum* sur *Microcystis*, l'inverse se produirait dans des conditions de forte teneur en nutriments (azote) et de faible teneur en phosphore. Selon Pearl et Otten (2013), la succession entre *Microcystis* non diazotrophe et *Dolichospermum* ou *Aphanizomenon* filamenteux fixant l'azote est le modèle d'assemblage cyanobactérien le plus courant observé dans les lacs eutrophes tempérés ou subtropicaux. Des études récentes ont montré que la présence de *Microcystis* toxique peut supprimer la prolifération de *Dolichospermum* (Chia et al., 2018) et d'*Aphanizomenon* (Ma et al., 2015) par allélopathie.

Il a été déduit que seul *A. flos aquae* avait un avantage compétitif sur *Microcystis* lorsque la température était inférieure à 15°C (Wu et al, 2016). Dans l'Oubeira, le genre *Aphanizomenon* est principalement représenté par *A. flos aquae* qui enregistre ses plus fortes densités à la fin de l'automne et en hiver lorsque la température de l'eau est assez basse. Les résultats statistiques ont montré que le genre *Aphanizomenon* était corrélé négativement avec la température de l'eau. Mehnert et al. (2010) ont rapporté que seule *Aphanizomenon gracile/flos-aquae* peut se développer autour (ou en dessous)

de 10,8°C; selon [Uvêges et al. \(2012\)](#), des efflorescences de l'espèce *A. flos aquae* ont lieu en hiver sous la glace du lac Stechlin en Allemagne.

L'espèce *Pseudanabaena limnetica*, à l'origine de la formation de fleurs d'eau, est également une composante importante de la communauté de cyanobactéries recensées dans le lac Oubeira ; en termes d'abondance, cette espèce représente plus de 8 % de l'abondance totale des cellules de cyanobactéries. Dans cette masse d'eau, des pics de plus de 50 000 cellules mL⁻¹ ont été enregistrés lorsque les eaux présentaient une diminution de la température et de la transparence et une augmentation de la conductivité. Dans le lac Feng-qing (Chine), [Zhao et al. \(2015\)](#) ont rapporté que *Pseudanabaena limnetica* avait une large plage de tolérance aux changements environnementaux et pouvait s'adapter et se développer même lorsque la température de l'eau était basse, les concentrations de phosphore faibles et la transparence de l'eau faible. Selon [Reynolds et al. \(2002\)](#), les oscillatoriales telles que *Planktothrix agardhii* et *Pseudanabaena* préfèrent les eaux mixtes et turbides avec une accessibilité limitée à la lumière. Cela semble être le cas pour le lac Oubeira, car *Pseudanabaena* a montré une corrélation négative avec la transparence.

Les quelques relevés temporels des lacs peu profonds dans le monde ont décrit des dynamiques de Pcy similaires à celles des lacs profonds, avec des pics printemps-été ou automne ([Mozes et al, 2006](#) ; [Felfoldi et al., 2011](#)). De nombreuses études notaient l'abondance des espèces d'*Aphanocapsa* spp. dans les lacs très riches en nutriments; comme dans l'Oubeira, de nombreux travaux rapportent la coexistence des deux genres *Microcystis* et *Aphanocapsa* dans des efflorescences cyanobactériennes de plusieurs sources d'eau douce ([Zamyadi et al. 2012](#) ; [Loftin et al. 2016](#) ; [Napiórkowska - Krzebietke et al. 2017](#)). Par ailleurs, dans le réservoir hypereutrophique Joanes (Brésil), [Magalhaes et al, \(2019\)](#) notaient, un changement dans le schéma de dominance des cyanobactéries du genre *Microcystis* à *Aphanocapsa* ; ce genre atteignait des densités supérieures à 1 million de cellules mL⁻¹ après un temps de rétention hydrologique plus long. La forte abondance du genre *Aphanocapsa* dans les eaux de l'Oubeira de septembre à novembre serait en relation avec la période prolongée de faibles niveaux d'eau du lac et les premières pluies d'automne à l'origine de l'augmentation des apports externes de P du ruissellement de surface, ainsi que le cycle interne des nutriments des sédiments du plan d'eau. Il est également possible que les picocyanobactéries obtiennent un avantage concurrentiel sur d'autres organismes en raison de leur large potentiel d'adaptation aux conditions environnementales changeantes ([Worden & Wilken, 2016](#); [Jodłowska & Sliwinska 2014](#)) et de leur activité allélopathique ([Sliwinska-Wilczewska et al, 2016](#); [Sliwinska-Wilczewska et al, 2017](#)).

Parmi les genres assez fortement abondants dans les eaux de l'Oubeira, seuls *Microcystis*, *Planktothrix* et *Dolichospermum* présentent une corrélation significative avec la microcystine.

Dans le lac Oubeira, la microcystine intracellulaire (MC-LR) a été trouvée dans l'ensemble des échantillons prélevés, mais les concentrations les plus élevées de MC-LR ont été le plus souvent détectées au cours de la période allant d'août à novembre. Cette forte production de microcystines, observée à cette période, a été attribuée aux fortes densités de cyanobactéries enregistrées à cette même période de l'année. La forte relation trouvée entre les microcystines, la chlorophylle-a, *Microcystis* et *Planktothrix* suggère que la biosynthèse des MC résulte d'un effet synergique et/ou additif de ces deux cyanobactéries. Des études ont montré qu'en période de sécheresse, le temps de rétention de l'eau augmentait de 45 %, entraînant une multiplication par 2 de l'abondance de *Microcystis aeruginosa* et de la concentration en microcystines ([Romo et al, 2013](#)). Selon [Taranu et](#)

al, (2017) les quantités de ces toxines devraient augmenter dans des conditions eutrophiques en relation avec des niveaux élevés d'éléments azotés, de turbidité et de biomasse cyanobactérienne.

Des études antérieures, réalisées sur des populations naturelles de cyanobactéries, ont montré que des concentrations élevées d'azote entraînaient la dominance de souches de *Microcystis* potentiellement toxiques (Davis et al., 2010 ; Gobler et al., 2016) et des concentrations élevées de microcystines dans les communautés dominées par *Planktothrix* (Davis et al., 2015). Dans la présente étude, les résultats de l'analyse statistique ont montré la forte relation entre MC-LR et la teneur en azote. Selon Lee et al, (2000), Van de Wall et al, (2010), Harke & Gobler, (2013) des niveaux élevés d'azote inorganique étaient nécessaires pour synthétiser les MCs riches en N et pour promouvoir des quotas cellulaires plus élevés de MCs chez les espèces non diazotrophes telles que *Microcystis* et *Planktothrix*. Selon Chaffin et al. (2018), l'assimilation des nutriments était nécessaire à la fonction cellulaire et à l'expression des gènes *mcy*, qui sont responsables de la production de microcystine dans les souches toxiques de *Microcystis* et de *Planktothrix*. D'autres études (Lee et al., 2015 ; Bouhaddada et al., 2016; Chaffin et al., 2018) ont montré que la production de toxines était largement due à des changements dans la composition des souches/génotypes de cyanobactéries plutôt qu'à des changements dans la biomasse cyanobactérienne. Feng et al. (2019) ont suggéré que les génotypes de cyanobactéries productrices de toxines dépassaient ceux des cyanobactéries non productrices de toxines dans des conditions environnementales défavorables.

Conclusion

Il ressort de cette recherche que les principaux paramètres environnementaux qui ont un impact sur la structure de la communauté cyanobactérienne présente dans le lac Oubeira (d'avril 2015 à mars 2016) sont la température de l'eau, les nutriments (ammonium, nitrate et nitrite) et la conductivité électrique de l'eau. Les nutriments (ammonium, nitrate et nitrite) et la température étaient positivement corrélés avec *Microcystis* et *Planktothrix* ainsi qu'avec la concentration de chlorophylle-a et de microcystines (MC-LReq). *Pseudanabaena* et *Cylindrospermopsis* ont montré une corrélation négative avec la transparence. *Aphanizomenon*, rencontré à la fin de la période de dominance de *Planktothrix* (automne/hiver), a montré une corrélation positive avec la conductivité et une corrélation négative avec la température de l'eau.

Références Bibliographiques

A

1. Abdi, A., Branes, Z., Ounissi, M., & Amblard, C. 2013. Dynamic densities and specific cyanobacteria biomass of Oubeira lake (National parc of El Kala, Algeria). *European Journal of Scientific Research*, Vol. 99 No 2, pp.287-296.
2. Acinas, S. G., Haverkamp, T. H., Huisman, J., & Stal, L. J. (2009). Phenotypic and genetic diversification of *Pseudanabaena spp.*(cyanobacteria). *The ISME journal*, 3(1), 31.
3. Adams, D. G., & Duggan, P. S. (1999). Tansley Review No. 107. Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. *The New Phytologist*, 144(1), 3-33.
4. Afnor (2005). Qualité de l'eau - Dosage des matières en suspension - Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre (NF EN 872 Juin 2005 / T90-105) Water Quality–Determination of Suspended Solids–Filtration Method Using Fiberglass Filters (NF EN 872 June 2005 / T90-105).
5. Agha, R., Saebelfeld, M., Manthey, C., Rohrlack, T., & Wolinska, J. (2016). Chytrid parasitism facilitates trophic transfer between bloom-forming cyanobacteria and zooplankton (*Daphnia*). *Scientific Reports*, 6(1), 35039.
6. Akcaalan, R., Köker, L., Oğuz, A., Spoof, L., Meriluoto, J., & Albay, M. (2014). First report of cylindrospermopsin production by two cyanobacteria (*Dolichospermum mendotae* and *Chrysosporum ovalisporum*) in Lake Iznik, Turkey. *Toxins*, 6(11), 3173-3186.
7. Alayat H., (2013) Evolution spatiale des caractéristiques physico-chimiques des eaux du lac Oubeira impose par les conditions sévères de la sécheresse (extrême N-E Algérien). *European Scientific Journal* December 2013 edition vol.9, No.36 ISSN: 1857-7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431
8. Alexova, R., Fujii, M., Birch, D., Cheng, J., Waite, T. D., Ferrari, B. C., & Neilan, B. A. (2011). Iron uptake and toxin synthesis in the bloom-forming *Microcystis aeruginosa* under iron limitation. *Environmental microbiology*, 13(4), 1064-1077.
9. Allen, M. M., & Hutchison, F. (1980). Nitrogen limitation and recovery in the cyanobacterium *Aphanocapsa* 6308. *Archives of microbiology*, 128, 1-7.
10. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Association, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition. American Public Health Association, Washington, D.C., USA.
11. Aminot, A. et Chausspiéd, M. (1983) Manuel des analyses chimiques en milieu marin CNEXO, Brest, 395 p.
12. Aminot, A., & Kérouel, R. (2004). Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses. Editions Quae.
13. Amorim, C. A., Ulisses, C., & Moura, A. N. (2017). Biometric and physiological responses of *Egeria densa* Planch. cultivated with toxic and non-toxic strains of *Microcystis*. *Aquatic Toxicology*, 191, 201-208.
14. Amrani, A., Nasri, H., Azzouz, A., et al, (2014). Variation in cyanobacterial hepatotoxin (microcystin) content of water samples and two species of fishes collected from a shallow lake in Algeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 66(3), 379-389. <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9993-2>
15. Anagnostidis, K., & Komarek, J. (1985). Modern approach to the classification system of cyanophytes 1-Introduction. *Algological Studies* 38/39: 291-302.
16. Anagnostidis, K., & Komarek, J. (1988). Modern approach to the classification system of cyanophytes 3-Oscillatoriales. *Algological Studies* 50/53: 327-472.
17. Anagnostidis, K., & Komarek, J. (1990). Modern approach to the classification system of cyanophytes 5-Stigonematales. *Algological Studies* 59: 1-73.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

18. Antia, N. J. (1976). Effects of temperature on the darkness survival of marine microplanktonic algae. *Microbial ecology*, 3, 41-54.
19. Antunes, J. T., Leão, P. N., & Vasconcelos, V. M. (2015). *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. *Frontiers in Microbiology*, 6, 473.
20. Arfa, A. M. T., Benderradji, M. E. H., Saint-Gérard, T., et al, 2019. Cartographie du risque feu de forêt dans le Nord-Est algérien: cas de la wilaya d'El Tarf. *Cybergeo: European journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.32304>
21. Arrigo, K. R. (2005). Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437(7057), 349-355.
22. Azevedo, S. M., Carmichael, W. W., Jochimsen, E. M., Rinehart, K. L., Lau, S., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K. (2002). Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. *Toxicology*, 181, 441-446.

B

23. Babica, P., Bláha, L., & Maršálek, B. (2006). Exploring the natural role of microcystins—A review of effects on photoautotrophic organisms 1. *Journal of Phycology*, 42(1), 9-20.
24. Backer, L. C., Carmichael, W., Kirkpatrick, B., Williams, C., Irvin, M., Zhou, Y., ... & Cheng, Y. S. (2008). Recreational exposure to low concentrations of microcystins during an algal bloom in a small lake. *Marine Drugs*, 6(2), 389-406.
25. Bácsi, I., Vasas, G., Surányi, G., M-Hamvas, M., Máthé, C., Tóth, E., ... & Borbely, G. (2006). Alteration of cylindrospermopsin production in sulfate-or phosphate-starved cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum*. *FEMS microbiology letters*, 259(2), 303-310.
26. Bagnouls, F., & Gaussen, H. (1957). Les climats biologiques et leur classification. In *Annales de géographie* (Vol. 66, No. 355, pp. 193-220). Armand Colin.
27. Bahl, J., Lau, M. C., Smith, G. J., Vijaykrishna, D., Cary, S. C., Lacap, D. C., ... & McKay, C. P. (2011). Ancient origins determine global biogeography of hot and cold desert cyanobacteria. *Nature communications*, 2, 163.
28. Baldia, S. F., Evangelista, A. D., Aralar, E. V., & Santiago, A. E. (2007). Nitrogen and phosphorus utilization in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* isolated from Laguna de Bay, Philippines. *Journal of applied phycology*, 19, 607-613.
29. Banack, S. A., Caller, T. A., & Stommel, E. W. (2010). The cyanobacteria derived toxin beta-N-methylamino-L-alanine and amyotrophic lateral sclerosis. *Toxins*, 2(12), 2837-2850.
30. Banack, S. A., Johnson, H. E., Cheng, R., & Cox, P. A. (2007). Production of the neurotoxin BMAA by a marine cyanobacterium. *Marine drugs*, 5(4), 180-196.
31. Banker R, Carmeli S, Hadas O, Teltsch B, Porat R, Sukenik A (1997) Identification of cylindrospermopsin in *Aphanizomenon ovalisporum* (cyanophyceae) isolated from Lake Kinneret, Israel. *Journal of Phycology* 33: 613-616
32. Barker, G. L., Hayes, P. K., O'Mahony, S. L., Vacharapiyasophon, P., & Walsby, A. E. (1999). A molecular and phenotypic analysis of *Nodularia* (cyanobacteria) from the Baltic Sea. *Journal of Phycology*, 35(5), 931-937.
33. Barker, G. L., Konopka, A., Handley, B. A., & Hayes, P. K. (2000). Genetic variation in *Aphanizomenon* (cyanobacteria) colonies from the Baltic Sea and North America. *Journal of Phycology*, 36(5), 947-950.
34. Bar-Yosef, Y., Sukenik, A., Hadas, O., Viner-Mozzini, Y., & Kaplan, A. (2010). Enslavement in the water body by toxic *Aphanizomenon ovalisporum*, inducing alkaline phosphatase in phytoplanktons. *Current biology*, 20(17), 1557-1561.
35. Beardall, J. (2008). Blooms of *Synechococcus* An analysis of the problem worldwide and possible.
36. Beaulieu, M. (2013). Cyanobacteria in North America: modelling across nutrient and temperature gradients.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

37. Belaud, A. (1996). Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Cépaduès éditions.
38. Benyacoub et Chabbi Y., 2000 – Diagnose écologique de l'avifaune du Parc National d'El-Kala. Composition, Statut et Répartition. Synthèse n° : 7 juin 2000. Revue des sciences et technologie. Univ. Annaba. 98 p.
39. Bernard, S., Kudela, R., & Velo-Suarez, L. (2014). Developing global capabilities for the observation and predication of harmful algal blooms. Cambridge Scholars Publishing.
40. Berrendero, E., Perona, E., & Mateo, P. (2011). Phenotypic variability and phylogenetic relationships of the genera *Tolypothrix* and *Calothrix* (Nostocales, Cyanobacteria) from running water. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 61(12), 3039-3051.
41. do Carmo Bittencourt-Oliveira, M., Cordeiro-Araújo, M. K., Chia, M. A., de Toledo Arruda-Neto, J. D., de Oliveira, Ê. T., & dos Santos, F. (2016). Lettuce irrigated with contaminated water: Photosynthetic effects, antioxidative response and bioaccumulation of microcystin congeners. *Ecotoxicology and environmental safety*, 128, 83-90.
42. Bláha, L., & Maršálek, B. (1999). Microcystin production and toxicity of picocyanobacteria as a risk factor for drinking water treatment plants. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 95-108.
43. Bláhová, L., Adamovský, O., Kubala, L., Šindlerová, L. Š., Zouneková, R., & Bláha, L. (2013). The isolation and characterization of lipopolysaccharides from *Microcystis aeruginosa*, a prominent toxic water bloom forming cyanobacteria. *Toxicon*, 76, 187-196.
44. Blank, C. E. (2004). Evolutionary timing of the origins of mesophilic sulphate reduction and oxygenic photosynthesis: a phylogenomic dating approach. *Geobiology*, 2(1), 1-20.
45. Blais, S. (2002). The issue of cyanobacteria (blue-green algae) at La Baie de Missisquoi in 2001. *Agrosol*, 13(2), 103-110.
46. Blomqvist P, Pettersson A, Hyenstrand P. (1994). Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch Hydrobiol* 132:141–164
47. Bolius, S., Wiedner, C., & Weithoff, G. (2017). High local trait variability in a globally invasive cyanobacterium. *Freshwater Biology*, 62(11), 1879-1890.
48. Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M. C. S., Gonzalez-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V. L., ... & Kruk, C. (2012). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*?. *FEMS Microbiology Ecology*, 79(3), 594-607.
49. Bonilla, S., González-Piana, M., Soares, M. C., Huszar, V. L., Becker, V., Somma, A., ... & Aubriot, L. (2016). The success of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in freshwaters is enhanced by the combined effects of light intensity and temperature. *Journal of Limnology*, 75(3).
50. Bouaïcha, N., & Nasri, A. B. (2004). First report of cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Algerian freshwaters. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 19(5), 541-543.
51. Bouhaddada, R., Nelieu, S., Nasri, H., Delarue, G., and Bouaicha, N. (2016). High diversity of microcystins in a *Microcystis* bloom from an Algerian lake. *Environ. Pollut.* 216, 836–844. doi: 10.1016/j.envpol.2016.06.055
52. Bourrelly, P. (1985). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: Les Algues bleues et rouges. Les Euglénoides, Peridinie et Cryptomonadines. Réimpr. rev. augm.
53. Bourrelly, P., & Couté, A. (1991). Desmidiées de Madagascar (Chlorophyta, Zygothryceae).
54. Boussadia, M. I., Sehli N., Bousbia, A., Ouzrout, R., & Bensouilah, M. (2015). The effect of environmental factors on cyanobacteria abundance in Oubeira lake (Northeast Algeria). *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*, 10(14), 157–168.
55. Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M., & Moura, A. (2000). Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic microbial ecology*, 23(1), 13-27.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

56. Bouvy, M., Molica, R., De Oliveira, S., Marinho, M., & Beker, B. (1999). Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20(3), 285-297.
57. Brahmia, Z. (2016). Rôle fonctionnel du lac Oubeira et du lac Mellah (Parc National d'El-Kala) pour les oiseaux marins.
58. Branes Z., Abdi A., Makhoul O., et al. (2013). Dynamic densities and specific cyanobacteria biomass of Oubeira Lake (National Parc of El kala, Algeria). *Environmental Research Journal*. 7 (1), 9-14.
59. Briand, J. F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J. F. (2003). Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary research*, 34(4), 361-377.
60. Briand, J. F., Leboulanger, C., Humbert, J. F., Bernard, C., & Dufour, P. (2004). *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? 1. *Journal of Phycology*, 40(2), 231-238.
61. Briand, J. F., Robillot, C., Quiblier-Lloberas, C., Humbert, J. F., Couté, A., & Bernard, C. (2002). Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water research*, 36(13), 3183-3192.
62. Briant, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., ... & Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2), 248-255.
63. Briant, L., Vézic, C., & Bertru, G. (2001). Évaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons. Rapport DIREN Bretagne (Ministère de l'Environnement).
64. Bucka, H., & Wilk-Woźniak, E. (1999). Cyanobacteria responsible for planktic water blooms in reservoirs in southern Poland. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 105-113.
65. Brittain, S. M., Wang, J., Babcock-Jackson, L., Carmichael, W. W., Rinehart, K. L., & Culver, D. A. (2000). Isolation and characterization of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins from a Lake Erie strain of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Great Lakes Research*, 26(3), 241-249.
66. Bui, T., Dao, T. S., Vo, T. G., & Lüring, M. (2018). Warming affects growth rates and microcystin production in tropical bloom-forming *Microcystis* strains. *Toxins*, 10(3), 123.
67. Buratti, F. M., Manganello, M., Vichi, S., Stefanelli, M., Scardala, S., Testai, E., & Funari, E. (2017). Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of toxicology*, 91, 1049-1130.
68. Burford, M. A., Beardall, J., Willis, A., Orr, P. T., Magalhaes, V. F., Rangel, L. M., ... & Neilan, B. A. (2016). Understanding the winning strategies used by the bloom-forming cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Harmful Algae*, 54, 44-53.
69. Burford, M. A., McNeale, K. L., & McKenzie-Smith, F. J. (2006). The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Freshwater Biology*, 51(11), 2143-2153.
70. Burkholder, J. M., Glibert, P. M., & Skelton, H. M. (2008). Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful algae*, 8(1), 77-93.

C

71. Callieri, C. (2010). Single cells and microcolonies of freshwater picocyanobacteria: a common ecology. *Journal of Limnology*, 69(2), 257.
72. Callieri, C., Cronberg, G., & Stockner, J. G. (2012). Freshwater picocyanobacteria: single cells, microcolonies and colonial forms. *Ecology of Cyanobacteria II: Their diversity in space and time*, 229-269.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

73. Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., & Brookes, J. D. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water research*, 46(5), 1394-1407.
74. Carmichael, W. W. (1981). Freshwater blue-green algae (cyanobacteria) toxins—A review. *The water environment: Algal toxins and health*, 1-13.
75. Carmichael, W. W. (2001). Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, 7(5), 1393-1407.
76. Catherine, A., Bernard, C., Spoof, L., & Bruno, M. (2016). Microcystins and nodularins. *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*, 107-126.
77. Chaffin J. D., Davis T. W., Smith D. J., et al, (2018). Interactions between nitrogen form, loading rate, and light intensity on *Microcystis* and *Planktothrix* growth and microcystin production. *Harmful Algae*. 73, 97. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.02.001>.
78. Chaffin, J. D., Mishra, S., Kane, D. D., Bade, D. L., Stanislawczyk, K., Slodysko, K. N., ... & Fox, E. L. (2019). Cyanobacterial blooms in the central basin of Lake Erie: Potentials for cyanotoxins and environmental drivers. *Journal of Great Lakes Research*, 45(2), 277-289.
79. Charifi, S., Merad, T., Guellati, F. Z., Touati, H & Bensouilah, M. (2019). Dynamic of Filamentous Cyanobacteria in the Dam Ain Zada (North of Algeria). *Journal of Ecological Engineering*, 20(5), 97-110.
80. Chellappa, N. T., Chellappa, S. L., & Chellappa, S. (2008). Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. *Brazilian archives of Biology and technology*, 51, 633-641.
81. Chen, L., Chen, J., Zhang, X., & Xie, P. (2016). A review of reproductive toxicity of microcystins. *Journal of hazardous materials*, 301, 381-399.
82. Cheng, J. Y., & Antia, N. J. (1970). Enhancement by glycerol of phototrophic growth of marine planktonic algae and its significance to the ecology of glycerol pollution. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 27(2), 335-346.
83. Cheng, Y. S., Zhou, Y., Irvin, C. M., Kirkpatrick, B., & Backer, L. C. (2007). Characterization of aerosols containing microcystin. *Marine drugs*, 5(4), 136-150.
84. Chia, M. A., Jankowiak, J. G., Kramer, B. J., et al. (2018). Succession and toxicity of *Microcystis* and *Anabaena* (*Dolichospermum*) blooms are controlled by nutrient-dependent allelopathic interactions. *Harmful algae*, 74, 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.03.002>
85. Chisholm, S.W., Frankel, S.L., Goericke, R., Olson, R.J., Palenik, B., Waterbury, J.B., West-Johnsrud, L. & Zettler, E.R. (1992). *Prochlorococcus marinus* nov. gen. nov. sp.: an oxyphototrophic marine prokaryote containing divinyl chlorophyll a and b. *Archives of Microbiology* 157: 297–300. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00245165>.
86. Chiswell, R. K., Shaw, G. R., Eaglesham, G., Smith, M. J., Norris, R. L., Seawright, A. A., & Moore, M. R. (1999). Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 14(1), 155-161.
87. Chorus, I., & Bartram, J. (1999). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. CRC Press.
88. Cirés, S., & Ballot, A. (2016). A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae*, 54, 21-43.
89. Cirés, S., Casero, M. C., & Quesada, A. (2017). Toxicity at the edge of life: A review on cyanobacterial toxins from extreme environments. *Marine drugs*, 15(7), 233.
90. Cirés, S., Wörmer, L., Timón, J., Wiedner, C., & Quesada, A. (2011). Cylindrospermopsin production and release by the potentially invasive cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* under temperature and light gradients. *Harmful Algae*, 10(6), 668-675.
91. Claus, G. (1963). Comments on the species of the genus *Tetrapedia* Reinsch (Chroococcaceae, Cyanophyta). *Hydrobiologia*, 21, 266-274.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

92. Cockell C. S., Lee P., Broady P., Lim D. S. S., Osinski G. R., Parnell J., Koeberl C., Pesonen L., and Salminen J. 2005. Effects of asteroid and comet impacts on habitats for lithophytic organisms-A synthesis. *Meteoritics & Planetary Science* 40: 1901– 1914.
93. Codd, G. A., Meriluoto, J., & Metcalf, J. S. (2016). Introduction: Cyanobacteria, cyanotoxins, their human impact, and risk management. *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*, 1-8.
94. Conroy, J. D., Quinlan, E. L., Kane, D. D., & Culver, D. A. (2007). *Cylindrospermopsis* in Lake Erie: testing its association with other cyanobacterial genera and major limnological parameters. *Journal of Great Lakes Research*, 33(3), 519-535.

D

95. Daines, S. J., Clark, J. R., & Lenton, T. M. (2014). Multiple environmental controls on phytoplankton growth strategies determine adaptive responses of the N: P ratio. *Ecology letters*, 17(4), 414-425.
96. Dajoz, R. (1975). Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 549p.
97. Davis, J. S. (2000). Structure, function, and management of the biological system for seasonal solar saltworks. *Global nest journal*, 2(3), 217-226.
98. Davis, T. W., Harke, M. J., Marcoval, M. A., Goleski, J., Orano-Dawson, C., Berry, D. L., & Gobler, C. J. (2010). Effects of nitrogenous compounds and phosphorus on the growth of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacterial blooms. *Aquatic Microbial Ecology*, 61(2), 149-162.
99. Davis, T. W., Bullerjahn, G. S., Tuttle, T., McKay, R. M., & Watson, S. B. (2015). Effects of increasing nitrogen and phosphorus concentrations on phytoplankton community growth and toxicity during *Planktothrix* blooms in Sandusky Bay, Lake Erie. *Environmental science & technology*, 49(12), 7197-7207.
100. De Araujo Torres C., Lüring M., Marinho M. M., (2016). Assessment of the effects of light availability on growth and competition between strains of *Planktothrix agardhii* and *Microcystis aeruginosa*. *Microbial Ecology*. 71 (4), 802-813. <https://doi.org/10.1007/s00248-015-0719-z>.DE
101. Debelair G., 1990 – Structure, fonctionnement et perspectives de gestion de quatre éco-complexes lacustres et marécageux (El-Kala, Est algérien). Thèse. Doct. Univ. Montpellier II, 193 p + Annexes.
102. De Figueiredo, D. R., Azeiteiro, U. M., Esteves, S. M., Gonçalves, F. J., & Pereira, M. J. (2004). Microcystin-producing blooms—a serious global public health issue. *Ecotoxicology and environmental safety*, 59(2), 151-163.
103. de J Magalhães, A. A., da Luz, L. D., & de Aguiar Junior, T. R. (2019). Environmental factors driving the dominance of the harmful bloom-forming cyanobacteria *Microcystis* and *Aphanocapsa* in a tropical water supply reservoir. *Water Environment Research*, 91(11), 1466-1478.
104. De Meester, L., Gómez, A., Okamura, B., & Schwenk, K. (2002). The Monopolization Hypothesis and the dispersal–gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta oecologica*, 23(3), 121-135.
105. Degerholm, J., Gundersen, K., Bergman, B., & Söderbäck, E. (2006). Phosphorus-limited growth dynamics in two Baltic Sea cyanobacteria, *Nodularia sp.* and *Aphanizomenon sp.* *FEMS Microbiology Ecology*, 58(3), 323-332.
106. Despreaux, M. (1990). Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente (France): variations saisonnières et mobilité potentielle (Doctoral dissertation, Lyon 1).
107. Dias, E., Pereira, P., & Franca, S. (2002). Production of paralytic shellfish toxins by *Aphanizomenon sp.* LMECYA 31 (cyanobacteria). *Journal of Phycology*, 38(4), 705-712.
108. Dittmann, E., Fewer, D. P., & Neilan, B. A. (2013). Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. *FEMS microbiology reviews*, 37(1), 23-43.
109. Djabourabi, A., Sehili, N., Boussadia, M., Samar, F., & Bensouilah, M. (2014). Fluctuations des Paramètres Physico Chimiques et des Communautés Phytoplanctoniques dans le lac Oubeira (Nord-Est Algérien). *European Journal of Scientific Research*, 118(2), 183-196.
110. Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438(1-3), 1-12.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

111. Dokulil, M. T. (2016). Vegetative survival of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) at low temperature and low light. *Hydrobiologia*, 764, 241-247.
112. Dolman, A. M., & Wiedner, C. (2015). Predicting phytoplankton biomass and estimating critical N: P ratios with piece wise models that conform to Liebig's law of the minimum. *Freshwater Biology*, 60(4), 686-697.
113. Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., & Wiedner, C. (2012). Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. *PloS one*, 7(6), e38757.
114. Domingos, P., Rubim, T. K., Molica, R. J. R., Azevedo, S. M. F. O., & Carmichael, W. W. (1999). First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 14(1), 31-35.
115. Domínguez-Escobar, J., Beltrán, Y., Bergman, B., Díez, B., Ininbergs, K., Souza, V., & Falcón, L. I. (2011). Phylogenetic and molecular clock inferences of cyanobacterial strains within Rivulariaceae from distant environments. *FEMS microbiology letters*, 316(2), 90-99.
116. Downing, J. A., Watson, S. B., & McCauley, E. (2001). Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(10), 1905-1908.
117. Du, H.; Liu, H.; Yuan, L.; et al. (2019). The diversity of cyanobacterial toxins on structural characterization, distribution and identification: A systematic review. *Toxins* 2019, 11, 530. <https://doi.org/10.3390/toxins11090530>
118. Ducobu, H., Huisman, J., Jonker, R. R., & Mur, L. R. (1998). Competition between a prochlorophyte and a cyanobacterium under various phosphorus regimes: comparison with the Droop model. *Journal of Phycology*, 34(3), 467-476.
119. Dussart, B. (1992). L'étude des eaux continentales. N. Boubée & Cie, Paris. Ouvrage. 680p.
120. Dvořák, P., & Hašler, P. (2007). Occurrence and morphological variability of *Cylindrospermopsis raciborskii* (WOLOSZ.) Seenayya et Subba Raju (Cyanophyta, Nostocales) near Olomouc in 2006. *Fottea*, 7(1), 39-42.

E

121. El Herry, S., Fathalli, A., Rejeb, A. J. B., & Bouaïcha, N. (2008). Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis spp.* and *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia. *Water Research*, 42(4-5), 1263-1273.
122. Elser, J. J., Bracken, M. E., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., ... & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 10(12), 1135-1142.
123. Emberger, L. (1955). Une classification biogéographique des climats.
124. Erol A., Randhir T. O., 2012. Climatic change impacts on the ecohydrology of Mediterranean watersheds. *Climatic. change*. 114(2), 319-341. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0406-8>.

F

125. Falconer, I. R., Hardy, S. J., Humpage, A. R., Froschio, S. M., Tozer, G. J., & Hawkins, P. R. (1999). Hepatic and renal toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Cylindrospermopsis raciborskii* in male Swiss albino mice. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 14(1), 143-150.
126. Favot, E. J., Rühland, K. M., DeSellas, A. M., Ingram, R., Paterson, A. M., & Smol, J. P. (2019). Climate variability promotes unprecedented cyanobacterial blooms in a remote, oligotrophic Ontario lake: evidence from paleolimnology. *Journal of Paleolimnology*, 62(1), 31-52.
127. Fawell, J. K., Mitchell, R. E., Everett, D. J., & Hill, R. E. (1999). The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: I microcystin-LR. *Human & experimental toxicology*, 18(3), 162-167.
128. Felföldi, T., Somogyi, B., Márialigeti, K., & Vörös, L. (2011). Notes on the biogeography of non-marine planktonic picocyanobacteria: re-evaluating novelty. *Journal of plankton research*, 33(10), 1622-1626.
129. Feng, B., Wang, C., Wu, X., Tian, C., Zhang, M., Tian, Y., & Xiao, B. (2019). Spatiotemporal dynamics of cell abundance, colony size and intracellular toxin concentrations of pelagic and benthic *Microcystis* in Lake Caohai, China. *Journal of Environmental Sciences*, 84, 184-196.

130. Figueredo, C. C., & Giani, A. (2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologica*, 39(4), 264-272.
131. Finkel, Z. V., Beardall, J., Flynn, K. J., Quigg, A., Rees, T. A. V., & Raven, J. A. (2010). Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. *Journal of plankton research*, 32(1), 119-137.
132. Flores, E., & Herrero, A. (2005). Nitrogen assimilation and nitrogen control in cyanobacteria.
133. Funari E., Testai E., (2008). Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology*. 38(2), 97125. <https://doi.org/10.1080/10408440701749454>.

G

134. Gaillard, J. F., & Tréguer, P. (1993). ANTARES I à bord du Marion-Dufresne 29 mars-18 mai 1993. Les rapports des campagnes à la mer, Institut Français pour la Recherche et la Technologie Polaires Technopôle, Brest-Iroise, N8, 94-04.
135. Gan, N., Xiao, Y., Zhu, L., Wu, Z., Liu, J., Hu, C., & Song, L. (2012). The role of microcystins in maintaining colonies of bloom-forming *Microcystis spp.* *Environmental Microbiology*, 14(3), 730-742.
136. Garcia-Pichel, F., & Belnap, J. (1996). microenvironments and microscale productivity of cyanobacterial desert crusts 1. *Journal of phycology*, 32(5), 774-782.
137. Gaujous, D. (1995). La pollution des milieux aquatiques: aide-mémoire. Technique & Documentation-Lavoisier.
138. Gehringer, M. M., & Wannicke, N. (2014). Climate change and regulation of hepatotoxin production in Cyanobacteria. *FEMS microbiology ecology*, 88(1), 1-25.
139. Ger, K. A., Hansson, L. A., & Lüring, M. (2014). Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. *Freshwater Biology*, 59(9), 1783-1798.
140. Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., & Prepas, E. E. (2003). Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biology*, 48(2), 363-381.
141. Gkelis S, Papadimitriou T, Zaoutsos N, et al, (2014). Anthropogenic and climate-induced change favors toxic cyanobacteria blooms: Evidence from monitoring a highly eutrophic, urban Mediterranean lake. *Harmful Algae*. 39, 322-333. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.09.002>.
142. Gkelis, S., Moustaka-Gouni, M., Sivonen, K., & Lanaras, T. (2005). First report of the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* Forti in two Greek lakes and cyanotoxin occurrence. *Journal of Plankton Research*, 27(12), 1295-1300.
143. Glibert, P. M., Wilkerson, F. P., Dugdale, R. C., et al. (2016). Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnology and Oceanography*, 61(1), 165-197. <https://doi.org/10.1002/lno.10203>
144. Glover, H. E., & Morris, I. (1981). Photosynthetic characteristics of coccoid marine cyanobacteria. *Archives of Microbiology*, 129, 42-46.
145. Gobler, C. J., Burkholder, J. M., Davis, T. W., et al. (2016). The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*, 54, 87-97. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.010>
146. Goldsborough, L. G. & G. G. C. Robinson, 1996. Pattern in wetlands. In Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, California: 77–117.
147. Górniak, A., & Jekaterynczuk-Rudczyk, E. (1995). Limnology of the Siemianowka dam reservoir [Eastern Poland] 1. Environmental conditions. *Acta Hydrobiologica*, 1(37).
148. Graneli, E., Weberg, M., & Salomon, P. S. (2008). Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. *Harmful algae*, 8(1), 94-102.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

149. Granum, E., Kirkvold, S., & Mykkestad, S. M. (2002). Cellular and extracellular production of carbohydrates and amino acids by the marine diatom *Skeletonema costatum*: diel variations and effects of N depletion. *Marine Ecology Progress Series*, 242, 83-94.
150. Greisberger, S., & Teubner, K. (2007). Does pigment composition reflect phytoplankton community structure in differing temperature and light conditions in a deep alpine lake? An approach using HPLC and delayed fluorescence techniques 1. *Journal of Phycology*, 43(6), 1108-1119.
151. Grog N., 2012. Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse d'écologie fonctionnelle. Université de Toulouse, 224p.
152. Guellati, F. Z., Touati, H., Tambosco, K., Quiblier, C., Humbert, J. F., & Bensouilah, M. (2017). Unusual cohabitation and competition between *Planktothrix rubescens* and *Microcystis sp.(cyanobacteria)* in a subtropical reservoir (Hammam Debagh) located in Algeria. *PloS one*, 12(8), e0183540.
153. Gugger M, Lenoir S, Berger C, et al. First report in a river in France of the benthic cyanobacterium *Phormidium favosum* producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis. *Toxicon* 2005; 45:919-28.
154. Gugger, M. F., & Hoffmann, L. (2004). Polyphyly of true branching cyanobacteria (Stigonematales). *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 54(2), 349-357.
155. Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? *Limnology and oceanography*, 45(6), 1213-1223.

H

156. Hadas, O., Pinkas, R., Malinsky-Rushansky, N., Shalev-Alon, G., Delphine, E., Berner, T., ... & Kaplan, A. (2002). Physiological variables determined under laboratory conditions may explain the bloom of *Aphanizomenon ovalisporum* in Lake Kinneret. *European Journal of Phycology*, 37(2), 259-267.
157. Hamilton, A. J. (2005). Species diversity or biodiversity? *Journal of environmental Management*, 75(1), 89-92.
158. Hamouda S., Tahar A., 2012. Apport de l'analyse spatiale dans le suivi du couvert végétal du parc national d'El-Kala, (Algérie). *Rev. Sci. Technol., Synthèse* 25: 59 - 70 (2012).
159. Harada K, Ohtani I, Iwamoto K, Suzuki M, Watanabe MF, Watanabe M, Terao K (1994) Isolation of cylindrospermopsin from a cyanobacterium Umezakia natans and its screening method. *Toxicon* 32: 73-84
160. Harke, M. J., & Gobler, C. J. (2013). Global transcriptional responses of the toxic cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*, to nitrogen stress, phosphorus stress, and growth on organic matter. *PLoS One*, 8(7), e69834. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069834>
161. Harke, M. J., Berry, D. L., Ammerman, J. W., & Gobler, C. J. (2012). Molecular response of the bloom-forming cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*, to phosphorus limitation. *Microbial ecology*, 63(1), 188-198.
162. Harke, M. J., Steffen M. M., Gobler C. J., Otten T. G., Wilhelm S. W., Wood S. A., Paerl H. W. (2016). A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis spp.* *Harmful Algae*, 54, 4-20.
163. Havens, K. E., Beaver, J. R., & East, T. L. (2007). Plankton biomass partitioning in a eutrophic subtropical lake: comparison with results from temperate lake ecosystems. *Journal of Plankton Research*, 29(12), 1087-1097.
164. Hawley, G. R. W., & Whitton, B. A. (1991). Seasonal changes in chlorophyll-containing picoplankton populations of ten lakes in northern England. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76(4), 545-554.
165. Hedger, R., Olsen, N., George, D., Malthus, T., & Atkinson, P. (2004). Modelling spatial distributions of *Ceratium hirundinella* and *Microcystis*. in a small productive British lake. *Hydrobiologia*, 528, 217-227.
166. Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., ... & Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*, 8(1), 3-13.

167. Hense, I., & Beckmann, A. (2006). Towards a model of cyanobacteria life cycle—effects of growing and resting stages on bloom formation of N₂-fixing species. *Ecological modelling*, 195(3-4), 205-218.
168. Hindák, F. (1988). Taxonomic position of two cyanophyte genera, *Cyanostylon* Geitler and *Siphonosphaera* gen. nov. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 411-423.
169. Hitzfeld, B. C., Höger, S. J., & Dietrich, D. R. (2000). Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental health perspectives*, 108(suppl 1), 113-122.
170. Ho, J. C., Michalak, A. M., & Pahlevan, N. (2019). Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, 574(7780), 667-670.
171. Hoek, C., Mann, D., Jahns, H. M., & Jahns, M. (1995). *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge university press.
172. Holland A, Kinnear S. 2013. Interpreting the possible ecological role(s) of cyanotoxins: compounds for competitive advantage and/or physiological aide? *Mar. Drugs* 11(7):2239–58
173. Hong, Y., Steinman, A., Biddanda, B., Rediske, R., & Fahnenstiel, G. (2006). Occurrence of the toxin-producing cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Mona and Muskegon Lakes, Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 32(3), 645-652.
174. Horst, G. P., Sarnelle, O., White, J. D., Hamilton, S. K., Kaul, R. B., & Bressie, J. D. (2014). Nitrogen availability increases the toxin quota of a harmful cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*. *Water research*, 54, 188-198.
175. Howarth, R. W., & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and oceanography*, 51(1part2), 364-376. 150:150, 150:150, <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.07.002>
176. Huang I. S., Zimba P. V., (2019). Cyanobacterial bioactive metabolites-A review of their chemistry and biology. *Harmful algae*.86, 139-209. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.001>.
177. Huber, P., Diovisalvi, N., Ferraro, M., Metz, S., Lagomarsino, L., Llames, M. E., ... & Unrein, F. (2017). Phenotypic plasticity in freshwater picocyanobacteria. *Environmental Microbiology*, 19(3), 1120-1133.
178. Huey, D. W., & Beiting, T. L. (1980). Toxicity of nitrite to larvae of the salamander *Ambystoma texanum*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 25(1), 909-912.
179. Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483.
180. Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J. M., Visser, P. M., Kardinaal, W. E. A., Verspagen, J. M., & Sommeijer, B. (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85(11), 2960-2970.
181. Humbert, J.-F., Fastner, J., (2017). Ecology of Cyanobacteria. In *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*, 9-18. Meriluoto, J., Spoof, L., Codd, G.A., Eds.; John Wiley & sons, Ltd.: Chichester, UK, 2017. <https://doi.org/10.1002/9781119068761.ch2>
182. Husson, A. (2014, January). Une sémantique statique pour MongoDB. In *JFLA* (pp. 77-92).
183. Huszar, V. L. M., Silva, L. H. S., Marinho, M., Domingos, P., & Sant'Anna, C. L. (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In *The Trophic Spectrum Revisited: The Influence of Trophic State on the Assembly of Phytoplankton Communities Proceedings of the 11th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP), held at Shrewsbury, UK, 15–23 August 1998* (pp. 67-77). Springer Netherlands.
184. Hutchins, D. A., Fu, F. X., Webb, E. A., Walworth, N., & Tagliabue, A. (2013). Taxon-specific response of marine nitrogen fixers to elevated carbon dioxide concentrations. *Nature Geoscience*, 6(9), 790-795.
185. Hynes, A. M., Webb, E. A., Doney, S. C., & Waterbury, J. B. (2012). Comparison of cultured *Trichodesmium* (Cyanophyceae) with species characterized from the field 1. *Journal of phycology*, 48(1), 196-210.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

186. Ince, P. G., & Codd, G. A. (2005). Return of the cycad hypothesis—does the amyotrophic lateral sclerosis/parkinsonism dementia complex (ALS/PDC) of Guam have new implications for global health?. *Neuropathology and applied neurobiology*, 31(4), 345-353.
187. ISO /TC 147 (International Organisation for Standardization). (1994). Compendium de normes environnement qualité de l'eau. Tome 2. Méthodes chimiques (ISO/TC 147). 1ère édition.
188. Isvánovics, V., Shafik, H. M., Présing, M., & Juhos, S. (2000). Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater biology*, 43(2), 257-275.
189. Izaguirre, I., O'Farrell, I., & Tell, G. (2001). Variation in phytoplankton composition and limnological features in a water–water ecotone of the Lower Paraná Basin (Argentina). *Freshwater Biology*, 46(1), 63-74.

J

190. J.O.R.A (Journal Officiel de la République Algérienne). (2011). Décret exécutif n°14-96 du 04 mars 2014, modifiant et complétant le décret exécutif N° 11-125 du 22 mars 2011, fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations.
191. J.O.R.A (Journal Officiel de la République Algérienne). (2014). Décret exécutif n° 11-220 du 10 Rajab 1432 correspondant au 12 juin 2011 fixant les modalités de la concession d'utilisation des ressources en eau pour l'Etablissement d'installations de dessalement d'eau de mer ou de déminéralisation d'eaux saumâtres pour cause d'utilités publique ou pour la satisfaction de besoins propres.
192. Jakubowska, N., & Szeląg-Wasielewska, E. (2015). Toxic picoplanktonic cyanobacteria. *Marine drugs*, 13(3), 1497-1518.
193. Jasser, I., & Callieri, C. (2016). Picocyanobacteria: The smallest cell-size cyanobacteria. *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*, 19-27.
194. Jezberová, J., & Komárková, J. (2007). Morphometry and growth of three *Synechococcus*-like picoplanktic cyanobacteria at different culture conditions. *Hydrobiologia*, 578, 17-27.
195. Ji, X., Verspagen, J. M., Stomp, M., & Huisman, J. (2017). Competition between cyanobacteria and green algae at low versus elevated CO₂: who will win, and why?. *Journal of experimental botany*, 68(14), 3815-3828.
196. Jiao, Y., Chen, Q., Chen, X., Wang, X., Liao, X., Jiang, L., ... & Yang, L. (2014). Occurrence and transfer of a cyanobacterial neurotoxin β -methylamino-l-alanine within the aquatic food webs of Gonghu Bay (Lake Taihu, China) to evaluate the potential human health risk. *Science of the Total Environment*, 468, 457-463.
197. Jodłowska, S., & Śliwińska, S. (2014). Effects of light intensity and temperature on the photosynthetic irradiance response curves and chlorophyll fluorescence in three picocyanobacterial strains of *Synechococcus*. *Photosynthetica*, 52, 223-232.
198. Joehnk, K. D., Huisman, J. E. F., Sharples, J., Sommeijer, B. E. N., Visser, P. M., & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global change biology*, 14(3), 495-512.
199. Johansen, J. R., Bohunická, M., Lukešová, A., Hřčková, K., Vaccarino, M. A., & Chesarino, N. M. (2014). Morphological and molecular characterization within 26 strains of the genus *Cylindrospermum* (Nostocaceae, Cyanobacteria), with descriptions of three new species. *Journal of Phycology*, 50(1), 187-202.
200. Joosten, A. M. (2006). Flora of the bluegreen algae of the Netherlands: the non-filamentous species of inland waters. Brill.

K

201. Kahlert, M. & D. Neumann, 1997. Early development of freshwater sponges under the influence of nitrite and pH. *Archiv für Hydrobiologie* 139: 69–81.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

202. Kanoshina, I., Lips, U., & Leppänen, J. M. (2003). The influence of weather conditions (temperature and wind) on cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Harmful algae*, 2(1), 29-41.
203. Kaplan, A., Harel, M., Kaplan-Levy, R. N., Hadas, O., Sukenik, A., & Dittmann, E. (2012). The languages spoken in the water body (or the biological role of cyanobacterial toxins). *Frontiers in Microbiology*, 3, 138.
204. Karlsson-Elfgren, I., Rengefors, K., & Gustafsson, S. (2004). Factors regulating recruitment from the sediment to the water column in the bloom-forming cyanobacterium. *Freshwater Biology*, 49, 265-273.
205. Kato, A., Takatani, N., Ikeda, K., Maeda, S. I., & Omata, T. (2017). Removal of the product from the culture medium strongly enhances free fatty acid production by genetically engineered *Synechococcus elongatus*. *Biotechnology for biofuels*, 10, 1-8.
206. King, R. S., & Richardson, C. J. (2007). Subsidy–stress response of macroinvertebrate community biomass to a phosphorus gradient in an oligotrophic wetland ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 491-508.
207. Kokociński, M., & Soininen, J. (2012). Environmental factors related to the occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) at the north-eastern limit of its geographical range. *European Journal of Phycology*, 47(1), 12-21.
208. Komárek J., Anagnostidis K., (1999). Cyanoprokaryota: Part 1: Chroococcales. Süßwasser flora von Mitteleuropa Freshwater Flora of Central Europe. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Germany.
209. Komárek J., Anagnostidis K., 2005. Cyanoprokaryota: part 2: Oscillatoriales Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of Central Europe. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Germany.
210. Komárek J., Kaštovský J., Mareš J., et al, (2014). Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia*. 86, 295–33.
211. Komárek, J., & Anagnostidis, K. C. (2008). Teil 1/Part 1: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa; Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D., Eds, 1-556.
212. Komárek, J., & Cronberg, G. (2001). Some chroococcalean and oscillatoriacean Cyanoprokaryotes from southern African lakes, ponds and pools. *Nova Hedwigia*, 129-160.
213. Komarek, J., & Hauer, T. (2011). CyanoDB. cz-On-line database of cyanobacterial genera. Word-wide electronic publication, Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany AS CR.
214. Komárek, J., & Hauer, T. (2013). CyanoDB. cz-On-line database of cyanobacterial genera.-Word-wide electronic publication, Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany AS CR.
215. Komárek, J., & Hindák, F. (1988). Taxonomic review of natural population of the cyanophytes from the Gomphosphaeria-complex. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 203-225.
216. Komárek, J., & Komárková-Legnerová, J. (1992). Variability of some planktic gomphosphaerioid cyanoprocaryotes in northern lakes. *Nordic journal of botany*, 12(5), 513-524.
217. Komárek, J., Cepák, V., Kaštovský, J., & Sulek, J. (2004). What are the cyanobacterial genera Cyanotheca and Cyanobacterium? Contribution to the combined molecular and phenotype taxonomic evaluation of cyanobacterial diversity. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 1-36.
218. Komárková, J., & Šimek, K. (2003). Unicellular and colonial formations of picoplanktonic cyanobacteria under variable environmental conditions and predation pressure. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 327-340.
219. Komárková, J., Jezberová, J., Komárek, O., & Zapomělová, E. (2010). Variability of *Chroococcus* (Cyanobacteria) morphospecies with regard to phylogenetic relationships. *Hydrobiologia*, 639(1), 69-83.
220. Kosten, S., Huszar, V.L., Bécares, E., Costa, L.S., Donk, E., Hansson, L.A., Jeppesen, E., Kruk, C., Lacerot, G., Mazzeo, N. and Meester, L., 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, 18(1), pp.118-126.

221. Kramer, B. J., Davis, T. W., Meyer, K. A., Rosen, B. H., Goleski, J. A., Dick, G. J., ... & Gobler, C. J. (2018). Nitrogen limitation, toxin synthesis potential, and toxicity of cyanobacterial populations in Lake Okeechobee and the St. Lucie River Estuary, Florida, during the 2016 state of emergency event. PLoS One, 13(5), e0196278.

L

222. Lampert, W. (1987). Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. New Zealand journal of marine and freshwater research, 21(3), 483-490.
223. Lance, E., Brient, L., Carpentier, A., Acou, A., Marion, L., Bormans, M., & Gérard, C. (2010). Impact of toxic cyanobacteria on gastropods and microcystin accumulation in a eutrophic lake (Grand-Lieu, France) with special reference to *Physa* (= *Physella*) *acuta*. Science of the total environment, 408(17), 3560-3568.
224. Larson, C. A., Mirza, B., Rodrigues, J. L. M., & Passy, S. I. (2018). Iron limitation effects on nitrogen-fixing organisms with possible implications for cyanobacterial blooms. FEMS microbiology ecology, 94(5), fty046.
225. Lavoie, I., Laurion, I., & Vincent, W. (2007). Les fleurs d'eau de cyanobactéries, vulnérabilité des prises d'eau.
226. Le Gal Y. (1989). Biochimie marine. Ed. Masson, Paris, 222p.
227. Lee, J., Lee, S., & Jiang, X. (2017). Cyanobacterial toxins in freshwater and food: important sources of exposure to humans. Annual review of food science and technology, 8, 281-304.
228. Lee, S.J., Jang, M.-H., Kim, H.-S., et al. (2000). Variation on microcystin content of *Microcystis aeruginosa* relative to medium N: P ratio and growth stage. Journal of Applied Microbiology. 89, 323-329. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2000.01112.x>
229. Lee, T. A., Rollwagen-Bollens, G., Bollens, S. M., et al. (2015). Environmental influence on cyanobacteria abundance and microcystin toxin production in a shallow temperate lake. Ecotoxicology and environmental safety, 114, 318-325. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.05.004>
230. Leflaive, J. P., & Ten-Hage, L. O. Ĩ. C. (2007). Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. Freshwater Biology, 52(2), 199-214.
231. Lévesque, B., Gervais, M. C., Chevalier, P., Gauvin, D., Anassour-Laouan-Sidi, E., Gingras, S., ... & Bird, D. (2014). Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. Science of the total environment, 466, 397-403.
232. Li, X., Chen, S., Zeng, J., Chabi, K., Song, W., Xian, X., & Yu, X. (2020). Impact of chlorination on cell inactivation, toxin release and degradation of cyanobacteria of development and maintenance stage. Chemical Engineering Journal, 397, 125378.
233. Lincoln, E. P., & Carmichael, W. W. (1981). Preliminary tests of toxicity of *Synechocystis* sp. grown on wastewater medium. *The Water Environment: Algal Toxins and Health*, 223-230.
234. Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C. A., Thomas, M. K., & Yoshiyama, K. (2010). Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. Hydrobiologia, 653, 15-28.
235. Liu, L., Liu, D., Johnson, D. M., Yi, Z., & Huang, Y. (2012). Effects of vertical mixing on phytoplankton blooms in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir: implications for management. Water research, 46(7), 2121-2130.
236. Liu, W., Au, D. W., Anderson, D. M., Lam, P. K., & Wu, R. S. (2007). Effects of nutrients, salinity, pH and light: dark cycle on the production of reactive oxygen species in the alga *Chattonella marina*. Journal of experimental marine biology and ecology, 346(1-2), 76-86.
237. Loftin, K. A., Graham, J. L., Hilborn, E. D., Lehmann, S. C., Meyer, M. T., Dietze, J. E., & Griffith, C. B. (2016). Cyanotoxins in inland lakes of the United States: Occurrence and potential recreational health risks in the EPA National Lakes Assessment 2007. Harmful Algae, 56, 77-90.
238. Long, B. M., Jones, G. J., & Orr, P. T. (2001). Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate. Applied and Environmental Microbiology, 67(1), 278-283.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

239. Loza, V., Perona, E., Carmona, J., & Mateo, P. (2013). Phenotypic and genotypic characteristics of *Phormidium*-like cyanobacteria inhabiting microbial mats are correlated with the trophic status of running waters. *European Journal of Phycology*, 48(2), 235-252.
240. Lukač, M., & Aegerter, R. (1993). Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon*, 31(3), 293-305.
241. Lyck, S. (2004). Simultaneous changes in cell quotas of microcystin, chlorophyll a, protein and carbohydrate during different growth phases of a batch culture experiment with *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Plankton Research*, 26(7), 727-736.

M

242. Ma, Z., Fang, T., Thring, R. W., et al. (2015). Toxic and non-toxic strains of *Microcystis aeruginosa* induce temperature dependent allelopathy toward growth and photosynthesis of *Chlorella vulgaris*. *Harmful Algae*, 48, 21-29.
243. de Magalhães, L., Noyma, N. P., Furtado, L. L., Drummond, E., Leite, V. B. G., Mucci, M., ... & Marinho, M. M. (2019). Managing eutrophication in a tropical brackish water lagoon: testing lanthanum-modified clay and coagulant for internal load reduction and cyanobacteria bloom removal. *Estuaries and coasts*, 42, 390-402.
244. Maitland, P. S., Newson, M. D., & Best, G. A. (1990). The impact of afforestation and forestry practices on freshwater habitats (No. 23).
245. Manen, J. F., & Falquet, J. (2002). The *cpcB-cpcA* locus as a tool for the genetic characterization of the genus *Arthrospira* (Cyanobacteria): evidence for horizontal transfer. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52(3), 861-867.
246. Manubolu, M., Eklund, S., Dutta, P. C., & MalmLöf, F. (2014). Variable exposure and responses to cyanotoxins in cattle grazing on pastures in the coastal zone of the Baltic Sea: a field study. *International Journal of Environmental Research*, 8(3), 733-740.
247. Mareš, J., Kaštovský, J., McGregor, G., & Komárek, J. (2008). The little known pseudofilamentous cyanobacterium *Wolskyella* (Synechococcales). *Nova Hedwigia*, 87(1-2), 221-230.
248. Mareš, J., Komárek, J., Compère, P., & Oren, A. (2013). Validation of the generic name *Gloeobacter* Rippka et al. 1974, Cyanophyceae. *Cryptogamie, Algologie*, 34(3), 255-262.
249. Mariani, M. A., Padedda, B. M., Kaštovský, J., Buscarinu, P., Sechi, N., Viridis, T., & Lugliè, A. (2015). Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. *Scientific reports*, 5, 17964.
250. Martin-Luna, B., Sevilla, E., Hernandez, J. A., Bes, M. T., Fillat, M. F., & Peleato, M. L. (2006). Fur from *Microcystis aeruginosa* binds in vitro promoter regions of the microcystin biosynthesis gene cluster. *Phytochemistry*, 67(9), 876-881.
251. Mathe, C., Garda, T., Beyer, D., et al. (2017). Cellular effects of cylindrospermopsin (cyanobacterial alkaloid toxin) and its potential medical consequences. *Current Medicinal Chemistry*, 24(1), 91-109. <https://doi.org/10.2174/0929867323666161028153814>.
252. Mazmouz, R., Chapuis-Hugon, F., Mann, S., Pichon, V., Méjean, A., & Ploux, O. (2010). Biosynthesis of cylindrospermopsin and 7-epicylindrospermopsin in *Oscillatoria* sp. strain PCC 6506: identification of the *cyr* gene cluster and toxin analysis. *Applied and environmental microbiology*, 76(15), 4943-4949.
253. McGregor, G. B. (2013). Freshwater cyanobacteria of north-eastern Australia: 2. Chroococcales. *Phytotaxa*, 133(1), 1-130.
254. McGregor, G. B., Fabbro, L. D., & Lobegeiger, J. S. (2007). Freshwater planktic Chroococcales (Cyanoprokaryota) from north-eastern Australia: a morphological evaluation. *Nova Hedwigia*, 84(3-4), 299-332.
255. McQueen, D. J., Johannes, M. R., Post, J. R., Stewart, T. J., & Lean, D. R. (1989). Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs*, 59(3), 289-309.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

256. Mehnert, G., Leunert, F., Cires, S., Jöhnk, K.D., Rücker, J., Nixdorf, B., Wiedner, C., 2010. Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *J. Plankton Res.* 32 (7), 1009–1021.
257. Meissner, S., Fastner, J., & Dittmann, E. (2013). Microcystin production revisited: conjugate formation makes a major contribution. *Environmental microbiology*, 15(6), 1810-1820.
258. Merel, S., Villarín, M. C., Chung, K., & Snyder, S. (2013). Spatial and thematic distribution of research on cyanotoxins. *Toxicon*, 76, 118-131.
259. Meriluoto, J., Metcalf, J. S., & Codd, G. A. (2016). Selection of analytical methodology for cyanotoxin analysis. *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*, 309-312.
260. Messerer Y, 1999 : Etude morpho métrique et hydrographique du complexe lacustre d'El Kala, cas du lac Oubeira et du lac Mellah. Thèse de Magistère, Univ. Annaba.123p
261. Messineo, V., Melchiorre, S., Di Corcia, A., Gallo, P., & Bruno, M. (2010). Seasonal succession of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum* blooms with cylindrospermopsin occurrence in the volcanic Lake Albano, Central Italy. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 25(1), 18-27.
262. Metcalf, J. S., & Codd, G. A. (2012). Cyanotoxins. *Ecology of cyanobacteria II: their diversity in space and time*, 651-675.
263. Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American journal of Science*, 282(4), 401-450.
264. Michalak, A. M., Anderson, E. J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N. S., Bridgeman, T. B., ... & Zagorski, M. A. (2013). Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(16), 6448-6452.
265. Miller, A., & Russell, C. (2017). Food crops irrigated with cyanobacteria-contaminated water: An emerging public health issue in Canada. *Environmental Health Review*, 60(3), 58-63.
266. Millet, B. (1989). Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). *Oceanologica Acta*, 12(1), 37-46.
267. Ministère Du Développement Durable, De L'environnement Et De La Lutte Contre Les Changements Climatiques (Mddelcc). 2015b. Le réseau de surveillance volontaire des lacs: Les méthodes. En ligne: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>. Consulté le 18 février 2015.
268. Miracle, M. R., Vicente, E., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2014). Planktonic rotifer feeding in hypertrophic conditions. *International Review of Hydrobiology*, 99(1-2), 141-150.
269. Mischke, U. (2003). Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta oecologica*, 24, S11-S23.
270. Mitsui, A., Cao, S., Takahashi, A., & Arai, T. (1987). Growth synchrony and cellular parameters of the unicellular nitrogen-fixing marine cyanobacterium, *Synechococcus* sp. strain Miami BG 043511 under continuous illumination. *Physiologia plantarum*, 69(1), 1-8.
271. Miyashita, H., Ikemoto, H., Kurano, N., Miyachi, S., & Chihara, M. (2003). *Acaryochloris marina* gen. et sp. Nov.(cyanobacteria), an oxygenic photosynthetic prokaryote containing Chl d as a major pigment 1. *Journal of Phycology*, 39(6), 1247-1253.
272. Moilanen, A., Leathwick, J., & Elith, J. (2008). A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology*, 53(3), 577-592.
273. Moisander, P. H., Cheshire, L. A., Braddy, J., Calandrino, E. S., Hoffman, M., Piehler, M. F., & Paerl, H. W. (2012). Facultative diazotrophy increases *Cylindrospermopsis raciborskii* competitiveness under fluctuating nitrogen availability. *FEMS Microbiology Ecology*, 79(3), 800-811.
274. Moisander, P. H., Paerl, H. W., & Zehr, J. P. (2008). Effects of inorganic nitrogen on taxa-specific cyanobacterial growth and nifH expression in a subtropical estuary. *Limnology and Oceanography*, 53(6), 2519-2532.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

275. Moisander, P. H., Sexton, A. D., & Daley, M. C. (2015). Stable associations masked by temporal variability in the marine copepod microbiome. *PLoS one*, 10(9), e0138967.
276. Morales J.S., 2014. Liens entre la météorologie et l'abondance de phytoplancton dans l'océan à partir d'images satellites Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.) Université Sherbrooke. 71p
277. Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., ... & Scheffer, M. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland waters*, 1(2), 101-105.
278. Motwani, N. H., & Gorokhova, E. (2013). Mesozooplankton grazing on picocyanobacteria in the Baltic Sea as inferred from molecular diet analysis. *PLoS One*, 8(11), e79230.
279. Moustaka-Gouni, M., Kormas, K. A., Polykarpou, P., Gkelis, S., Bobori, D. C., & Vardaka, E. (2010). Polyphasic evaluation of *Aphanizomenon issatschenkoi* and *Raphidiopsis mediterranea* in a Mediterranean lake. *Journal of Plankton Research*, 32(6), 927-936.
280. Mózes, A., Présing, M., & Vörös, L. (2006). Seasonal dynamics of picocyanobacteria and picoeukaryotes in a large shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *International Review of Hydrobiology*, 91(1), 38-50.
281. Msagati, T. A., Siame, B. A., & Shushu, D. D. (2006). Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. *Aquatic toxicology*, 78(4), 382-397.
282. Mur, L. R., & Schreurs, H. (1995). Light as a selective factor in the distribution of phytoplankton species. *Water Science and Technology*, 32(4), 25-34.
283. Murch, S. J., Cox, P. A., Banack, S. A., Steele, J. C., & Sacks, O. W. (2004). Occurrence of β -methylamino-l-alanine (BMAA) in ALS/PDC patients from Guam. *Acta Neurologica Scandinavica*, 110(4), 267-269.

N

284. Nalewajko, C., & Murphy, T. P. (2001). Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach. *Limnology*, 2, 45-48.
285. Namsaraev, Z., Melnikova, A., Ivanov, V., Komova, A., & Teslyuk, A. (2018, February). Cyanobacterial bloom in the world largest freshwater lake Baikal. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 121, No. 3, p. 032039). IOP Publishing.
286. Napiórkowska-Krzebietke, A., Dunalska, J. A., & Zębek, E. (2017). Taxa-specific eco-sensitivity in relation to phytoplankton bloom stability and ecologically relevant lake state. *Acta Oecologica*, 81, 10-21.
287. Nasri, A. B., Bouaïcha, N., & Fastner, J. (2004). First report of a microcystin-containing bloom of the cyanobacteria *Microcystis spp.* in Lake Oubeira, Eastern Algeria. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 46(2), 197-202.
288. Nasri, H., El Herry, S., & Bouaïcha, N. (2008). First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis spp.* bloom in Lake Oubeira, Algeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(2), 535-544.
289. Nasri, H., Bouaïcha, N., & Harche, M. K. (2007). A new morphospecies of *Microcystis sp.* forming bloom in the Cheffia dam (Algeria): Seasonal variation of microcystin concentrations in raw water and their removal in a full-scale treatment plant. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 22(4), 347-356.
290. Neilan, B. A., Pearson, L. A., Muenchhoff, J., Moffitt, M. C., & Dittmann, E. (2013). Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. *Environmental microbiology*, 15(5), 1239-1253.
291. Nixdorf, B., Mischke, U., & Rücker, J. (2003). Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. In *Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages: Proceedings of the 13th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP)*, held in Castelbuono, Italy, 1-8 September 2002 (pp. 111-121). Springer Netherlands.

O

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

292. O'Brien, K. R., Burford, M. A., & Brookes, J. D. (2009). Effects of light history on primary productivity in a phytoplankton community dominated by the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Freshwater Biology*, 54(2), 272-282.
293. O'Farrell, I., de Tezanos Pinto, P., & Izaguirre, I. (2007). Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia*, 578, 65-77.
294. O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14, 313-334.
295. Oberhaus, L., Gelinas, M., Pinel-Alloul, B., Ghadouani, A., & Humbert, J. F. (2007). Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulex*: potential for bloom control and transfer of microcystins. *Journal of Plankton research*, 29(10), 827-838.
296. OECD. (1982). Eutrophication des eaux.
297. Oh HM, Lee SJ, Jang MH, et al. Microcystin production by *Microcystis aeruginosa* in a phosphorus-limited chemostat. *Appl Environ Microbiol* 2000;66(1):176-9.
298. Ohtani, I., Moore, R. E., & Runnegar, M. T. (1992). Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Journal of the American chemical society*, 114(20), 7941-7942.
299. Omid, A., Esterhuizen-Londt, M., & Pflugmacher, S. (2018). Still challenging: the ecological function of the cyanobacterial toxin microcystin—What we know so far. *Toxin reviews*, 37(2), 87-105.
300. OMS (Organisation mondiale de la santé), 1998, Directives de qualité pour l'eau de boisson, 2e édition, addendum au volume 2, Critères sanitaires et autres informations complémentaires, OMS, Genève.
301. Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (1999). Recommandations, additif au Volume 1. Dans Directives de qualité pour l'eau de boisson. Deuxième édition. OMS, Genève, Suisse.
302. Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (2003). Directive pour la Qualité des eaux de baignades ; Volume 2 (Critères D'hygiène). Organisation Mondiale De La Santé. 2ième édition. 189p.
303. Orr, P. T., & Jones, G. J. (1998). Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnology and oceanography*, 43(7), 1604-1614.
304. Orr, P. T., Willis, A., & Burford, M. A. (2018). Application of first order rate kinetics to explain changes in bloom toxicity—the importance of understanding cell toxin quotas. *Journal of Oceanology and Limnology*, 36, 1063-1074.
305. Ospina-Serna, J., Huber, P., Odriozola, M., Fermani, P., & Unrein, F. (2020). Picocyanobacteria aggregation as a response to predation pressure: direct contact is not necessary. *FEMS Microbiology Ecology*, 96(10), fiaa153.
306. Otsuka, S., Suda, S., Shibata, S., Oyaizu, H., Matsumoto, S., & Watanabe, M. M. (2001). A proposal for the unification of five species of the cyanobacterial genus *Microcystis* Kützinger ex Lemmermann 1907 under the rules of the Bacteriological Code. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51(3), 873-879.
307. Ouarts, A., Saoudi, A., & Chekireb, D. (2011). Etude des efflorescences toxiques à cyanobactéries dans le barrage Mexa, Algérie. *Revue de Microbiologie Industrielle Sanitaire et Environnementale*, 5(1), 81-100.
308. Oudra, B., Loudiki, M., Vasconcelos, V., Sabour, B., Sbiyyaa, B., Oufdou, K., & Mezrioui, N. (2002). Detection and quantification of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 17(1), 32-39.
309. Özen, A., Karapinar, B., Kucuk, I., et al., (2010). Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management. *Hydrobiologia*, 646(1), 61-72.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

310. Pablo, J., Banack, S. A., Cox, P. A., Johnson, T. E., Papapetropoulos, S., Bradley, W. G., ... & Mash, D. C. (2009). Cyanobacterial neurotoxin BMAA in ALS and Alzheimer's disease. *Acta Neurologica Scandinavica*, 120(4), 216-225.
311. Padedda, B. M., Sechi, N., Lai, G. G., Mariani, M. A., Pulina, S., Sarria, M., ... & Luglie, A. (2017). Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). *Global Ecology and Conservation*, 12, 21-35.
312. Padisák, J., & Reynolds, C. S. (1998). Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, 384, 41-53.
313. Padisák, J., Soróczki-Pintér, É., & Reznér, Z. (2003). Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton—an experimental study. *Aquatic Biodiversity: A Celebratory Volume in Honour of Henri J. Dumont*, 243-257.
314. Paerl, H. W. (1982). Interactions with bacteria. *The biology of cyanobacteria*, 441-461.
315. Paerl, H. W. (2014). Mitigating harmful cyanobacterial blooms in a human-and climatically-impacted world. *Life*, 4(4), 988-1012.
316. Paerl, H. W. (2018). Mitigating toxic planktonic cyanobacterial blooms in aquatic ecosystems facing increasing anthropogenic and climatic pressures. *Toxins*, 10(2), 76.
317. Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science*, 320(5872), 57-58.
318. Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2016). Duelling 'CyanoHABs': unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-N₂-fixing harmful cyanobacteria. *Environmental microbiology*, 18(2), 316-324.
319. Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1349-1363.
320. Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisaner, P. H., & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World Journal*, 1, 76-113.
321. Paerl, H. W., Gardner, W. S., McCarthy, M. J., Peierls, B. L., & Wilhelm, S. W. (2014). Algal blooms: noteworthy nitrogen. *Science*, 346(6206), 175-175
322. Paerl, H. W., Hall, N. S., & Calandrino, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the total environment*, 409(10), 1739-1745.
323. Paerl, H. W., Xu, H., Hall, N. S., Zhu, G., Qin, B., Wu, Y., ... & Joyner, A. R. (2014b). Controlling cyanobacterial blooms in hypertrophic Lake Taihu, China: will nitrogen reductions cause replacement of non-N₂ fixing by N₂ fixing taxa?. *PloS one*, 9(11), e113123.
324. Paerl, H.W. and Otten, T.G., (2013). Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*. 65,995-1010. <http://dx.doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
325. Paerl, H.W., & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microb. Rep.*, 1: 27-37.
326. Panosso, R., & Lüring, M. (2010). *Daphnia magna* feeding on *Cylindrospermopsis raciborskii*: the role of food composition, filament length and body size. *Journal of Plankton Research*, 32(10), 1393-1404.
327. Pearson, L. A., Dittmann, E., Mazmouz, R., Ongley, S. E., D'Agostino, P. M., & Neilan, B. A. (2016). The genetics, biosynthesis and regulation of toxic specialized metabolites of cyanobacteria. *Harmful Algae*, 54, 98-111.
328. Pearson, L., Mihali, T., Moffitt, M., Kellmann, R., & Neilan, B. (2010). On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. *Marine drugs*, 8(5), 1650-1680.
329. Perlman, H. (2014). Electrical conductivity and water. The USGS Water Science School. Retrieved from <http://ga.water.usgs.gov/edu/electricalconductivity.html>.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

330. Perri, K. A., Sullivan, J. M., & Boyer, G. L. (2015). Harmful algal blooms in Sodus Bay, Lake Ontario: A comparison of nutrients, marina presence, and cyanobacterial toxins. *Journal of Great Lakes Research*, 41(2), 326-337.
331. Pfeifer, F. (2012). Distribution, formation and regulation of gas vesicles. *Nature Reviews Microbiology*, 10(10), 705-715.
332. Pham, T. L., & Utsumi, M. (2018). An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems. *Journal of environmental management*, 213, 520-529.
333. Phlips, E. J., Badylak, S., & Lynch, T. C. (1999). Blooms of the picoplanktonic cyanobacterium *Synechococcus* in Florida Bay, a subtropical inner-shelf lagoon. *Limnology and Oceanography*, 44(4), 1166-1175.
334. Pip, E., Munford, K., & Bowman, L. (2016). Seasonal nearshore occurrence of the neurotoxin β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) in Lake Winnipeg, Canada. *Environ. Pollut*, 5, 110-118.
335. Pliński, M., & Komarek, J. (2007). Sinice–cyanobakterie (Cyanoprokaryota). Flora Zatoki Gdańskiej i wód przyległych (Bałtyk Południowy)(Blue-green bacteria–cyanobacteria (Cyanoprokaryota) of the Gulf of Gdańsk and adjacent waters (southern Baltic) flora).
336. Plominsky, Á. M., Larsson, J., Bergman, B., Delherbe, N., Osses, I., & Vásquez, M. (2013). Dinitrogen fixation is restricted to the terminal heterocysts in the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* CS-505. *PloS one*, 8(2), e51682.
337. Preußel, K., Stüken, A., Wiedner, C., Chorus, I., & Fastner, J. (2006). First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes. *Toxicon*, 47(2), 156-162.
338. Preußel, K., Wessel, G., Fastner, J., & Chorus, I. (2009). Response of cylindrospermopsin production and release in *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) to varying light and temperature conditions. *Harmful Algae*, 8(5), 645-650.
339. Price, G. D., Badger, M. R., Woodger, F. J., & Long, B. M. (2008). Advances in understanding the cyanobacterial CO₂-concentrating-mechanism (CCM): functional components, Ci transporters, diversity, genetic regulation and prospects for engineering into plants. *Journal of experimental botany*, 59(7), 1441-1461.
340. Purvina, S., Béchemin, C., Balode, M., Verite, C., Arnaud, C., & Maestrini, S. Y. (2010). Release of available nitrogen from river-discharged dissolved organic matter by heterotrophic bacteria associated with the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Estonian Journal of Ecology*, 59(3), 184.

Q

341. Qian, H., Lu, T., Song, H., Lavoie, M., Xu, J., Fan, X., & Pan, X. (2017). Spatial variability of cyanobacteria and heterotrophic bacteria in Lake Taihu (China). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 99, 380-384.
342. Quesada, A., Moreno, E., Carrasco, D., Paniagua, T., Wormer, L., Hoyos, C. D., & Sukenik, A. (2006). Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish water reservoir. *European Journal of Phycology*, 41(1), 39-45.

R

343. Rai, A. N., & Bergman, B. (2002, September). Creation of new nitrogen-fixing cyanobacterial associations. In *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* (Vol. 102, No. 1, pp. 65-68). Royal Irish Academy.
344. Rajaniemi, P., Hrouzek, P., Kaštovská, K., Willame, R., Rantala, A., Hoffmann, L., ... & Sivonen, K. (2005). Phylogenetic and morphological evaluation of the genera *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Trichormus* and *Nostoc* (Nostocales, Cyanobacteria). *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 55(1), 11-26.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

345. Rajaniemi-Wacklin, P., Rantala, A., Mugnai, M. A., Turicchia, S., Ventura, S., Komárková, J., ... & Sivonen, K. (2006). Correspondence between phylogeny and morphology of *Snowella spp.* and *Woronichinia naegeliana*, cyanobacteria commonly occurring in lakes 1. *Journal of Phycology*, 42(1), 226-232.
346. Ramade, F. (1999). *Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales*, 55pp.
347. Ramos, V., Seabra, R., Brito, A., Santos, A., Santos, C. L., Lopo, M., ... & Tamagnini, P. (2010). Characterization of an intertidal cyanobacterium that constitutes a separate clade together with thermophilic strains. *European Journal of Phycology*, 45(4), 394-403.
348. Rangel, L. M., Soares, M. C. S., Paiva, R., & Silva, L. H. S. (2016). Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. *Ecological Indicators*, 64, 217-227.
349. Rantala, A., Fewer, D. P., Hisbergues, M., Rouhiainen, L., Vaitomaa, J., Börner, T., & Sivonen, K. (2004). Phylogenetic evidence for the early evolution of microcystin synthesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(2), 568-573.
350. Raven, J. A. (2000). Land plant biochemistry. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 355(1398), 833-846.
351. Raven, J. A. (2015). Interactions between nitrogen and phosphorus metabolism. *Annual Plant Reviews Volume 48: Phosphorus Metabolism in Plants*, 48, 187-214.
352. Reichwaldt, E. S., & Ghadouani, A. (2012). Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Res.*, 46(5), 22.
353. Reinl, K. L., Brookes, J. D., Carey, C. C., Harris, T. D., Ibelings, B., Morales-Williams, A. M., ... & Zhan, Q. (2021). Cyanobacterial blooms in oligotrophic lakes: Shifting the high-nutrient paradigm. *Freshwater Biology*, 66(9), 1846-1859.
354. Rejsek, F. (2002). *Analyse des eaux : aspects réglementaires et techniques*. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine.
355. Repka, S., Mehtonen, J., Vaitomaa, J., Saari, L., & Sivonen, K. (2001). Effects of nutrients on growth and nodularin production of *Nodularia* strain GR8b. *Microbial Ecology*, 42, 606-613.
356. Reynolds, C. S. (1984). Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater biology*, 14(2), 111-142.
357. Reynolds, C. S. (1987). Cyanobacterial water-blooms. *Advances in botanical research*, 13, 67-143.
358. Reynolds, C. S. (1993). Scales of disturbance and their role in plankton ecology. In *Intermediate Disturbance Hypothesis in Phytoplankton Ecology: Proceedings of the 8th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology held in Baja (Hungary), 5–15 July 1991* (pp. 157-171). Springer Netherlands.
359. Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
360. Reynolds, C. S. (2008). A changing paradigm of pelagic food webs. *International Review of Hydrobiology*, 93(4-5), 517-531.
361. Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., et al. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*, 24(5), 417-428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
362. Reynolds, C. S., Jaworski, G. H. M., Cmiech, H. A., & Leedale, G. F. (1981). On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenkin. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 293(1068), 419-477.
363. Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W., & Brookes, J. D. (2014). The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 59(1), 99-114.
364. Rodier, F., Coppé, J. P., Patil, C. K., Hoeijmakers, W. A., Muñoz, D. P., Raza, S. R., & Campisi, J. (2009). Persistent DNA damage signalling triggers senescence-associated inflammatory cytokine secretion. *Nature cell biology*, 11(8), 973

365. Romero-Oliva, C. S., Contardo-Jara, V., Block, T., & Pflugmacher, S. (2014). Accumulation of microcystin congeners in different aquatic plants and crops—A case study from lake Amatitlán, Guatemala. *Ecotoxicology and environmental safety*, 102, 121-128.
366. Romo S., Soria J., Fernandez F., et al, (2013). Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*. 58 (3), 513-522. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x>.
367. Rueter, J. G., & Petersen, R. R. (1987). Micronutrient effects on cyanobacterial growth and physiology. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(3), 435-445.
368. Ryan, C. N., Thomas, M. K., & Litchman, E. (2017). The effects of phosphorus and temperature on the competitive success of an invasive cyanobacterium. *Aquatic Ecology*, 51, 463-472.
369. Ryding, S. O., Rast, W., Uhlmann, D., Clasen, J., Somlyódy, L., & Schorscher, J. (Eds.). (1994). *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*. Masson.

S

370. Sabart, M., Pobel, D., Latour, D., Robin, J., Salençon, M. J., & Humbert, J. F. (2009). Spatiotemporal changes in the genetic diversity in French bloom-forming populations of the toxic cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*. *Environmental Microbiology Reports*, 1(4), 263-272.
371. Sabour, B., Loudiki, M., & Vasconcelos, V. (2009). Growth responses of *Microcystis ichthyoblabe* Kützinger and *Anabaena aphanizomenoides* Forti (cyanobacteria) under different nitrogen and phosphorus conditions. *Chemistry and Ecology*, 25(5), 337-344.
372. Sabour, B., Loudiki, M., Oudra, B., Vasconcelos, V., Oubraim, S., & Fawzi, B. (2005). Dynamics and toxicity of *Anabaena aphanizomenoides* (Cyanobacteria) waterblooms in the shallow brackish Oued Mellah lake (Morocco). *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8(1), 95-104.
373. Sabour, B., Sbiyyaa, B., Loudiki, M., Oudra, B., Belkoura, M., & Vasconcelos, V. (2009). Effect of light and temperature on the population dynamics of two toxic bloom forming Cyanobacteria—*Microcystis ichthyoblabe* and *Anabaena aphanizomenoides*. *Chemistry and Ecology*, 25(4), 277-284.
374. Saker, M. L., & Griffiths, D. J. (2001). Occurrence of blooms of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya and Subba Raju in a north Queensland domestic water supply. *Marine and Freshwater Research*, 52(6), 907-915.
375. Saker, M. L., Nogueira, I. C., & Vasconcelos, V. M. (2003). Distribution and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) in Portuguese freshwaters. *Limnetica*, 22(3), 129-136.
376. Salomonsson, M. L., Fredriksson, E., Alfjorden, A., Hedeland, M., & Bondesson, U. (2015). Seafood sold in Sweden contains BMAA: A study of free and total concentrations with UHPLC–MS/MS and dansyl chloride derivatization. *Toxicology reports*, 2, 1473-1481.
377. Sandrini G., Cunsolo, S., Schuurmans, J.M., Matthijs, H.C.P. and Huisman, J. (2015a) Changes in gene expression, cell physiology and toxicity of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* at elevated CO². *Front Microbiol* 6: 401.
378. Sandrini, G., Ji, X., Verspagen, J. M., Tann, R. P., Slot, P. C., Luimstra, V. M., ... & Huisman, J. (2016). Rapid adaptation of harmful cyanobacteria to rising CO₂. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(33), 9315-9320.
379. Sandrini, G., Matthijs, H. C., Verspagen, J. M., Muyzer, G., & Huisman, J. (2014). Genetic diversity of inorganic carbon uptake systems causes variation in CO₂ response of the cyanobacterium *Microcystis*. *The ISME Journal*, 8(3), 589-600.
380. Saoudi, A., Barour, C., Brient, L., Ouzrout, R., & Bensouilah, M. (2015). Environmental parameters and spatio-temporal dynamics of cyanobacteria in the reservoir of Mexa (Extreme North-East of Algeria). *Advances in Environmental Biology*, 9(11), 109-121.
381. Sarma, T. A., & Ghai, R. (1998). Pattern of akinete differentiation in the cyanobacterium *Scytonema fritschii*. *Folia microbiologica*, 43(6), 649.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

382. Saxton, M. A., Arnold, R. J., Bourbonniere, R. A., McKay, R. M., & Wilhelm, S. W. (2012). Plasticity of total and intracellular phosphorus quotas in *Microcystis aeruginosa* cultures and Lake Erie algal assemblages. *Frontiers in microbiology*, 3, 3.
383. Schindler, D. W. (1975). Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon: With 8 figures and 1 table in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 19(4), 3221-3231.
384. Schindler, D. W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1746), 4322-4333.
385. Schindler, D. W., & Hecky, R. E. (2008). Reply to Howarth and Paerl: Is control of both nitrogen and phosphorus necessary ?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49), E104-E104.
386. Schlumberger, O. (2002). Etude de l'évolution des assemblages piscicoles des plans d'eau suivant leur niveau d'eutrophisation (Doctoral dissertation, irstea).
387. Schmidt, J. R., Wilhelm, S. W., & Boyer, G. L. (2014). The fate of microcystins in the environment and challenges for monitoring. *Toxins*, 6(12), 3354-3387.
388. SCOR-UNESCO, (1966) Determination of photosynthetic pigments in seawater. *Monographs on Oceanographic Methodology*. UNESCO, Paris, 1: 11-18.
389. Seawright, A. A., Nolan, C. C., Shaw, G. R., Chiswell, R. K., Norris, R. L., Moore, M. R., & Smith, M. J. (1999). The oral toxicity for mice of the tropical cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environmental Toxicology: An International Journal*, 14(1), 135-142.
390. Seifert, L. I., Weithoff, G., Gaedke, U., & Vos, M. (2015). Warming-induced changes in predation, extinction and invasion in an ectotherm food web. *Oecologia*, 178, 485-496.
391. Seifert, M., McGregor, G., Eaglesham, G., Wickramasinghe, W., & Shaw, G. (2007). First evidence for the production of cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin by the freshwater benthic cyanobacterium, *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) Speziale and Dyck. *Harmful algae*, 6(1), 73-80.
392. Seyni S. (2006). Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal. (Thèse de Doctorat de 3ème cycle de Biologie Végétale). Univ Cheik Anta Diop
393. Shan, K., Song, L., Chen, W., Li, L., Liu, L., Wu, Y., ... & Peng, L. (2019). Analysis of environmental drivers influencing interspecific variations and associations among bloom-forming cyanobacteria in large, shallow eutrophic lakes. *Harmful algae*, 84, 84-94.
394. Shapiro, J. (1997). The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater biology*, 37(2), 307-323.
395. Shea, K., Roxburgh, S. H., & Rauschert, E. S. (2004). Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecology letters*, 7(6), 491-508.
396. Shelford, E. J., Middelboe, M., Møller, E. F., & Suttle, C. A. (2012). Virus-driven nitrogen cycling enhances phytoplankton growth. *Aquatic microbial ecology*, 66(1), 41-46.
397. Shih, P. M., Hemp, J., Ward, L. M., Matzke, N. J., & Fischer, W. W. (2017). Crown group Oxyphotobacteria postdate the rise of oxygen. *Geobiology*, 15(1), 19-29.
398. Šimek, K., Bobková, J., Macek, M., Nedoma, J., & Psenner, R. (1995). Ciliate grazing on picoplankton in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum: A study at the species and community level. *Limnology and Oceanography*, 40(6), 1077-1090.
399. Šimek, K., Grujčić, V., Nedoma, J., Jezberová, J., Šorf, M., Matoušů, A., ... & Vrba, J. (2019). Microbial food webs in hypertrophic fishponds: omnivorous ciliate taxa are major protistan bacterivores. *Limnology and Oceanography*, 64(5), 2295-2309.
400. Simek, K., Hartman, P., Nedoma, J., Pernthaler, J., Springmann, D., Vrba, J., & Psenner, R. (1997). Community structure, picoplankton grazing and zooplankton control of heterotrophic nanoflagellates in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum. *Aquatic Microbial Ecology*, 12(1), 49-63.
401. Sivonen, K., & Jones, G. (1999). Cyanobacterial toxins. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*, 1, 43-112.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

402. Śliwińska-Wilczewska, S., Pniewski, F., & Latała, A. (2016). Allelopathic activity of the picocyanobacterium *Synechococcus* sp. under varied light, temperature, and salinity conditions. *International Review of Hydrobiology*, 101(1-2), 69-77.
403. Smayda, T. J. (2008). Complexity in the eutrophication–harmful algal bloom relationship, with comment on the importance of grazing. *Harmful Algae*, 8(1), 140-151.
404. Smith, J. L., Boyer, G. L., & Zimba, P. V. (2008). A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: Impacts and management alternatives in aquaculture. *Aquaculture*, 280(1-4), 5-20.
405. Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.
406. Soares, M. C. S., Marinho, M. M., Azevedo, S. M., Branco, C. W., Huszar, V. L. (2012). Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 42(3), 197-203.
407. Solorzano L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. Oceanog.*
408. Sondergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506, 135-145.
409. Soo, R. M., Hemp, J., & Hugenholtz, P. (2019). Evolution of photosynthesis and aerobic respiration in the cyanobacteria. *Free Radical Biology and Medicine*, 140, 200-205.
410. Sorokin, Y. I., & Zakuskina, O. Y. (2010). Features of the Comacchio ecosystem transformed during persistent bloom of picocyanobacteria. *Journal of oceanography*, 66(3), 373-387.
411. Sotton, B. (2012). Transfer pathways of cyanotoxins throughout pelagic foodwebs of peri-alpine Lakes and their implications in the physiological responses of fish.
412. Souissi M., Chaibi R., Melizi M., et al, (2004). Les cyanobactéries d'un plan d'eau douce (le lac Oubeira-El Kala). Inventaire et répartition spatiale. Sciences & technologie. C, biotechnologies. 38-42 (in French).
413. Sperfeld, E., Schmidtke, A., Gaedke, U., & Weithoff, G. (2010). Productivity, herbivory, and species traits rather than diversity influence invasibility of experimental phytoplankton communities. *Oecologia*, 163, 997-1010.
414. Spoof, L., Berg, K. A., Rapala, J., Lahti, K., Lepistö, L., Metcalf, J. S., ... & Meriluoto, J. (2006). First observation of cylindrospermopsin in *Anabaena lapponica* isolated from the boreal environment (Finland). *Environmental Toxicology: An International Journal*, 21(6), 552-560.
415. Spoof, L., Catherine, A., (2017). Appendix 3 Tables of Microcystins an Nodularins. In *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*, 1st ed.; Meriluoto, J., Spoof, L., Codd, G.A., Eds.; John Wiley & sons, Ltd.: Chichester, UK, 2017. <https://doi.org/10.1002/9781119068761.app3>
416. Stefanelli, M., Scardala, S., Cabras, P. A., Orrù, A., Vichi, S., Testai, E., ... & Manganelli, M. (2017). Cyanobacterial dynamics and toxins concentrations in lake alto flumendosa, sardinia, Italy. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1).
417. Sterner, R. W., Reint, K. L., Lafrancois, B. M., Brovold, S., & Miller, T. R. (2020). A first assessment of cyanobacterial blooms in oligotrophic Lake Superior. *Limnology and Oceanography*, 65(12), 2984-2998.
418. Stevens, D. K., & Krieger, R. I. (1991). Stability studies on the cyanobacterial nicotinic alkaloid saxitoxin-A. *Toxicon*, 29(2), 167-179.
419. Stockner, J., Callieri, C., Cronberg, G., Whitton, B. A., & Potts, M. (2000). The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space.
420. Stomp, M., Huisman, J., De Jongh, F., Veraart, A. J., Gerla, D., Rijkeboer, M., ... & Stal, L. J. (2004). Adaptive divergence in pigment composition promotes phytoplankton biodiversity. *Nature*, 432(7013), 104-107.
421. Stomp, M., van Dijk, M. A., van Overzee, H. M., Wortel, M. T., Sigon, C. A., Egas, M., ... & Huisman, J. (2008). The timescale of phenotypic plasticity and its impact on competition in fluctuating environments. *The American Naturalist*, 172(5), E169-E185.

422. Straub, C., Quillardet, P., Vergalli, J., De Marsac, N. T., & Humbert, J. F. (2011). A day in the life of *Microcystis aeruginosa* strain PCC 7806 as revealed by a transcriptomic analysis. *PLoS One*, 6(1), e16208.
423. Strunecký, O., Komárek, J., Johansen, J., Lukešová, A., & Elster, J. (2013). Molecular and morphological criteria for revision of the genus *Microcoleus* (Oscillatoriales, Cyanobacteria). *Journal of phycology*, 49(6), 1167-1180.
424. Suda, S., Watanabe, M. M., Otsuka, S., Mahakahant, A., Yongmanitchai, W., Nopartnaraporn, N., ... & Day, J. G. (2002). Taxonomic revision of water-bloom-forming species of oscillatorioid cyanobacteria. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 52(5), 1577-1595.
425. Sukenik, A., Hadas, O., Kaplan, A., et al. (2012). Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes-physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in microbiology*, 3, 86. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00086>
426. Sun J, Liu D Y. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25(11): 1331-1346, <https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096>.
427. Svirčev, Z., Drobac, D., Tokodi, N., Mijović, B., Codd, G. A., & Meriluoto, J. (2017). Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. *Archives of toxicology*, 91, 621-650.
428. Svirčev, Z., Lalić, D., Bojadžija Savić, G., Tokodi, N., Drobac Backović, D., Chen, L., ... & Codd, G. A. (2019). Global geographical and historical overview of cyanotoxin distribution and cyanobacterial poisonings. *Archives of toxicology*, 93, 2429-2481.
429. Svrcek, C., & Smith, D. W. (2004). Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3(3), 155-185.

T

430. Taranu, Z. E., Gregory-Eaves, I., Steele, R. J., et al. (2017). Predicting microcystin concentrations in lakes and reservoirs at a continental scale: A new framework for modelling an important health risk factor. *Global Ecology and Biogeography*, 26(6), 625-637. <https://doi.org/10.1111/geb.12569>
431. Taranu, Z. E., Zurawell, R. W., Pick, F., & Gregory-Eaves, I. (2012). Predicting cyanobacterial dynamics in the face of global change: the importance of scale and environmental context. *Global Change Biology*, 18(12), 3477-3490.
432. Testai, E., Buratti, F. M., Funari, E., Manganelli, M., Vichi, S., Arnich, N., ... & Sialehaamo, A. (2016). Review and analysis of occurrence, exposure and toxicity of cyanobacteria toxins in food. *EFSA Supporting Publications*, 13(2), 998E.
433. Thomas, M. K., & Litchman, E. (2016). Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 763(1), 357-369.
434. Thomas, S. (2000). Les différents producteurs primaires d'un petit barrage tropical africain : dynamiques et interactions (Brobo, Côte d'Ivoire). (Thèse de Doctorat d'Etat), Université Paris 6.
435. Tian, C., Pei, H., Hu, W., & Xie, J. (2012). Variation of cyanobacteria with different environmental conditions in Nansi Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, 24(8), 1394-1402.
436. Tilman, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(30), 10854-10861.
437. Tonk L, van de Waal DB, Slot P, et al. Amino acid availability determines the ratio of microcystin variants in the cyanobacterium *Planktothrix agardhii*. *FEMS Microbial Ecol* 2008;65(3):383-90.
438. Touati H., Guellati F.Z., Arif S., et al, (2019). Cyanobacteria Dynamics in a Mediterranean Reservoir of the North East of Algeria: Vertical and Seasonal Variability. *Journal of Ecological Engineering*. Volume 20, Issue 1, January 2019, pages 93–107 <https://doi.org/10.12911/22998993/94606>.
439. Tsukada, H., Tsujimura, S., & Nakahara, H. (2006). Effect of nutrient availability on the C, N, and P elemental ratios in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Limnology*, 7, 185-192.

U

440. US EPA. 2012. 2012 National lakes assessment. Laboratory operations manual. EPA-841-B-11-004. U.S. Environmental Protection Agency
441. Uvêges, V., Tapolczai, K., Krienitz, L., Padisa'k, J., 2012. Photosynthetic characteristics and physiological plasticity of an *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria, Nostocaceae) winter bloom in a deep oligo-mesotrophic lake (Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 698 (1), 263–272.

V

442. Valdeyron, A. (1993). L'apport des amendements des calciques. *Aqua revue*, 50, 12-17p.
443. Van Apeldoorn, M. E., Van Egmond, H. P., Speijers, G. J., & Bakker, G. J. (2007). Toxins of cyanobacteria. *Molecular nutrition & food research*, 51(1), 7-60.
444. Van de Waal, D. B., Ferreruela, G., Tonk, L., Van Donk, E., Huisman, J., Visser, P. M., & Matthijs, H. C. (2010). Pulsed nitrogen supply induces dynamic changes in the amino acid composition and microcystin production of the harmful cyanobacterium *Planktothrix agardhii*. *FEMS microbiology ecology*, 74(2), 430-438.
445. Van de Waal, D. B., Verspagen, J. M., Lüring, M., Van Donk, E., Visser, P. M., & Huisman, J. (2009). The ecological stoichiometry of toxins produced by harmful cyanobacteria: an experimental test of the carbon-nutrient balance hypothesis. *Ecology letters*, 12(12), 1326-1335.
446. Van Wichelen, J., Vanormelingen, P., Codd, G. A., Vyverman, W. (2016). The common bloom-forming cyanobacterium *Microcystis* is prone to a wide array of microbial antagonists. *Harmful algae*, 55, 97-111.
447. Vardi, A., Schatz, D., Beeri, K., Motro, U., Sukenik, A., Levine, A., & Kaplan, A. (2002). Dinoflagellate-cyanobacterium communication may determine the composition of phytoplankton assemblage in a mesotrophic lake. *Current biology*, 12(20), 1767-1772.
448. Vasconcelos, V. M., & Pereira, E. (2001). Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). *Water Research*, 35(5), 1354-1357.
449. Verspagen, J. M., Van de Waal, D. B., Finke, J. F., Visser, P. M., Van Donk, E., & Huisman, J. (2014). Rising CO2 levels will intensify phytoplankton blooms in eutrophic and hypertrophic lakes. *PloS one*, 9(8), e104325.
450. Vidal, L. & Kruk, C. (2008). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34 53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(2), 142-151.
451. Villareal, T. A., & Carpenter, E. J. (2003). Buoyancy regulation and the potential for vertical migration in the oceanic cyanobacterium *Trichodesmium*. *Microbial ecology*, 45, 1-10.
452. Visser, P. M., Passarge, J., & Mur, L. R. (1997). Modelling vertical migration of the cyanobacterium *Microcystis*. *Hydrobiologia*, 349, 99-109.
453. Visser, P. M., Verspagen, J. M., Sandrini, G., Stal, L. J., Matthijs, H. C., Davis, T. W., ... & Huisman, J. (2016). How rising CO2 and global warming may stimulate harmful cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*, 54, 145-159.

W

454. Walsby, A. E., Hayes, P. K., Boje, R., & Stal, L. J. (1997). The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *The New Phytologist*, 136(3), 407-417.
455. Wan, L., Chen, X., Deng, Q., Yang, L., Li, X., Zhang, J., ... & Cao, X. (2019). Phosphorus strategy in bloom-forming cyanobacteria (*Dolichospermum* and *Microcystis*) and its role in their succession. *Harmful Algae*, 84, 46-55.
456. Wedemeyer, G. A., & Yasutake, W. T. (1978). Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35(6), 822-827.

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

457. Weithoff, G., Taube, A., & Bolius, S. (2017). The invasion success of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in experimental mesocosms: genetic identity, grazing loss, competition and biotic resistance. *Aquatic invasions*, 12(3).
458. Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.
459. Whitton, B. A. (2011). Phylum Cyanobacteria (Cyanophyta). *The Freshwater Algal Flora of the British Isles. Second Edition. Cambridge University Press, Cambridge*, 31-158.
460. Whitton, B. A., & Mateo, P. (2012). Rivulariaceae. *Ecology of Cyanobacteria II: their diversity in space and time*, 561-591.
461. Wiedner C, Visser PM, Fastner J, et al. Effects of light on the micro-cystin content of *Microcystis* strain PCC 7806. *Appl Environ Microbiol* 2003;69(3):1475-81
462. Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R., & Nixdorf, B. (2007). Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia*, 152, 473-484.
463. Wilk-Woźniak, E. (1996). Changes in the biomass and structure of phytoplankton in the Dobczyce Reservoir (southern Poland). *Acta Hydrobiol*, 38(3), 4.
464. Wood, S. A., Pochon, X., Luttringer-Plu, L., Vant, B. N., & Hamilton, D. P. (2014). Recent invader or indicator of environmental change? A phylogenetic and ecological study of *Cylindrospermopsis raciborskii* in New Zealand. *Harmful Algae*, 39, 64-74.
465. Worden, A. Z., & Wilken, S. (2016). A plankton bloom shifts as the ocean warms. *Science*, 354(6310), 287-288.
466. Wu, W. J., Li G. B., Li D. H., Liu Y. D. (2010). Temperature may be the dominating factor on the alternant succession of *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis aeruginosa* in Dianchi Lake. *Fresenius Environ Bull*, 19(5), 846-853.
467. Wu, Y., Li, L., Zheng, L., Dai, G., Ma, H., Shan, K., ... & Song, L. (2016). Patterns of succession between bloom-forming cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis* and related environmental factors in large, shallow Dianchi Lake, China. *Hydrobiologia*, 765(1), 1-13.
468. Wu, Z., Shi, J., & Li, R. (2009). Comparative studies on photosynthesis and phosphate metabolism of *Cylindrospermopsis raciborskii* with *Microcystis aeruginosa* and *Aphanizomenon flos-aquae*. *Harmful algae*, 8(6), 910-915.

X

469. Xu, H., Yu, G., & Jiang, H. (2013). Investigation on extracellular polymeric substances from mucilaginous cyanobacterial blooms in eutrophic freshwater lakes. *Chemosphere*, 93(1), 75-81.

Y

470. Yamamoto, Y. (1975). Effect of desiccation on the germination of akinetes of *Anabaena cylindrica*. *Plant and Cell Physiology*, 16(4), 749-752.
471. Yamamoto, Y., & Nakahara, H. (2005). The formation and degradation of cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* blooms: the importance of pH, water temperature, and day length. *Limnology*, 6(1), 1.
472. Yang, X., Anderson, N. J., Dong, X., & Shen, J. I. (2008). Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology*, 53(7), 1273-1290.
473. Yang, Z., Kong, F., & Zhang, M. (2016). Groundwater contamination by microcystin from toxic cyanobacteria blooms in Lake Chaohu, China. *Environmental monitoring and assessment*, 188, 1-9.
474. Yang, Z., Zhang, M., Shi, X., Kong, F., Ma, R. and Yu, Y., (2016). Nutrient reduction magnifies the impact of extreme weather on cyanobacterial bloom formation in large shallow Lake Taihu (China). *Water research*, 103, pp.302-310.
475. Yarmoshenko, L. P., Kureyshevich, A. V., & Yakushyn, V. M. (2013). *Microcystis botrys* and *Lemmermanniella flexa*— New Species of Cyanoprokaryota for the Flora of Ukraine in Phytoplankton of the Kanev Reservoir. *Hydrobiological Journal*, 49(2).

Références bibliographiques des chapitres 1 et 2

476. Yéprémian, C., Gugger, M. F., Briand, E., Catherine, A., Berger, C., Quiblier, C., & Bernard, C. (2007). Microcystin ecotypes in a perennial *Planktothrix agardhii* bloom. *Water Research*, 41(19), 4446-4456.
 477. Yeung, A. C., D'Agostino, P. M., Poljak, A., McDonald, J., Bligh, M. W., Waite, T. D., & Neilan, B. A. (2016). Physiological and proteomic responses of continuous cultures of *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 to changes in iron bioavailability and growth rate. *Applied and environmental microbiology*, 82(19), 5918-5929.
 478. Yu, L., Kong, F., Zhang, M., Yang, Z., Shi, X. and Du, M., 2014. The dynamics of *Microcystis* genotypes and microcystin production and associations with environmental factors during blooms in Lake Chaohu, China. *Toxins*, 6(12), pp.3238-3257.
 479. Yuan, L. L., & Pollard, A. I. (2015). Deriving nutrient targets to prevent excessive cyanobacterial densities in US lakes and reservoirs. *Freshwater Biology*, 60(9), 1901-1916.
- Z
480. Zamyadi, A., McQuaid, N., Prévost, M., & Dorner, S. (2012). Monitoring of potentially toxic cyanobacteria using an online multi-probe in drinking water sources. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(2), 579-588.
 481. Zehr, J. P. (2011). Nitrogen fixation by marine cyanobacteria. *Trends in microbiology*, 19(4), 162-173.
 482. Zhang, M., Duan, H., Shi, X., Yu, Y. and Kong, F., 2012. Contributions of meteorology to the phenology of cyanobacterial blooms: implications for future climate change. *Water Research*, 46(2), pp.442-452.
 483. Zhang, S., Qian, X., Chang, S., Dismukes, G. C., & Bryant, D. A. (2016). Natural and synthetic variants of the tricarboxylic acid cycle in cyanobacteria: introduction of the GABA shunt into *Synechococcus* sp. PCC 7002. *Frontiers in microbiology*, 7, 1972.
 484. Zhang, X., Ma, Y., Tang, T., Xiong, Y., & Dai, R. (2020). Removal of cyanobacteria and control of algal organic matter by simultaneous oxidation and coagulation-comparing the H₂O₂/Fe (II) and H₂O₂/Fe (III) processes. *Science of The Total Environment*, 720, 137653.
 485. Zhang, Y., Yin, Y., Wang, M., & Liu, X. (2012). Effect of phytoplankton community composition and cell size on absorption properties in eutrophic shallow lakes: field and experimental evidence. *Optics Express*, 20(11), 11882-11898.
 486. Zhao H. J., Wang Y., Yang L. L., et al, (2015). Relationship between phytoplankton and environmental factors in landscape water supplemented with reclaimed water. *Ecological Indicators*.58, 113-121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.033>.
 487. Zilliges, Y., Kehr, J. C., Meissner, S., Ishida, K., Mikkat, S., Hagemann, M., ... & Dittmann, E. (2011). The cyanobacterial hepatotoxin microcystin binds to proteins and increases the fitness of *Microcystis* under oxidative stress conditions. *PloS one*, 6(3), e17615.
 488. Zurawell, R. W., Chen, H., Burke, J. M., & Prepas, E. E. (2005). Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 8(1), 1-37.

CHAPITRE 03 :
MODÉLISATION ÉVOLUTIVE ET
CLASSIQUE DES CYANOBACTÉRIES

Chapitre 03 : Modélisation évolutive et classique des cyanobactéries

1- Introduction

Nous vivons actuellement une époque historique dans le domaine d'étude des efflorescences algales nuisibles (Harmful Algae Blooms, HAB). Les problèmes liés aux HAB ne cessent de croître dans toute la planète, et le plus urgent des besoins de la société est de tenter de mieux les cerner. Les innovations technologiques ont amélioré nos facultés de surveillance des écosystèmes aquatiques, nous permettant non seulement de déterminer les fleurs d'eau des (HAB), et de déceler les facteurs physico-chimiques et biologiques qui contribuent à leur prolifération, à leur développement et, plus encore, à leur disparition. En dépit de ces nouvelles techniques d'observation, les procédés HAB demeureront dans un avenir proche sous échantillonnés pour des raisons de variabilité des échelles spatiales et temporelles pour ces problèmes principalement aquatiques. De tels modèles sont susceptibles de se manifester sous plusieurs formes, de la modélisation conceptuelle aux formules analytiques simples, en passant par des modèles numériques complexes qui assimilent des données (Franks, 1997). Naturellement, le fait de modéliser les HAB est ancré dans les réalisations d'un champ plus large des interactions physiques-biologiques en général (Franks, 1995 ; Hofmann & Friedrichs, 2002 ; Blackford et al, 2007 ; Lynch et al, 2009), ce qui permet aussi de tirer parti des résultats de ce dernier.

Problématique

Il existe deux types de modélisation appliquées sur les biomasses, les densités, et les concentrations de la chlorophylle-a du phytoplancton d'une manière générale, qui sont applicables sur les densités des cyanobactéries, ou sur les toxines de ces dernières à savoir ; la modélisation fondée sur le processus (ou modèles de simulation), et la modélisation basée sur les statistiques.

Les deux types de techniques comportent des avantages et des inconvénients. On constate que les modèles de simulation qui sont des modèles fondés sur les processus, ont un champ d'application plus large que celui des modèles statistiques parce qu'ils sont fondés sur des relations physiques fondamentales. Ils sont par conséquent adaptés aux modifications et aux changements majeurs du système à modéliser, contrairement aux modèles statistiques dont la fiabilité ne peut être assurée en dehors de la fourchette des données empiriques qui ont servi à leur élaboration. Alors que les modèles basés sur les processus (modèles de simulation) présentent l'inconvénient d'exiger beaucoup de paramètres, un inconvénient qui ne peut être adopté que dans les cas où le nombre de paramètres est restreint. Tandis que la collecte d'un grand nombre de données exige des programmes de collecte de données pour calibrer ces dernières efficacement. Par contre ces programmes sont à la fois des processus fastidieux et onéreux.

Par opposition, les techniques statistiques utilisent souvent des données existantes, même si tous les facteurs environnementaux correspondants au sujet d'étude n'ont pas été rassemblés. Pour élaborer des modèles de simulation il est nécessaire de bien comprendre tous les processus physiques et physico-chimiques sous-jacents pour les décrire de façon mathématique. Souvent, ce qui n'est pas le cas, du fait de la grande complexité des systèmes naturels. Par conséquent, les modèles basés sur les processus sont souvent des approximations grossières de la réalité.

Depuis toujours, les méthodes statistiques sont fondées sur l'analyse de régression et établissent un lien entre la concentration annuelle maximale (ou biomasse) de la population de phytoplancton (ou d'une espèce d'algue particulière) et la limitation des variables environnementales comme les taux des principaux éléments nutritifs (phosphore, nitrite, nitrate, ammonium), la température, pH, l'oxygène dissous, la turbidité, et la profondeur du plan d'eau.

Dans un modèle de régression, [Smith \(1985\)](#) a relié la biomasse estivale moyenne des cyanobactéries à la teneur totale en phosphore et à la profondeur moyenne des lacs. Pour prédire le pic de biomasse estival de quatre espèces de cyanobactéries dans un certain nombre de lacs, [Smith et al, \(1987\)](#) ont fait appel à une analyse de régression multiple par étapes (progressive) pour prévoir ce pic. Dans son analyse de corrélation canonique, [Varis \(1991\)](#) a procédé à l'évaluation des besoins de croissance des cyanobactéries dans un lac en Finlande. Toutes les approches statistiques classiques basées sur les données chronologiques se sont révélées inefficaces pour prédire avec succès la fréquence et l'ampleur de l'incidence d'espèces ou de groupes d'espèces d'algues particulières, ou même de prédire le moment de leur incidence. Les variables potentiellement explicatives qui ont été retenues pour la réalisation de la majorité de ces études, sont les mêmes variables exploitées dans les deux catégories (c.-à-d.) les modèles de simulation et les modèles statistiques, utilisés pour la modélisation de l'incidence des cyanobactéries et des autres classes de phytoplancton.

État de l'art

La première étape de la modélisation de l'indice de prolifération des algues bleus, est la phase la plus importante. Elle consiste à trouver les variables correspondantes comme prédicteurs et l'indice convenable de floraison des cyanobactéries pour prédire leurs effets et de comparer les valeurs prédites aux valeurs réelles de l'eau. Les chercheurs se sont auparavant concentrés à la fois sur les aspects liés à la charge en éléments nutritifs ou aux conditions météorologiques plutôt que sur une combinaison de caractéristiques du climat, de la nutrition et du bassin versant. Grace à l'élaboration des modèles qui prévoient les proliférations d'algues nuisibles. Cependant, l'accent mis sur un seul ensemble de variables comme base de prédiction a été qualifié de modeste par les spécialistes, ce qui est engendré par des lacunes dans la compréhension et la prédiction appropriées des blooms de cyanobactéries.

[Kang et al., 2015](#) ont retenu le nitrate, le nitrite, l'ammonium, le phosphate, le silicate, l'urée, l'azote total dissous et l'azote organique dissous. En se fondant sur la documentation disponible dans la zone et sur des études expérimentales relatives aux apports d'éléments nutritifs. Ils ont effectué des expériences pour évaluer la façon dont certains types bien déterminés d'apports nutritifs affecteront la croissance de multiples groupes de phytoplancton lors des marées brunes qui se sont produites en Floride ([Kang et al., 2015](#)).

On a procédé à des analyses unidirectionnelles de la variance à la lumière d'un test de Tukey post-hoc pour faire le point sur les différences statistiquement significatives, alors que des tests G ont été utilisés pour comparer la fréquence des expériences dans lesquelles les taux de broutage étaient mesurables sur les principales populations eucaryote et procaryote.

Les fluctuations en matière d'apport et de forme des macronutriments provoqueront directement un phénomène de prolifération des espèces à caractères de multiplication nuisibles dans la plupart des

milieux marins, en opposition aux effets d'un apport accru en phosphore et en azote dans les eaux saumâtres et douces (Thornton et al., 2013).

Certaines études ont porté sur les conditions météorologiques plutôt que sur les éléments nutritifs. Pour analyser la prolifération des cyanobactéries dans la partie Waihai du lac Dianchi, en Chine, 17 facteurs météorologiques et 12 facteurs de qualité de l'eau, dont la chlorophylle-a (Chl-a), ont été surveillés mensuellement dans ce lac, afin de reconnaître l'impact des variables dépendantes qui peuvent être numériques ou catégorielles. En faisant appel à la régression probabiliste non linéaire pour prédire la probabilité d'occurrence d'un événement de 0 à 1 en ajustant les données à une fonction logique, (Sheng et al., 2012).

23 paramètres de qualité de l'eau, y compris des paramètres hydrologiques, physiques, chimiques et biologiques, ont été choisis par (Lou et al., 2015) pour faire l'objet d'une surveillance mensuelle. Ces paramètres ont été mesurés selon les méthodes standard. Dans le but d'identifier les corrélations significatives entre les paramètres de l'eau et la richesse en phytoplancton, une analyse de corrélation a d'abord été réalisée grâce à l'optimisation de l'essaim de particules - Régression vectorielle de support (PSO-SVR) (Particle Swarm Optimization - Support Vector Regression). Le modèle de simulation était basé sur les données des trois derniers mois. En intégrant les données de trois mois dans ce modèle de prévision, on adopte l'effet rétrospectif de la dernière année pour laquelle des conditions environnementales semblables, comme la température, influencent la croissance du phytoplancton (Lou et al., 2015).

Dans l'étude réalisée par Rajae & Boroumand (2015), il est rapporté le développement des modèles de transformation en ondelettes discrètes (discrete wavelet transform DWT) avec des réseaux de neurones artificiels (artificial neural network ANN), des modèles de régression linéaire multiple (multi linear regression MLR) et des algorithmes génétiques supportant la régression vectorielle (genetic algorithm -support vector regression GA-SVR) pour prévoir un mois en avance les phénomènes d'eutrophisation au niveau d'une seule station d'échantillonnage dans la baie de San Francisco aux États-Unis. Pour obtenir la meilleure combinaison de données d'entrée provenant de séries chronologiques, deux mesures statistiques de la qualité de l'ajustement du coefficient d'efficacité (E) du modèle de Nash-Sutcliffe et de l'erreur quadratique moyenne (root-mean-squared error RMSE) entre Chl-at+1 avec Chl-at, Chl-at-1, Chl-at-2, ..., et Chl-at-i comme séries chronologiques, qui ont été calculées et présentées. Les données combinées avec 3, 6 et 12 mois de retard ont été utilisées pour étudier les effets de la variation saisonnière du Chl-a sur la valeur de Chl-at+1 et la combinaison avec le R^2 le plus élevé sélectionné comme entrée.

En résumé, Daghighi (2017) a présenté un tableau contenant historiquement diverses combinaisons de variables qui ont été combinées pour produire des modèles des proliférations des algues nuisibles.

Tableau 01 : Variables prédictives de blooms d'algues nuisibles sélectionnées dans d'autres études selon (Daghighi, 2017)

Auteurs	Modèle	Variables
Lou et al. 2015	Modèle hybride intelligent	1,3,4,5,6,7,8
Wu et al. 2015	Acquisition et analyse d'images satellitaires	2, 9
Rajaei, & Boroumand, 2015	Réseau neuronal artificiel (ANN) et régression multi-linéaire (MLR), et régression vectorielle à soutien algorithmique génétique (GA-SVR	9
Cho et al. 2014	Réseau neuronal artificiel (ANN)	1,3,5,6,7
Persaud et al. 2015	Analyses de séries chronologiques et corrélations de Pearson par paires	1,2,3,6,7
Maier et al. 2001	Réseau neuronal artificiel (ANN)	1,3,6,7,8
Håkanson et al. 2003	Coefficients de variation	9
Qin et al. 2015	La surveillance comportait trois éléments différents : (i) la récupération d'images de télédétection (ii) détection sans surveillance par capteur, avec transmission de données sans fil iii) l'échantillonnage et l'analyse à bord des navires	2,3,9
Talib et al. 2008	artificiel (ANN) et algorithme évolutif hybride	1,6,7,9
Kim et al. 2014-a	Trois approches de modélisation multiples	1,6,7,9
Bertani et al. 2016	Modèle bayésien HAB	7
Jia et al. 2013	Analyse statistique	1
Zhang et al. 2013	Logiciel Windows intégrant le modèle EcoTaihu	6,7,9
Kim et al. 2014-b	Le modèle flou Takagi-Sugeno et les algorithmes de transformation en ondelettes discrètes	1,3,5,6,7
Feng et al. 2015	Modèle mathématique bidimensionnel	1,2,9
Chen et al. 2015	Moyenne mobile intégrée autorégressive (ARIMA)	1,6,7,9
Stumpf et al., 2016	Relations non linéaires	5, 7, 10
1-Température 2- Vitesse du vent 3-Précipitation 4-Alcalinité 5-Oxygène dissous 6-Nitrate 7-Phosphore 8-Turbidité 9-Chl-a 10- Indice de Cyanobactéries		

Les approches basées sur l'apprentissage automatique (Belourghi et al., 2012 ; Heddam, 2016) ont été utilisées pour une grande variété d'applications dans les sciences de l'environnement (Hasanipanah et al., 2016 ; Wang, 1997 ; Meng, 2015), mais peu d'importance a été attribuée à l'application de ces techniques pour estimer la densité de *Microcystis*. Cependant, une étude importante devrait être mise en lumière. Les auteurs de l'étude (Sun et al., 2016) ont comparé les machines à vecteurs de support (SVM) et le modèle de régression linéaire pour estimer le pigment de phycocyanine (PC) en utilisant les rapports de bande comme données d'entrée. Le résultat de l'étude est que le modèle SVM est plus performant que le modèle de régression linéaire. L'algorithme de l'essaim d'oiseaux (BSA) (Meng,

2015), l'algorithme de l'essaim de particules (PSO) (Hasanipanah, 2016) et les algorithmes génétiques (GA) (Wang, 1997) sont des algorithmes méta- heuristiques récents, qui sont des algorithmes d'optimisation globale utilisant une stratégie de formulation forte pour obtenir des solutions optimales ou semi-optimales au problème.

Dans ce chapitre, nous présentons une comparaison entre le modèle de régression traditionnel et les modèles de programmation évolutive pour prédire la densité de *Microcystis* dans l'eau de du lac Oubeira.

2- Matériel et méthodes

NB : La zone d'étude et la stratégie d'échantillonnage ont été décrites dans la partie matériel et méthodes du chapitre 1 (à partir de la page 30 du document). Les densités du genre cyanobactérien *Microcystis* (*Mictis*) et les facteurs environnementaux ont été échantillonnés dans le lac d'Oubeira.

Pour estimer l'abondance de ce genre (*Microcystis*) qui a une forme coloniale, les densités cellulaires dans une colonie ont été déterminées en fonction de la surface de la colonie et de la surface moyenne des cellules. Le nombre de cellules est alors obtenu à partir des formules suivantes :

$$N_{cells} = \frac{S_c}{S_{cm}} - A \quad (1)$$

Avec : Ncells : nombre de cellules ; Sc : Surface coloniale ; Scm : surface moyenne des cellules ; A : estimation visuelle de la proportion $\frac{x}{100}$ de vide de la colonie

$$A = \frac{S_c}{S_{cm}} \times \frac{x}{100} \quad (2)$$

Le nombre total de cellules coloniales obtenu a ensuite été introduit dans la formule ci-dessous pour déterminer la densité cellulaire par litre d'eau brute :

$$Cell\ Number/50\mu L = \left(\frac{\sum N_{cells}}{b} \right) \frac{40}{50} \quad (3)$$

$$Cell\ Number/mL = \frac{\frac{N_{cells}}{50\mu L}}{v} \quad (4)$$

Avec : $\sum N_{cells}$ le total des cellules comptées à partir des différentes colonies ; b le nombre de bandes sur lesquelles nous avons compté 30 individus ; v Volume de l'échantillon filtré en millilitres ; 40 Nombre total de bandes dans la cellule nageuse ; 50 Volume de la cellule de Nageotte (en μL). Afin d'obtenir une estimation satisfaisante de l'abondance des cyanobactéries, le processus de comptage a été répété pour chaque échantillon (3 à 5 observations).

2-1. Théorie

2-1.1. Modèle *Microcystis*

Afin d'assurer une certaine non-linéarité dans les entrées, l'ensemble des données a été adapté et le modèle de prédiction linéaire a été modifié en s'inspirant des travaux de [Daghighi \(2017\)](#) :

$$Mictis_{predicted}(t) = b_0 + \sum_{i=1}^m \left(b_i X_i + \sum_{j=1}^m (b_{ij} X_i(t) X_j(t)) \right) \quad (5)$$

$$Mictis_{predicted}(t) = f(X_1, X_1^2, X_1 X_2, \dots, X_1 X_m, X_2, X_2^2, X_2 X_3, \dots, X_m, X_m^2) \quad (6)$$

Ou $Mictis_{predicted}(t)$ est la densité prédite de *Microcystis*, $X_i(t)$ et $X_j(t)$ sont des paramètres physicochimiques, b_i et b_{ij} sont des coefficients calculés ultérieurement par les algorithmes de modélisation. Cette combinaison de paramètres fera passer les variables d'entrée de seulement 6¹ à 28 paramètres. Pour adapter l'équation 17 de la section 4 aux variables générées dans l'équation 5, il est nécessaire de modifier les variables. Cela implique de nouvelles variables $X_{ij} = X_i \times X_j$. Dans ce cas, l'équation 5 devient :

$$Mictis_{predicted} = b_0 + \sum_{i=1}^m \left(b_i X_i + \sum_{j=1}^m (b_{ij} X_{ij}) \right) \quad (7)$$

L'équation 7 sera utilisée dans ce travail comme modèle principal pour *Microcystis*. L'équation 7 peut être étendue à n combinaisons comme suit :

$$Mictis_{predicted} = b_0 + \sum_{i_2=1}^m \left(b_{i_1} X_{i_1} + \sum_{i_2=1}^m \left(b_{i_1 i_2} X_{i_1 i_2} + \dots \sum_{i_n=i_{n-1}}^m (b_{i_1 \dots i_n} X_{i_1 \dots i_n}) \right) \right) \quad (8)$$

avec $X_{i_1 \dots i_n} = \prod_{j=i_1}^{i_n} X_j$ est la nième combinaison de variables. n = 2 est utilisé et la raison principale, comme le montre le tableau 1, est due au nombre d'observations collectées dans notre travail, puisque nous ne disposons que de 132 observations pour l'apprentissage et de 80 pour la validation. Par conséquent, si nous utilisons un plus grand nombre de combinaisons, le nombre de coefficients dépasserait le nombre d'équations.

Le tableau 2 présente le nombre de variables après combinaison à l'aide de l'équation 8 et pour 6 variables maintenues.

Tableau 2 : Nouveau nombre de variables après combinaison

Number of variables	1	2	3	4	5	6
Number of combined variables	7	28	84	210	462	924

2-1.2. Indices de performance des modèles

Nous avons calculé six indices de performance et comparé les modèles développés. Les six indices, inspirés de (Daghighi, 2017), sont le coefficient de corrélation (R) (équation 9), l'indice d'accord de Willmott (d) (équation 10), l'efficacité de Nash-Sutcli (NSE) (équation 11), l'erreur quadratique moyenne ($RMSE$) (équation 12), l'erreur absolue moyenne (MAE) (équation 13) et l'erreur relative quadratique moyenne ($MSRE$) (équation 14). L'erreur quadratique moyenne et l'erreur quadratique relative sont utilisées comme principaux éléments de comparaison, les autres indices étant calculés à titre de référence pour les travaux ultérieurs.

$$R = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - O_m)(P_i - P_m)}{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - O_m)^2} \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - P_m)^2}} \quad (9)$$

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|P_i - O_m| + |O_i - O_m|)^2} \quad (10)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - O_m)^2} \quad (11)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2} \quad (12)$$

$$MAE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |O_i - P_i|} \quad (13)$$

$$MSRE = \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N O_i^2} \quad (14)$$

Où N est le nombre de points de données, O_i est une valeur mesurée et P_i est la prédiction du modèle correspondant. O_m et P_m sont les valeurs moyennes de O_i et P_i respectivement.

2-1.3. Régression linéaire multiple (MLR)

Pour comprendre le fonctionnement du MLR, supposons que nous disposons de n paires de données d'observation $\{x_i, y_i\}_{i=1 \dots n}$ comme le montrent les figures 2 et 3. Le principal objectif de la modélisation était de développer une relation simple entre les deux variables x (c'est-à-dire la variable d'entrée) et

y (c'est-à-dire la variable de sortie) afin de pouvoir développer une équation linéaire (voir l'équation 15).

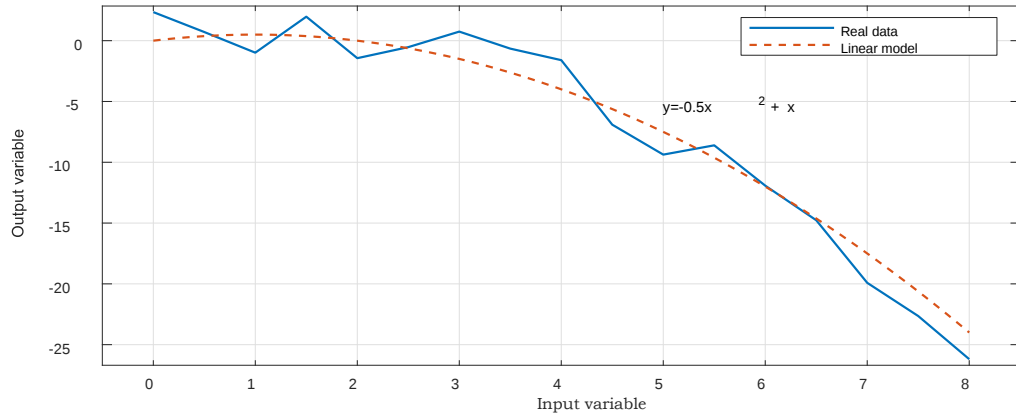


Fig. 2. Exemple de modèle linéaire avec $y = 0.5x^2 + x$

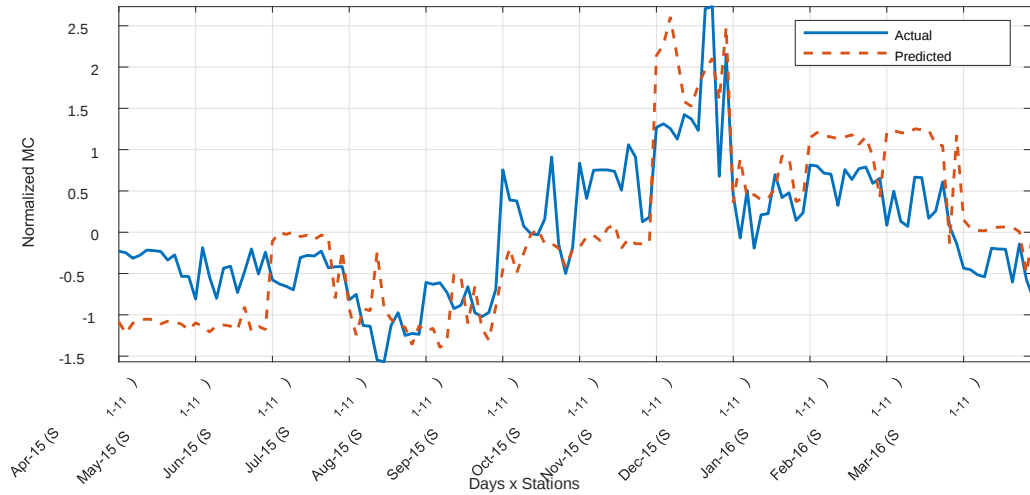


Fig. 3. Modèle linéaire de *Microcystis* modélisé comme

$$Mictis_{predicted}(t) = 0.58265 \cdot T + 0.3325 \cdot Condu - 0.37068 \cdot Trans + 0.093884 \cdot NH_4 + 0.19691 \cdot NO_3 + 0.012184 \cdot PO_4$$

$$y = a + bx \quad (15)$$

Où a est une constante (c'est-à-dire un biais) et b est la pente de la ligne. En général, la ligne droite ne passe jamais par tous les points du graphique. L'équation 15 doit donc être réécrite comme suit :

$$y = a + bx + \epsilon \quad (16)$$

Où ϵ représente la différence d'erreur entre les valeurs de x_i et de y_i pour tout échantillon i . Ainsi, pour formuler la ligne la plus précise pour approximer x et y , nous devons formuler le problème comme un problème d'optimisation de sorte que nous puissions rechercher et trouver les meilleures valeurs des paramètres (ex $\hat{a}$ et $\hat{b}$). Dans ce cas, nous devons minimiser la somme des erreurs sur l'ensemble des données. Le modèle linéaire simple (équation 16) peut être étendu à un système d'équations à plusieurs variables comme suit :

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_jx_j \quad (17)$$

Où x_j est le nième j^n variable indépendant. Dans ce cas, nous devons utiliser l'estimation *LS* pour calculer les valeurs optimales des paramètres $b_0, b_1, b_2, \dots, b_j$. L'équation 17 sera utilisée comme forme de l'équation 7. Nous devons donc minimiser la fonction d'optimisation *L* qui, dans ce cas, peut être présentée comme suit :

$$L = \sum_{i=1}^N \epsilon_i^2 = \sum_{i=1}^N (y_i - \hat{b}_0 - \hat{b}_1x_{i1} - \hat{b}_2x_{i2} - \dots - \hat{b}_jx_{ij}) \quad (18)$$

Pour obtenir les valeurs optimales des paramètres $\hat{b}_0, \dots, \hat{b}_j$, nous devons calculer la différenciation des fonctions :

$$\frac{\partial L}{\partial \hat{b}_0} = \frac{\partial L}{\partial \hat{b}_1} = \frac{\partial L}{\partial \hat{b}_2} = \dots = \frac{\partial L}{\partial \hat{b}_j} = 0 \quad (19)$$

En résolvant l'ensemble des équations 19, nous pouvons produire les valeurs optimales des paramètres du modèle et résoudre le problème de la régression multiple. Cette solution est plus susceptible d'être biaisée par les mesures disponibles. S'il y a un grand nombre d'observations, l'estimation calculée des paramètres sera plus robuste (Sheta et al., 2015). Cette technique donne de mauvais résultats lorsque le nombre d'observations est faible.

L'algorithme 1 montre l'algorithme MLR utilisé dans ce travail. Inspiré de (Chatterjee et Hadi, 1986 ; Matlab regress (*Multiple linear regression*, 2020) , cet algorithme calcule les coefficients du modèle sur la base de la décomposition orthogonale triangulaire (Khanmohammadi et Azqhandi, 2011). La fonction Matlab regress a été utilisée pour produire les coefficients du modèle

Algorithme	1	:	Algorithme	de	régression	linéaire	multiple
------------	---	---	------------	----	------------	----------	----------

Résultats :

Coefficients du modèle pour l'ensemble des données X;

[Q,R,E]=qr (X);

% Décomposition orthogonale triangulaire (produit une décomposition de "taille économique" dans laquelle E est un vecteur de permutation, de sorte que $A(:,E) = Q \times R$);

$b = (Q' * y)/R$;

% *b* est le coefficient du modèle MLR ;

2-1.4. Machines à vecteurs de support (SVM) :

Les SVM sont un puissant modèle d'apprentissage supervisé pour la prédiction et la classification (Sheta et al., 2015). Les SVM ont été introduits pour la première fois par Vladimir Vapnik et ses collègues du laboratoire AT&T Bell (Vapnik, 1995). L'idée principale du SVM est d'approximer l'ensemble des données d'apprentissage avec un espace de dimension supérieure à l'aide d'une fonction de mappage non linéaire, puis d'effectuer une régression linéaire dans un espace de

dimension supérieure pour séparer les données (Bacue, 1999). La mise en correspondance des données a été effectuée à l'aide d'une fonction noyau prédéterminée. La séparation des données a été effectuée en trouvant l'hyperplan optimal (appelé vecteur de support avec la marge maximale des classes séparées). (Les figures 4 et 5 montrent un exemple d'hyperplan optimal. (Fig.4) montre différentes lignes séparant les données mais avec de petites marges, (Fig.5) montre la ligne optimale séparant les ensembles de données avec des marges maximales.

L'astuce du noyau évite la mise en correspondance explicite, au lieu d'apprendre une fonction non linéaire ou une limite de décision, cette astuce implique d'obtenir des algorithmes d'apprentissage linéaires. Pour tout x et x^0 dans l'espace d'entrée X , certaines fonctions $K(x, x^0)$ peuvent être exprimées sous la forme d'un produit intérieur dans un autre espace V . La fonction $K : X \times X \rightarrow \mathbb{R}$ est souvent appelée noyau ou fonction noyau. Les figures 4 et 5 montrent une application de la transformation par noyau. Dans cet exemple, l'ensemble de données peut être modélisé comme une fonction non linéaire $y(x) = x + 2x^2$ avec une seule variable x , mais si une substitution de variable est effectuée une $x_1 = x$ et $x_2 = x^2$ y devient une fonction linéaire

$$y(x_1, x_2) = x_1 + 2x_2.$$

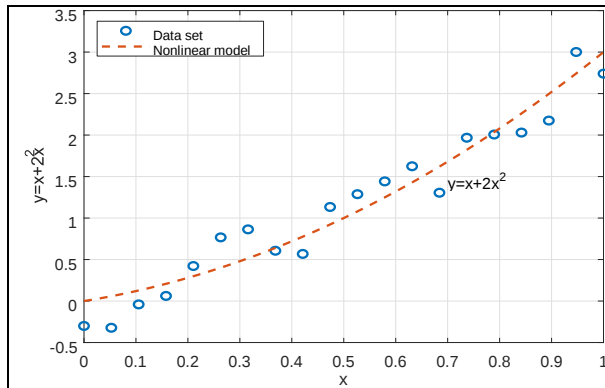


Fig. 4. Modèle non linéaire à une seule variable

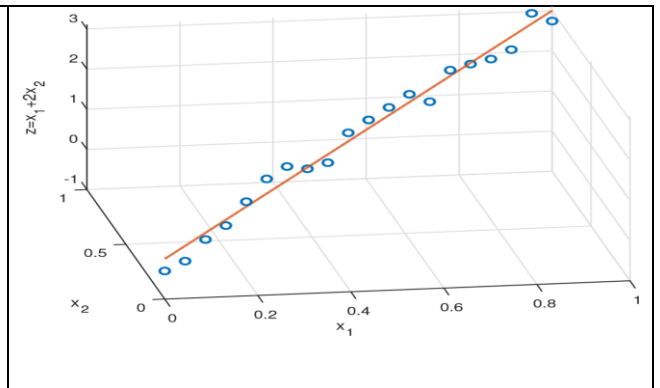


Fig. 5. Ligne optimale à deux variables $K(x) = (x, x^2)$

L'apprentissage d'un SVM comporte deux phases (Matlab, 2020b) : la première consiste à transformer les données d'entrée en un espace de caractéristiques à haute dimension à l'aide de la fonction Kernel. La seconde consiste à résoudre un problème d'optimisation quadratique afin d'ajuster un hyperplan optimal.

Tableau 3 : Nouveau nombre de variables après combinaison

Type de SVM	Fonction Kernel	Description
Gaussian	$K(x_1, x_2) = \exp\left(-\frac{\ x_1 - x_2\ ^2}{2\sigma^2}\right)$	σ est la largeur du noyau
Linear	$K(x_1, x_2) = x_1^T x_2$	
Polynomial	$K(x_1, x_2) = (x_1^T x_2 + 1)^\rho$	ρ is the order of the polynomial
Sigmoid	$K(x_1, x_2) = \tanh(\beta_0 x_1^T x_2 + \beta_2)$	

2-1.5. Optimisation par essaim de particules (PSO) Particle Swarm Optimization (PSO)

Le PSO est un algorithme de calcul évolutif intéressant introduit pour la première fois par Kennedy et Eberhart (Noori et al., 2009). Cet algorithme s'inspire du comportement en essaim d'organismes tels que les volées d'oiseaux et les bancs de poissons. Cet algorithme consiste en un essaim de particules qui recherche la meilleure position, y compris la meilleure position personnelle et globale, sur la base de sa meilleure solution (Sheta et al., 2015). L'équation (20) illustre le processus de déplacement de chaque particule :

$$V_{new} = w \times V + c_1 \times r_1 (p_{best} - X) + c_2 \times r_2 (g_{best} - X) \quad (20)$$

$$X_{new} = X + V_{new}$$

où :

c_1 et c_2 - facteurs d'apprentissage,

V et X - respectivement la vitesse et la position actuelles des particules,

V_{new} et X_{new} - nouvelle vitesse et position des particules, respectivement,

w - le poids inertiel,

r_1 et r_2 - nombres aléatoires compris entre 0 et 1.

La figure 6 illustre le comportement de l'inertie des particules en fonction de leur propre inertie et de l'inertie globale (Wang et al., 2018).

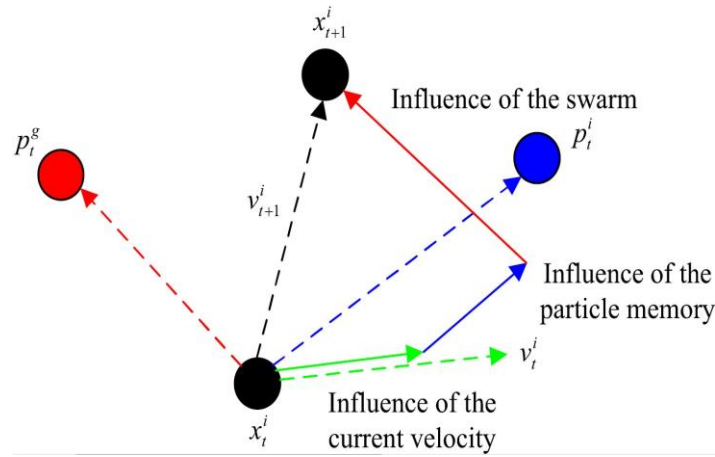


Fig. 6. Schéma d'itération des particules

Wang, 2018 a résumé l'algorithme PSO comme suit : Il s'agit d'un processus de recherche basé sur un essaim, dans lequel chaque individu, également appelé particule, est défini comme une solution potentielle du problème défini dans un espace de recherche à D dimensions, chaque particule peut mémoriser la position optimale de l'essaim et la sienne propre, ainsi que sa vitesse.

À chaque génération, chaque particule ajuste sa célérité. La nouvelle vitesse est utilisée pour calculer la nouvelle position de la particule. Selon (Wang, 2018) l'algorithme PSO peut être résumé comme suit : Algorithme 2.

Algorithme 2 : Algorithme d'optimisation par essaim de particules

Résultat : Particule avec la meilleure solution

Initialisation de l'essaim ;

Si la condition de fin n'est pas remplie, faire

 Évaluation de l'aptitude des particules ;

 Calcul de la position optimale historique individuelle ;

 Calcul de la position optimale historique de l'essaim ;

 Mise à jour de la vitesse et de la position des particules selon l'équation de mise à jour de la vitesse et de la position ;

fin

2-1.6. Algorithmes Génétiques (*Genetic Algorithms (GA)*)

Contrairement aux techniques de recherche standard, l'AG recherche parmi une population de points, travaille avec le codage de l'ensemble de paramètres et utilise des règles de transition probabilistes (Wang, 1997). Au départ, une population de m points est choisie au hasard dans l'espace de recherche. Les valeurs de la fonction d'aptitude sont calculées à tous les points et comparées.

Étant donné une fonction $f = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$ soumise à $a_i \leq x_i \leq b_i$, $i = 1, 2, \dots, n$, l'objectif principal est de trouver l'ensemble de paramètres qui conduit à une valeur minimale de f . Les algorithmes génétiques travaillent avec le codage des paramètres. Le paramètre le plus fréquemment utilisé est le codage binaire (Wang, 1997). Une variable binaire de l bits est utilisée pour représenter un paramètre x_i . Le nombre entier de la variable binaire décodée est compris entre 0 et $2^l - 1$ et peut être mis en correspondance de manière linéaire avec la plage de paramètres (a_i, b_i). En reliant le codage de tous les paramètres, on obtient le codage de chaque point de l'espace à rechercher, par exemple :

$$\begin{array}{cccccc} 1010010 & 0100111 & \dots & 1001010 & 0000100 & \\ x_1 & x_2 & \dots & x_{n-1} & x_n & \end{array} \quad (21)$$

Il est important de noter que la plage de recherche pour chaque paramètre doit être spécifiée. L'une des méthodes les plus utilisées, l'AG, suit les étapes suivantes, inspirées de (Daghighi, 2017 ; Wang, 1997) :

Étape 1 : Localiser m points au hasard dans l'espace de recherche.

Étape 2 : trouver la valeur de la fonction d'aptitude pour chaque point.

Étape 3 : classer les points de manière à ce que leurs valeurs de fonction soient dans l'ordre décroissant.

Étape 4 : Attribuer une valeur de probabilité p_j , en utilisant la sélection proportionnelle de l'aptitude ou la sélection de la roue de la roulette, à chaque point en donnant la probabilité la plus élevée au point ayant la valeur de fonction la plus faible (la meilleure).

Étape 5 : sélectionner au hasard deux points A et B parmi les m points selon la distribution de probabilité, $p_{j,j} = 1, 2, \dots, m$.

Étape 6 : sélectionner au hasard deux positions de bits, k_1 et k_2 , avec le codage global de l'ensemble de paramètres, voir la figure 7, en donnant à chaque position de bit la même chance.

Étape 7 : former un nouveau point en prenant les valeurs des bits de k_1 à $k_2 - 1$ du codage du point A et les valeurs des bits de k_2 jusqu'à la fin et de 1 à $k_j - 1$ du codage du point B (croisement).

Étape 8 : au hasard, avec une probabilité de p mutation, changer certains des bits du point nouvellement formé (mutation).

Étape 9 : Répétez les étapes cinq et huit m_0 fois (avec $m_0 \leq m$) de manière à produire m_0 nouveaux points. Les m_0 points sont alors remplacés par les nouveaux en conservant $m - m_0$ meilleurs points, formant ainsi une nouvelle génération pour la suite de la recherche.

Étape 10 : Répéter les étapes 2 à 9 n fois. Le point présentant la meilleure valeur d'aptitude est enregistré et, à l'étape 2, si les m points nouvellement générés sont tous inférieurs au meilleur point, ce dernier est réinséré dans la population en remplaçant l'un des m points de manière aléatoire.

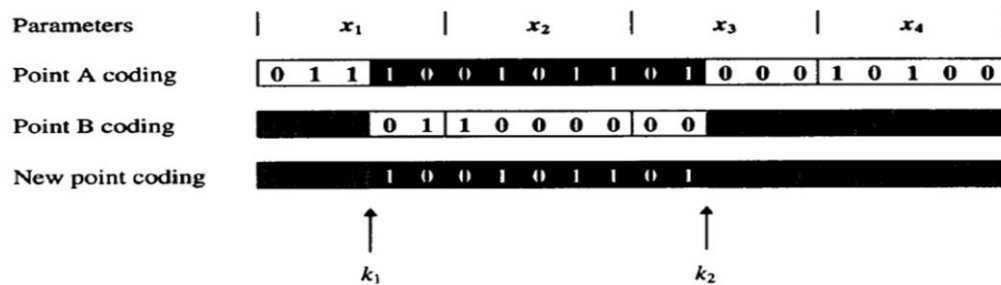


Fig. 7 : Schéma montrant comment un nouveau point est généré à partir de deux points existants (étapes 6 et 7).

2-1.7.Algorithme de l'essaim d'oiseaux (BSA) [Bird Swarm Algorithm (BSA)]

Le BSA est un nouvel algorithme d'optimisation globale et intelligente en essaim inspiré du comportement de l'itération sociale des oiseaux dans la nature (Meng, 2015 ; Aljarah et al., 2019). L'algorithme BSA est basé sur les trois principaux comportements des oiseaux, à savoir la recherche de nourriture, la vigilance et le vol. L'algorithme peut être résumé par les cinq règles suivantes :

Règle 1 : Chaque oiseau peut se trouver dans l'un des deux états suivants : vigilance ou recherche de nourriture.

Règle 2 : Dans l'état de recherche de nourriture, chaque oiseau enregistre et garde une trace de sa meilleure expérience et de la meilleure expérience de l'essaim en ce qui concerne les positions de la nourriture. Ces informations l'aideront à chercher de la nourriture.

Règle 3 : Dans la phase de vigilance, chaque oiseau essaie de se rapprocher du centre de manière compétitive.

Règle 4 : Les oiseaux se déplacent sans cesse d'un site à l'autre et passent itérativement de la production à la recherche de nourriture. On suppose que les oiseaux ayant les réserves les plus élevées sont des producteurs et que les plus faibles sont des détrousseurs. Les oiseaux qui n'ont ni la réserve la plus élevée ni la réserve la plus faible sont considérés au hasard comme des producteurs ou des pique-assiettes.

Règle 5 : Les oiseaux producteurs sont à la tête de la recherche de nourriture, tandis que les oiseaux charognards suivent au hasard un oiseau producteur.

3- Résultats des techniques appliquées

Collecte des données

L'apprentissage et la validation ont été effectués à l'aide de Matlab R2018b installé sur un ordinateur Windows7 64bit équipé d'un processeur Intel core i3-3210 @ 3,20 GHz et de 6 Go de RAM. L'ensemble de données sur la densité de *Microcystis* comprend 10 caractéristiques et 12 mois de données, couvrant une période d'un an (avril 2015 à mars 2016). Pour l'ensemble de données d'apprentissage, nous avons échantillonné les données sur une base mensuelle pour chacune des 11 stations, de sorte que seuls 132 échantillons ont été utilisés dans notre expérience. Pour les validations, nous avons acquis les données de 20 stations pendant quatre saisons, ce qui donne 80 échantillons.

Tableau 4 : Paramètres statistiques des variables pour l'apprentissage.

Variable	Description	Unit	X_{mean}	X_{max}	X_{min}	S_x	C_v	CC
<i>T</i>	Water temperature	°C	20.393	31.400	8.450	7.385	54.538	0.402
<i>pH</i>	Potential for hydrogen	—	8.888	11.680	7.870	0.858	0.737	0.080
<i>O₂</i>	Dissolved oxygen	mg · L ⁻¹	8.352	12.050	3.980	2.041	4.164	-0.275
<i>Condu</i>	Water conductivity	μS · cm ⁻¹	497.174	551.000	388.000	45.830	2100.405	0.232
<i>Trans</i>	Water transparency	cm	12.803	25.000	5.000	6.124	37.503	-0.426
<i>NH₄</i>	Ammonium	μmol · L ⁻¹	4.257	25.846	0.205	4.322	18.675	0.449
<i>NO₂</i>	Nitrogen dioxide	μmol · L ⁻¹	1.259	4.725	0.156	0.670	0.449	0.323
<i>NO₃</i>	Nitrate	μmol · L ⁻¹	4.623	11.493	1.888	1.455	2.118	0.451
<i>PO₄³⁻</i>	Ortho-phosphate	μmol · L ⁻¹	3.226	32.982	0.573	4.630	21.433	0.465
<i>SS</i>	Suspended solids	mg · L ⁻¹	99.462	362.000	10.000	59.584	3550.220	0.189
<i>Mictis</i>	<i>Microcystis</i> density	×10 ³ cell/mL	171,052	431,311	31,533	99,819	9963,940	1

Les paramètres statistiques de *Mictis* et les données des dix variables de qualité de l'eau, à savoir la moyenne, le maximum, le minimum, l'écart-type, les valeurs du coefficient de variation et le coefficient de corrélation avec *Mictis* (c'est-à-dire X_{mean} , X_{max} , X_{min} , S_x , C_v et CC respectivement) sont indiqués dans les tableaux 4 et 5 pour les ensembles de données d'apprentissage et de validation respectivement.

Tableau 5 : Paramètres statistiques des variables de validation

Variable	Description	Unit	X_{mean}	X_{max}	X_{min}	S_x	C_v	CC
T	Water temperature	°C	21.890	31.400	11.000	7.378	54.438	0.643
pH	Potential for hydrogen	–	8.629	9.081	8.210	0.254	0.064	–0.029
O₂	Dissolved oxygen	mg · L ⁻¹	7.893	11.480	4.300	1.969	3.878	–0.688
Condu	Water conductivity	μS · cm ⁻¹	513.050	551.000	477.000	27.476	754.909	–0.395
Trans	Water transparency	cm	11.688	20.000	5.000	5.213	27.180	–0.522
NH₄	Ammonium	μmol · L ⁻¹	3.747	25.846	0.291	4.753	22.594	0.500
NO₂	Nitrogen dioxide	μmol · L ⁻¹	1.161	4.725	0.168	0.644	0.415	0.612
NO₃	Nitrate	μmol · L ⁻¹	4.439	11.493	1.601	2.178	4.745	0.521
PO₄	Phosphate	μmol · L ⁻¹	4.371	32.982	0.692	6.741	45.443	0.539
SS	Suspended solids	mg · L ⁻¹	115.050	362.000	15.000	68.549	4698.909	0.092
Mictis	Microcystis density	×10 ³ cell/mL	197,252	431,311	9,418	123,588	15274,000	1

Toutes les variables d'entrée et de sortie ont été normalisées selon la méthode du score Z, également connue sous le nom de transformation d'échelle automatique. Selon (Kingston et al., 2005), les données ont été normalisées de manière à ce que les entrées et les sorties aient une moyenne de zéro et un écart-type d'un. Cela garantit que les échelles de mesure ont été supprimées. Le Z-score a été calculé comme suit :

$$x_{ni,k} = \frac{x_{i,k} - m_k}{S_{dk}}$$

où :

$x_{ni,k}$ - la valeur normalisée de la kème variable (entrée ou sortie) pour chaque i^{ème} échantillon,

$x_{i,k}$ - la valeur originale,

m_k et S_{dk} - la moyenne et l'écart-type de la variable k respectivement. La normalisation est un processus important qui augmente considérablement les performances des modèles (Heddam, 2016).

Extraction des entrées

Après avoir calculé le modèle MLR de la concentration de *Microcystis* en tant que sortie et chaque paramètre en tant qu'entrée, et calculé le coefficient R pour l'ensemble de données apprentissage et de validation (Fig. 8), nous pouvons voir que certains paramètres changent sévèrement de coefficient entre l'apprentissage et le validation. De l'analyse de corrélation des dix variables de l'eau qui ont été contrôlées, six variables ont été sélectionnées (T, Condu, Trans, NH₄, NO₃, et PO₄). Ceci peut s'expliquer par le faible effet des paramètres non sélectionnés (pH, O₂, NO₂ et SS) sur *Mictis*.

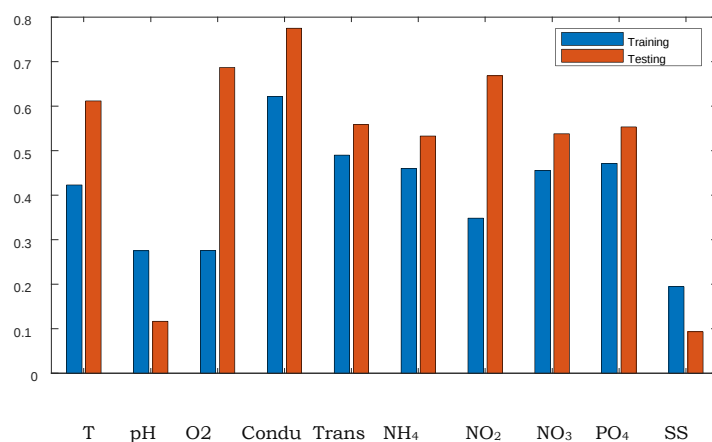


Fig. 8. Valeurs de R pour chaque paramètre

Tableau 6 : Résultats de la modélisation pour différentes combinaisons de paramètres

Parameters	Case	RMSE	MAE	MSRE	NSE	R	d
All parameters	Training	0.260	0.190	0.068	0.931	0.965	0.969
	Testing	0.762	0.587	0.588	0.411	0.814	0.743
Nutrients only	Training	0.749	0.604	0.565	0.434	0.659	0.658
	Testing	0.638	0.551	0.412	0.587	0.768	0.744
Parameters with correlation CC	Training	0.559	0.445	0.315	0.684	0.827	0.852
	Testing	0.549	0.424	0.305	0.694	0.859	0.882
Selected parameters	Training	0.374	0.301	0.141	0.858	0.926	0.934
	Testing	0.609	0.487	0.376	0.623	0.862	0.760

❖ Résultats.

La modélisation à l'aide du modèle de régression multiple, les coefficients b_{ij} ont été estimés à l'aide du MLR pour produire les valeurs optimales $\hat{b}_{ij}$. La densité réelle et estimée de *Microcystis* basée sur le MLR dans les cas d'apprentissage et de validation est présentée dans la figure 9. Les diagrammes de dispersion des densités réelles et prédites sont présentés dans la figure 10. L'équation (23) montre le modèle calculé à l'aide du MLR.

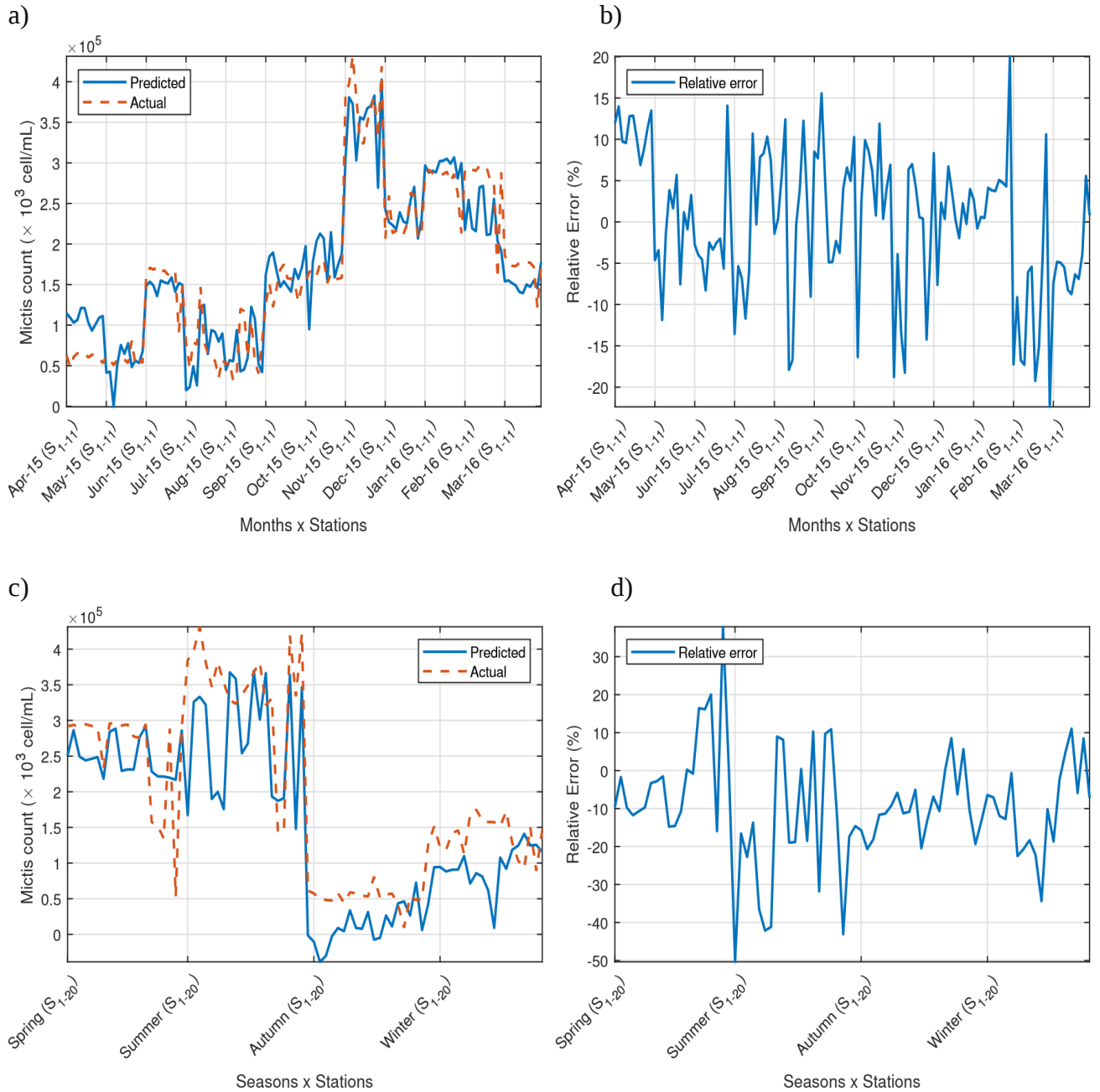


Fig. 9. Régression - valeurs réelles et estimées de *Microcystis* dans le cas d'apprentissage

a) Régression réelle et prédite de *Microcystis* ; b) Différence d'erreur - modèle du cas de validation - cas de validation ; c) Régression réelle et prédite de *Microcystis* ; d) Différence d'erreur - modèle du cas de validation - cas de validation.

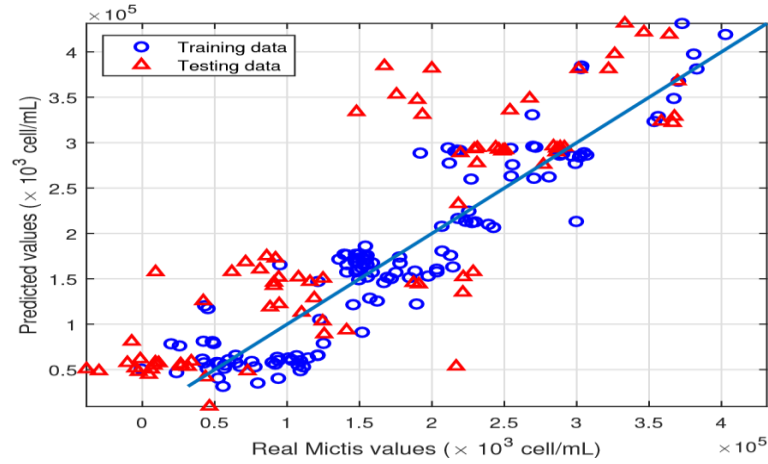


Fig. 10. Diagramme de régression dispersé

$$\begin{aligned}
 Mictis_{predicted} = & 0.6485 + 0.02598 \times T + 0.03416 \times T^2 + 1.051 \times T \times Condu - 0.2741 \times T \times Trans - 0.01246 \\
 & \times T \times NH_4 + 0.02714 \times T \times NO_3 + 0.102 \times T \times PO_4 + 0.1447 \times Condu - 0.152 \times Condu^2 \\
 & - 0.02303 \times Condu \times Trans + 0.0836 \times Condu \times NH_4 + 0.1384 \times Condu \times NO_3 - 0.1198 \\
 & \times Condu \times PO_4 - 0.2118 \times Trans + 0.2036 \times Trans^2 + 0.06361 \times Trans \times NH_4 - 0.03032 \\
 & \times Trans \times NO_3 + 0.001786 \times Trans \times PO_4 + 0.07373 \times NH_4 - 0.01882 \times NH_4^2 - 0.1801 \times NH_4 \\
 & \times NO_3 + 0.1765 \times NH_4 \times PO_4 - 0.01545 \times NO_3 + 0.001577 \times NO_3^2 + 0.08957 \times NO_3 \times PO_4 \\
 & + 0.3644 \times PO_4 - 0.1699 \times PO_4^2
 \end{aligned}$$

Modélisation à l'aide de SVM : La boîte à outils SVM Matlab (Matlab *Support Vector Machine*). a été utilisée. Le tableau 6 présente les paramètres du SVM. La figure 11 illustre le diagramme de dispersion de l'apprentissage et de validation à l'aide du SVM.

Tableau 7 : Paramètres du SVM

Parameter	Value
Kernel function	linear
Kernel scale (auto)	1.6992
Solver	sequential minimal optimization

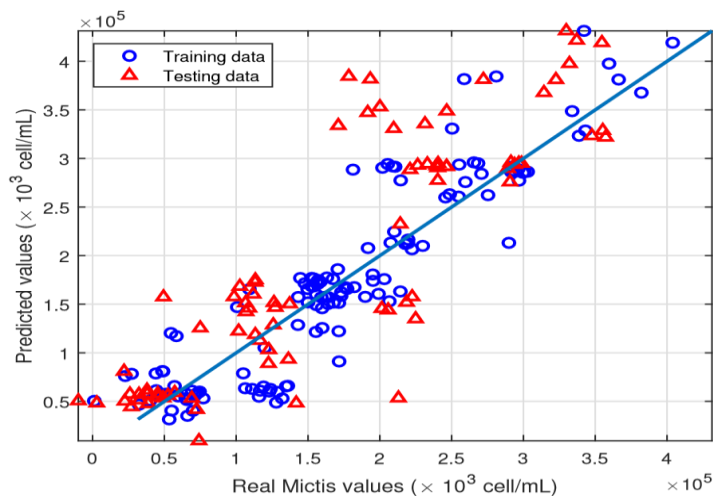


Fig. 11. SVM scattered plot

La modélisation par PSO est basée sur la boîte à outils PSO pour MATLAB développée par Mostapha Kalami Heris (Heris, 2020). Après plusieurs tests, présentés dans la figure 12, les paramètres PSO sont présentés dans le tableau 7, à l'exception de c_1 et c_2 qui sont inspirés du travail de (Clerc et Kennedy, 2002).

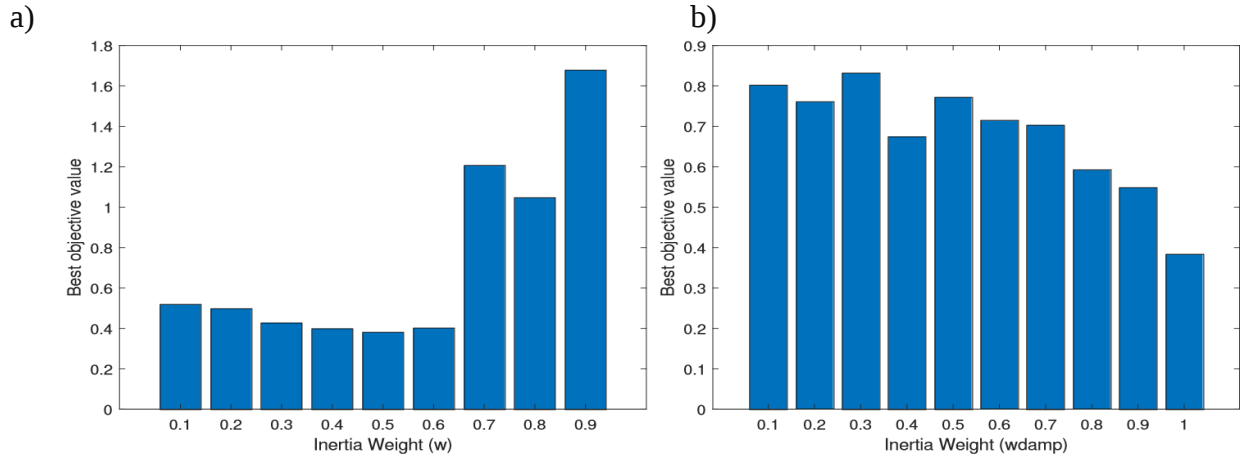


Fig. 12. Paramètres PSO :

a) poids d'inertie w ; b) rapport d'amortissement du poids d'inertie $wdamp$

Tableau 8. Paramètres PSO

Parameter	Value
Maximum number of epochs	500
Number of particles	200
Lower bound of variables	-1
Upper bound of variables	1
Inertia Weight w	0.5
Inertia weight damping ratio $wdamp$	1
Personal learning (acceleration coefficient c_1)	1.49445
Global learning (acceleration coefficient c_2)	1.49445
Fitness function	$J_{PSO} = RMSE(Mictis_{real}, Mictis_{predicted})$

La figure 13 montre le diagramme de dispersion de l'apprentissage et de validation à l'aide de PSO. L'équation (24) montre le modèle optimal.

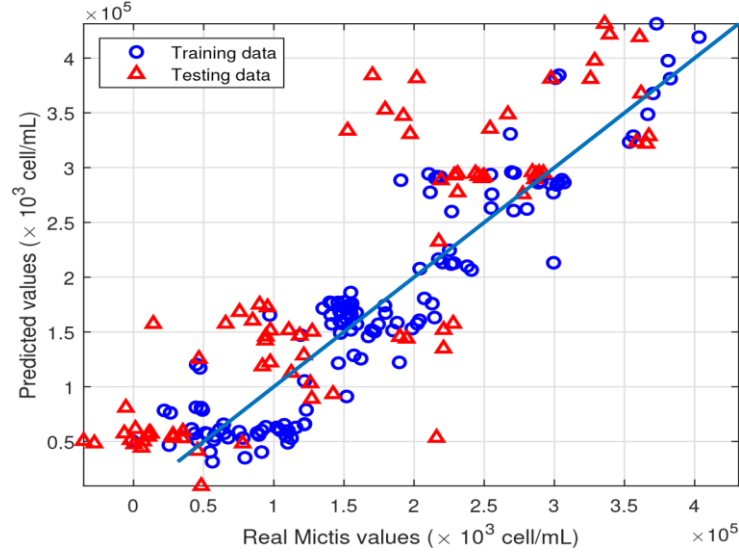


Fig. 13. PSO scattered plot

$$\begin{aligned}
 Mictis_{predicted} = & 0.6402 + 0.0343 \times T + 0.02064 \times T^2 + 1 \times T \times Condu - 0.2758 \times T \times Trans \\
 & - 0.009521 \times T \times NH_4 + 0.01783 \times T \times NO_3 + 0.1176 \times T \times PO_4 + 0.1463 \times Co \\
 & - 0.1602 \times Condu^2 - 0.01552 \times Condu \times Trans + 0.08692 \times Condu \times NH_4 + 0 \\
 & \times Condu \times NO_3 - 0.08251 \times Condu \times PO_4 - 0.2151 \times Trans + 0.2096 \times Trans \\
 & + 0.06627 \times Trans \times NH_4 - 0.02803 \times Trans \times NO_3 + 0.001645 \times Trans \times PC \\
 & + 0.7555 \times NH_4 - 0.01874 \times NH_4^2 - 0.1817 \times NH_4 \times NO_3 + 0.1764 \times NH_4 \times PO \\
 & - 0.008773 \times NO_3 + 0.0008725 \times NO_3^2 + 0.09401 \times NO_3 \times PO_4 + 0.3504 \times PO_4 \\
 & - 0.172 \times PO_4^2
 \end{aligned} \quad (24)$$

Après plusieurs tests, présentés dans la figure 14, les paramètres de l'AG sont indiqués dans le tableau 8. La boîte à outils MATLAB (Heris, 2020) de l'AG a été utilisée pour calculer les coefficients du modèle.

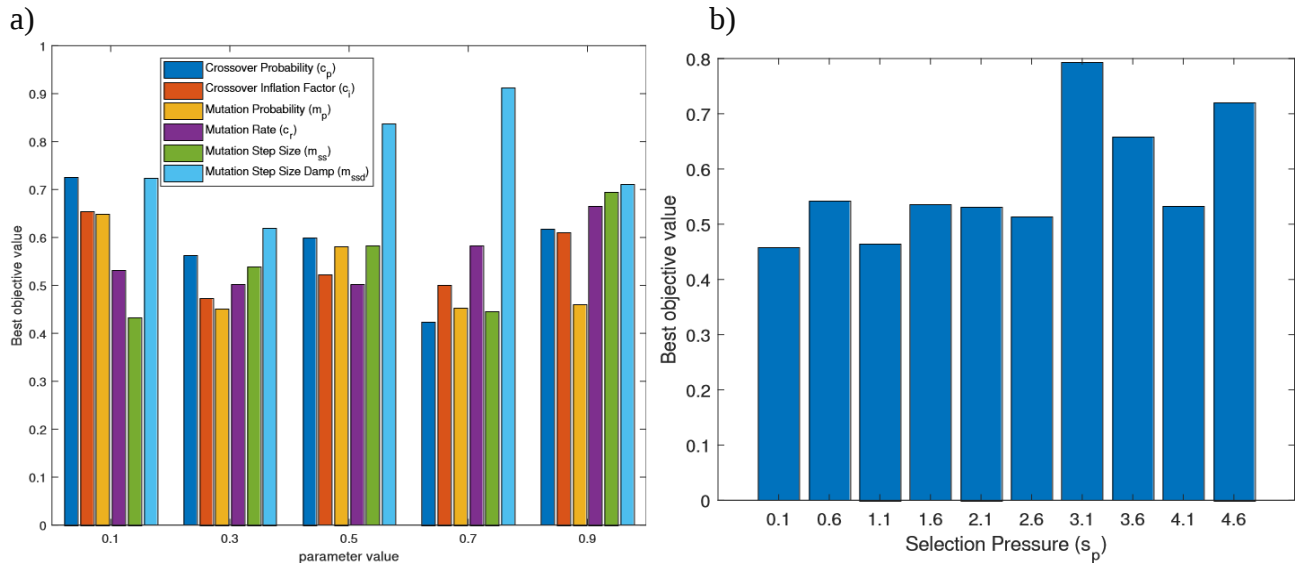


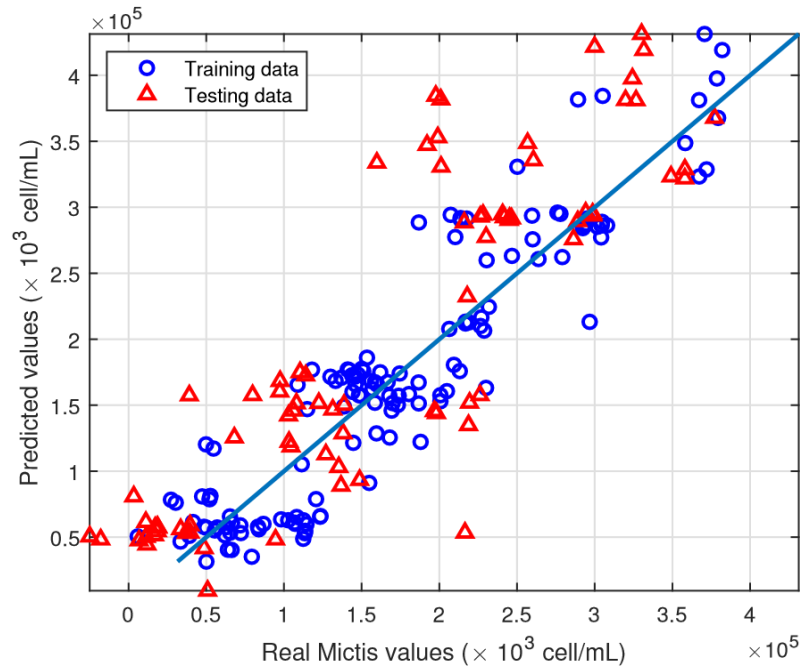
Fig. 14. GA parameters:

a) Meilleure valeur objective ; b) Rapport d'amortissement du poids de l'inertie wdamp

Tableau 9 : Paramètres de l'AG

Parameter	Value
Maximum number of epochs	500
Number of particles	200
Lower bound of variables	-1
Upper bound of variables	1
Crossover probability (c_p)	0.7
Crossover inflation factor (c_i)	0.4
Mutation probability (m_p)	0.3
Mutation rate (m_r)	0.5
Mutation step size (m_{ss})	0.7
Mutation step size damp(m_{ssd})	0.3
Selection method	'roulettewheel'
Selection pressure (s_p)	1.1
Elitism?	yes (best from current and previous generation)
Fitness function	$J_{GA} = \text{RMSE}(Mictis_{real}, Mictis_{predicted})$

La figure 15 montre le diagramme de dispersion de l'apprentissage et de validation à l'aide de l'AG.


Fig. 15. GA scattered plot

$$\begin{aligned}
 Mictis_{predicted} = & 0.4889 + 0.6664 \times T + 0.6926 \times T^2 + 0.9947 \times T \times Condu - 5363 \times T \times Tran \\
 & + 0.6832 \times T \times NH_4 + 0.3657 \times T \times NO_3 - 0.08945 \times T \times PO_4 + 0.9979 \times Con \\
 & + 0.1753 \times Condu^2 - 0.1888 \times Condu \times Trans + 0.6646 \times Condu \times NH_4 + 0.8 \\
 & \times Condu \times NO_3 - 0.2681 \times Condu \times PO_4 - 0.04688 \times Tans + 0.2529 \times Trans \\
 & - 0.04139 \times Trans \times NH_4 + 0.1033 \times Trans \times NO_3 + 0.6444 \times Trans \times PO_4 \\
 & + 0.4344 \times NH_4 - 0.6137 \times NH_4^2 + 0.787 \times NH_4 \times NO_3 - 0.09844 \times NH_4 \times PO_4 \\
 & + 0.1674 \times NO_3 - 0.04532 \times NO_3^2 - 0.7838 \times NO_3 \times PO_4 - 0.6969 \times PO_4 + 0.56 \\
 & \times PO_4^2
 \end{aligned} \quad (25)$$

Modélisation à l'aide de BSA : la boîte à outils MATLAB BSA (Meng, 2015) a été utilisée pour optimiser le modèle *Mictis* à l'aide des paramètres indiqués dans le tableau 9. Ces paramètres ont été déduits après quelques tests avec différentes valeurs présentées dans la figure 16.

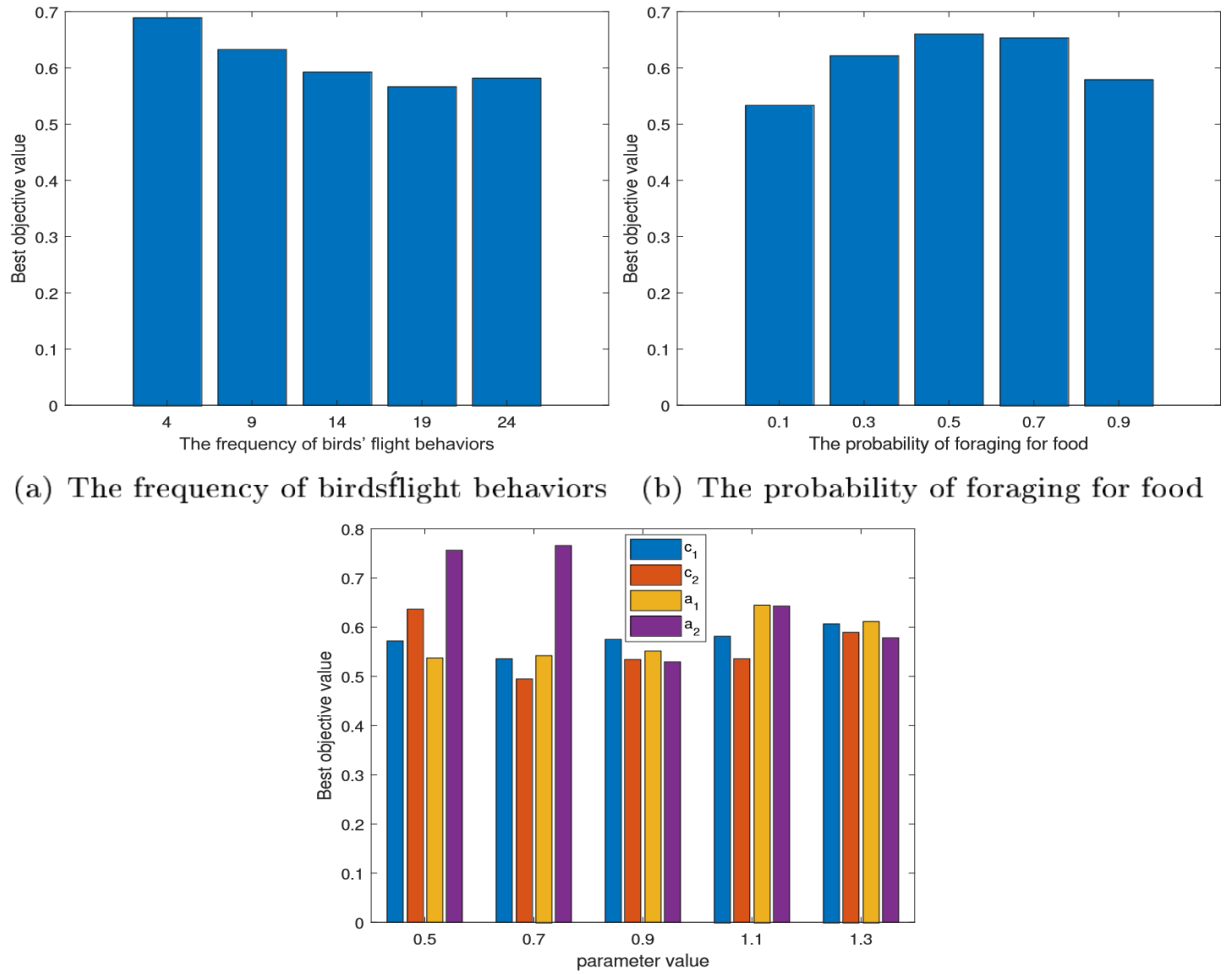


Fig. 16. Paramètres BSA : a) la fréquence des comportements de combat des oiseaux ; b) la probabilité de recherche de nourriture ; c) les paramètres d'apprentissage ;

Tableau 10 : Paramètres BSA

Parameter	Value
Maximum number of epochs	500
Number of particles	200
Lower bound of variables	-1
Upper bound of variables	1
The frequency of birds' flight behaviours	19
The probability of foraging for food	0.1
c_1	0.7
c_2	0.7
a_1	0.5
a_2	0.9
Fitness function	$J_{BSA} = \text{RMSE}(Mictis_{real}, Mictis_{predicte})$

La figure 17 montre le diagramme de dispersion de l'apprentissage et des validations à l'aide de BSA. L'équation (26) est le modèle *Mictis* calculé à l'aide de la boîte à outils et des paramètres susmentionnés.

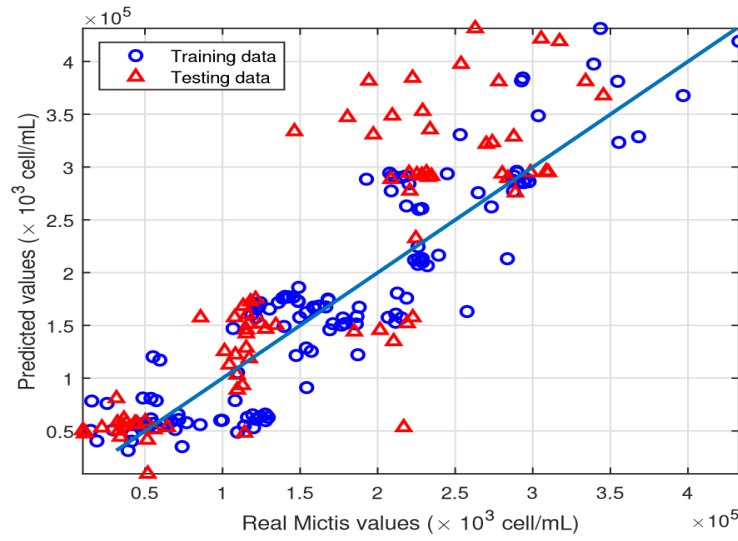


Fig. 17. BSA scattered plot

$$\begin{aligned}
 Mictis_{predicted} = & 0.3101 + 0.2782 \times T + 0.03631 \times T^2 + 0.8044 \times T \times Condu - 0.1 \\
 & \times T \times Trans - 0.0009097 \times T \times NH_4 - 0.1232 \times T \times NO_3 + 0.1407 \\
 & \times PO_4 + 0.4002 \times Condu - 0.07746 \times Condu^2 - 0.04718 \times Condu \\
 & \times Trans - 0.1585 \times Condu \times NH_4 - 0.06338 \times Condu \times NO_3 + 0.1407 \\
 & \times Condu \times PO_4 - 0.2279 \times Trans + 0.1993 \times Trans^2 - 0.03408 \\
 & \times Trans \times NH_4 - 0.1273 \times Trans \times NO_3 + 0.03364 \times Trans \times PO_4 \\
 & - 0.006117 \times NH_4 + 0.02171 \times NH_4^2 - 0.1366 \times NH_4 \times NO_3 + 0.03364 \\
 & \times NH_4 \times PO_4 + 0.2009 \times NO_3 - 0.05032 \times NO_3^2 + 0.1182 \times NO_3 \times \\
 & + 0.045 \times PO_4 - 0.06235 \times PO_4^2
 \end{aligned} \quad (26)$$

Les résultats des critères d'évaluation pour les modèles MLR, SVM, PSO, GA et BSA pour la formation et les validations sont présentés dans les tableaux 10 et 11.

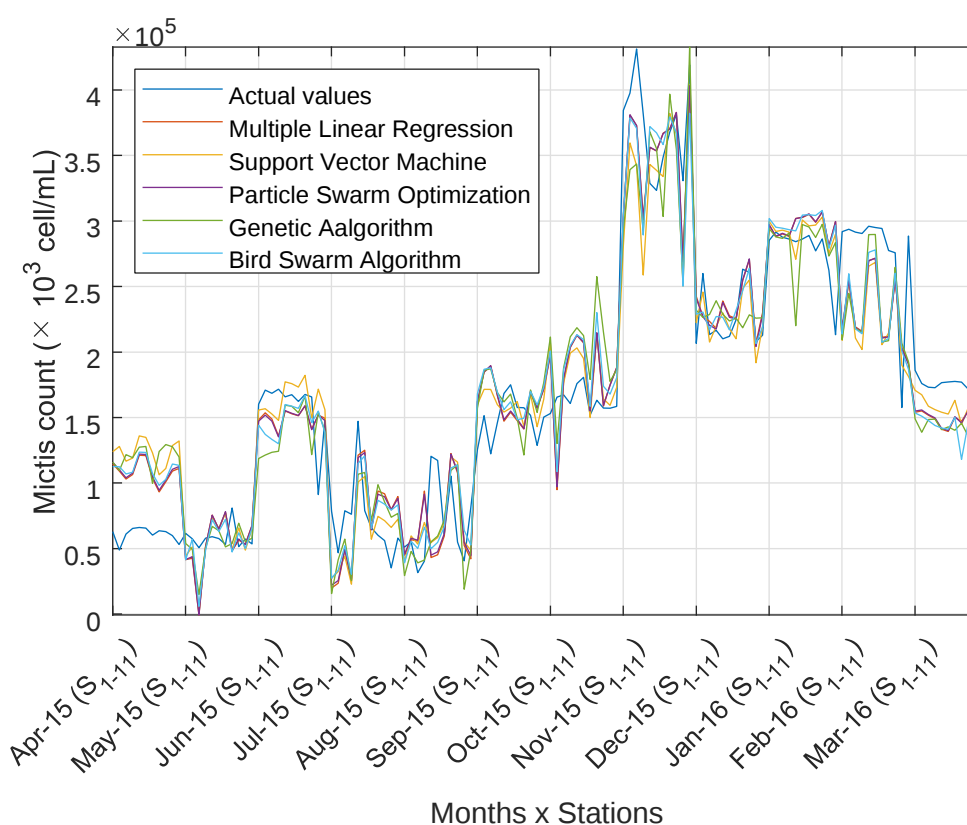
Tableau 11 : Critères d'évaluation des modèles développés à l'aide de techniques de calcul

Criteria	Regression		SVM	
	training	testing	training	testing
Root Mean Squared Error (RMSE)	0.374	0.609	0.395	0.561
Mean Absolute Error (MAE)	0.301	0.487	0.296	0.427
Mean Squared Relative Error (MSRE)	0.141	0.376	0.158	0.319
Nash–Sutcliffe Efficiency (NSE)	0.858	0.623	0.842	0.680
Coefficient of correlation (R)	0.926	0.862	0.918	0.861
Willmott index of agreement (d)	0.934	0.760	0.921	0.776

Tableau 12. Critères d'évaluation des modèles développés à l'aide de techniques heuristiques

Criteria	PSO		GA		BSA	
	training	testing	training	testing	training	testing
Root Mean Squared Error (RMSE)	0.374	0.598	0.382	0.565	0.417	0.577
Mean Absolute Error (MAE)	0.301	0.478	0.305	0.447	0.337	0.429
Mean Squared Relative Error (MSRE)	0.141	0.363	0.147	0.324	0.175	0.337
Nash–Sutcliffe Efficiency (NSE)	0.858	0.637	0.852	0.675	0.824	0.662
Coefficient of correlation (<i>R</i>)	0.926	0.864	0.923	0.867	0.907	0.870
Willmott index of agreement (<i>d</i>)	0.934	0.766	0.931	0.780	0.914	0.721

La figure 18 montre les résultats de l'apprentissage pour les différentes techniques, et ils sont tous conformes aux résultats réels.


Fig. 18. Résultats de l'apprentissage pour les différentes techniques

La figure 19 montre les indices de performance de chaque technique pour l'apprentissage et la validation. *d* est l'indice de concordance de Willmott, dont la valeur est comprise entre 0 et 1, une valeur de 1 signifiant une concordance parfaite (Heddham, 2016). Comme précédemment, MLR et PSO étaient proches de 1 pour la phase d'apprentissage, mais pour les validations, PSO a donné de meilleurs résultats, ce qui signifie une meilleure concordance avec les valeurs réelles.

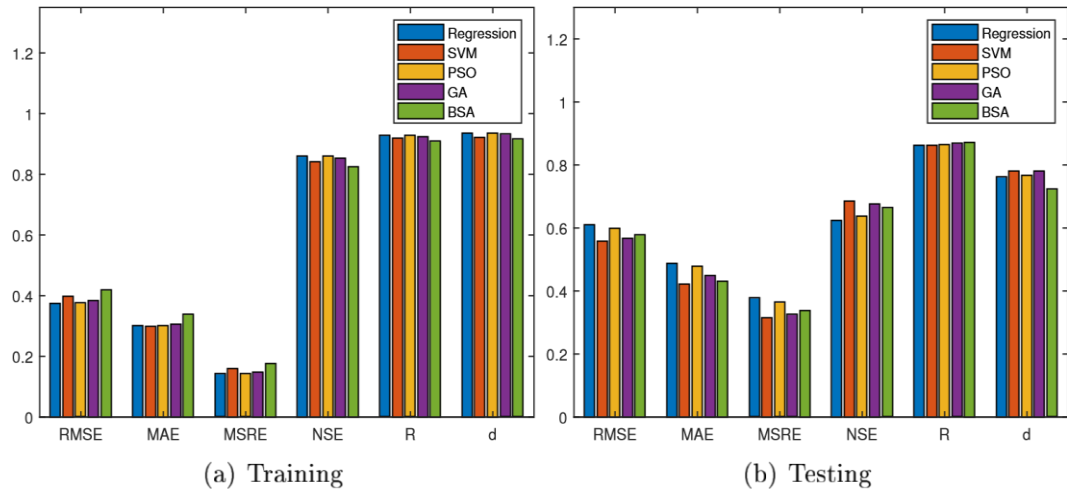


Fig. 19. Indices de performance des différentes techniques : a) Apprentissage ; b) Validation

La figure 20 montre le meilleur coût en fonction des itérations pour les techniques heuristiques. PSO a donné la meilleure aptitude, mais toutes les techniques ont donné de bons résultats. Initialement, BSA avait la meilleure aptitude, mais était très lent en termes de fonction des générations. PSO a été plus rapide que les autres techniques et a dépassé la BSA à la génération 20. L'AG a dépassé la BSA un peu plus loin, à la génération 50. PSO a donné le meilleur résultat que les autres et en un temps plus court ; cela peut faire la différence si l'ensemble de données est plus important et que l'apprentissage doit durer plusieurs heures.

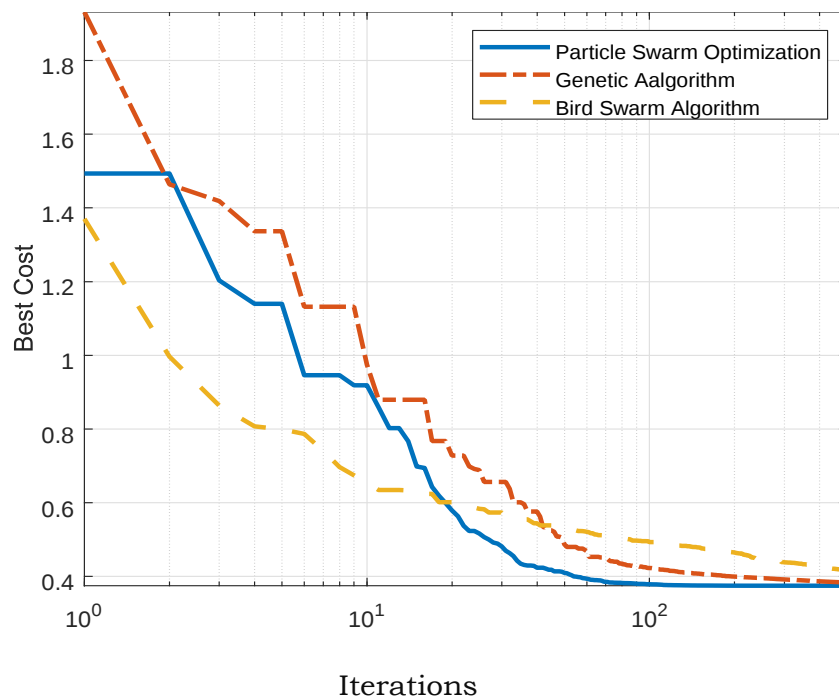


Fig. 20. Meilleur coût de formation en fonction des itérations

Nos résultats sont clairement influencés par l'échelle de temps adoptée, car les diagrammes de dispersion montrent un biais visible à des valeurs de concentration élevées pour l'ensemble de données de validation, mais pas pour l'ensemble de données d'apprentissage. Cela est dû à l'intervalle

de temps entre les échantillons. Pour la phase d'apprentissage, les données sont d'environ un mois pour chacune des deux périodes d'échantillonnage successives, elles sont donc assez proches par rapport à la phase de validation. Pour cette dernière, l'intervalle entre deux cycles d'échantillonnage successifs est de trois mois, ce qui signifie que sur l'échelle de temps des deux cycles d'échantillonnage, le temps entre deux données successives utilisées pour la validation est trois fois plus long (3 mois) que celui de deux données successives utilisées pour l'apprentissage (1 mois).

4- Discussion

Comme première observation, on peut noter que les résultats de notre étude ont révélé que les approches appliquées fournissent approximativement le même niveau de précision. Le PSO a révélé son potentiel global pour la recherche, par sa performance dans certains problèmes d'optimisation, en particulier dans la minimisation de fonctions. Dans PSO, une population de solutions arbitraires est initialisée et les optimisations sont recherchées en mettant à jour les générations. Malgré cela, la PSO n'est pas équipée d'opérateurs évolutifs tels que le croisement et la mutation. Les solutions potentielles de l'PSO, également appelées particules, progressent dans le champ du problème en suivant les solutions optimales existantes (Lin et al., 2008 ; Lou et al., 2017). Le fait que *Microcystis* ait un comportement collectif naturel de système décentralisé et auto-organisé, et que PSO utilise le partage d'informations dans le cadre d'un partenariat social (Olsson, 2010), semble être une excellente technique à appliquer pour modéliser et prévoir les densités de *Microcystis*. L'PSO a plusieurs caractéristiques en commun avec les techniques de calcul évolutif (Lou et al., 2017).

Le SVM est une nouvelle technique issue du modèle d'apprentissage statistique, conçue pour classer les éléments en les assignant à l'un des deux demi-espaces séparés (disjoints) (Alba et al., 2007). Par conséquent, le SVM fonctionne comme une machine d'apprentissage hautement sophistiquée pour effectuer des classifications et des simulations temporelles (Shen et al., 2019). Il s'agit d'une méthode efficace pour surmonter les problèmes de faible échantillonnage, de non-linéarité et de grande dimension. Cependant, le choix des différents paramètres du SVM a un impact significatif sur la fiabilité de la classification SVM. Néanmoins, il est très difficile de choisir les paramètres SVM les plus appropriés (Li & Zhang, 2009), en raison de la complexité du processus de prolifération des cyanobactéries (Bai et al., 2017). Cela peut expliquer non seulement les écarts observés entre SVM et PSO, mais aussi entre les techniques appliquées, certainement dus à plusieurs facteurs influençant les densités de *Microcystis* qui ne sont pas pris en compte dans les modèles actuels. (Bobbin & Recknagel, 1999) ont étudié l'application de la modélisation basée sur des règles et ont conclu que l'AG fournit des règles pour l'extraction et le développement de modèles utilisant des données temporelles sur la qualité de l'eau et confirme leur efficacité dans la prédiction et la détermination du moment et de la sévérité des proliférations d'algues. Cependant, les résultats de l'AG dans notre travail peuvent être justifiés en supposant que d'autres facteurs contrôlant la prolifération de *Microcystis* ne sont pas pris en compte dans le modèle développé par cette technique dans notre travail. Malgré l'existence de plusieurs algorithmes pour traiter les applications d'optimisation, il est reconnu qu'il n'existe pas d'algorithme universel.

Les algorithmes d'intelligence en essaim présentent souvent une convergence prématurée et risquent de se heurter à des optima locaux. Par conséquent, les recherches visant à développer des algorithmes plus efficaces se poursuivent (Meng et al., 2015 ; Altay & Alatas 2020). Pour cela, BSA, en tant que nouvel algorithme bio-inspiré, a encore besoin d'être amélioré. En effet, il présente des problèmes similaires dans certaines situations. Bien qu'il ait démontré sa supériorité sur PSO dans les

travaux de (Meng et al., 2015). (Altay & Alatas 2020) ont conclu de leurs travaux sur le BSA qu'il présente une convergence prématurée et peut buter sur des optima locaux pour des types de problèmes spécifiques, en se basant sur la quantité limitée de travaux effectués sur le BSA afin d'éliminer ses défauts en augmentant ses performances.

La régression linéaire est l'un des modèles statistiques classiques utilisés pour établir le lien entre les variables dépendantes et indépendantes. Elle est appliquée pour montrer la dépendance d'une variable par rapport à plusieurs variables indépendantes (Brown, 2009). La MLR a dominé plusieurs domaines de la prévision des séries temporelles (Rajae & Boroumand, 2008). Il a donné de bons résultats même s'il suppose que les variables dépendantes et indépendantes sont linéairement liées et qu'elles sont normalement distribuées.

5-Conclusions

Nous avons exploré l'utilisation de techniques multiples, statistiques et évolutives, afin d'obtenir des modèles approximatifs pour la prédiction de la densité de *Microcystis*. A partir de l'analyse de corrélation de 10 variables de l'eau qui ont été surveillées, 06 paramètres potentiels ont été sélectionnés (*T*, *NH4*, *NO3*, *PO4*, *conductivité* et *transparence*), puis ont été combinés pour générer 28 variables. La combinaison des variables s'est avérée utile et a permis d'augmenter le nombre de facteurs nécessaires à la modélisation. Les indices de performance ont montré que MLR et PSO ont fourni les meilleurs résultats parmi toutes les techniques appliquées. PSO a donné la meilleure aptitude, mais toutes les techniques ont donné de bons résultats. BSA avait une meilleure aptitude, mais était très lent d'une génération à l'autre. L'PSO était plus rapide que les autres techniques et, à la génération 20, elle a dépassé la BSA. GA a dépassé BSA un peu plus loin, à la génération 50. Les principales contributions de notre travail ne se concentrent pas seulement sur le processus de modélisation lui-même, mais prennent également en considération les principaux facteurs affectant les proliférations de *Microcystis*, en les incorporant dans tous les modèles appliqués.

6-References

- 1- Alba E. Garcia-Nieto J. Jourdan L. Talbi E.G. Gene selection in cancer classification using PSO/SVM and GA/SVM hybrid algorithms. 2007 IEEE congress on evolutionary computation. 2007. P. 284 290.
- 2- Aljarah I. Faris H. Al-Madi N. Sheta A. Mafarja M. Evolving neural networks using bird swarm algorithm for data classification and regression applications. Journal of Cluster Computing. 2019.
- 3- Altay E.V. Alatas B. Bird swarm algorithms with chaotic mapping. Artificial Intelligence Review. 2020. Vol. 53, No. 2. P. 1373 1414.
- 4- Aminot A. Roger K. Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses. Editions Quae. 2004.
- 5- Bacue R.J. An analytic overview of Estes' statistical learning theory. IEEE Transactions on Neural Networks, 1999.
- 6- Bai X.Z. Zhang H.Y. Wang X.Y. Wang L. Xu J.P. Yu J.N. The Adaptive-Clustering and Error-Correction Method for Forecasting Cyanobacteria Blooms in Lakes and Reservoirs. Advances in Mathematical Physics. 2017.
- 7- Belourghi B. Houichi L. Heddam S. Réseaux de Neurones Artificiels pour la Modélisation du Dosage du Coagulant dans les Stations de Traitements des Eaux de Surface à Faible Turbidité. Séminaire International Euro-Méditerranéen Aménagement du Territoire, Gestion des Risques et Sécurité Routière. 2012.
- 8- Bertani, I., Obenour, D. R., Steger, C. E., Stow, C. A., Gronewold, A. D., & Scavia, D. (2016). Probabilistically assessing the role of nutrient loading in harmful algal bloom formation in western Lake Erie. Journal of Great Lakes Research, 42(6), 1184-1192.

- 9- Blackford J, Allen I, de Young B. Advances in marine ecosystem modelling research. *Journal of Marine Systems*. 2007;64(1–4):1–2.
- 10- Bobbin J. Recknagel F. Mining water quality time series for predictive rules of algal blooms by genetic algorithms. the Int. Conference MODSIM. 1999. Vol. 99. P. 402 417.
- 11- Brient L. Lengronne M. Bertrand E. Rolland D. Sipel A. and Steinmann D. Baudin I. Legeas M. Le Rouzic B. Bormans M. A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*. 2008. Vol. 10, No. 2. P. 248 255.
- 12- Brown S.H. Multiple linear regression analysis: a matrix approach with MATLAB. *Alabama Journal of Mathematics*. 2009.
- 13- Chatterjee S. Hadi A.S. Influential Observations, High Leverage Points, and Outliers in Linear Regression // *Statistical Science*. 1986. Vol. 1, No. 3. P. 379 393.
- 14- Chen, Q., Guan, T., Yun, L., Li, R., & Recknagel, F. (2015). Online forecasting chlorophyll-a concentrations by an auto-regressive integrated moving average model: Feasibilities and potentials. *Harmful Algae*, 43, 58-65.
- 15- Cho, S., Lim, B., Jung, J., Kim, S., Chae, H., Park, J., ... & Park, J. K. (2014). Factors affecting algal blooms in a man-made lake and prediction using an artificial neural network. *Measurement*, 53, 224-233.
- 16- Clerc M. Kennedy J. The particle swarm-explosion, stability and convergence in a multi-dimensional complex space. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*. 2002. Vol. 6, No. 1. P. 58 73.
- 17- Daghighi A. Harmful Algae Bloom Prediction Model for Western Lake Erie Using Stepwise Multiple Regression and Genetic Programming // *Masters Thesis, Cleveland State University* - 2017.
- 18- Feng, L., Chen, B., Hayat, T., Alsaedi, A., & Ahmad, B. (2015). Modelling the influence of thermal discharge under wind on algae. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 79, 108-114.
- 19- Franks PJS. Coupled physical-biological models in oceanography. *Rev Geophys*. 1995 Supplement 1177–1187. • Hofmann EE, Friedrichs MAM. Predictive modeling for marine ecosystems. *The Sea*. 2002; 12:537–565.
- 20- Franks PJS. Models of harmful algal blooms. *Limnology and Oceanography*. 1997;42(5, part 2):1273–1282.
- 21- Håkanson, L., Malmaeus, J. M., Bodemer, U., & Gerhardt, V. (2003). Coefficients of variation for chlorophyll, green algae, diatoms, cryptophytes and blue-greens in rivers as a basis for predictive modelling and aquatic management. *Ecological Modelling*, 169(1), 179-196.
- 22- Hasanipanah M. Naderi R. Kashir J. Noorani S.A. Qaleh A.Z.A. Quantum effects in Mixmaster Universe. *Engineering with Computers*. 2016.
- 23- Heddum S. Multilayer perceptron neural network-based approach for modeling phycocyanin pigment concentrations: case study from lower Charles River buoy, USA. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016.
- 24- Heris S.M.K. YPEA: Yarpiz Evolutionary Algorithms. www.yarpiz.com. 2020.
- 25- Jia, Y., Dan, J., Zhang, M., & Kong, F. (2013). Growth characteristics of algae during early stages of phytoplankton bloom in Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 25(2), 254-261.
- 26- Kang, Y., Koch, F., & Gobler, C. J. (2015). The interactive roles of nutrient loading and zooplankton grazing in facilitating the expansion of harmful algal blooms caused by the pelagophyte, *Aureoumbra lagunensis*, to the Indian River Lagoon, FL, USA. *Harmful Algae*, 49, 162-173.
- 27- Khanmohammadi M. Azghandi M.A. Introducing an orthogonal-triangular decomposition algorithm and its application in multivariate calibration. *Analytical Methods*. 2011. Vol. 3. P. 2721 2725.
- 28- Kim, D. K., Zhang, W., Watson, S., & Arhonditsis, G. B. (2014-a). A commentary on the modelling of the causal linkages among nutrient loading, harmful algal blooms, and hypoxia patterns in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 40, 117-129.
- 29- Kim, Y., Shin, H. S., & Plummer, J. D. (2014-b). A wavelet-based autoregressive fuzzy model for forecasting algal blooms. *Environmental Modelling & Software*, 62, 1-10.

- 30- Kingston G.B. Maier H.R. Lambert M.F. Calibration and validation of neural networks to ensure physically plausible hydrological modelling. *Journal of Hydrology*. 2005. Vol. 314, No. 1 4. P. 158 176.
- 31- Komarek J. A polyphasic approach for the taxonomy of cyanobacteria: principles and applications // *European Journal of Phycology*. _ 2016. _ Vol. 51, No. 3. _ P. 346_353.
- 32- Komarek J. Kastovsky J. Mares J. Johansen J. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach // *Preslia*. _ 1985. _ Vol. 86, No. 4. _ P. 295_335.
- 33- Li H. Zhang Y. An algorithm of soft fault diagnosis for analog circuit based on the optimized SVM by GA. 9th International Conference on Electronic Measurement & Instruments. 2009.
- 34- Lin S.W. Ying K.C. Chen S.C. Lee Z.J. Particle swarm optimization for parameter determination and feature selection of support vector machines. *Expert systems with applications*. 2008. Vol. 35, No. 4. P. 1817 1824.
- 35- Lou I. Xie Z. Ung W.K. Mok K.M. Integrating Support Vector Regression with Particle Swarm Optimization for numerical modeling for algal blooms of freshwater. *Advances in Monitoring and Modelling Algal Blooms in Freshwater Reservoirs*. 2017. P. 125 141.
- 36- Lou, I., Xie, Z., Ung, W. K., & Mok, K. M. (2015). Integrating Support Vector Regression with Particle Swarm Optimization for numerical modeling for algal blooms of freshwater. *Applied Mathematical Modelling*, 39(19), 5907-5916.
- 37- Lynch DR, McGillicuddy DJ, Jr, Werner FE. Skill assessment for coupled biological/physical models of marine systems. *Journal of Marine Systems*. 2009;76(1–2):1–3.
- 38- Maier, H. R., Sayed, T., & Lence, B. J. (2001). Forecasting cyanobacterium *Anabaena* spp. in the River Murray, South Australia, using B-spline neurofuzzy models. *Ecological Modelling*, 146(1), 85-96.
- 39- Matlab regress (Multiple linear regression). mathworks. <https://www.mathworks.com/help/stats/regress.html> 2020.
- 40- Matlab Support Vector Machine (SVM). mathworks. <https://www.mathworks.com/discovery/supportvector-machine.html>. 2020.
- 41- Meng X.-B. Gao X.Z. Lu L. Liu Y. Zhang H. A new bio-inspired optimisation algorithm: Bird Swarm Algorithm. *Journal of Experimental & Theoretical Artificial Intelligence*. 2015.
- 42- Noori R. Abdoli M. Ghasrodashti A.A. Ghazizade M.J. Prediction of municipal solid waste generation with combination of support vector machine and principal component analysis: A case study of Mashhad. *Environmental Progress & Sustainable Energy*. 2009. P. 249 258.
- 43- Olsson A.E. Particle swarm optimization: theory, techniques and applications. Nova Science Publishers, Inc. 2010.
- 44- Persaud, A. D., Paterson, A. M., Dillon, P. J., Winter, J. G., Palmer, M., & Somers, K. M. (2015). Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes. *Journal of environmental management*, 151, 343-352.
- 45- Qin, B., Li, W., Zhu, G., Zhang, Y., Wu, T., & Gao, G. (2015). Cyanobacterial bloom management through integrated monitoring and forecasting in large shallow eutrophic Lake Taihu (China). *Journal of hazardous materials*, 287, 356-363.
- 46- Rajae T. Boroumand A. Forecasting of chlorophyll-a concentrations in South San Francisco Bay using five different models. *Expert systems with applications*. 2008. Vol. 35, No. 4. P. 1817 1824.
- 47- Rajae T., & Boroumand, A. (2015). Forecasting of chlorophyll-a concentrations in South San Francisco Bay using five different models. *Applied Ocean Research*, 53, 208-217.
- 48- Shen J. Qin Q. Wang Y. Sisson M. A data-driven modeling approach for simulating algal blooms in the tidal freshwater of James River in response to riverine nutrient loading. *Ecological Modelling*. 2019. Vol. 398. P. 44 54.
- 49- Sheng, H., Liu, H., Wang, C., Guo, H., Liu, Y., & Yang, Y. (2012). Analysis of cyanobacteria bloom in the Waihai part of Dianchi Lake, China. *Ecological Informatics*, 10, 37-48.

- 50- Sheta A.F. and Ahmed S.E.M. Faris H. A Comparison between Regression, Artificial Neural Networks and Support Vector Machines for Predicting Stock Market Index. *International Journal of Advanced Research in Artificial Intelligence*. 2015. Vol. 4, No. 7. P. 55-63.
- 51- Smith, V.H., 1985. Predictive models for the biomass of blue–green algae in lakes. *Water Resour. Bull.* 21 (3), 433–439.
- 52- Smith, V.H., Willen, B., Karlsson, B., 1987. Predicting the Summer peak biomass of four species of blue–green algae (cyanophyta: cyanobacteria) in Swedish lakes. *Water Resour. Bull.* 23 (3), 397–402.
- 53- Stumpf, R. P., Johnson, L. T., Wynne, T. T., & Baker, D. B. (2016). Forecasting annual cyanobacterial bloom biomass to inform management decisions in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6), 1174–1183.
- 54- Sun D. Li Y. Wang Q. Le C. Lv H. Huang C. Gong S. A novel support vector regression model to estimate the phycocyanin concentration in turbid inland waters from hyperspectral reflectance // *Hydrobiologia*. 2012. p. 199-217.
- 55- Talib, A., Recknagel, F., Cao, H., & van der Molen, D. T. (2008). Forecasting and explanation of algal dynamics in two shallow lakes by recurrent artificial neural network and hybrid evolutionary algorithm. *Mathematics and Computers in Simulation*, 78(2), 424-434.
- 56- Thornton, J. A., Harding, W. R., Dent, M., Hart, R. C., Lin, H., Rast, C. L., ... & Slawski, T. M. (2013). Eutrophication as a ‘wicked’ problem. *Lakes & reservoirs: Research & management*, 18(4), 298-316.
- 57- Vapnik V.N. *The Nature Of Statistical Learning Theory*. Springer. 1995.
- 58- Varis, O., 1991. Associations between lake phytoplankton community and growth factors—a canonical correlation analysis. *Hydrobiologia* 210, 209–216.
- 59- Wang D. Tan D. Liu L. Particle swarm optimization algorithm: an overview. *Soft Computing*. 2018. Vol. 22. P. 387-408.
- 60- Wang Q.J. Using genetic algorithms to optimise model parameters. *Environmental Modelling & Software*. 1997. Vol. 12, No. 1. P. 27-34.
- 61- Wu, T., Qin, B., Brookes, J. D., Shi, K., Zhu, G., Zhu, M., ... & Wang, Z. (2015). The influence of changes in wind patterns on the areal extension of surface cyanobacterial blooms in a large shallow lake in China. *Science of The Total Environment*, 518, 24-30.
- 62- Zhang, H., Hu, W., Gu, K., Li, Q., Zheng, D., & Zhai, S. (2013). An improved ecological model and software for short-term algal bloom forecasting. *Environmental modelling & software*, 48, 152-162.H

Conclusion générale et perspectives

✚ Pour caractériser l'état trophique des lacs et des réservoirs, l'O.C.D.E. (1982) a élaboré un système qui combine l'information concernant l'état des nutriments et la biomasse algale ; ce système fournit une base pour l'évaluation et la tendance de l'état trophique du plan d'eau. En référence à la grille diagnostique, élaborée par l'O.C.D.E. (1982), les eaux de l'Oubeira seraient hypereutrophes.

✚ Les eaux superficielles de l'Oubeira abritent actuellement plus de genres que ceux recensés au cours des différentes campagnes d'échantillonnage réalisées depuis 2000 ; La présence des genres *Synechocystis*, *Anabaenopsis*, *Aphanothece*, *Coelomorion*, *Limnothrix*, *Planktolyngbya*, *Nostoc*, et *Eucapsis* est rapportée pour la première fois dans les eaux de l'Oubeira.

✚ Le plus grand nombre de genres est collecté durant la période sèche : 20 en juin, 17 genres en mai, juillet, août et septembre et 16 en octobre ; Le nombre de genres baisse en période humide ; il est de l'ordre de 12 en novembre, de 10 en décembre, janvier, février et mars ; c'est toutefois en avril que le nombre de genres collectés est le plus bas (7).

✚ Parmi les 26 genres répertoriés dans les eaux du lac Oubeira, nous notons l'omniprésence du genre *Microcystis*, la constance du genre *Pseudanabaena* et la régularité des genres *Chroococcus*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Synechococcus*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*. Les genres *Oscillatoria*, *Merismopedia*, *Cylindrospermopsis*, *Woronichinia*, *Spirulina* sont, en revanche, accessoires. Les 50% des genres restant sont rares.

✚ En termes d'abondance relative, plus de 75% de l'abondance globale des cyanobactéries collectées sont représentées par 4 genres : *Microcystis* (44,14%), *Planktothrix* (15,70%), *Pseudanabaena* (8,35%) et *Aphanocapsa* (07%).

✚ La possibilité de produire des toxines par la cyanobactérie picoplanctonique '*Aphanocapsa*' est particulièrement pertinente si l'on considère que cette dernière est l'un des composants les plus omniprésents dans les eaux de l'Oubeira.

✚ Il ressort de cette étude que les eaux de l'Oubeira abritent des genres de cyanobactéries reconnus potentiellement toxiques ; ceci a, d'ailleurs, été confirmé par les résultats du dosage de la microcystine LR qui montrent que cette toxine est présente toute l'année et que sa concentration pouvait dépasser la valeur guide, fixée à 1 µg/L de microcystine. Toutefois, les différents genres présents dans l'Oubeira sont capables de produire des toxines autres que la microcystine LR ; il serait judicieux de procéder aux dosages d'autres variants de la microcystine ainsi que la Cylindrospermopsine, l'anatoxine, la nodularine, la BMAA...

✚ Du fait que les eaux brutes de l'Oubeira abritent des densités cyanobactériennes dépassant largement le seuil 2 d'alerte fixé à 100 000 cell/mL par l'OMS en 1999 et de par la présence de microcystine LR à longueur d'année, des actions spécifiques sont à entreprendre par les gestionnaires du plan d'eau.

❖ La prévention des proliférations des cyanobactéries reste cependant la meilleure méthode pour garantir l'absence de cyanotoxines dans un plan d'eau. Cette prévention doit passer par des actions sur les facteurs favorisant les proliférations (nutriments, stabilité de la colonne d'eau, conditions climatiques).

- La limitation des apports en nutriments et plus particulièrement en phosphore peut passer par :
 - (1) Une généralisation de l'interdiction des phosphates dans les produits domestiques (produits d'entretien, engrais) ;

- (2) La mise en place de traitements de déphosphatation dans les stations d'épuration ;
- (3) Des plans de gestion appropriés dans les zones agricoles à excédents de phosphore liés aux élevages intensifs devraient également être mis en œuvre ;
- (4) Le dragage des sédiments peut aussi être envisagé sur les plans d'eau afin de limiter le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.

- La déstratification de la colonne d'eau par un système d'aération est également un moyen de prévenir les proliférations cyanobactériennes ; mais, ceci n'est pas le cas de l'Oubeira du fait de sa faible profondeur.

- L'introduction dans les plans d'eau de poissons consommateurs du phytoplancton peut permettre une diminution des cyanobactéries ; Néanmoins cette solution est à déconseiller en raison des risques sanitaires pouvant résulter de la consommation des poissons ayant servi à la lutte biologique et pouvant accumuler des cyanotoxines.

En perspectives, il serait judicieux de :

- ✓ Poursuivre les travaux entrepris dans le cadre de cette étude tout en recherchant les toxines dans toute la chaîne trophique relative à ces plans d'eau ainsi que dans la faune et la flore peuplant ces eaux et les végétaux irrigués par celles-ci ;

- ✓ S'intéresser à la culture des cyanobactéries présentes dans nos plans d'eau afin de déterminer l'expression des gènes à l'origine de la production de cyanotoxines et mieux comprendre les interactions avec les paramètres environnementaux

- ✓ S'intéresser aux espèces de cyanobactéries benthiques qui pourraient constituer un inoculum pour d'éventuelles efflorescences ;

- ✓ De s'intéresser aux facteurs de contrôle top-down (à l'impact de la prédation par les protozoaires et le zooplancton) ainsi qu'au processus de compétitions entre les communautés phytoplanctoniques et les espèces productrices et non productrices de toxines.

- ✓ Programmer des campagnes d'informations des citoyens sur les problèmes engendrés par les cyanobactéries et les toxines ;

- ✓ Pousser les autorités à bien former le personnel chargé de la gestion des plans d'eaux;

Tous les plans d'eau algériens destinés aussi bien à l'approvisionnement en eau potable qu'à l'irrigation de terre agricole, ou à l'aquaculture devraient faire l'objet de suivis rigoureux en accord avec les recommandations de l'OMS et de l'état algérien (JORA, 2014) ; Il faut, par ailleurs, rappeler que ce phénomène d'eutrophisation auquel est liée l'efflorescence de cyanobactéries concerne divers secteurs : les ressources en eau, l'agriculture, l'environnement, la pêche et l'aquaculture, le tourisme et la santé. De ce fait une collaboration étroite entre les gestionnaires, les autorités et les citoyens est recommandée pour tout protocole de surveillance des plans d'eau et plus particulièrement des efflorescences de cyanobactéries ;

ANNEXES

ANNEXE 01 :

1. Préparation de la gamme des étalons pour le dosage des nitrites (Aminot & Kérrouel, 2004)

- ❖ Solution étalon concentrée de nitrite à 5000 $\mu\text{mol/L}$ (1 ml contient 5 μmol de nitrite)

Produits utilisée	Mode opératoire
• Nitrite de sodium anhydre (NaNO_2, $M=69\text{g/mol}$) • Eau déminéralisée	• Sécher le nitrite de sodium à (100°C, 1 heure). • Peser 0.345 g pour 1000 ml de solution préparée en fiole jaugée, avec de l'eau déminéralisée, puis transférer en flacon. • Conserver à T° ambiante, à l'abri de la lumière, renouveler tous les mois.

- ❖ Solution étalon diluée de nitrite à 50 $\mu\text{mol/L}$ (1 ml contient 0.05 μmol de nitrite)

Mode opératoire
• Diluer 100 fois la solution étalon concentrée pour obtenir la solution étalon diluée. • Solution à conserver extemporanément, elle ne se conserve que quelque heure.

- Pour une concentration de 0.1 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 1 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).
- Pour une concentration de 0.2 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 2 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).
- Pour une concentration de 0.5 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 5 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).
- Pour une concentration de 1.0 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 10 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).

❖ Les réactifs de dosage des nitrites

- ✓ **Réactif R1** : (solution de sulfanilamide)

Produits utilisés	Mode opératoire
• HCl fumant (37%, 1.19Kg/L). • Sulfanilamide ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$; $M=172\text{g/mol}$) • Eau déminéralisée	• Diluer 100 ml d'acide chlorhydrique dans 500 ml d'eau déminéralisée. • Ajouter et dissoudre 10g de sulfanilamide, puis compléter à 1 litre • conserver R1 à l'abri de la lumière, stable pendant plusieurs mois.

✓ **Réactif R2** : (solution de N-naphtyl-éthylènediamine)

Produits utilisés	Mode opératoire
• Dichlorohydrate de N-(1-naphtyl)-éthylènediamine (NED) ($C_{12}H_{14}N_2$, 2 HCl, $M=259\text{g/mol}$). • Eau déminéralisée	• Dissoudre 1 g de NES dans 1 litre d'eau déminéralisée. • Conserver R2 au froid et à l'abri de la lumière, et la renouveler tous les mois ou dès qu'elle prend une coloration brune

1- **Préparation de la gamme des étalons pour le dosage de l'azote ammoniacal**
(Aminot & Kérouel, 2004)

1-8. Solution étalon concentrée d'ammonium à $10\,000\ \mu\text{mol/L}$ (1 ml contient $10\ \mu\text{mol}$ d'ammonium).

Produits utilisés	Mode opératoire
• Sulfate d'ammonium $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $M=132.14\text{g/mol}$). • Eau déminéralisée.	• Sécher du sulfate d'ammonium à (105°C, 1 heure). • Peser 0.661 g de sulfate d'ammonium pour 1000 ml de solution préparée en fiole jaugée, avec de l'eau déminéralisée. • Conserver à T° ambiante et à l'abri de la lumière,

- Solution étalon diluée d'ammonium à $500\ \mu\text{mol/L}$ (1 ml contient $0.5\ \mu\text{mol}$ d'ammonium).

Mode opératoire
• Diluée 20 fois la solution étalon concentrée pour obtenir la solution étalon diluée. • Cette solution doit être préparée juste avant usage.

- Pour une concentration de $0.2\ \mu\text{mol/L}$ d'ammonium, ajouter à 0.2 ml « de la solution étalon diluée à $500\ \mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.
- Pour une concentration de $0.5\ \mu\text{mol/L}$ d'ammonium, ajouter à 0.5 ml « de la solution étalon diluée à $500\ \mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.
- Pour une concentration de $1\ \mu\text{mol/L}$ d'ammonium, ajouter à 1 ml « de la solution étalon diluée à $500\ \mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.
- Pour une concentration de $2\ \mu\text{mol/L}$ de d'ammonium, ajouter à 2 ml « de la solution étalon diluée à $500\ \mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.
- Pour une concentration de $5\ \mu\text{mol/L}$ de d'ammonium, ajouter à 5 ml « de la solution étalon diluée à $500\ \mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée

❖ **Les réactifs de dosage de l'azote ammoniacal**

Les réactifs se préparent directement dans leur flacon de stockage.

ANNEXES

✓ **Réactif R1'** (solution de phénol- nitroprussiate)

Produits utilisés	Mode opératoire
• Phénol (C_6H_5OH, $M=94.1g/mol$) • Nitroprussiate de sodium dihydraté ($NP, Na_2Fe(CN)_5NO, 2H_2O, M=298g/mol$) • Eau déminéralisée	• Dissoudre 65g de phénol dans 800 ml d'eau déminéralisé, en flacon verre. • Ajouter et dissoudre 1.5 g de NP, puis compléter à 1 litre • Conserver au réfrigérateur (stable 2 à 3 semaine), la renouveler si elle prend une teinte verdâtre

Solution alcaline complexante

Produits utilisés	Mode opératoire
• Citrate trisodique dihydraté ($Na_3C_6H_5O_7, 2H_2O, M= 294.1 g/mol$). • Soude ($NaOH, M=40 g/mol$). • Eau déminéralisée	Dissoudre 375 g de citrate et 30 g de soude dans 800 ml d'eau déminéralisée flacon en plastique et compléter à 1 litre. Cette solution est stable plusieurs mois à T° ambiante

✓ **Réactif R2'** (solution complexante au chlore)

Produits utilisés	Mode opératoire
• Dichloroisocyanurate de sodium dihydraté (DCI, $C_3Cl_2N_3NaO_3, 2H_2O, M=256g/mol$). • Eau déminéralisée.	• A préparer en quantité juste nécessaire à la série d'analyse. • A la solution complexante, ajouter 8 g de DCI par litre. • Conserver au réfrigérateur, cette solution ne peut être utilisée qu'une semaine.

2- Préparation de la gamme des étalons pour le dosage de l'orthophosphate (Aminot & Kérouel, 2004)

❖ Solution étalon concentré de phosphate à $5000\mu mol/l$

Produits utilisés	Mode opératoire
• Dihydrogénophosphate de potassium anhydre (KH_2PO_4)	• Sécher du KH_2PO_4 à $105C^\circ$ pendant 1 heure • Peser 0,6805 g pour 1000 ml de solution préparer avec de l'eau distillée ; • Transférer la solution dans un flacon en verre ou en plastique

Solution étalon diluée phosphate à $50\mu mol/l$: Diluer 100 fois la solution concentrée.

❖ L'étalonnage sera de préférence réalisé en eau de mer pauvre en P_04 , ou on peut diluer 5 à 10 fois une eau de mer côtière avec d'eau déminéralisée ;

❖ Préparer une gamme étalon correspond aux concentrations 0.1-0.2-0.5- 1.0- $\mu mol/l$ en fioles jaugées de 500ml, il faut 1-2-5-10 ml de la solution étalon, compléter au volume avec de l'eau de mer diluée.

ANNEXES

❖ Les réactifs de dosage de l'orthophosphate

Les réactifs se préparent directement dans leur flacon de stockage. o Acide sulfurique 2.9 mol/l*

Produits utilisés	Mode opératoire
• Acide sulfurique • Eau déminéralisée.	• Pour 1000 ml, ajouter lentement en agitant constamment 160ml d'acide sulfurique dans 800 ml d'eau déminéralisée • Compléter au volume après refroidissement • Conserver au réfrigérateur, cette solution se conserve indéfiniment.

✓ Réactif R1'' (solution d'acide ascorbique)

Produits utilisés	Mode opératoire
• Acide sulfurique (2.9 mol/l*) • Acide ascorbique.	• Dans 100 ml d'acide sulfurique 2.9 mol/l*, dissoudre 5 g d'acide ascorbique. • Conserver au réfrigérateur, cette solution est stable quelques semaines. La renouveler si elle brunit.

✓ Réactifs R2'' (solution d'acide Molybdène et d'antimoine)

Produits utilisés	Mode opératoire
• Acide sulfurique (2.9 mol/l*) • Héptamolybdate d'ammonium tétrahydraté. • Oxytartrate d'antimoine (III) et de potassium	• Dans 450 ml d'acide sulfurique 2.9 mol/l*, dissoudre 13 g de molybdate d'ammonium • Dissoudre 0.3 g d'oxytartrate d'antimoine dans 50 ml d'eau déminéralisée, l'ajouter à la solution de molybdate et mélanger • Conserver à température ambiante, cette solution est stable plusieurs mois.

ANNEXES

Annexe 02. Tableau 01. Coefficients de corrélation de Spearman

	Aphsa	Aphz	Chl.a	Cond	Cylm	Cylps	DO	Dolm	MC.LR	Mics	NH4	NO2	NO3	pH	Plank	PO4	Psba	SS	Syns	T	trans
Aphsa	1.0000	-0.1655	0.2250	-0.2160	0.2164	-0.0070	-0.0924	0.0583	0.2860	0.1435	0.1142	-0.0131	0.1968	-0.2235	0.2269	-0.0340	0.1648	0.3409	-0.0610	0.0716	0.2003
Aphz	-0.1655	1.0000	-0.1491	0.6235	-0.0522	-0.0545	0.6361	0.2546	-0.1338	-0.2622	-0.2289	-0.1351	-0.2538	0.4104	-0.3354	-0.0934	0.2717	-0.2644	0.0670	-0.6654	-0.1287
Chl.a	0.2250	-0.1491	1.0000	0.0486	0.2119	0.5180	-0.1848	0.4864	0.9790	0.9322	0.5357	0.4113	0.5668	0.1705	0.8407	0.2392	0.4013	0.2587	0.2287	0.3013	-0.3790
Cond	-0.2160	0.6235	0.0486	1.0000	-0.2255	0.3250	0.6752	0.2928	0.0636	0.0202	-0.2999	0.0451	-0.1370	0.4818	-0.0385	0.0336	0.4653	-0.1618	-0.0259	-0.6929	-0.4871
Cylm	0.2164	-0.0522	0.2119	-0.2255	1.0000	-0.3192	-0.0771	0.0154	0.2546	0.1782	0.1794	-0.1897	0.0609	0.3029	0.2946	0.0711	-0.3211	-0.1604	0.0821	0.4610	0.3189
Cylps	-0.0070	-0.0545	0.5180	0.3250	-0.3192	1.0000	-0.1478	0.2894	0.4962	0.5246	0.1705	0.4544	0.2817	-0.2252	0.5212	0.3834	0.4032	0.1535	-0.1734	-0.0591	-0.5007
DO	-0.0924	0.6361	-0.1848	0.6752	-0.0771	-0.1478	1.0000	0.2295	-0.1514	-0.2526	-0.3690	-0.0621	-0.2210	0.6448	-0.3932	-0.3574	0.3479	-0.3889	0.0352	-0.8044	-0.1386
Dolm	0.0583	0.2546	0.4864	0.2928	0.0154	0.2894	0.2295	1.0000	0.5315	0.4622	0.2514	0.2909	0.3052	0.2976	0.3262	0.1332	0.4722	0.0659	0.1968	-0.1421	-0.2630
MC.LR	0.2860	-0.1338	0.9790	0.0636	0.2546	0.4962	-0.1514	0.5315	1.0000	0.9539	0.5399	0.4379	0.5747	0.2111	0.8450	0.2555	0.4307	0.3182	0.2631	0.2987	-0.3754
Mics	0.1435	-0.2622	0.9322	0.0202	0.1782	0.5246	-0.2526	0.4622	0.9539	1.0000	0.5514	0.4808	0.5596	0.1594	0.8742	0.2890	0.3606	0.3452	0.2510	0.3905	-0.3958
NH4	0.1142	-0.2289	0.5357	-0.2999	0.1794	0.1705	-0.3690	0.2514	0.5399	0.5514	1.0000	0.2593	0.4694	0.0181	0.4370	0.3806	0.1727	0.2725	0.0896	0.4140	-0.1554
NO2	-0.0131	-0.1351	0.4113	0.0451	-0.1897	0.4544	-0.0621	0.2909	0.4379	0.4808	0.2593	1.0000	0.4673	-0.0487	0.3013	0.2878	0.4680	0.1634	0.0489	0.0023	-0.3648
NO3	0.1968	-0.2538	0.5668	-0.1370	0.0609	0.2817	-0.2210	0.3052	0.5747	0.5596	0.4694	0.4673	1.0000	-0.0537	0.4062	0.4806	0.2303	0.3885	0.1771	0.2684	-0.2117
pH	-0.2235	0.4104	0.1705	0.4818	0.3029	-0.2252	0.6448	0.2976	0.2111	0.1594	0.0181	-0.0487	-0.0537	1.0000	0.0499	-0.2112	0.2432	-0.2539	0.1662	-0.2646	-0.3138
Plank	0.2269	-0.3354	0.8407	-0.0385	0.2946	0.5212	-0.3932	0.3262	0.8450	0.8742	0.4370	0.3013	0.4062	0.0499	1.0000	0.2816	0.1584	0.2560	0.0932	0.5495	-0.2485
PO4	-0.0340	-0.0934	0.2392	0.0336	0.0711	0.3834	-0.3574	0.1332	0.2555	0.2890	0.3806	0.2878	0.4806	-0.2112	0.2816	1.0000	0.0981	0.3459	-0.0993	0.2670	-0.1193
Psba	0.1648	0.2717	0.4013	0.4653	-0.3211	0.4032	0.3479	0.4722	0.4307	0.3606	0.1727	0.4680	0.2303	0.2432	0.1584	0.0981	1.0000	0.1940	-0.1281	-0.4699	-0.5438
SS	0.3409	-0.2644	0.2587	-0.1618	-0.1604	0.1535	-0.3889	0.0659	0.3182	0.3452	0.2725	0.1634	0.3885	-0.2539	0.2560	0.3459	0.1940	1.0000	0.1918	0.2147	-0.2438
Syns	-0.0610	0.0670	0.2287	-0.0259	0.0821	-0.1734	0.0352	0.1968	0.2631	0.2510	0.0896	0.0489	0.1771	0.1662	0.0932	-0.0993	-0.1281	0.1918	1.0000	0.1110	-0.0232
T	0.0716	-0.6654	0.3013	-0.6929	0.4610	-0.0591	-0.8044	-0.1421	0.2987	0.3905	0.4140	0.0023	0.2684	-0.2646	0.5495	0.2670	-0.4699	0.2147	0.1110	1.0000	0.3000
trans	0.2003	-0.1287	-0.3790	-0.4871	0.3189	-0.5007	-0.1386	-0.2630	-0.3754	-0.3958	-0.1554	-0.3648	-0.2117	-0.3138	-0.2485	-0.1193	-0.5438	-0.2438	-0.0232	0.3000	1.0000

ANNEXES