

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR – ANNABA

جامعة باجي مختار عنابة



FACULTÉ DES SCIENCES

DÉPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER

LABORATOIRE D'ECOBIOLOGIE DES MILIEUX MARINS ET LITTORAUX



THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du Diplôme de DOCTORAT

En Sciences de la Mer

Option : Sciences de la Mer

THÈME

**La contamination des eaux douces des barrages de
la wilaya de Skikda par la prolifération des
cyanobactéries**

Présentée par : Mme. **BOUFLIGHA Khedidja**

Directrice de thèse : **Pr Amel SAOUDI** (Université Badji Mokhtar - Annaba)

Membres de Jury :

Pr. Houneida BENBOUZID : Présidente Université Badji Mokhtar - Annaba

Pr. Chahinez BOUALLEG : Examinatrice Université Mohamed Cherif Messaadia, Souk Ahras

Dr. Sabrina BOUCETTA : Examinatrice Université Université 20 août 1955 Skikda

Remerciements

La rédaction d'une thèse est l'aboutissement de nombreux défis relevés ; Ce travail de longue haleine a nécessité l'aide et la collaboration de plusieurs personnes, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude et mes remerciements les plus sincères, sans eux la réalisation de cette thèse n'aurait jamais été possible.

*Je voudrais tout d'abord remercier **Dieu** le tout puissant, qui m'a donné la force et la volonté d'achever ce travail.*

*J'adresse mes remerciements les plus chaleureux à ma directrice de thèse, Madame **SAOUDI Amel**, Professeur à l'université Badji Mokhtar - Annaba, qui m'a accompagné tout au long de ce travail. Je la remercie particulièrement pour la qualité de son encadrement, ses conseils éclairés, sa rigueur et son appui scientifique, sa disponibilité, ainsi que pour son soutien moral inestimable. Je la remercie de m'avoir fait confiance et d'avoir largement participé à ma formation scientifique, sa gentillesse inégalée m'a encouragé pour poursuivre la réalisation de ce travail de recherche.*

*Mes remerciements les plus sincères vont à Madame **BENBOUZID Hounaida**, Professeur à l'université Badji Mokhtar – Annaba. Bien que très sollicitée par ses responsabilités scientifiques, elle a répondu favorable pour présider ce jury.*

*J'adresse mes remerciements à Madame **BOUCETTA Sabrina**, Maître de Conférences A à l'Université 20 août 1955-Skikda pour l'honneur et le privilège qu'elle m'a accordé en acceptant d'être examinatrice de cette thèse. Je lui exprime mes sentiments les plus respectueux.*

*Je tiens à remercier particulièrement Madame **BOUALLEG Chahinez**, Professeur à l'université Mohamed Cherif Messaadia, Souk Ahras, d'avoir répondu favorablement pour juger ce travail. Veuillez trouver ici le témoignage de ma gratitude et mon profond respect.*

*Mes vifs remerciements s'adressent également à Monsieur **BENSOUILAH Mourad**, professeur à l'université Badji Mokhtar – Annaba, de m'avoir accueilli dans son laboratoire (EMMAL) pour la réalisation de la partie pratique de ma thèse, notamment pour ses conseils très bénéfiques et pertinents, ainsi que pour la convivialité qui régnait au sein du laboratoire tout en préservant la rigueur et le professionnalisme requis.*

Remerciements

*Je tiens à exprimer mes remerciements aux docteurs **HERAMZA karima** et **BELHAOUASS Saber** pour leurs aides précieuses dans le traitement de mes données statistiques.*

Mes remerciements vont aussi à toute l'équipe du laboratoire de recherche EMMAL.

Je suis profondément reconnaissante envers tout le personnel du barrage Beni Zid et Guenitra, particulièrement Mr. Guari Abdassalam, Boucharbate Hammo, Boudekhane Abdarazaghe, Fanghour Abdalazize, Alhassen pour leurs aides techniques sur les sites.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à mes très chers parents pour leurs amours sans faille, je ne remercierais jamais assez mon père pour sa disponibilité et son aide précieuse sur le terrain, son soutien inconditionnel, moral et financier. Merci pour tout ce que vous avez fait pour moi. Ce travail est aussi la preuve de leur réussite.

Je suis également reconnaissante envers mon mari, mes chers frères et sœurs et toutes mes amies, à tous ceux et celles qui ont contribué de près ou de loin, ou de quelques manières que ce soit, à la réalisation de ce travail.

Khedidja

Table des matières

Résumé	
Abstract	
ملخص	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Liste des annexes	
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : Revue de la littérature	
I. Généralités sur les eaux	5
I.1. Les eaux de surface	5
I.2. L'eutrophisation	7
II. Les cyanobactéries	8
II.1. Caractéristiques générales	8
II.2. Diversité morphologique	9
II.3. Taxonomie	10
II.4. Prolifération et capacités d'adaptation des cyanobactéries	11
II.5. Facteurs favorisant la prolifération des cyanobactéries	14
II.5.1. La température	15
II.5.2. La lumière et pigmentation	15
II.5.3. Le pH	15
II.5.4. L'hydrodynamique et la profondeur de la colonne d'eau	15
II.5.5. Teneurs en sels nutritifs	16
II.5.6. Le Zooplancton	16
II.5.7. Facteurs climatiques	17
III. Les cyanotoxines	17
III.1. Hépatotoxines	17
III.1.1. Les microcystines (MCs)	18
III.1.2. Mécanismes de toxicité des microcystines	19
IV. Impacts et enjeux des proliférations des cyanobactéries potentiellement toxiques	20
V. Contextes géographiques et cadre climatique du sous-bassin de l'Oued Guebli	22
V.1. Situation géographique	22
V.2. Le réseau hydrographique	23
V.3. Nature des nappes aquifères	24
V.4. Cadre climatique	24
V.4.1. Caractérisation climatique de la zone d'étude	24
V.4.1.1. Humidité relative (HR %)	24
V.4.1.2. Les vents	25
V.4.1.3. Les précipitations	25
V.4.1.4. L'évaporation	26
V.4.1.5. Les températures	27

CHAPITRE II : Matériel et Méthodes

I. Présentation des sites d'étude	28
I.1. Localisation géographique du barrage Beni-Zid	28
I.2. Localisation géographique Barrage Guenitra	29
I.3. Paramètres hydromorphologiques des barrages Beni Zid et Guenitra	30
II. Stations et stratégie d'échantillonnage	31
II.1. Stations d'échantillonnage	31
II.2. Stratégie d'échantillonnage	34
II.2.1. Elaboration d'une fiche de terrain	34
II.2.2. Prélèvement et traitement des échantillons	35
II.2.2.1. Sur le terrain	35
II.2.2.2. Au laboratoire	37
III. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau <i>in situ</i>	40
IV. Dosage des sels nutritifs	40
IV.1. Dosage des nitrates (NO_3^-)	41
IV.2. Dosage des nitrites (NO_2^-)	41
IV.3. Dosage de azote ammoniacale (NH_4^+)	42
IV.4. Dosage des orthophosphates (PO_4^{3-})	42
V. Dosage de la matière en suspension (MES)	42
VI. Dosage de la Chlorophylle (a) dans l'eau et détermination de l'état trophique	43
VI.1. Dosage de la Chlorophylle (a)	43
VI.2. Détermination de l'état trophique	44
VII. Identification et dénombrement des cyanobactéries dans l'eau de Beni-Zid et Guenitra	45
VIII. Dosage de la microcystine LR intracellulaire par le test ELISA (Enzyme-linked Immuno - sorbent Assay)	47
IX. Analyse statistique	51
IX.1. Comparaison inter-stations, inter-mois, inter-saisons et inter-années par le test Kruskal-Wallis, test Dunn	51
IX.2. Analyse statistique bi-variée : L'analyse de la corrélation de Spearman (r)	52
IX.3. Analyse statistique multi-variée : analyse en composantes principales (ACP)	52
IX.4. Classification ascendante Hiérarchique (CAH)	52

CHAPITRE III : Résultats et interprétations

III.1. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau du barrage Beni Zid et Guenitra	54
III.1.1. Température de l'eau	54
III.1.2. pH	56
III.1.3. oxygène dissous	57
III.1.4. Conductivité	59
III.1.5. matière en suspension	60
III.1.6. La transparence	61
III.1.7. Nitrates (azote nitrique NO_3^-)	63
III.1.8. Nitrites (NO_2^-)	65
III.1.9. Azote ammoniacal (NH_4^+)	67
III.1.10. Orthophosphates (PO_4^{3-})	68

III.2. Etude des cyanobactéries peuplant le barrage Beni Zid et Guenitra	71
III.2.1. Etude qualitative des cyanobactéries	71
III.2.1.1. Identification des cyanobactéries	71
III.2.1.2. Fréquence d'occurrence (FO)	76
III.2.2. Etude quantitative des cyanobactéries colonisant l'eau de Beni Zid et Guenitra	77
III.2.2.1. Distribution spatiale des densités globales des cyanobactéries	77
III.2.2.2. Distribution spatiale des biomasses des Ordres recensés à Beni Zid et Guenitra	78
III.2.2.3. Distribution saisonnière des densités globales des cyanobactéries	79
III.2.2.4. Distribution saisonnière des biomasses des Ordres recensés à Beni Zid et Guenitra	81
III.2.2.5. Distribution mensuelle des densités globales des cyanobactéries et détermination des niveaux d'alerte	83
III.2.2.6. Distribution des densités moyennes des genres cyanobactériens identifiées	85
III.2.2.7. Variation spatio-temporelle de chacun des genres identifiés	86
III.3. Estimation de la biomasse algale globale et évaluation de l'état trophique des eaux de Beni Zid et Guenitra	92
III.3.1. Dynamique des densités des cyanobactéries et des teneurs en chlorophylle (a)	93
III.3.2. Évaluation de l'état trophique des eaux de Beni Zid et Guenitra	95
III.4. Évaluation de la toxicité des eaux brutes des barrages Beni Zid et Guenitra	97
III.4.1. Dynamique de la microcystine LR dans les eaux brutes de Beni Zid et Guenitra	97
III.4.2. Dynamique des cyanobactéries et des teneurs en microcystine LR dans les eaux brutes	98
III.4.3. Dynamique des <i>Microcystis</i> et des teneurs en microcystine LR dans les eaux brutes	
III.5. Analyses statistiques	102
III.5.1. Analyse uni-variée	102
III.5.1.1. Analyse descriptive	102
III.5.1.2. Test de Kruskal-Wallis	106
III.5.1.3. Test Dunn	107
III.5.2. Analyse Bi-variée (corrélation de Spearman (<i>r</i>))	114
III.5.3. Analyse Multi-variée	115
III.5.3.1. Analyse en composant principal (ACP)	115
III.5.3.2. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)	120
Chapitre IV : Discussion générale	124
Conclusion et perspectives	140
Références bibliographiques	142
Annexes	

Cette recherche, porte sur l'étude des proliférations cyanobactériennes contaminant l'eau de deux barrages destinés à la production d'eau potable et à l'irrigation dans la wilaya de Skikda il s'agit de Beni Zid et Guenitra (Nord-Est Algérien). Notre premier objectif a été la caractérisation de la qualité physicochimique des eaux de nos deux réservoirs. Le second a été le monitoring de la dynamique spatio-temporelle de ces cyanobactéries afin de déterminer les niveaux d'alerte et les périodes à risques sur les usagers de ces eaux. Le troisième objectif a été consacré à la détermination de la biomasse algale globale et l'état trophique. Le quatrième objectif visé a été l'évaluation de la toxicité des eaux de Beni Zid et Guenitra. Et enfin le cinquième objectif a été la détermination des facteurs environnementaux pouvant déclencher l'apparition des proliférations cyanobactériennes productrices de microcystine LR (MC-LR) et gérés leurs dynamiques spatiotemporelles dans ces barrages par l'applications de testes statistiques.

Pour cela Beni Zid et Guenitra ont été échantillonnés mensuellement de Janvier 2015 à décembre 2016 dans cinq stations. Pour chaque échantillon nous avons procédé aux dosage et/ou mesures de quinze variables biotiques (identification et comptage des cyanobactéries, chlorophylle (a), Microcystine (MC-LR)) ; abiotiques (Température de l'eau, pH, Oxygène dissous, Conductivité, MES, la transparence, Nitrate, Nitrite, ammonium et orthophosphate) et météorologiques (Température de l'air, vitesse du vent, précipitation). L'étude statistique a été déterminée en utilisant le logiciel R version 4.0.1 (R Core Team 2020).

Les résultats de l'identification ont montré que l'eau des deux barrages abritent dix genres : six communs aux deux plans d'eau (*Microcystis*, *Chroococcus*, *Aphanocapsa*, *Planktothrix*, *Coelomonon*, *Coelospharium*). Un rencontrés uniquement à Beni Zid (*Limnothrix*) et trois étaient présents uniquement à Guenitra (*Snowlla*, *Oscillatoria*, *Spirulina*).

Les densités cyanobactériennes enregistrées en 2016 étaient supérieures à celles de 2015 dans les deux barrages. Le niveau d'alerte 2 n'a jamais été atteint durant les deux cycles d'étude à Beni Zid. Tandis que, dans le barrage Guenitra il a été atteint en novembre avec apparition de bloom (189814926 cell/ml). Les fortes densités (63291029 cell/ml) ont été relevées en période automnale au cours des deux cycles d'étude à Guenitra et en période hivernale (4876 cell/ml) à Beni Zid en 2016. Cependant les densités les plus faibles ont été enregistrées en période printanière et estivale (2 cell/ml) dans les deux plans d'eau.

Les résultats de L'ACP font apparaître une variation inter-stations regroupons les stations localisées en surfaces de celle en profondeurs et la spécificité des stations ST5B et ST5G riches en cyanobactéries. En plus d'une variation inter- saisons, rassemblant les mois chauds de ceux des mois froids. De plus, ces résultats nous ont permis de dégager la spécificité de la saison hivernale à Beni zid et automnale à Guenitra marquées par des proliférations massives de cyanobactéries. Le calcul du coefficient de corrélation non-paramétrique de *Spearman* montre que la densité en cyanobactéries à Beni Zid a été corrélée positivement avec la Chlorophylle (a) ($r= 0,68$), la microcystine ($r= 0,61$) et le pH ($r= 0,5$). Alors qu'à Guenitra elle a été positivement corrélée avec la température de l'eau (TE) ($r= 0,56$) et la conductivité (COND) ($r= 0,53$). La typologie des dendrogrammes obtenus par la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) concorde avec les plans factoriels des ACP pour l'ensemble des paramètres.

Mots clés : Cyanobactéries ; microcystines ; *Microcystis* ; Barrage Beni Zid ; Guenitra ; eau potable ; toxines.

Abstract

This research focuses on the study of cyanobacterial proliferations contaminating the water of two dams intended for drinking water production and irrigation in the Skikda province, specifically Beni Zid and Guenitra (Northeast Algeria). Our first objective was to characterize the physicochemical quality of the water in both reservoirs. The second objective was to monitor the spatiotemporal dynamics of these cyanobacteria in order to determine alert levels and periods of risk for water users. The third objective was dedicated to determining the overall algal biomass and trophic state. The fourth objective aimed to evaluate the toxicity of the water in Beni Zid and Guenitra. Finally, the fifth objective was to identify the environmental factors that could trigger the occurrence of cyanobacterial proliferations producing microcystin LR (MC-LR) and manage their spatiotemporal dynamics in these dams through the application of statistical tests.

To achieve this, Beni Zid and Guenitra were sampled monthly from January 2015 to December 2016 at five stations. For each sample, we conducted measurements and/or assays of fifteen biotic variables (identification and counting of cyanobacteria, chlorophyll (a), microcystin (MC-LR)), abiotic variables (water temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, suspended solids, transparency, nitrate, nitrite, ammonium, and orthophosphate), and meteorological variables (air temperature, wind speed, precipitation). The statistical analysis was performed using R software version 4.0.1 (R Core Team 2020).

The identification results showed that the water in both dams harbored eleven genera: six common to both water bodies (*Microcystis*, *Aphanocapsa*, *Chroococcus*, *Planktothrix*, *Coelomonon*, *Coelosphaerium*), one found only in Beni Zid (*Limnothrix*), and three present only in Guenitra (*Snowlla*, *Oscillatoria*, *Spirulina*).

The cyanobacterial densities recorded in 2016 were higher than those in 2015 in both dams. Alert level 2 was never reached during the two study cycles in Beni Zid, while in Guenitra, it was reached in November with the occurrence of a bloom (189,814,926 cells/ml). High densities (63,291,029 cells/ml) were observed during the autumn period in both study cycles in Guenitra, and during the winter period (4,876 cells/ml) in Beni Zid in 2016. However, the lowest densities were recorded during the spring and summer periods (2 cells/ml) in both water bodies.

The principal component analysis (PCA) results revealed inter-station variations, grouping the stations located on the surface separately from those in deeper areas, and the specificity of stations ST5B and ST5G, which were rich in cyanobacteria. Additionally, there was inter-seasonal variation, with a distinction between the warmer months and the colder months. Furthermore, these results allowed us to identify the specificity of the winter season in Beni Zid and the autumn season in Guenitra, characterized by massive cyanobacterial proliferations. The calculation of the non-parametric Spearman correlation coefficient showed a positive correlation between cyanobacterial density in Beni Zid and chlorophyll (a) ($r = 0.68$), microcystin ($r = 0.61$), and pH ($r = 0.5$). In Guenitra, cyanobacterial density was positively correlated with water temperature (TE) ($r = 0.56$) and conductivity (COND) ($r = 0.53$). The typology of the dendrograms obtained through Hierarchical Ascendant Classification (HAC) aligned with the factorial maps of the PCA for all parameters.

Keywords: Beni Zid Dam; Cyanobacteria; Drinking water; Guenitra; Microcystins; *Microcystis*; Toxins.

ملخص

تتمحور هذه الدراسة حول دراسة تكاثر الطحالب الخضراء المزرقة الملوثة للمياه في سدّين مخصصين لإنتاج مياه الشرب والري في ولاية سكيكدة، وهما بني زيد وقنيطرة (شمال شرق الجزائر). كان هدفنا الأول توصيف الجودة الفيزيوكيميائية للمياه في الخزائين الاثنين. وكان الهدف الثاني مراقبة الديناميكا المكانية والزمانية لهذه الطحالب الخضراء المزرقة لتحديد مستويات الإنذار وفترات الخطر على المستخدمين لهذه المياه. وكان الهدف الثالث تحديد الكتلة الحيوية الشاملة للطحالب والحالة الغذائية. وكان الهدف الرابع تقييم سُمية مياه بني زيد وقنيطرة. وأخيرًا، كان الهدف الخامس تحديد العوامل البيئية التي يمكن أن تثير ظهور تكاثر الطحالب الخضراء المزرقة المنتجة للميكروسيستين (MC-LR) وإدارة الديناميات المكانية والزمانية في هذه السدود من خلال تطبيق الاختبارات الإحصائية.

لتحقيق ذلك، تم أخذ عينات من بني زيد وقنيطرة شهريًا من يناير 2015 إلى ديسمبر 2016 في خمسة محطات. قمنا بقياس و/أو اختبار خمسة عشر متغيرًا حيويًا (تحديد وعد الطحالب الخضراء المزرقة، الكلوروفيل (أ)، الميكروسيستين (MC-LR)، ومتغيرات غير حيوية (درجة حرارة الماء، درجة الحموضة، الأكسجين المذاب، القياس الكهربائي، الجسيمات المعلقة، الشفافية، النترات، النيتريت، الأمونيوم، والأورثوفوسفات)، ومتغيرات جوية (درجة حرارة الهواء، سرعة الرياح، الهطول). تم تنفيذ التحليل الإحصائي باستخدام برنامج آر الإصدار 4.0.1 (R Core Team 2020).

أظهرت نتائج التعريف أن المياه في السدود تحتوي على عشرة أنواع: ستة منتشرة في كلا الخزائين (ميكروسيستين، أفانوكابسا، كرووكوكوس، بلانكتوثريكس، كويلومورون، كويلوسفاريوم). واحد يوجد فقط في بني زيد (ليمنوثيريكس)، وتلاثة يوجدون فقط في قنيطرة (سنويلا، أوسيلاتوريا، سبيرولينا). سُجلت كثافات الطحالب الخضراء المزرقة في عام 2016 أعلى من تلك في عام 2015 في كلا السدود. لم يتم الوصول إلى مستوى الإنذار 2 خلال الدورتين الدراسيتين في بني زيد. أما في سد قنيطرة، تم الوصول إليه في نوفمبر مع ظهور ازدهار الطحالب الخضراء المزرقة (189,814,926 خلية/مل). سُجلت كثافات عالية (63,291,029 خلية/مل) خلال فترة الخريف في الدورتين الدراسيتين في قنيطرة، وخلال فترة الشتاء (4,876 خلية/مل) في بني زيد في عام 2016. ومع ذلك، سُجلت أقل كثافات خلال فترة الربيع والصيف (2 خلية/مل) في كلا الخزائين.

أظهرت نتائج تحليل المكونات الرئيسية (PCA) تباينًا بين المحطات، حيث تم تجميع المحطات الموجودة على السطح بشكل منفصل عن المحطات في المناطق العميقة، وتميزت محطتي ST5B وST5G بوفرة الطحالب الخضراء المزرقة فيهما. بالإضافة إلى ذلك، توجد تباينات بين المواسم، حيث يجمع الأشهر الحارة معًا والأشهر الباردة معًا. بالإضافة إلى ذلك، سمحت لنا هذه النتائج بتحديد خصوصية فصل الشتاء في بني زيد وفصل الخريف في قنيطرة، حيث تتميزان بتكاثر الطحالب الخضراء المزرقة الضخم. أظهر حساب معامل الارتباط غير البارامترى لسبيرمان أن كثافة الطحالب الخضراء المزرقة في بني زيد ترتبط إيجابيًا مع الكلوروفيل (أ) ($r = 0.68$) والميكروسيستين ($r = 0.61$) ودرجة الحموضة ($r = 0.5$). بينما ترتبط إيجابيًا في قنيطرة مع درجة حرارة الماء ($r = 0.56$) (TE) والتوصيلية ($r = 0.53$) (COND) تتوافق نتائج التجميع التسلسلي التصاعدي (HAC) مع الخرائط العاملة لتحليل المكونات الرئيسية لجميع المعايير.

الكلمات المفتاحية: الطحالب الخضراء المزرقة؛ الميكروسيستينات؛ الميكروسيستين؛ سد بني زيد؛ قنيطرة؛ المياه الشرب؛ السموم،

Liste des figures

Figure	Titre	Page
1	Arbre phylogénétique basé sur 21 protéines conservées comprenant les plus récents changements dans la classification des cyanobactéries.	10
2	Prolifération massive de cyanobactéries à la baie Missisquoi avec dépôt de phycocyanine sur le rivage. 15 juillet 2011. Photo prise par Ariane Comeau.	11
3	Représentation schématique du complexe pigment protéine.	13
4	Carte de découpage des sous bassins versants de l'Oued Guebli.	23
5	Variation interannuelle des précipitations (Skikda : 2007-2016).	26
6	Répartition mensuelle des moyennes annuelles en (°C) des températures (Skikda : 2007-2016).	27
7	Diagramme Ombrothermique de Bagnlous et Gaussen (Skikda de 2007-2016).	27
8	photos satellites du barrage Beni Zid prises le 03/09/2023 avec les principaux oueds qui l'alimentent.	28
9	photos satellites du barrage Guenitra prises le 03/09/2023 avec les principaux oueds qui l'alimentent.	30
10	Photos satellites montrant une vue d'ensemble de la zone d'étude dans le Barrage Beni Zid avec la localisation des cinq stations de prélèvement (St1B, St 2B, St 3B, St 4B, St 5B).	33
11	Photos satellites montrant un zoom sur les stations St1B, St2B, St3B, St4B, St5B (proche de digue) de Beni Zid.	33
12	Photos satellites montrant une vue d'ensemble de la zone d'étude dans le barrage Guenitra avec la localisation des cinq stations de prélèvement (St1G, St 2G, St 3G, St 4G, St 5G).	34
13	Photos satellites montrant un zoom sur les stations St1G, St2G, St3G, St4G, St 5G (proche de digue) de Guenitra.	34
14	protocole des prélèvements effectués sur le terrain pour chacune des 05 stations.	36
15	préparation des échantillons au laboratoire pour les différentes analyses à effectuer ultérieurement.	39
16	Protocole expérimental du test ELISA pour le dosage de la microcystine LR.	51
17	Variations spatio-temporelles de la température (°C) de l'eau brute des barrages.	55
18	Variations spatio-temporelles du pH de l'eau de l'eau brute des barrages.	56
19	Variations spatio-temporelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau brute des barrages.	58
20	Variations spatio-temporelles de la conductivité dans l'eau brute des barrages.	59
21	Variations spatio-temporelles des teneurs en MES dans l'eau brute des barrages.	61

22	Variations spatio-temporelles de la transparence dans l'eau superficielle brute des barrages.	62
23	Variations mensuelles moyenne de la transparence et des teneurs en MES de l'eau des stations 1 et 4 des barrages.	63
24	Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrates dans l'eau brute des barrages.	64
25	Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrites dans l'eau brute des barrages.	66
26	Variations spatio-temporelles des teneurs en azote ammoniacal dans l'eau brute des barrages.	68
27	Variations spatio-temporelles des teneurs en orthophosphates dans l'eau brute des barrages.	70
28	Microphotographies des genres identifiés à Beni Zid et Guenitra, appartenant aux ordres des Chroococcales et Synechococcales.	73
29	Microphotographies des genres identifiés à Beni Zid et Guenitra, appartenant aux Ordres des Oscillatoriales et Spirulinales.	74
30	Photographies de l'aspect macroscopique et microscopique du bloom à <i>Microcystis flos aqua</i> observé en novembre 2016 dans le barrage Guenitra.	75
31	distribution spatiale des densités moyennes globales des cyanobactéries dans l'eau des barrages.	78
32	variation saisonnière des densités cyanobactériennes globales dans l'eau des barrages.	80
33	Distribution saisonnière des individus des Ordres : <i>Chroococcales</i> , <i>Synechoccales</i> , <i>Oscillatoriales</i> et des <i>Spirulinales</i> recensés dans l'eau des barrages.	82
34	variations mensuelles des densités moyennes globales de cyanobactéries recensées en référence aux normes de l'OMS pour l'approvisionnement en eau potable dans l'eau des barrages.	84
35	Distribution des densités moyennes des genres cyanobactériens recensés dans l'eau des du barrage Guenitra, (2015-2016).	85
36	Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Aphanocapsa</i> , recensé dans l'eau des barrages.	86
37	Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Microcystis</i> , recensé dans l'eau des barrages.	88
38	Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Coelomoron</i> recensé dans l'eau des barrages.	89
39	Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre <i>Chroococcus</i> recensé dans l'eau des barrages.	90
40	variations mensuelles de la teneur en Chlorophylle (a) dans l'eau des barrages.	93
41	Variations mensuelles globales des densités des cyanobactéries identifiées et des teneurs en chlorophylle (a) dans l'eau des barrages.	95
42	Variations mensuelles de la teneur moyenne en MC LR et des densités de cyanobactéries et de <i>Microcystis</i> dans le barrage Guenitra (2016).	101
43	Variation Spatial des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Beni Zid (n= 60).	108

44	Variation annuelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Beni Zid (n= 60).	108
45	Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques, biologiques et météorologiques dans le barrage Beni Zid (n= 60).	109
46	Variation Spatial des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Guenitra (n= 60).	110
47	Variation annuelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Guenitra (n= 60).	111
48	Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques, biologiques et météorologiques dans le barrage Guenitra (n= 60).	113
49	Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 05 stations des deux cycles 2015-2016 dans les deux barrages.	115
50	Analyse en composante principale basée sur la variation spatiale au niveau du barrage Beni Zid.	116
51	Analyse en composante principale basée sur la variation saisonnière au niveau du barrage Beni Zid.	117
52	Analyse en composante principale basée sur la variation spatiale au niveau du barrage Guenitra.	118
53	Analyse en composante principale basée sur la variation saisonnière au niveau du barrage Guenitra.	120
54	Classification ascendante hiérarchique des cinq stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques, abiotiques et météorologiques.	121
55	Classification ascendante hiérarchique des quatre saisons d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques, abiotiques et météorologiques.	122

Liste des tableaux

Tableau	Titre	Page
1	Exemples d'empoisonnement humain par les cyanotoxines.	21
2	Exemples d'empoisonnement animal par les cyanotoxines.	21
3	Variation mensuelles des moyennes annuelles d'humidité (Skikda : 2007-2016).	24
4	Variation mensuelle des moyennes annuelles de la vitesse des vents (Skikda : 2007-2016).	25
5	Variation des précipitations mensuelles des moyennes annuelles (Skikda : 2007-2016).	25
6	Variations saisonnières des précipitations (Skikda : 2007-2016).	26
7	Variation de l'évaporation mensuelle des moyennes annuelles en (mm) (Skikda : 2007-2016).	27
8	Pourcentage des apports en eau des principaux cours d'eau alimentant le barrage de Beni Zid.	28
9	Pourcentage des apports en eau des principaux cours d'eau alimentant le barrage de Guenitra.	29
10	Caractéristiques techniques des barrages Beni Zid et Guenitra.	30
11	Caractéristiques des cinq stations d'échantillonnage à Beni Zid.	32
12	Caractéristiques des cinq stations d'échantillonnage à Guenitra.	32
13	Etat trophique des masses d'eaux superficiel.	44
14	la classification des genres recensée dans le barrage Beni Zid et Guenitra (2015-2016).	71
15	Diversité générique mensuelle des cyanobactéries répertoriées dans les barrages Beni Zid et Guenitra (2015-2016).	72
16	Fréquence d'apparition générique mensuelle des cyanobactéries dans le barrage Beni Zid, Guenitra (2015-2016).	77
17	Distribution spatiale des Ordres Chroococcales, Synechoccale et Oscillatoriales à Beni Zid (2015 - 2016).	79
18	Distribution spatiale des Ordres : Chroococcales, Synechoccales, Oscillatoriales et Spirulinales à Guenitra (2015 - 2016).	79
19	Densités moyennes (DM) des différents genres de cyanobactéries récoltées (Beni Zid: 2015-2016).	85
20	Densités mensuelles des genres : Coelosphaerium, Planktothrix, Limnothrix, Snowlla, Spirulina et Oscillatoria dans les barrages : Beni Zid et Guenitra (2015- 2016).	91
21	État trophique des masses d'eau de Beni Zid et Guenitra.	96
22	Variation des concentrations de la MC LR ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau brute de Beni Zid (2015).	97
23	Variation des concentrations de la MC LR ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau brute de Beni Zid (2016).	97
24	Variation des teneurs en MC LR en $\mu\text{g/L}$ dans l'eau brute de Guenitra (2016).	97
25	Correspondance entre les concentrations en MC LR et les densités moyennes des cyanobactéries (Beni Zid, 2015).	99

26	Correspondance entre les concentrations en MC LR et les densités moyennes des cyanobactéries (Beni Zid, 2016).	100
27	Description statistique des variables spatio-temporelles du barrage Beni Zid (2015-2016).	104
28	Description statistique des variables spatio-temporelles du barrage Guenitra (2015-2016).	106

Liste des abréviations

I.C.N.B.	code international de nomenclature bactériologique
I.C.B.N.	code international de nomenclature botanique
MCs	microcystines
BV	bassin versant
HR	Humidité relative
A.N.R.H	Agence nationale des ressources hydrique
ANB	Agence nationale des barrages
ml	millilitre
cell	cellules.
MES	Matière en suspension
EMMAL	au Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux
pH	Potentiel d'hydrogène

Liste des Annexes

Annexes	Titres
1	Critères de qualité répartis entre des limites de qualité et des références de qualité
2	Organisation morphologique des cyanobactéries
3	Fiche de terrain
4	Assemblage des photos du matériel de prélèvements et du laboratoire
5	Exemple d'étiquette pour les différents prélèvements
6	Composition des conservateurs et des réactifs pour le dosage des sels nutritifs
7	Résultats du test statistique non paramétrique Kruskal Wallis

INTRODUCTION

Au cours des dernières décennies, les écosystèmes lentiques ont été sérieusement affectés par les rejets des activités anthropiques développées dans leurs bassins versants tels que l'agriculture et les rejets des eaux usées non traitées. En plus du changement climatique qui affecte négativement les paramètres environnementaux tels que la température, les caractéristiques physico-chimiques et l'écobiologie de ces écosystèmes aquatique (Yadav *et al.*, 2023 ; Djitli, 2021 ; Chorus, 2021; Faye, 2017).

La qualité des eaux de surface, et surtout celle destinée à la production de l'eau de consommation est un enjeu majeur pour l'avenir de notre planète (World Health Organization 2017). Cette qualité est de plus en plus altérée partout dans le monde suite au phénomène d'eutrophisation (Wu *et al.*, 2023 ; Ibelings *et al.*, 2021 ; Ni *et al.*, 2012). Ce phénomène se définit par une production biologique importante dans les plans d'eau suite à un apport augmenté des nutriments, en particulier l'azote et le phosphore (Wang *et al.*, 2021 ; Qin *et al.*, 2013). Un des impacts de l'eutrophisation qui nuit à la santé des plans d'eaux destinés à la production d'eau potable et la croissance rapide et le développement monospécifique ou « bloom » du phytoplancton, notamment celui des cyanobactéries potentiellement toxiques (Mutoti *et al.*, 2023 ; Kaloudis *et al.*, 2022 ; Carey *et al.*, 2012). La gravité de ce phénomène, appelé aussi « fleur d'eau », réside dans le fait que certaines espèces de cyanobactéries produisent des toxines qui peuvent traverser toutes les barrières du traitement conventionnel de l'eau (filtration, coagulation-floculation, sédimentation, désinfection) (Hurtado *et al.*, 2022 ; Chorus & Welker, 2021 ; Ndong ; 2014)

Les cyanobactéries sont des microorganismes photosynthétiques présentent des adaptations évolutives et une diversité remarquable, résultant de l'évolution des conditions environnementales à la surface de la Terre (Demay *et al.*, 2019; Paerl & Fulton, 2006).

La présence des cyanobactéries et de leurs toxines dans les écosystèmes aquatiques n'est pas une problématique nouvelle (Chorus, 2001). Elle est répandue à travers le monde et de plus en plus fréquente (Wang *et al.*, 2023; Carmichael, 2001). Elles sont très rencontrées dans les eaux calmes comme les eaux des barrages qui sont caractérisées par une grande stabilité de leurs colonnes d'eau. (Carey *et al.*, 2012 ; Brookes & Carey, 2011). De plus, plusieurs études ont montré que différents facteurs environnementaux influencent la dynamique des blooms cyanobactériens et la production de toxine. Celles-ci incluent les

facteurs abiotiques (température, pH, disponibilité de la lumière, nutriments), l'hydrodynamisme des masses d'eaux (Li, *et al.*, 2022 ; Cao *et al.*, 2022 ; Pinay *et al.*, 2017 ; Elliott, 2012) et les interactions biotiques (Ger *et al.*, 2010 ; Walsby *et al.*, 2005).

Les cyanobactéries peuvent produire plusieurs types de toxines agissant sur différents organes cibles (foie, système nerveux) (Ievie, 2006). La microcystine figure parmi les hépatotoxines d'eau douce les plus répertoriées dans le monde. Elle est produite par le genre *Microcystis* (Sivonen & Jones 1999), dont la cible biologique est le foie, d'où son nom (Kardinaal & Visser, 2005). Lorsque ces toxines sont présentes en grande quantité dans les cyanobactéries et/ou l'eau des lacs ou des barrages, elles peuvent perturber la faune et la flore des éco-systèmes aquatiques y compris le développement du phytoplancton et du zooplancton (Pearl *et al.*, 2002 ; Kirk & Gilbert 1992). Plus grave encore ces cyanotoxines entraînent de graves conséquences pour la santé humaine (He *et al.*, 2017 ; Fosso-Kankeu *et al.*, 2008) et animale (Briand *et al.*, 2008). Des études ont démontré une bioaccumulation des toxines (microcystines, anatoxines, nodularine, BMAA) le long de la chaîne alimentaire entraînant leur accumulation chez les poissons et les mollusques et atteignant des taux susceptibles d'intoxiquer le consommateur (Mondo *et al.*, 2012 ; Pawlik-Skowrońska *et al.*, 2012; Berry *et al.*, 2011; Lüring *et al.*, 2011; Stewart *et al.*, 2008). Les principaux risques pour les humains sont les dommages du foie et l'augmentation de tumeurs, mais des effets cardiotoxiques et neurotoxiques ont également été signalés (Rastogi *et al.*, 2014). De nombreux cas d'intoxication (Bertrand *et al.*, 2004) et de mortalités animales et humaines liées aux efflorescences cyanobactériennes ont été répertoriées dans le monde (Niamien-Ebrottié *et al.*, 2015 ; Carmichael *et al.*, 2001). Parmi les cas de contamination les plus graves, ceux enregistrés à Caruaru (Brésil) en 1996 où il y a eu une intoxication de près de 126 patients d'une unité d'hémodialyse. L'eau utilisée dans l'hémodialyse contenait de la microcystine et a été directement introduite dans le système de circulation des patients provoquant vomissements, vertiges, maux de têtes, surdité, cécité, convulsions et la mort de 60 personnes (Pouria *et al.*, 1998).

Aussi, Les efflorescences dominés par les cyanobactéries vont souvent donner des eaux colorées qui engendreraient de lourde perte économique telle que : la dégradation organoleptique de l'eau de boisson suite à la production de métabolites secondaires (géosmine, 2-méthylisobornéol, p-cyclocitral), colmatage des filtres dans les stations de

potabilisation, l'excès en matière organique, augmentation de la facture du charbon actif (Dodds *et al.*, 2009; Steffensen & Hudnell, 2008), l'interdiction de baignade et des activités nautiques et la pêche (contamination les poissons) sur les sites concernés (Paerl & Huisman, 2009; WHO, 2003).

De nombreuses études scientifiques réalisées dans de nombreux pays ont permis de fournir un aperçu général de l'étendue de la problématique des cyanobactéries et de leurs toxines dans le monde (Joung *et al.*, 2011 ; Quiblier *et al.*, 2008 ; Chorus, 2001). De même plusieurs chercheurs algériens se sont intéressés à la surveillance des conditions environnementales favorisant les assemblages phytoplanctonique nocives dans plusieurs réservoirs d'eau douce et des lacs à partir desquels des problèmes d'eutrophisation ont été signalés (Arif *et al.*, 2023 ; Touati *et al.*, 2019 ; Charifi *et al.*, 2019 ; Bidi-Akli *et al.*, 2017; Saoudi *et al.*, 2017; Guellati *et al.*, 2017 ; Boussadia *et al.*, 2015; Saoudi *et al.*, 2015 ; Djabourabi *et al.*, 2014 ; Ouartsy *et al.*, 2011 ; Nasri *et al.*, 2008).

L'accroissement de la population algérienne, le déficit hydrique par rapport aux besoins nationaux, le changement climatique et la dégradation de la qualité de l'eau au cours des prochaines décennies fournissent des conditions écologiques pour un développement plus accentué des cyanobactéries dans de nombreux écosystèmes aquatiques. En plus, la nouvelle réglementation Algérienne (J.O.R.A, 2014) et les recommandations de L'OMS (Chorus, 2021) exigent que les eaux des barrages doivent être soumis à un suivi du taux de développement des cyanobactéries potentiellement toxiques et de leurs toxines. Afin d'agir à temps contre les dangers liés à l'augmentation de la fréquence de ces blooms de microalgues toxiques dans les plans d'eau destinés à la production d'eau potable, à l'aquaculture et à l'irrigation.

Dans ce contexte, notre travail de recherche scientifique c'est focalisé sur deux plans d'eau : Beni Zid et Guenitra alimentant la zone de Collo et Oum Atoub de la willaya de Skikda en eau potable et en eau d'irrigation des champs agricoles. Pour cela, nous avons choisi une approche multiparamétrique, en utilisant plusieurs paramètres biotiques et abiotiques pour l'évaluation, le diagnostic et la prédiction du développement massif des cyanobactéries à Beni Zid et Guenitra en se basant sur :

- La caractérisation de la qualité physico-chimique des eaux des deux plans d'eau en mesurant la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, la salinité et les sels

nutritifs (nitrate, nitrite, ammonium et phosphore), pouvant favoriser le développement des cyanobactéries dans ces deux plans d'eau.

- Le monitoring de la dynamique spatiotemporelle des cyanobactéries potentiellement toxiques peuplant les eaux des barrages à travers une identification phénotypique et un dénombrement ;
- L'évaluation de la biomasse algale globale et l'état trophique des deux réservoirs ;
- La détermination des périodes à risque et les niveaux d'alerte relatifs aux développements des cyanobactéries dans l'eau du barrage Beni Zid et Guenitra ;
- L'évaluation de la toxicité des eaux de Beni Zid et Guenitra par le dosage des microcystines par le test ELISA.

Ce présent document comporte quatre chapitres :

Le premier chapitre est consacré à une synthèse bibliographique axé principalement autour de la problématique des dangers causés par le développement massif des cyanobactéries et leurs toxines, les paramètres environnementaux responsables de ce développement, ce chapitre synthétise également des informations générales sur les cyanobactéries et les cyanotoxines. Le deuxième chapitre est dédié à une présentation des sites d'études, le choix des stations de prélèvements et la stratégie d'échantillonnage ainsi que la méthodologie suivie pour la concrétisation de nos objectifs de travail et à l'analyse statistique. Le troisième chapitre est consacré aux résultats obtenus et leurs interprétations, présentés d'une façon comparative entre les deux sites d'étude : Beni Zid et Guenitra pour chacun des paramètres étudiés. Le quatrième chapitre est consacré à une discussion générale des résultats. Enfin nous avons dressé un bilan de ces travaux au travers d'une conclusion générale incluant des recommandations et des perspectives d'études sur lesquelles ces travaux seraient susceptibles de déboucher.

CHAPITRE I :
Revue de la littérature

I. Généralités sur les eaux

L'eau, c'est la vie, a-t-on l'habitude de dire. C'est en effet « le solvant universel » ; il est composé d'oxygène et d'hydrogène qui, avec le carbone sont indispensables à la formation cellulaire (Hertig *et al.*, 2006). C'est un élément indispensable à la vie et revêt de l'importance pour d'innombrables activités humaines (agricoles, alimentaires, économiques...). Elle ne peut être considérée comme un simple produit commercial. On doit la classer comme un patrimoine universel qui doit être protégé, défendu et traité comme tel. Elle est le réceptacle universel de tout type de pollution (Devaux, 1999). Le maintien de sa qualité est une préoccupation majeure pour une société qui doit subvenir à des besoins en eau de plus en plus importants, et ce, tant du point de vue qualitatif que quantitatif (Goaziou, 2004).

Bien qu'apparemment inépuisable, l'eau est très inégalement répartie sur la planète. Tous les pays auront, à court ou à long terme, à faire face au problème de sa raréfaction. La mobilisation des eaux superficielles a été de tous les temps une préoccupation majeure des pouvoirs publics (Ecosse, 2001).

En Algérie, Les disponibilités en eau sont estimées à 17 milliards de m³ par an dont 12 milliards de m³ dans les régions Nord (ressources souterraines 2 milliards de m³, ressources superficielles 10 milliards de m³) et 5 milliards de m³ dans le Sud. Sachant que toutes les ressources souterraines du Nord sont mobilisées en plus de 70% des ressources superficielles (Metahri, 2012). L'Algérie comme dans la plupart des pays en voie de développement ou industrialisés, la dégradation de la qualité de l'eau aussi bien de surface que souterraine est de plus en plus préoccupante. (Zeghaba, 2018)

Les réserves disponibles en eau naturelle sont constituées d'eaux souterraines (nappe souterraine...) des eaux de surface (barrages, lacs, rivières, ...), et des eaux de mer.

I.1. Les eaux de surface

L'eau de surface englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents (rivières, lacs, barrages...). La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par l'eau durant son parcours dans l'ensemble des bassins versants. Au cours de son cheminement, l'eau dissout les différents éléments constitutifs des terrains. Par échange à la surface eau-atmosphère, ces eaux se chargent en gaz dissous (O₂, N₂, CO₂).

Dans les retenues d'eau de surface, la qualité de l'eau varie de la surface de l'eau jusqu'au fond de la retenue (O_2 , Fe, Mn Oxydabilité, plancton). Le profil de chacun de ces paramètres varie lui-même en fonction des périodes de l'année (Dégrémont, 2005).

a) Origine des eaux de surface

Elles ont pour origine, soit des nappes profondes dont l'émergence constitue une source de ruisseau, de rivière, soit les eaux de ruissellement. Ces eaux se rassemblent en cours d'eau, caractérisés par une surface de contact eau-atmosphère toujours en mouvement et une vitesse de circulation appréciable. Elles peuvent se trouver stockées en réserves naturelles (lacs) ou artificielles (retenues, barrages) caractérisées par une surface d'échange eau-atmosphère quasiment immobile, une profondeur qui peut être importante et un temps de séjour appréciable (Dégrémont, 2005). Donc les eaux de surface peuvent être réparties en trois catégories : les eaux des rivières (parties amont et aval), les eaux des lacs, et l'eau des barrages (Desjardins, 1997).

b) Les barrages

Les barrages sont des ouvrages hydrauliques qui obstruent une partie de la vallée sur toute la largeur et créent ainsi un bassin artificiel de développement et de prospérité économique. Son rôle principal est de stocker l'approvisionnement en eau afin de répondre aux besoins vitaux et énergétiques de la population et de protéger l'eau contre les différents effets destructeurs (Schleiss & Pougatsch, 2011). Donc la construction de ces barrages permet la régulation des apports qui sont souvent très irréguliers d'une année à l'autre dans la plupart des régions du monde (les précipitations sont concentrées sur des périodes courtes) alors que, les besoins en eau sont répartis de manière beaucoup plus homogène sur l'année. Par ailleurs, la régulation permet aussi de prévenir des inondations en cas de crue (Schleiss & Pougatsch, 2011).

Selon Zwahlen, 2003, la construction d'un barrage affecte grandement : la migration des poissons et d'autres organismes, le transport des sédiments (il forme une barrière à l'écoulement naturel d'un cours d'eau), la nappe phréatique, le système hydraulique en aval qui, entre autres, peut entraîner des variations journalières ou saisonnières des débits.

- **Qualité de l'eau destinée à la production d'eau de consommation**

L'eau de surface et plus particulièrement celle destinée à la production de l'eau de consommation doit répondre à environ 70 critères de qualité répartis entre des limites de qualité et des références de qualité (Annexe 1). Un paramètre est un élément dont on va chercher la présence et la quantité (exemple : le fer). Enfin, la norme représentée par un chiffre fixe une limite supérieure à ne pas dépasser (pour le fer : 200 microgrammes maximum par litre) ou une limite inférieure à respecter. Il faut savoir que ces normes et leurs modalités d'application sont différentes d'un pays à l'autre, et elles dépendent étroitement du déversement des eaux polluées qui augmentent la quantité et la diversité des produits toxiques et/ou nocifs présents dans une eau (Desjardins, 1997).

1.2. L'eutrophisation

L'eutrophisation est un processus naturel et très lent (vieillessement des écosystèmes aquatiques), par lequel les plans d'eau reçoivent une grande quantité d'éléments nutritifs (phosphore et azote), ce qui stimule la croissance des algues, des cyanobactéries potentiellement toxiques et des plantes aquatiques, la réduction de l'oxygène des eaux, la disparition de certaines espèces de poissons, la prolifération et l'extinction d'autres organismes.... Ce processus, se déroule normalement sur une période allant de plusieurs milliers à quelques dizaines de milliers d'années. Cependant, les ruissellements des bassins versants et les activités humaines (pollution anthropique) l'ont accéléré dans de nombreux lacs et réservoirs en augmentant la quantité d'éléments nutritifs qui leur parviennent, provoquant un bouleversement irrémédiable de l'écosystème et génère divers problèmes de santé publique dus à l'altération de la qualité des eaux (Ryding & Rast, 1994). Parmi ces facteurs qui influencent l'augmentation de l'eutrophisation on peut citer (Silva, 2014) :

- L'épandage d'engrais à des fins agricoles ;
- L'absence de bande riveraine qui favorise l'érosion des berges et limite la capacité de rétention des éléments nutritifs provenant du bassin versant et transportés par ruissellement ;
- L'utilisation de produits domestiques contenant des phosphates ;
- Les rejets d'eaux usées industriels, urbains et domestiques dans l'environnement sans traitement.

II. Les Cyanobactéries

II.1. Caractéristiques générales

Les cyanobactéries sont les premiers organismes à être apparus sur terre, il y a environ 3,5 milliards d'années (Schopf, 2002). Elles ont contribué à : l'expansion des formes actuelles de vie sur terre par leur production d'oxygène par photosynthèse. Le terme cyanobactéries est actuellement le plus usité, mais ces micro-organismes sont également dénommés, selon des termes plus anciens, algues bleues, cyanophytes ou cyanophycées.

Les cyanobactéries utilisent un ensemble de stratégies qui leur a permis de coloniser la plupart des écosystèmes terrestres (sols humides ou arides, glaciers, grottes, rochers) et aquatiques d'eau douce, marins ou saumâtres (Bourrelly, 1985). Leurs capacités d'adaptation leur permettent de survivre et de se développer dans une large gamme de températures : depuis les glaciers (Skulberg, 1996) jusqu'aux sources thermales (Miller & Castenholz, 2000), dans le désert (Bahl *et al.*, 2011), dans des lacs salés (Post, 1977).

Certains genres de cyanobactéries peuvent former des associations symbiotiques avec divers organismes tels que des algues (diatomées marines et dulçaquicoles), des champignons pour former des lichens, des animaux comme des protozoaires, des éponges ou avec des végétaux comme les fougères aquatiques (Rowell & Kerby, 1991). La majorité des cyanobactéries vivent en milieu dulçaquicole et elles prolifèrent en général dans les milieux eutrophes à hypereutrophes. Cependant certaines espèces sont aussi capables dans certaines conditions de connaître des développements importants dans les lacs oligotrophes (Mez *et al.*, 1997).

En milieu aquatique, les cyanobactéries sont dites planctoniques si elles prolifèrent dans la colonne d'eau ou benthiques si elles vivent fixées sur un substrat (sédiments, roches, coraux, algues, animaux).

La multiplication des cyanobactéries est végétative (asexuée) et s'effectue par division binaire d'une cellule mère en deux cellules filles, par bourgeonnement ou par divisions multiples. Selon les espèces et les conditions environnementales, les temps de doublement des populations varient de quelques heures à plusieurs jours (Levi *et al.*, 2006).

Les genres unicellulaires peuvent produire des baeocytes (minicellules) à l'intérieur de la cellule maternelle. Les individus coloniaux se multiplient également par fragmentation.

Ainsi, les formes filamenteuses produisent des hormogonies (minifilaments mobiles) qui, après détachement du filament, participent à la colonisation de la colonne d'eau (Levi *et al.*, 2006).

II.2. Diversité morphologique

Ces microorganismes présentent une large gamme d'organisation morphologique (Bourrelly, 1985). Elles peuvent être soit :

- Unicellulaires, sphériques, ellipsoïdales, cylindriques, ovoïdes ou piriformes, isolées ou agrégées en colonies de formes irrégulière, sphérique, globuleuse, lobée (annexe 2).
- Organisées en trichomes, quand le thalle est composé d'une série de cellules sans gaine de polysaccharides (annexe 2).
- Organisées en filaments, quand le thalle est composé d'une série de cellules enveloppées d'une gaine de polysaccharides (annexe 2).

Par ailleurs les cyanobactéries sont capables de se différencier en trois types cellulaires (Komarek *et al.*, 2003) :

- Les cellules végétatives, au contenu cellulaire assez homogène pouvant contenir des granules ou encore, chez certaines espèces planctoniques, des vésicules à gaz, organites leur conférant une flottabilité dans la colonne d'eau et leur permettant pour certaines espèces de s'accumuler à la surface des plans d'eau.

- Les hétérocytes, observés chez certaines formes filamenteuses, sont des cellules différenciées, à paroi épaisse, spécialisées dans la fixation de l'azote atmosphérique par réduction du N₂ en NH₄⁺ catalysée par la nitrogénase. Les espèces qui possèdent ces structures sont capables d'une autotrophie vis-à-vis de l'azote (ex. *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*).

- Les akinètes, observés également chez certaines formes filamenteuses, sont des cellules différenciées de grande taille, à paroi épaisse, riches en polypeptides qui constituent des formes de résistance permettant la survie des cyanobactéries lorsque les conditions environnementales sont défavorables (Paerl *et al.*, 2014).

II.3. Taxonomie

Les cyanobactéries actuellement répertoriées dans deux systèmes de classifications différents : Le code international de nomenclature bactériologique (I.C.N.B.) (Lapage *et al.*, 1992) et le code international de nomenclature botanique (I.C.B.N.) (Greuter *et al.*, 1994). En raison des propriétés communes à la fois aux algues et/ou aux bactéries. Comme les algues, les cyanobactéries possèdent de la chlorophylle (a), et non de la bactériochlorophylle et font la photosynthèse oxygénique. Les caractéristiques communes des cyanobactéries et des bactéries sont l'absence de membrane nucléaire, d'organites intracellulaires et la présence d'une paroi cellulaire caractéristique des bactéries à coloration de Gram négative (Prescott *et al.*, 2003, Bourrelly, 1985).

Basées sur la classification de Komarek et Anagnostidis (Anagnostidis & Komárek, 1990, 1988, 1985 ; Komárek & Anagnostidis, 1989, 1986) et révisées par (Komarek *et al.*, 2014) , les cyanobactéries peuvent être divisées en huit ordres : Chroococcales, Chroococciopsidales, Gloeobacterales, Oscillatoriales, Nostocales, Pleurocapsales, Spirulinales et Synechococcales qui regroupent plus de 2000 espèces (Fig. 1).

Cette dernière classification repose sur une approche polyphasique faisant appel à des informations moléculaires, biochimiques et microscopiques. Par ailleurs, cette classification constitue une continuité des recherches du 19^{ème}, 20^{ème} et 21^{ème} siècles et n'écarte pas la classification morphologique.

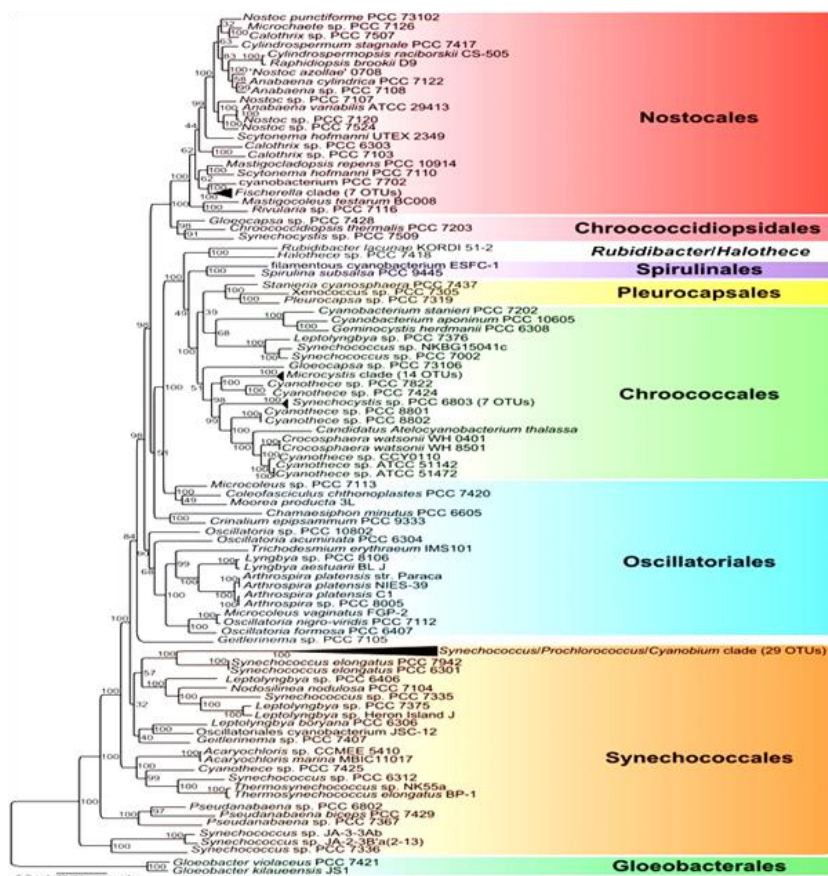


Figure 1 : Arbre phylogénétique basé sur 21 protéines conservées comprenant les plus récents changements dans la classification des cyanobactéries (Komárek *et al.*, 2014)

II.4. Prolifération et capacité d'adaptation

Dans les conditions environnementales qui leur sont favorables, les cyanobactéries ont une stratégie adaptative connaissent des phases de prolifération massive, aussi qualifiées d'efflorescence ou de bloom (Huisman *et al.*, 2018). Ces blooms se traduisent par la production d'une biomasse importante sur une durée allant de quelques jours à quelques mois (Reynolds, 1987) et par une forte diminution de la diversité spécifique dans le compartiment phytoplanctonique puisqu'une ou deux espèces deviennent alors très largement dominantes, elles peuvent provoquer une coloration de l'eau qui dépendra des pigments majoritairement présents dans l'espèce dominante (Affset, 2006). Les proliférations sont le plus souvent observées à la surface où elles forment des agrégats flottants appelés « fleurs d'eau », « écumes » ou « mousses » (Fig. 2). De façon moins fréquente, ces phénomènes surviennent en profondeur (entre 10 et 15 mètres) en fonction des disponibilités en nutriments et en énergie lumineuse (Affset, 2006). Ils disparaissent souvent lorsque les conditions changent (brassage des eaux, diminution de l'intensité lumineuse) en fin de période estivale.



Figure 2 : Prolifération massive de cyanobactéries à la baie Missisquoi avec dépôt de phycocyanine sur le rivage. 15 juillet 2011. Photo prise par Ariane Comeau.

Parmi les caractéristiques qui confèrent aux cyanobactéries ce grand pouvoir d'adaptation on peut citer :

- La fixation de l'azote atmosphérique

Les nitrates et l'ammoniac sont considérés comme les sources préférées d'azote, pour les cyanobactéries (Gobler *et al.*, 2016) en cas de limitation de ces éléments les cyanobactéries peuvent fixer l'azote atmosphérique pour faire face à ce déficit (Mur *et al.*, 1999). En effet, la capacité à fixer ou non l'azote atmosphérique est une caractéristique de diversité biologique qui est propre aux hétérocystes des cyanobactériés (Wolk, 1996). Cette adaptation

morphologique leur procure un avantage substantiel par rapport aux autres espèces du phytoplancton, car aucune cellule eucaryote ne peut fixer l'azote atmosphérique (Kneip *et al.*, 2007). En effet, il faut noter que les cyanobactéries peuvent stocker l'excès d'azote et qu'une croissance significative s'observe lorsque la concentration totale en azote est au-dessus de 0.3 mg /l (Wang *et al.*, 2002).

- Le stockage des nutriments

Les cyanobactéries ont la capacité d'accumuler des réserves de nutriments, notamment du glycogène (Schwarz & Forchhammer, 2005) et des poly- β -hydroxybutyrate (PHB) (Hai *et al.*, 2001) comme réserve de CO₂, ainsi que de l'azote et de l'énergie sous forme de cyanophycine (multi-L-arginyl-poly-L-aspartate) (Allen, 1984). Les cyanobactéries produisent également de la phosphatase, une enzyme essentielle pour transformer le phosphore (p) organique non assimilable par les cyanobactéries en phosphore inorganique assimilable par ces dernières. Dans un milieu faiblement concentré en phosphore, les cyanobactéries sont donc plus compétitives que les algues, car elles peuvent utiliser le phosphore organique (Coleman, 1992). La plupart des cyanobactéries ont également la capacité de stocker le phosphore à l'intérieur de leurs cellules (Carey *et al.*, (2012) ; Reynolds, 1984) et pouvaient emmagasiner six à huit fois la quantité de phosphore minimale requise à leur fonctionnement, ce qui leur donne un net avantage par rapport aux autres espèces dans un milieu limité en phosphore. Ces différentes réserves granulaires permettent aux cyanobactéries de survivre à des périodes passagères de carence nutritive et d'être ainsi plus compétitives que les algues ne pouvant pas ou peu stocker de nutriments.

- Les vésicules gazeuses et la migration verticale

Le caractère photoautotrophe strict des cyanobactéries leur impose une adaptation chromatique selon la qualité et l'intensité de la lumière (Van Liere & Walsby, 1982). Exposées à un éclairage solaire excessif, les cyanobactéries, grâce à leurs vésicules à gaz, peuvent réguler leur flottabilité pour se mettre à un certain niveau de la colonne d'eau (Wallace & Hamilton, 2000). Cette régulation est conditionnée par la recherche de nutriments et d'éclairage adéquat. Leur habileté à se maintenir en suspension est un important facteur qui contribue à la prédominance des cyanobactéries dans les lacs (Carey *et al.*, 2012). Cette adaptation permet également, aux cyanobactéries, de migrer vers le fond afin d'éviter d'être

trop exposées à la lumière en surface et de subir les effets de la photoinhibition. [Murata et al., 2007](#)).

- La pigmentation

La chlorophylle-a et les pigments accessoires (phycoérythrine, phycocyanine, allophycocyanine) sont utilisés pour capter la lumière ([Fig. 3](#)), le type de pigment accessoire étant décisif pour déterminer la part du spectre lumineux qui sera absorbé au cours de la photosynthèse ([Stomp et al., 2004](#)). Dans les lacs profonds, l'adaptation chromatique a déjà été observée chez certaines espèces de cyanobactéries dont les pigments changent en fonction de la lumière disponible. Ce mécanisme assure que l'organisme réalisera une assimilation optimale des radiations et obtiendra par conséquent, la productivité maximale ([Esteves, 1998](#)).

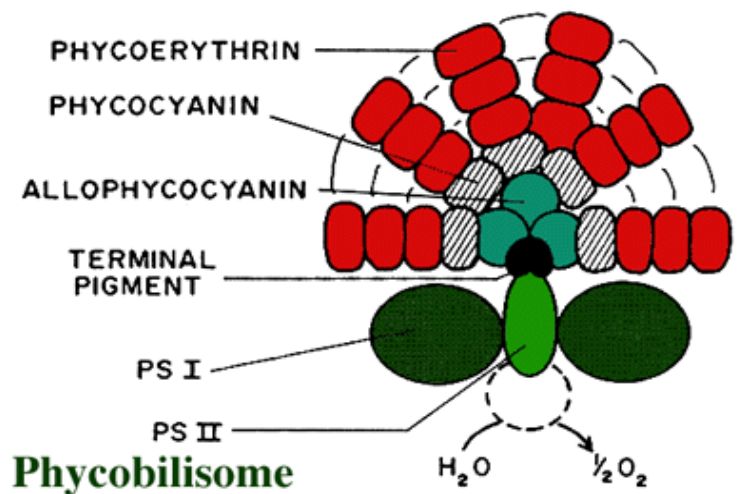


Figure 3 : Représentation schématique du complexe pigment protéine ([Alam et al., 2018](#))

- L'adaptations l'anti-broutage et Allélopathie

Les cyanobactéries ne sont pas la source de nourriture préférée du zooplancton. En effet, en plus de la production de toxines, les cyanobactéries peuvent sécréter des substances allélopathiques qui tendent à cibler directement les brouteurs et qui peuvent altérer leur physiologie, induire des réactions d'évitement ou causer leur mortalité ([Smayda, 1997](#)). Les substances allélopathiques se distinguent des cyanotoxines puisqu'elles sont des métabolites secondaires extracellulaires. [Suikkanen et al., 2004](#) a montré que *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon flos-aquae* et *Anabaena lemmermannii* peuvent inhiber complètement la croissance de *Rhodomonas* sp. et ralentir le développement de *Thalassiosira weissflogii*. L'allélopathie peut donc jouer un rôle dans la compétition interspécifique et contribue au maintien de proliférations massives de cyanobactéries. Les cyanobactéries évitent également

la prédation par le zooplancton en se groupant en colonies trop volumineuses pour ne pas être ingérées. Ainsi, même si durant certaines périodes, leur taux de croissance est similaire ou inférieur aux algues, la perte par la prédation étant faible ou nulle.

- La production de toxines ;

Selon [Schmidt et al., \(2009\)](#), le relargage de toxine est intimement lié au cycle de vie des cyanobactéries (toxines relarguées lors de la sénescence, la mort ou la lyse cellulaire). La production de toxines par certaines espèces de cyanobactéries permet de limiter et de diminuer le broutage par le zooplancton et confère à ces espèces un avantage évolutif par rapport aux algues ([Santos Silva, 2019](#) ; [Jang et al., 2008](#)).

- L'état de dormance

Lorsque les conditions du milieu dans lequel se trouvent les cyanobactéries ne sont plus optimales pour leur croissance, certaines espèces développent des akinètes et déclenchent ainsi une période de dormance où toutes les activités métaboliques sont réduites au maximum ([Raven et al., 2000](#) ; [Sarma & Ghai, 1998](#)). Ces akinètes permettent aux cyanobactéries de résister au froid et à la sécheresse. 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](#) ; [Nichols & Adams, 1982](#)). Les akinètes sont plus résistantes que les cellules végétatives. Par exemple, les akinètes d'*Anabaena cylindrica* peuvent survivre au noir et au sec pendant cinq ans tandis que ses cellules végétatives ne peuvent survivre plus de deux semaines dans les mêmes conditions ([Yamamoto, 1975](#)). Des akinètes viables de 64 ans ont été retrouvés dans les sédiments d'un lac en Angleterre ([Livingstone & Jaworski, 1980](#)). Les akinètes contiennent des réserves de nutriments jusqu'à huit fois plus élevées que des cellules végétatives ([Sutherland et al., 1979](#)) et contiennent également d'importantes quantités de glycogène pour permettre à la cellule de survivre pendant de longues périodes de carence ([Adams & Duggan, 1999](#)).

II.5. Facteurs favorisant la prolifération des cyanobactéries

Le développement des cyanobactéries et la formation de fleurs d'eau sont influencés par la combinaison des divers facteurs physiques, chimiques (abiotiques) et biologiques (biotiques) [Thébault & Lesne, 1995](#)). Malgré les nombreuses études qui existent, il est encore difficile dans un écosystème donné de cerner les facteurs environnementaux menant à ce

phénomène et encore plus de difficultés à faire des prédictions sur leur survenue et sur leur durée (Taranu *et al.*, 2012) :

II.5.1. La température

Beaucoup d'études révèlent que les cyanobactéries sont observées durant les périodes pendant lesquelles la température de l'eau excède 25°C (Coles & Jones, 2000 ; Rapala, 1998). Ainsi, lorsque la température de l'eau dépasse 25 °C, les cyanobactéries sont généralement plus compétitives que les autres algues et croissent plus rapidement que ces dernières (Davis *et al.*, 2009; Paerl & Huisman, 2008; Robarts & Zohary, 1987).

II.5.2. La lumière et la pigmentation

Zhang *et al.*, (2012) considèrent que les conditions lumineuses sont déterminantes à l'initiation et à la durée des blooms des cyanobactéries et favorisent ainsi la dominance des cyanobactéries quand la disponibilité de la lumière est plus longue. Une exposition intermittente à de hautes intensités lumineuses conduit à des taux de croissance cyanobactérienne atteignant presque le maximum (Loogman, 1982). Cependant, Une faible disponibilité en lumière dans la colonne d'eau favorise aussi la croissance des cyanobactéries au détriment des autres algues (Lavoie, 2007). Donc les espèces qui forment des blooms semblent être les moins sensibles à la lumière. Celles qui possèdent des vésicules gazeuses peuvent réguler leur flottabilité et se déplacer verticalement dans la colonne d'eau en fonction de l'intensité lumineuse (Santos Sliva *et al.*, 2019 ; Reynolds *et al.*, 1987).

II.5.3. Le pH

Le pH des eaux de surface favorable à la vie aquatique est situé généralement entre 7 et 9 (Rodier, 2010). En revanche, un pH entre 6 et 9 avec des concentrations assez importantes en azote, une bonne oxygénation et une intensité lumineuse pas très forte et une faible profondeur favorisent le développement des cyanobactéries (Bote, 1984). Les efflorescences cyanobactériennes sont toujours accompagnées d'une élévation du pH de l'eau et une augmentation du carbone inorganique. Ces conditions sont généralement défavorables pour la croissance des autres communautés phytoplanctoniques (Shapiro, 1997).

II.5.4. L'hydrodynamique et la profondeur de la colonne d'eau

Les conditions hydrologiques telles que la stabilité de la masse d'eau des zones de faible courant, jouent un rôle important dans la compétition entre les différentes espèces

colonisant la colonne d'eau. Cette stabilité favorise l'apparition des blooms contrairement aux rivières à fort débit. La stratification thermique est un autre facteur important car elle joue sur la distribution verticale des cyanobactéries et agit sur diverses variables essentielles pour la croissance de ces organismes, notamment sur l'accès à la lumière (Huisman *et al.*, 2004) dans les zones tempérées. Au cours des périodes chaudes de l'année, les couches d'eaux superficielles des réservoirs profonds reçoivent plus d'ensoleillement que les couches profondes. En conséquence, et en absence de l'agitation (vents, pluies...) l'eau chaude reste en surface et continue de chauffer. L'eau froide va rester à proximité du fond. Le milieu va donc se stratifier, en faisant apparaître trois couches d'eau distinctes : l'épilimnion (couche de surface), le métalimnion (zone intermédiaire contenant le plus fort gradient de température ou thermocline saisonnière) et l'hypolimnion. De nombreux facteurs influencent cette structuration thermique tels que la profondeur du plan d'eau et le temps de séjour de l'eau, la quantité de la chaleur, les vents, les reliefs, la végétation, les arborescentes, les constructions (si elles existent) (Caplanne, 2008). Lors des périodes de stratification, les espèces dotées de vésicules à gaz ont un avantage compétitif par rapport aux autres (Dia & Reynaud, 1982).

II.5.5. Les teneurs en sels nutritifs

Les cyanobactéries sont aussi reconnues pour être avantagées par les apports excessifs en azote (N) et en phosphore (P) (Wilhelm *et al.*, 2020 ; Dolman *et al.*, 2012) qui proviennent souvent du ruissèlement des engrais agricoles ou des résidences aux abords des lacs. Toutefois, Les granules de réserves que contiennent les cyanobactéries leur permettent de se développer même dans des milieux appauvris en P et N (conditions limitantes) (Chorus & Bartram, 1999).

II.5.6. Le Zooplancton

Le zooplancton est un brouteur principal de phytoplancton (Agrawal & Agrawal, 2011). Les cyanobactéries constituent de faibles sources d'alimentation pour le zooplancton, suite à leur faible teneur en éléments (acides gras insaturés et les stérols) essentiels au développement de ce dernier. (Agrawal & Agrawal, 2011 ; de Bernardi & Giussani, 1990).

Certaines cyanobactéries ont développé différents moyens de défense pour éviter leur consommation par le zooplancton. Parmi ces moyens nous pouvons citer : la taille

(filament trop long...), la forme (colonie entouré d'une gaine gélatineuse...), les propriétés biochimiques et les effets toxiques (Bouvy *et al.*, 2001 ; Lampert, 1987).

II.5.7. Facteurs climatiques

Les facteurs climatiques peuvent également freiner le développement des populations de cyanobactéries, par exemple, les vents et les chutes de pluie peuvent contribuer au mélange des plans d'eau, au lessivage ainsi qu'à la déstabilisation et à la dispersion des proliférations (Reichwaldt & Ghadouani, 2012 ; AWWA, 2010). De forts vents peuvent également influencer sur les populations en poussant les matières transportées par l'écume vers les rivages, où elles s'accumulent (AWWA, 2010). Une fréquence et une intensité plus élevées de chutes de pluie suivies de périodes de sécheresse plus longues peuvent créer une mobilisation accrue des éléments nutritifs, aussi de plus longues périodes de températures élevées sans mélange sont des conditions idéales pour un bon développement des cyanobactéries (wang *et al.*, 2021 ; Reichwaldt & Ghadouani, 2012).

III. Les cyanotoxines

Les cyanotoxines sont des toxines naturelles intracellulaires qui présentent une grande diversité de structures chimiques et de mécanismes toxiques (Rastogi *et al.*, 2014). En fonction de leur mode d'action, les cyanotoxines sont classées en hépatotoxines (organe cible principal : le foie), en neurotoxines (organe cible : le système nerveux) et en dermatotoxines (organe cible : la peau). Le classement des toxines des cyanobactéries peut également se faire en fonction de leur structure chimique en peptides cycliques, alcaloïdes ou lipopolysaccharides (LPS).

III.1. Hépatotoxines

Impliquées dans de nombreux cas d'intoxication humaines et animales, ce groupe de toxines est fréquent dans les proliférations de cyanobactéries (Buratti *et al.*, 2017 ; Rastogi *et al.*, 2014). Elles sont produites par les genres *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Nostoc*, *Planktothrix*, *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Nodularia* ; les trois derniers étant les plus toxiques (Haider *et al.*, 2003). Ces toxines sont intracellulaires et synthétisées par les cellules en croissance et sont le plus souvent libérées dans le milieu à l'occasion de la sénescence, de la mort ou de la lyse

cellulaire (Levi, 2006). La lyse cellulaire peut entre autre être causée par les attaques virales (cyanophages ou cyanovirus naturellement présents en milieux aquatique, ou par les algicides (Suttle, 2000). Les cyanotoxines les plus communes appartiennent au groupe des microcystines (MCs). Selon Haider *et al.*, (2003), le potentiel d'une souche de cyanobactéries à être toxique dépend principalement du fait qu'elle possède le gène de production de toxines et du niveau de la transcription de ces gènes. Le caractère toxique et non toxique d'une même espèce peut varier entre les différentes souches et entre les clones d'une même culture (Santos silva *et al.*, 2019). Des études multifactorielles devraient être favorisés afin d'étudier l'impact de plusieurs facteurs combinés sur le déclenchement et le taux de transcription de ces gènes codant la MCs. Car les études d'un seul facteur ne sont pas très représentatives des conditions présentes dans les milieux naturels. Les variantes de microcystines produites par les cyanobactéries sont extrêmement diverses selon la souche impliquée, le site, les paramètres environnementaux (composition physico-chimique de l'eau, intensité lumineuse, température...), la période de l'année ou tout autre facteur influant sur la croissance cellulaire. L'identification de la ou des espèces de cyanobactéries principalement impliquées dans la prolifération ne permet pas de prédire avec précision le niveau de toxicité.

III.1.1. Les microcystines (MCs) et mécanismes de toxicité

Les microcystines (MCs) sont des peptides cycliques de sept acides aminés (formule générale : cyclo-[D-alanine1 - X2 -D-MeAsp3 -Z4-Adda5 -D-glutamate6-Mdha7]), cinq acides aminés non protéiques et deux acides aminés protéiques. Ces deux derniers, situés aux positions 2 et 4, permettent de différencier les MCs, en utilisant la nomenclature qui désigne chaque acide aminé par une lettre unique (Botes *et al.*, 1984).

La diversité de la structure des microcystines repose sur la nature des acides aminés variables qui entrent en combinaison, on trouve : Microcystine LR (Leucine-arginine) ; Microcystine YR (tyronine- arginine) ; Microcystine YA (tyronine-alanine) (Kameyama *et al.*, 2004). L'espèce la plus toxique est celle produisant la microcystine-LR (Sivonen & Jones, 1999). La DL50 du test souris en injection intrapéritéale est d'environ 50- 70 µg/kg pour la plupart des microcystines (Hennion & Rivasseau, 1995).

La masse moléculaire des MCs est estimée entre 500 et 4000 daltons (Da). Les MCs les plus fréquentes ont une masse moléculaire qui se situe entre 900 et 1100 Da (Van Apeldoorn *et al.*, 2007). Jusqu'à présent, près de 279 variantes de Microcystines (MCs) ont été identifiées (Bouaicha *et al.*, 2019 ; Diez-quijsada *et al.*, 2019 ; Spoof & cathrine, 2016).

Les MCs sont des promoteurs de tumeur au niveau du foie en plus d'être de puissants inhibiteurs des protéines phosphatases 1 et 2A (PP1 et PP2) de la synthèse des acides aminés sérine et thréonine (Sivonen & Jones, 1999). Dans les échantillons naturels et à l'obscurité, les microcystines peuvent persister plusieurs mois voire des années (Sivonen & Jones, 1999). Il est intéressant de noter que l'OMS a mis en place des conduites à tenir et recommande une concentration limite tolérée de 1µg en équivalent microcystine-LR par litre d'eau potable. C'est la valeur en dessous de laquelle la consommation d'eau peut être considérée sans danger. Il faut savoir que les cellules de *Microcystis* en phase de croissance rapide libèrent les concentrations de MCs les plus élevées. Des études comme celle de Jang *et al.*, (2003) mentionne l'hypothèse que les toxines sont synthétisées comme mécanisme de défense ont présence d'un prédateur comme le Zooplancton ou un compétiteurs qui occupe la même niche écologique que les *Microcystis* (Pattanaik *et al.*, 2010). La MC notamment celle libérée par *Microcystis* est caractérisé une large distribution géographique de la faite que ce genre prolifère dans les conditions les plus variées. Elles sont retrouvées sous les latitudes les plus septentrionales jusqu'aux régions les plus chaudes, dans des plans d'eau dont les caractéristiques physico- chimiques sont variables (Buratti *et al.*, 2017).

III.1.2. Mécanismes de toxicité des microcystines

Chez les mammifères, l'organe cible des MCs est le foie. Lorsque ces composés sont ingérés et libérés dans le sang, après avoir traversé l'estomac et l'iléon, ils s'accumulent dans les hépatocytes par l'entremise du système de transport des acides biliaires (Duy *et al.*, 2000). À l'intérieur des cellules du foie, les MCs inhibent les protéines du type phosphatase (PP1 et PP2A) qui exécute la déphosphorylation de phosphoprotéines intracellulaires. Cette inhibition affecte plusieurs processus conduisant à diverses réponses cellulaires telles que ; la modification cytosquelette et perturbation des filament d'active, l'induction du stress oxydatif, l'apoptose, la réduction de la répartition d l'ADN et la promotion tumoral (catherine *et al.*, 2017 ; Buratti *et al.*, 2017 ; campos & vasconcelos, 2010). L'excrétion des microcystines se

ferait surtout par les fèces avec les acides biliaires qui se déversent dans le duodénum (Duy *et al.*, 2000).

IV. Impacts et enjeux des proliférations de cyanobactéries

La prolifération des cyanobactéries engendre de lourdes conséquences à différents niveaux sur la santé des écosystèmes, la santé publique et l'économie dans les réservoirs touchés :

a) Impacts écologiques

La présence d'efflorescences de cyanobactéries affecte l'aspect esthétique d'un plan d'eau qui cause des perturbations dans les écosystèmes notamment à travers une réduction de la transparence de l'eau par l'augmentation de la turbidité, la couleur souvent verte ou turquoise des écumes et la production des molécules malodorantes, telles que la géosmine et le 2-méthylisoborneol (Juttner & Watson 2007 ; Izaguirre *et al.*, 1982).

Parallèlement, l'excès de matière organique en surface conduit à une augmentation de la respiration et à l'épuisement du stock d'oxygène dissous dans la zone profonde. Cet épuisement peut conduire à l'hypoxie ($[O_2] < 2 \mu\text{g L}^{-1}$), causant l'asphyxie ou la mort des organismes (Watson *et al.*, 2016 ; Jenny, 2013). Ainsi que, la mortalité massive de nombreux poissons et invertébrés ou une réduction de leur habitat, avec une diminution de la biodiversité phytoplactonique (Huisman *et al.*, 2018).

b) Impacts sanitaires

La prolifération massive de certains genres de cyanobactéries synthétise des cyanotoxines peuvent avoir des effets nocifs sur la santé animale et humaine suite à leur ingestion ou l'exposition à court et à long terme tout au long de la chaîne alimentaire allant du zooplancton, les poissons, les mammifères et l'homme (Buratti *et al.*, 2017 ; Amrani *et al.*, 2014 ; Campos & Vasconcelos, 2010).

- **Impact sur l'homme**

Chez l'homme, les signes cliniques actuellement connus comprennent l'irritation de la peau, du nez, de la gorge, des yeux, voire des allergies, au contact d'une eau contaminée. Lors de l'ingestion d'eau, des maux de ventre, des nausées, des diarrhées ou des vomissements

sont parfois constatés. Plus rarement, le patient présente des étourdissements, des maux de tête, de la fièvre, des troubles hépatiques (hépatotoxines) ou des symptômes nerveux (neurotoxines) (Bertrand *et al.*, 2004) (Tableau 1). Des études ont montré que les cyanotoxines peuvent être à l'origine des cancers (Buratti *et al.*, 2017; Catherine *et al.*, 2017; Campos & Vasconcelos, 2010).

Tableau 1 : exemples d'empoisonnement humain par les cyanotoxines.

<i>Dates et sites</i>	<i>Pays</i>	<i>Nombres de cas</i>
1931 Ohio	U.S.A	Gastro entérites
1979 Palm Island	Australie	Hépto-entérites 148 hospitalisations
1988 Itaparica	Brésil	2000 gastro-entérites (enfants)
1989 Res. Rudyard	R.U.	Pneumonies, diarrhées humaines
1993 Res .D'Itaparica	Brésil	Gastro entérites 88 morts
1994-1995 Shangai	Chine	Cancer primitif du foie
1996 Caruaru	Brésil	60 morts (nécrose du foie) chez des dialysés

- **Impact sur les animaux**

Plusieurs cyanotoxines ont été mises en cause dans des mortalités de la faune sauvage. Ces mortalités sont bien documentées en ce qui concerne les animaux terrestres (singes, visons, mouffettes, rhinocéros) et aquatiques des milieux continentaux (flamants roses, poissons...) (Chen *et al.*, 2009) (Tableau 2).

Tableau 2 : exemples d'empoisonnement animal par les cyanotoxines.

<i>Dates et sites</i>	<i>Pays</i>	<i>Nombres de cas</i>
1878 Lac Alexandrina	Australie	Empoisonnement du bétail
1978	Norvège	Mort environ 40 moutons
1980	R.U.	Mortalité de chiens et de moutons
1985	Mer Baltique	Mortalité de chiens
1974-1994	Suisse	Atteintes mortelles du bétail (100 bovins)
1988 Lac Richmond	U.S.A	Empoisonnement du bétail, d'oiseaux, de chiens, de poissons
1990 1992	Ecrosse	Neuro intoxication de chiens
1997	Italie	Mortalité de poissons et de mollusques
2003 à 2005	Lozère	Neuro intoxication de 30 chiens et plus
2008	Algérie (lac Oubeira)	La mort de 12 individus de tortues appartenant à deux espèces, <i>Mauremys leprosa</i> , (espèce omnivore) et <i>Emys orbicularis</i> (espèce carnivore), dont la concentration en microcystine était équivalente à 1,12 mg/l.

c) Impacts économique

D'un point de vue économique, les blooms cyanobactériens provoquent une perturbation des procédés de traitement des eaux d'alimentation et rendent le coût de traitement des eaux destinées à l'alimentation très cher surtout en présence des cytotoxines comme les microcystines (MCs) et les molécules odorantes (geosmine) dans les eaux brutes (Groga *et al.*, 2017 ; Watson *et al.*, 2016 ; Hamilton *et al.*, 2014). Ces molécules nécessitent des quantités importantes de charbon actif pour leurs éliminations (Dodds *et al.*, 2008). Les fortes densités cyanobactériens dans ces eaux peuvent provoquer le colmatage des filtres (Merel *et al.*, 2013). La présence des cyanobactéries dans les plans d'eau à usage touristique peut provoquer des pertes économiques lourdes pour les gestionnaires de ces plans d'eau, tel que : l'arrêt de la pratique des loisirs aquatiques, le départ prématuré des touristes, fermeture de l'hôtellerie et la restauration (Merel *et al.*, 2013).

V. Contextes géographiques et cadre climatique du sous bassin de l'Oued Guebli

La partie pratique de cette étude a été focalisée sur deux barrages Beni Zid et Guenitra situés dans le bassin versant de l'Oued Guebli. Pour une meilleure organisation de ce tapuscrit et pour ne pas encombrer la partie matériel et méthodes. Nous avons privilégié de présenter tout ce qui concerne l'étude théorique des contextes géographiques et cadre climatique du sous bassin de l'Oued Guebli dans la partie revue de la littérature.

V.1 Situation géographique

Le bassin versant (BV) de l'Oued Guebli, est situé au Nord- Ouest de la Wilaya de Skikda appartient au bassin côtier constantinois centre (code N°03). Il est drainé par l'Oued Guebli et ses affluents.

Ce bassin s'étend du 6° 23' au 6° 47' de longitude Est et du 36°35' au 36°58' de latitude Nord. Il couvre une superficie de 993 Km² et se trouve presque totalement inclus dans le territoire administratif de la wilaya de Skikda (Mecibah, 2008).

Il est limité au Nord, par la mer Méditerrané ; au Sud et Sud- Ouest par le bassin versant de Oued Rhumel ; à l'Est par le B.V de Oued Saf-Saf et le B.V de Oued Bibi ; au Nord- Ouest par le

B.V des côtières Cap Bougaroun (Mecibah, 2008).

Et notamment par les lignes de partages des eaux des montages suivantes : au Nord, par la mer Méditerranée ; au Sud par Djebel (Dj) Sid Dris. Dj. Bit Ed Djazia et Dj. Ayata ; à l'Ouest par Dj. El Goufi, Dj. El Krehak, Dj.Rokba, Col Melab, Dj. Beni Magdoul, Dj. Bou Lakroud, et Dj Ed Debar ; à l'Est par les massifs de Collo. Dj .Sidi Ali Ben Zouit, Dj. Ach El Gab, Dj. MoulSra, Dj. Bou Satour et Dj. Boukhallouf.

L'Oued Guebli est subdivisé en six (6) sous bassins (Fig. 4) qui sont (Mecibah, 2008) :

- S.B.V. de l'oued Aflassane.
- S.B.V. de l'Oued Beni- Zid.
- S.B.V de l'Oued Bourekane
- S.B.V. de l'Oued Guenitra.
- S.B.V. de l'Oued Guebli amont
- S.B.V. de l'Oued Guebli aval.

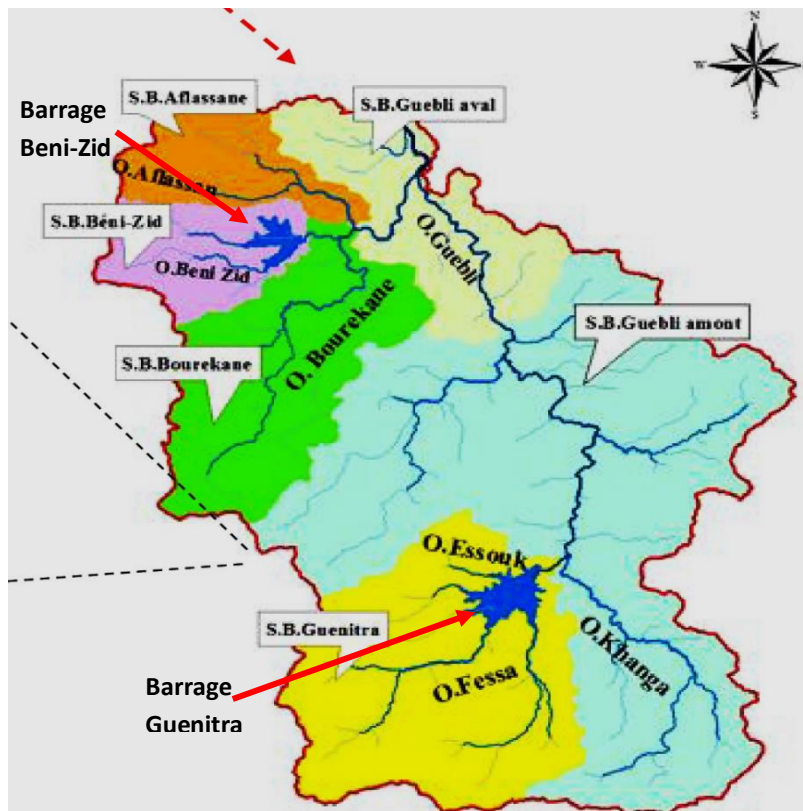


Figure 4 : Carte de découpage des sous bassins versants de l'Oued Guebli (Mecibah, 2008).

V.2. Le réseau hydrographique

Le bassin versant Guebli du nom de l'Oued résulte de la jonction de deux Oueds : l'Oued Fessa qui prend naissance au Sud-Ouest de la chaîne numidique de Sidi Dris , principal cours d'eau alimentant le barrage de Guenitra et ses différents affluents [Oued Charfa, Oued Mégramène, Oued Mellouh, Oued Essouk(parcoure la zone minière de Sidi kamber)] et l'Oued Khanga prenant naissance au Sud-Est de Djebel Bit Eddjazia et Dj. Ayata résultant de

confluence de deux oueds : l'Oued Refref et l'oued Sdira. L'Oued Guebli est d'une longueur de plus de 45km, draine une superficie de 993 km², est alimenté par les eaux provenant de ses affluents et des massifs montagneux.

Le bassin versant de Guebli présente un chevelu hydrographique très dense constitué des oueds permanents et des oueds temporaires (Mecibah, 2008).

V.3. Nature des nappes aquifères

Dans le bassin versant de l'oued Guebli, il existe deux importantes nappes constituées par les mêmes formations géologiques (gravier, sables et galets), il s'agit de la nappe phréatique de la plaine de Collo (elle a une forme quadrilatérale allongée, d'une longueur de 8km et d'une largeur de 5km le long de la mer, avec une superficie de 18 Km²) et la nappe profonde et superficielle de la plaine de Tamalous- Bin El Ouiden (elle a une superficie de 37 km²) (Ben Rabah, 2006).

V.4. Cadre climatique

En vue de l'absence des données climatiques complètes concernant les deux barrages d'étude (Beni Zid et Guenitra) nous avons utilisé les données météorologiques de la station météorologique de Skikda afin de caractériser le climat de la région.

V.4.1. Caractérisation climatique de la zone d'étude

V.4.1.1. Humidité relative (HR %)

Le degré d'hygrométrie moyenne (10 ans) dans la région de Skikda, été très élevé pendant la période allant de 2007 jusqu'à 2016, avec une moyenne de 69,53%. D'après le [tableau 3](#) les variations mensuelles des moyennes annuelles de l'humidité sont très faibles avec un maximum de 70,9% observé en avril et un minimum de 67,4% en novembre.

Tableau 3 : Variation mensuelles des moyennes annuelles d'humidité (Skikda : 2007-2016) (station météorologique de Skikda, 2016).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Humidité (%)	69,2	69,3	69,6	70,9	70,4	69,4	68,6	70,3	69,5	69,1	67,4	70,6

V.4.1.2. Les vents

Les études de fluctuation des vents sont nécessaires afin de comprendre le fonctionnement de l'écosystème. En effet, le vent a une grande influence sur la transparence de l'eau et le déplacement des espèces (De Casabianca & Kepel, 1999).

Dans le [tableau 4](#) sont consignées les variations mensuelles des moyennes annuelles (10 ans) de la vitesse du vent dans la région de Skikda. Les vents à Skikda n'ont jamais dépassé 3,96 m/s même en période hivernale. Cependant la vitesse minimale est enregistrée au mois d'août avec 2,85 m/s.

Tableau 4 : Variation mensuelle des moyennes annuelles de la vitesse des vents (Skikda : 2007-2016) ([Station météorologique de Skikda, 2016](#)).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Vent (m/s)	3,74	3,96	3,57	3,33	3,32	3,29	3,33	2,85	3,3	3,42	3,49	3,61

V.4.1.3. Les précipitations

Les précipitations constituent le premier facteur important dans le cycle de l'eau ; leur distribution dans le temps et dans l'espace conditionne la forme des écoulements.

- **Répartition mensuelle des précipitations**

A partir du [tableau 5](#), il apparaît que la période pluvieuse s'étale à partir du mois d'octobre jusqu'au mois de mars. Au cours des dix ans deux pics ont été enregistrés aux mois de mars et décembre, avec 105,58 et 105,41 mm respectivement toutefois le mois le plus sec est juin avec une moyenne de 10,79 mm.

Tableau 5 : Variation des précipitations mensuelles des moyennes annuelles (Skikda : 2007-2016) ([Station météorologique de Skikda, 2016](#)).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Précipitation (mm)	98,33	102,75	105,58	46,93	44,86	10,79	16,51	15,51	67,93	82,89	102,69	105,41

- **Répartition saisonnière des précipitations**

Il est connu que le taux des précipitations diffère d'une saison à l'autre, pour déterminer les quantités, nous nous sommes intéressés aux précipitations saisonnières

Automne (octobre, novembre, décembre) ; **Hiver** (janvier, février, mars) ; **Printemps** (avril, mai, juin) ; **Été** (juillet, août, septembre). Ce choix nous permet les constatations suivantes :

D'après le [tableau 6](#), la saison hivernale est la plus pluvieuse (306.49 mm soit 38.30 % des pluies annuelles), suivie par la saison automnale (253,51 mm soit 31.68 %), la saison printanière (197,37 mm soit 24,66 %) et enfin la saison la plus sèche (estivale) qui représente (42,81 mm soit 5,35 %).

Tableau 6 : Variations saisonnières des précipitations (Skikda : 2007-2016) ([Station météorologique de Skikda, 2016](#)).

Saisons	Hiver		Printemps		Été		Automne	
Périodes	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%
2007/2016	306,49	38,30	197,37	24,66	42,81	5,35	253,51	31,68

- **Répartition inter annuelle des précipitations**

L'analyse de la courbe des variations interannuelles des précipitations ([Fig. 5](#)) montre que l'année 2008/2009 est l'année la plus arrosée (84,075 mm de pluie). En revanche, l'année 2015/2016 est la plus sèche (50,1 mm de pluie) ; les précipitations moyennes sont de l'ordre de 66,73 mm.

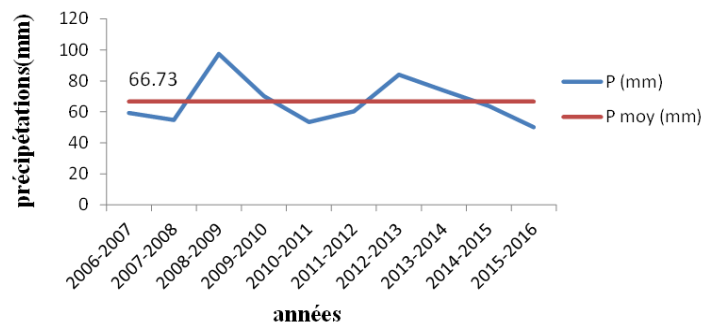


Figure 5 : Variation interannuelle des précipitations (Skikda : 2007-2016) ([Station météorologique de Skikda, 2016](#))

V.4.1.4. L'évaporation

Le [tableau 7](#) donne les valeurs d'évaporation en mm il apparaît que la valeur la plus élevée a été enregistrée au mois d'août (83,17 mm). En revanche, la valeur la plus faible au mois de janvier (42,03 mm).

Tableau 7 : Variation de l'évaporation mensuelle des moyennes annuelles en (mm) (Skikda : 2007-2016) (Station météorologique de Skikda, 2016).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Evaporation (mm)	42,03	45,66	52,89	51,91	58,85	68,15	76,24	83,17	71,89	68,81	59,72	50,62

V.4.1.5. Les températures

La température est le deuxième élément important après les précipitations pour déterminer l'étage climatique d'une région. Elle exerce une action directe sur l'évaporation de l'eau (Belkheir & Hadj Ali, 1981). Elle permet aussi de déterminer le bilan hydrique (Handouzi, 2011). D'après la figure 6, nous constatons que le mois le plus chaud est août (26,37°C) et le mois le plus froid est janvier (12,86°C).

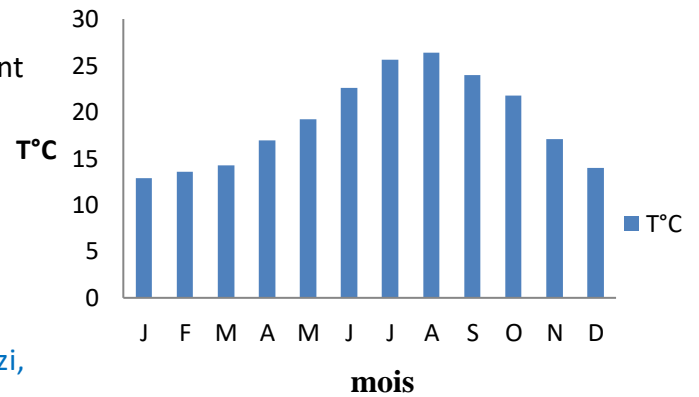


Figure 6 : Répartition mensuelle des moyennes annuelles en (°C) des températures (Skikda : 2007-2016) (Station météorologique de Skikda, 2016).

V.4.1.6. Courbe Ombrothermique

Selon BAGNOULS, un mois est sec lorsque le total des précipitations P (mm) est égal ou inférieur au double de la température T (°C), une période sèche est une suite de mois secs, elle peut s'exprimer par (P < 2T). Le diagramme ombrothermique de Gausson (Fig.7) pour la période 2007-2016 montre que l'année est répartie en une saison sèche allant de début d'avril à la fin octobre et une saison humide allant de novembre à la fin de mars.

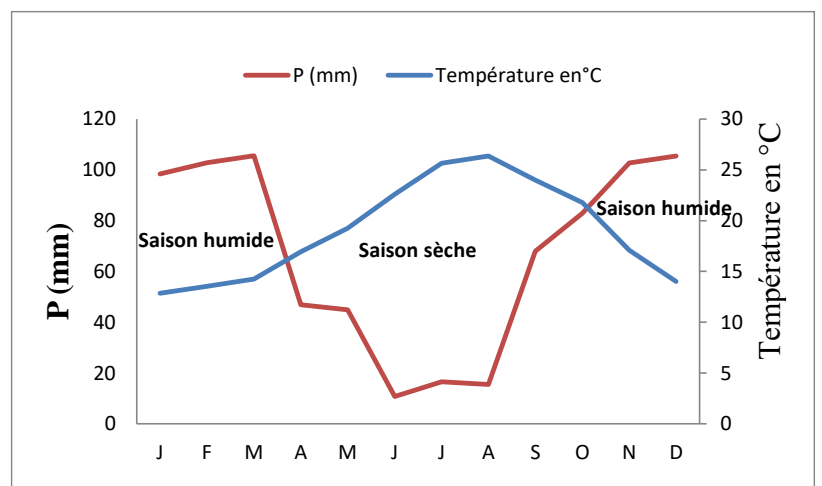


Figure 7 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson (Skikda de 2007-2016) (Station météorologique de Skikda, 2016)

CHAPITRE II :

MATERIEL ET METHODES

I. Présentation des sites d'étude

Dans ce présent travail nous nous sommes intéressés à l'étude de la problématique des cyanobactéries dans deux barrages (Beni Zid et Guenitra) en exploitation pour la production d'eau potable et l'irrigation des terres agricoles du bassin versant de l'oued Guebli.

I.1. Localisation géographique du barrage Beni Zid

Le barrage de Beni Zid est un ouvrage hydraulique fut construit en 1989-1996 sur l'oued Beni Zid qui fait partie du bassin de l'oued Guebli (Fig. 8). Il se situe au Nord-Est d'Algérie, à 20 km au sud de la ville de Collo, à 90 Km de la ville de Skikda et à 120 Km de la ville de Constantine. Il est alimenté par deux principaux oueds : Oueds Beni zid et Oued Zadra qui prennent leur source sur le versant de l'Atlas Tellien (Mecibah, 2008).

Les eaux du barrage de Beni Zid sont destinés à :

- L'alimentation en eau potable de la ville de Collo.
- L'irrigation de la vallée des Oueds Beni Zid et Guébli.

Le **tableau 8** résume les différents apports en eau des cours d'eau alimentant Beni Zid.

Tableau 8 : Pourcentage des apports en eau des principaux cours d'eau alimentant le barrage de Beni Zid (A.N.R.H Constantine, 2016).

COURS D'EAU	SUPERFICIE EN km ²	APPORTS EN EAU (%)
OUED BENI ZID	27,8	50,09
OUED ZADRA	26,8	48,28
AUTRE	0,9	1,62



Figure 8 : photo satellite du barrage Beni Zid prises le 03/09/2023 avec les principaux oueds qui l'alimentent (Google Earth, 2023)

I.2. Localisation géographique du Barrage Guenitra

Le barrage de Guenitra « EL baraka » est un ouvrage hydraulique situé au Nord-Est de l'Algérie à 50 km au sud de la wilaya de Skikda et 73 km de la ville de Constantine. Ce barrage fut le premier construit au niveau du bassin versant de l'Oued Guebli, mis en service le 14 octobre 1984 sur le lit de Oued Fessa caractérisé par un réseau hydrographique important (4,04 km/km²) (Fig.9). La capacité totale de Guenitra est de 120 hm³ et son volume régularisable est de 30 hm³/an. Le barrage de Guenitra est alimenté par : Oued Fessa (Kebir), Oued Charfa, Oued Magramen, Oued Malouh et Oued Essouk. Ce dernier parcourt la zone minière de Sidi Kamber et dont la pente est la plus élevée (Boukhrissa, 2015). Le couvert végétal dans cette zone est faible (des oliviers dans la partie Sud du sous bassin et de quelques arbres fruitiers au niveau du village d'Oum Toub).

Guenitra est destiné à :

- L'alimentation en eau potable et en eau industrielle, la ville de Skikda et son complexe industriel.
- L'irrigation de 5650 Ha de périmètres agricoles dans la vallée de Saf-Saf et dans la plaine de Medjez-edchich.

Le [tableau 9](#) présente les différents apports en eau des cours d'eau alimentant Guenitra.

Tableau 9 : Pourcentage des apports en eau des principaux cours d'eau alimentant le barrage de Guenitra (A.N.R.H Constantine, 2016).

COURS D'EAU	SUPERFICIE EN km ²	APPORTS EN EAU (%)
OUED FESSA	77,48	38,24
OUED CHARFA	70,33	34,71
OUED MEGRAMENE	21,95	10,83
OUED MELLOUH	11,65	5,75
OUED ESSOUK	12,49	6,16
AUTRES	8,7	4,29



Figure 9 : photos satellites du barrage Guenitra prises en 2023 avec les principaux oueds qui l'alimentent (Google Earth, 2023).

I.3. Paramètres hydromorphologiques des barrages Beni Zid et Guenitra

L'ensemble des paramètres hydromorphologiques des barrages Beni Zid et Guenitra sont consignés dans le [tableau 10](#).

Tableau 10 : caractéristiques techniques des barrages Beni Zid et Guenitra (ANB, 1996 ; 1983).

Paramètres	Beni-Zid	Guenitra
<i>Année de mise en eau</i>	1996	14 octobre 1984
<i>Capacité totale de la retenue</i>	40 millions m ³	125 millions de m ³
<i>Réserve d'envasement</i>	4 millions m ³	11,1 millions m ³
<i>Volume régularisé</i>	19,9 millions m ³	48 millions m ³
<i>Superficie du bassin versant</i>	58,5 Km ²	202 Km ²
<i>Altitude maximale</i>	1287m NGA	1364 m NGA
<i>Altitude minimale</i>	28,5m NGA	110 m NGA
<i>Altitude de retenue normale</i>	66 m	164 m
<i>Altitude des plus hautes eaux</i>	71,6 m	167,70 m
<i>Aire de la retenue au niveau normal</i>	286,3 ha	694,35 ha
<i>Aire de la retenue au niveau exceptionnel</i>	360,3 ha	782,17 ha
<i>Hauteur maximale au-dessus du terrain naturel</i>	43,5m	60 m
<i>Hauteur maximale au-dessus du fond des fouilles</i>	52,6m	69 m
<i>Largeur en crête</i>	10m	9 m
<i>Largeur maximale au niveau des fondations</i>	248,4	330 m
<i>Longueur en crête</i>	141m	515 m
<i>Nature du sol</i>	Hétérogène : Rocheux sable, limons sableux	Hétérogène : gneiss tectonisés et recristallisés en granulites, schistes et quartzo-phyllades, argiles consolidés (marmes) bigarrées

II. Stations et stratégie d'échantillonnage

II.1. Stations d'échantillonnage

La plus importante difficulté inhérente à l'échantillonnage des cyanobactéries est leur hétérogénéité dans l'espace et dans le temps. Des proliférations semblent parfois éclore subitement, tandis que d'autres, très visibles à un moment donné, disparaissent brutalement. Ces phénomènes sont dus aussi bien aux migrations jour et nuit, qu'au cycle de vie des populations ainsi qu'aux conditions climatiques (Brient *et al.*, 2001).

Avant de choisir les différentes stations d'échantillonnage nous avons procédé : à la collecte d'un maximum d'information concernant les sites d'étude (bathymètre, hydrodynamique et l'historique d'efflorescence antérieure des cyanobactéries. De plus, nous avons repéré les zones critiques telles que les embouchures des oueds, sources de pollution (usine, agglomérations,...). Une visite aux deux plans d'eau basés sur la reconnaissance visuelle pour détecter des informations indispensables telles que la couleur de l'eau, la direction du vent, la présence ou non de dépôts colorés sur la berge, l'agglomérat de couleur en suspension ou en surface, ou toute observation pertinente (mauvaises odeurs...). Trois autres paramètres plus décisifs dans le choix des stations de prélèvement ont été pris en considération.

- La direction des vents dominants (Nord et Nord-Est) ;
- L'accessibilité des sites ;
- Les moyens de prélèvement disponibles.

Dans chaque barrage cinq stations d'échantillonnage ont été choisies. L'ensembles des caractéristiques des cinq stations retenues pour chacun des barrages (Beni Zid et Guenitra) sont consignées dans les [tableaux 11](#) et [12](#) respectivement.

Tableau 11 : Caractéristiques des cinq stations d'échantillonnage à Beni Zid (Google Earth, 2023 ; ANB, 1996).

N° de Stations	Descriptions	Coordonnées Lambert		Exposition au vent	Nature du sol
		Latitude	Longitude		
Station 1 (St1B)	localisé au niveau de la prise d'eau à la surface	36.909336°	6.506241°	Abrité	Hétérogène
Station 2 (St2B)	localisé au niveau de la prise d'eau à une profondeur de 13 m	36.909336°	6.506241°	Le vent n'interfère pas	Hétérogène
Station 3 (St3B)	localisé au niveau de la prise d'eau à une profondeur de 20 m	36.909336°	6.506241°	Le vent n'interfère pas	Hétérogène
Station 4 (St4B)	localisé au centre de la retenue, situé sur une colonne d'eau de 28 m de profondeur	36.911594°	6.494733°	exposé au vent	Hétérogène
Station 5 (St5B)	localisé proche de la digue	36.909032°	6.507298°	Abrité	Rocheux

Tableau 12 : Caractéristiques des cinq stations d'échantillonnage à Guenitra (Google Earth, 2023 ; ANB, 1983).

N° de Stations	Descriptions	Coordonnées Lambert		Exposition au vent	Nature du sol
		Latitude	Longitude		
Station 1 (St1G)	localisé au niveau de la prise d'eau à la surface paraport à un repère	36°42'46.35"N	6°38'1.11"E	Abrité	Hétérogène
Station 2 (St2G)	localisé au niveau de la prise d'eau à une profondeur de 14 m	36°42'46.35"N	6°38'1.11"E	Le vent n'interfère pas	Hétérogène
Station 3 (St3G)	localisé au niveau de la prise d'eau à une profondeur de 24 m	36°42'46.35"N	6°38'1.11"E	Le vent n'interfère pas	Hétérogène
Station 4 (St4G)	localisé au centre de la retenue, situé sur une colonne d'eau de 28 m de profondeur	36°42'15.56"N	6°37'20.43"E	exposé au vent	Hétérogène
Station 5 (St5G)	localisé proche de la digue	36°42'56.93"N	6°38'7.50"E	Abrité	rocheux

La figure 10 montre une photo satellite d'une vue d'ensemble du barrage Beni Zid prises le 15/04/2023 présentant la localisation des cinq stations de prélèvement (St1B, St 2B, St 3B, St 4B, St 5B). La figure 11 montre un zoom sur l'ensemble des stations de Beni Zid (Google Earth, 2023).



Figure 10 : Photos satellites montrant une vue d'ensemble de la zone d'étude dans le Barrage Beni Zid avec la localisation des cinq stations de prélèvement (St1B, St 2B, St 3B, St 4B, St 5B) (Google Earth, 2023).



Figure 11 : Photos satellites montrant un zoom sur les stations St1B, St2B, St3B, St4B, St5B (proche de digue) de Beni Zid (Google Earth, 2023).

La figure 12 montre une photo satellite d'une vue d'ensemble du barrage Guenitra prises le 15/04/2023 présentant la localisation des cinq stations de prélèvement (St1G, St 2G, St 3G, St 4G, St 5G).

La figure 13 correspond à un zoom sur l'ensemble des stations de Guenitra (Google Earth, 2023).



Figure 12 : Photos satellites montrant une vue d'ensemble de la zone d'étude dans le barrage Guenitra avec la localisation des cinq stations de prélèvement (St1G, St 2G, St 3G, St 4G, St 5G) (Google Earth, 2023).

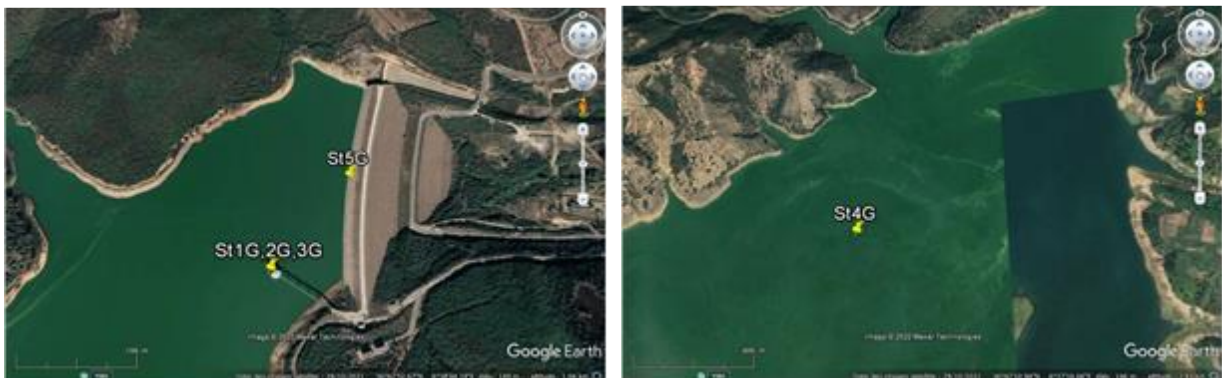


Figure 13 : Photos satellites montrant un zoom sur les stations St1G, St2G, St3G, St4G, St 5G (proche de digue) de Guenitra (Google Earth, 2023).

II.2. Stratégie d'échantillonnage

II.2.1. Elaboration d'une fiche de terrain

Pour chaque prélèvement une fiche de terrain a été élaborée d'après [Blais, \(2008\)](#) ; [Brient et al., \(2004\)](#) contenant les données suivantes :

- Date et heure du prélèvement,
- Paramètres physico-chimiques de l'eau,
- Données météorologiques,
- Surveillance des fleurs d'eau (couleur,

Un exemple de fiche de terrain en date du 23 février 2016 est présenté en **annexe (3)**.

II.2.2. Prélèvement et traitement des échantillons

Les prélèvements des échantillons d'eau pour l'identification et le dénombrement des cyanobactéries, ainsi que les mesures et les dosages des paramètres physico-chimiques de l'eau, la chlorophylle (a) et les toxines ont été réalisés mensuellement au niveau de nos deux sites d'étude : barrage **Beni Zid et Guenitra** pendant **deux cycles** de Janvier 2015 jusqu'à Décembre 2016.

En **2015 quatre stations** ont été retenues dans chacun des deux barrages : **St1B, St2B, St3B, St4B pour le barrage Beni Zid** et **St1G, St2G, St3G, St4G pour le barrage Guenitra**. Cependant on se base sur le suivi effectué pour chacun des plans d'eau pendant ce premier cycle 2015 nous avons constaté la nécessité d'ajouter **une cinquième station St5B à Beni Zid** et **St5G à Guenitra pour le deuxième cycle 2016**.

Les stations : **St1 B, St4B et St5B** et **St1 G, St4G et St5G** permettent un suivi à partir d'analyses effectuées sur des prélèvements en **sub-surface**. Toutefois les stations : **St2B, St3B** et **St2G, St3G** nous ont permis de faire un **profile verticale** dans la colonne d'eau.

II.2.2.1. Sur le terrain

Il est important de noter que les cyanobactéries, grâce à leurs vacuoles gazeuses, se déplacent dans la colonne d'eau en fonction de l'éclairement. Au matin, elles recouvrent la surface, et vers midi elles s'enfoncent légèrement en dessous de la surface, de ce fait tous les prélèvements ont été réalisés dans la matinée.

La **figure 14** résume les trois protocoles de prélèvement et les mesures des paramètres *in situ* appliqués au cours de cette étude pour chacun des deux barrages et chacune des cinq stations.

Il est à noter que les prélèvements de la surface et sub-surface (St1B, St4B et St5B et St1G, St4G, St5G) ont été prélevés à l'aide d'un sceau et les prélèvements en profondeur (St2B, St3B et St2G, St3G) ont été réalisés à l'aide d'une bouteille van Dorn (Hydro-Bios®, Germany) équipé d'un thermomètre pour les profils verticaux. Les mesures de la transparence ont été effectuées que pour les st1 et 4 à Beni Zid et Guenitra.

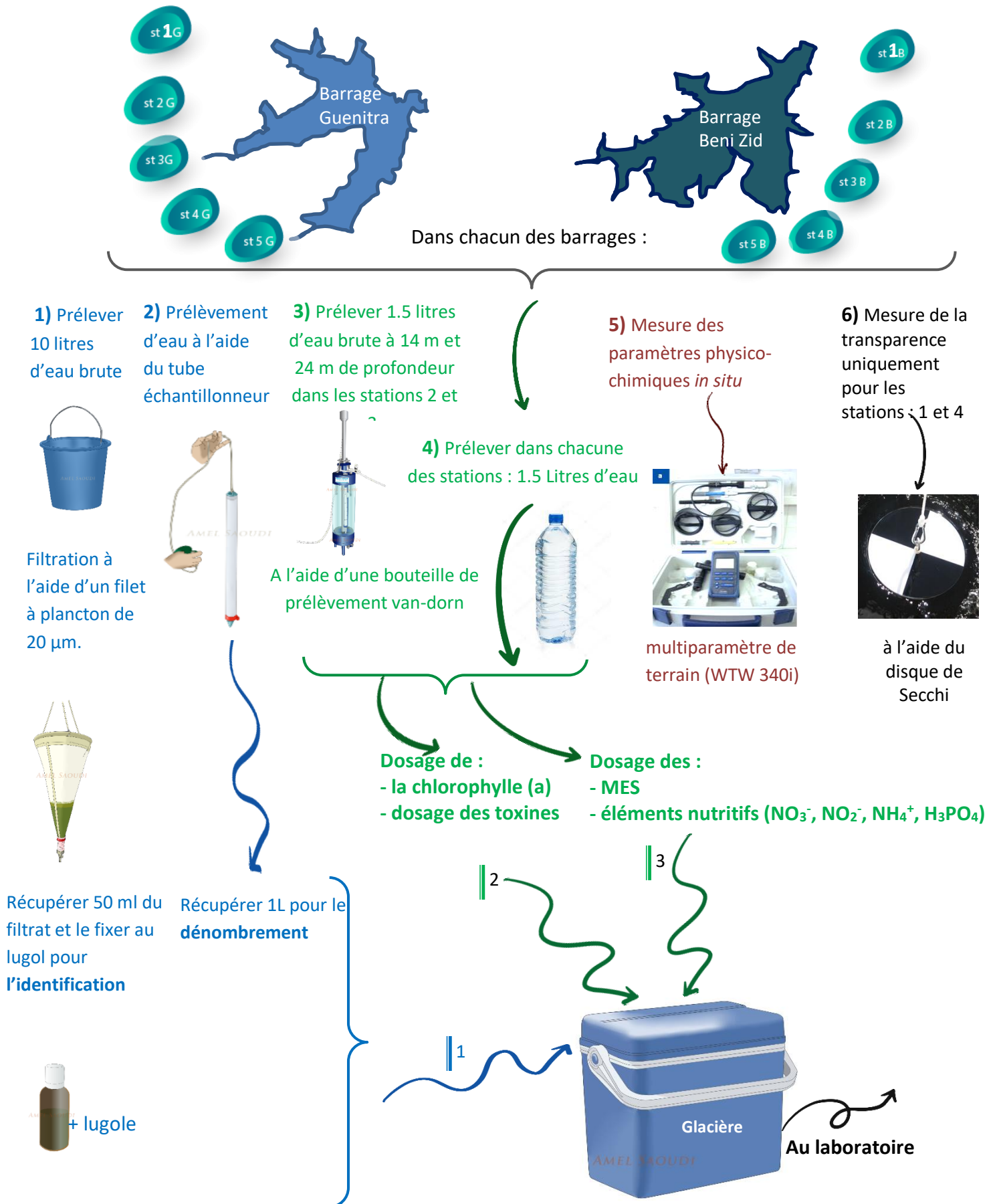


Figure 14 : protocole des prélèvements effectué sur le terrain pour chacune des cinq stations.

1/ Le premier protocole concerne : L'étude quantitative et qualitative des cyanobactéries

- Pour l'identification, 10 litres d'eau de surface de chaque station ont été prélevés et filtrés à l'aide d'un filet à plancton de 20 µm de maillage (Hydro-Bios®, Germany) afin de concentrer la population des cyanobactéries ainsi que tous les microorganismes dont le diamètre dépasse 20 µm. Le volume du filtrat (50 ml) du collecteur du filet a été récupéré dans des flacon en verre ambré contenant du lugole pour une meilleure conservation des échantillons (Treyture *et al.*, 2007; Leitão & Couté, 2005 ; Brient, 2001),
- Quant au dénombrement 1 litre d'eau de surface de chaque station a été prélevé à l'aide d'un tube d'échantillonnage mesurant 1m de long et 5 cm de diamètre immergé dans la colonne d'eau permet de récolter environ 1 litre et demi d'eau brute. Cet "cumulé" permet de considérer le phytoplancton de la surface à un mètre de profondeur (Brient, 2008).

2/ Le second protocole : relatif au dosage des toxines et la chlorophylle (a) consiste à prélever 1.5 litre d'eau à partir de chacune des cinq stations dans des bouteilles en plastique.

3/ Le troisième protocole consiste à prélever 1.5 litre d'eau à partir de chaque station dans des bouteilles en plastique couvertes de papier aluminium pour effectuer les analyses physico-chimiques.

L'annexe (4) regroupe l'ensemble des photos du matériel de prélèvement sur terrain. Les flacons et les bouteilles sont munis d'une étiquette sur laquelle sont notés la date, l'heure et le numéro de station de prélèvement annexe (5). Les différents échantillons ont été transportés dans une glacière au frais et à l'obscurité et acheminés au laboratoire.

II.2.2.2. Au laboratoire

Dès l'arrivée au laboratoire :

- Les prélèvements réservés à l'identification ont été conservés à 4°C jusqu'à l'analyse ultérieure.
- Les aliquotes de 1 litre réservés pour le dénombrement ont été filtrés à l'aide d'un filtre en polycarbonate lavable le filtre est récupéré dans un 1 ml d'eau de l'échantillon lui-même dans des tubes Eppendorf (Brient *et al.*, 2008).
- Les aliquotes de 1.5 litre réservés pour le dosage des toxines et de la chlorophylle (a) ont

été répartis en :

- 500 ml réservés pour les toxines ont été filtrés à travers un filtre en microfibres de verre Whatman GF/C (0,45 µm). Le filtre est récupéré puis séché à 50°C et conservé à -20°C (Cummings, 2002 ; Brient *et al.*, 2001 ; Chorus & Bartram, 1999),
- 150 ml réservés pour le dosage de la chlorophylle (a) ont été eux aussi filtrés de la même manière précédente (Brient *et al.*, 2001).
- Les prélèvements (1,5 L) destinés au dosage des paramètres physico-chimique et de MES vont être traité comme suite :
 - 500 ml d'eau brute ont été filtrées sur un filtre Whatman GF/C préalablement pesé : après filtration : le filtre avait servi au dosage de MES alors que le filtra (l'eau filtrée) été destiné au dosage des paramètres physico-chimiques.
 - 1000 ml qui restent ont été conservés en cas de besoin.

La préparation des échantillons au laboratoire pour les différentes analyses est illustrée dans la [figure 15](#).

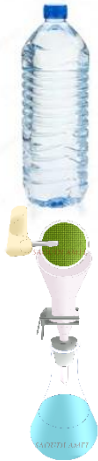
Au laboratoire : le jour même du prélèvement

01

> Protocole



-Conservation à 4°C pour :
-L'**identification** des cyanobactéries entre lame et lamelle sous Microscope Carl Zeiss (Axiostar plus) avec caméra uEye32



-Filtration de 1 L sur un filtre en polycarbonate lavable

-Prendre 50 µl pour **dénombrement** Sur cellule Nageotte (Brient, 2008).

-Sécher le filtre à 50°C. Conserver à -20°C pour le dosage des **toxines** par ELISA

02

> Protocole



-Filtration 500 ml [filtre Whatman GF/C (0.45 µm)]



-Mettre le filtre dans l'acétone à 90% pendant 24h à l'obscurité (Aminot & Kérouel, 2004)

03

> Protocole



-Filtration de 150 ml [filtre Whatman GF/C (0.45 µm)]



-L'eau filtrée pour dosage des **sels nutritifs** :

-Ammonium (Aminot & Kérouel, 2004)

-Nitrite (Aminot & Kérouel, 2004)

- Nitrate (ISO, 1994)

-Orthophosphate (Aminot & Kérouel, 2004)

-Filtration de 150 ml [filtre Whatman GF/C (0.45 µm)]



-le filtre sert au dosage des **MES** par méthode de pesé différentiel (Aminot & Chaussepied, 1983)

Figure 15 : préparation des échantillons au laboratoire pour les différentes analyses à effectuer ultérieurement.

III. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les dosages des éléments nutritifs (nitrites, nitrates, azote ammoniacal, orthophosphates) et de MES ont été réalisés au Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux (EMMAL), département de sciences de la mer, université Badji Mokhtar Annaba. Cependant le pH, la température, l'oxygène dissous, la conductivité et la transparence ont été mesurés in situ au pondant l'échantillonnage.

III.1. Mesure de la transparence de l'eau

La mesure de la transparence dans les stations 1 et 4 pour chacun des barrages a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi. Il s'agit d'un disque métallique de 20 cm de diamètre. Il est peint en noir et blanc et est attaché à une corde graduée. Le disque de Secchi doit être plongé dans l'eau et on mesure la profondeur à laquelle il disparaît. Marquer ce point à l'aide d'une pince placée sur la corde, exactement à la jonction de l'air et de l'eau (EN ISO 7027, 2000). La photo du disque est représentée en annexes (4)

III.2. Mesure des paramètres physico-chimiques *in situ*

La température (°C), le pH, la conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$) et l'oxygène dissous (mg/l) ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multi-paramètre (WTW Multi 340i) annexes (4).

- Les mesures se font en plongeant la sonde appropriée pré-étalonnée dans l'eau, puis attendre jusqu'à la stabilisation de l'affichage du résultat sur l'écran.

IV. Le dosage des sels nutritifs

Les dosages des sels nutritifs dans les échantillons d'eau pré-filtrées [nitrates (NO_3^-); nitrites (NO_2^-); ammonium (NH_4^+); orthophosphates (PO_4^{3-})] ont été effectués par des méthodes colorimétriques, la lecture de l'intensité de la couleur se fait par spectrophotomètre (Shimadzu UV-1700 Pharma Spec UV-VIS) et les résultats des concentrations exprimées en mg/l ont été calculées d'après les courbes d'étalonnages préalablement établies au laboratoire d'accueil. La température de l'échantillon doit être comprise entre 20- 23°C. La photo du spectrophotomètre et la préparation de l'ensemble des réactifs sont rapportées en annexe (4) et annexe (6) respectivement.

IV.1. Dosage des nitrates (NO₃⁻)

- **Principe**

Ce dosage est basé sur la réaction des nitrates avec le diméthyl-2.6 phénol en présence des acides sulfuriques et orthophosphoriques, avec production du nitro-4 diméthyl-2.6 phénol. La présente norme internationale spécifie une méthode par spectrométrie pour le dosage des nitrates dans les eaux potables et l'eau brute (ISO, 1994).

- **Mode opératoire :**

- Dans une fiole de 50 ml introduire : 2 ml de l'échantillon, 14 ml du mélange acides, et 2 ml de Diméthyl-2.6 phénol.
- Laisser reposer 10 à 60 min.
- En présence des nitrates dans l'échantillon la couleur vire vers le rose crevette.
- Lire l'absorbance à 324 nm (le blanc eau distillée).

IV.2. Dosage des nitrites (NO₂⁻)

- **Principe**

Le principe de base est la réaction de Griess où le nitrite réagit avec une première amine aromatique pour former un diazoïque qui est couplée à une seconde amine aromatique pour produire le colorant rose (Aminot & Kérrouel, 2004).

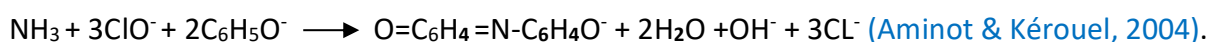
- **Mode opératoire :**

- Dans une fiole de 50 ml préalablement rincé avec l'eau à analyser introduire : 50 ml de l'échantillon ; 1ml du R1, mélanger puis attendre 2 à 5 minutes.
- Ajouter 1ml du R2, mélanger.
- Laisser agir au moins 10 minutes, mais pas plus de 1 heure.
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon à 543 nm.

IV.3. Dosage de l'ammonium (NH₄⁺)

- **Principe**

Le principe de base est la réaction de Berthelot où l'ammoniac, en milieu basique, réagit tout d'abord avec l'hypochlorite pour former une monochloramine, puis successivement avec deux molécules de phénol pour former le bleu d'indophénol de couleur verte selon la réaction suivante :



- **Mode opératoire :**

- Rincer le récipient de dosage avec l'eau à analyser.
- Introduire 100 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 5 ml du réactif R1, boucher et bien mélangé.
- Ajouter sans attendre 5 ml du réactif R2, boucher et mélanger à nouveau.
- Placer le flacon immédiatement à l'abri de la lumière, à T° ambiante, pendant au moins 1 heures.
- La lecture peut se faire le lendemain.
- Si les échantillons sont visiblement turbides, centrifuger l'échantillon avant la mesure colorimétrique.
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon à une longueur d'onde de 630 nm.

IV.4. Dosage des orthophosphates (PO_4^{3-})

- **Principe**

Le principe de base est la formation puis la réduction du complexe phosphomolybdique pour produire une intense coloration bleue ([Aminot & Kérouel, 2004](#)).

- **Mode opératoire :**

- Rincer le récipient de dosage avec de l'eau à analyser ;
- Prélever 50 ml de la solution (étalon et/ou échantillon) dans le récipient ;
- Ajouter 2 ml du réactif 1 et mélanger, attendre 15 min ;
- Ajouter 2 ml du réactif 2 et mélanger ;
- Laisser agir 5 min mais plus de 30 min ;
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon à une longueur d'onde de 800 nm.

V. Dosage de la matière en suspension (MES)

- **Principe**

La détermination de la matière en suspension dans l'eau se réalise par l'application de la méthode de pesée différentielle après filtration d'échantillon sur un filtre en fibre de verre WHATMAN GF/C 47 mm de diamètre.

Le filtre est pesé avant et après filtration. La différence de poids permet de connaître le poids sec total de la matière en suspension dans le volume filtré correspondant ([Aminot & Chaussepied, 1983](#)). La concentration des MES est donnée par

la formule :

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

P1= poids du filtre avant filtration (mg).

P2= poids du filtre après filtration (mg).

V = volume d'eau filtrée (litre).

VI. Dosage de la Chlorophylle (a) dans l'eau et détermination de l'état trophique

VI.1. Dosage de la Chlorophylle (a)

- **Principe**

La mesure des pigments phytoplanctoniques repose sur leurs caractéristiques spectroscopiques : absorption de lumière (spectrophotométrie) ou fluorescence (fluorimétrie). La chlorophylle (a) est un indicateur de biomasse algale globale non discriminant entre les différents groupes d'algues. Le principe du dosage nécessite la récolte des cellules en suspension par filtration, suivie d'une extraction du contenu du filtre par un solvant et finalement la mesure de l'absorbance de l'extrait à trois longueurs d'ondes différentes (Aminot & Kérouel, 2004).

- **Mode opératoire**

- Filtrer un volume connu d'échantillon (150 ml) sous vide, sur membrane en fibre de verre (WHATMAN GF/C 47 mm),
- Introduire le filtre dans un tube à centrifuger contenant 10 ml d'acétone à 90%, déchiqueter le filtre à l'aide d'un broyeur mécanique,
- Laisser l'extraction acétonique se poursuivre une nuit au réfrigérateur (4°C),
- Centrifuger les tubes à 3000 - 4000 tours pendant une minute, refaire la même opération pendant 5 à 10 min,
- Transférer le surnageant de centrifugation dans la cuve de mesure,
 - Laisser revenir à température ambiante les extraits s'ils sont froids,
 - Rincer 2 fois la cuve avec un peu d'extrait à analyser, veiller à ne pas entrainer des fibres, vérifier la propreté des faces de la cuve et la position correcte dans le spectrophotomètre,
 - Mesurer les absorbances de l'extrait brutes par spectrophotomètre (6705 UV-VIS, Jenway, Germany) à 630, 647, 664 et 750 nm : **A_{630 brut}**, **A_{647 brut}**, **A_{664 brut}** et **B_{brut}**.
 - Calculer les concentrations de pigments selon la méthode trichromatique

- $A_{630} = (A_{630 \text{ brut}} - bc_{630}) - (B_{\text{brut}} - bc_{750})$
- $A_{647} = (A_{647 \text{ brut}} - bc_{647}) - (B_{\text{brut}} - bc_{750})$
- $A_{664} = (A_{664 \text{ brut}} - bc_{664}) - (B_{\text{brut}} - bc_{750})$

la concentration de la chlorophylle a est donné par la formule :

$$(\text{Chl a}) \mu\text{g/l} = (11,85 \times A_{664} - 1.54 \times A_{647} - 0.08 \times A_{630}) \times v / V_{xl}$$

VI.2. Détermination de l'état trophique

La détermination de l'état trophique de Beni Zid et Guenitra a été déterminée on se basant sur les critères établis par Galvez-Cloutier, (2002) et Wasmund *et al.*, 2001 (Tab. 13), la première classification a été basée sur la Transparence (T) et les concentrations en chlorophylle « a » dans nos deux plans d'eaux, alors que la deuxième classification a été basée sur la concentration de l'azote inorganique dissout (**DIN**) dans les eaux de nos deux sites d'étude.

La détermination de la concentration de l'azote inorganique dissous est donnée par l'équation (Wasmund *et al.*, 2001): $\text{DIN} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$

DIN : Concentration de l'azote inorganique dissous (μM).

NH₄⁺ : Concentration de l'azote ammoniacal (μM).

NO₂⁻ : Concentration des nitrites (μM).

NO₃⁻ : Concentration des nitrates (μM).

Tableau 13 : Etat trophique des masses d'eaux superficiel selon les critères de Galvez-Cloutier, (2002) et Wasmund *et al.*,(2001).

Etat trophique	Chl (a) Moy ($\mu\text{g/L}$)	Chl (a) Max ($\mu\text{g/L}$)	T Moy (m)	T Min (m)	DIN (μM)
Ultra- Oligotrophe	<1	<2,5	>12	>6	-
Oligotrophe	<2,5	2,5-8	>6	>3	< 2
Mésotrophe	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5	2 - 10
Eutrophe	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7	10 - 60
Hypereutrophe	>25	>75	<1,5	<0,7	> 60

Moy : Moyenne ; Min : minimum

VII. Identification et dénombrement des cyanobactéries dans l'eau de Beni Zid et Guenitra

L'identification et le comptage des différents taxons recensés dans nos échantillons ont été effectués au Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux (EMMAL) université Badji Mokhtar Annaba.

VII.1. Identification

L'identification des cyanobactéries passe par plusieurs étapes. Elle commence par un Examen direct à l'état frais entre lame et lamelle afin de visualiser sous microscope optique le maximum de caractères morpho-anatomique permettant d'identifier les différents taxons rencontrés dans nos échantillons. Puis un Examen microscopique après coloration à l'encre de chine pour la mise en évidence de la gaine gélatineuse (Camille, 1998)

La détermination des genres de chaque récolte a été réalisée entre lame et lamelle par l'observation sous microscope optique droit (Carl Zeiss model (Axiostar plus) doté d'une caméra uEye32 numérique à l'objectif 40, 60 et 100 des caractères morphologiques selon les clés d'identification universellement acceptées par Bourrelly, (1985); Komárek & Anagnostidis (2005 ; 1999) ; Komárek (2014 ; 2013).

Les critères retenus sont :

- La structure micro-algale (cellulaire, coloniale ou filamenteuse), ainsi que la couleur.
- La forme de la colonie ou du trichome (trouée, aplatie, lobée, composée de sous-colonies compactes),
- La forme des cellules végétatives et des cellules apicales (filamenteuses)
- La taille et la couleur des cellules.
- La présence ou l'absence de :

- ramification,	- akinetes,
- vacuoles à gaz (pseudovacuoles),	- nécriides,
- gaine gélatineuse (couleur et aspect),	- hétérocystes,
- aérotopes,	- tractus,
- hormogonie.	
- **Coloration à l'encre de Chine**

La coloration à l'encre de Chine est une coloration reverse permettant de mettre en

évidence la présence de substances extracellulaires (exopolysaccharides). Ces substances, en freinant la pénétration de l'encre dans les floccs, laissent apparaître des zones non colorées (Camille, 1998).

○ **Protocole expérimental :**

- Une goutte de l'échantillon et une goutte d'encre de chine sont prélevées à la pipette et déposées au centre d'une lame propre.
- Une lamelle est placée sur la lame de façon à recouvrir et étaler le liquide.
- L'observation se fait en lumière directe à l'objectif 40 et 60.
- Les zones non colorées témoignent de la présence de substances extracellulaires (mucilage).

VII.2. Dénombrement

Le comptage des cyanobactéries a été réalisé à l'aide de la cellule hématimétrique « Nageotte ». Il s'agit d'une lame spéciale formée de 40 bandes correspondant à une surface donnée et un volume de 50 μ l.

Le dénombrement des cellules des cyanobactéries présentes sur un certain nombre de bandes, correspond donc à un certain volume permet une estimation par millilitre (Brient et al., 2008).

La méthode consiste à :

- ajouter la solution de lugol (1%v/v) au 100 ml d'eau filtrée. Le fixateur tue les algues, les alourdit, facilite leur sédimentation et permet leur conservation pendant plusieurs semaines,
- Homogénéiser l'échantillon
- Prendre un sous échantillon de 1ml,
- Prélever 50 μ l du sous échantillon à l'aide d'une micropipette et injecter dans les puits de la lame de Nageotte en maintenant le doigt sur la lame plane spécifique jusqu'à remplir l'ensemble des 2 puits,
- Observation à l'aide d'un microscope optique (aux objectifs : 10x, 40x),
- comptage des cyanobactéries rencontrées sur le nombre des bandes de la cellule Nageotte sur lequel on rencontre 30 individus.

Cette opération est répétée plusieurs fois (3 observations). La détermination de la densité algale de l'échantillon s'effectue selon la formule suivante :

$$\text{Nombre de cellules}/50\mu\text{L} = \frac{[(\text{Moy des cellules dénombrées}/20)] \times 40}{50}$$

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

Moy: la moyenne des cellules dénombrées.

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

40 : les 40 bandes qui correspondent à la grille de la cellule de comptage.

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

V : volume de l'échantillon filtré en millilitres.

VII.3. Calcule de la Fréquence d'occurrence (FO) des genres identifiés

Dans un peuplement considéré, il est intéressant de connaître pour chaque espèce sa fréquence d'apparition : Cette dernière est définie comme étant le rapport exprimé en pourcentage du nombre de prélèvement où se trouve cette espèce sur le nombre total des prélèvements effectués (Dajoz, 1975). La fréquence d'occurrence fait partie des indices de position.

$$\text{FO}(\%) = \frac{p_i}{p} \times 100$$

La présence d'un taxon est considérée comme fréquente lorsque $\text{FO} \geq 75\%$, commune lorsque $75\% > \text{FO} \geq 50\%$, occasionnelle lorsque $50\% > \text{FO} \geq 25\%$, rare lorsque $25\% > \text{FO} \geq 10\%$ et accidentelle lorsque $\text{FO} < 10\%$.

VIII. Dosage de la microcystine LR intracellulaire par le test ELISA (Enzyme-linked Immuno sorbent Assay)

Les cyanobactéries synthétisent une variété de molécules toxiques qui peuvent nuire à la santé humaine, animale et des écosystèmes qui les abritent. Dans la présente étude, nous nous sommes intéressés au dosage de la microcystine LR intracellulaire (MC LR I). Les dosages de cette cyanotoxine, soit un total de 69 échantillons ont été effectués au sein du laboratoire EMMAL, Université de Badji Mokhtar Annaba.

Ces 69 échantillons ont été répartis comme suit : 26 échantillons appartiennent au

barrage Beni Zid et les 43 qui restent appartiennent au barrage Guenitra. Le dosage de la MC LR I a été réalisé dans les prélèvements qui abritent les plus fortes densités des cyanobactéries dans les barrages Beni Zid et Guenitra durant les deux cycles d'étude (2015-2016).

Les concentrations de la MC LR I des 69 échantillons ont été dosés par ELISA (Enzyme-linked Immuno sorbent Assay) tel que préconisé par le fabricant « Abraxis ».

VIII.1. Extraction des toxines intracellulaires

Le dosage la microcystine LR intracellulaire. Nécessite une étape d'extraction telle que décrite par [Cummings \(2002\)](#) ; [Brient \(2001\)](#) ; [Chorus & Bartram \(1999\)](#).

- **Protocole expérimental**

- Broyer les filtres réservés au dosage de la MC LR I dans un tube à essai contenant 10 ml de méthanol à 90 % +1.5 ml d'eau distillée ;
- Laisser pendant 24 heures ;
- Reprendre 1,5 ml du contenu du tube ;
- Centrifuger 3 minutes à 5000 tours /minute ;
- Faire une dilution 1/6 pour le surnageant qui va servir au dosage par ELISA.

VIII.2. Dosage de la microcystine LR intracellulaire par le test ELISA

Le kit « Abraxis (Microtitre Plate) » est réservé pour le dosage de la microcystine des eaux de surface avec une gamme de quantification comprise entre 0 et 5 µg/l. Le kit contient : une plaque à 96 puits sur lesquels sont fixés les anticorps anti- microcystines ; un diluant de l'échantillon ; un contrôle négatif (NC) ; 6 standards (C1-C6) à six concentrations différentes soit : 0, 0,15, 0,4, 1, 2, 5 µg/l de microcystine LR respectivement; l'enzyme conjuguée de microcystine; solution de lavage; substrat et une solution stop.

- **Principe**

Le principe de la technique ELISA est basé sur la compétition d'un anticorps fixé sur une phase solide, entre l'antigène recherché dans l'échantillon et un conjugué fourni par le kit. Ce conjugué est constitué d'antigène de même spécificité que l'antigène recherché dans l'échantillon.

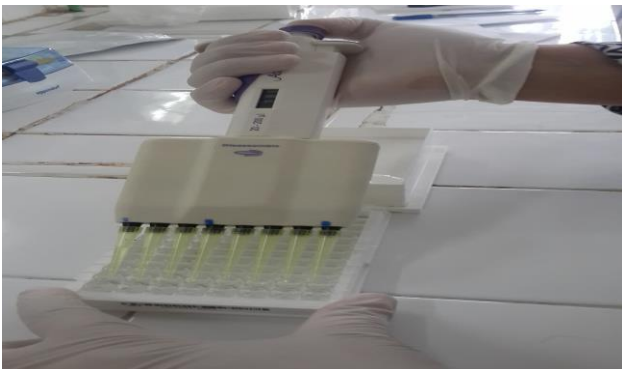
La nature du complexe Ag-Ac formé, révélée par l'addition du substrat de l'enzyme, qui va se traduire par une coloration d'intensité inversement proportionnelle à la quantité d'antigène présente dans l'échantillon (Cummings, 2002).

- **Protocole expérimental**

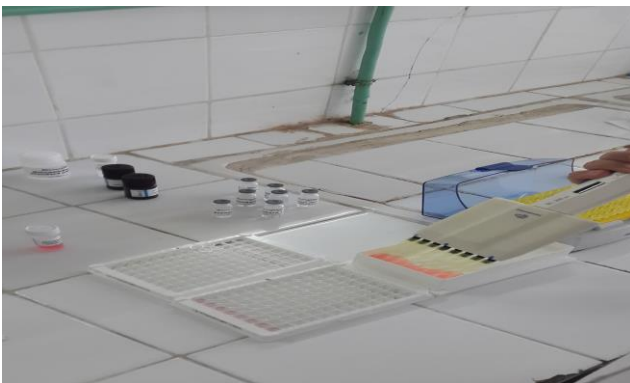
Le protocole du dosage préconisé par le fabricant « Abraxis » est illustré dans la [figure 16](#). Tous les échantillons sont analysés en duplicatas, Les concentrations des échantillons sont inversement proportionnelles à l'intensité de la couleur jaune obtenue. Les concentrations ont été calculées à partir d'une courbe d'étalonnage semi-logarithmique établie selon les valeurs des standards du kit. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{g/l}$ de microcystine LR par litre ($\mu\text{g/l}$).



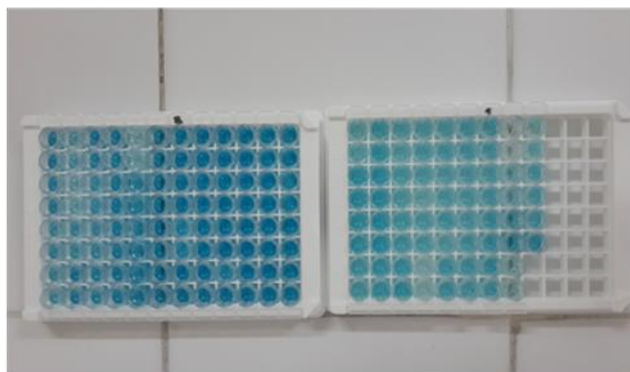
1- Sortir le kit bien avant la manipulation, laisser les réactifs prendre la température ambiante (30min). Enlever les barrettes supplémentaires. Numéroté la plaque selon le numéro et l'ordre de l'échantillon.



2- Ajouter 50 μL de chaque standard (C1-C6), du contrôle, et de chaque échantillon.



3- Déposer 50 μL de la solution anticorps anti-microcystines dans tous les puits de la plaque. Mélanger le contenu de la plaque pendant 20 à 30 secondes, puis procéder au lavage de la plaque avec la solution préconisée. Répéter l'opération 3 fois.



4- Ajouter 100 μL de l'enzyme conjuguée de microcystine (de couleur transparente) dans tous les puits puis bien mélanger le contenu de la plaque pendant 20 à 30 secondes. Couvrir la plaque avec le parafilm et incubé à température ambiante pendant 30 minutes. Puis laver 3 fois ; Ajouter 100 μL de la solution colorée (substrat) dans tous les puits, la couleur vire vers le bleu.

Figure 16 : Protocole expérimental du test ELISA pour le dosage de la microcystine LR selon ABRAXIS, (Microtitre Plate). Les photos (Boufligha, 2016)

5- Ajouter 100 μ L de solution stop dans tous les puits et bien mélanger le contenu ; la couleur vire vers le jaune.



6- Les puits sont analysés par un lecteur de microplaques (EL x 800 UV) à une longueur d'onde de 450 nm.

Figure 16 : Protocole expérimental du test ELISA pour le dosage de la microcystine LR selon [ABRAXIS, \(Microtitre Plate\)](#). Les photos ([Boufligha, 2016](#)) (Suite)

IX. Analyse statistique

Dans cette présente étude, toutes les analyses ont été effectuées sous R (R Development Core Team, version 4.0.1 ([R Core Team 2020](#)); ce dernier est un logiciel de statistique créé par Ross Ihaka et Robert Gentleman ([Ihaka & Gentleman, 1996](#)). C'est aussi un outil bien adapté pour la mise en œuvre informatique de méthodes statistiques. Il est à la fois un langage informatique et un environnement de travail.

La condition de la normalité des distributions a été vérifiée au préalable par l'application du test de Shapiro-Wilk ; les distributions étant la plupart du temps asymétriques, ce qui nous a obligé à choisir des alternatives non-paramétriques pour notre analyse statistique.

IX.1. Analyse statistique uni-variée : Comparaison inter-stations, inter-mois, inter-saisons et inter-années par le test Kruskal-Wallis, test Dunn

Nous avons appliqué le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis pour la comparaison des médianes des différentes variables, pour les trois facteurs "stations", "mois" et "saisons". Les résultats sont exprimés par le traçage du « Boxplot » (boîtes de moustaches).

Ce dernier a été suivi par l'application de test de Dunn (comparaisons par paires) en cas d'hypothèse rejetée par le test Kruskal-Wallis.

IX.2. Analyse statistique bi-variée : L'analyse de la corrélation de Spearman (r)

Les corrélations entre les séries de paramètres sont évaluées par le coefficient de corrélation non-paramétrique de Spearman (r) pour analyser l'intensité des relations entre nos paramètres. La matrice de corrélations a été schématisée par le traçage du « Coorplot ».

P : C'est la probabilité qui met en évidence les différences significatives entre la valeur du coefficient de corrélation « r » et la valeur zéro.

- Si $p > 0.05 \Rightarrow$ il n'existe pas de corrélation.
- Si $p \leq 0.05 \Rightarrow$ il existe une corrélation significative $\Rightarrow *$
- Si $p \leq 0,01 \Rightarrow$ il existe une corrélation hautement significative $\Rightarrow **$
- Si $p \leq 0,001 \Rightarrow$ il existe une corrélation très hautement significative $\Rightarrow ***$

IX.3. Analyse statistique multi-variée : analyse en composant principal (ACP)

L'analyse en composant principal (ACP) a été utilisée également en tant que méthode descriptive et exploratoire dont l'objectif est de caractériser par une approche multivariée la structuration de nos stations et nos saisons au niveau du barrage Beni Zid et Guenitra.

La flèche avec pointe dans la direction de la variance maximale pour une variable donnée et son origine indique la moyenne. La variance expliquée par cette variable est proportionnelle à la longueur de la flèche. L'angle de la flèche par rapport à cet axe exprime le poids relatif de cette variable. Plus une flèche est rapprochée d'une autre plus les variables sont corrélées entre elles (Phillipeau, 1986).

Les résultats de l'ACP sont exprimés, d'une part, par des plans factoriels combinés à des éclipses de confiance pour chacun des 2 facteurs "station" et "saisons", et d'autre part, par les cercles de corrélation de nos quinze variables quantitatives avec les 3 premiers axes de l'ACP.

IX.4. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

la classification ascendante hiérarchique (CAH) fait partie d'une multitude de tests statistiques qui visent à répartir une population d'effectif important en différentes classes ou sous-groupes. Les individus d'une même classe il faut qu'ils soient le plus semblables possible

(homogénéité intra-classes), alors que les classes il faut qu'elles soient des plus distinctes possibles (hétérogénéité inter-classes). La classification est ascendante car elle part des observations individuelles ; elle est hiérarchique car elle produit des classes ou groupes de plus en plus vastes, incluant des sous-groupes en leur sein. En découpant cet arbre à une certaine hauteur choisie, on produira la partition désirée. En effet, les arbres de l'CAH ont été tracés afin de mieux visualiser les similitudes inter-stations et inter-saisons ([Dagnelie, 2007, 2011](#)).

CHAPITRE III :
Résultats et interprétations

III.1. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau du barrage Beni Zid et Guenitra

III.1.1. Température de l'eau (2015 – 2016)

L'évolution des températures de l'eau brute de Beni Zid et Guenitra montre une évolution pratiquement similaire pour chaque type d'eau (surface, profondeur) durant les deux cycles. A l'exception des pics enregistrés au mois d'avril et mai dans les stations en profondeur (St2B et St3B) pour le barrage Beni Zid et les stations (St2G et St3G) pour le barrage Guenitra (Fig.17 A).

A Beni Zid, les températures maximales des eaux superficielles varient de 30, 9°C au mois d'aout et 29,4°C au mois de juillet dans la station St4B en 2015 et 2016 respectivement. C'est toutefois en janvier que l'ensemble des stations affichent des valeurs basses inférieures à 11,5°C au cours des deux cycles d'étude. En profondeur les températures de l'eau de Beni Zid n'ont jamais dépassé 5,5°C dans l'ensemble des stations durant notre période pratique à l'exception de l'intervalle de janvier à mai en 2015 où les températures ont atteint 21°C dans la station St2B (– 13m).

A Guenitra, les températures des eaux échantillonnées en surface étaient légèrement plus élevées que celle de Beni Zid en 2015 et en 2016. Elles étaient comprises entre 31°C et 10,3°C (Fig.17 B). Dans les stations en profondeurs on observe une baisse de la température (7,5°C à 1°C) au cours des deux cycles à l'exception du pic de 14,3°C relevé au mois de mai dans les stations St2G et St3G en 2015.

En référence aux normes admises par le [Journal Officiel de la République Algérienne J.O.R.A, \(2014\)](#) les températures notées dépassent la valeur limite de la température des eaux de surfaces de 25°C à partir du mois d'avril jusqu'au mois d'octobre ceci dans les deux barrages en 2015 et 2016.

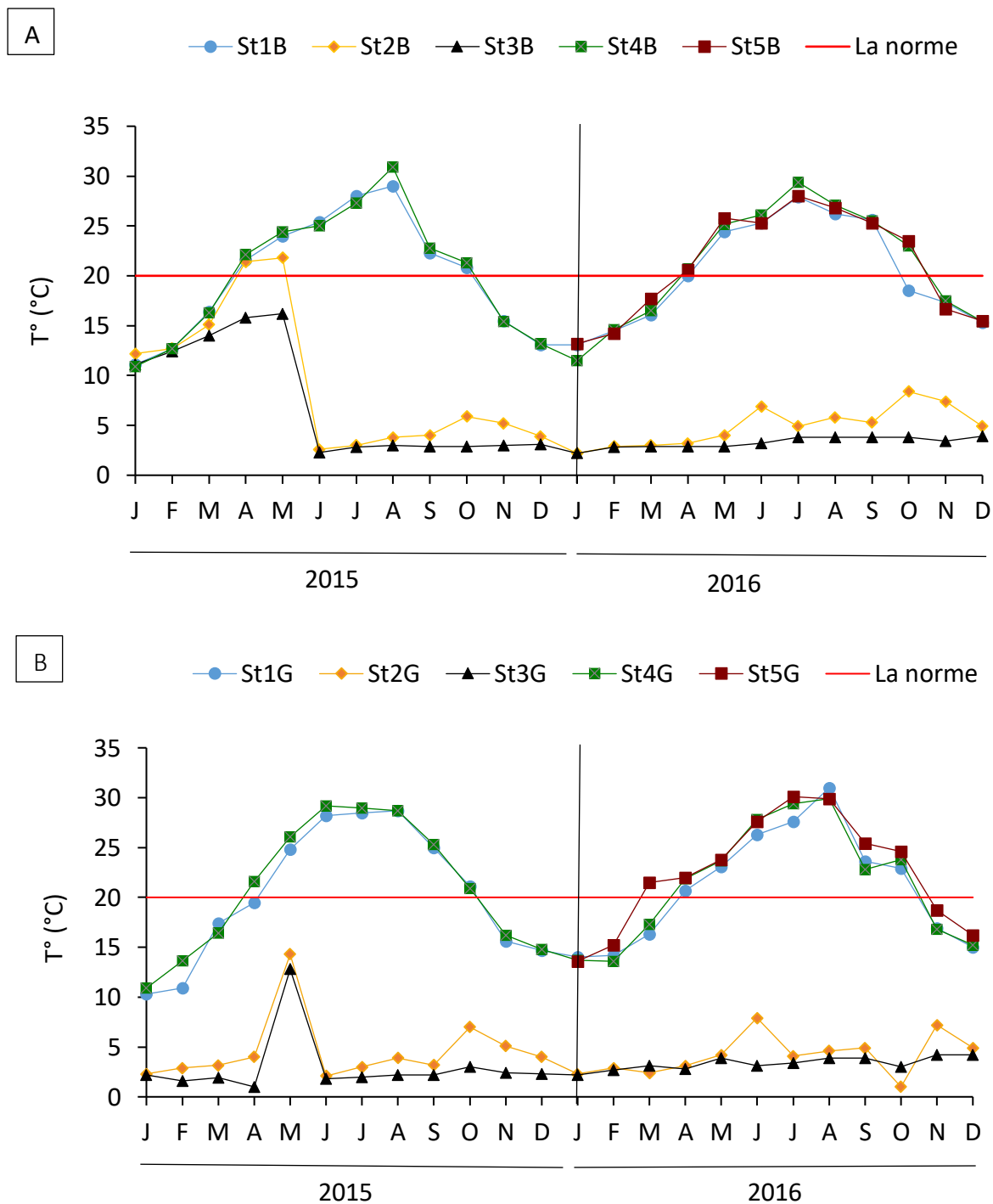


Figure 17 : Variations spatio-temporelles de la température (°C) de l'eau brute des barrages :
 (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016)

III.1.2. pH

Le pH des eaux superficielles et profondes des deux plans d'eaux est relativement constant et alcalin durant les deux cycles d'étude, il était compris entre 7 et 9. En 2016, on observe un léger dépassement de la valeur guide maximale de 10 (J.O.R.A, 2014) au mois de mai et juin à Beni Zid et du mois d'avril au mois de juillet à Guenitra (Fig. 18).

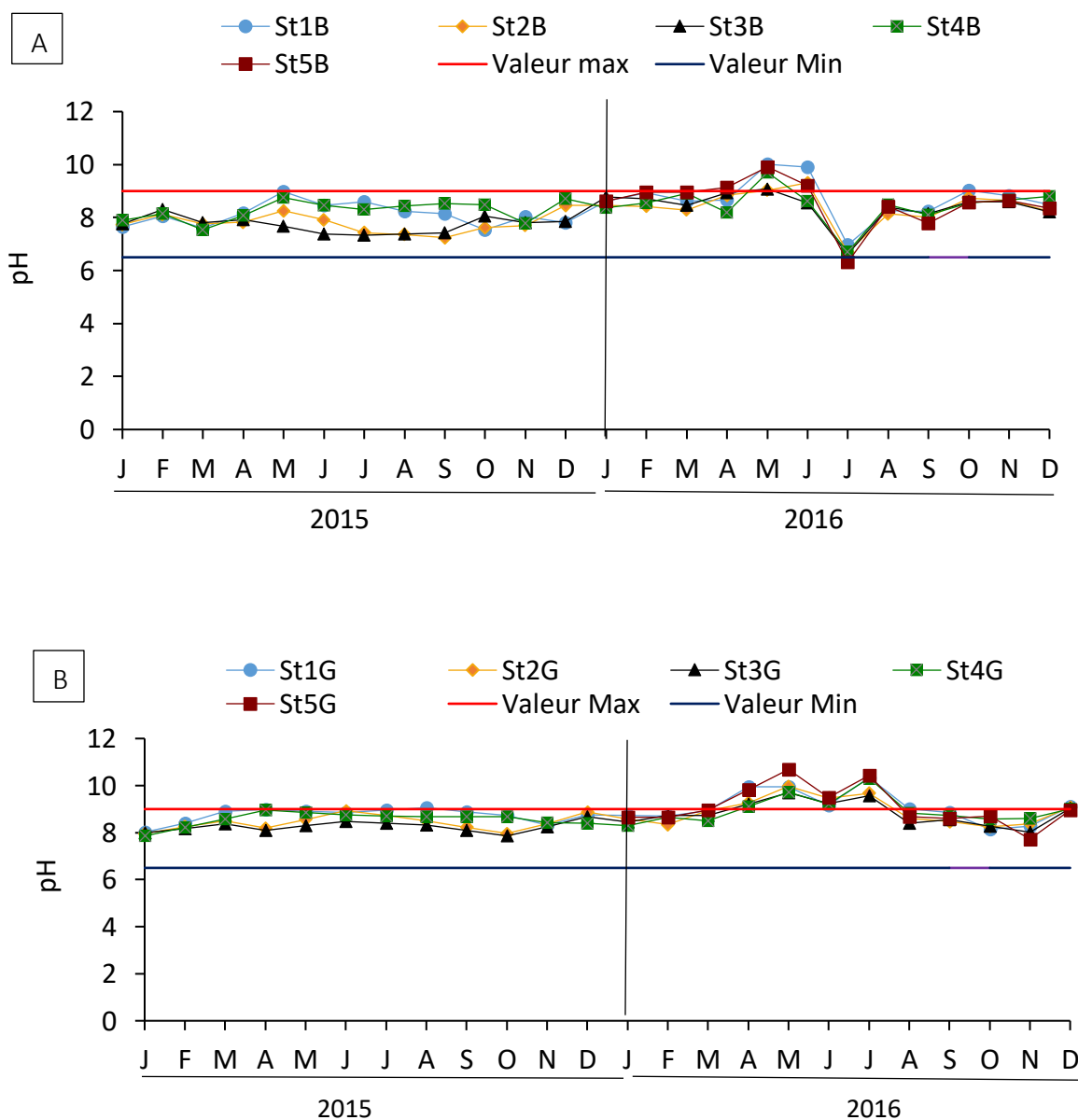


Figure 18 : Variations spatio-temporelles du pH de l'eau de l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.3. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous de l'eau des deux barrages suivent la même fluctuation saisonnière d'une année à l'autre (Fig. 19) illustrées par des concentrations assez élevées pendant les mois froids (janvier- avril) et des concentrations basses pendant les mois chauds (mai - septembre) dans les deux types d'eaux en surface et en profondeur en 2015 et en 2016).

Les concentrations en oxygène dissous dans les eaux des stations en surface (St1B, St4B, St5B) à Beni Zid oscillent entre 7,56 et 10,52 mg/l. Cependant en profondeur (St2B, St3B) ce paramètre varie entre 1,55 et 10,37 mg/l.

A Guenitra les teneurs en oxygène dissous (2,65 et 11,55 mg/l) en surface (St1G, St4G, St5G) sont très proches de celle relevées à Beni Zid. Toutefois en profondeur (St2G, St3G) les concentrations en oxygène dissous (1,55 et 10,93 mg/l) sont inférieures à celles de Beni Zid.

Dans les eaux superficielles, des dépassent de la valeur guide maximale de 8 mg/l (J.O.R.A, 2014) durant les deux cycles d'étude, et dans les deux Barrages ont été relevés ; sauf au mois de Novembre 2016 dans le Barrage Guenitra dans la station St5G (2,65 mg/l).

De même la valeur guide maximale de 8 mg/l (J.O.R.A, 2014) a été aussi dépassé dans les eaux profondes en période froide de janvier à mai en 2015 et de janvier, février, mars et octobre en 2016 dans le Barrage Beni Zid (Fig. 19 A). A Guenitra les dépassements ont été relevés de janvier à mars 2015 et de janvier, février, mars et octobre 2016 (Fig. 19 B).

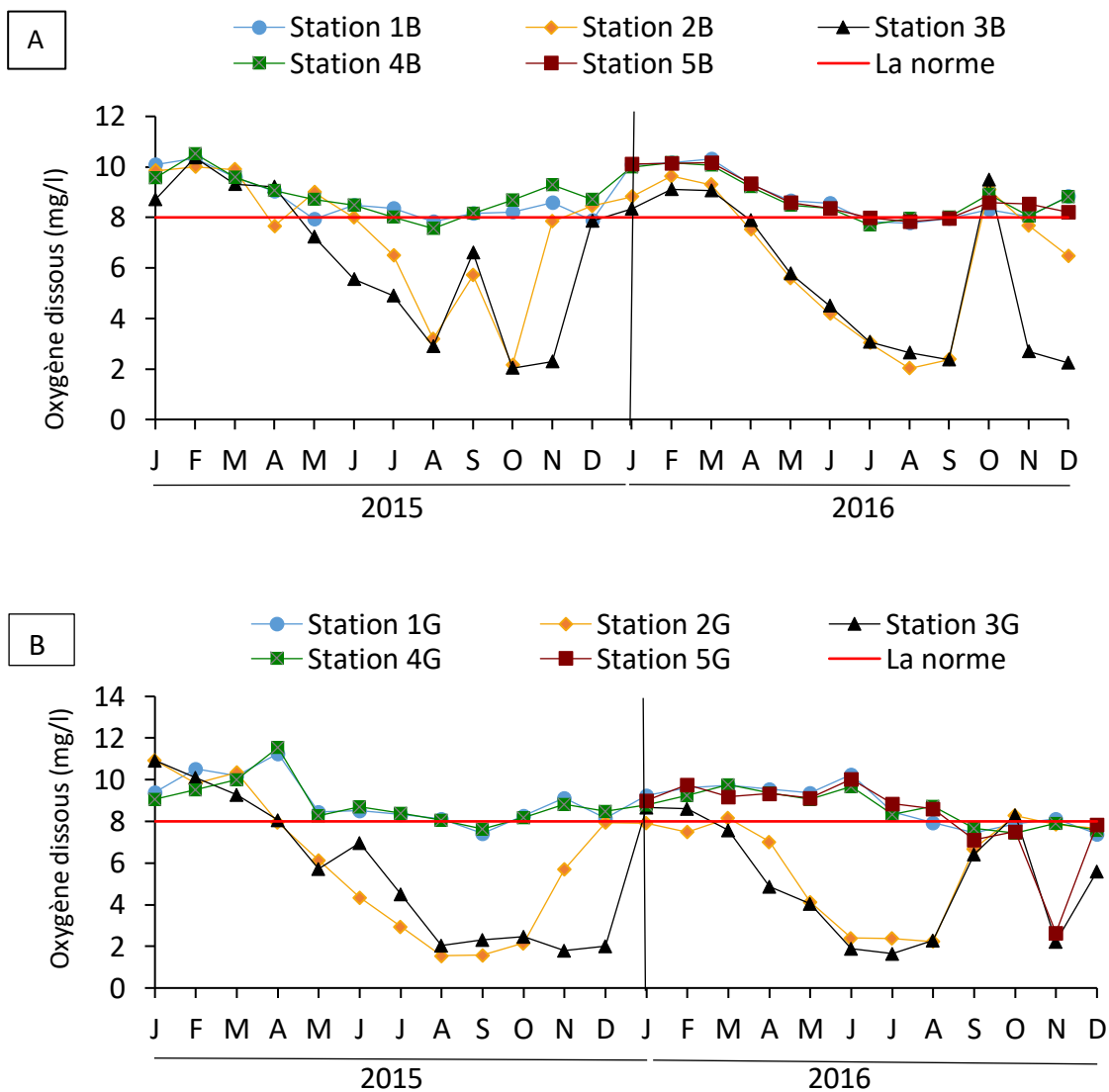


Figure 19 : Variations spatio-temporelles des teneurs en oxygène dissous (mg/l) de l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.4. Conductivité

La conductivité des eaux de Beni Zid et Guenitra présente une évolution mensuelle et annuelle pratiquement similaire dans l'ensemble de stations retenues dans cette étude (Fig. 20). Elle a été le plus souvent comprise entre 167 et 285 $\mu\text{s}/\text{cm}$ dans le Barrage Beni Zid et entre 518 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 641 $\mu\text{s}/\text{cm}$ dans le Barrage Guenitra. Durant les deux cycles d'étude, la conductivité des deux plans d'eaux n'a jamais dépassé la valeur limite de 2800 $\mu\text{s}/\text{cm}$ recommandée dans les normes algériennes (J.O.R.A, 2014).

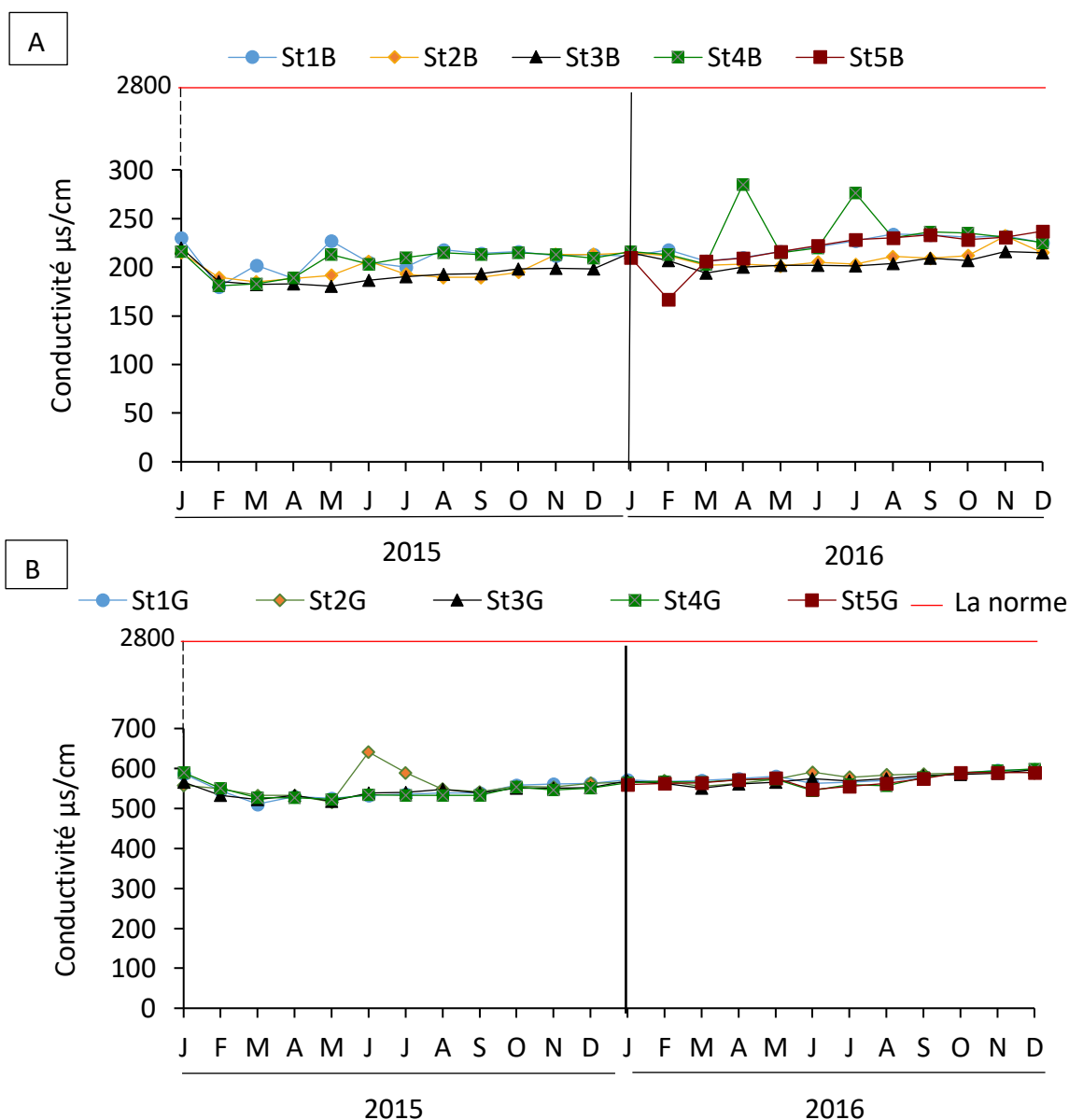


Figure 20 : Variations spatio-temporelles de la conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$) dans l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.5. Matière en suspension

Nos données montrent que dans l'ensemble des stations échantillonnées la teneur en matière en suspension montre des variations annuelles et mensuelles accentuées en 2016. Dans les deux sites d'étude.

En 2015 les MES dans les eaux superficielles de Beni Zid (Fig. 21 A) varient de 0,69 à 39 mg/l avec un pic de 39 mg/l au mois de janvier dans la station St1B. Dans les eaux profondes et les teneurs de ce paramètre oscillent entre 1,2 et 66,4 mg/l. Le pic a été relevé au mois de janvier dans la station St2B. Cependant en 2016 la variation mensuelle a été beaucoup plus prononcée que celle en 2015, une augmentation des MES a été observée à partir du mois d'avril jusqu'au mois de décembre, elle varie de 3 à 115 mg/l dans les stations situées en surface et de 2 à 120 mg/l dans les stations localisées en profondeur.

L'évolution de la variation annuelle de MES à Guenitra (Fig. 21 B) était dans le même sens de celle de Beni Zid. En 2015 les MES n'ont pas dépassé 50 mg/L alors qu'en 2016 des pics ont été enregistrés au cours des mois correspondant à la période automnale (Octobre novembre et décembre) où des valeurs maximales de 256 mg/l étaient enregistrées au mois de novembre dans la station St5G située en surface et deux autres pics de 324 et 354 mg/l ont été relevés au mois d'octobre et décembre dans les stations profondes St2G et St3G respectivement.

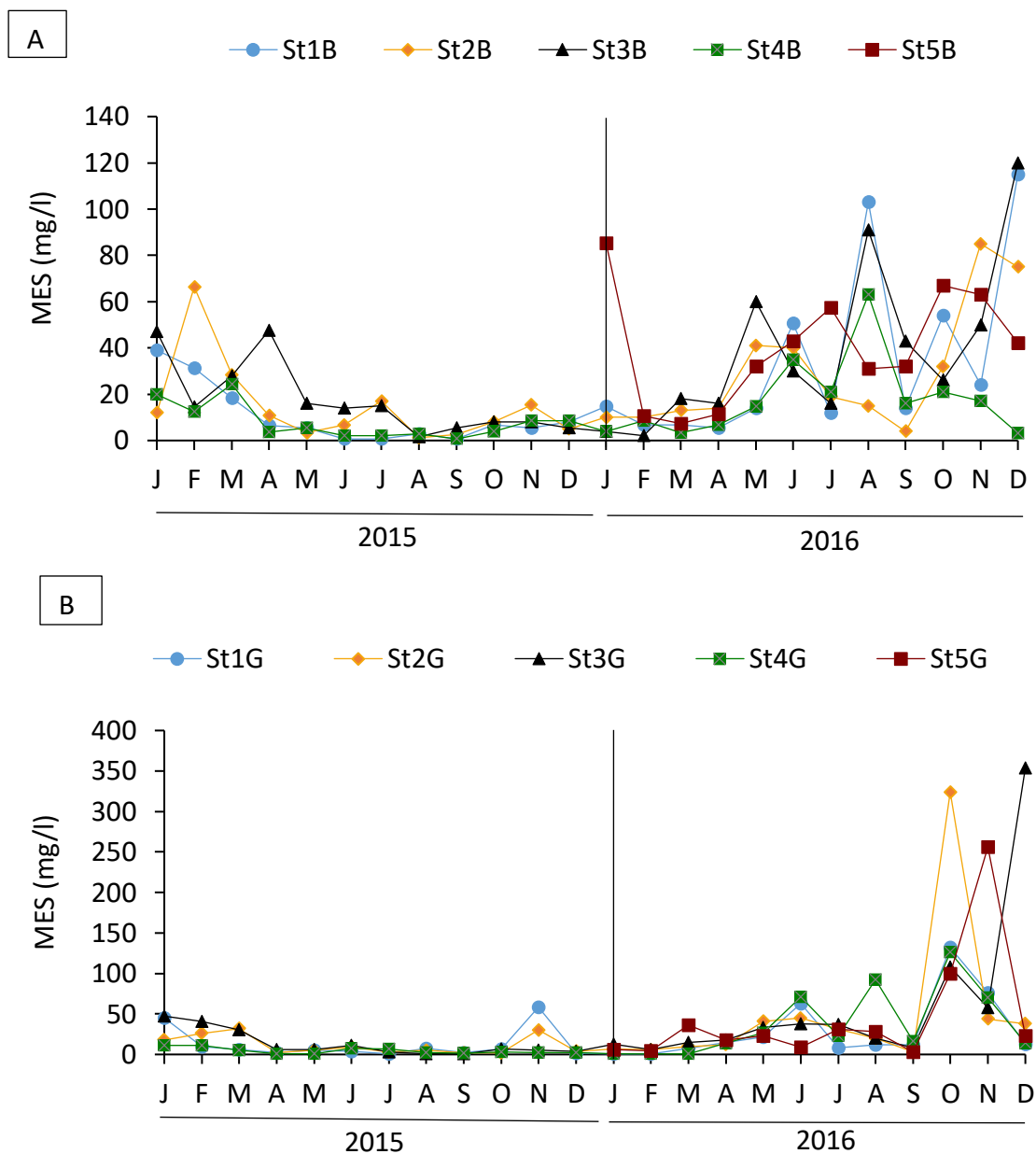


Figure 21 : Variations spatio-temporelles des teneurs en MES (mg/l) dans l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.6. La transparence

Les mesures de la transparence n'ont concerné que deux stations parmi les cinq échantillonnées à la surface pour les deux plans, il s'agit des stations : St1B et St4B pour Beni Zid et St1G et St4G pour Guenitra.

Il ressort des figures 22 A et B que la variation de la transparence dans les deux plans d'eau étaient similaires pour les deux stations avec des valeurs assez proches. À Beni Zid la transparence était de 48 cm et 322 cm en 2015 et entre 90 cm et 365 cm en 2016 (Fig.22 A). À Guenitra elles varient entre 50 cm et 360 cm en 2015 et entre 140 cm et 300 cm en 2016 (Fig.22 B).

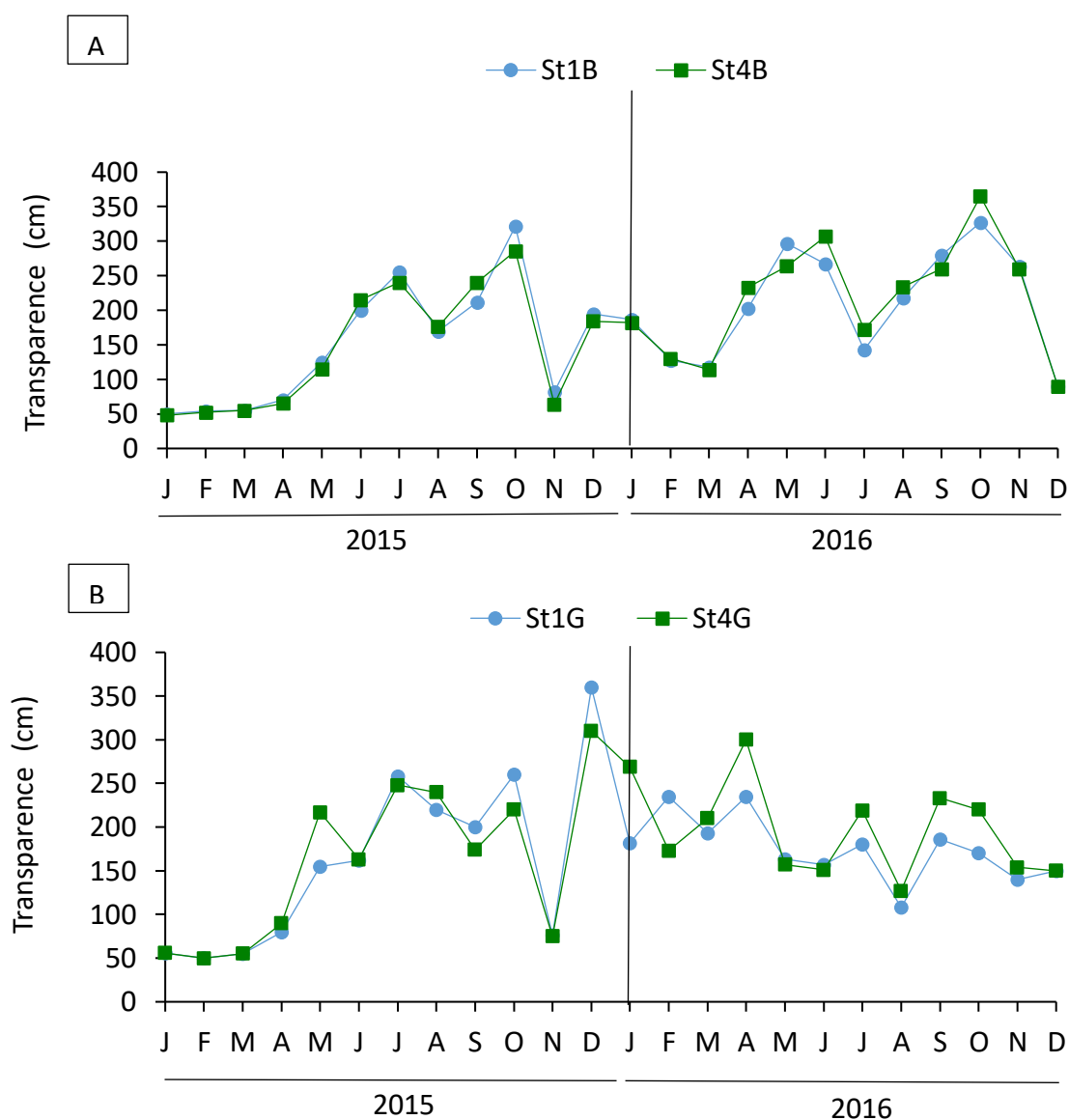


Figure 22 : Variations spatio-temporelles de la transparence (cm) dans l'eau superficielle brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

Afin de mettre en évidence la relation qui existe entre le MES et la transparence nous avons calculé la moyenne mensuelle des deux stations (1 et 4), l'ensemble des résultats sont présentés dans la figure 23. Au vue de la représentation graphique, nous pouvons constater

que la variation de ces deux paramètres est inversement proportionnelle dans les deux barrages et pendant les deux cycles d'études à l'exception de la période allant de décembre 2015 jusqu'au mois de juin 2016 à Beni Zid.

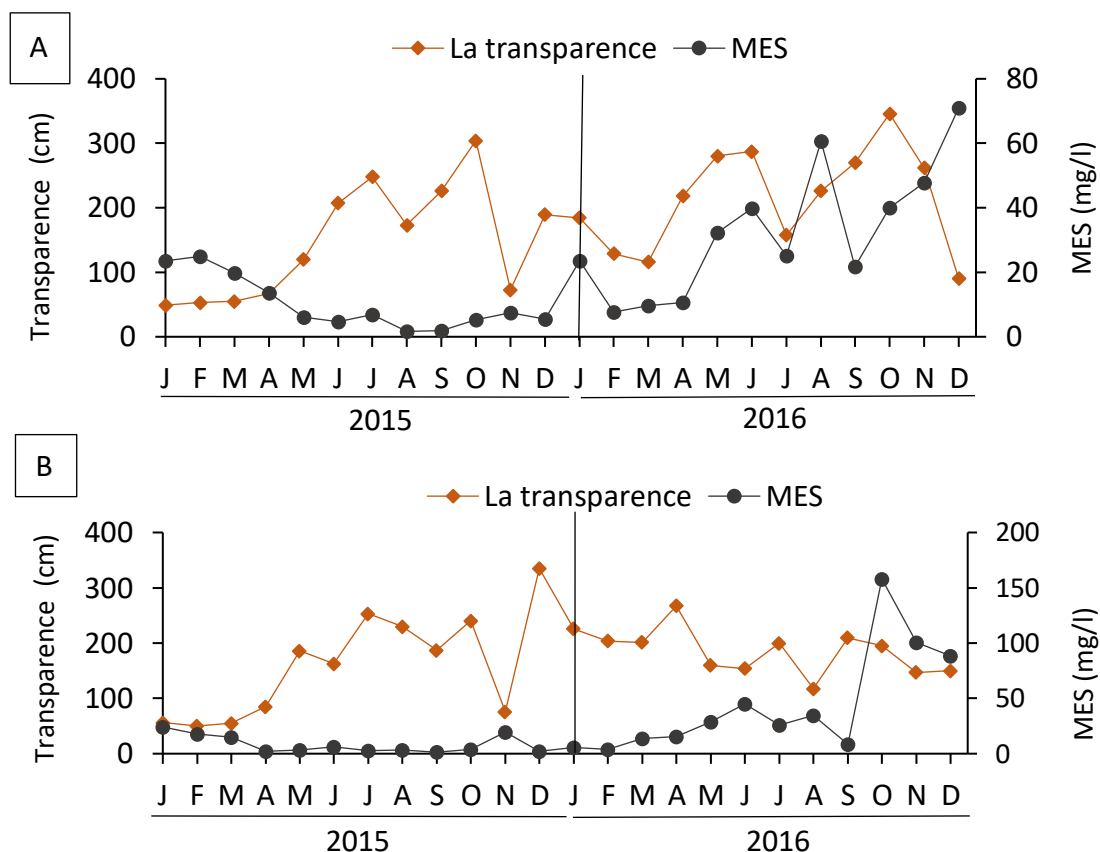


Figure 23 : Variations mensuelles moyennes de la transparence(cm) et des teneurs en MES (mg/l) de l'eau des stations 1 et 4 des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.7. Nitrates (azote nitrique NO₃⁻)

Les concentrations en nitrates des eaux des deux plans d'eau présentent une évolution mensuelle pratiquement similaire au cours des deux cycles d'étude.

Les teneurs en nitrate dans les eaux superficielles de Beni Zid varient de 0,86 mg/l au mois de février (St4B) à 7,05 mg/l au mois de juillet. Toutefois en profondeur elles oscillent entre 0,55 mg/l au mois de juin (St3B) et 8,56 mg/l au mois de juillet (St3B). Le mois d'octobre de l'année 2016 a été marqué par un pic de 10,93 mg/l dans la station St2B.

En revanche les nitrates à Guenitra se situent entre 0 et 8,56 mg/l, le pic a été relevé dans la station St3G au mois de juillet en 2015.

Les teneurs en nitrate sont en dessous de la valeur guide (50 mg/l) admise par les autorités algériennes (J.O.R.A, 2014) ceci aussi bien en 2015 qu'en 2016 dans les deux barrages (Fig.24).

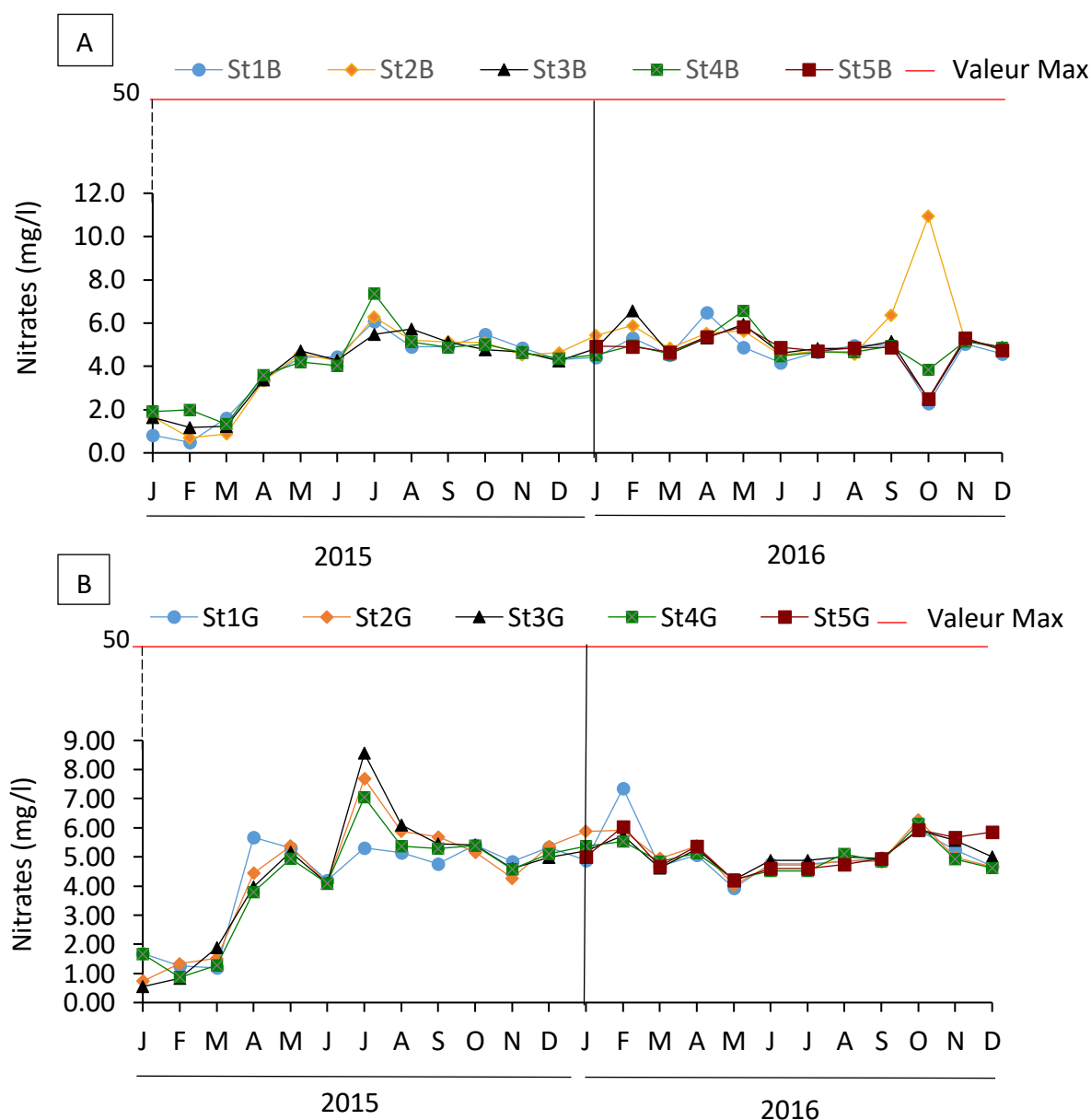


Figure 24 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrates (mg/l) dans l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.8. Nitrites (NO_2^-)

Sous le soubassement découlait des résultats obtenus et illustrés dans la [figure 25, A](#) il s'avère que les teneurs en nitrite des eaux de Beni Zid montrent d'importantes fluctuations en 2016 comparées à 2015. En surface ces teneurs varient de 0,037 mg/l à 0,053 mg/l en 2015 et entre 0,032 mg/l et 0,12 mg/l en 2016. Cependant en profondeur les concentrations en nitrites étaient inférieures à celles relevées en surface avec des pics de 0,09 mg/l (St3B) et 0,08 mg/l (ST3B) en 2015 et 2016 respectivement.

A Guenitra ([Fig. 25 B](#)) la variation des teneurs en nitrite a été moins accentuée avec des valeurs proches dans les eaux échantillonnées en surface et celles en profondeur. Durant toute la période d'étude, les teneurs en nitrites relevées n'ont pas dépassé les 0,26 mg/l à l'exception du pic de 0,6 mg/l relevé au mois de décembre dans la station St3G en 2016.

Les teneurs en nitrites sont en dessous de la valeur guide (1 mg/l) admise par les autorités algériennes ([J.O.R.A, 2014](#)) ceci aussi bien en 2015 qu'en 2016 dans les deux Barrages ([Fig. 25](#)).

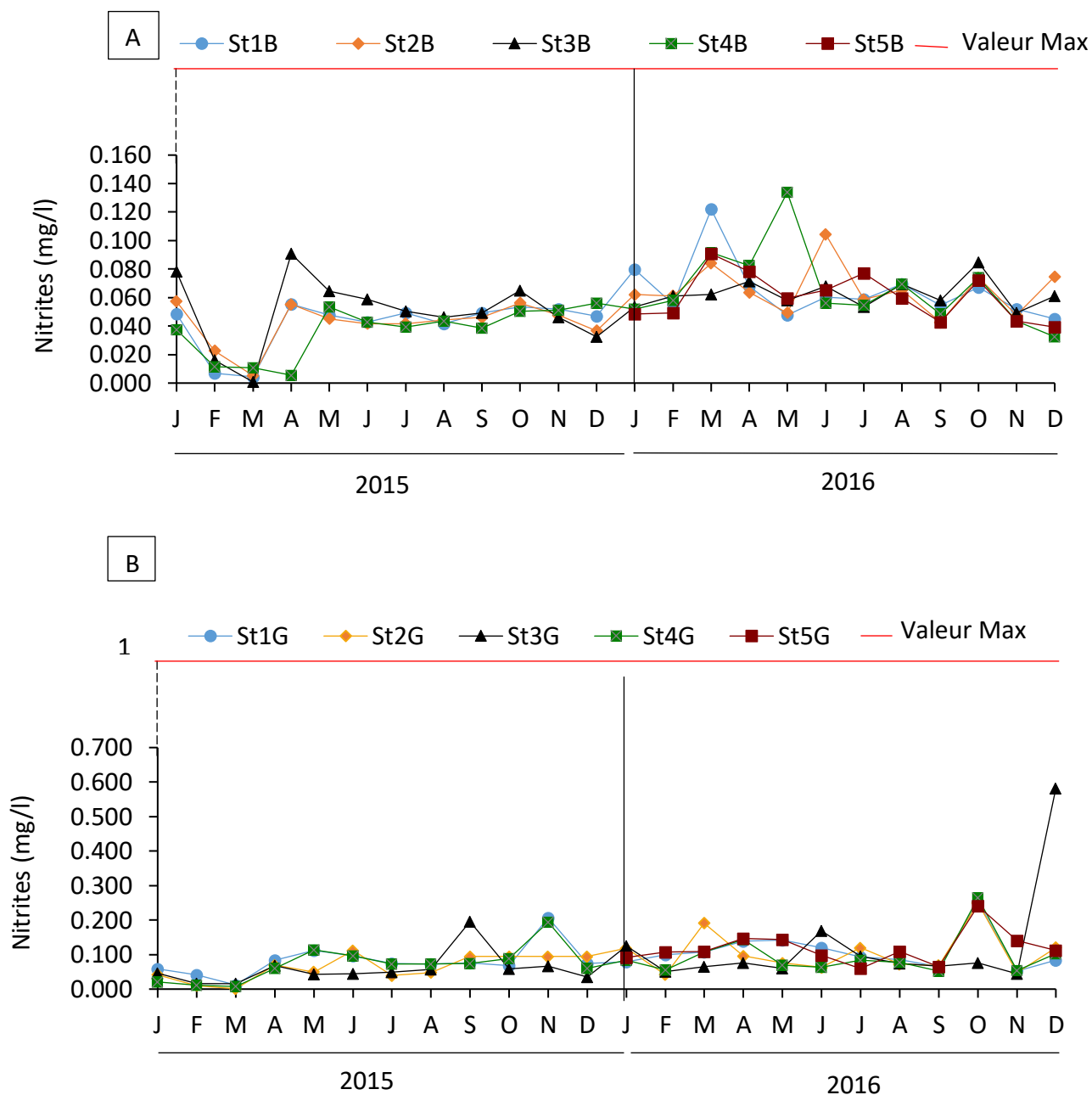


Figure 25 : Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrites (mg/l) dans l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.9. Azote ammoniacal (NH_4^+)

Les concentrations en azote ammoniacale présentent des variations presque similaires dans les deux barrages dans l'ensemble des stations ; et ceci pour les deux cycles à l'exception du pic rencontré au mois de novembre 2016 (St5G) dans le barrage Guenitra (Fig.26 B).

Dans le barrage Beni Zid l'évolution de ce paramètre a été illustrée par des teneurs de moins de 1,15 mg/l durant les deux cycles d'étude (Fig.26 A).

Dans le barrage Guenitra les teneurs en ammonium ont été le plus souvent comprises entre 0,05 mg/l et 1,66 mg/l avec un pic de 5,31mg/l relevé dans la station St5G au mois de novembre en 2016.

Les teneurs en azote ammoniacal sont en dessous de la valeur guide maximal de 4 mg/l admise par les autorités algériennes (J.O.R.A, 2014) dans les deux barrages ceci aussi bien en 2015 qu'en 2016 (Fig.26) à l'exception du mois d'octobre2016 (St5G).

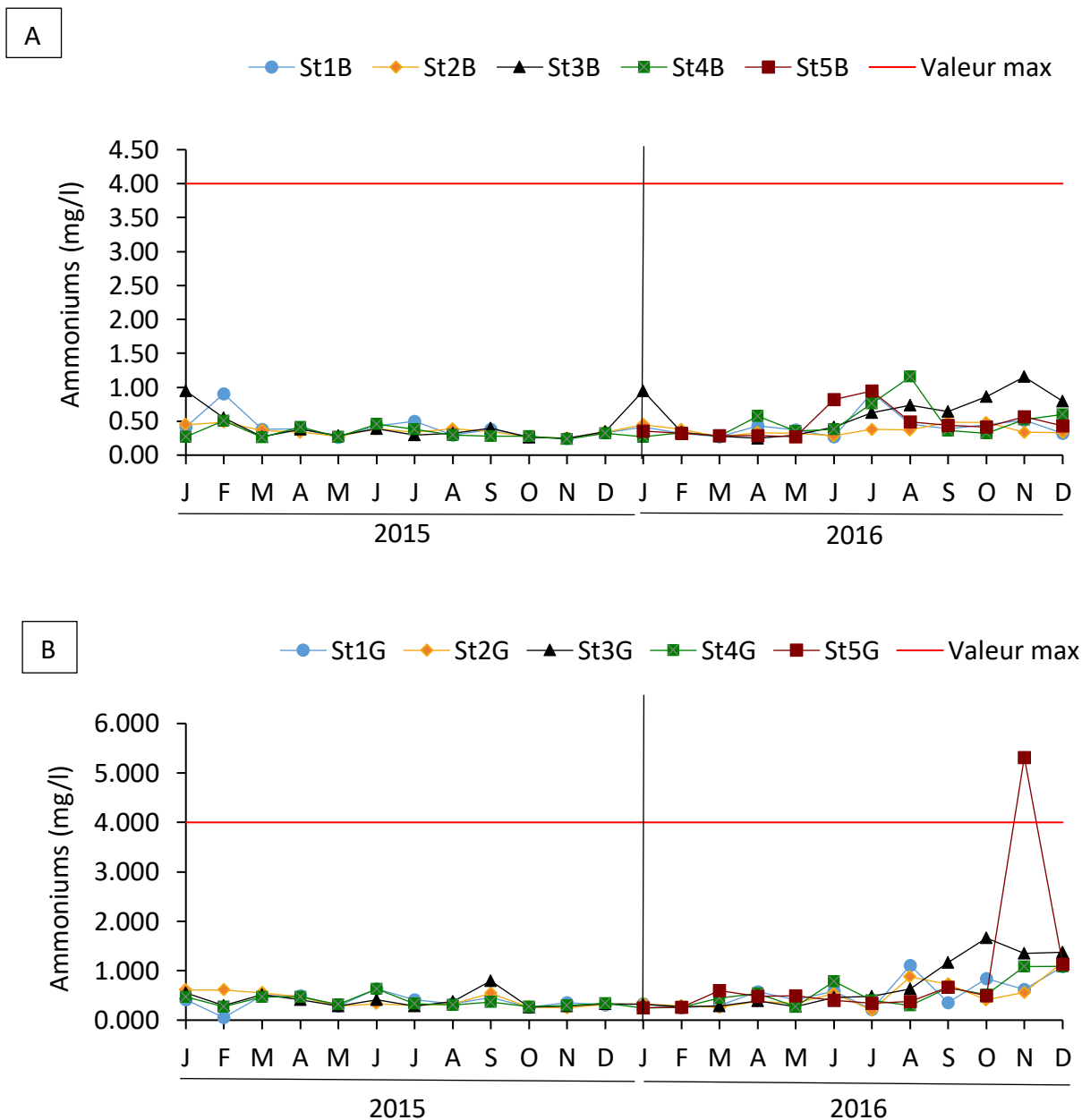


Figure 26 : Variations spatio-temporelles des teneurs en azote ammoniacal (mg/l) dans l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.1.10. Orthophosphates (PO_4^{3-})

Les teneurs en orthophosphates des eaux des barrages Beni Zid et Guenitra montrent d'importantes fluctuations annuelles. Ces derniers ont été beaucoup plus accentués en 2016 qu'en 2015 dans l'ensemble des stations retenues dans cette étude (Fig. 27).

À Beni Zid les teneurs en orthophosphates en 2015 n'ont pas dépassé 0,20 mg/l dans toutes les stations. En revanche en 2016 une augmentation des concentrations en orthophosphates a été observé à partir du mois de mai où les valeurs étaient le plus souvent comprises entre 0,18 mg/l et 0,93 mg/l dans l'ensemble des stations, sauf pour la station St1B qui abritait les concentrations les plus élevées (1,016 mg/l) (Fig. 27 A).

À Guenitra les valeurs des orthophosphates n'ont pas dépassé 0,25 mg/l de janvier 2015 jusqu'à avril 2016 dans l'ensemble des stations. D'après la figure 27 B les teneurs les plus élevées étaient relevées pendant les mois chauds (mai – septembre) avec un pic de 1,28 mg/l dans la station St1G. En période automnale les valeurs étaient le plus souvent inférieures à 0,55 mg/l dans l'ensemble des stations.

De ce fait, les teneurs en orthophosphates dans les deux plans d'eau n'ont jamais dépassé la valeur maximale de 5 mg/l admises par les autorités algériennes (J.O.R.A, 2014) durant les deux cycles d'étude.

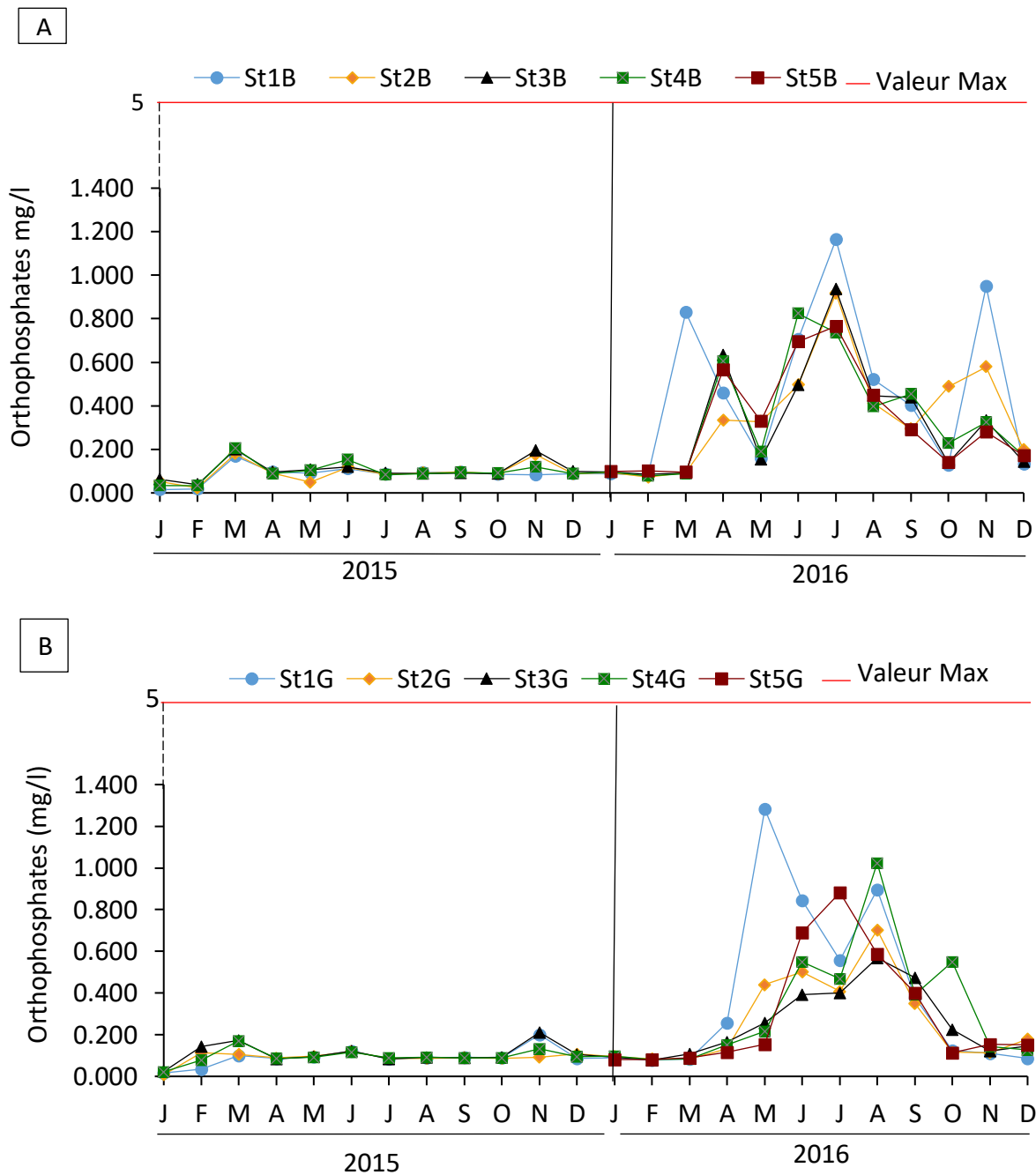


Figure 27 : Variations spatio-temporelles des teneurs en orthophosphates (mg/l) dans l'eau brute des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

CHAPITRE III : Résultats et interprétations

III.2. Etude des cyanobactéries peuplant le barrage Beni Zid et Guenitra

III.2.1. Etude qualitative des cyanobactéries

III.2.1.1. Identification des cyanobactéries

L'observation des caractères morpho-anatomiques des cyanobactéries récoltées dans les barrages Beni Zid et Guenitra au cours des deux cycles d'études selon les clés d'identification universellement acceptées par Komárek (2014 ; 2013) ; Komárek & Anagnostidis (2005 ; 1999) ; Bourrelly, (1985) nous ont permis d'identifier dix genres : sept dans le barrage Beni Zid et neuf genres dans le barrage Guenitra. Ces dix genres (*Microcystis*, *Chroococcus*, *Coelosphaerium*, *Coelomoron*, *Snowella*, *limnothrix*, *Aphanocapsa*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Spirulina*) appartiennent à huit Familles et quatre Ordres (sous-groupe) et trois sous- classes. Parmi les dix genres identifiés, trois figurent parmi les genres toxiques décrits dans la littérature (Chorus ,2021). Il s'agit de : *Microcystis*, *Planktothrix* et *Oscillatoria*.

La classification et les photos des genres recensés dans les deux plans d'eaux sont représentées dans le tableau 14 et les figure 28 et 29 respectivement. Les photographies de l'aspect macroscopique et microscopique du bloom à *Microcystis flos aqua* observé en novembre 2016 dans le barrage Guenitra sont regroupées dans la figure 30.

Tableau 14 : La classification des genres recensés dans le barrage Beni Zid et Guenitra (2015-2016).

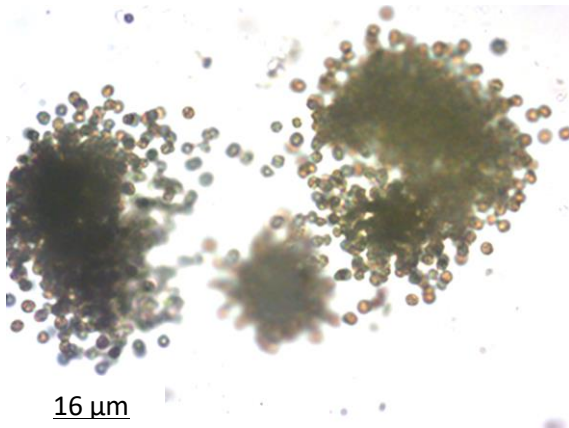
Classe	Sous-classe	Ordres	Familles	Genres
Cyanophyceae	Oscillatoriophycidae	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis</i>
			chroococcaceae	<i>Chroococcus</i>
	Synechococcophycidae	Synechococcales	Coelosphaeriaceae	<i>Coelosphaerium</i>
				<i>Coelomoron</i>
				<i>Snowella</i>
			Pseudanabaenaceae	<i>limnothrix</i>
	Oscillatoriophycidae	Oscillatoriales	Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa</i>
			Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>
microcoleaceae			<i>Planktothrix</i>	
	Spirulinales	Spirulinaceae	<i>Spirulina</i>	

Les résultats de notre inventaire ont été claustrés sous forme de tableau (Tab.15) incluant la diversité générique mensuelle des cyanobactéries identifiées dans les deux plans d'eau durant la période d'étude concernée. Au vue de ces résultats nous remarquons qu'il existe une structure de base commune aux deux barrages, composée de six genres, il s'agit de : *Microcystis*, *Chroococcus*, *Coelomoron*, *Coelospharium*, *Aphanocapsa*, *Planktothrix*. D'après le tableau 15, le genre *Microcystis* était présent dans la quasi-totalité des échantillons étudiés dans les deux Barrages.

Tableau 15 : Diversité générique mensuelle des cyanobactéries répertoriées dans les barrages Beni Zid et Guenitra (2015-2016).

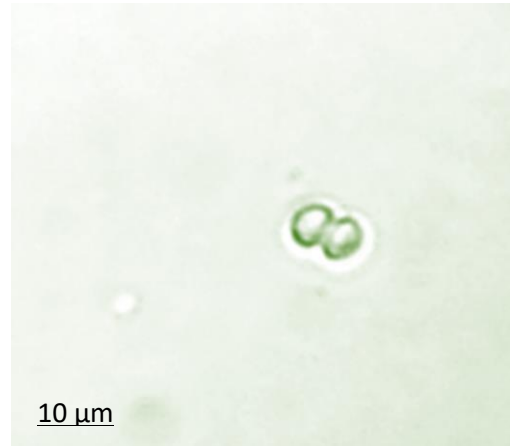
Mois	Beni Zid		Guenitra	
	Coloniales /Unicellulaires	Filamenteuse	Coloniales /Unicellulaires	Filamenteuse
Janvier	<i>Microcystis</i>	Absent	<i>Microcystis</i>	Absent
Février	<i>Microcystis</i>	Absent	<i>Microcystis</i>	Absent
Mars	<i>Microcystis</i> , <i>Coelospharium</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent	<i>Microcystis</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent
Avril	<i>Microcystis</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent	<i>Microcystis</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	<i>Oscillatoria</i>
Mai	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent	<i>Snowlla</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	<i>Spirulina</i>
Juin	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent	<i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	<i>Spirulina</i>
Juillet	<i>Aphanocapsa</i>	Absent	<i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	<i>Oscillatoria</i>
Août	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent	<i>Microcystis</i> , <i>Coelospharium</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent
Septembre	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Chroococcus</i>	<i>limnothrix</i> , <i>Planktothrix</i> ,	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Chroococcus</i>	<i>Planktothrix</i> ,
Octobre	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent	<i>Microcystis</i> , <i>Coelospharium</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Chroococcus</i>	Absent
Novembre	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i>	Absent	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i>	Absent
Décembre	<i>Microcystis</i>	Absent	<i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Coelomoron</i>	Absent

Ordre des Chroococcales



16 μm

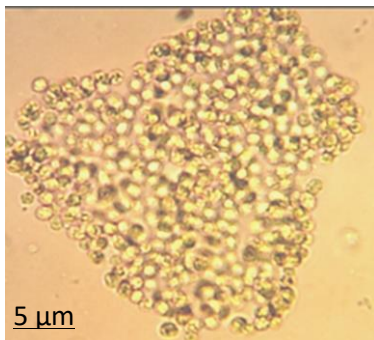
| *Microcystis* Gx40 |



10 μm

| *Chroococcus* Gx40 |

Ordre des Synechococcales



5 μm

| *Coelosphaerium* Gx40 |



2 μm

| *Coelomoron* G x 40 |



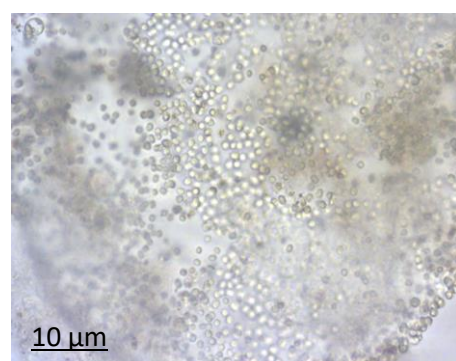
10 μm

| *Snowlla* Gx40 |



10 μm

| *Limnothrix* G x40 |

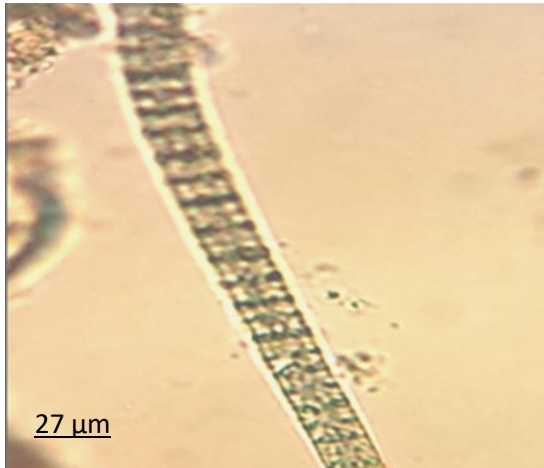


10 μm

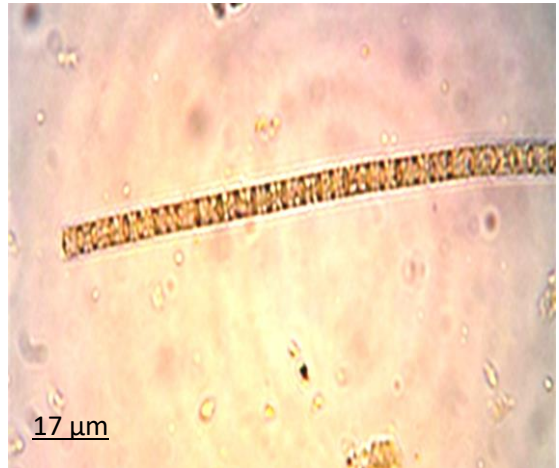
| *Aphanocapsa* Gx40 |

Figure 28 : Microphotographies des genres identifiés à Beni Zid et Guenitra, appartenant aux ordres des Chroococcales et Synechococcales (prises par Boufligha khedidja, 2015-2016).

Ordre des Oscillatoriales



| *Oscillatoria G x 40* |



| *Planktothrix G x 40* |

Ordre des Spirulinales



| *Spirulina G x 40* |

Figure 29 : Microphotographies des genres identifiés à Beni Zid et Guenitra, appartenant aux Ordres des Oscillatoriales et Spirulinales (prises par Boufligha khedidja, 2015-2016).

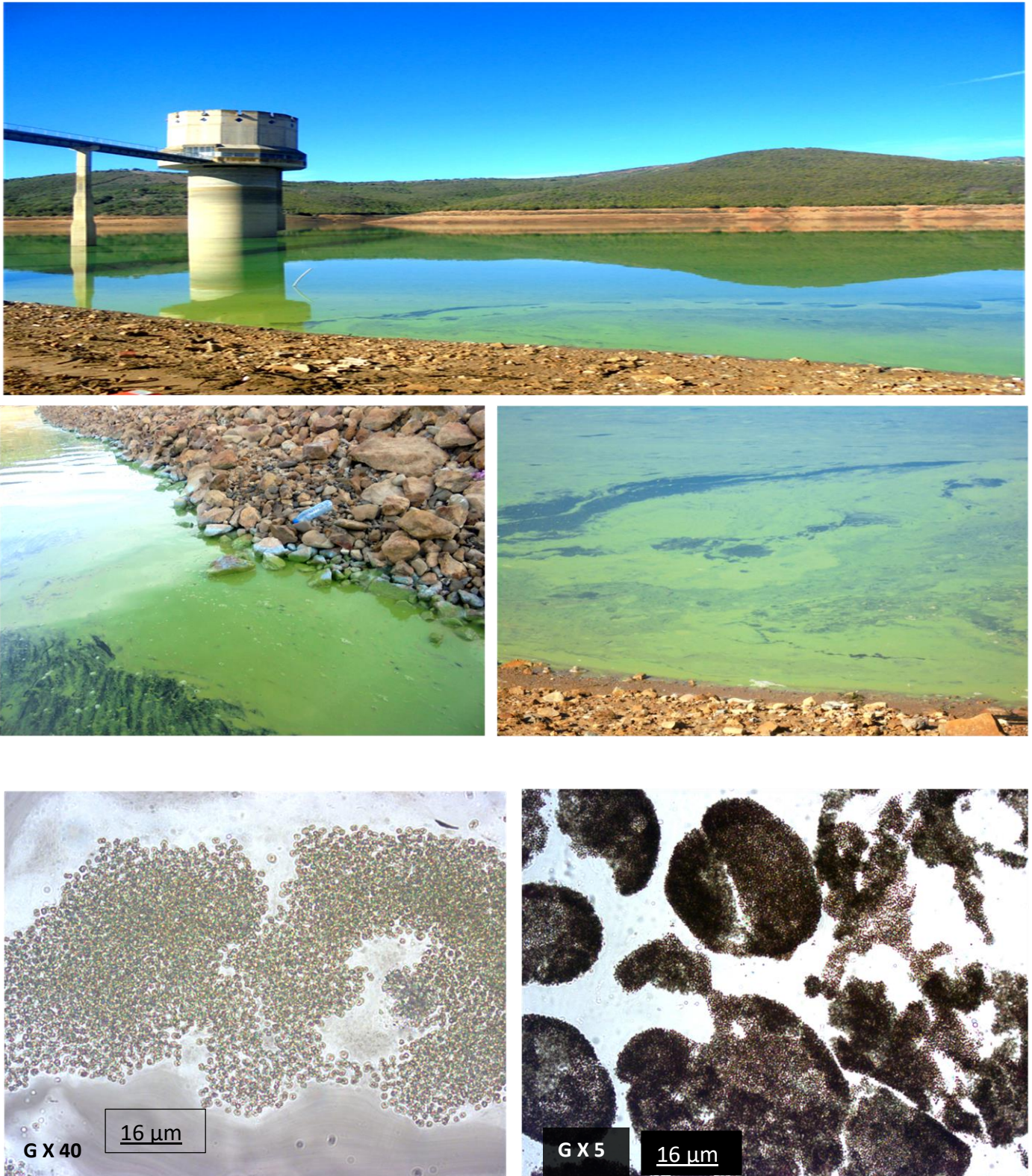


Figure 30 : Photographies de l'aspect macroscopique et microscopique du bloom à *Microcystis flos aqua* observé en novembre 2016 dans le barrage Guenitra (prises par Boufligha khedidja, 2016).

III.2.1.2. Fréquence d'occurrence (FO)

L'estimation de la fréquence d'apparition des genres recensés (Tab.16) montre que les genres *Microcystis*, *Aphanocapsa* et *Coelomorion* étaient présents durant les deux cycles d'étude et dans les deux Barrages. Dans le barrage Beni Zid le genre *Microcystis* était accidentel (8,33 %) en 2015 il devenait fréquent (8,33 %) en 2016. Tandis que, dans le barrage Guenitra le *Microcystis* était occasionnel (50 %) en 2015 et devenait fréquent (75 %) en 2016.

En 2015, le *Aphanocapsa* était occasionnel (41,66 %) à Beni Zid pour devenir rare (16,66 %) en 2016. A Guenitra il était rare (16,66 %) en 2015 et devenait accidentel (8,33 %) en 2016.

Le *Coelomorion* était rare (16,66 %) à Beni Zid aussi bien en 2015 qu'en 2016. Tandis que, à Guenitra il était occasionnel durant les deux cycles (Tab.16).

Dans le Barrage Beni Zid le genre *Chroococcus* été Commun (58,33 %) uniquement en 2016. A Guenitra le *Chroococcus* a été accidentel (8,33 %) en 2015 puis il devenait Commun (66,67 %) en 2016.

Les genres *Planktothrix* et *Limnothrix* étaient accidentels à Beni Zid uniquement en 2015. Cependant à Guenitra c'était seulement le *Planktothrix* qui réapparaissait en 2016 avec une FO de 8,33% (accidentelle).

Les genres *Snowlla*, *Oscillatoria* et *Spirulina* étaient absents au cours des deux cycles d'étude dans le barrage Beni Zid. Toutefois à Guenitra ils apparaissaient uniquement en 2016 où le genre *Snowlla* était accidentel (8,33 %) alors qu'*Oscillatoria* et *Spirulina* étaient rares (16,66 %).

Tableau 16 : Fréquence d'apparition (FO) générique mensuelle des cyanobactéries dans le barrage Beni Zid, Guenitra (2015-2016).

Genres	Beni Zid				Guenitra			
	2015		2016		2015		2016	
	(FO%)	Observation	(FO%)	Observation	(FO%)	Observation	(FO%)	Observation
<i>Microcystis</i>	8,33	Accidentel	83,33	Fréquent	50	Occasionnel	75	Fréquent
<i>Coelomoron</i>	16,667	Rare	16,66	Rare	25	Occasionnel	41.667	Occasionnel
<i>Aphanocapsa</i>	41,66	Occasionnel	25	Rare	16.667	Rare	8.33	Accidentel
<i>Chroococcus</i>	Absent	-	58,33	Commun	8.33	Accidentel	66.67	Commun
<i>Snowlla</i>	Absent	-	Absent	-	Absent	-	8.33	Accidentel
<i>Coelospharium</i>	Absent	-	8,33	Accidentel	Absent	-	16.667	Rare
<i>Planktothrix</i>	8,33	Accidentel	Absent	-	Absent	-	8.33	Accidentel
<i>Oscillatoria</i>	Absent	-	Absent	-	Absent	-	16.667	Rare
<i>Spirulina</i>	Absent	-	Absent	-	Absent	-	16.667	Rare
<i>Limnothrix</i>	8,33	Accidentel	Absent	-	Absent	-	Absent	-

Fréquence d'apparition (FO%) :

Fréquente : FO ≥ 75% ; Commune : 75% > FO ≥ 50 % ; Occasionnelle : 50% > FO ≥ 25% ;

Rare : 25% > FO ≥ 10% ; Accidentelle : FO < 10%.

III.2.2. Etude quantitative des cyanobactéries colonisants l'eau du barrage Beni Zid

III.2.2.1. Distribution spatiale des densités globales des cyanobactéries

Au vue de la représentation graphique (fig.31) nous pouvons constater que la distribution spatiale des densités moyennes globales des cyanobactéries récoltées étaient hétérogènes. Elles varient d'une station à une autre et d'une année à l'autre dans les deux Barrages. Nous notons en effet que les densités les plus élevées ont été relevées dans les stations en surface dans les deux sites d'étude. Ces densités commencent à baisser au fur et à mesure que la profondeur augmente.

En 2015, c'était les stations St4B et St4G qui hébergeaient 84 % de la population globale des cyanobactéries dénombrées dans les deux plans d'eaux. En revanche en 2016, les stations St5B et St5G ont été les plus peuplées avec 80% à Beni Zid et presque 100% à Guenitra.

Les stations ST1B et St1G viennent en deuxième position avec 8% en 2015 et 15% en 2016 pour la station ST1B à Beni zid et 16% en 2015 pour la station ST1G à Guenitra.

Les densités globales des cyanobactéries dans les deux Barrages, durant la période d'étude concernée montre une déplétion significative en fonction de la profondeur représentée par les St2B (8% en 2015 et 1% en 2016) et St3B ($\leq 0,6\%$) à Beni Zid. A Guenitra les deux stations en profondeur St2G et St3G hébergeaient les densités les plus basses ($\leq 0,01\%$).

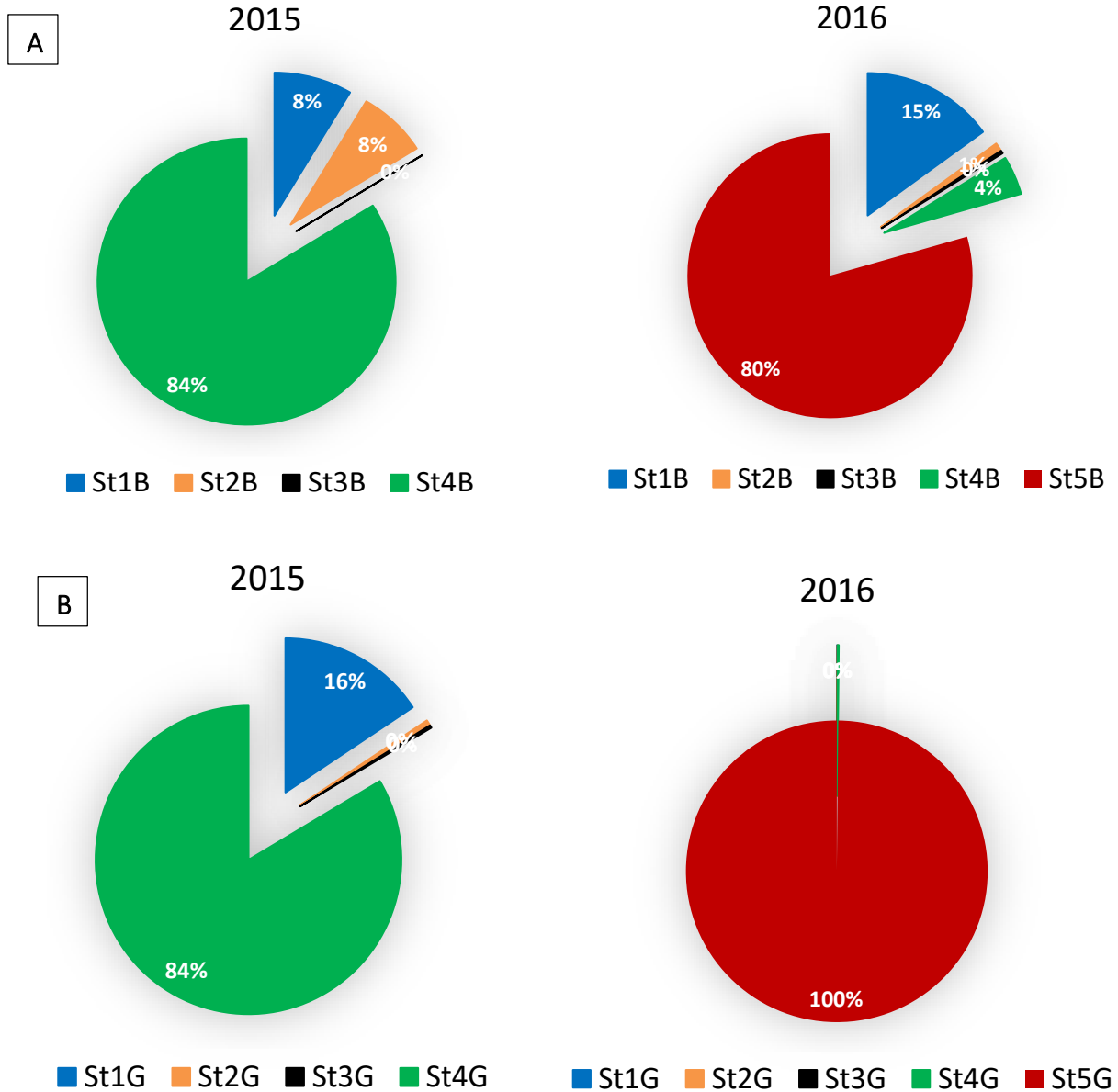


Figure 31 : Distribution spatiale des densités moyennes globales des cyanobactéries dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.2.2.2. Distribution spatiale des biomasses des Ordres recensés à Beni Zid et Guenitra

Dans le Barrage Beni Zid nos résultats relatifs à la distribution spatiale des trois Ordres cyanobactériens identifiés (Tab. 17), ont montré la dominance nette des individus de l'ordre *Synechococcales* dans l'ensemble des stations en 2015. Tandis que, en 2016 c'est l'ordre des *Chroococcales* qui a dominé. Concernant l'ordre des *Oscillatoriales* il n'a été recensé que pendant l'année 2016 avec une densité très faible (1 cell/ml) dans la St1B.

Dans le Barrage Guenitra nos résultats relatifs à la distribution spatiale des quatre Ordres cyanobactériens identifiés (Tab. 18), ont montré la dominance nette des *Chroococcales* dans l'ensemble des stations durant les deux cycles d'étude. En revanche, les deux ordres *Oscillatoriales* et *Spirulinales* n'apparaissent qu'en 2016 avec des densités très faibles ne dépassant pas les 10 cell/ml pour les *Oscillatoriales* (St3G, St4G, St5G) et 1 cell/ml pour les *Spirulinales* dans la station (St5G).

Tableau 17 : Distribution spatiale des Ordres *Chroococcales*, *Synechococcales* et *Oscillatoriales* à Beni Zid (2015 - 2016).

Ordres	<i>Chroococcales</i>		<i>Synechococcales</i>		<i>Oscillatoriales</i>	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
St1B	18	899	27	39	0	1
St2B	0	17	30	12	0	0
St3B	0	14	1	1	0	0
St4B	0	444	329	1	0	0
St5B	Absent	3390	Absent	209	0	Absent

Tableau 18 : Distribution spatiale des Ordres : *Chroococcales*, *Synechococcales*, *Oscillatoriales* et *Spirulinales* à Guenitra (2015 - 2016).

Ordres	<i>Chroococcales</i>		<i>Synechococcales</i>		<i>Oscillatoriales</i>		<i>Spirulinales</i>	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
St1G	313	36182	13	113	0	0	0	1
St2G	10	8228	1	48	0	0	0	0
St3G	1	603	6	93	0	1	0	0
St4G	1738	79992	1	328	0	3	0	0
St5G	Absent	79006684	Absent	131	Absent	10	Absent	1

III.2.2.3. Distribution saisonnière des densités globales des cyanobactéries

Nos données relatives à l'évaluation saisonnière des densités cyanobactériennes (fig.32) montrent une variation de cette distribution entre l'année 2015 et 2016, avec un développement cyanobactérien plus important en 2016 dans les deux Barrages.

En 2015, les plus fortes densités ont été enregistrées en période automnale avec 1082 cell/ml et 4140 cell/ml dans les Barrages Beni Zid et Guenitra respectivement. À Beni Zid Les densités les plus faibles ont été enregistrées en période estivale (2 cell/ml) à l'exception de la période hivernale ou les cyanobactéries faisaient défaut. À Guenitra c'était la période printanière qui hébergeait la densité la plus basse de 2 cell/ml.

En 2016, les densités les plus importantes ont été relevées en période hivernale (4876 cell/ml) à Beni Zid, et en période automnale (63291029 cell/ml) à Guenitra. Toutefois, Les densités les plus faibles ont été enregistrées en période estivale avec 43 cell/ml dans le Barrage Beni Zid et 3166 cell/ml dans le Barrage Guenitra.

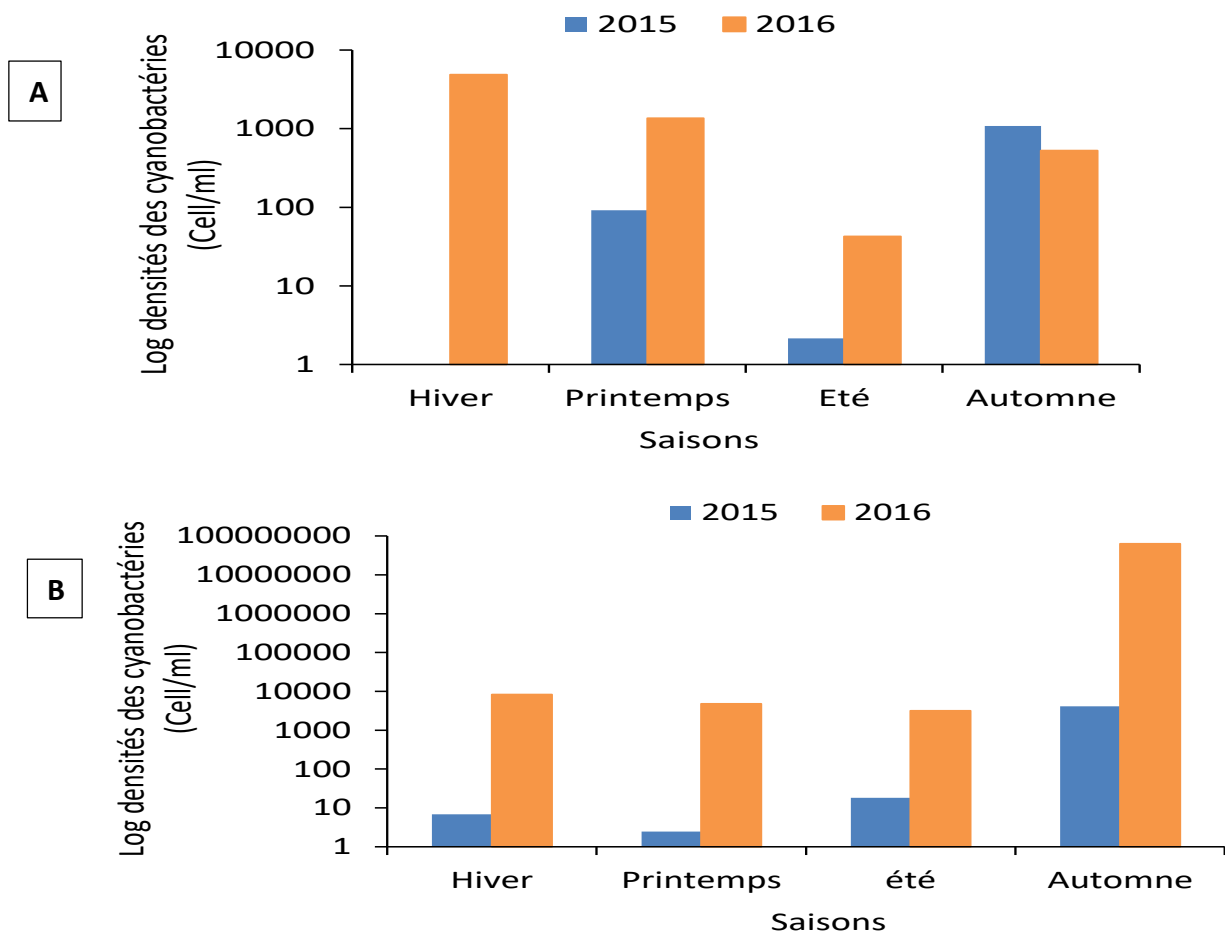


Figure 32 : variation saisonnière des densités cyanobactériennes globales dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

II.2.2.4. Distribution saisonnière des ordres recensés à Beni Zid et Guenitra

Dans le Barrage Beni Zid (Fig.33 A) durant l'année 2015, l'Ordre des *Synechoccales* a été rencontré en périodes printanières et automnales contrairement à l'ordre des *Chroococcales* qui a été relevé uniquement aux périodes automnales. Par contre, les individus de l'ordre des *Oscillatoriales* apparaissaient uniquement en période estivale avec une densité très faible de 1 cell/ml.

En 2016 la colonne d'eau de Beni Zid a été colonisée par les individus de l'ordre des *Chroococcales* durant les quatre saisons comparées aux individus des *Synechoccales* qui apparaissaient en période printanière et estivale. Alors que les individus de l'ordre *Oscillatoriales* faisaient défaut.

Le Barrage Guenitra (fig.33 B) en 2015, a hébergé seulement deux ordres les *Chroococcales* qui dominaient en hiver, été et automne. Par contre, les individus de l'ordre des *Synechoccales* apparaissaient uniquement en période automnale avec une densité très faible de 13 cell/ml (fig.33 B). En 2016 la colonne d'eau de Guenitra a été colonisée par les individus de l'ordre des *Chroococcales* durant les quatre saisons. Par contre, les individus de l'ordre des *Synechoccales* ont été relevés pendant les saisons estivales et automnales. Les *Oscillatoriales* ont été relevés au printemps et en été. Les individus de l'ordre des *spirulinales* ont été relevés uniquement au printemps.

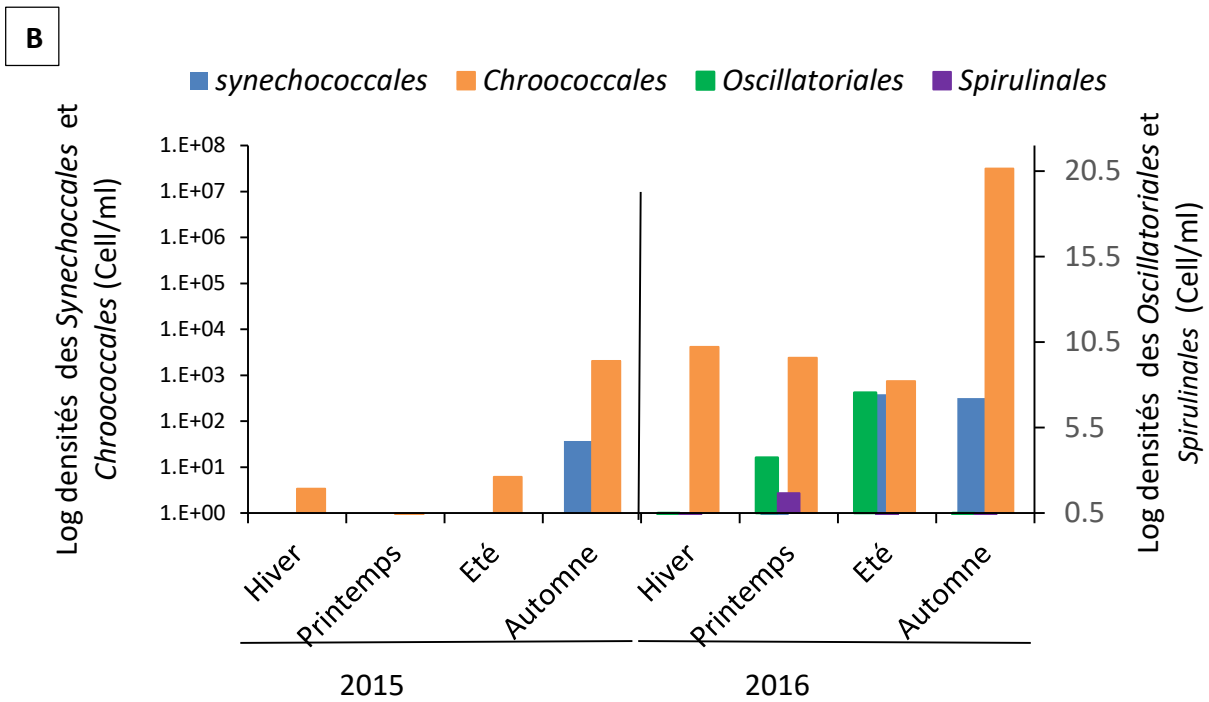
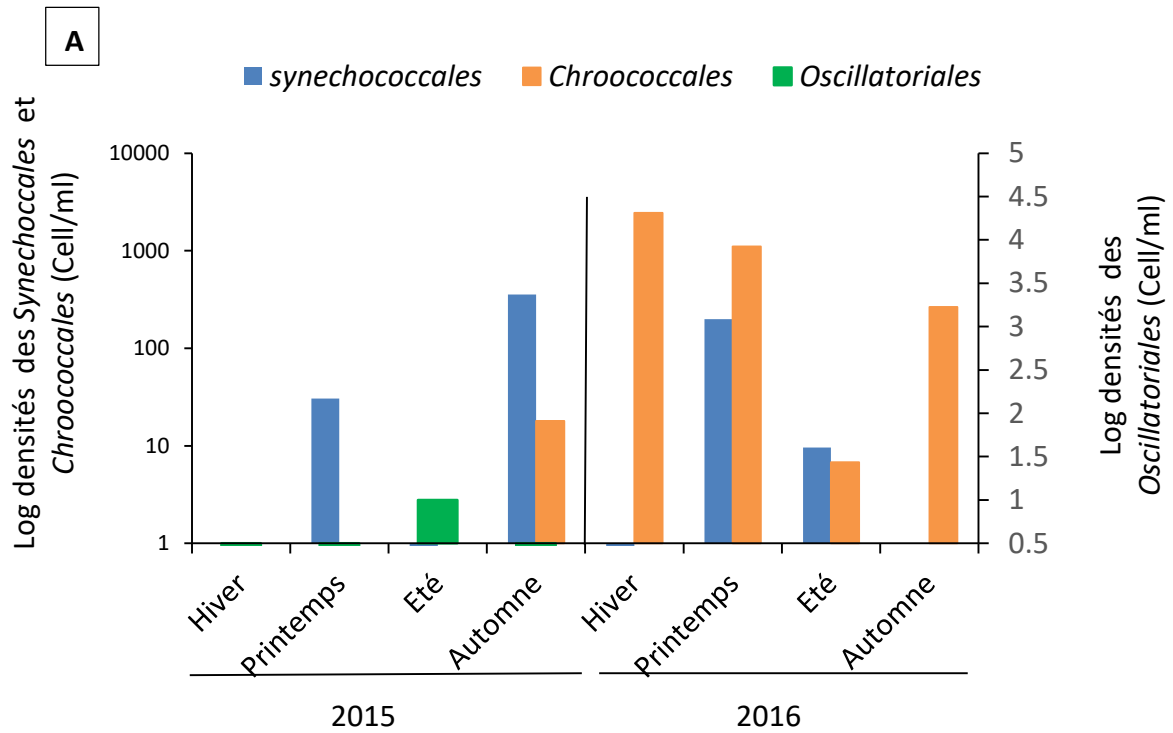


Figure 33 : Distribution saisonnière des individus des Ordres : *Chroococcales*, *Synechococcales*, *Oscillatoriales* et des *Spirulinales* recensés dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.2.2.5. Distribution mensuelle des densités globales des cyanobactéries et détermination des niveaux d'alertes

Sur le plan quantitatif, la densité moyenne globale des cyanobactéries s'échelonne entre 0 et 2354 cell/ml en 2015 et entre 0 et 10428 cell/ml en 2016 dans le Barrage Beni Zid. À Guenitra, les densités moyennes globales oscillent entre 0 et 12381 cell/ml en 2015 et entre 5 cell/ml et 189814926 cell/ml en 2016.

L'allure de l'histogramme de la [figure 34](#), montre que les densités cyanobactériennes enregistrées en 2016 ont été supérieures à celles de 2015 dans les deux Barrages.

En référence aux normes admises par L'OMS pour l'approvisionnement en eau potable ([Chorus, 2021](#)), les densités notées dans la masse d'eau de Beni Zid aux cours de l'année 2015 correspondent à celles requises pour **le niveau de vigilance** en juin, octobre et novembre. En 2016, le niveau de vigilance a été atteint pendant la période allons de janvier à mai et aux mois de novembre et décembre. A Guenitra ce niveau a été atteint uniquement au mois de décembre 2015 contrairement à l'année 2016 où il a dépassé de janvier à avril et d'aout à décembre.

Le niveau d'alerte 1 à Beni Zid a été atteint au mois de novembre 2015 et aux mois de janvier, mars et avril 2016. Dans le Barrage Guenitra il a été dépassé uniquement en décembre 2015. Toutefois en 2016, il a été dépassé pendant les mois de mars, avril et du mois d'août à décembre.

Il faut mentionner que **le niveau d'alerte 2** n'a jamais été atteint durant les deux cycles d'étude à Beni Zid ([Fig.34 A](#)). En revanche, dans le Barrage Guenitra le niveau d'alerte 2 a été dépassé en novembre (189814926 cell/ml) de l'année 2016 c'est le mois qui correspondait à l'apparition du bloom à *Microcystis* ([Fig.30, P.78](#)).

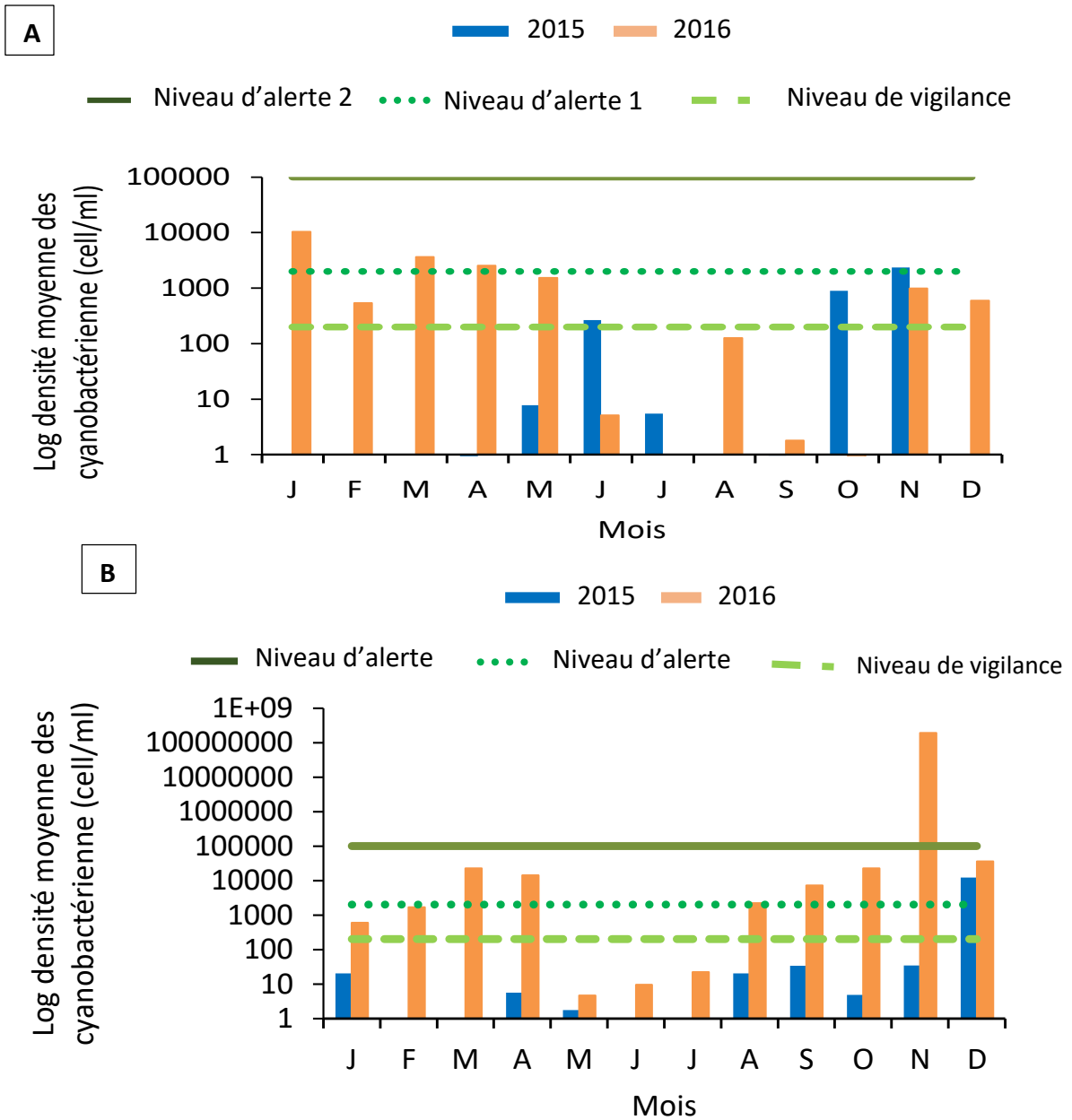


Figure 34 : variations mensuelles des densités moyennes globales de cyanobactéries recensées en référence aux normes de l’OMS pour l’approvisionnement en eau potable dans L’eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.2.2.5. Distribution des densités moyennes des genres cyanobactériens identifiés

L'évaluation de la distribution des densités moyennes des genres recensés à Beni Zid représentées dans le [tableau 19](#) montrent la prédominance nette du genre *Aphanocapsa* avec une densité moyenne de 289 cell/ ml en 2015 ; ce dernier a été suivi par le genre *Microcystis* qui comptabilise une densité de 5 cell/ ml. Toutefois en 2016, nous notons que c'est le genre *Microcystis* qui devenait dominant avec une densité moyenne de 1905 cell/ml suivi par le genre *Aphanocapsa* (156 cell/ml). Les genres *Coelospharium*, *Chroococcus*, *Coelomoron*, *Limnothrix* et *Planktothrix* ont été faiblement représentés dans le barrage Beni Zid au cours des deux cycles d'études.

Compte tenu des histogrammes représentant la distribution des densités moyennes des genres recensés à Guenitra ([fig.35](#)), nous constatons la dominance nette du genre *Microcystis* qui a présenté des densités moyennes de 1030 cell/ml et de 15826338 cell/ml en 2015 et en 2016 respectivement ; ce dernier a été suivi par le genre *Aphanocapsa* qui a comptabilisé des densités de 9 cell/ml et 361 cell/ml en 2015 et en 2016 respectivement. Le genre *Coelosphaerium* venait en troisième position avec une densité de 346 cell/ml en 2016. Les densités moyennes des genres : *Coelomoron*, *Chroococcus*, *Planktothrix*, *Oscillatoria* et *Spirulina* ne dépassaient pas 4 cell/ml.

Tableau 19 : Densités moyennes (DM) des différents genres de cyanobactéries récoltées (Beni Zid: 2015-2016).

Genres	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Coelomoron</i>	<i>Croococcus</i>	<i>Colospharium</i>	<i>Limnothrix</i>	<i>Planktotrix</i>
DM 2015	289	5	1	0	0	1	1
DM 2016	156	1905	1	1	1	0	0

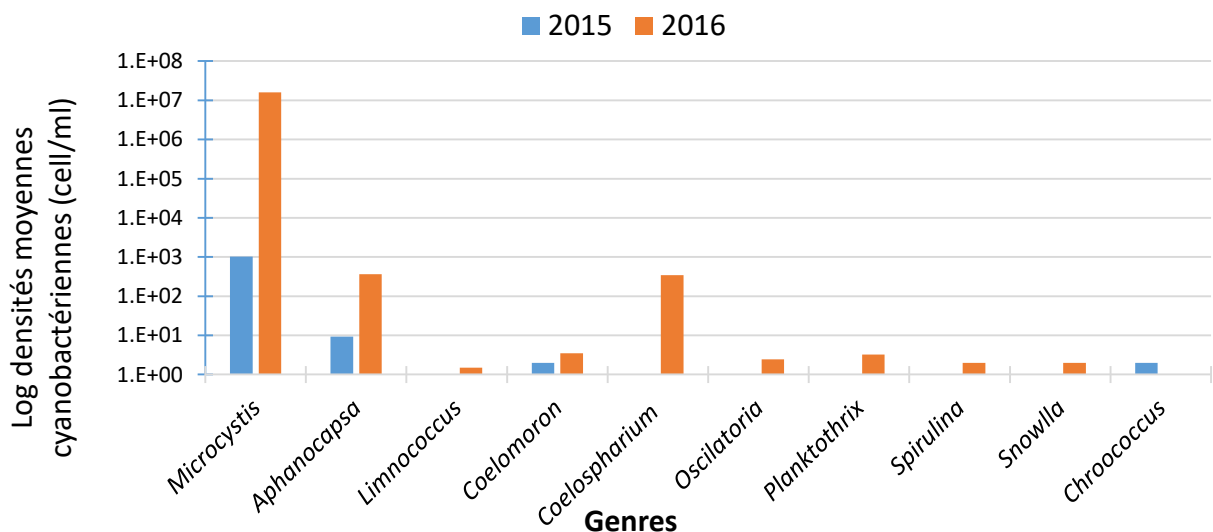


Figure 35 : Distribution des densités moyennes des genres cyanobactériens recensés dans l'eau des du barrage Guenitra, (2015-2016).

III.2.2.6. Variation spatio-temporelle de chacun des genres identifiés

- *Aphanocapsa*

La présence du genre *Aphanocapsa* a été plus importante en 2015 qu'en 2016 et à Beni Zid qu'à Guenitra.

Les densités d'*Aphanocapsa* à Beni Zid (Fig.36 A) été de 0 cell/ml à 9272 cell/ml en 2015 et de 0 cell/ml à 7538 cell/ml en 2016. Ce genre a été recensé principalement dans les stations situées en surface (St1B, St4B et StB5) avec des pics de 9272 cell/ml dans la St4B au mois de novembre 2015 et 7538 cell/ml dans la St5B au mois de juin de l'année 2016. *Aphanocapsa* a été relevé une seule fois en profondeur dans la St2B au mois de juin 2015 et au mois d'aout 2016 avec des densités de 1063 cell/ml et de 432 cell/ml respectivement. Toutefois Il a été totalement absent en période hivernale dans le barrage Beni Zid au cours des deux cycles d'étude.

À Guenitra (Fig.36 B) la présence d'*Aphanocapsa* en 2015, n'a été relevée qu'aux mois de novembre et décembre dans les St1G, St3G et St5 G avec des densités n'excédant pas les 312 cell/ml. En 2016, *Aphanocapsa* n'a été observé que pendant le mois de septembre, dans l'ensemble des stations avec des densités mois de 6650 cell/ml.

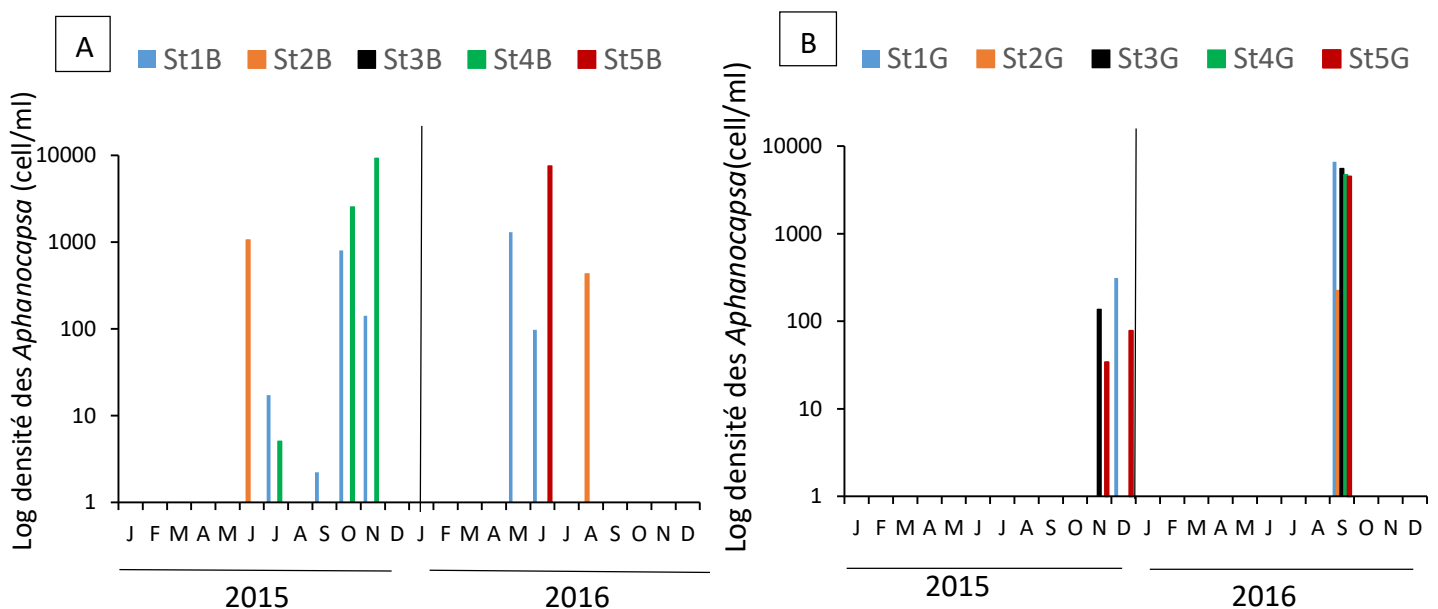


Figure 36 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre *Aphanocapsa*, recensé dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

- ***Microcystis***

Le genre *Microcystis* a été plus abondant en 2016 qu'en 2015 dans les deux barrages.

À Beni Zid (Fig.37 A) La présence de ce genre en 2015 a été observée uniquement en octobre dans la station St1B avec des densités n'excédant pas les 216 cell/ml, alors qu'en 2016 *Microcystis* était présent durant toute l'année avec des densités comprises entre 2 et 50906 cell/ml. Il a été totalement absent aux mois de juillet et octobre.

Les stations en surface (St1B, St4B et St5B) hébergeaient les densités les plus élevées de *Microcystis* comparées à celles localisées en profondeur (St2B et St3B) où les densités n'ont pas dépassé 336 cell/ml.

À Guenitra (Fig.37 B) durant l'année 2015, nous notons que *Microcystis* est apparu aux mois de janvier et du mois d'août jusqu'à décembre dans les stations en surface (St1G, St4G et St5G) avec des densités situées entre 0 et 41553 cell/ml. La densité maximale (41553 cell/ml) a été enregistrée au mois de décembre dans la station St4G. Dans les stations en profondeur *Microcystis* n'a été recensé que pendant le mois de novembre dans la station St3G avec 2cell/ml et le mois de décembre dans la station St2G avec 248 cell/ml.

En 2016, les biomasses de *Microcystis* au cours de la période allant de janvier à avril ont été comprises entre 0 et 108040 cell/ml uniquement dans les stations en surface (St1G, St4G et St5G), le pic (108040 cell/ml) a été dénombré dans la St5G au mois de mars. Toutefois pendant la période allant d'août à décembre les biomasses de *Microcystis* ont été recensées dans l'ensemble des stations avec un pic (947855384 cell/ml) au mois de novembre dans la St5G lors de bloom. Durant les mois de mai, juin et juillet le genre *Microcystis* n'a pas été observé dans l'ensemble des stations.

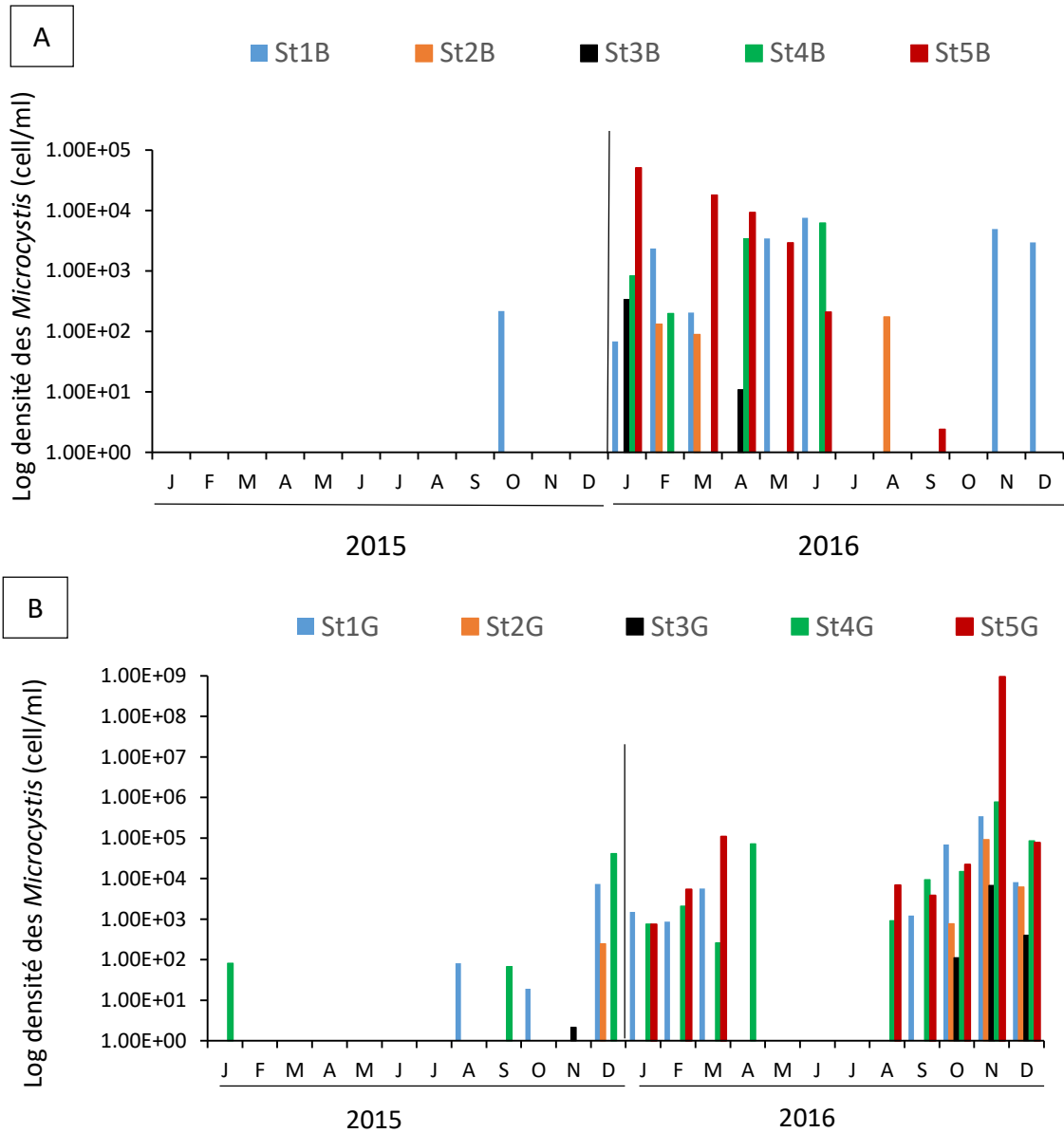


Figure 37 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre *Microcystis*, recensé dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

- ***Coelomoron***

Le genre *Coelomoron* a été plus présent dans le Barrage Guenitra qu'a Beni Zid, avec des densités relativement élevées en 2016 par rapport à 2015.

Dans le Barrage Beni Zid (Fig.38 A) en 2015, le genre *Coelomoron* n'a été rencontré qu'aux mois d'avril (St4B) et au mois de mai dans l'ensemble des stations avec des densités comprises entre 2 et 16 cell/ml. Alors qu'en 2016 il apparait au mois de mars dans la St2B à des densités

de l'ordre de 3 cell/ml et au mois d'avril dans les St3B et St4B à des densités de 1 et 12 cell/ml respectivement.

Dans le Barrage Guenitra (Fig.38 B), la présence de *Coelomorion* en 2015, n'a été relevée qu'aux mois d'avril, mai et décembre dans les St1G, St2G et St4G avec des densités n'excédant pas 5 cell/ml. Alors qu'en 2016 *Coelomorion* apparait à partir du mois de mai uniquement dans la station St1B avec des densités de l'ordre de 17 cell/ml et pratiquement dans l'ensemble des stations pendant les mois : juin, juillet, août et octobre avec des densités inférieures à 22 cell/ml

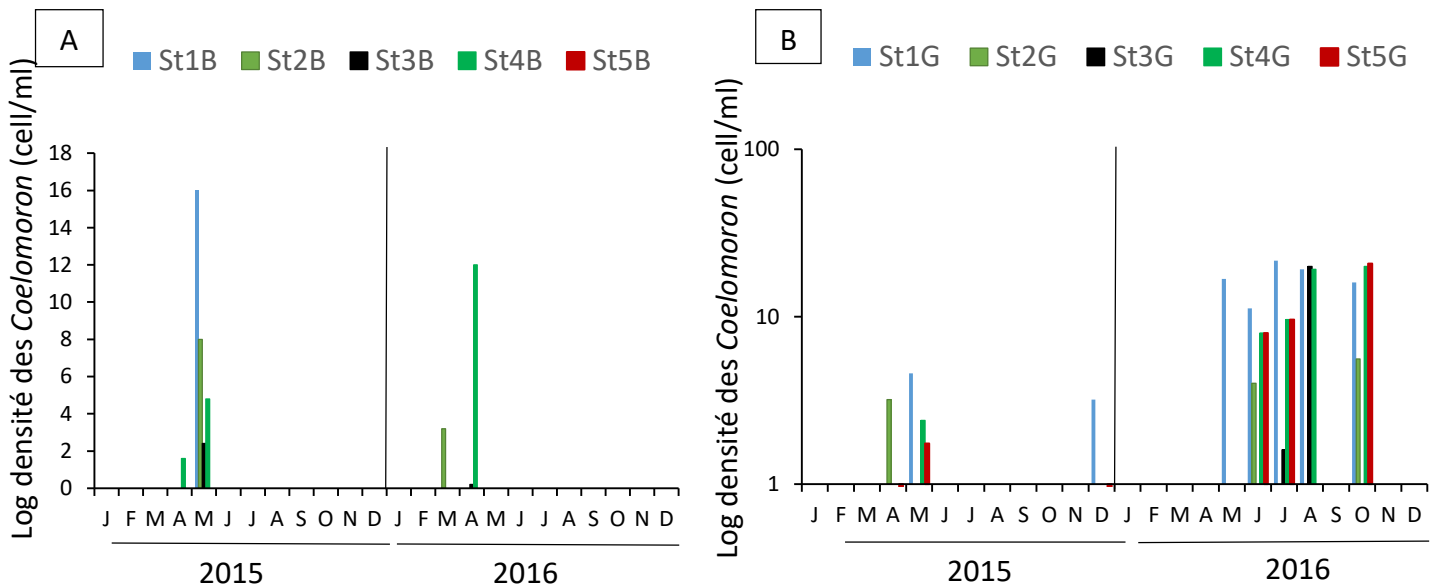


Figure 38 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre *Coelomorion* recensé dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

- ***Chroococcus***

La présence du genre *Chroococcus* a été plus importante dans le Barrage Guenitra par rapport à Beni Zid. Aussi les densités les plus élevées de ce genre ont été dénombrées au cours de l'année 2016.

À Beni Zid ce genre a été observé uniquement en 2016 de mars à juin et d'août à octobre à des densités comprises entre 1 et 6 cell/ml (Fig.39 A). À Guenitra ce genre n'a été observé que pendant le mois d'avril au niveau de la St1G et St4G de l'année 2015 à des densités de 16 cell/ml et 3 cell/ml respectivement. Par contre en 2016 *Chroococcus* a été rencontré à partir du mois de mars jusqu' au mois d'octobre avec un pic (22 cell/ml) au mois d'août dans la St5G (Fig.39 B).

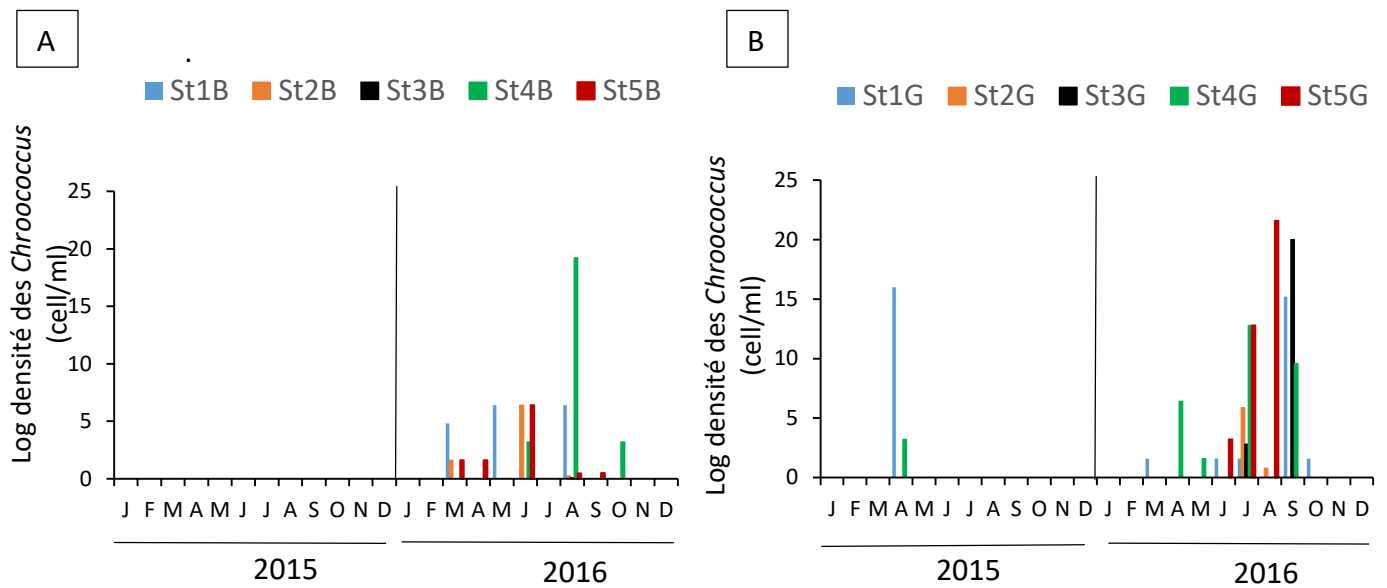


Figure 39 : Variation spatio-temporelle des densités mensuelles du genre *Chroococcus* recensé dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

- ***Coelosphaerium***

À Beni Zid ce genre a été observé une seule fois au niveau de la St4B au mois de mars de l'année 2016 à des densités n'excédant pas 16 cell/ml (Tab.20).

Dans le Barrage Guenitra *Coelosphaerium* a été observé au mois d'août et octobre de l'année 2016 dans les stations St2G, St4G et St5G à des densités comprises entre 1536 cell/ml et 14845 cell/ml (Tab.20).

- ***Planktothrix***

Dans le Barrage Beni Zid ce genre a été observé une seule fois au niveau de la station St1B au mois de septembre de l'année 2015 à des densités très faibles n'excédant pas 1 cell/ml (Tab.20).

À Guenitra ce genre a été observé au mois de septembre 2016 dans deux stations St4B et St5B à des densités de 83 cell/ml et 110 cell/ml respectivement (Tab.20).

- ***Limnothrix***

Ce genre a été observé une seule fois en 2015 uniquement dans le barrage Beni Zid dans la station St1B au mois de septembre avec des densités très basses n'excédant pas 1 cell/ml (Tab. 20).

- **Snowlla**

Ce genre a été observé une seule fois dans la station St4G au mois de mai 2016 seulement à Guenitra à des densités n'excédant pas 6 cell/ml (Tab. 20).

- **Spirulina**

Spirulina a été observé uniquement à Guenitra au mois de mai dans la station St1G et au mois de juin dans la St5G de l'année 2016 à des densités de 13 cell/ml et 12 cell/ml respectivement (Tab. 20).

- **Oscillatoria**

La présence de ce genre a été notée exclusivement dans le Barrage Guenitra en 2016 au mois d'avril et juillet dans les St3G et St5G avec des densités n'excédant pas les 112 cell/ml (Tab.20).

Tableau 20 : Densités mensuelles des genres : *coelosphaerium*, *Planktothrix*, *Limnothrix*, *Snowlla*, *Spirulina* et *Oscillatoria* dans les barrages : Beni Zid et Guenitra (2015- 2016).

Genres	Barrage Beni Zid (2015-2016)		Barrage Guenitra (2016)	
	Stations / Dates d'apparition	Densités mensuelles (cell/ml)	Stations / Dates d'apparition	Densités mensuelles (cell/ml)
Colosphaerium	St4B / mars (2016)	16	St5G / aout (2016)	1536
			St5G/octobre (2016)	1737
			St2G / octobre (2016)	2635
			St4G /octobre (2016)	14845
Planktothrix	St1B / septembre (2015)	1	St4G / septembre (2016)	83
			St5G / septembre (2016)	110
Limnothrix	St1B / septembre (2015)	1	Absent	-
Snowlla	Absent	-	St4G / mai (2016)	6
Spirulina	Absent	-	St1G / mai (2016)	13
			St5G/ juin (2016)	12
Oscillatoria	Absent	-	St5G/ avril (2016)	112
			St5G / juillet (2016)	28
			St3G/ juillet (2016)	5

III.3. Estimation de la biomasse algale globale et évaluation de l'état trophique des eaux de Beni Zid et Guenitra

Après l'examen de la représentation graphique de la dynamique spatiotemporelle des teneurs en chlorophylle (a) dans les deux barrages en 2015 et 2016 (Fig.40), nous pouvons constater qu'il existe une variation dans la distribution de ce paramètre dans le temps et dans l'espace.

Cette variation était plus accentuée dans le barrage Beni Zid tout au long de la période d'étude concernée. Les teneurs en chlorophylle (a) à Beni Zid n'ont jamais dépassé les 14 $\mu\text{g/l}$ (Fig.40 A). Les plus fortes valeurs ont été enregistrées en période printanière dans les stations situées en profondeur où nous avons relevé 13,1 $\mu\text{g/l}$ dans la station St3B au mois d'avril et 13,6 $\mu\text{g/l}$ dans la station St2B au moins de mai. En 2016 il y a eu une transition dans la localisation des stations qui hébergent les teneurs les plus élevées. Ainsi les teneurs maximales de la chlorophylle (a) ont été relevées dans les stations situées en surface avec un premier pic de 13,6 $\mu\text{g/l}$ relevé dans la station St5B au mois de mai et un deuxième (10 $\mu\text{g/l}$) enregistré au mois de septembre dans la station St4B.

À Guenitra, la variation de ce paramètre est pratiquement similaire dans l'ensemble des stations pendant toute la période d'étude concernée (Fig.40 B). Les concentrations en chlorophylle (a) n'ont jamais dépassées les 22,5 $\mu\text{g/l}$ à l'exceptions des pics relevés lors du bloom du mois de novembre 2016 dans les stations situées en surface : St1G, St4G et St5G où nous avons relevé des concentrations de l'ordre de 63,8 $\mu\text{g/l}$, 54 $\mu\text{g/l}$ et 208,3 $\mu\text{g/l}$ respectivement.

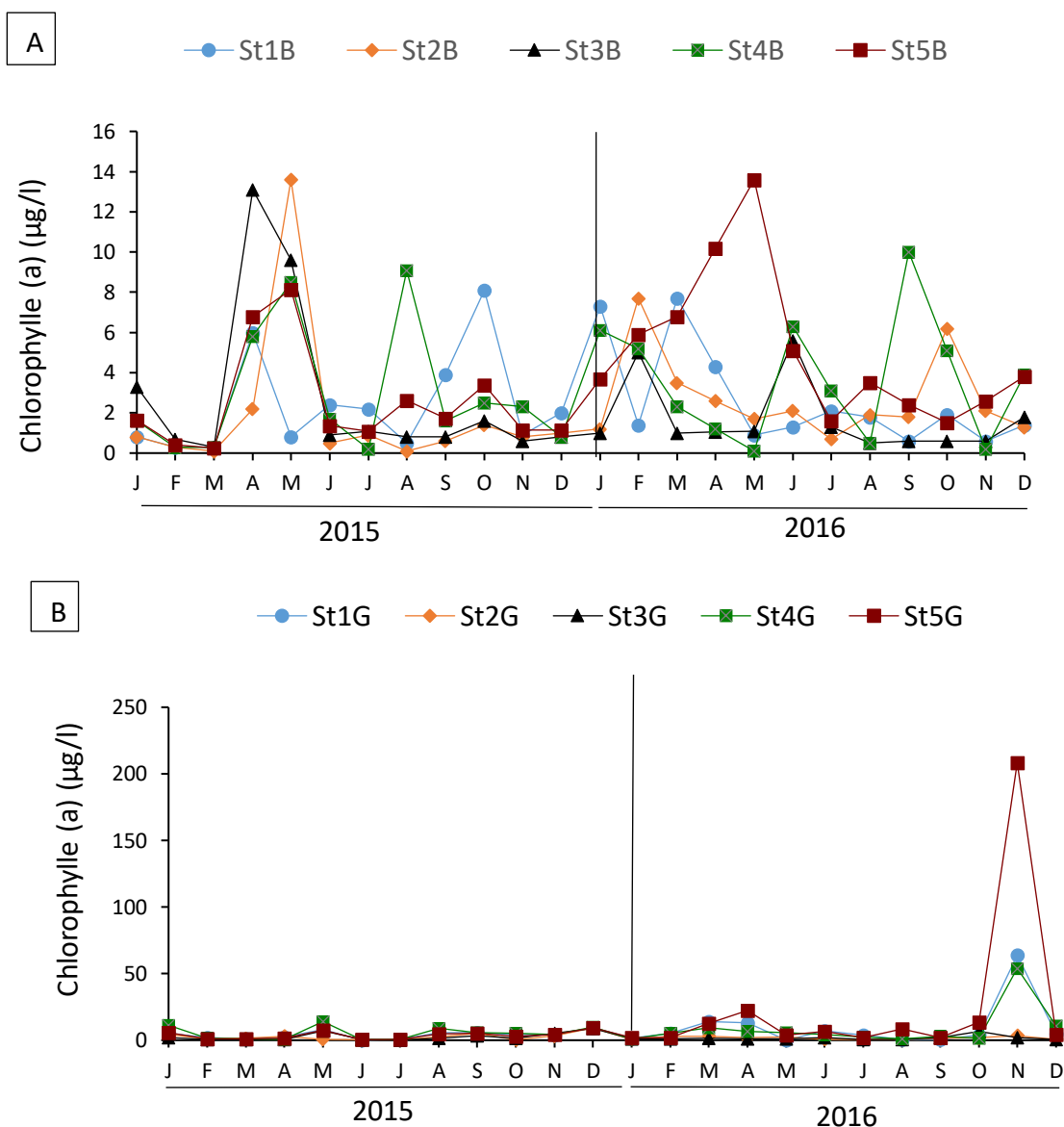


Figure 40 : variations mensuelles de la teneur en Chlorophylle (a) (µg/l) dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.3.1. Dynamique des densités des cyanobactéries et des teneurs en chlorophylle (a)

Dans le Barrage Beni Zid l'examen de la Fig.41 A montre qu'il n'existe pas une concordance entre les teneurs en chlorophylle (a) et les densités moyennes des cyanobactéries durant les deux cycles d'études. Alors que, Dans le Barrage Guenitra la Fig.41 B illustre bien la concordance qui existe entre les teneurs en chlorophylle (a) et les densités moyennes des cyanobactéries, durant les deux cycles d'études.

Dans le Barrage Beni Zid en 2015 (Fig. 41 A) on a enregistré un seul pic de chlorophylle (a) au mois de mai (8,125 µg/l). Tandis que, les pics de la densité cyanobactériennes ont été enregistrés au mois d'octobre et novembre (892 cell/ml et 2354 cell/ml) respectivement. Mais ils ont été accompagnés d'une diminution de la chlorophylle (a) de 3,4 µg/l à 1,15 µg/l.

En revanche, en 2016 (Fig. 41 A) les teneurs en chlorophylle (a) les plus élevées ont été relevées au mois de février avec 5,04 µg/l alors que, le pic des densités cyanobactériennes a été enregistré au mois de janvier 10428 cell/ml.

Dans le Barrage Guenitra en 2015 (Fig. 41 B) les deux paramètres ont enregistré un seul pic en décembre 9,35 µg/l, pour la chlorophylle (a) et 12381 cell/ml pour les densités cyannobactériennes. Aussi, en 2016 (Fig. 41 B) un seul pic a été enregistré au mois de novembre lors du Bloom avec 66,3 µg/l de la chlorophylle (a) et 189814926 cell/ml de cyanobactéries.

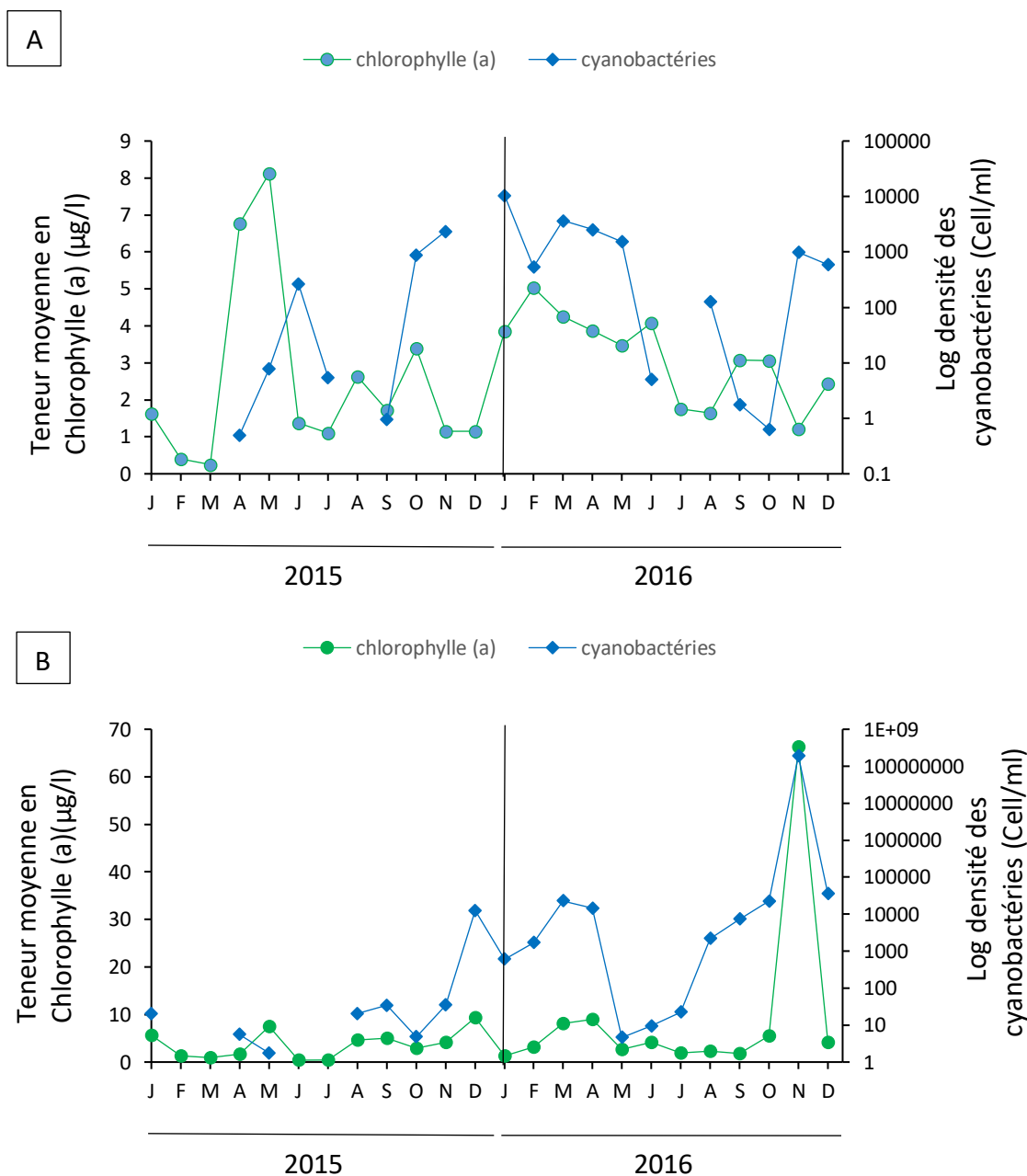


Figure 41 : Variations mensuelles globales des densités des cyanobactéries (cell/ml) identifiées et des teneurs en chlorophylle (a) (µg/l) dans l'eau des barrages : (A) Beni Zid, (B) Guenitra, (2015-2016).

III.3.2. Évaluation de l'état trophique des eaux de Beni Zid et Guenitra

Dans cette étude, différents indicateurs ont été retenus pour évaluer l'état trophique des masses eaux de Beni Zid et Guenitr. Selon les critères établis par Galvez-Cloutier, (2002),

basés sur la profondeur du disque de Secchi et les concentrations en chlorophylle « a », et selon l'échelle de classification de [Wasmund et al., \(2001\)](#) basée sur la concentration de l'azote inorganique dissous ([Tab.21](#)) on peut déduire que l'état trophique de Beni zid a été Mésotrophe alors que celui de Guenitra a été hétérogène il bascule entre Mésotrophe et hypereutrophe notamment en période de forte production primaire.

Tableau 21 : État trophique des masses d'eau de Beni Zid et Guenitra selon les critères de [Galvez-Cloutier, \(2002\)](#) et [Wasmund et al., \(2001\)](#).

Sites	Chl (a) Moy (µg/L)	Chl (a) Max (µg/L)	T Moy (m)	T Min (m)	DIN (µM)	Etat trophique
Barrage Beni zid	2,81	13,6	1,805	0,49	5	Mésotrophe
Barrage Guenitra	6,43	208,3	1,725	0,5	5	Mésotrophe à Hypereutrophe

III.4. Evaluation de la toxicité des eaux brutes des Barrages Beni Zid et Guenitra

III.4.1. Dynamique de la microcystine LR dans l'eau brute de Beni Zid et Guenitra

Les concentrations de la microcystine LR (MC LR) consignées dans les tableaux 22, 23 et 24 ont été déterminées par ELISA pour 86 extraits des échantillons ayant une densité cyanobactérienne importante. Ces échantillons ont été prélevés en surface à partir des eaux brutes de Beni Zid et Guenitra.

Tableau 22 : Variation des concentrations de la MC LR ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau brute de Beni Zid (2015).

Mois	Juin	Juillet	Octobre	Novembre
St1B	ND	0,58	0,11	0,08
St2B	1,17	ND	ND	ND
St4B	ND	ND	0,13	0,12

ND : Non dosé

Tableau 23 : Variation des concentrations de la MC LR ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau brute de Beni Zid (2016)

	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Août	Septembre	Novembre	Décembre
St1B	0,31	0,15	0,24	ND	0,37	ND	0,3	0,2	0,21	0,36
St2B	ND	0,16	0,119	ND	ND	0,18	0,36	0,12	ND	ND
St5B	1	ND	3,83	0,77	0,07	0,39	0,16	0,7	ND	ND

ND : Non dosé

Tableau 24 : Variation des teneurs en MC LR en $\mu\text{g/L}$ dans l'eau brute de Guenitra (2016)

	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
St1G	0	0,019	0,001	0,000	0,019	0,000	0,001	0,018	0,000	0,117	0,381
St2G	ND	ND	ND	ND	ND	0,001	0,019	0,000	0,000	0,112	0,429
St3G	ND	ND	ND	ND	ND	0,021	0,001	0,000	0,473	0,117	0,351
St4G	0,002	0,002	0,020	ND	0,004	0,002	0,000	0,000	0,067	0,105	1,501
St5G	ND	0,000	0,029	0,001	ND	0,019	0,001	0,022	0,073	1,023	0,273

ND : Non dosé

Au vue des résultats de la distribution spatio-temporelle des teneurs en MC LR claustrer dans les tableaux ci-dessus, nous remarquons que la toxicité dans nos deux plans d'eaux était plus importante au cours de l'année 2016 par rapport à l'année 2015. Et que c'est Beni Zid qui a hébergé les teneurs en MC LR les plus élevées.

Les concentrations en MC LR à Beni Zid s'échelonnent entre 0,07 et 3,83 µg/l (Tab. 22,23). En 2015 les concentrations les plus importantes (1,17 µg/l) ont été relevées au mois de juin dans la St2B. Cependant les teneurs les plus élevées (3,83 µg/l) en 2016 ont été enregistrées au mois de mars dans la St5B situé en surface. Durant le reste de l'année les teneurs relevées sont faibles et n'excèdent pas la valeur guide de 1 µg/l admise par l'OMS et par la législation Algérienne (Chorus, 2021 et J.O.R.A, 2014).

Dans le Barrage Guenitra Les teneurs de MC LR obtenues s'échelonnent entre 0 µg/l et 1,5 µg/l (Tab.24). Les valeurs maximales de 1,5 µg/l et 1 µg/l ont été relevées au mois de décembre et novembre durant le bloom, dans les stations St4G et St5G respectivement. Le reste des concentrations en MC LR est faible, avec des teneurs inférieures à la valeur guide de 1 µg/l admise par l'OMS et la législation Algérienne (Chorus, 2021 et J.O.R.A, 2014).

III.4.1. Dynamique des cyanobactéries et des teneurs en microcystine LR dans l'eau brute de Beni Zid et Guenitra

Les résultats du dosage de la MC LR et ceux de la densité moyenne des cyanobactéries (DMC) recensées dans le barrage Beni Zid (Tab. 25, 26) au cours des années 2015 2016, indiquent qu'il n'existe pas de lien entre ces deux paramètres durant la période d'étude concernée. Aussi aucun rapport entre l'amplitude des teneurs en MC LR et des MDC à Beni Zid pendant les deux cycles. Dans la station St4B au mois de novembre, pour des densités de 9272 cell/ml et des teneurs en MC LR de l'ordre de 0,12 µg/l ont été enregistrées. En revanche dans la station St1B au mois de juillet, pour des MDC très basses (17 cell/ml) nous avons relevé des teneurs en MC LR plus élevées (0,58 µg/l).

En 2015 à Beni Zid (Tab. 25), les plus fortes teneurs en MC LR ont été relevées au mois de juin (1,17 µg/l, St2B) et juillet (0,58 µg/l, St1B) pour des DMC de 1063 cell/ml et 17 cell/ml respectivement. Ces résultats font apparaître que la souche d'*Aphanocapsa* des mois de juin et juillet était plus productrice en MC LR que celles des autres mois.

En 2016 (Tab. 26), c'était la station St5B qui héberge les concentrations en MC LR les plus élevées avec un pic de 3,83 µg/l relevé au mois de mars pour une DMC de l'ordre de 1798 cell/ml. Des teneurs de 1µg/l (St5B) ont été enregistrées au mois de janvier pour des DMC de 50906 cell/ml ; des concentrations de 0,77µg/l et 0,70 µg/l ont été relevées aux mois d'avril

et septembre respectivement dans la même station St5B pour des DMC de l'ordre de 9325 cell/ml et 30 cell/ml. Ces résultats montrent que la souche de *Microcystis* du mois de mars a été la plus productrice part apport aux autres souches des autres mois.

Tableau 25 : Correspondance entre les concentrations en MC LR et les densités moyennes des cyanobactéries (Beni Zid, 2015).

		Station 1	Station 2	Station 4
Juin	MC LR µg/l	/	1,17	/
	DMC (cell/ml)	/	1063	/
	Genre dominant	<i>Aphanocapsa</i>		
Juillet	MC LR µg/l	0,58	/	/
	DMC (cell/ml)	17	/	/
	Genre dominant	<i>Aphanocapsa</i>	/	/
Octobre	MC LR µg/l	0,11	/	0,13
	DMC (cell/ml)	1017	/	2551
	Genre dominant	<i>Aphanocapsa</i>	/	<i>Aphanocapsa</i>
Novembre	MC LR µg/l	0,08	/	0,12
	DMC (cell/ml)	142	/	9272
	Genre dominant	<i>Aphanocapsa</i>	/	<i>Aphanocapsa</i>

ND : Non dosé ; DMC : Densité moyenne des cyanobactéries

Tableau 26 : Correspondance entre les concentrations en MC LR et les densités moyennes des cyanobactéries (Beni Zid, 2016).

Mois		Station 1	Station 2	Station 5
Janvier	MC LR µg/l	0,31	ND	1
	DMC (cell/ml)	69	/	50906
	Genre dominant	<i>Microcystis</i>	/	<i>Microcystis</i>
Février	MC LR µg/l	0,15	0,16	/
	DMC (cell/ml)	2364	133	/
	Genre dominant	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis</i>	/
Mars	MC LR µg/l	0,24	0,12	3,83
	DMC (cell/ml)	211	94	17984
	Genre dominant	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis</i>
Avril	MC LR µg/l	/	/	0,77
	DMC (cell/ml)	/	/	9325
	Genre dominant	/	/	<i>Microcystis</i>
Mai	MC LR µg/l	0,37	/	0,07
	DMC (cell/ml)	4767	/	2924
	Genre dominant	<i>Microcystis</i>	/	<i>Microcystis</i>
Juin	MC LR µg/l	/	0,18	0,39
	DMC (cell/ml)	/	6	13
	Genre dominant	/	<i>Chroococcus</i>	<i>Aphanocapsa</i>
Août	MC LR µg/l	0,30	0,36	0,16
	DMC (cell/ml)	6	608	0,46
	Genre dominant	<i>Chroococcus</i>	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Chroococcus</i>
Septembre	MC LR µg/l	0,20	0,12	0,70
	DMC (cell/ml)	30	10	30
	Genre dominant	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus</i>	<i>Microcystis</i>
Novembre	MC LR µg/l	0,21	/	/
	DMC (cell/ml)	4946	/	/
	Genre dominant	<i>Microcystis</i>	/	/
Décembre	MC LR µg/l	0,36	/	/
	DMC (cell/ml)	2980	/	/
	Genre dominant	<i>Microcystis</i>	/	/

ND : Non dosé ; DM : Densité moyenne des cyanobactéries

Dans le Barrage Guenitra (2016), l'évaluation de la dynamique des MDC, des densités moyennes de *Microcystis* (DMM) et des concentrations de MC LR représentées dans la figure 42 montrent qu'il existe une relation proportionnelle entre ces trois paramètres, durant les périodes allant de janvier à mars et d'août à novembre, du fait qu'ils varient dans le même sens, mais avec des amplitudes différentes. Cependant cette relation entre les densités (DMC

et DMM) et les teneurs en MC LR a été interrompue et devenue inversement proportionnelle pendant les mois d'avril, mais juin, juillet et au mois de décembre. Le pic de la MC LR de 0,6 µg/l du mois de décembre correspond à une DMC de 35668 cell/ml et une DMM de 35668 cell/ml.

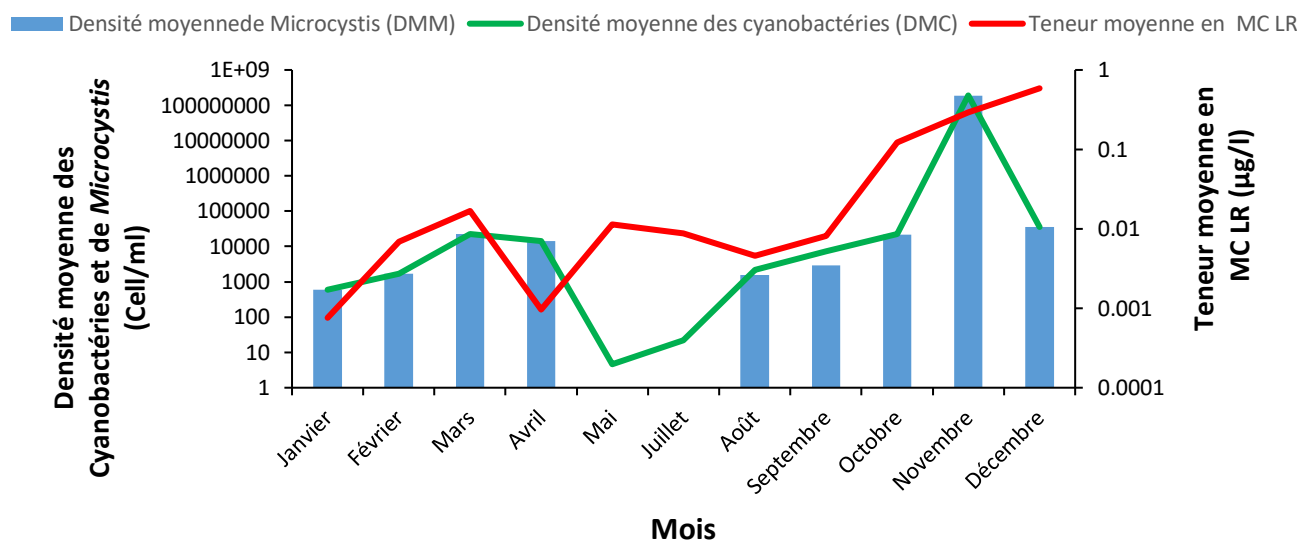


Figure 42 : variations mensuelles de la teneur moyenne en MC LR (µg/l) et des densités de cyanobactéries et de *Microcystis* (Cell/ml) dans le barrage Guenitra (2016).

III.5.1. Analyse uni-variée

III.5.1.1. Analyse descriptive

Afin de réaliser une description statistique la plus exhaustive possible, nous avons calculé pour chacune des variables biotiques (densité cyanobactérienne (Denom), chlorophylle-a (chloro-a), microcystines (Toxine)), abiotique température de l'eau (T eau), pH, oxygène dissous (Oxyg), conductivité (Cond), MES, nitrites(NO_2^-), nitrates (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), orthophosphates (PO_4^{3-}) et météologique (température de l'air (T air), précipitations (Pré), vitesse de vent (Vent)) les cinq paramètres statistiques élémentaires suivants : la moyenne arithmétique (X), la médiane (M), Erreur Standard Moyenne (ESM), la valeur minimale (Min), la valeur maximale (Max). Tout cela intéresse l'ensemble des douze mois d'étude en 2015 et en 2016 (facteur mois) et chacune des quatre stations d'échantillonnages en 2015 et cinq stations d'échantillonnages en 2016 (facteur stations).

- **Barrage Beni Zid**

Dans cette partie nous allons présenter les variables qui ont participé à l'explication de la variation spatio-temporelle des cyanobactéries dans le barrage Beni Zid au cours de nos deux cycles d'étude (2015 – 2016). Les résultats relatifs à cette analyse sont mentionnés dans le [tableau 27](#).

Les résultats des densités moyennes mensuelles des cyanobactéries consignées dans le [tableau 27](#) montrent que les moyennes relevées en 2016 ($1.70\text{e}+03 \pm 8.61\text{e}+02 \text{ cell/ml}$) été plus élevées que celle relevée en 2015 ($2.94\text{e}+02 \pm 2.02\text{e}+02 \text{ cell/ml}$) et que la densité maximal ($1.04\text{e}+04 \pm 8.61\text{e}+02 \text{ cell/ml}$) a été enregistrée en 2016.

La valeur maximale de la chlorophylle (a) été de l'ordre $8,125 \pm 0,72$ durant les deux années d'étude. La moyenne annuelle de la chlorophylle (a) été ($2,45 \pm 0,72 \mu\text{g/l}$) au cours de l'année 2015 et de ($3,14 \pm 0,34 \mu\text{g/l}$) en 2016.

Les teneurs moyennes mensuelles des MCs été de l'ordre de $0,045 \pm 0,026$ en 2015 comparant à ($0.16 \pm 0,06 \mu\text{g/l}$) relevée en 2016. La concentration la plus élevée été relevée en 2016 avec $0,84 \pm 0,06 \mu\text{g/l}$.

Les températures moyennes annuelles de l'eau du barrage Beni Zid été très rapprochées elles oscillent entre ($13,58 \pm 0,910$) et ($1,13 \pm 1,01$) en 2015 et 2016 respectivement.

Le pH de l'eau du barrage Beni Zid été plus basique en 2016 ($8,51 \pm 0,20$) comparé à 2015 ($7,97 \pm 0,060$).

Les teneurs moyenne de l'oxygène dissous durant les deux cycles d'étude été proches où nous avons enregistré $7,83 \pm 0,460$ mg/l en 2015 et $7,67 \pm 0,46$ mg/l en 2016. La valeur maximale été de $10,31 \pm 0,460$ mg/l relevé en 2016.

Les valeurs moyennes de la conductivité ont permis d'enregistrer des moyennes similaires entre les deux cycles d'étude comprises entre $2,01e+02 \pm 2,99e+00$ μ s/cm en 2015 et $2,18e+02 \pm 2,56e+00$ μ s/cm en 2016. Les valeurs moyennes maximales ont été relevées en 2016 ($2,28e+02 \pm 2,56e+00$ μ s/cm).

Les teneurs en MES montrent une variation entre les deux cycles. Nous avons relevé des valeurs moyennes de l'ordre de $12,64 \pm 2,98$ mg/l en 2015 et $34,17 \pm 6,24$ mg/l en 2016. La valeur maximale a été relevée en 2016 avec $71 \pm 6,24$ mg/l.

Les concentrations en nitrates montrent une variation entre les deux cycles d'étude. L'année 2015 été caractérisé par des moyennes en nitrate de l'ordre de $3,89 \pm 0,49$ mg/l comparés à $5,02 \pm 0,13$ mg/l en 2016. La concentration maximale été enregistrée en 2015 avec de $6,29 \pm 0,49$ mg/l.

Les résultats des concentrations moyennes en nitrites ont été compris entre $0,043 \pm 0,019$ mg/l en 2015 et $0,064 \pm 0,018$ mg/l en 2016. La concentration maximale de $0,13 \pm 0,018$ mg/l a été enregistrée en 2016.

Les concentrations moyennes en ammonium varient de $0,37 \pm 0,031$ mg/l en 2015 à $0,47 \pm 0,04$ mg/l en 2016. La concentration maximale été enregistrée en 2016 avec de $0,72 \pm 0,04$ mg/l.

Les concentrations moyennes en orthophosphates varient de $0,096 \pm 0,01$ mg/l en 2015 à $0,37 \pm 0,07$ mg/l en 2016. La concentration maximale a été de l'ordre de $0,90 \pm 0,07$ mg/l relevé en 2016.

Concernant la température de l'air, les données analytiques permettent d'enregistrer des valeurs moyennes similaires entre les deux cycles d'étude elles été comprises entre $19,025 \pm 1,71$ °C en 2015 et $19,35 \pm 1,31$ °C en 2016 avec un maximum de $27,3 \pm 1,71$ °C en 2015.

Concernant le vent, les données analytiques ont montré des valeurs moyennes similaires entre les deux cycles d'étude elles été comprises entre $3,43 \pm 0,114$ m/s en 2015 et $3,41 \pm 0,09$ m/s en 2016 avec un maximum de 4,2 m/s.

Les valeurs de la précipitation variées entre $63,8 \pm 19,86$ mm en 2015 et $43,08 \pm 8,95$ mm en 2016. La valeur maximale a été enregistrée en 2015 avec une $211,4 \pm 19,86$ mm.

Tableau 27 : Description statistique des variables spatio-temporelles du barrage Beni Zid (2015-2016).

	2015						2016					
	N	Mean	Median	SEM	Min	Max	N	Mean	Median	SEM	Min	Max
Denomb	48	2,94e+02	7,29e-01	2,02e+02	0,0	2,35e+03	60	1,70e+03	5,67e+02	8,61e+02	0	1,04e+04
Chloro-a	48	2,45	1,50	0,72	0,25	8,125	60	3,14	3,28	0,34	1,22	5,04
Toxine	48	0,045	0	0,026	0	0,29	60	0,16	0,10	0,06	0	0,84
Teau	48	13,58	13,37	0,910	8,32	20,22	60	14,13	14,46	1,01	8,44	18,80
PH	48	7,97	7,91	0,060	7,68	8,42	60	8,51	8,66	0,20	6,65	9,55
Oxyg	48	7,83	7,92	0,460	5,27	10,31	60	7,67	7,21	0,46	5,64	9,84
Cond	48	2,01e+02	2,028e+02	2,99e+00	1,84e+02	2,20e+02	60	2,18e+02	2,22e+02	2,56e+00	2,02e+02	2,28e+02
MES	48	12,64	8,083	2,98	2,1	31,1	60	34,16	28,69	6,24	7,59	71
NO₃⁻	48	3,89	4,43	0,49	1,085	6,29	60	5,01	4,89	0,13	4,42	5,77
NO₂⁻	48	4,24e-02	4,61e-02	4,63e-03	5,21e-03	5,63e-02	60	0,063	0,063	0,003	0,05	0,090
NH₄⁺	48	0,37	0,34	0,031	0,24	0,61	60	0,47	0,47	0,04	0,27	0,72
PO₄³⁻	48	0,096	0,090	0,01	0,0278	0,187	60	0,37	0,31	0,070	0,083	0,90
T air	48	19,025	18,85	1,71	10,20	27,30	60	19,35	18,10	1,31	13,80	25,60
Vent	48	3,43	3,45	0,114	2,80	4,20	60	3,41	3,35	0,09	2,80	4,20
Pré	48	63,80	49,05	19,86	0,20	211,40	60	43,07	41,40	8,95	6,60	86,30

- **Barrage Guenitra**

Les variables explicatives de la variation spatio-temporelle des cyanobactéries dans l'eau du barrage Guenitra pendant les années d'études 2015-2016 sont claustrés dans le [tableau 28](#).

Les résultats des densités moyennes mensuelles des cyanobactéries consignées dans le [tableau 28](#) montrent que les moyennes mensuelles en 2016 ($1,58e+07 \pm 1,58e+07$ cell/ml) été plus élevées que celle de l'année 2015 ($1,04e+03 \pm 1,03e+03$ cell/ml) cependant la densité maximale a été enregistrée en 2016 ($1,89e+08 \pm 1,58e+07$ cell/ml).

De même la moyenne annuelle de la chlorophylle (a) été plus élevée en 2016 ($9,20 \pm 5,24$ µg/l) qu'en 2015 ($3,46 \pm 0,65$ µg/l). La valeur maximale de la chlorophylle (a) a été enregistrée en 2016 avec $66,30 \pm 5,24$ µg/l.

La température moyenne annuelle de l'eau de Guenitra la plus élevée a été enregistrée en 2016 ($14,43 \pm 1,03$ °C) avec un pic maximale de $19,86 \pm 1,03$ °C.

Le pH de l'eau du barrage Guenitra est basique tout au long de la période d'étude. la valeur maximale a été enregistrée en 2016 ($10,06 \pm 0,17$).

La moyenne des concentrations de l'oxygène dissous été similaire durant les deux cycles d'étude avec des teneurs de l'ordre de $7,36 \pm 0,60$ mg/l. La valeur maximale été de $10,27 \pm 0,60$ mg/l relevée en 2015.

Les valeurs moyennes de la conductivité ont permis d'enregistrer des moyennes très proches entre les deux cycles d'étude comprises entre $546 \pm 4,67$ $\mu\text{s}/\text{cm}$ en 2015 et $573,93 \pm 3,37$ $\mu\text{s}/\text{cm}$ en 2016. Les valeurs moyennes maximales ont été relevées en 2016 $594 \pm 3,37$ $\mu\text{s}/\text{cm}$.

Les teneurs en MES montrent une variation entre les deux cycles. Nous avons relevé des valeurs moyennes de l'ordre de $10,34 \pm 2,88$ mg/l en 2015 et $44,04 \pm 13,75$ mg/l en 2016. Cependant, la valeur maximale a été relevée en 2016 avec une valeur de $158 \pm 13,75$ mg/l.

Les concentrations en nitrates se caractérisent par des moyennes de l'ordre de $4,21 \pm 0,57$ mg/l en 2015 à $5,08 \pm 0,16$ mg/l en 2016. La concentration maximale a été enregistrée en 2015 avec $7,15 \pm 0,57$ mg/l.

Les résultats des concentrations moyennes en nitrites ont été compris entre $0,096 \pm 0,010$ mg/l en 2015 et $0,11 \pm 0,014$ mg/l en 2016. La concentration maximale a été enregistrée en 2016 avec une concentration de $0,22 \pm 0,014$ mg/l.

Les concentrations moyennes en ammonium oscillent entre $0,39 \pm 0,030$ mg/l en 2015 à $0,65 \pm 0,13$ mg/l en 2016. Avec un pic de $1,78 \pm 0,13$ mg/l relevée au cours de l'année 2016.

L'eau de Guenitra été caractérisé par de faible teneur en orthophosphate qui n'ont jamais dépassé $0,094 \pm 0,010$ mg/l en 2015 et $0,306 \pm 0,067$ mg/l en 2016. La concentration maximale été enregistrée en 2015 avec une concentration de $0,159 \pm 0,010$ mg/l.

La description des variables météorologiques et la même que celle du barrage Beni zid du fait que nous avons utilisé les données météorologiques de la wilaya de Skikda.

Tableau 28 : Description statistique des variables spatio-temporelles du barrage Guenitra (2015-2016).

	2015						2016					
	N	Mean	Median	SED	Min	Max	N	Mean	Median	SED	Min	Max
Denomb	48	1,04e+03	5,19e+00	1,03e+03	0	1,24e+04	60	1.58e+07	4,74e+03	1,58e+07	4,62e+00	1,89e+08
Chloro-a	48	3,46	2,90	0,65	0,40	7,77	60	9,20	3,67	5,24	1,34	66,30
Toxine	48	ND	ND	ND	ND	ND	60	193,73	0	174,53	0	2102,8
Teau	48	11,81	12,26	0,97	6,42	15,87	60	14,43	14,58	1,03	9,16	19,86
PH	48	8,49	8,57	0,07	7,95	8,75	60	8,98	8,76	0,17	8,20	10,06
Oxyg	48	7,36	6,89	0,60	4,74	10,27	60	7,36	7,18	0,33	5,75	8,94
Cond	48	546	548	0,467	521	575	60	573,93	569	0,337	561	594,4
MES	48	10,34	4,46	2,88	1,66	30,33	60	44,04	27,53	13,75	3,59	158
NO₃⁻	48	4,21	4,88	0,57	0,92	7,15	60	5,08	4,94	0,16	4,12	6,12
NO₂⁻	48	0,069	0,068	0,010	0,009	0,14	60	0,11	0,098	0,014	0,06	0,22
NH₄⁺	48	0,39	0,33	0,030	0,27	0,54	60	0,65	0,51	0,13	0,27	1,78
PO₄³⁻	48	0,094	0,089	0,010	0,017	0,159	60	0,306	0,19	0,067	0,75	0,08
T air	48	19,008	18,85	1,72	10,20	27,30	60	19,35	18,1	1,31	13,8	25,6
Vent	48	3,43	3,45	0,11	2,80	4,15	60	3,41	3,35	0,093	2,80	4,20
Pré	48	62,46	49,05	18,98	0,20	195,30	60	43,07	41,40	8,95	6,60	86,30

ND : Non dosé

III.5.1.2. Test de Kruskal-Wallis

Les résultats du test Kruskal-Wallis relatifs à la comparaison des médianes de chacune des quinze variables pour les trois facteurs : « stations », « années » et « saisons » dans les eaux des cinq stations de chacun des barrages : Beni Zid (S1B, S2B, S3B, S4B et S5B) et Guenitra (S1G, S2G, S3G, S4G et S5G) sont synthétisés dans les tableaux 1, 2, 3, 4, 5 et 6 (annexe 8).

- **Facteur inter-station**

A Beni Zid, les résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis montrent l'absence de différences significatives pour le facteur inter-station ($p > 0,05$) pour tous les paramètres physico-chimiques sauf pour la température de l'eau ($p = 0,00716$) et les toxines ($p = 0$) où une différence très hautement significative ($p < 0,05$) a été relevée (Tab.1, Annexe 7).

A Guenitra, aucune différence significative n'a été observé dans le barrage pour l'ensemble des paramètres à l'exception la chlorophylle-a ($p = 0,0282$) et les toxines ($p = 0,0534$) où des différences significatives ont été relevée. En plus des différences hautement significatives pour la température de l'eau ($p = 0,006961^{**}$) (Tab.4, Annexe 7).

- **Facteur inter-année**

Les résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis pour chacun des quinze variables du facteur inter-année ont montrés l'absence de différence significative ($p > 0,05$) à **Beni Zid**, pour les paramètres : la chlorophylle-a, Oxygène dissous, NO_3^- , précipitation, température de l'air, température de l'eau, le vent. Et l'existence de différences significatif pour les paramètres : dénombrement cyanobactéries ($p=0,03876$), NH_4^+ ($p=0,04181$). En plus des différences hautement significatives pour la conductivité ($p=0,004696$), les MES ($p=0,001546$), le pH ($p=0,006656$) et les toxines ($p=0,0087$) (Tab.2, Annexe 7).

Pour le **Barrage Guenitra** nous avons révèlè l'absence des différences significatives ($p > 0,05$) pour les paramètres (Chloro-a, Toxine, Teau, Oxyg, Cond, NO_3^- , NH_4 , T air, Vent, Pré). Cependant des différences significatives ont été relevées avec le dénombrement ($p=0,01357$) et les MES ($p=0,01218$). Aussi des différences hautement significatives ont été relevées avec le PO_4^{3-} ($p= 0,003707$), NO_2^- ($p= 0,005936$) et le pH ($p= 0,001357$). Une différence très hautement significative a été relevée uniquement avec le paramètre toxine avec une valeur de P de l'ordre de 0,00001 (Tab.5, Annexe 7).

- **Facteur inter-saison**

Les résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis à **Beni Zid**, montrent l'absence de différences significatives ($p < 0,05$) entre les saisons pour la majorité des paramètres (Dénomb, Chloro-a, Toxine, Teau, PO_4^{3-} , NO_2^- , Cond, MES, NH_4 , T air, Vent, Pré) à l'exception des NO_3^- ($p=0,016$) et le pH ($p=0,01132$) qui ont révélés la présence des différences significatives. Une différence très hautement significative a été obtenu avec l'oxygène dissous ($p=0,0002929$) (Tab.3, Annexe 7).

A **Guenitra** les résultats du test de Kruskal-Wallis ont révèlè l'absence des différences significatives ($p > 0,05$) entre les saisons pour la majorité des paramètres à l'exception du PO_4^{3-} ($p=0,01335$), NO_2^- ($p=0,01774$), NO_3^- ($p=0,02429$) et le pH ($p=0,01925$) où des différences significatives ont été relevées. Une différence hautement significative a été relevée avec les paramètres dénombrement ($p=0,008236$) et Oxygène dissous ($p=0,0055$) (Tab.6, Annexe 7).

III.5.1.3. Test Dunn

En se basons sur les résultats du test de Kruskal-Wallis, nous avons pu déterminer les paramètres ayant des différences significatives entres les groupes de chaque facteur (station,

année, saison) pour chacun des barrages (Beni Zid et Guenitra). Les résultats du test Dunn vient afin de préciser et déterminer les paires des groupes différents et leurs positions.

- **Barrage Beni Zid : facteur stations**

Les résultats du test Dunn représentés en boîtes à moustaches (boxplots) pour le paramètre température de l'eau et toxines ont clairement montré que les cinq stations

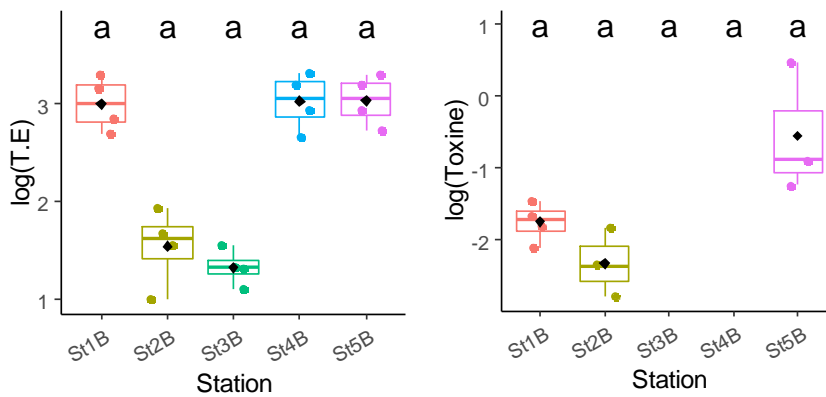


Figure 43 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Beni Zid (n= 60). a et b indiquent que la variation inter-station est significative à $p < 0.05$, en utilisant le test de Dunn. Les boxplots portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents à $p > 0.05$.

(St1B, St2B, St3B, St4B et St5B) retenus dans cette étude forment un seul groupe (groupe "a") homogène (Fig.43).

- **Barrage Beni Zid : facteur Année**

Les résultats du test de Dunn réalisé sur la distribution du pH, conductivité, MES, PO_4^{3-} , NO_2^+ , NH_4^+ et dénombrement montre une hétérogénéité entre les deux années d'études pour l'ensemble de ces paramètres en forment deux groupes "a" et "b" (Fig. 44).

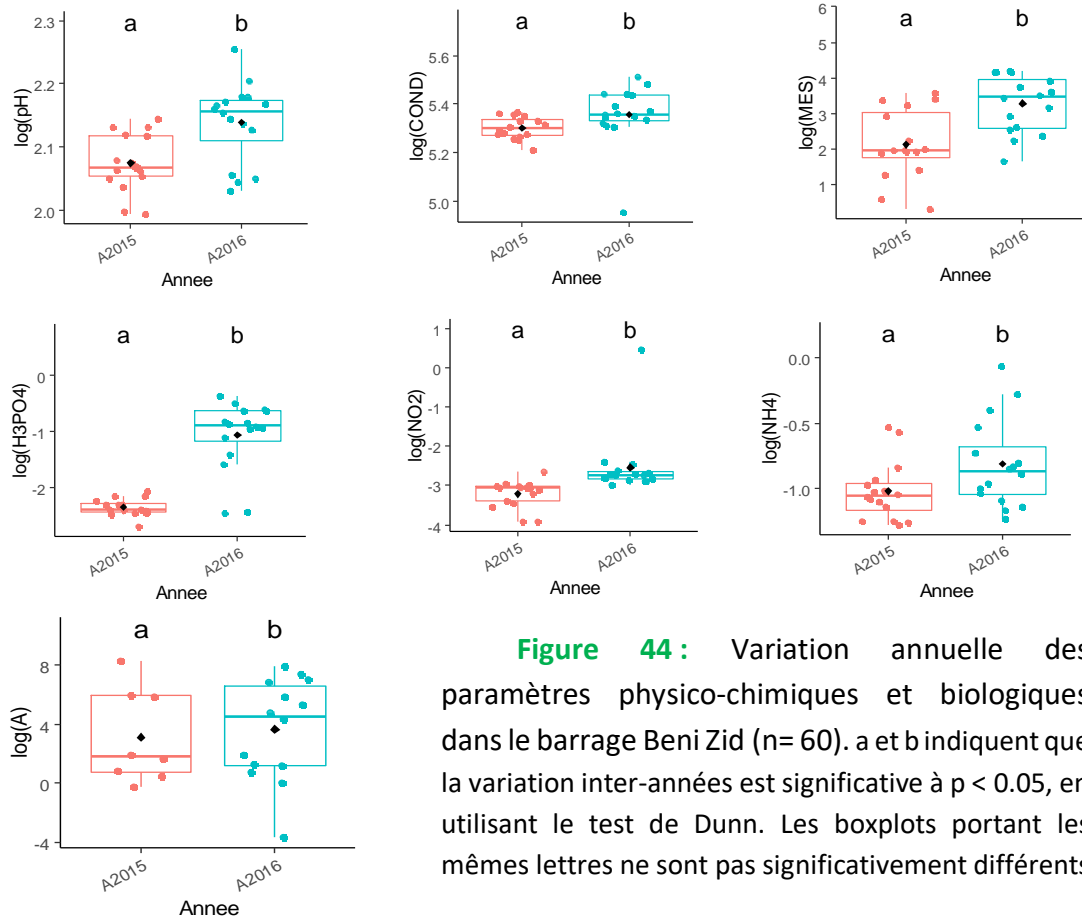


Figure 44 : Variation annuelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Beni Zid (n= 60). a et b indiquent que la variation inter-années est significative à $p < 0.05$, en utilisant le test de Dunn. Les boxplots portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents

- **Barrage Beni Zid : facteur saison**

Le test de Dunn pour le pH nous permet de classer les saisons en trois groupes : le groupe "a" inclut l'été, le groupe "b" correspond au printemps et le groupe "ab" rassemble l'automne et l'hiver (Fig. 45)

L'analyse du diagramme en boxplot de l'oxygène dissous montre une homogénéité entre la saison estivale et automnal correspondante au groupe "a" et une nette hétérogénéité pour la période hivernal (groupe "b") et printanière (groupe "ab") (Fig. 45).

Le diagramme en boîte à moustache de NO_3^- indique la formation de trois groupes : un groupe "ab" homogène rassemblant l'automne et le printemps et deux autres groupes hétérogènes "a", "b" correspondant à l'été et l'hiver respectivement (Fig. 45).

L'interprétation du diagramme en boîte de la température de l'air et de la précipitation révélée l'existence d'une hétérogénéité entre les saisons d'où la formation de quatre groupes bien distincts "a", "bc", "b" et "ac" (Fig. 45).

Les résultats du test de Dunn réalisé sur la distribution du vent indiquent une claire homogénéité inter-saison avec la formation d'un seul groupe "a" rassemblant l'été, l'automne et le printemps. L'hiver à Beni Zid c'est différencier des autres saisons en formant un deuxième groupe "b" (Fig. 46).

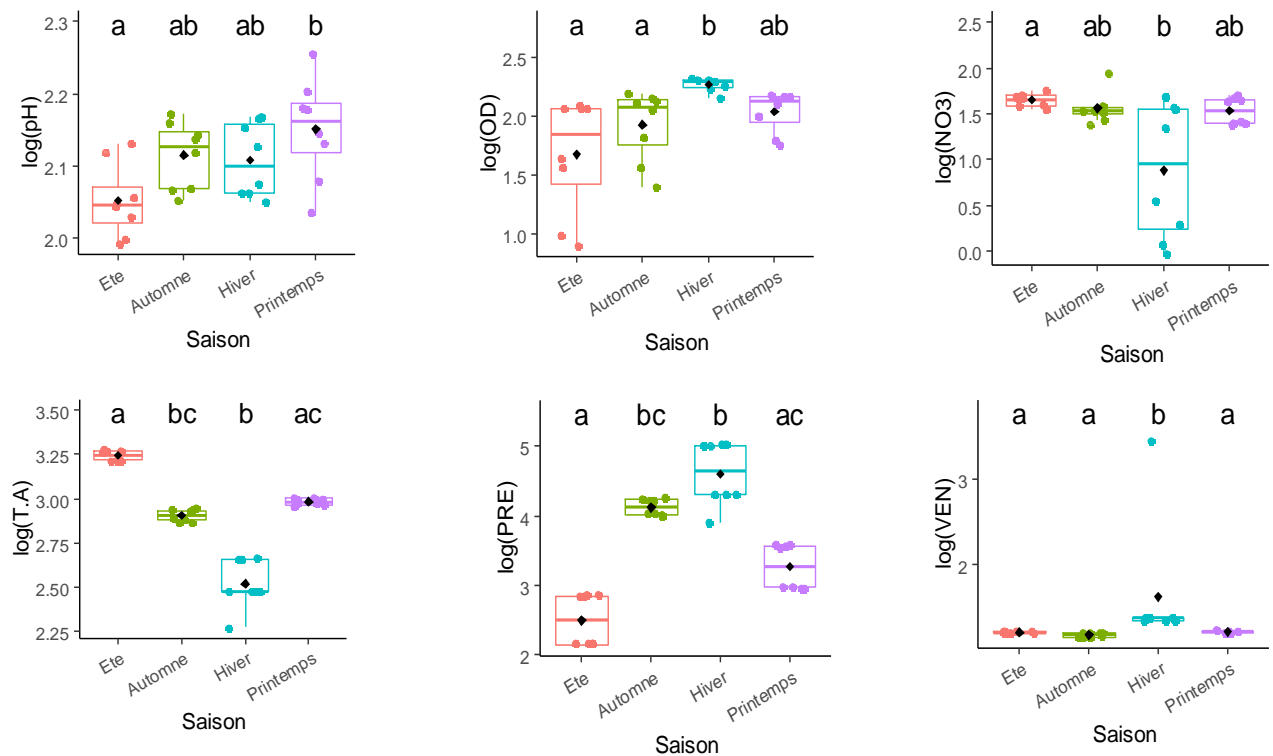


Figure 45 : Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques, biologiques et météorologiques dans le barrage Beni Zid (n= 60). a et b indiquent que la variation inter-station est significative à $p < 0.05$, en utilisant le test de Dunn. Les boxplots portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents à $p > 0.05$.

▪ **Barrage Guenitra : facteur stations**

L'analyse du diagramme en boîtes à moustaches de la température de l'eau du barrage Guenitra, nous avons noté une homogénéité entre les stations : St1G, St2G et St4G (groupe "ab"), et une hétérogénéité entre St3G (groupe "a") et St5G (groupe "b").

La comparaison par paires du test Dunn indique que, les diagrammes en boxlopts de la chlorophylle-a, ont clairement montré que la variation de ce paramètre dans les cinq stations (St1G, St2G, St3G, St4G et St5G) retenus dans cette étude forme un seul groupe (groupe "a") homogène (Fig.46).

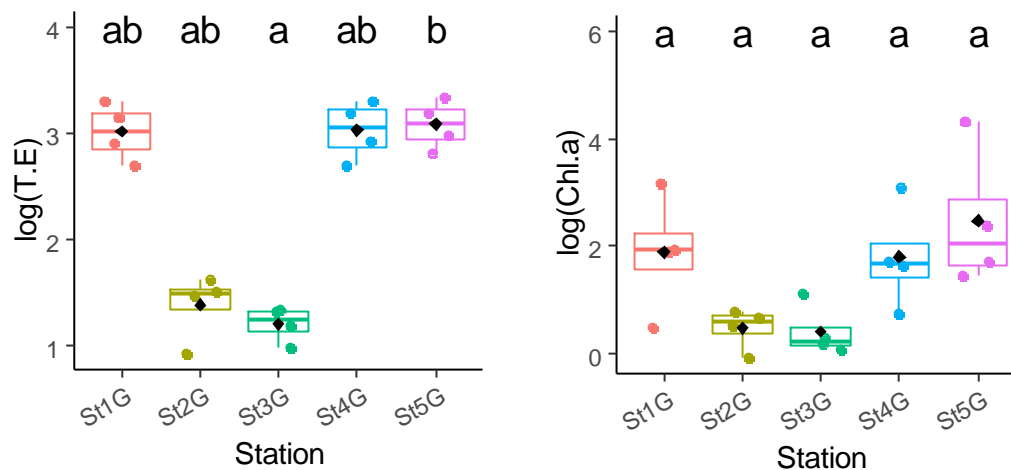


Figure 46 : Variation Spatiale des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Guenitra (n= 60). a et b indiquent que la variation inter-station est significative à $p < 0.05$, en utilisant le test de Dunn. Les boxplots portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents à $p > 0.05$.

▪ Barrage Guenitra : facteur années

L'analyse des diagrammes en boîtes à moustaches du test de Dunn réalisé sur la distribution de pH, conductivité, MES, PO_4^{3-} , NO_2^+ et le dénombrement des cyanobactéries montre une hétérogénéité entre les deux années d'études pour l'ensemble de ces paramètres en forment deux groupes "a" et "b" (Fig. 47).

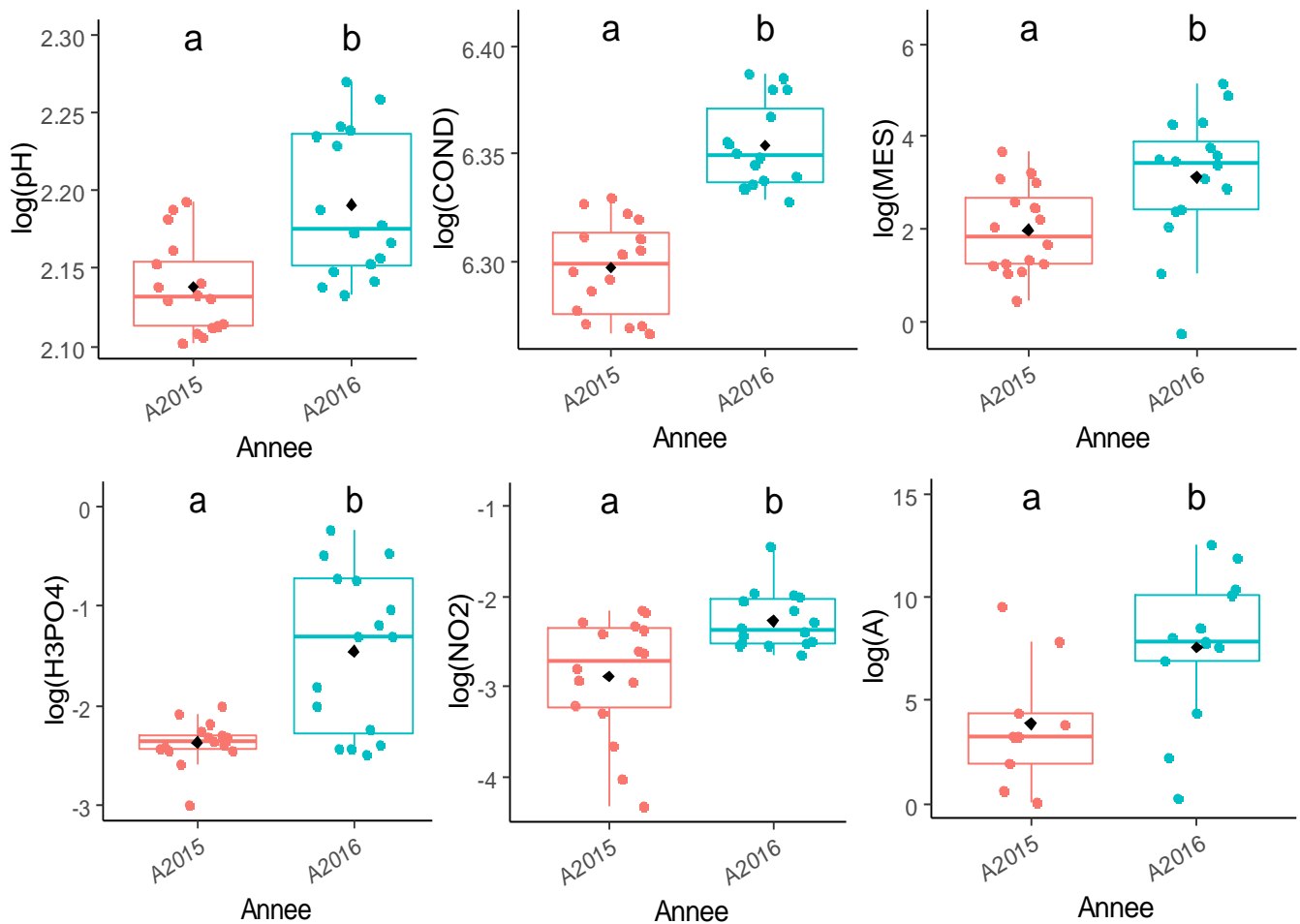


Figure 47 : Variation annuelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans le barrage Guenitra (n= 60). a et b indiquent que la variation inter-années est significative à $p < 0.05$, en utilisant le test de Dunn. Les boxplots portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents à $p > 0.05$.

▪ Barrage Guenitra : facteur saisons

Les résultats du test Dunn représentés en boxplots pour le paramètre pH et NO_3^- ont clairement montré que les quatre saisons forment un seul groupe (groupe "a") homogène (Fig.48).

Le diagramme en boîte à moustache de l'oxygène dissous et le vent indique la formation de trois groupes : un groupe "a" homogène rassemblant l'été et l'automne et deux autres groupes hétérogènes "b" et "ab" correspondant à l'hiver et le printemps respectivement (Fig. 48).

Le test de Dunn réalisé sur PO_4^{3-} montre une homogénéité entre la saison automnal et printanière (groupe "a") et une nette hétérogénéité entre les périodes estivale (groupe "ab") et hivernal (groupe "b") (Fig. 48).

Le diagramme en boîte à moustache de NO_2^- indique la formation de trois groupes : un groupe "ab" homogène rassemblant l'été et le printemps et deux autres groupes hétérogènes "a", "b" correspondant à l'automne et l'hiver respectivement (Fig. 48).

Les résultats du test Dunn pour le paramètre température de l'air montrent l'existence d'une hétérogénéité entre les saisons d'où la formation de quatre groupes bien distincts "a", "bc", "b" et "ac" (Fig. 48).

L'analyse des boxplots du test de Dunn réalisé sur la distribution du dénombrement cyanobactérienne indique la formation de trois groupes : un groupe "b" homogène rassemblant l'hiver et le printemps et deux autres groupes hétérogènes "ab", "a" correspondant à l'été et l'automne respectivement (Fig. 48).

L'interprétation du diagramme en boîte de la précipitation révélée l'existence d'une hétérogénéité entre les saisons d'où la formation de quatre groupes bien distincts "a", "bc", "b" et "ac" (Fig. 48).

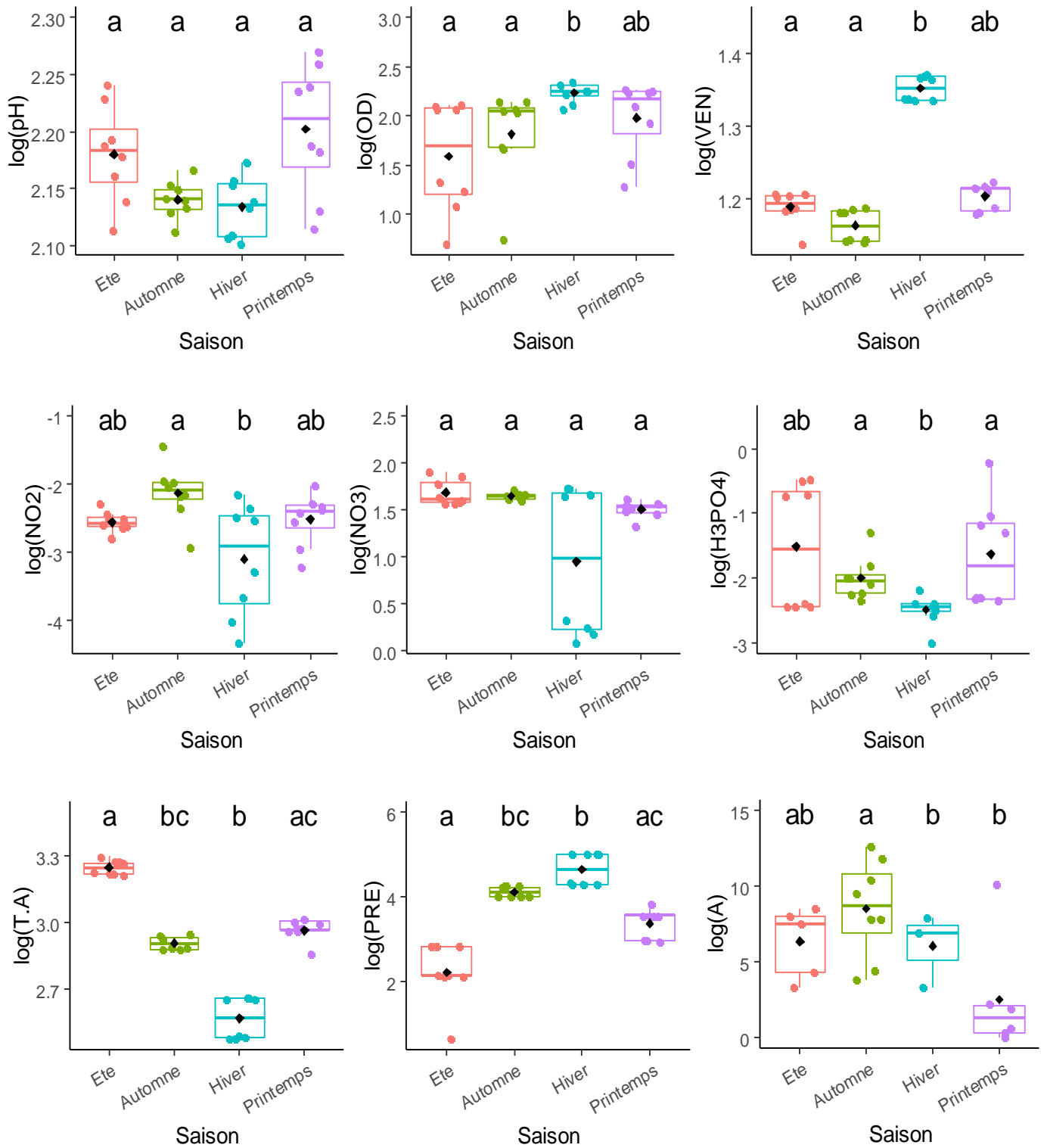


Figure 48 : Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques, biologiques et météorologiques dans le barrage Guenitra (n= 60). a et b indiquent que la variation inter-station est significative à $p < 0.05$, en utilisant le test de Dunn. Les boxplots portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents à $p > 0.05$.

III.5.2. Analyse Bi-variée (corrélation de Spearman (r))

Nous avons calculé les coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN `r` entre les quinze variables biotiques et abiotiques prises deux à deux pour l'ensemble des cinq stations au cours de l'année 2015 et 2016 dans les eaux des barrages Beni Zid et Guenitra. Il est à noter que ces coefficients de corrélations mesurent l'intensité de la relation linéaire existant entre les variables. Ils peuvent être utiles notamment, dans la prévision d'un paramètre biotique ou abiotique en fonction d'autres paramètres (Dagnelie, 2007 ; Sherrer, 2009). Les résultats de cette analyse sont présentés dans la Figure 49 (A et B).

A Beni Zid l'examen de la matrice de corrélations (Fig. 49 A) nous indique clairement que les densités moyennes annuelles des cyanobactéries (A) été positivement corrélée avec les teneurs moyennes annuelles de la chlorophylle (a) ($r= 0,68$), les concentrations moyenne annuelles des microcystines (toxine) ($r= 0,61$) et le pH ($r= 0,5$). Le vent été fortement corrélé positivement avec le NO_2 ($r=0,81$) et négativement avec la COND ($r= -0,74$) et la TA ($r= 0,55$). Les précipitations ont été corrélés positivement avec l'DO ($r=0,51$) et négativement avec la TA ($r= -0,85$) et le NO_3^- ($r= -0,59$). Aussi les MES été positivement corrélés avec PO_4^{3-} ($r=0,6$) et l' NH_4^+ ($r=0,56$). Quant à la chlorophylle (a) elle été positivement corrélés avec le NO_2^- ($r=0,51$) et le NO_3^- ($r=0,45$). Les NO_3^- été corrélés positivement avec la TA ($r=0,66$).

A Guenitra l'examen de la matrice de corrélations (Fig. 49 B) nous indique que le Dénombrement (A) été corrélés positivement avec la TE ($r=0,56$) et la COND ($r=0,53$). Le pH été positivement corrélé avec PO_4^{3-} ($r= 0,76$). L'oxygène dissous été lui aussi corrélés positivement avec la TE ($r=0,53$). De même l' NH_4^+ été positivement corrélés avec les MES ($r=0,64$) et la conductivité ($r=0,52$). Cependant la TA été positivement corrélé avec les NO_3^- ($r= 0,65$) et les PO_4^{3-} ($r= 0,5$) et négativement corrélé avec les Pré ($r=-0,9$) et le vent ($r=-0,8$).

$\cos^2= 0,298$) qui contribuent d'une façon importante à sa construction. Nous notons toutefois que l'axe 1 est corrélé négativement avec Vent ($r= -0,970$; $\cos^2= 0,941$), précipitation ($r= -0,970$; $\cos^2= 0,941$).

Donc l'axe 1, explique bien une nette différence entre la St5G (près de la digue du barrage) et les autres stations.

Par ailleurs, l'axe 2 explique 25,4 % de la variation spatiale totale à Beni Zid, cet axe nous a permis d'expliquer bien la nette différence entre le groupe des stations en surface St1B, St4B et les stations en profondeur St2B, St3B du fait qu'il est construit essentiellement par les variables OD ($r= 0,796$; $\cos^2= 0,634$), Te ($r= 0,757$; $\cos^2= 0,574$).

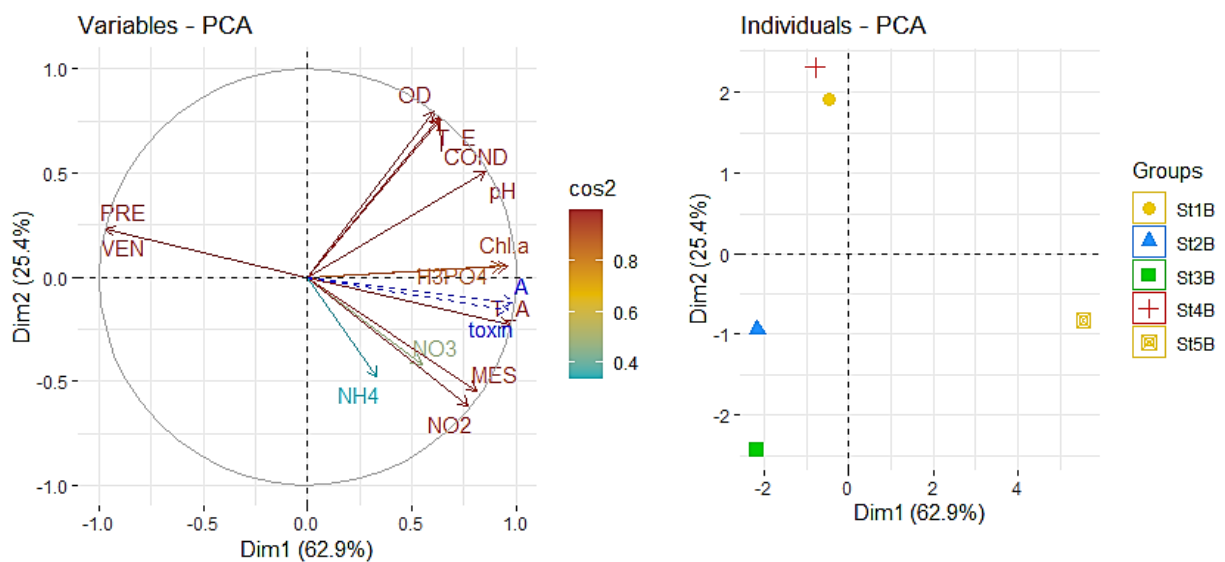


Figure 50 : Analyse en composante principale basée sur la variation spatiale au niveau du barrage Beni Zid. Plan factoriel (1-2) : Axe 1 (62,9%), Axe 2 (25,4%). **A**) Cercle de corrélations des variables biotiques, abiotiques et météorologique avec les deux premiers axes principaux. **B**) Projections des stations sur les deux premiers axes principaux.

- **Variation saisonnière à Beni Zid**

Notre analyse en composantes principales (ACP) (Fig. 51) réalisée sur quinze variables biotiques, abiotiques et météorologique de l'eau du barrage **Beni Zid** montre clairement que les deux premières composantes principales expliquent ensemble à elles seules 84,3 % de notre variation **saisonnnière totale**. L'axe 1 explique 64,1 % de la variabilité totale ; cet axe, été corrélé positivement avec les variables NO_3^- ($r= 0,967$; $\cos^2= 0,936$), TA ($r=0,987$; $\cos^2=0,875$), PO_4^{3-} ($r=0,919$; $\cos^2=0,845$) qui avaient contribuent d'une façon importante à sa construction, sans

oublier les autres corrélations positives notées avec les variables TE ($r=0,781$; $\cos^2=0,611$), COND ($r=0,827$; $\cos^2=0,685$). Nous notons toutefois que l'axe 1 été corrélé négativement avec d'autres variables qui avaient contribué elles aussi d'une façon importante à sa construction a savoir : le Dénombr ($r=-0,985$; $\cos^2=0,969$), les toxines ($r=-0,746$; $\cos^2=0,556$), l'OD ($r=-0,982$; $\cos^2=0,964$), le NO_2^- ($r=-0,894$; $\cos^2=0,899$), les pré ($r=-0,948$; $\cos^2=0,900$) et le Vent ($r=-0,875$; $\cos^2=0,765$).

Donc l'axe 1, explique bien une nette différence entre le groupe de la saison chaude (Eté) et celui de la saison froide (Hiver). Cette structuration plus ou moins saisonnière pourrait être expliquée par les corrélations citées précédemment. Aussi l'hiver à Beni Zid été caractérisé par les densités cyanobactériennes, les concentrations des toxines et les teneurs en oxygène dissous les plus élevées.

Par ailleurs, l'axe 2 explique, à lui seul 20,2 % de la variation totale, cet axe nous a permis de dégager la spécificité de la saison printanière par rapport à la saison d'automne, du fait qu'il est construit essentiellement par les variables Chloro (a) ($r = 0,910$; $\cos^2=0,828$) et pH ($r = 0,664$; $\cos^2= 0,441$) qui en fortement contribué à sa construction.

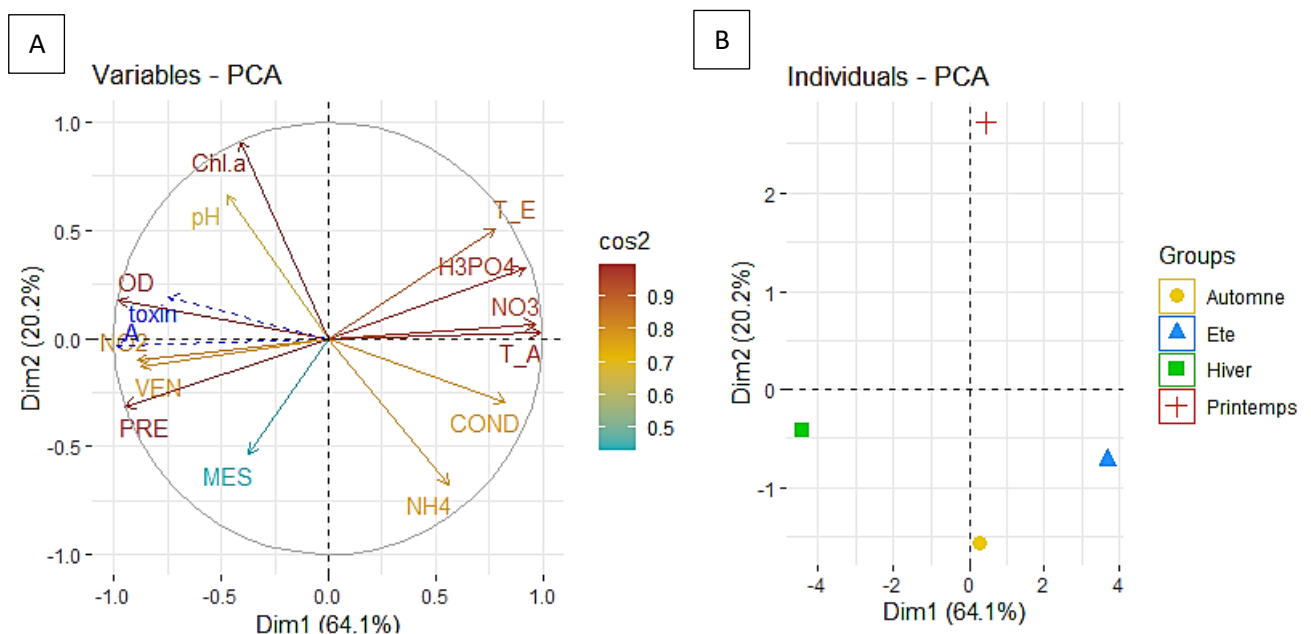


Figure 51 : Analyse en composante principale basée sur la variation saisonnière au niveau du barrage Beni Zid. Plan factoriel (1-2) : Axe 1 (64,1%), Axe 2 (20,2%). **A)** Cercle de corrélations des variables biotiques, abiotiques et météorologique avec les deux premiers axes principaux. **B)** Projections des saisons sur les deux premiers axes principaux.

III.5.3.1. Analyse en composante principale (ACP) pour les paramètres environnementaux biotique, abiotique et météorologique dans l'eau de barrage Guenitra en 2015-2016

- **Variation spatiale à Guenitra**

Notre ACP (Fig.52) réalisée sur quinze variables biotiques, abiotiques et météorologique de l'eau du barrage **Guenitra** montre clairement que les deux premiers axes factoriels expliquent ensemble 94,8 % de notre variation **spatiale totale**. L'axe 1 explique 74% de la variabilité totale ; cet axe, est corrélé positivement avec les variables : NO_3^- ($r= 0,937$; $\cos^2= 0,878$), TA ($r=0,988$; $\cos^2=0,977$), PO_4^{+} ($r=0,899$; $\cos^2=0,808$), NO_2^- ($r=0,965$; $\cos^2=0,931$), NH_4^+ ($r= 0,946$; $\cos^2= 0,896$), Chlorophylle-a ($r=0,989$; $\cos^2=0,978$), MES ($r=0,701$; $\cos^2=0,491$), pH ($r= 0,867$; $\cos^2= 0,751$), Cond ($r= 0,709$; $\cos^2= 0,502$), Te ($r= 0,557$; $\cos^2= 0,310$), dénombrement des cyanobactériés ($r= 0,988$; $\cos^2= 0,977$) et toxine ($r= 0,849$; $\cos^2= 0,721$) qui contribuent d'une façon importante à sa construction. Nous notons toutefois que l'axe 1 est corrélé négativement avec les pre ($r=-0,988$; $\cos^2=0,977$) et le Vent ($r=-0,988$; $\cos^2=0,977$). Donc l'axe 1, explique bien une nette différence entre la St5G (près de la digue du barrage) et les autres stations.

Par ailleurs, l'axe 2 explique 20,8 % de la variation totale, cet axe nous a permis d'expliquer bien la nette différence entre le groupe des stations situées en surface St1G, St4G et les stations localisées en profondeur St2G, St3G du fait qu'il est construit essentiellement par les variables OD ($r= 0,921$; $\cos^2= 0,848$), Te ($r= 0,822$; $\cos^2= 0,676$).

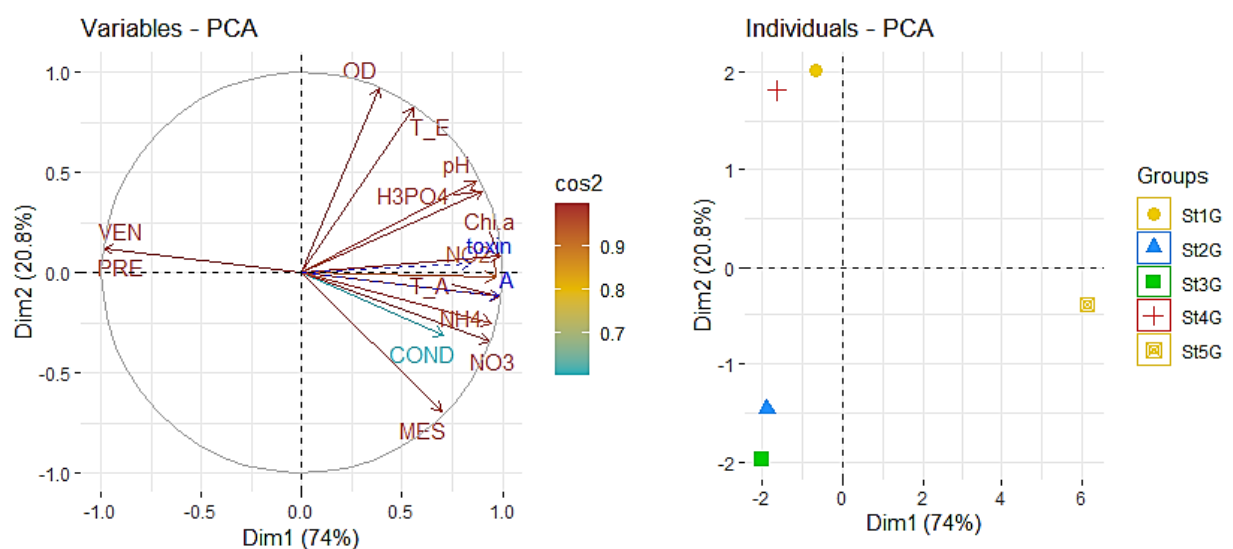


Figure 52 : Analyse en composante principale basée sur la variation spatiale au niveau du barrage Guenitra. Plan factoriel (1-2) : Axe 1 (74%), Axe 2 (20,8%). **A)** Cercle de corrélations des variables biotiques, abiotiques et météorologique avec les deux premiers axes principaux. **B)** Projections des saisons sur les deux premiers axes principaux.

- **Variation saisonnière à Guenitra**

Notre analyse en composantes principales (ACP) (Fig. 53) réalisée sur quinze variables biotiques, abiotiques et météorologique de l'eau du barrage **Guenitra** montre clairement que les deux premiers axes factoriels expliquent ensemble 94,6 % de notre variation **saisonnière totale**. L'axe 1 explique 51,8 % de la variabilité totale ; cet axe, est corrélé positivement avec la variable NO_3^- ($r=0,979$; $\cos^2=0,959$), TA ($r=0,894$; $\cos^2=0,800$), PO_4^{3-} ($r=0,782$; $\cos^2=0,612$), TE ($r=0,846$; $\cos^2=0,715$) qui contribuent d'une façon importante à sa construction. Nous notons toutefois que l'axe 1 est corrélé négativement avec l'OD ($r=-0,945$; $\cos^2=0,893$), pre ($r=-0,912$; $\cos^2=0,833$), Vent ($r=-0,958$; $\cos^2=0,919$),

Donc l'axe 1, explique bien une nette différence entre le groupe de la saison chaude (Eté) et celui de la saison froide (Hiver). Cette structuration plus ou moins saisonnière pourrait être expliquée par les corrélations citées précédemment.

Par ailleurs, l'axe 2 explique, à lui seul 42,8 % de la variation totale, cet axe nous a permis de dégager la spécificité de la saison printanière par rapport à la saison d'automne, du fait qu'il est construit essentiellement par les variables : Dénombr ($r=-0,985$; $\cos^2=0,917$), toxine ($r=-0,957$; $\cos^2=0,917$), Chloro (a) ($r=0,966$; $\cos^2=0,934$), COND ($r=0,919$; $\cos^2=0,845$), NO_2^- ($r=0,765$; $\cos^2=0,585$), NH_4^+ ($r=0,856$; $\cos^2=0,733$), MES ($r=0,955$; $\cos^2=0,913$). Néanmoins, l'axe 1 est corrélé négativement avec le pH ($r=-0,714$; $\cos^2=0,509$). L'automne à Guenitra été caractérisé par les densités cyanobactériennes, les concentrations des toxines et les teneurs en chlorophylle-a les plus élevées.

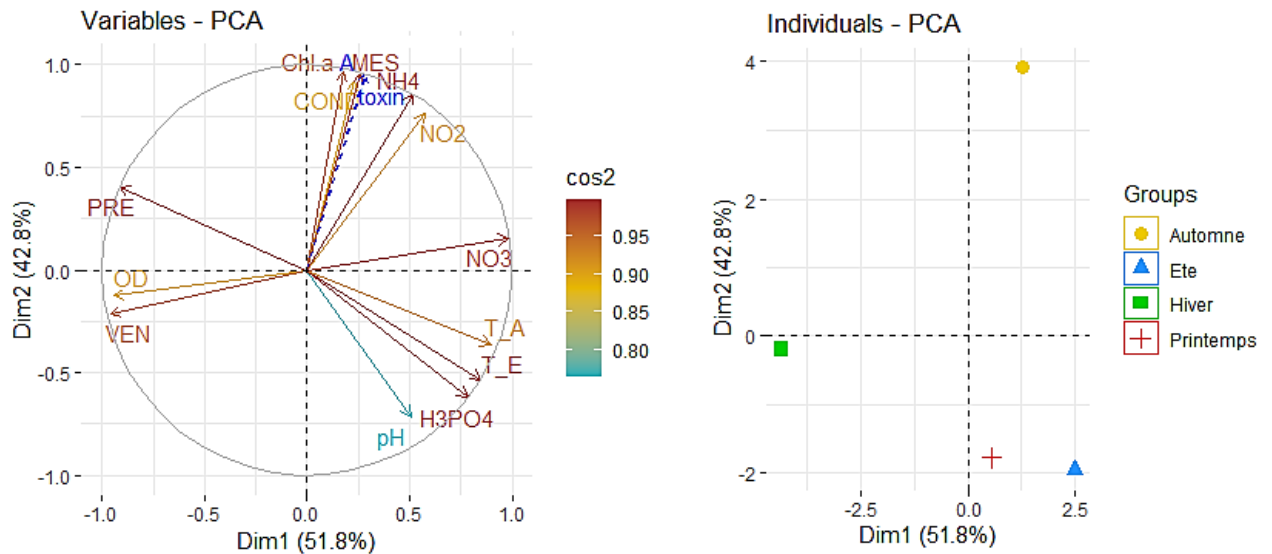


Figure 53 : Analyse en composante principale basée sur la variation saisonnière au niveau du barrage Guenitra. Plan factoriel (1-2) : Axe 1 (51,8%), Axe 2 (42,8%). **A)** Cercle de corrélations des variables biotiques, abiotiques et météorologique avec les deux premiers axes principaux. **B)** Projections des saisons sur les deux premiers axes principaux.

III.5.3.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-saisons et inter-stations

- **CAH inter-stations**

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les cinq stations, dans les deux barrages **Beni Zid et Guenitra (2015-2016)** représentée dans la figure 54 A et B, indique qu'il existe des divergences entre ces stations par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques, abiotiques et météorologique mesurés. Le premier cluster englobe les stations localisées en profondeur : St3B, et St2B à Beni Zid et St3G, et St2G à Guenitra. Le deuxième cluster est constitué des stations situées en surface : St4B et St1B à Beni Zid et St4G, et St1G à Guenitra. Le troisième cluster regroupe la St5B à Beni Zid et St5G à Guenitra cette station est positionnée près de la digue de chacun des barrages, elle est caractérisée par les densités cyanobactériennes et des cyanotoxines (microcystines) les plus élevées.

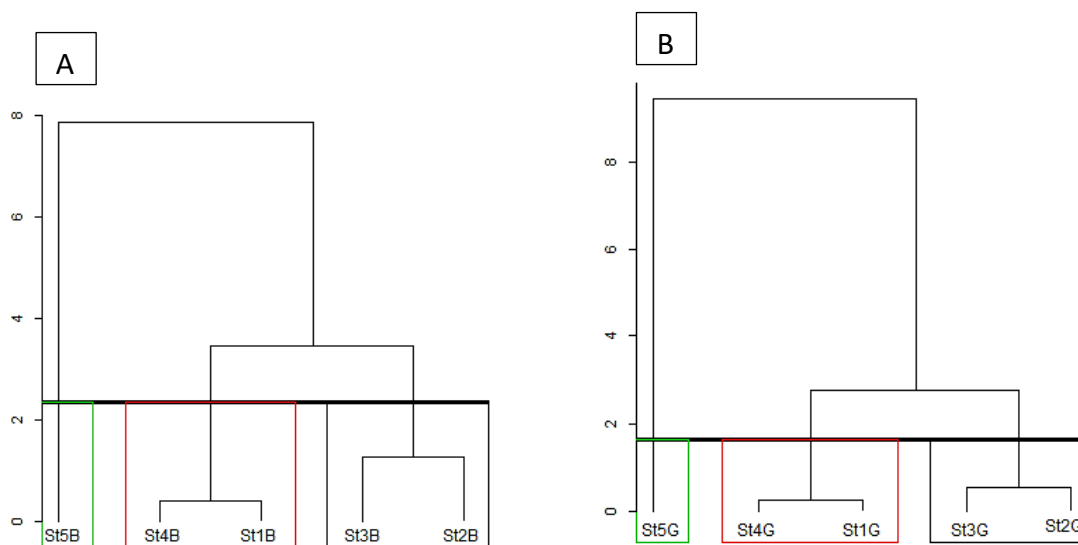


Figure 54 : Classification ascendante hiérarchique des cinq stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotique, abiotique et météorologique A : Beni Zid ; B : Guenitra.

- **CAH inter-saisons**

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les saisons, au niveau du barrage **Beni Zid (2015-2016)** (Fig.55 A), montre qu'il existe des divergences entre les quatre saisons par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques, abiotiques et météorologique mesurés. Nous pouvons distinguer trois groupes (clusters) : Le premier cluster est formé de la saison hivernale qui se caractérise par les plus fortes biomasses des cyanobactéries et par les plus fortes teneurs de microcystines (toxines). Le deuxième cluster est constitué de la saison estivale. Le troisième englobe les saisons automnales et printanières.

La figure 55 B montre le dendrogramme issu de la CAH basée sur la variation inter-saison des paramètres biotiques, abiotiques et météorologique mesurés au niveau de l'eau du barrage **Guenitra (2015-2016)**. L'examen de ce dendrogramme indique l'existence de trois clusters. Le premier cluster englobe la saison hivernale. Le deuxième cluster est constitué de la saison automnale caractérisé par les densités cyanobactériennes et les teneurs de microcystines (toxines) les plus élevées. Le troisième cluster regroupe les saisons printanière et estivale.

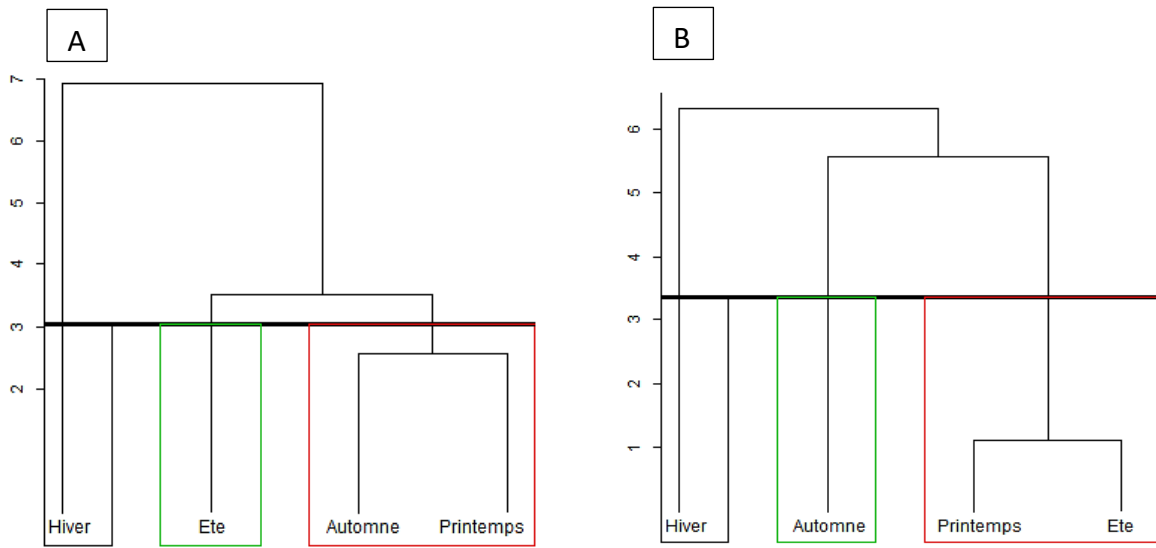


Figure 55 : Classification ascendante hiérarchique des quatre saisons d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotique, abiotique et météorologique A : Beni Zid ; B : Guenitra.

CHAPITRE IV :
DISCUSSION GENERALE

CHAPITRE IV : Discussion générale

L'effet délétère des cyanobactéries sur la santé publique et la santé de l'environnement ne cesse d'augmenter dans le monde, notamment avec le réchauffement climatique et l'eutrophisation accentuée des écosystèmes, parallèlement à une rareté des réserves en eau douce sur terre. (Jeongshin *et al.*, 2022 ; Abdallah *et al.*, 2021 ; Brenda *et al.*, 2021 ; Wang *et al.*, 2021; Huisman & Codd., 2018 ; de Boutray *et al.*, 2017; Rastogi *et al.*, 2015 ; Elliott., 2012 ; Codd *et al.*, 1994).

Donc la détection des différents facteurs qui peuvent influencer le développement massif de ces cyanobactéries ainsi que la compréhension de leurs réponses vis-à-vis de ces facteurs sont devenues une obligation pour la mise en place de mesures préventives et des programmes de surveillances contre ces cyanobactéries. Particulièrement quand les écosystèmes concernés par ce développement sont des réservoirs destinés à la production d'eau potable et à l'irrigation des champs agricoles, c'est le cas des barrages de Ben Zid et Guenitra retenus dans le cadre de cette étude. Il est important de signaler que cette thèse est le premier travail de recherche réalisé sur la problématique des cyanobactéries et leurs toxines dans ces deux plans d'eau de la wilaya de Skikda (Nord-Est Algérien).

Les proliférations des cyanobactéries (blooms) sont favorisées par de multiples paramètres biotiques (la pression exercée par les organismes prédateurs (Güven & Howard, 2006)) ; abiotiques (température de l'eau entre 20-30°C, un pH entre 6 et 9, une bonne oxygénation) ; physiques (stabilité de la colonne d'eau) et météorologiques (précipitations, vents et ensoleillement) (Kim Sungjin *et al.*, 2019 ; Lürling *et al.*, 2017 ; Stefanelli *et al.*, 2017 ; Mowe *et al.*, 2015). Selon la littérature l'étude des paramètres physico-chimiques constitue une étape préliminaire indispensable pour une meilleure compréhension des variations de la distribution des cyanobactéries (Paerl & Otten, 2013).

IV.1. Caractérisation physico-chimiques et évaluation de l'état trophique des eaux de Beni Zid et Guenitra

La température est un des descripteurs physiques de base pour la caractérisation d'un milieu aquatique, elle agit sur la majorité des processus chimiques (solubilité des gaz ...) et biologiques (activité métabolique, classification des microorganismes, répartition des

espèces...). Elle est aussi importante pour l'interprétation des autres paramètres tels que : l'oxygène dissous , le pH et la conductivité...

Notre donnée relative à la température montre qu'elle a été située entre 5,5°C et 30,9°C à Beni Zid, et entre 1°C et 31°C à Guenitra. Les valeurs maximales ont été enregistrées en été, dans les stations de surface (St1B, St4B, St5B, St1G St4G St5G) et les plus basses ont été relevées en hiver en profondeur à -20 m (St3B) et -24 m (St3G) dans le barrage Beni Zid et Guenitra respectivement. Cette fluctuation de température témoigne de l'existence d'une stratification thermique dans la colonne d'eaux des deux sites d'étude et que les courants d'eau ne sont pas suffisamment puissants pour créer une température homogène dans ces colonnes d'eau. Les températures élevées des eaux superficielles s'expliquent par le fait qu'elles ont été fortement influencées par les conditions climatiques locales notamment par les changements de la température de l'air et l'évaporation, Elles étaient donc réchauffées par l'énergie solaire et en suivant le cycle des saisons (Rodier & Legube, 2010 ; Aminot & Kerouel, 2004 ; Pourriot, 1982). Les contrastes entre les saisons froides et chaudes à Beni Zid (18,9°C) et à Guenitra (17,7°C) ont été très sévères reflétant ainsi le caractère méditerranéen de la région (Aminot & Kerouel, 2004).

Nos résultats concordent avec ceux rapportés par Touati *et al.*, (2019) dans le barrage Zit-Emba ; Saoudi *et al.*, (2015) dans le barrage Mexa et par Allalgua *et al.*, (2017) dans le barrage Ain Dalia et le barrage Foum El-Khanga. Cet état de température reste inférieur à celle rapportée par Kherief *et al.*, (2018) dans le barrage de Béni-Haroun Mehanned *et al.*, (2014) au niveau du barrage de Sidi Chahed.

Le pH caractérise l'acidité ou l'alcalinité de l'eau, il influence de nombreux processus chimiques et biologiques en réglant la concentration ou la spéciation des espèces minérales telles que les métaux qui précipitent et qui sont solubles. La photosynthèse fait partie des mécanismes biologiques qui tendent à élever le pH dans un plan d'eau contrairement à la respiration qui tend à l'abaisser. Le pH d'un cours d'eau est déterminé principalement par les équilibres calcocarboniques et par les conditions géochimiques du bassin versant (Rodier & Legube, 2010 ; Aminot & Kerouel, 2004 ; Blieffert & Perraud, 2001).

Le pH des eaux superficielles et profondes de nos deux plans d'eaux est relativement alcalin et constant durant les deux cycles d'étude. Un léger dépassement de la valeur guide maximale de 10 (J.O.R.A, 2014) a été enregistrée au mois de mai et juin à Beni Zid et du mois

d'avril au mois de juillet à Guenitra. Les résultats du test de Kruskal-Wallis confirme nos résultats par l'absence des différences significatives du pH entre les stations cependant, il a démontré l'existence de différences hautement significatives ($p=0,006656$, $p= 0,001357$) entre les années à Beni Zid et Guenitra respectivement. Ces valeurs sont dans le même ordre que celles mesurées à Guenitra par [Khelifaoui et al., \(2022\)](#) à Zerdaza par [Ghannam et al., \(2017\)](#) ; et aussi à Zit-Emba par [Touati et al., \(2019\)](#). Les pH relevés dans les barrages de Béni-Haroun par [Kherief et al., \(2018\)](#) ; dans les barrages de Ain Dalia et à Foum El-Khanga par [Allalgua et al., \(2017\)](#) et dans le barrage de Mexa par [Saoudi et al., \(2015\)](#) ont été tous dans la fourchette (7-9) retrouvée dans notre étude.

Ces fortes valeurs du pH peuvent être liées à l'importante de l'activité biologique très intense dans les deux barrages résultant d'un développement notable du phytoplancton qui inclut les cyanobactéries. En effet, grâce à la photosynthèse, il y a libération de l'oxygène dans l'eau, ce qui augmenterait sa concentration, et consommerait du CO_2 et du HCO_3^- , entraînant l'élévation du pH ([Ekou et al., 2011](#) ; [Blieffert & Perraud, 2001](#)).

L'oxygène dissous dans les eaux de surface, provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. Les concentrations en oxygène dissous, constituent avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique ([Merabet, 2010](#)).

Les teneurs en oxygène dissous de l'eau des deux barrages suivent la même fluctuation saisonnière d'une année à l'autre illustrées par des concentrations assez élevées pendant les saisons froides (janvier- avril) et des concentrations basses pendant les périodes chaudes (mai - septembre) dans les deux types d'eaux en surface et en profondeur en 2015 et en 2016. Les concentrations en oxygène dissous dans les eaux des deux barrages ne dépassent pas $10,93$ mg /l. Le test de Kruskal-Wallis a appuyé nos résultats en montrant l'existence de différences très hautement significatives de l'oxygène dissous entre les saisons dans le barrage Beni Zid et des différences hautement significatives dans le barrage Guenitra. Des résultats similaires à notre étude ont été rapportés par [Allalgua et al., \(2017\)](#) et [Saoudi et al., \(2015\)](#). Toute fois nos résultats vont à l'encontre de ceux mentionnés par [Kherief et al., \(2018\)](#) évoqués des concentrations atteignant $19,9$ mg/l dans le barrage Béni-Haroun. Les fortes concentrations d'oxygène dissous relevées dans nos deux plans d'eaux en période froide peuvent s'expliquer par la ré-aération, c'est-à-dire les échanges entre l'eau et l'air qui sont d'autant plus rapides

que la surface de l'eau et agités (précipitations, vents) avec une basse température. Dans le barrage Beni Zid l'Oxygène dissous a été corrélé positivement avec les précipitations ($r= 0,51$) et négativement avec les températures de l'eau ($r= -0,53$). L'activité des organismes photosynthétiques augmente elle aussi les concentrations de l'oxygène dissous dans les milieux aquatiques (Silva, 2014 ; Rodier & Legube, 2010). Cette activité de photosynthèse, augmente en fonction des apports en nutriments facilement dégradables déversés avec les eaux usées et le lessivage des sols agricoles exploités de façon intensive (Liechti, 2010).

La conductivité permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. Elle dépend étroitement de la température, plus la température augmente, plus les ions se déplacent rapidement et conduisent mieux le courant. Plus la viscosité augmente, plus les ions se déplacent lentement, conduisant moins bien le courant. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre (Rodier & Legube, 2010 ; Detay, 1993 ; Pescod, 1985).

La conductivité des eaux de Beni Zid (167 et 285 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ont été plus basses que celles relevées à Guenitra (518 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 641 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Fait intéressant, ces résultats indiquent que les eaux de Guenitra sont plus minéralisées que celles de Beni Zid. Les résultats du test Dunn montrent l'existence d'une homogénéité entre les deux années d'études dans les deux barrages. Par comparaison à d'autres travaux, la conductivité des eaux de Guenitra se rapproche de celles rapportée par Allalguia *et al.*, (2017) dans le barrage Ain Dalia. Cependant elle est inférieure à celle retrouvée dans le barrage Béni-Haroun (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et Fom El-Khanga (2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) rapporté par Kherief *et al.*, (2018) et Allalguia *et al.*, (2017) respectivement. Cette différence aurait pour origine une forte minéralisation engendrée par la décomposition de matières organiques à Guenitra par apport à Beni Zid.

Dans les eaux superficielles, les MES peuvent provenir soit des effets de l'érosion naturelle du bassin versant suite à de violentes précipitations, soit des rejets d'eaux résiduelles urbaines ou industrielles. La quantité de matières en suspension varie donc selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière (Squilbin & Yourassowsky, 2005). Les teneurs en MES montrent des variations annuelles et mensuelles plus accentuées en 2016 dans les deux sites d'étude. Cette observation a été confortée avec les résultats du test de Kruskal

Wallis qui montrent l'existence des différences hautement significatives pour les MES à Beni Zid ($p=0,001546$) et à Guenitra ($p=0,01218$) entre les années, Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans les stations situées en profondeur. Le barrage de Guenitra a hébergé des teneurs nettement plus élevées (354 mg/l, St3G) que celles relevées à Beni Zid (120 mg/l, St3B). L'examen de la matrice de corrélations nous indique clairement que les MES a été positivement corrélée avec NH_4^+ et H_3PO_4^+ à Beni Zid et positivement corrélée avec NH_4^+ à Guenitra. Ces fortes charges en MES pourraient donc avoir pour origine la remise en suspension des dépôts sédimentaires (forte pluie, vent, courant) et/ou les poussées phytoplanctoniques intenses engendrées par les apports nutritifs continentaux. Les teneurs en MES retrouvées dans les eaux de nos deux sites sont nettement supérieures à celles de [Charifi et al., \(2019\)](#) et [Touati et al., \(2019\)](#) qui ont rapporté des valeurs maximales de 185,55 mg/l et 44,70 mg/l respectivement.

La transparence est fortement liée à la propriété de l'eau de transmettre la lumière. Elle est souvent reliée avec les apports allochtones qui peuvent être d'origine minérale (sable, limon, argile et composés chimiques inorganiques) ou organique (algues microscopiques, débris d'organismes et composés chimiques organiques). La transparence dépend de la vitesse de sédimentation des substances, soit sous leurs formes particulières ou dissoutes. La présence des vents, des précipitations et des courants induits à une homogénéisation de la colonne d'eau ce qui va provoquer une augmentation de la turbidité et donc une diminution de la transparence ([Aminot & Kerouel, 2004](#)).

La variation de la transparence dans nos deux plans d'eau a été pratiquement similaire (50-300 cm) pour les deux stations (St1B et St4B à Beni Zid et St1G et St4G à Guenitra) mais en période de forte poussée phytoplanctonique que nous avons observé une diminution remarquable de ce paramètre. Cela peut être expliqué par les constations des MES. [Aminot & Kerouel, \(2004\)](#) ; [Deltreil et al., \(1974\)](#) mentionnent l'existence d'une relation inversement proportionnelle entre la transparence et les teneurs en MES ou la turbidité d'une manière générale. Nos résultats sont supérieurs à ceux présentés par [Charifi et al., \(2019\)](#) et [Touati et al., \(2019\)](#) qui ont rapporté des valeurs de (35 -145cm) et (70 -130 cm) respectivement.

La croissance des végétaux aquatiques, est contrôlée par la variation des concentrations des éléments nutritifs tels que les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'azote ammoniacale (NH_4^+), et les d'orthophosphate (PO_4^{3-}) ([Séyni, 2006](#)). La réponse du

phytoplancton à cette variation diffère d'une classe à une autre. Le phytoplancton eucaryotique est favorisé en présence d'une forte concentration d' NO_3^- cependant les basses concentrations de ce dernier accompagné d'une quantité suffisante d' NH_4^+ favorise les cyanobactéries [Blomqvist et al., \(1994\)](#).

Les nitrates NO_3^- présents dans les eaux superficielles représentent l'état le plus oxydé de l'azote, suite à la conversion de l'ammoniac en nitrite puis en nitrate dans des conditions aérobies par l'action des bactéries autotrophes. Aussi la réduction bactérienne du NO_3^- peut également produire du NO_2^- dans des conditions d'anaérobiose. L'utilisation accrue des engrais, représente une source non négligeable du NO_3^- dans l'environnement est par conséquent dans les eaux de surface [\(Chapman & Kimstach, 1996\)](#).

Durant notre période d'investigation, les teneurs maximales en nitrate relevées aussi bien à Beni Zid qu'à Guenitra durant les deux cycles d'étude ont été nettement inférieures à la valeur guide maximale (50 mg/l) admise par les autorités algériennes (J.O.R.A, 2014) ; ceci atteste donc de la bonne qualité des eaux des deux barrages et l'absence d'une pollution agricole provoquée par les nitrates (engrais). À Beni Zid les teneurs moyennes en nitrates n'ont pas excédé 8,56 mg/l à l'exception du pic noté en octobre dans la St2B (10,93 mg/l) durant l'année 2016. De même, à Guenitra les concentrations restent comprises entre 0 et 8,56 mg/l le pic a été relevé dans la station St3G au mois de juillet en 2015. Les basses concentrations en nitrate relevées en période froide de cette étude, peuvent être expliquées par la faible utilisation de cet élément par les végétaux et le phytoplancton (cyanobactéries) qui sont peu actifs à cette période [\(Lacaze, 1996\)](#).

Nos concentrations sont inférieures à ceux rapportées par [Kherief et al., \(2018\)](#) ; [Ghannam et al., \(2017\)](#) ; [Saoudi et al., \(2015\)](#) ; [Akil et al., \(2015\)](#) dans les barrages Béni-Haroun (13,53 mg/l) ; Zerdaza (14 mg/l) ; Mexa (12,66 mg/l) et dans le bassin versant Deguigou, au maroc (19,73mg/l) respectivement. Toutefois elles sont supérieures à ceux mentionnées par [Touati et al., \(2019\)](#) dans le barrage Zit Emba (4-6 mg/l), [Saoudi et al., \(2017\)](#) dans le barrage Ain Zada (7,75 mg/l), [Pitois et al., 2021](#) (de 1,3 à 6,6 mg/l).

Les nitrites NO_2^- proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac par les bactéries autotrophes (dans des conditions d'aérobie), soit d'une réduction des nitrates [\(Khellou et al., 2012 ; Rodier & Le Borgne, 2010\)](#).

Les teneurs en nitrite des eaux de Beni Zid montrent d'importantes fluctuations en 2016 comparant à 2015. Les teneurs en surface (0,037-0,053 mg/l en 2015 et entre 0,032-0,12 mg/l en 2016) ont été plus élevées que celle retrouvées dans les stations en profondeur. À Guenitra la dynamique de cet élément a été moins accentuée que celle de Beni Zid avec une certaine homogénéité dans sa colonne d'eau. Durant toute la période d'étude, les teneurs en nitrites relevées n'ont jamais pas dépassé les 0,26 mg/l à l'exception du pic de 0,6 mg/l relevé au mois de décembre dans la station St3G en 2016. Nos résultats sont inférieurs à ceux mentionnés par (Kherief *et al.*, 2018) dans le barrage Béni-Haroun (1,2 mg/l) ; Saoudi *et al.*, (2015) à Mexa (1,75 mg/l) et Charifi *et al.*, (2019) à Ain Zada (3,66 mg/l).

L'azote ammoniacal est fréquent dans les eaux superficielles. Il a pour origine la matière organique végétale et animale des cours d'eau. La nitrification des ions ammonium se fait en milieu aérobie faible. En général, l'ammonium se transforme assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation bactérienne (Bremond *et al.*, 1973).

Les teneurs des NH_4^+ relevées dans le cadre de cette étude présentent des variations relativement similaires dans les deux barrages dans l'ensemble des stations ; et ceci pour les deux cycles à l'exception du pic (5,31 mg/l) rencontrées au mois de novembre 2016 (St5G) dans le barrage Guenitra. Dans le barrage Beni Zid l'évolution de ce paramètre a été illustrée par des teneurs de moins de 1,15 mg/l durant les deux cycles d'étude. À Guenitra les teneurs en ammonium ont été le plus souvent comprises entre 0,05 mg/l et 1,66 mg/l.

La teneur en azote ammoniacal dans les eaux naturelles devrait être relativement faible puisque l'ammoniaque est oxydée graduellement en nitrite et en nitrates (Khellou *et al.*, 2012). L'augmentation des teneurs en azote ammoniacale au mois de novembre 2016 serait probablement en relation avec la dégradation bactérienne des composés organiques azotés du fait des faibles teneurs en oxygène dissous enregistrés en cette période dans les eaux du fond ; Selon Wetzel (2001) une fleur d'eau de cyanobactéries peut entraîner une augmentation de l'azote ammoniacal et une diminution de la concentration en oxygène dissous ce qui expliquerait la corrélation positive de NH_4^+ et le dénombrement des cyanobactéries. Cette évolution temporelle d' NH_4^+ a été observée par plusieurs auteurs dans le monde tels que : Bizsel & Uslu, (2000) ; Fisher *et al.*, (1988) ; Meybeck, (1982).

De même, les nombreuses études réalisées sur des réservoirs algériens ont corroborés que les concentrations des éléments nutritifs particulièrement l'azote ammoniacale et les

nitrites ont été corrélées positivement avec la densité des cyanobactéries (Charifi *et al.*, 2019 ; Touati *et al.*, 2019 ; Saoudi *et al.*, 2017 ; 2015 ; Boussadia *et al.*, 2015 ; Nasri *et al.*, 2008 ; 2007).

Les ions phosphates contenus dans les eaux de surface peuvent être d'origine naturelle (décomposition de la matière organique tels que les algues et les macrophytes aquatiques morts, le lessivage des minéraux) ; industriels (rejets agroalimentaires...etc.), anthropique (rejet domestiques et détergents), et /ou agricoles (engrais, pesticides) (Goldsborough & Robinson, 1996 ; Rodier, 1996).

Les teneurs en orthophosphates des eaux des barrages Beni Zid et Guenitra montrent d'importantes fluctuations annuelles. Ces dernières ont été beaucoup plus accentuées en 2016 qu'en 2015 dans l'ensemble des stations retenues dans cette étude.

En 2015, les teneurs en orthophosphates n'ont pas dépassé 0,25 mg/l dans l'ensemble des stations des deux barrages. Cependant, en 2016, les teneurs les plus élevées étaient relevées pendant les mois chauds (mai – septembre) avec des pics de 1,02 mg/l (St1B) à Beni Zid et 1,28 mg/l (St1G) à Guenitra. En période automnale les valeurs étaient le plus souvent inférieures à 0,55 mg/l dans l'ensemble des stations.

L'augmentation des concentrations du phosphore au cours des périodes chaudes dans nos plans d'eau peut être expliquée par le relargage de ce dernier à partir des sédiments fins à l'interface surface-eau (en zone d'anoxie). Car le sédiment agit comme accumulateur de cet élément dans les conditions oxydantes habituelles pour le relarguer en quantités importantes si le milieu devient réducteur (Despreaux, 1990). Le phénomène de relargage du phosphore est géré par la T° de l'eau, expliquant ainsi les variations saisonnières, par le temps de séjour, ce qui explique les variations annuelles. En ce qui concerne les faibles concentrations, relevées au mois de novembre 2016, elles seraient probablement dues à la forte consommation de cet élément par la biomasse cyanobactérienne (bloom) (Austruy, 2012 ; Séyni, 2006 ; Leitão & Couté, 2005). L'influence d'un paramètre unique ne permet pas à lui seul d'expliquer l'apparition des blooms, car ceux-ci résultent de la combinaison de plusieurs facteurs précédemment cités (Dokulil & Teubner, 2000). Nos résultats se rapprochent de ceux de Kherief *et al.*, (2018) dans le barrage Béni-Haroun (0,5 et 1,07 mg/l) et de Pitois *et al.*, (2021) dans la rivière d'Erdre (0,13 à 0,17 mg/l). Néanmoins, les teneurs en phosphores dans nos deux réservoirs ont été inférieures à ceux décrites par Touati *et al.*, (2019) et Charifi *et al.*,

(2019) qui ont rapporté des teneurs maximales de 0,55 mg/l et 0,30 mg/l dans le barrage Zit-Emba et Ain Zada respectivement.

Globalement les eaux de Guenitra ont été plus polluées que celle du Beni zid, cela peut être dû à l'impact des résidus miniers de la minière de Sidi Kamar sur la qualité des eaux du ruisseau Essouk, qui alimente le barrage de Guénitra. Cela malgré que cette minière soit abandonné depuis plus de 40 ans (1984) (Fekrache & Boudeffa, 2023).

Dans un contexte de l'étude du fonctionnement d'un écosystème, l'estimation des teneurs en chlorophylle (a) offre une vision globale et intégrée des réponses de la communauté phytoplanctonique aux changements environnementaux. L'estimation de la chlorophylle (a), constitue sans doute l'approche la plus simple et accessible pour évaluer la biomasse algale globale, elle nous renseigne sur la densité du premier producteur de la chaîne trophique qui est le phytoplancton (Aminot & Kerouel, 2004 ; Harris, 1986).

Les teneurs en chlorophylle (a) relevées dans le cadre de cette étude, montrent une variation dans sa distribution dans le temps et dans l'espace. Guenitra a hébergé les teneurs les plus élevées comparé à Beni Zid ceci aussi bien en 2015 qu'en 2016. Ces concentrations n'ont jamais dépassé les 14 µg/l à Beni Zid et 22,5 µg/l à Guenitra, excepté les pics relevés lors du bloom du mois de novembre 2016 dans les stations situées en surface : St1G (63,8 µg/l), St4G (54 µg/l) et St5G (208,3 µg/l). Ces pics sont associés à la poussée cyanobactérienne (bloom) du mois de novembre. Cette explication a été corroborée par les résultats de l'ACP qui confirme la présence d'une forte corrélation positive entre la chlorophylle (a) et le dénombrement des cyanobactéries ($r= 0,962$; $\cos^2= 0,925$). La corrélation entre ces deux paramètres a été rapportée par plusieurs auteurs dans le monde (Ouffoué *et al.*, 2014 ; Salla *et al.*, 2011) et en Algérie (Boutarfa *et al.*, 2022 ; Touati *et al.*, 2019 ; Charifi *et al.*, 2019 ; Akil *et al.*, 2015 ; Saoudi *et al.*, 2015). La faible teneur enregistrée à Beni Zid et Guenitra en période froide (périodes de crue) serait en relation avec les basses températures et la dilution qui affectent les communautés phytoplanctoniques (Huszar & Reynolds, 1997).

Ramade (1999) a mentionné que la mesure de la concentration en chlorophylle a fourni un bon indice du niveau d'eutrophisation. En référence aux valeurs seuils de l'état trophique des plans d'eau établis par Galvez-Cloutier, (2002) et Wasmund *et al.*, (2001), Les deux barrages, objet de cette étude, présentent un état trophique Hétérogène. Dans l'ensemble Beni Zid a été classé comme Mésothrophe comparant à Guenitra qui a été

hétérogène il varie entre Mésothrophe et Hypereutrophe notamment en période de forte production primaire. Nos résultats sont en accord avec ceux de [Boutarfa et al., \(2022\)](#) qui rapportent que le barrage Bougous a été classé mésotrophe tout au long de leurs périodes d'étude et eutrophe uniquement pendant les mois d'avril et juillet. Aussi les travaux de [Ghannam et al., \(2017\)](#) sur les eaux du réservoir Zerdaza ont constaté que les eaux de ce réservoir a été classée comme eutrophe caractérisée par une productivité modérée à élevée.

IV.2. Étude des cyanobactéries et évaluation de la toxicité dans les eaux de Beni Zid et Guenitra

Les résultats de l'identification des cyanobactéries récoltées au niveau du barrage Beni Zid et Guenitra ont révélé la présence de sept genres dans le barrage Beni Zid rattachés à 3 sous-groupes (Ordres) : *Chroococcales*, *Synechoccales*, *Oscillatoriales* et neuf genres dans le barrage Guenitra rattachés à 4 sous-groupes (Ordres) : *Chroococcales*, *Synechoccales*, *Oscillatoriales* et *Spirulinales* dont trois sont reconnus comme potentiellement toxiques. Il s'agit de : *Microcystis*, *Planktothrix* et *Oscillatoria* ([Chorus ; 2021](#)). Il est intéressant de constater que cette communauté cyanobactériennes possèdent une structure de base commune aux deux barrages, composée de six genres, il s'agit de : *Microcystis*, *Chroococcus*, *Coelomoron*, *Coelospharium*, *Aphanocapsa*, *Planktothrix* si l'on considère le niveau taxonomique.

La plupart de ces genres recensés (*Microcystis*, *Aphanocapsa*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*) sont planctoniques possédant des vésicules gazeuses qui leur confèrent un avantage par rapport aux autres cyanobactéries qui ne les possèdent pas. Lorsque les conditions deviennent défavorables, les cyanobactéries utilisent ces vésicules pour contrôler leur flottabilité afin d'accéder aux nutriments des sédiments, qu'elles peuvent ensuite stocker en vue de leur recyclage interne ([Overman & Wells, 2022 ; Belov & Giles, 1997](#)).

Les résultats de l'estimation de la fréquence d'apparition des genres identifiés montrent la dominance du genre *Microcystis* dans les deux barrages durant les deux cycles d'étude à l'exception la dominance du genre *Aphanocapsa* durant l'année 2015 dans le barrage Beni Zid. La prédominance mondiale des *Microcystis* dans les écosystèmes d'eau douce reflète le fait que ce genre est le plus commun lors des efflorescences toxiques. ([Li et al., 2024, Cai et al., 2023 ; Glibert, 2020](#)). Également plusieurs travaux ont rapporté la dominance de ce genre

toxique : en Algérie (Boutarfa *et al.*, 2022 ; Saoudi *et al.*, 2015 ; Amrani *et al.*, 2014 ; Djabourabi *et al.*, 2014 ; Ouartsy *et al.*, 2011 ; Nasri *et al.*, 2008 et 2007) au Maroc (Oudra *et al.*, 2002) et en Tunisie (EL Herry *et al.*, 2008). Selon Feng *et al.*, (2024) cette forte présence des *Microcystis* pourrait s'expliquer par la composition cellulaire de sa colonie en particulier ses cellules internes (Phcosphère intra-cellulaire) qui jouent un rôle important dans l'adaptation de *Microcystis* à une multitude de conditions environnementales défavorables voire extrêmes.

La comparaison des résultats de la densité des cyanobactéries entre les deux cycles d'étude montre que l'année 2016 a été la plus peuplée par rapport à l'année 2015 dans les deux barrages cette observation est confortée par les résultats du test statistique (Kruskal-Wallis) qui montrent une différence significative pour les deux barrages. Ceci pourrait être expliqué par la diminution des précipitations (50 mm) enregistrée en 2016 et la faible vitesse des vents qui ont créé des conditions de stabilisation de la colonne d'eau, ce qui a favorisé la dominance des cyanobactéries par rapport aux autres classes phytoplanctoniques. Car les précipitations peuvent entraîner les cellules vers les couches les plus profondes (Valentine, 2004). Il est important aussi de signaler que le volume du barrage et par conséquent la profondeur de la colonne d'eau influence le développement des cyanobactéries car selon Boutarfa *et al.*, (2022) plus le volume est important moins est la prolifération cyanobactérienne.

Les résultats de la distribution saisonnière des ordres recensés montrent qu'il existe une dominance des individus des ordres *Chroococcales* et *Synechoccales* dans les deux barrages. Globalement, la relation entre les individus de ces deux ordres semble être compétitive interspécifique. Aussi nous remarquons que les individus de l'ordre des *Chroococcales* sont les plus compétitifs pour les teneurs en orthophosphate. Des résultats similaires aux nôtres ont été rapporté par Sulastri *et al.*, (2022).

Le bilan du démembrement des densités cyanobactériennes indique que les densités les plus élevées ont été recensées à Guenitra (63291029 cell/ml) par rapport à celles relevées à Beni Zid (4876 cell/ml). Ces fortes biomasses ont été localisées dans les stations de surfaces non pas en profondeur, au cours des deux cycles d'étude.

Cette distribution est en accord avec plusieurs travaux qui ont mentionné que les densités cyanobactériennes diminuent en fonction de la profondeur (Carratalà *et al.*, 2023 ;

Boutarfa *et al.*, 2022 ; Plaas *et al.*, 2020 ; Touati *et al.*, 2019 ; Charifi *et al.*, 2019 ; Namsaraev *et al.*, 2018 ; Saoudi *et al.*, 2015). Cela met en avant l'efficacité de notre stratégie d'échantillonnage ou nous avons essayé de prendre en considération les populations cyanobactériennes colonisant les différentes couches de la colonne d'eau des deux sites d'étude, de la surface jusqu'à – 28 m de profondeur. Nonobstant les travaux de Arismendi *et al.*, (2021) indiquent que la couche sédimentaire superficielle sert de puits pour les cyanobactéries potentiellement toxiques qui ont le potentiel de recoloniser et de fleurir dans la colonne d'eau. Cela met en évidence l'intérêt d'intégrer la partie de l'interface sédiment-eau dans nos prochaines stratégies d'échantillonnages. Car cette dernière peut contenir autant de cyanobactéries qu'à la surface.

L'automne de l'année 2016, au mois de novembre, Guenitra a connu un épisode de bloom à *Microcystis* dominé par la morpho-espèce *Microcystis flos aqua* avec une densité moyenne de 237181944 cell/ml et des teneurs en microcystine-LR de 1,02 µg / L dans l'eau brute et de 0,57 µg / L dans l'eau potable. Ce qui nous a permis de classer le barrage Guenitra au niveau d'alerte 2. Ces résultats ont été confirmés par le test de Kruskal-Wallis, le coefficient de corrélation de SPEARMAN ainsi que notre ACP.

Notre ACP, nous a permis de mettre en évidence les relations entre les facteurs environnementaux et les communautés des cyanobactéries. Elle a démontré que l'automne à Guenitra a été caractérisé par les densités cyanobactériennes, les concentrations des toxines et les teneurs en chlorophylle-a ont été les plus élevées. Pour cette raison que la présence de ces cyanobactéries a été d'une part, corrélée positivement avec les variables : nutriment (NO_3^+ , PO_4^+ , NO_2^- , NH_4^+), TA, Te, Chlorophylle-a, MES, pH, Cond, toxines, et d'autre part elles ont été négativement corrélées avec les deux variables météorologiques le vent et les précipitations.

L'analyse des dendrogrammes obtenus par l'CAH montre une concordance avec les plans factoriels des ACP sur la variation des paramètres biotiques, abiotiques et météorologique et sur la structuration de la variation inter-saisons au niveau du barrage Beni Zid et Guenitra. Ceci a montré qu'il existe des divergences entre les quatre saisons par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques, abiotiques et météorologique mesurés. Nous pouvons distinguer trois groupes (clusters) dans les deux barrages.

Aussi, cette ACP nous a permis d'expliquer la variation de la distribution spatiale et saisonnière de ces micro-organismes. Donc le développement de ces cyanobactéries dépend non seulement des paramètres biotiques, abiotiques, météorologiques et de la période de prélèvement mais aussi, il dépend des caractéristiques hydromorphologiques du réservoir d'eau et la localisation des stations d'échantillonnage (exposées au vent ou abritées, situées en surface ou en profondeur...), et par conséquent, des affluents qui alimentent le barrage et son bassin versant. D'après la recherche bibliographique Beni Zid est alimenté uniquement par deux Oueds contrairement à Guenitra qui est alimenté par trois affluents. Particulièrement, Oued Essouk qui parcourt la zone minière de Sidi Kamber (Boukhrissa, 2015). Tous ces affluents présentent une source supplémentaire en nutriments. Nos résultats et nos constatations sont en accord avec les travaux de Jansen *et al.*, (2024) qui suggèrent qu'on plus des charges en éléments nutritifs, même la morphométrie du réservoir d'eau et la superficie du bassin versant, ainsi que l'empoisonnement, peuvent être des paramètres clés pour gérer le développement de ces cyanobactéries.

Il est important de signaler que le développement du bloom toxique à *Microcystis* pourrait s'expliquer aussi par le niveau trophique Hypereutrophe de Guenitra au cours de cette période contrairement au barrage Beni Zid qui a été classé comme Mésothrophe. Les travaux de Huisman & Codd., (2018) ont appuyé notre hypothèse, car ils rapportent que les eaux eutrophes et les températures de l'eau élevées favorisent le développement des cyanobactéries. Également Lüring *et al.*, (2018) indiquent que les cyanobactéries se développent lorsque le milieu est riche en nutriment en particulier le phosphore et quand la colonne d'eau est relativement stable. Le rôle de la stratification et du mélange en tant que facteur responsable des floraisons de cyanobactéries a été évalué et observé par de nombreuses études (Arismendi *et al.*, 2021 ; Nakano *et al.*, 2001 ; Brookes *et al.*, 1999 ; Bormans *et al.*, 1997). L'accumulation des cyanobactéries en surface pendant la période de bloom, permet à ces microorganismes de modifier leur environnement de manière à entretenir les conditions qui assurent leur dominances (Vincent, 1989) ; elles épuiseront, par la photosynthèse, les réserves de CO₂ provoquant une augmentation du pH et réduiront la quantité de lumière disponible dans les couches situées en dessous (Zhang *et al.*, 2023). De plus, les blooms restreindraient la présence d'autres espèces incapables de se maintenir dans

la colonne d'eau par elles-mêmes, tandis qu'ils réduiraient également les flux d'oxygène vers les sédiments, favorisant ainsi la remise en solution des éléments nutritifs (Ger *et al.*, 2016).

Les faibles densités cyanobactériennes relevées à Beni Zid (4876 cell/ml) peuvent être expliquées par l'absence des sources de pollution (industries, agriculture intensive, forte agglomération) dans son bassin versant. Aussi, Beni Zid n'est alimenté que par deux affluents contrairement à Guenitra qui est desservi par trois. Ces affluents présentent une source supplémentaire en nutriments. Les résultats du démembrement sont consolidés par ceux de l'évaluation de l'état trophique qui ont classés Beni Zid comme Mésotrophe. D'après les résultats de l'analyse en composantes principales (ACP) pour le barrage Beni Zid, nous notons que la présence des cyanobactéries dans ce site a été fortement corrélée avec la Chlorophylle-a, le PO_4^+ , les MES, les NO_2^- , le pH, l'oxygène dissous et les NO_3^+ en période hivernale. Cela malgré qu'il mésotrophe. Donc même les faibles concentrations d'éléments nutritifs peuvent permettre le développement des cyanobactéries et en période inhabituelle tel que l'hiver.

Il est à noter que les faibles biomasses de cyanobactéries n'éliminent pas le risque de la toxicité des eaux qu'elles hébergent, voire même elles peuvent être plus toxiques que celles qui se manifestent par des fortes biomasses (bloom). Car il n'existe pas de correspondance entre les quantités de cyanobactéries et leurs toxines. Nos résultats sont similaires à ceux rapporté par Ouarts *et al.*, (2011). Les travaux de Xue *et al.*, (2022) suggèrent que les risques liés aux cyanobactéries devraient mériter plus d'attention, en particulier dans les plans d'eau mésotrophes. Car les faibles densités de ces microorganismes n'annulent pas le risque de leurs toxicités.

Les résultats de la distribution spatio-temporelle des teneurs en MC LR ont montré que la toxicité dans nos deux plans d'eaux était localisée dans les stations de surfaces. Les teneurs les plus élevées en MC LR ont été relevées au cours de l'année 2016. Au mois de mars 2016, l'eau du barrage Beni Zid a hébergé les teneurs en MC LR les plus élevées (3,83 $\mu\text{g/l}$) et les densités cyanobactériennes les plus faibles (17984 cell/ml). Cependant, les concentrations en MC LR à Guenitra s'échelonnaient entre 0 $\mu\text{g/l}$ et 1,5 $\mu\text{g/l}$.

La comparaison entre les densités moyennes des cyanobactéries (DMC) recensées dans le barrage Beni Zid (Tab. 25, 26) au cours des années 2015-2016, indiquent qu'il n'existe aucun rapport entre l'amplitude des teneurs en MC LR et des MDC dans ce plan d'eau pendant les deux cycles. Ces résultats corroborent l'hypothèse proposée par Santos Silva *et al.*, (2019)

selon laquelle il existe une corrélation entre les cyanotoxines et la biomasse des producteurs potentiels non pas avec celles des producteurs standards reconnus par leurs toxicités. Ces constatations montrent que les teneurs en cyanotoxines ne sont pas forcément liées à l'abondance cellulaire (Lürling *et al.*, 2017).

La présence de microcystine LR avec une concentration de 0,5 µg/l dans l'eau potable produit à partir des eaux brutes de Guenitra montre qu'il existe un risque potentiel sur les usagers de l'eau de ce barrage malgré que cette concentration n'avait pas excédé la valeur limite de 1 µg/l recommandée par l'OMS (Chorus ; 2021) et le journal officiel algérien, N° : 13 (J.O. R. A., 2014). La présence des microcystines LR dans les eaux de boisson a été déjà signalée dans d'autres barrages algériens comme le cas du barrage de Ain-Zada où ils ont relevé des teneurs très élevées atteignant 6,3 µg/l, lors d'une efflorescence cyanobactérienne (Saoudi *et al.*, (2017).

Dans le barrage Guenitra les teneurs de microcystine-LR les plus élevées ont été enregistrées au mois de novembre et décembre où ils ont été conviés avec la période des fortes biomasses cyanobactériennes, dominées par le genre *Microcystis* et plus particulièrement par l'espèce *M. flos-aquae* non pas par l'espèce *M. aeruginosa*. Cela nous a mené à penser que la présence des MC-LR relevées à Guenitra notamment en période de bloom (novembre et décembre) a été probablement produite par *M. flos-aquae* non pas par *M. aeruginosa* car ce dernier a été totalement absent à cette période. Cette production peut être expliquée par (Nan *et al.*, 2021). Selon Fastner & Humpage, (2021) *Microcystis* reste le principal genre qui synthétise MC-LR.

La dominance de *Microcystis* dans les eaux de Guenitra peut être dûe aux facteurs environnementaux favorables au développement de ce genre ainsi qu'à la forme de ce cyanobacterium qui se caractérise par des colonies de grand volume cellulaire et une gaine mucilagineuse épaisse qui lui confère un grand pouvoir sélectif par rapport aux autres genres cyanobactériens. Cette gaine permet aux individus de *Microcystis* de se coller et de s'attacher entre elles en formant un bouclier face aux prédateurs et/ou aux conditions hydrodynamiques du plan d'eau tels que les vents, les précipitations ou les courants d'eaux (Kataoka *et al.*, 2020 ; Xiao *et al.*, 2018).

Nos résultats sont en accord avec une multitude d'investigations réalisées sur des plans d'eaux algériens qui ont connus des épisodes de blooms toxiques tels que les travaux de Nasri

et al., (2007) réalisés sur le barrage Chaffia où un bloom à *Microcystis* a été observé avec des concentrations de microcystine LR qui variaient entre 28,8 à 50,8 µg / L ; *Ouarts et al.*, (2011) qui ont signalé un bloom à *Microcystis* et à *Planktothrix* dans le barrage Mexa ; on trouve aussi les travaux de *Bidi-Akli et al.*, (2017), qui a signalé un bloom de *Planktothrix agardhii* et *Microcystis* dans le barrage de zéralda ; les travaux de *Saoudi et al.*, (2015) réalisé sur le barrage Mexa où ils ont noté un bloom à *Microcystis* avec une concentration de 168,41 µg/l durant le bloom de janvier et 32,12 µg/l durant le bloom d'octobre. Aussi *Saoudi et al.*, (2017) ont noté pendant la floraison de *Planktothrix agardhii* que les concentrations de microcystine LR variaient de 19,6 µg / L équivalent MC-LR dans l'eau brute à 6,3 µg/L dans l'eau potable.

L'intérêt des scientifiques et des gestionnaires d'eau à la prolifération des blooms cyanobactériens ne cesse d'accroître à cause des problèmes écologiques et de santé publique liés à leurs développements, entraînent d'importantes pertes économiques. Comme le cas du Brésil, où 60 personnes ont subi la mort suite à une dialyse effectuée avec de l'eau contaminée par les cyanotoxines (*Dietrich & Hoeger, 2005 ; Duy et al., 2000*). Aussi *Bidi-Akli et al.*, (2014) ont déclaré une mortalité massive des poissons suite à une succession de proliférations de cyanobactéries dans le barrage de Zeralda.... Aussi le cout de traitement de l'eau potable a augmenté (*Dodds et al., 2009*) afin d'éliminer les composés organiques volatils non toxiques tels que la géosmine et 2-méthylisobornéol et/ou les cyanotoxines produites suite à des épisodes de blooms dans les réservoirs destinés à la production d'eau potable.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Conclusion

Il ressort de cette étude que :

- Les densités des cyanobactéries enregistrées en 2016 ont été supérieures à celles de 2015 dans les deux barrages Beni Zid et Guenitra ;
- Les densités des cyanobactéries recensées à Guenitra ont été plus élevées que celles retrouvées à Beni Zid au cours de deux cycles d'étude;
- Les fortes biomasses cyanobactériennes ont été relevées dans les eaux de surfaces des deux plans d'eau ;
- Les eaux des Barrage Beni Zid et Guenitra montrent (en référence aux valeurs guides admises par l'OMS), le plus souvent, des densités en cyanobactéries qui les classent entre le niveau de vigilance et le niveau d'alerte 1. Tandis que, le niveau d'alerte 2 n'a été attendu à Guenitra qu'en 2016;
- Au mois de novembre 2016 Guenitra a connu un bloom de *Microcystis flos aqua* avec une densité moyenne de 237181944 cell/ml et des teneurs en microcystine-LR de 1,02 µg / L dans l'eau brute et 0,57 µg / L dans l'eau potable ;
- Les communautés cyanobactériennes des deux barrages possèdent une composition presque similaire. Avec une dominance des formes coloniales marquées par la présence des *Microcystis* ;
- L'automne de l'année 2015 a été marqué par les densités les plus élevées dans nos deux plans d'eau. Cependant les densités les plus basses ont été relevées au printemps ;
- En 2016, à Beni Zid les fortes biomasses cyanobactériennes ont été enregistrées en hiver contrairement à Guenitra où elles ont été enregistrées en automne. L'été de l'année 2016 a été caractérisé par les plus faibles densités dans les deux barrages ;
- La dynamique spatiotemporelle des cyanobactéries recensées dans nos deux plans d'eau dépend étroitement des paramètres suivants : la Chlorophylle (a), PO_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , MES, pH et la température ;

En perspectives, il convient de :

- Mettre en place un programme de suivi rigoureux sur plusieurs années tel que préconisé par l'OMS afin de caractériser l'eau de ces barrages et leurs bassins versants sur le plan physico-chimique et biologique.

- L'installation des stations fixes de dosage par sondes des paramètres physicochimiques et des sels nutritifs dans chaque plan d'eau destiné à la production d'eau potable ;
- Faire uniquement le dénombrement des souches productrices de cyanotoxines ;
- Confirmer l'identification phénotypique des populations cyanobactériennes recensées par les techniques de la biologie moléculaire ;
- Faire une étude des cyanobactéries benthiques qui sont aussi dangereuses que les planctoniques ;
- Collaborer avec les gestionnaires d'eau pour valoriser nos résultats de recherche afin de leur réduire la facture du coût de traitement de l'eau et en les orientant afin de choisir le traitement approprié en cas de présence de toxines dans l'eau potable.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

Références Bibliographiques

A

- Abdallah, M. F., Van Hassel, W. H., Andjelkovic, M., Wilmotte, A., & Rajkovic, A. (2021).** Cyanotoxins and food contamination in developing countries: Review of their types, toxicity, analysis, occurrence and mitigation strategies. *Toxins*, 13(11), 786.
- Adams, D. G., & Duggan, P. S. (1999).** Tansley Review No. 107. Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. *The New Phytologist*, 144(1), 3-33.
- AFSSA-AFSSET. (2006).** Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et aux activités récréatives. Paris, France : Agence française de sécurité sanitaire des aliments et Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail : Agence française de sécurité sanitaire des aliments et Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
- Agrawal, M. & Agrawal, M.K. (2011).** Cyanobacteria–herbivore interaction in freshwater ecosystem. *J. Microbiol. Biotechnol. Res.*, 1(4) : 52–66.
- Akil, A., Hassan, T., Lahcen, B., & Abderrahim, L. (2014).** Etude de la qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. *European Scientific Journal*, 10(23).
- Alam, T., Najam, L., & Al-Harrasi, A. (2018).** Extraction of natural pigments from marine algae. *Journal of Agricultural and marine sciences*, 23(1), 81-91.
- Allalgua, A., KAOUACHI, N., BOUALLEG, C., AYARI, A., & Mourad, B. (2017).** Caracterisation Physico-Chimique Des Eaux Du Barrage Foug El-Khanga (Region De Souk-Ahras, Algerie). *European Scientific Journal, ESJ*, 13(12).
- Allen, G.R. (1984).** Lutjanidae. In W. Fischer and G. Bianchi (eds.) FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Indian Ocean (Fishing Area 51). volume 3. [var. pag.]. FAO, Rome.
- Aminot, A., & Chaussied, M. (1983).** Manuel des analyses chimiques en milieu marin Cnexo. Brest. 395 p.
- Aminot, A., & Kerouel, R. (2004).** Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ed. Ifremer, 336p.
- Amrani, A., Nasri, H., Azzouz, A., Kadi, Y., & Bouaïcha, N. (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, 379-389.

Anagnostidis, K., & Komárek, J. (1990). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 5-Stigonematales. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 59, 1-73.

Anagnostidis, K., & Komárek, J. (1988). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 - Oscillatoriales. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 50-53, 327 - 472.

Anagnostidis, K., & Komárek, J. (1985). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 1-Introduction. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 291-302.

(ANB) Agence Nationale des Barrage (1996). Etude d'exécution du barrage Beni Zid.

(ANB) Agence Nationale des Barrage (1983). Etude d'exécution du barrage Guenitra.

A.N.R.H, Agence nationale des ressources hydrauliques de Constantine, Skikda, 2016.

Arif, S., Djebbari, N., Belhaoues, S., Touati, H., & Bensouilah, M. (2023). Spatio-temporal dynamics of cyanobacterial abundance and toxicity in a Mediterranean hypereutrophic lake. *Journal of Oceanology and Limnology*, 1-15.

Arismendi-González, L., Sepúlveda-Sánchez, M., Arboleda-Baena, C. M., Palacio-Betancur, H., Ramos, E. M., Muskus-López, C. E., ... & Baena, J. P. (2021). Evidence for toxic cyanobacteria in sediments and the water-sediment interface of a tropical drinking water reservoir. *Limnologica*, 91, 125924.

Austruy, E. (2012). Apports de phosphore et prolifération de cyanobactéries dans le Lac au Duc (morbihan): Diagnostic et propositions d'actions préventives et curatives potentielles (Doctoral dissertation).

AWWA, A. (2010). Algae: source to treatment. *American Water Works Association*.

B

Bahl, J., Lau, M. C. Y., Smith, G. J. D., Vijaykrishna, D., Cary, S. C., Lacap, D. C., Lee, C. K., Papke, R. T., Warren-Rhodes, K. A., Wong, F. K. Y., McKay, C. P., & Pointing, S. B. (2011). Ancient origins determine global biogeography of hot and cold desert cyanobacteria. *Nat Commun*, 2 (1), 163.

Belkheir A. & Hadj Ali S,M. (1981). Contribution à l'étude des mécanismes d'eutrophisation dans le lac de Tunisie : évolution des paramètres physico- chimiques et biologiques. Bull. Inst. Scient. Teck. Océanogr. pêche Salombo. Tunis. P : 81-98.

Belov, A.P.; Giles, J.D. Dynamical model of buoyant cyanobacteria. *Hydrobiologia* 1997, 349, 87-97.

Belov, A. P., & Giles, J. D. (1997). Dynamical model of buoyant cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 349, 87-97.

- Ben Rabah, S. (2006).** ETAT actuel des ressources en eau dans la wilaya de skikda (essai de synthese) bilan–gestion-perspective (Doctoral dissertation, Université de Annaba-Badji Mokhtar).
- Berry, P., Richters, K., Clarke, K. L., & Brisbois, M. C. (2011).** Assessment of vulnerability to the health impacts of extreme heat in the City of Windsor. *Report Prepared for the City of Windsor, Ottawa.*
- Bertrand, F., Dunand, A., Fosse, J., Fradin, N., Liger, D., & Keck, G. (2004).** Les intoxications par les cyanobactéries. *Point vétérinaire, 35*, 46-51.
- Bidi-Akli, S., Hacene, H., & Arab, A. (2017).** Impact of abiotic factors on the spatio-temporal distribution of cyanobacteria in the Zeralda's dam (Algeria). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie, 72(2)*, 159-167.
- Bidi-Akli, S., Arab, A., & Samraoui, B. (2014).** Variation spatio-temporelle du zooplancton dans le barrage de la réserve de chasse de Zéralda (Algérie). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie, 69(3-4)*, 214-224.
- Bizsel, N. İ. H. A. Y. E. T., & Uslu, O. (2000).** Phosphate, nitrogen and iron enrichment in the polluted Izmir Bay, Aegean Sea. *Marine Environmental Research, 49(2)*, 101-122.
- Blais, S. (2008).** Guide d'identification des fleurs d'eau de cyanobactéries – Comment les distinguer des végétaux observés dans nos rivières, 3e édition, Direction du suivi de l'État de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-52408-3, 54p.
- Blieffert, C., & Perraud, R. (2001).** Chimie de l'environnement air, eau, sol, déchets. *Bruxelles: De Boeck Université.*
- Blomqvist, P., Pettersson, A., & Hyenstrand, P. 1994.** Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie 132*, 141-164.
- Bormans, M., Maier, H., Burch, M., & Baker, P. (1997).** Temperature stratification in the lower River Murray, Australia: implication for cyanobacterial bloom development. *Marine and Freshwater Research, 48(7)*, 647-654.
- Botes, D. P., Tuinman, A. A., Wessels, P. L., Viljoen, C. C., & Kruger, H. (1984).** The structure of cyanoginosin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *J. Chem. Soc., Perkin Transactions, I*, 2311-2318.
- Bouaïcha, N., Miles, C. O., Beach, D. G., Labidi, Z., Djabri, A., Benayache, N. Y., & Nguyen-Quang, T. (2019).** Structural diversity, characterization and toxicology of microcystins. *Toxins, 11(12)*, 714.

Boukhrissa, M. L., & Yakoubi, M. (2015). Collecte des rejets et système d'épuration des eaux usées de la commune d'Oum Toub wilaya de Skikda (Doctoral dissertation, université Abderahmane Mira).

Bourelly, P. (1985). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III : Les algues bleues et rouges. Eugléniens, Péridiniens et cryptomonadines. Boubée, Paris, 607 p.

Boussadia, M. I.; Sehili, N.; Bousbia, A.; Ouzrout, R. and Bensouilah, M. (2015). The effect of environmental factors on cyanobacteria abundance in Oubieralake (North-east Algeria). *Research journal of fisheries and hydrobiology*, 10(14): 157168.

Boutarfa, K., Saoudi, A., Boufligha, K., & Bensouilah, M. (2022). Biomonitoring through determination of cyanobacterial genera and assessment of toxicity risks in fresh water: case of Bougous reservoir (Eastern Algeria). *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 278, 72-81.

Bouvy, M., Pagano, M., & Troussellier, M. (2001). Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, 25(3), 215-227.

Bremond, R., Vuichard, R., (1973). Paramètres de la qualité des eaux, OSPEPE, Paris.

Briand, E., Quiblier, C., & Humbert, J.F. (2008). Etude spatio-temporelle de la dynamique des cyanobactéries dans la retenue de bort les orgues. Epidor 06227. P 94.

Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., Baudin, I., Legeas, M., Le Rouzic, B., & Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2), 248–255.

Brient, L., Legeas, M., Leitao, M., & Peigner, P. (2004). Etude interrégionale grand Ouest sur les cyanobactéries en eau douce. Rapport réalisé pour la DIREN Bretagne. Université de Rennes 1, U.M.R. Ecobio 6553, 82 p.

Brient, L., Vézic, C., & Bertru, G. (2001). Evaluation des efflorescences acyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons. *Université de Rennes, 1*, 80.

Brookes, J. D., & Carey, C. C. (2011). Resilience to blooms. *Science*, 334(6052), 46-47.

Brooks, P. D., & Williams, M. W. (1999). Snowpack controls on nitrogen cycling and export in seasonally snow-covered catchments. *Hydrological processes*, 13(14-15), 2177-2190.

Buratti, F. M., Manganeli, 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.

C

Cai, H., McLimans, C. J., Beyer, J. E., Krumholz, L. R., & Hambright, K. D. (2023). Microcystis pangenome reveals cryptic diversity within and across morphospecies. *Science Advances*, 9(2), eadd3783.

Camille, D. (1998). Microbiologie. 90 heures de travaux pratiques. Gaetan Morin Editeur. Paris pp. 53-59.

Campos, A., & Vasconcelos, V. (2010). Molecular mechanisms of microcystin toxicity in animal cells. *International journal of molecular sciences*, 11(1), 268-287.

Cao, J., Tian, Z., Chu, Z., Niu, Y., & Zheng, B. (2022). Nitrogen and phosphorus control thresholds of cyanobacterial blooms in Lake Taihu. *J. Lake Sci*, 34(4), 1075-1089.

Caplanne, S. (2008). Effet thermique, photo-dégradation et variabilité spatio-temporelle de la matière organique dissoute des lacs du bouclier canadien (Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique).

Carey, C. C., Ewing, H. A., Cottingham, K. L., Weathers, K. C., Thomas, R. Q., & Haney, J. F. (2012). Occurrence and toxicity of the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata* in low-nutrient lakes in the northeastern United States. *Aquatic Ecology*, 46, 395-409.

Carmichael, W. W. (2001). Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, 7(5), 1393-1407.

Carratalà, A., Chappelier, C., Guillaume, A. S., Kohn, T., & Joost, S. (2023). Vertical distribution and seasonal dynamics of planktonic cyanobacteria communities in a water column of deep mesotrophic Lake Geneva. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1295193.

Catherine, A., Bernard, C., Spoof, L., Bruno, M., (2017). Microcystins and Nodularins. In: Meriluoto, J., Spoof, L., Cood, G.A. (Eds.), *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*, first ed. John Wiley & Sons.

Chapman, D., & Kimstach, V. (1996). Selection of water quality variables. *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring*, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, 59-126.

Charifi, S., Merad, T., Guellati, F.Z., Touati, H., Bensouilah, M. (2019). Dynamic of Filamentous Cyanobacteria in the Dam Ain Zada (North of Algeria). *ECOL ENG* 20:97–110.

Chen, H., Burke, J. M., Mosindy, T., Fedorak, P. M., & Prepas, E. E. (2009). Cyanobacteria and microcystin-LR in a complex lake system representing a range in trophic status: Lake of the Woods, Ontario, Canada. *Journal of plankton research*, 31(9), 993-1008.

Chorus, I., & Welker, M. (2021). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management* (p. 858). Taylor & Francis.

Chorus, I. (2001). Cyanotoxins : Occurrence, causes, consequences. Berlin, Springer. 357 p.

Chorus, I., & Bartram, J. (1999). Toxic Cyanobacteria in Water : a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon : London. 416 p.

Codd, G. A., Steffensen, D. A., Burch, M. D., & Baker, P. D. (1994). Toxic blooms of cyanobacteria in Lake Alexandrina, South Australia—learning from history. *Marine and Freshwater Research*, 45(5), 731-736.

Codd, G. A. (1995). Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, 32(4), 149-156.

Coleman, J. E. (1992). Structure and mechanism of alkaline phosphatase. Annual review of biophysics and biomolecular structure, 21(1), 441-483.

Coles, J. F., & Jones, R. C. (2000). Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. *Journal of Phycology*, 36(1), 7-16.

Cummings, M. (2002). Evaluation of microcystin enzyme - based analytic techniques and microcystin occurrence in the metrophoenix, arizona water supply system Degree master of science, arizona state university. pp. 8-91.

D

Dajoz, R. (1975). Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 549p.

Dagnelie, P. (2011). Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions. Bruxelles, De Boeck, 3ème édition, 736 p.

Dagnelie, P. (2007). Statistique théorique et appliquée : Tome 1, Statistique descriptive et bases de l'inférence statistique. Bruxelles, De Boeck ; 2ème édition, 511 p.

Davis, T. W., Berry, D. L., Boyer, G. L., & Gobler, C. J. (2009). The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 8(5), 715-725.

De Bernardi, R. D., & Giussani, G. (1990). Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia*, 200, 29-41.

De Boutray, M. L. (2017). Les cyanobactéries et leurs toxines dans les sources d'eau potable (Doctoral dissertation, Ecole Polytechnique, Montreal (Canada)).

De Casabianca, M.L. & Kepel R.CH. (1999). Impact of dominant winds on hydrological variables in a Mediterranean lagoon (Thau Lagoon-France). *Oebalia*, vol. XXV : 3-16.

- Dégremont, L., Bédier, E., Soletchnik, P., Ropert, M., Huvet, A., Moal, J., ... & Boudry, P. (2005).** Relative importance of family, site, and field placement timing on survival, growth, and yield of hatchery-produced Pacific oyster spat (*Crassostrea gigas*). *Aquaculture*, 249(1-4), 213-229.
- Deltreil, J. P., Feuillet, M., Gras, P., Marin, J., & Marteil, L. (1974).** Le milieu physico-chimique. *Maurin, C.(Publ.). Revue des travaux de l'Institut des pêches maritimes*, 38(3), 227-282.
- Demay, J., Bernard, C., Reinhardt, A., & Marie, B. (2019).** Natural products from cyanobacteria: Focus on beneficial activities. *Marine drugs*, 17(6), 320.
- de M. Huszar, V. L., & Reynolds, C. S. (1997).** Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, 346, 169-181.
- Desjardins, R. (1997).** *Le traitement des eaux*. Presses inter Polytechnique.
- Despreaux, M. 1990.** Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente, variabilité potentielle. Thèse de Doctorat, Université de Lyon I, 199 p.
- Detay, M., & Aubouin, J. (1993).** *Le forage d'eau: réalisation, entretien, réhabilitation* (Vol. 393). Paris: Masson.
- Devaux, I. (1999).** Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise (Doctoral dissertation, Grenoble 1).
- Dia, A., & Reynaud, P. A. (1982).** Le phytoplancton du lac de Guiers: approche qualitative et quantitative. Cah. ORSTOM, sér. Biol, 45, 35-47.
- Dietrich, D., & Hoeger, S. (2005).** Guidance values for microcystins in water and cyanobacterial supplement products (blue-green algal supplements): a reasonable or misguided approach?. *Toxicology and applied pharmacology*, 203(3), 273-289.
- Díez-Quijada, L., Prieto, A. I., Guzmán-Guillén, R., Jos, A., & Cameán, A. M. (2019).** Occurrence and toxicity of microcystin congeners other than MC-LR and MC-RR: A review. *Food and chemical toxicology*, 125, 106-132.
- 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). *Eur. J. Sci. Res*, 118(2), 183–196.
- Djitli, Y. (2021).** Effet de la pollution sur la biodiversité du lac de Réghaïa (Algérie), cas des macroinvertébrés (Doctoral dissertation).
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J., ... & Thornbrugh, D. J. (2009).** Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology*, 43(1), 12-19.

Dodds, W. K., Beaulieu, J. J., Eichmiller, J. J., Fischer, J. R., Franssen, N. R., Gudder, D. A., ... & Sheibley, R. W. (2008). Nitrogen cycling and metabolism in the thalweg of a prairie river. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(G4).

Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438, 1-12.

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.

Duy, T. N., Lam, P. K., Shaw, G. R., & Connell, D. W. (2000). Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews*, 113-185.

E

Ecosse, D. (2001). Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. *Mémoire du DESS «Qualité et Gestion de l'Eau», Faculté des Sciences, Amiens.*

Ekou, T., Ekou, L., Vicente, A., Lafaye, G., Pronier, S., Especel, C., & Marécot, P. (2011). Citral hydrogenation over Rh and Pt catalysts supported on TiO₂: Influence of the preparation and activation protocols of the catalysts. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 337(1-2), 82-88.

El Herry, S., Fathalli, A., Jenhani-Ben Rejeb, A., Bouaïcha, N. (2008). Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis spp.* and *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia. *Water Res* 42: 1269 – 1273.

Elliott, J. A. (2012). Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1364-1371.

Esteves, F.A. (1998). Fundamentos de Limnologia. 2nd Edition, Interciencia, Rio de Janeiro, 602 p. (In Portuguese).

F

Fastner, J., et Humpage A. (2021). Hepatotoxic cyclic peptides – microcystins and nodularins. In: Chorus I, Welker M; eds: *Toxic Cyanobacteria in Water*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton (FL), on behalf of the World Health Organization, Geneva, CH.

Faye, C. (2017). Les défis de la pollution de l'eau, une menace pour la sante publique: atouts et défauts des lois et politiques de l'eau au Sénégal. *Larhyss Journal*, 32, 107-126.

Fekrache, F., & Boudeffa, K. (2023). Surface water contamination by mining wastes: Case of the Sidi Kamar region (Skikda North-East Algeria). *Ecological Chemistry and Engineering S*, 30(1), 49-61.

Feng, G., Duan, Z., Zhang, Y., Xue, Z., & Zhu, W. (2024). Using a separation method to study the intra-colony cellular response in cyanobacterium *Microcystis*. *Journal of Applied Phycology*, 1-10.

Fisher, T. R., Harding Jr, L. W., Stanley, D. W., & Ward, L. G. (1988). Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27(1), 61-93.

Fosso-Kankeu, E., Jagals, P., & Du Preez, H. (2008). Exposure of rural households to toxic cyanobacteria in container-stored water. *Water SA*, 34(5), 631-636.

G

Galvez-Cloutier, R., Ize, S., & Arsenault, S. (2002). Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophication. *Vecteur environnement*, 35(6), 18.

Ger, K. A., Urrutia-Cordero, P., Frost, P. C., Hansson, L. A., Sarnelle, O., Wilson, A. E., & Lürling, M. (2016). The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful algae*, 54, 128-144.

Ger, K. A., Teh, S. J., Baxa, D. V., Lesmeister, S., & Goldman, C. R. (2010). The effects of dietary *Microcystis aeruginosa* and microcystin on the copepods of the upper San Francisco Estuary. *Freshwater Biology*, 55(7), 1548-1559.

Ghannam, M., Boudjellab, Z. E. & Soumati, B. (2017). Assessment of the Trophic State and Hydrochemical Characterization of Zerdaza Reservoir (North-East of Algeria). *J. Appl. Environ. Biol. Sci.*, 7(8)1-10.

Glibert, P. M. (2020). Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 91, 101583.

Goaziou, Y. (2004). Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macroinvertébrés benthiques: rapport de stage. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Environnement Québec.

Gobler, C. J., Burkholder, J. M., Davis, T. W., Harke, M. J., Johengen, T., Stow, C. A., & Van de Waal, D. B. (2016). The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful algae*, 54, 87-97.

Goldsborough, L.G., & Robinson, G.G.C. (1996). Pattern in wetlands. In *Algal ecology, freshwater benthic ecosystems*. Stevenson R.J., M.L. Bothwell et R.L. Lowe. (eds). Academic Press, San Diego. 77-117.

Google Earth. (2023). In: <https://www.google.com/earth/>

Greuter, W., Barrie, F. R., Burdet, H. M., Chaloner, W. G., Demoulin, V., Hawksworth, D. L., Jorgensen P.M., Nicolson D.H., Silva P.C., Trehane P. & McNeill, J. (1994). International code of botanical nomenclature (Tokyo code) (No. BOOK). Koeltz Scientific Books.

Groga, N., Akedrin, T.N., Komoé, K., Thiegba, K., Akaffou, O.S., Ouattara, A. (2017). Distribution spatio-saisonnier des cyanobactéries le long du cours d'eaux, la Lobo Haut Sassandra (Daloa, Côte d'Ivoire) *TROPICULTURA* 35, 4 : 288-299.

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.

Guven, B., & Howard, A. (2006). A review and classification of the existing models of cyanobacteria. *Progress in Physical Geography*, 30(1), 1-24.

H

Hai, T., Hein, S., & Steinbuchel, A. (2001). Multiple evidence for widespread and general occurrence of type-III PHA synthases in cyanobacteria and molecular characterization of the PHA synthases from two thermophilic cyanobacteria: *Chlorogloeopsis fritschii* PCC 6912 and *Synechococcus* sp. strain MA19. *Microbiology*, 147(11), 3047-3060.

Haider, S., Naithani, V., Viswanathan, P. N., & Kakkar, P. (2003). Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere*, 52(1), 1-21.

Hamilton, D. P., S. A. Wood, D. R. Dietrich, J. Puddick. (2014). Costs of harmful blooms of freshwater cyanobacteria. In Sharma, N. K., A. K. Rai & S. J. Lucas (eds), *Cyanobacteria: An Economic Perspective*. Wiley, New York 245–256

Handouzi, M. A. (2011). Evolution du chimisme des eaux du barrage Mexanna (Nord-Est Algérien). Mémoire de magister en Hydrogéologie. Faculté des Sciences de la Terre. Département de Géologie. Université Badji Mokhtar-Annaba. PP. 101.

Harris, G. P., & Trimbee, A. M. (1986). Phytoplankton population dynamics of a small reservoir: physical/biological coupling and the time scales of community change. *Journal of Plankton Research*, 8(6), 1011-1025.

He, J., Li, G., Chen, J., Lin, J., Zeng, C., Chen, J., ... & Xie, P. (2017). Prolonged exposure to low-dose microcystin induces nonalcoholic steatohepatitis in mice: a systems toxicology study. *Archives of toxicology*, 91, 465-480.

Hennion, M.C., & Rivasseau, C. (1995). Toxines des cyanobactéries d'eau douce identification, analyse et élimination lors du traitement des eaux. 1. Etude bibliographique. Rapport d'activité de recherche école supérieur de physiques et de chimie industrielles de la ville de Paris. Laboratoire de chimie analytique.

Hertig, J.A., & Fallot, J.M. (2006). Etude d'impact sur l'environnement .2eme édition. Volume 23, Presses polytechnique et universitaires romandes, 544 pages.

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.

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.

Hurtado, I., Pouget, L., Fernández, S., & Cascales, P. (2022). Monitoring and forecasting cyanobacteria risk for a drinking water plant in Spain. *Water Supply*, 22(7), 6296-6307.

I

Ibelings, B. W., Kurmayer, R., Azevedo, S. M., Wood, S. A., Chorus, I., & Welker, M. (2021). Understanding the occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins. In *Toxic cyanobacteria in water* (pp. 213-294). CRC Press.

Ihaka, R., & Gentleman, R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Computational & Graphical Statistics*, 5: 299-314.

ISO/TC 147 (International Organization for Standardization). (1994). Environment: Water Quality. Chemical methods ISO Standards Compendium, Volume 2. 1st edition.

Izaguirre, G., Hwang, C. J., Krasner, S. W., & McGuire, M. J. (1982). Geosmin and 2 Methylisoborneol from Cyanobacteria in Three Water Supply Systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 43(3), 708-714.

J

Jang, M. H., Ha, K., & Takamura, N. (2008). Microcystin production by *Microcystis aeruginosa* exposed to different stages of herbivorous zooplankton. *Toxicon*, 51(5), 882-889.

Jang, M. H., Ha, K., Joo, G. J., & Takamura, N. (2003). Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. *Freshwater biology*, 48(9), 1540-1550.

Jansen, L. S., Sobota, D., Pan, Y., & Strecker, A. L. (2023). Watershed, lake, and food web factors influence diazotrophic cyanobacteria in mountain lakes. *Limnology and Oceanography*.

Jenny, J. P. (2013). *Réponses des grands lacs périalpins aux pressions anthropiques et climatiques récentes: reconstitutions spatio-temporelles à partir d'archives sédimentaires* (Doctoral dissertation, Grenoble).

Jeongshin An ; Bumjun Kil ; Hyungju Kwon ; Young Ju Kim. (2022). Analysis of the Impact of the Presence of Phylum Cyanobacteria in the Microbiome of Patients with Breast Cancer on Their Prognosis. *Journal of Clinical Medicine* 11(24):7272.

J.O.R.A (Journal Officiel de la République Algérienne), 2014. N°13.

Joung, S.H., Oh H.M., Ko S.R., Ahn, C.Y. (2011). Correlations between environmental factors and toxic and non-toxic *Microcystis* dynamics during bloom in Daechung Reservoir, Korea. *Harmful Algae*, 10,188–193.

Juttner, F., & Watson, S. B. (2007). Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. *Applied and environmental microbiology*, 73(14), 4395-4406.

K

Kaloudis, T., Hiskia, A., & Triantis, T. M. (2022). Cyanotoxins in bloom: ever-increasing occurrence and global distribution of freshwater cyanotoxins from Planktic and Benthic cyanobacteria. *Toxins*, 14(4), 264.

Kameyama, K., Sugiura, N., Inamori, Y., & Maekawa, T. (2004). Characteristics of microcystin production in the cell cycle of *Microcystis viridis*. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 19(1), 20-25.

Kardinaal, W.E.A and Visser, P.M. (2005). Dynamics of cyanobacterial toxins. Sources of variability in microcystin concentrations. *Harmful Cyanobacteria*, 41-63.

Kataoka, T., Ohbayashi, K., Kobayashi, Y., Takasu, H., Nakano, S. I., Kondo, R., & Hodoki, Y. (2020). Distribution of the harmful bloom-forming cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*, in 88 freshwater environments across Japan. *Microbes and environments*, 35(1), ME19110.

Khelfaoui, M., Benaissa, A., Kherraf, S., Madjram, M. S., Bouras, I., & Mehri, K. (2022). Assessment of groundwater and surface water pollution by hazardous metals, using multivariate analysis and metal pollution index around the old Sidi Kamber mine, NE Algeria. *Pollution*, 8(3), 889-903.

Khellou, M. (2012). Flux de l'azote et du phosphore minéraux à l'embranchement d'ued sybouse (Doctoral dissertation, Annaba).

Khereif Nacereddine, S., Djeddi, H., Benayache, Y., & Afri-Mehennaoui, F. Z. (2018). Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage Béni-Haroun Dans l'est algérien. *European Scientific Journal*, 12, 1857-7431.

Kim, S., Chung, S., Park, H., Cho, Y., & Lee, H. (2019). Analysis of environmental factors associated with cyanobacterial dominance after river weir installation. *Water*, 11(6), 1163.

Kirk, K. L., & Gilbert, J. J. (1992). Variation in herbivore response to chemical defenses: zooplankton foraging on toxic cyanobacteria. *Ecology*, 73(6), 2208-2217.

Kneip, C., Lockhart, P., Voß, C., & Maier, U. G. (2007). Nitrogen fixation in eukaryotes—new models for symbiosis. *BMC Evolutionary Biology*, 7(1), 1-12.

Komárek, J., Kaštovský, J., Mareš, J., & Johansen, J. R. (2014). Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia*, 86(4), 295-335.

Komárek J. (2013). Cyanoprokaryota. 3. Heterocytous genera. – In: Büdel B., Gärtner G., Krienitz L. & Schagerl M. (eds), Süswasserflora von Mitteleuropa/Freshwater flora of Central Europe, Springer Spektrum Berlin, Heidelberg, p. 1130.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. C. (2005). *Cyanoprokaryota*: 2. Teil: Oscillatoriales. *Süswasserflora von Mitteleuropa*, 19(2), 1-759.

Komárek, J. (2003). Problem of the taxonomic category "species" in cyanobacteria. ARCHIV FÜR HYDROBIOLOGIE-SUPPLEMENT-, 148, 281-297.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1999). *Cyanoprokaryota: Part 1: Chroococcales*. Süßwasser flora von Mitteleuropa Freshwater Flora of Central Europe. Germany: Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4-Nostocales. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 247-345.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1986). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 2-Chroococcales. Arch Hydrobiol. *Algological Studies*, 43, 157-226.

L

Lacaze, J. C. 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. (Ed). Ellipses.181 p.

Lampert, W. (1987). Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. New Zealand journal of marine and freshwater research, 21(3), 483-490.

Lapage, S.P., Sneath, P.H.A., Lessel, E.F., Skerman, V.B.D., Seeliger, H.P.R. and Clark, W.A. (1992). International Code of Nomenclature of Bacteria. (1990) revision. American Society for Microbiology, Washington D.C, USA, pp. 199.

Lavoie, I., Laurion, I., & Vincent, W.F. (2007). Les fleurs d'eau de cyanobactéries, INRS rapport no 916,120p.

Leitão, M., & Couté, A. (2005). Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France: manuel pour les prélèvements et la reconnaissance à l'usage des gestionnaires des eaux de surface: caractéristiques, échantillonnage, identification. Agence de l'eau Seine-Normandie.

Levi, Y., Harvey, M., & Cervantés, P. (2006). Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autre activités réactives. Afssa - Afsset. pp. 277.

Li, T., Xu, L., Li, W., Wang, C., Gin, K. Y. H., Chai, X., & Wu, B. (2024). Dissolved Organic Carbon Spurs Bacterial-Algal Competition and Phosphorus-paucity Adaptation: Boosting Microcystis' Phosphorus Uptake Capacity. *Water Research*, 121465.

Li, J., Liu, Y., Xie, S., Li, M., Chen, L., Wu, C., ... & Luan, Z. (2022). Landsat-Satellite-Based Analysis of Long-Term Temporal Spatial Dynamics of Cyanobacterial Blooms: A Case Study in Taihu Lake. *Land*, 11(12), 2197.

Liechti, P. (2010). Methods of Analysis and Assessment of Watercourses. Physico-Chemical Analyses, Nutrients. The Practical Environment n°1005. Federal Office for the Environment, Bern, 44 p.

Livingstone, D., & Jaworski, G. H. M. (1980). The viability of akinetes of blue-green algae recovered from the sediments of Rostherne Mere. *British Phycological Journal*, 15(4), 357-364.

Loogman, J. G. (1982). Influence of photoperiodicity on algal growth kinetics. Krips repro meppel.

Lürling, M., van Oosterhout, F., de Senerpont Domis, L., & Marinho, M. M. (2018). Response of natural cyanobacteria and algae assemblages to a nutrient pulse and elevated temperature. *Frontiers in microbiology*, 9, 329384.

Lürling, M., Van Oosterhout, F., & Faassen, E. (2017). Eutrophication and warming boost cyanobacterial biomass and microcystins. *Toxins*, 9(2), 64.

Lürling, M., Faassen, E. J., & Van Eenennaam, J. S. (2011). Effects of the cyanobacterial neurotoxin β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) on the survival, mobility and reproduction of *Daphnia magna*. *Journal of plankton research*, 33(2), 333-342.

M

Mecibah, I. (2008). Les ressources en eau et gestion intégrée du bassin versant d'oued guebli (nord-est algerien) (Doctoral dissertation, Annaba).

Mehanned, S., Chahlaoui, A., Zaid, A., Samih, M., & Chahboune, M. (2014). Typologie de la qualité physicochimique de l'eau du barrage Sidi Chahed-Maroc [Typology of the physico-chemical quality of the waters of the dam Sidi Chahed-Morocco]. *Journal of Materials and Environmental Science*, 5(2), 1633-1642.

Merabet, S. 2010. Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux brutes et Distribuées du barrage réservoir de beni Haroun. Mémoire de magister chimie analytique. Université mentouri de Constantine. pp 4, 5,9.

Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., & Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*, 59, 303-327.

Metahri, M. S. (2012). Elimination siultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes: cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).

Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American journal of Science*, 282(4), 401-450.

Mez, K., Beattie, K. A., Codd, G. A., Hanselmann, K., Hauser, B., Naegeli, H., & Preisig, H. R. (1997). Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology*, 32(2), 111-117.

Miller, S. R., & Castenholz, R. W. (2000). The evolution of thermotolerance in hot spring cyanobacteria of the genus *Synechococcus*. *Journal of Phycology*, 36, 48-48.

Mondo, K., Hammerschlag, N., Basile, M., Pablo, J., Banack, S. A., & Mash, D. C. (2012). Cyanobacterial neurotoxin β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) in shark fins. *Marine drugs*, 10(2), 509-520.

Mowe, M. A., Mitrovic, S. M., Lim, R. P., Furey, A., & Yeo, D. C. (2015). Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. *Journal of Limnology*.

Mur, L.R., Skulberg, O.M., Utkilen, H. (1999). Cyanobacteria in the environment. In *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*, eds. I. Chorus and J. Bartram, pp. 15–40. London: E & FN Spon.

Murata, N., Takahashi, S., Nishiyama, Y., & Allakhverdiev, S. I. (2007). Photoinhibition of photosystem II under environmental stress. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, 1767(6), 414-421.

Mutoti, M. I., Edokpayi, J., Mutileni, N., Durowoju, O., & Munyai, F. L. (2023). Cyanotoxins in groundwater; occurrence, potential sources, health impacts and knowledge gap for public health. *Toxicon*, 107077.

N

Nakano, S. I., Hayakawa, K., Frenette, J. J., Nakajima, T., Jiao, C., Tsujimura, S., & Kumagai, M. (2001). Cyanobacterial blooms in a shallow lake: a largescale enclosure assay to test the importance of diurnal stratification. *Fundamental and Applied Limnology*, 150(3), 491-509.

Namsaraev, Z., Melnikova, A., Ivanov, V., Komova, A., & Teslyuk, A. (2018). Cyanobacterial bloom in the world largest freshwater lake Baikal. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 121, p. 032039). IOP Publishing.

Nan, Y., Guo, P., Xing, H., Chen, S., Hu, B., & Liu, J. (2021). Effects of Water Particles in the Jinjiang River Estuary on the Physiological and Biochemical Characteristics of *Microcystis Flos-Aquae*.

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.

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.

Ndong, M., Bird, D., Nguyen-Quang, T., De Boutray, M. L., Zamyadi, A., Vinçon-Leite, B., ... & Dorner, S. (2014). Estimating the risk of cyanobacterial occurrence using an index integrating meteorological factors: Application to drinking water production. *Water research*, 56, 98-108.

Ni, W. M., Zhang, J. Y., Ding, T. D., Stevenson, R. J., & Zhu, Y. M. (2012). Environmental factors regulating cyanobacteria dominance and microcystin production in a subtropical lake within the Taihu watershed, China. *Journal of Zhejiang University Science A*, 13(4), 311-322.

Niamien-Ebrottie JE, Bhattacharyya S, Deep PR, Nayak B. 2015. Cyanobacteria and cyanotoxins in the World: Review. *International Journal of Applied Research*, 1(8): 563-569.

Nichols, J. M., Adams, D. G., Carr, N. G., & Whitton, B. A. (1982). Akinetes, The Biology Of Cyanobacteria. *Blackwell Scientific Publications, Oxford*, 378, 412.

O

Ouartsi, 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.

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.

Ouffoué, K. S., Salla, M., Kicho, D. Y., Soro, D., Da, K. P., & Tonzibo, Z. F. (2014). Physico-chemical analysis of eutrophication's parameters in a Coastal River (Côte D'ivoire). *Journal of Environmental Protection*, 5(13), 1285.

Overman, C., & Wells, S. (2022). Modeling cyanobacteria vertical migration. *Water*, 14(6), 953.

P

Paerl, H. W., Meeks, J. C., & Haselkorn, R. (2014). Mitigating Harmful Cyanobacterial Blooms in a Human-and Climatically Impacted World. *Life*, 4(4),988–1012.

Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, 65, 995-1010.

Paerl, H.W., & Huisman, J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microb. Rep.*, 1: 27-37.

- Paerl, H.W., & Huisman, J. (2008).** Climate. Blooms like it hot. *Science*. 320(5872), 57-58.
- Paerl, H. W., & Fulton III, R. S. (2006).** Ecology of harmful cyanobacteria. In *Ecology of harmful algae* (pp. 95-109). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Paerl, H. W., Dyble, J., Twomey, L., Pinckney, J. L., Nelson, J., & Kerkhof, L. (2002).** Characterizing man-made and natural modifications of microbial diversity and activity in coastal ecosystems. *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology*, 81(1-4), 487-507.
- 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.
- Pattanaik, B., Wulff, A., Roleda, M. Y., Garde, K., & Mohlin, M. (2010).** Production of the cyanotoxin nodularin—a multifactorial approach. *Harmful Algae*, 10(1), 30-38.
- Pawlik-Skowrońska, B., Toporowska, M., & Rechulicz, J. (2012).** Simultaneous accumulation of anatoxin-a and microcystins in three fish species indigenous to lakes affected by cyanobacterial blooms. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41, 53-65.
- Pescod, M. B., & Arar, A. (Eds.). (2013).** *Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation: Proceedings of the FAO Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation Held in Nicosia, Cyprus, 7-9 October, 1985*. Elsevier.
- Philippeau, G., & Philippeau, G. (1986).** *Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales?* (Vol. 63). Paris, France: ITCF.
- Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., ... & Souchu, P. (2017).** L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS-Ifremer-INRA-Irstea.
- Pitois, F., & Barguil, C. (2021).** Cyanobactéries, eutrophisation et changement climatique dans l'Erdre navigable. *Techniques Sciences Méthodes* 116(4):61.
- Plaas, H. E., & Paerl, H. W. (2020).** Toxic cyanobacteria: a growing threat to water and air quality. *Environmental science & technology*, 55(1), 44-64.
- Poon, G.K., Neild, G.H., & Codd, G.A. (1998).** Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*, 352 (9121): 21-26.
- Post, F. J. (1977).** The microbial ecology of the Great Salt Lake. *Microbial ecology*, 3, 143-165.
- Pouria, S., Andrade, A., Barbosa, J., Cavalcanti, R.L., Barreto, V.T., Ward, C.J., Preisler, W., Pourriot R., Capblanc J., Champ P. & Meyer J. A., 1982.** *Ecologie du plancton des eaux continentales*. Collection d'Ecologie 16, Masson, Paris and New York, 198 pp.

Prescott, L.M., Harly, J.P., & Klein, D.A. (2003). Microbiologie. 2e édition française de Boeck. Bruxelles, pp 472, 475, 648.

Q

Qin, B., Gao, G., Zhu, G., Zhang, Y., Song, Y., Tang, X., ... & Deng, J. (2013). Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, 58, 961-970.

Quiblier, C., Leboulanger, C., Sané, S., & Dufour, P. (2008). Phytoplankton growth control and risk of cyanobacterial blooms in the lower Senegal River delta region. *Water Research*, 42(4–5), 1023–34.

R

R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing [Manual]. R Foundation for Statistical Computing.

Ramade, F. (1999). Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales, 55pp.

Rapala, J., & Sivonen, K. (1998). Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Microbial Ecology*, 36 (2), 181-192.

Rastogi, R. P., Madamwar, D., & Incharoensakdi, A. (2015). Bloom dynamics of cyanobacteria and their toxins: environmental health impacts and mitigation strategies. *Frontiers in microbiology*, 6, 1254.

Rastogi, R. P., Sinha, R. P., & Incharoensakdi, A. (2014). The cyanotoxin-microcystins: current overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13, 215-249.

Raven, P. H., Evert, R. F., Eichhorn, S. E., & Bouharmont, J. (2000). Biologie végétale (6ème édition ed.): De Boeck Université.

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 research*, 46(5), 1372-1393.

Reynolds, C.S. (1987). Cyanobacterial water-blooms. *Advances in Botanical Research*.13, 67–143.

Reynolds, C.S. (1984). The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 384p.

Roberts, R. D., & Zohary, T. (1987). Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 21(3), 391-399.

Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2010). *Análisis del Agua* (9na. Ed.) Barcelona. *España: Omega.*

Rodier J. (1996). *L'analyse de l'eau .Eaux résiduelles, eaux de mer.* 2ème édition, Dunod Paris,

Rowell, P., & Kerby, N. W. (1991). Cyanobacteria and their symbionts. *Biology and biochemistry of nitrogen fixation.*, 373-407.

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

Salla, V., Hardaway, C. J., & Sneddon, J. (2011). Preliminary investigation of *Spartina alterniflora* for phytoextraction of selected heavy metals in soils from Southwest Louisiana. *Microchemical Journal*, 97(2), 207-212.

Santos Silva, H., Alfarrá, A., Vallverdu, G., Bégué, D., Bouyssière, B., & Baraille, I. (2019). Asphaltene aggregation studied by molecular dynamics simulations: role of the molecular architecture and solvents on the supramolecular or colloidal behavior. *Petroleum Science*, 16(3), 669-684.

Saoudi, A., Brient, L., Boucetta, S., Ouzrout, R., Bormans, M., & Bensouilah, M. (2017). Management of toxic cyanobacteria for drinking water production of Ain Zada Dam. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 1-11.

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.

Sarma, T. A., & Ghai, R. (1998). Pattern of akinete differentiation in the cyanobacterium *Scytonema fritschii*. *Folia microbiologica*, 43(6), 649-656.

Schleiss, A. J., & Pougatsch, H. (2011). *Les barrages: du projet à la mise en service* (Vol. 17). PPUR Presses polytechniques.

Schmidt, W., Petzoldt, H., Bornmann, K., Imhof, L., & Moldaenke, C. (2009). Use of cyanopigment determination as an indicator of cyanotoxins in drinking water. *Water Science and Technology*, 59(8), 1531-1540.

Schopf, J. W. (2002). The fossil record: tracing the roots of the cyanobacterial lineage. The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space, 13-35.

Schwarz, R., & Forchhammer, K. (2005). Acclimation of unicellular cyanobacteria to macronutrient deficiency: emergence of a complex network of cellular responses. *Microbiology*, 151(8), 2503-2514.

Semaoune, M., Kettab, A., Gafsi, M., & Benmamar, S. (2006). Impact de l'eutrophisation de l'eau sur l'environnement, application sur le lac hallwil en suisse.

Séyni, S. 2006 : Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal Thèse de Doctorat de 3 ème cycle de Biologie Végétale. Univ Cheik Anta Diop.

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.

Silva, T. (2014). Suivi et modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur bassin versant (Doctoral dissertation, Paris Est).

Sivonen, K. and Jones, G. (1999). Cyanobacterial Toxins. In Chorus, I. and Bartram, J., *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management* (p. 41-111). London, E & FN Spon.

Skulberg, O. M. (1996). Toxins produced by cyanophytes in Norwegian inland waters—health and environment. *Chemical Data of Plant, Animal and Human Tissues as a Basis of Geomedical Investigations*, 197-216.

Smayda, T. J. (1997). Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and oceanography*, 42(5part2), 1137-1153.

Spoof, L., Catherine, A., (2016). Appendix 3. Tables of microcystins and nodularins. In: Meriluoto, J., Spoof, L., Codd, J. (Eds.), *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*. Wiley, Hoboken, 526–537.

Station météorologique de Skikda. Données météorologiques de 2007 à 2016.

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).

Steffensen, D. A. & Hudnell, H. K. (2008). Economic cost of cyanobacterial blooms. *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs*, 619, 855-865.

Stewart, I., & Falconer, I. R. (2008). Cyanobacteria and cyanobacterial toxins. *Oceans and human health: risks and remedies from the seas*, 271-296.

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.

Suikkanen, S., Fistarol, G. O., & Granéli, E. (2004). Allelopathic effects of the Baltic cyanobacteria *Nodularia spumidigena*, *Aphanizomenon flos-aquae* and *Anabaena lemmermannii* on algal monocultures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(1), 85-101.

Sulastri, Nomosatryo, S., Henny, C., & Sulawesty, F. (2022). Functional groups of phytoplankton and their relationship with environmental factors in Lake Maninjau, West Sumatra, Indonesia.

Squibin, M., & Yourassowsky, C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: Cadre général. *Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement/Observatoire des Données de l'Environnement*.

Suttle, C.A. 2000. Cyanophages and their role in the ecology of cyanobacteria. In *The ecology of cyanobacteria* (ed. B.A. Whitton and M. Potts), pp. 563-589. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers.

Sutherland, G. R. (1979). Heritable fragile sites on human chromosomes I. Factors affecting expression in lymphocyte culture. *American journal of human genetics*, 31(2), 125.

T

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.

Thebault, L., & Lesne, J. (1995). Les toxines des cyanobactéries: quels risques pour la santé?. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (12), 937-940.

Touati H, Guellati FZ, Arif S, Bensouilah M (2019) Cyanobacteria Dynamics in a Mediterranean Reservoir of the North East of Algeria: Vertical and Seasonal Variability. *Journal of Ecological Engineering*, 20(1).

Treyture, C. L., Barbe, J., & Dutartre, A. (2007). *Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation et d'observation du phytoplancton en plan d'eau*. Département milieux Aquatiques. Unité Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux, groupement de Bordeaux, pp.19. (Doctoral dissertation, irstea).

V

Valentine, M. B. (2004). Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification (Doctoral dissertation, Université Laval Québec). pp.105.

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.

Van Liere, L., & Walsby, A. E. (1982). WITH LIGHT. *The biology of cyanobacteria*, 19, 9.

Vincent, W.F. 1989. Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie*, 32: 239-254.

W

Wallace, B. B., & Hamilton, D. P. (2000). Simulation of water-bloom formation in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of plankton research*, 22(6), 1127-1138.

Walsby, A. E. (2005). Stratification by cyanobacteria in lakes: a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments. *New Phytologist*, 168(2), 365-376.

Wang, S., Zhang, X., Wang, C., & Chen, N. (2023). Temporal continuous monitoring of cyanobacterial blooms in Lake Taihu at an hourly scale using machine learning. *Science of The Total Environment*, 857, 159480.

Wang, H., Xu, C., Liu, Y., Jeppesen, E., Svenning, J. C., Wu, J., ... & Xie, P. (2021). From unusual suspect to serial killer: Cyanotoxins boosted by climate change may jeopardize megafauna. *The Innovation*, 2(2), 100092.

Wang, X., Parkpian, P., Fujimoto, N., Ruchirawat, K. M., DeLaune, R. D., & Jugsujinda, A. (2002). Environmental conditions associating microcystins production to *Microcystis aeruginosa* in a reservoir of Thailand. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 37(7), 1181-1207.

Wasmund, N., Andrushaitis, A., Łysiak-Pastuszak, E., Müller-Karulis, B., Nausch, G., Neumann, T., ... & Witek, Z. (2001). Trophic status of the south-eastern Baltic Sea: a comparison of coastal and open areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(6), 849-864.

Watson, S. B., Monis, P., Baker, P., & Giglio, S. (2016). Biochemistry and genetics of taste-and odor-producing cyanobacteria. *Harmful Algae*, 54, 112-127.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.

WHO. (2003). Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/57).

Wilhelm, S.W., Bullerjahn, G.S., McKay, R.M.L. (2020). The complicated and confusing ecology of *Microcystis* blooms. *mBio* 11:e00529-20.

Wolk, C. P. (1996). Heterocyst formation. *Annual review of genetics*, 30(1), 59-78.

World Health Organization. (2017). Guidelines for drinking-water quality: first addendum to the fourth edition. Geneva.

Wu, T.; Dai, R.; Chu, Z.; Cao, J.(2023). Rapid Recovery of Buoyancy in Eutrophic Environments Indicates That Cyanobacterial Blooms Cannot Be Effectively Controlled by Simply Collapsing Gas Vesicles Alone. *Water*, 15, 1898.

Yadav, K., Ramrakhya, R., Ramakrishnan, S. K., Gervet, T., Turner, J., Gokaslan, A., ... & Chaplot, D. S. (2023). Habitat-matterport 3d semantics dataset. In *Proceedings of the IEEE/CVF Conference on Computer Vision and Pattern Recognition* (pp. 4927-4936).

Yamamoto, Y. (1975). Effect of desiccation on the germination of akinetes of *Anabaena cylindrica*. *Plant and Cell Physiology*, 16(4), 749-752.

X

Xiao, M., Li, M., & Reynolds, C. S. (2018). Colony formation in the cyanobacterium *Microcystis*. *Biological Reviews*, 93(3), 1399-1420.

Xingcheng Yan, Xu Xiaoguang, Mingyue Wang, Guoxiang Wang, Songjun Wu Zhichun Li, Hao Sun, Ao Shi, Yunhao Yang, (2017). Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective *Water Research*. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.008.

Xue, Q., Kong, M., Xie, L., Li, T., Liao, M., Yan, Z., & Zhao, Y. (2022). Temporal dynamics of microcystins in two reservoirs with different trophic status during the early growth stage of cyanobacteria. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(58), 87132-87143.

Z

Zeghaba, N., Laraba, A., & Mahia, M. (2018). Qualité des eaux brutes du barrage Hammam Debagh, Wilaya de Guelma (Nord-Est Algérien). Synthèse : *Revue des Sciences et de la Technologie*, 37, 113-121.

Zeghaba, (2018). Etude et suivi de la qualité des eaux du barrage Hammam Debagh (Nord-Est Algérien), Thèse de doctorat, université des BADJI MOKHTAR –ANNABA, Algérie, p 1.

Zhang, S. H., Zhou, M. F., Zhao, Y., Zhang, Q. Q., Hu, G. H., Kong, L. H., ... & Miggins, D. P. (2023). An Unusually Warm Upper-Crust in the Late Paleozoic North China Continental Arc: Implications for the Thermal Modification of the Giant Bayan Obo REE Deposit. *Earth and Space Science*, 10(5), e2022EA002539.

Zhang, L., Hou, D., Chen, X., Li, D., Zhu, L., Zhang, Y., ... & Zhang, C. Y. (2012). Exogenous plant MIR168a specifically targets mammalian LDLRAP1: evidence of cross-kingdom regulation by microRNA. *Cell research*, 22(1), 107-126.

Zwahlen, F. (2003) Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Carbonate (Karst) Aquifers. Final Report (COST Action 620). European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development, Brussels, 297.

ANNEXES

I-1) Les limites de qualité (ARS Agence Régionale de la Santé, 2023)

A - Paramètres microbiologiques

Paramètres	Limite	Unité
<i>Escherichia coli</i>	0	/100 ml
Entérocoques	0	/100 ml

B - Paramètres chimiques

Paramètres	Limite	Unité	Notes
Acides haloacétiques	60	µg/l	On entend par la somme des 5 paramètres suivants : les acides chloroacétique, dichloroacétiques, trichloroacétiques, bromoacétiques et dibromoacétiques.
Acrylamide	0,10	µg/l	
Antimoine	10	µg/l	
Arsenic	10	µg/l	
Benzène	1,0	µg/l	
Benzo[a]pyrène	0,010	µg/l	
Bisphénol A	2,5	µg/l	
Bore	1,5	mg/l	La limite de qualité est fixée à 2,4 mg/ L lorsque l'eau dessalée est la principale ressource en eau utilisée ou dans les zones géographiques où les conditions géologiques pourraient occasionner des niveaux élevés de bore dans les eaux souterraines
Bromates	10	µg/l	La valeur la plus faible possible inférieure à cette limite doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection.
Cadmium	5,0	µg/l	
Chlorates	0,25	mg/l	La limite de qualité est fixée à 0,70 mg/ L lorsqu'une méthode de désinfection des eaux destinées à la consommation humaine qui génère des chlorates est utilisée. La valeur la plus faible possible inférieure à cette limite doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection.
Chlorites	0,25	mg/l	La limite de qualité est fixée à 0,70 mg/ L lorsqu'une méthode de désinfection des eaux destinées à la consommation humaine qui génère des chlorates est utilisée. La valeur la plus faible possible inférieure à cette limite doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection.
Chlorure de vinyle	0,50	µg/l	
Chrome	25	µg/l	La limite de qualité est fixée à 50 µg/ L jusqu'au 31 décembre 2035 . En cas de valeur supérieure à 6 µg/ L, il est procédé à l'analyse du chrome VI.
Chrome VI	6	µg/l	
Cuivre	2,0	mg/l	
Cyanures totaux	50	µg/l	
1,2-dichloroéthane	3,0	µg/l	
Epichlorhydrine	0,10	µg/l	
Fluorures	1,50	mg/l	
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	0,10	µg/l	Pour la somme des composés suivants : benzo [b] fluoranthène, benzo [k] fluoranthène, benzo [ghi] pérylène, indéno [1,2,3-cd] pyrène
Mercuré	1,0	µg/l	
Total microcystines	1,0	µg/l	Par total microcystines, on entend la somme de toutes les microcystines quantifiées, en considérant l'ensemble des variants, intra et extracellulaires. La limite de qualité s'applique uniquement pour les eaux d'origine superficielle.
Nickel	20	µg/l	
Nitrates	50	mg/l	La somme de la concentration en nitrates divisée par 50 et de celle en nitrites divisée par 3 doit rester inférieure ou égale à 1.
Nitrites	0,50	mg/l	La somme de la concentration en nitrates divisée par 50 et de celle en nitrites divisée par 3 doit rester inférieure ou égale à 1. En sortie des installations de traitement, la limite de qualité en nitrites doit être inférieure ou égale à 0,10 mg/ L.

Somme des substances alkylées per et polyfluorées	0,10	µg/l	<p>On entend par la somme des substances alky perfluorées, les substances qui sont considérées comme préoccupantes pour les EDCH et dont la liste figure ci-dessous :</p> <ul style="list-style-type: none"> -Acide perfluorobutanoïque (PFBA) -Acide perfluoropentanoïque (PFPeA) -Acide perfluorohexanoïque (PFHxA) -Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA) -Acide perfluorooctanoïque (PFOA) -Acide perfluorononanoïque (PFNA) -Acide perfluorodécanoïque (PFDA) -Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA) -Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA) Acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA) -Acide perfluorobutanesulfonique (PFBS) -Acide perfluoropentanesulfonique (PFPeS) -Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS) -Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS) -Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS) -Acide perfluorononane sulfonique (PFNS) -Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS) -Acide perfluoroundécane sulfonique (PFUnDS) -Acide perfluorododécane sulfonique (PFDoDS) -Acide perfluorotridécane sulfonique (PFTrDS) <p>Il s'agit d'un sous-ensemble des substances alkylés per et polyfluorés, qui contiennent un groupement de substances perfluoroalkylées comportant trois atomes de carbone ou plus (à savoir, -CnF2n-, n ≥ 3) ou un groupement de perfluoroalkyléthers comportant deux atomes de carbone ou plus (à savoir, -CnF2nOCmF2m-, n et m ≥ 1).</p>
Pesticides (par substance individuelle)	0,10	µg/l	<p>Par pesticides, on entend :</p> <ul style="list-style-type: none"> -les insecticides organiques ; -les herbicides organiques ; -les fongicides organiques ; -les nématocides organiques ; -les acaricides organiques ; -les algicides organiques ; -les rodenticides organiques ; -les produits antimoisissures organiques ; -les produits apparentés (notamment les régulateurs de croissance) <p>et leurs métabolites, tels que définis à l'article 3, point 32), du règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil, qui sont considérés comme pertinents pour les eaux destinées à la consommation humaine.</p> <p>Un métabolite de pesticide est jugé pertinent pour les eaux destinées à la consommation humaine s'il y a lieu de considérer qu'il possède des propriétés intrinsèques comparables à celles de la substance mère en ce qui concerne son activité cible pesticide ou qu'il fait peser (par lui-même ou par ses produits de transformation) un risque sanitaire pour les consommateurs.</p>
Aldrine, dieldrine, heptachlore, heptachlorépoxyde (par substance individuelle)	0,03	µg/l	
Total pesticides	0,50	µg/l	Par total pesticides, on entend la somme de tous les pesticides individuels quantifiés
Plomb	5	µg/l	<p>La limite de qualité est fixée à 10 µg/ L jusqu'au 31 décembre 2035. Cette limite de qualité s'applique en amont des installations privées.</p> <p>La limite de qualité au robinet du consommateur reste fixée à 10 µg/ L bien qu'une valeur inférieure à 5 µg/ L doit être visée d'ici au 1er janvier 2036.</p> <p>Les mesures appropriées pour réduire progressivement la concentration en plomb dans les eaux destinées à la consommation humaine au cours de la période nécessaire pour se conformer à la limite de qualité de 5 µg/ L sont précisées aux articles R. 1321-55 et R. 1321-49 (arrêté d'application)</p> <p>Lors de la mise en œuvre des mesures destinées à atteindre cette valeur, la priorité est donnée aux cas où les concentrations en plomb dans les eaux destinées à la consommation humaine sont les plus élevées</p>
Sélénium	20	µg/l	La limite de qualité est fixée à 30 µg/ L dans les zones géographiques où les conditions géologiques pourraient occasionner des niveaux élevés de sélénium dans les eaux souterraines.
Tétrachloroéthylène et Trichloroéthylène	10	µg/l	Somme des concentrations des paramètres spécifiés.
Total trihalométhanes (THM)	100	µg/l	La valeur la plus faible possible inférieure à cette valeur doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection. Par total trihalométhanes, on entend la somme de : chloroforme, bromoforme, dibromochlorométhane et bromodichlorométhane.
Turbidité	1,0	NFU	La limite de qualité est applicable au point de mise en distribution, pour les eaux visées à l'article R. 1321-37 et pour les eaux d'origine souterraine provenant de milieux fissurés présentant une turbidité périodique supérieure à 2,0 NFU. En cas de mise en œuvre d'un traitement de neutralisation ou de reminéralisation, la limite de qualité s'applique hors augmentation éventuelle de turbidité due au traitement.
Uranium	30	µg/l	

I-2) Les références de qualité

A - Paramètres microbiologiques

Paramètres	Limite	Unité	Notes
Bactéries coliformes	0	/100 ml	
Spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs	0	/100 ml	Ce paramètre doit être mesuré lorsque l'eau est d'origine superficielle ou influencée par une eau d'origine superficielle. En cas de non-respect de cette valeur, une enquête doit être menée sur le réseau de distribution d'eau pour s'assurer qu'il n'y a aucun risque pour la santé humaine résultant de la présence de micro-organismes pathogènes, par exemple Cryptosporidium.
Numération de germes aérobies revivifiables à 22 °C et à 37 °C			Le résultat ne doit pas varier au-delà d'un facteur 10 par rapport à la valeur habituelle

B - Paramètres chimiques et organoleptiques

Paramètres	Limite	Unité	Notes
Aluminium total	200	µg/l	
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,10	mg/l	S'il est démontré que l'ammonium a une origine naturelle, la référence de qualité est de 0,50 mg/ L pour les eaux souterraines.
Baryum	0,70	mg/l	
Carbone organique total (COT)	2,0 et aucun changement anormal	mg/l	
Indice permanganate	5,0	mg/l O ₂	
Chlore libre et total			Absence d'odeur ou de saveur désagréable et pas de changement anormal.
Chlorites	0,20	mg/l	La référence de qualité s'applique jusqu'au 31 décembre 2025 . Sans compromettre la désinfection, la valeur la plus faible possible doit être visée.
Chlorures	250	mg/l	Les eaux ne doivent pas être corrosives.
Conductivité	≥ 180 et ≤ 1000 ou ≥ 200 et ≤ 1100	µS/cm à 20 °C µS/cm à 25 °C	Les eaux ne doivent pas être corrosives.
Couleur	acceptable aucun changement anormal notamment une couleur inférieure ou égale à 15	mg/l de platine en référence à l'échelle Pt/Co	
Cuivre	1,0	mg/l	
Equilibre calcocarbonique	les eaux doivent être à l'équilibre calcocarbonique ou légèrement incrustantes		
Fer total	200	µg/l	
Manganèse	50	µg/l	
Odeur	Acceptable, pas d'odeur détectée pour un taux de dilution de 3 à 25 °C		
pH	≥ 6,5 et ≤ 9	unités pH	Les eaux ne doivent pas être agressives.
Saveur	Acceptable, pas de saveur détectée pour un taux de dilution de 3 à 25 °C		
Sodium	200	mg/l	
Sulfates	250	mg/l	Les eaux ne doivent pas être corrosives
Température	25	°C	A l'exception des eaux ayant subi un traitement thermique pour la production d'eau chaude. Cette valeur ne s'applique pas dans les départements d'outre-mer.

Turbidité	0,5	NFU	La référence de qualité est applicable au point de mise en distribution, pour les eaux visées à l'article R. 1321-37 et pour les eaux d'origine souterraine provenant de milieux fissurés présentant une turbidité périodique supérieure à 2,0 NFU. En cas de mise en œuvre d'un traitement de neutralisation ou de reminéralisation, la référence de qualité s'applique hors augmentation éventuelle de turbidité due au traitement.
	2		La référence de qualité s'applique aux robinets normalement utilisés pour la consommation humaine.

C - Paramètres indicateurs de radioactivité

Paramètres	Référence	Unité	Notes
Activité alpha globale		Bq/l	En cas de valeur supérieure à 0,10 Bq/ L, il est procédé à l'analyse des radionucléides spécifiques définis dans l'arrêté mentionné à l'article R. 1321-20.
Activité bêta globale		Bq/l	En cas de valeur supérieure à 1,0 Bq/ L, il est procédé à l'analyse des radionucléides spécifiques définis dans l'arrêté mentionné à l'article R. 1321-20.
Dose indicative (DI)	0,10	mSv/an	Le calcul de la DI est effectué selon les modalités définies à l'article R. 1321-20
Radon	100	Bq/l	Uniquement pour les eaux d'origine souterraine
Tritium	100	Bq/l	La présence de concentrations élevées de tritium dans l'eau peut être le témoin de la présence d'autres radionucléides artificiels. En cas de dépassement de la référence de qualité, il est procédé à l'analyse des radionucléides spécifiques définis dans l'arrêté mentionné à l'article R. 1321-20.

I-3) Les valeurs indicatives

Paramètres	Valeurs	Unité
Métabolites de pesticides non pertinents ¹ , par substance individuelle	0,9	µg/l

I-4) Les valeurs de vigilance

Paramètres	Valeurs	Unité
17 bêta estradiol	1	ng/l
Nonylphénol ²	300	ng/l

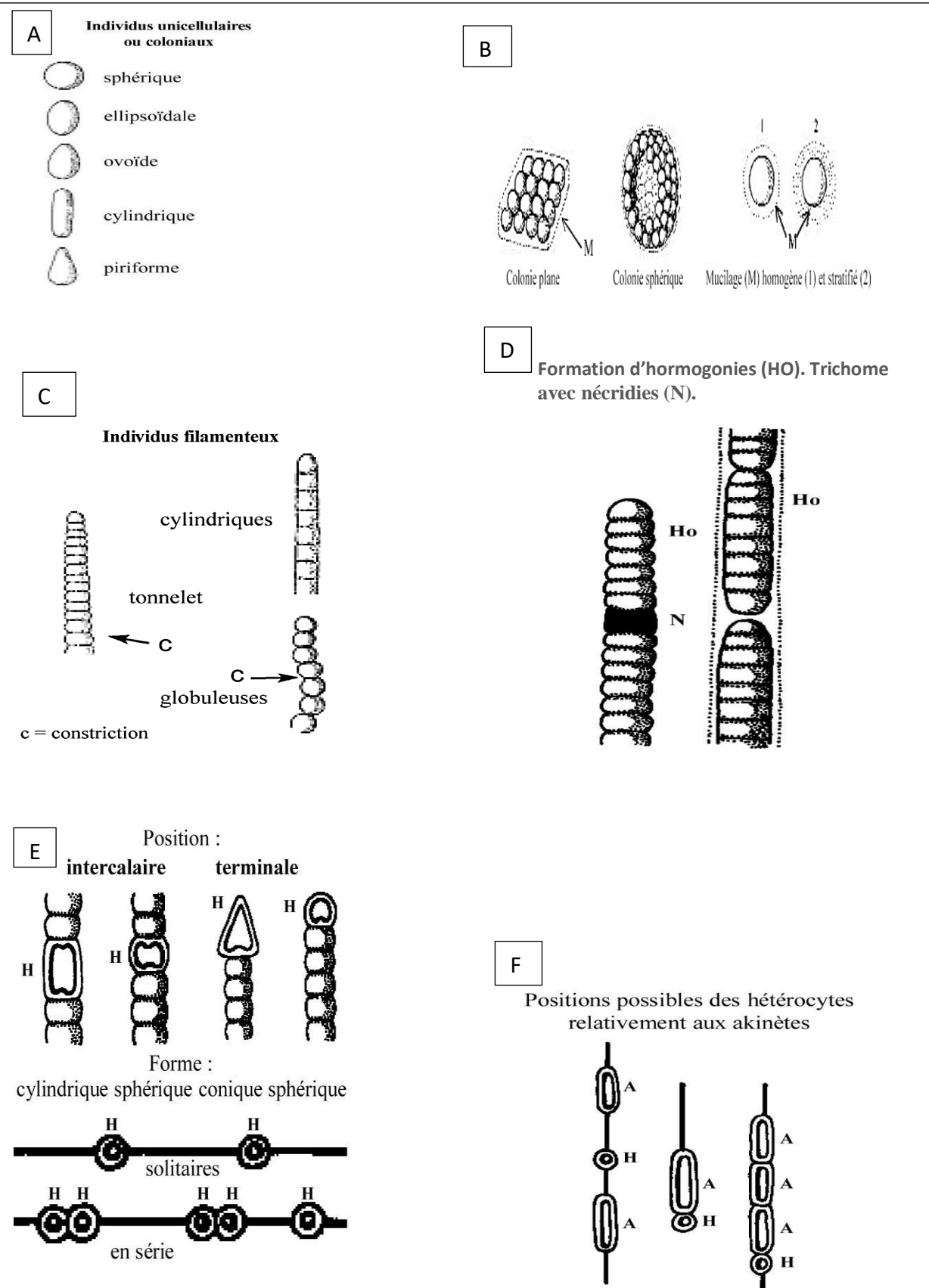


Planche 1 : Organisation morphologique des cyanobactéries : **A)** forme des cellules végétatives ; **B)** Coloniales ; **C)** Filamenteuses ; **D)** Hormogonies (HO) et Nécries (N) ; **E)** Hétérocystes (H) ; **F)** Akinètes (A) (Leitão et Couté, 2005)

Fiche de terrain (Brient *et al.*, 2004 ; Blais, 2006)

Nom du plan d'eau : **Beni Zid**

Date du prélèvement : **23 / 02 / 2016**. Heure : **8h.30min...** Commune : **Beni Zid N°** du

site et profondeur : **01...** surface

Usage : Eau potable

Irrigation des champs agricoles

OBSERVATION METEO LOGIQUE :

Météo du jour : Soleil – **Couvert** - Nuage - Averses - Pluies -

tempête. Météo de la veille : Soleil – **Couvert** - Nuage - Averses -

Pluies - tempête.

▪ Direction du vent : **Est -Ouest**

▪ Température de l'Air : **24°C...**

▪ Odeur inhabituelle : **ABSENTE...**

▪ Nature du sol : **Semi-rocheux (argile et grès).**

▪ **PHYSICO-CHIMIE DE L'EAU** : T : **12,7°C** ; O₂ : **10,34 mg/l** ; pH : **8,06** ;

Conductivité : **180µs/cm** ; Transparence : **54 cm** ; MES : **31,2 mg/l** ;

Chlorophylle : **0,3 µg /l** ; NO₃⁺ : **0,5 mg /l** ; NO₂⁻ : **0,007 mg/l** ; NH₄⁺ : **0,90 mg/l**

H₃PO₄⁺ : **0,018 mg/l**

FLEUR D'EAU :

▪ Date d'apparition de la fleur d'eau : **absente....**

▪ Taille approximative :.....///**b> mètre.**

▪ Taille des particules :.....///**b> millimètre.**

▪ Couleur :///**b>.....**

▪ Présence d'écume en bordure du barrage : **Non**

▪ **REMARQUES PERSONNELLES :**

.....

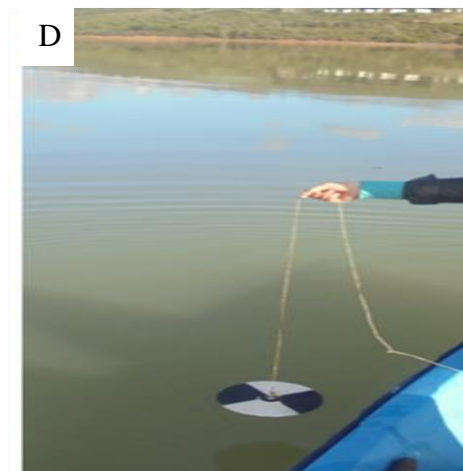
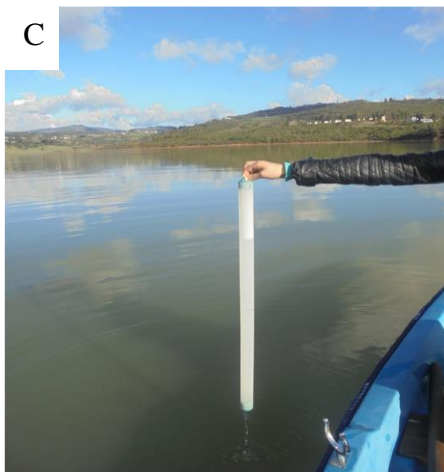
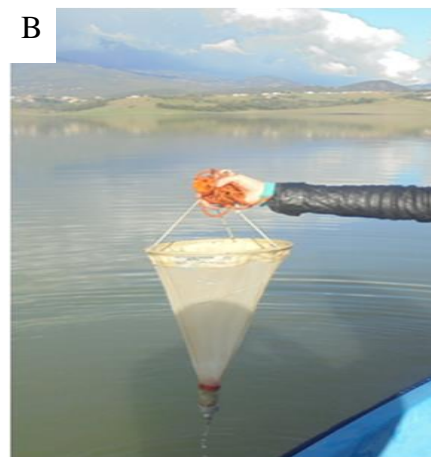
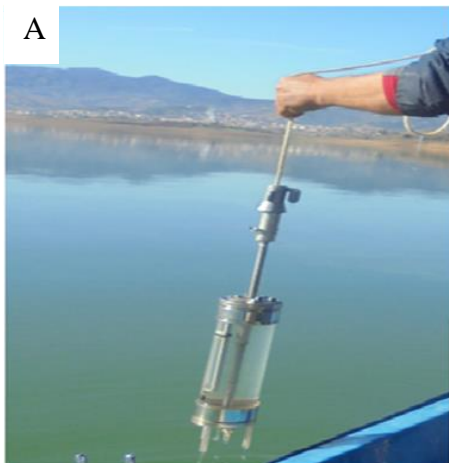


Figure 2 : Assemblage des photos du matériel de prélèvements : (A) bouteille de prélèvement Van-Dorn ; (B) Filet à plancton ; (C) Tube d'échantillonnage (D) Disque de Secchi ; (E) Multi paramètre (WTW Multi 340i).

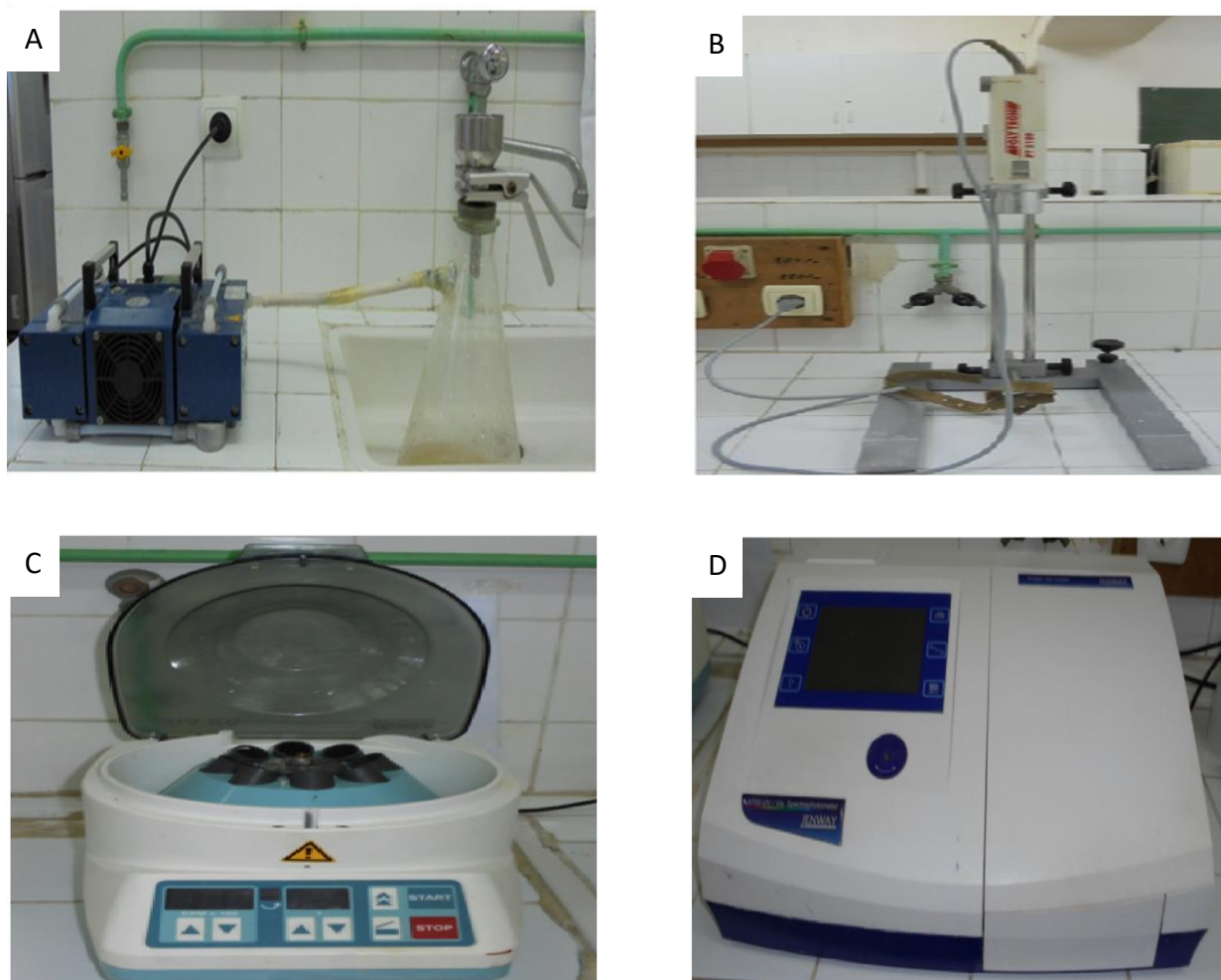


Figure 3 : Assemblage des photos du matériel utilisé au laboratoire : (A) système de filtration, (B) broyeur mécanique (C) centrifugeuse, (D) spectrophotomètre.

Site : Barrage Beni Zid
N° de Station et profondeur : Station 01 Surface
Date : 23/02/2016
Volume : 1,5 L
Type d'échantillonnage : dénombrement
Conservateur : aucun Formol lugol

Figure 3 : exemple d'étiquette pour les différents prélèvements

✓ **Composition des conservateurs**

- Formaldéhyde (formol) à 37% Un volume de formol de 2 à 5% de volume final (ex : 25ml de formol pour 475ml d'eau).

✓ Préparations des réactifs pour les dosages des éléments nutritifs (ISO/TC 147, 1994)

1. Dosage des nitrates

➤ **Mélange acide**

Mélanger avec précaution 400 ml d'acide sulfurique (H_2SO_4) à 18 mol/L avec 400 ml acide orthophosphorique (H_3PO_4) refroidir et ajouter 0,032 g d'acide sulfamique (H_3NO_3S). Conserver dans une bouteille bouchée en verre.

➤ **Diméthyle-2,6 phénol ($C_8H_{10}O$)**

Dissoudre 0,03 g de diméthyle-2,6 phénol dans 25 ml d'acide acétique 96% ($C_2H_5O_2$). Conserver dans un flacon en verre blanc pendant 1 semaine.

2. Dosage des nitrites

➤ **Réactif coloré**

Dissoudre 2 g de sulfamide ($4NH_2C_2H_4SO_2NH_2$) dans un mélange de 5 ml d'acide orthophosphorique (H_3PO_4) et un peu d'eau distillée, rajouter 0,1 g dichlohydrate de n(naphtyl-1) diamino-1-2 éthane ($C_{12}H_{16}C_{12}N_2$) et compléter à 50 ml. Conserver ce réactif dans un flacon en verre brun dans le réfrigérateur pendant 1 mois.

3. Dosage de l'ammonium

➤ **Réactif coloré**

Dissoudre 13 g d'acide salicylique (sodium salicylate ($C_7H_5 NaO_3$)) et 13 g de citrate de sodium ($Na_3C_6H_5O_7, 2H_2O$) dans un peu d'eau, ajouter 0,097 g de nitro-prussique de sodium ($C_5 FeN_6 Na_2O_2, H_2O$) et compléter à 100 ml avec de l'eau distillée. Conserver dans un flacon en verre brun pendant 2 semaines.

➤ **Dichloroisocyanurate de sodium**

Dissoudre 3,2 g de NaOH dans un peu d'eau refroidir et ajouter 0,2 g de dichloroisocyanure de sodium ($C_3N_3C_{12}Na, 2H_2O$) et compléter à 100 ml avec de l'eau distillée. Conserver dans un flacon en verre brun pendant 2 semaines.

➤ **Eau exempte d'ammonium**

Méthode par échange d'ion : Faire passer de l'eau à travers une colonne de résine fortement échangeuse de cations (forme hydrogène) et recueillir l'éluât dans une bouteille en verre blanc munie d'un bouchon à fermeture hermétique. Pour la conservation, ajouter environ 10g de la même résine à chaque litre d'éluât recueilli.

4. Dosage des Orthophosphates

➤ **Solution d'acide Ascorbique (C₆H₈O₆) a 100 g/L**

Dissoudre 05g d'acide ascorbique dans 50 ml d'eau distillée. Conserver dans un flacon en verre brun au réfrigérateur pendant 2 semaines.

➤ **Molybdate acide**

Mélanger soigneusement 10ml d'Heptamolybdate d'ammonium Hemihydraté avec 10ml de tartrate de potassium, et 30 ml d'acide sulfurique à 9 mol/L. Conserver dans un flacon en verre blanc, il est stable pendant 2 mois.

- **Heptamolybdate d'ammonium hemihydraté** : Dissoudre 1,3 g de molybdate d'ammonium (NH₄⁺)₆MO₇O₂₄ , 4H₂O) dans 10 ml d'eau distillée.
- **Tartrate de potassium** : Dissoudre 0,035 g de tartrate potassium antimoine tartrate hemihydraté (C₄H₄O₆SbK, 1/2 H₂O) dans 10 ml d'eau distillée.
- **Acide sulfurique (H₂SO₄) a 9 mol/L** : 100 ml d'acide sulfurique (H₂SO₄) à 18 mol/L dans 100 ml d'eau distillée.

Tableau 1 : Résultats du test statistique non paramétrique pour la comparaison des médianes des différentes variables pour le facteur station pour le barrage Beni Zid (2015-2016)

Variables	chi-squared (χ^2)	P de signification
Chloro.a	3.7592	0.4396 ns
Cond	8.6451	0.07061ns
dmp.cyano	4.27	0.3707ns
H ₃ PO ₄ ⁺	0.84286	0.9326ns
MES	8.2143	0.08404ns
NH ₄ ⁺	3.2429	0.518ns
NO ₂ ⁻	1.8429	0.7646ns
NO ₃ ⁺	5.9429	0.2035ns
Oxyg	6.5857	0.1595ns
pH	1.0143	0.9076ns
Pre	0.33929	0.9871ns
T.air	0.037698	0.9998ns
T.water	14.043	0.00716***
Toxin	12.896	0.000***
Wind	0.037698	0.9998 ns

Tableau 2 : Résultats du test statistique non paramétrique pour la comparaison des médianes des différentes variables pour le facteur année pour le barrage Beni Zid (2015-2016)

Variables	chi-squared (χ^2)	P de signification
Chloro.a	1.8423	0.1747ns
Cond	7.993	0.004696**
dmp.cyano	4.2712	0.03876*
H ₃ PO ₄ ⁺	15.364	8.868e-05
MES	10.023	0.001546**
NH ₄	4.1428	0.04181*
NO ₂ ⁻	18.46	1.735e-05
NO ₃ ⁺	2.75	0.09725ns
Oxyg	0.17188	0.6785ns
pH	7.3636	0.006656**
Pre	0.57599	0.4479 ns
T.air	0.02304	0.8794 ns
T.water	0.042977	0.8358ns
Toxine	1.1399	0.0087**
Wind	0.60476	0.4368 ns

Tableau 3 : Résultats du test statistique non paramétrique pour la comparaison des médianes des différentes variables pour le facteur saison pour le barrage Beni Zid (2015-2016)

Variables	chi-squared (χ^2)	P de signification
Chloro.a	4.2368	0.237ns
Cond	6.1081	0.1065ns
dmp.cyano	2.1649	0.5389ns
H ₃ PO ₄ ⁺	4.9205	0.177ns
MES	1.2188	0.7485ns
NH ₄	3.5063	0.3199 ns
NO ₂ ⁻	1.6165	0.6557 ns
NO ₃ ⁺	10.324	0.016*
Oxyg	18.855	0.0002929***
pH	11.077	0.01132*
Pre	28.201	3.296e-06***
T.air	29.491	1.766e-06***
T.water	1.1955	0.7541ns
Toxin	0.36415	0.8785ns
Wind	23.997	2.502e-05***

Tableau 4 : Résultats du test statistique non paramétrique pour la comparaison des médianes des différentes variables pour le facteur station pour le barrage Guenitra (2015-2016)

Variables	chi-squared (χ^2)	P de signification
Chloro.a	10.857	0.0282*
Cond	2.3159	0.6779ns
dmp.cyano	6.7345	0.1506ns
H ₃ PO ₄ ⁺	0.24286	0.9932ns
MES	0.51429	0.9721ns
NH ₄	0.1	0.9988ns
NO ₂ ⁻	0.74286	0.9459ns
NO ₃ ⁺	0.34286	0.9869ns
Oxyg	7.9429	0.09369ns
pH	0.87143	0.9286ns
Pre	0	1ns
T.air	0	1ns
T.water	14.107	0.006961**
Toxin	8.4211	0.0543*
Wind	0	1ns

Tableau 5 : Résultats du test statistique non paramétrique pour la comparaison des médianes des différentes variables pour le facteur année pour le barrage Guenitra (2015-2016)

Variables	chi-squared (χ^2)	P de signification
Chloro.a	0.10267	0.7487ns
Cond	22.919	1.69e-06ns
dmp.cyano	6.0937	0.01357*
H ₃ PO ₄ ⁺	8.4219	0.003707**
MES	6.2839	0.01218*
NH ₄	3.5511	0.0595ns
NO ₂ ⁻	7.5696	0.005936**
NO ₃ ⁺	1.4545	0.2278ns
Oxyg	0.96023	0.3271ns
pH	10.263	0.001357**
Pre	0.36823	0.544ns
T.air	0.092056	0.7616ns
T.water	0.3196	0.5718ns
Toxin	NaN	0.00001***
Wind	0.14816	0.7003ns

Tableau 6 : Résultats du test statistique non paramétrique pour la comparaison des médianes des différentes variables pour le facteur saison pour le barrage Guenitra (2015-2016)

Variables	chi-squared (χ^2)	P de signification
Chloro.a	3.7407	0.2909ns
Cond	4.2864	0.2322ns
dmp.cyano	11.764	0.008236**
H ₃ PO ₄ ⁺	10.719	0.01335*
MES	4.2835	0.2324ns
NH ₄	3.7699	0.2874ns
NO ₂ ⁻	10.099	0.01774*
NO ₃ ⁺	9.4119	0.02429*
Oxyg	12.634	0.0055**
pH	9.9205	0.01925*
Pre	29.458	1.794e-06ns
T.air	28.169	3.347e-06ns
T.water	3.2756	0.3511ns
Toxin	NaN	0.2713ns
Wind	23.922	2.594e-05ns