



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

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

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

**Eutrophisation, cyanobactéries et cyanotoxines :
identification des risques et gestion du plan d'eau
Zit-Emba (Wilaya de Skikda)**

Par : TOUATI Hassen

Devant le Jury :

President	DJEBAR Abdallah Borhene	(Prof. Univ. Badji-Mokhtar, Annaba)
Directeur	BENSOUILAH Mourad	(Prof. Univ. Badji-Mokhtar, Annaba)
Examinatrice	BOUALLAG Chahinaz	(Prof. Univ. Souk Ahras)
Examinatrice	KAOUACHI Nouha	(Prof. Univ. Souk Ahras)
Examineur	KADRI Skander	(MCA. Univ. Badji-Mokhtar, Annaba)
Examinatrice	DJABOURABI Aicha	(MCA. Univ. El-Tarf)

Remerciements

La recherche n'est pas une activité solitaire et ce qui peut être présenté comme un travail personnel doit toujours beaucoup à de nombreuses collaborations. Le travail présenté ici ne fait pas une exception à cette règle et a bénéficié, à des degrés variés, de la bonne volonté de nombreuses personnes.

*Je m'adresse en premier lieu à mon directeur de thèse **Professeur Bensouisah Mourad**, qui n'a cessé de me prêter son soutien scientifique et moral depuis qu'il a accepté de diriger ce travail. Je le remercie pour sa gentillesse et ses conseils judicieux car depuis ma première inscription et bien avant cela, Il n'a pas cessé de m'apporter son aide tout au long de cette période et je ne pourrai jamais lui exprimer ma reconnaissance.*

*Je tiens à remercier **Professeur Djebbar Borhane** pour avoir accepté d'examiner ce travail et pour l'honneur qu'elle me fait en présidant le jury de cette thèse.*

*Au membre de Jury **Docteur Kadri Skander** ; **Professeur Bouallag Chahinaz**, **Professeur Kouachi Nouha**, et **Docteur Djabourabi Fichâ** qui m'ont honoré en acceptant de porter un regard expert sur ce travail.*

*Je tiens à exprimer mes remerciements au **Docteur Guellati Fatma Zohra** pour son aide précieuse, ses encouragements, et ses conseils durant ces années de recherches et les longues discussions à propos de notre préoccupation commune : les cyanobactéries.*

*Mes sincères remerciements s'adressent à tout le personnel, thésards, docteur et enseignants chercheurs du laboratoire "EMMAL" de l'université **Badji Mckhtar Annaba** - Je pense particulièrement à **Belhocues Saber** , **Arif Sali** , **Madame Saoudi** ; **Madame Amri** ; **Cherifi Samia** ; **Bouffigha khedija** ; **Bou Fafa Mouna**.*

*Mes remerciements s'adressent également à tout le personnel du barrage **Lit-Emba** je citerai **Mrs : Akazi** et **Rachid**. Merci d'avoir facilité mes échantillonnages, que vous trouvez ici l'expression de ma reconnaissance.*

Je ne saurai oublier dans mes remerciements ma famille et pour leur patience et leur soutien constant dans les moments difficiles.

Merci à toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Table des matières

Résumé en français	
Résumé en anglais	
Résumé en arabe	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Introduction	01
	09
Chapitre 1 : Synthèse bibliographique	09
1.1. Les écosystèmes aquatiques	09
1.1.1. Classification des plans d'eau	10
1.2. Généralités sur les cyanobactéries	12
1.2.1. Classification taxonomique des cyanobactéries	12
1.2.2. Diversité morphologique et principales caractéristiques fonctionnelles	16
1.3. Facteurs de contrôle des proliférations de cyanobactéries	19
1.3.1. Température	20
1.3.2. Azote	21
1.3.3. Accumulation des nutriments	21
1.3.4. Carbone et bicarbonate	22
1.3.5. Luminosité	22
1.3.6. Pigments photosynthétiques	22
1.3.7. Migration verticale et horizontale	23
1.3.8. État de dormance et les akinètes	24
1.3.9. Broutage par le zooplancton et la production de toxines	24
1.4. Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries	25
1.5. Cyanotoxines : Structure et toxicité	25
1.5.1. Neurotoxines	26
1.5.2. Dermatotoxines	28
1.5.3. Hépatotoxines	29
1.5.4. Mécanisme d'action des hépatotoxines	32
1.6. Effets toxiques dus aux microcystines	33
1.6.1. Effets des microcystines sur la santé humaine	33
1.6.2. Effets des microcystines sur les animaux sauvages et domestiques	34

1.6.3. Effets des microcystines sur les végétaux	35
1.7. Réglementations relatives aux cyanobactéries et aux cyanotoxines	36
Chapitre 2 : Matériel et Méthodes	39
2.1. Description de la zone d'étude	39
2.2. Données climatiques de la région	41
2.2.1. Température	41
2.2.2. Précipitations	42
2.2.3. Humidité	42
2.2.4. Vents	42
2.3. Caractéristiques techniques du Barrage Zit- Emba	44
2.4. Méthodologie	45
2.4.1. Stratégie d'échantillonnage	45
2.4.2. Echantillonnage en surface	47
2.4.3. Echantillonnage dans la colonne d'eau	47
2.5. Paramètres physico-chimiques mesurés in situ	48
2.6. Paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire	48
2.6.1. Azote ammoniacal (NH_4^+)	49
2.6.2. Nitrites (azote nitreux NO_2^-)	50
2.6.3. Nitrates (azote nitrique NO_3^-)	51
2.6.4. Orthophosphates (PO_4^{3-})	52
2.6.5. Matières en suspension (MES)	53
2.6.6. Dosage de la Chlorophylle a dans l'eau	54
2.7. Identification et dénombrement des cyanobactéries collectées dans l'eau du barrage Zit-Emba	55
2.8. Fréquence d'occurrence (FO) des genres identifiés	56
2.9. Evaluation du potentiel toxique des cyanobactéries	57
2.10. Analyse statistique	60
Chapitre 3 : Les eaux superficielles du barrage Zit-Emba	61
3.1. Paramètres physico-chimiques enregistrés dans les eaux superficielles	61
3.1.2. Oxygène dissous	61
3.1.3. Potentiel d'hydrogène	62
3.1.4. Conductivité	62
3.1.5. Transparence	63

3.1.6. Matière en suspension (MES)	63
3.1.7. Azote ammoniacal	64
3.1.8. Nitrites	64
3.1.9. Nitrates	65
3.1.10. Orthophosphates	65
3.1.11. Chlorophylle <i>a</i>	66
3.2. Les cyanobactéries dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba	66
3.2.1. Identification des cyanobactéries	66
3.2.2. Fréquence d'apparition (FO %) des genres identifiés	67
3.2.3. Distribution spatiale des cyanobactéries	68
3.2.4. Densité mensuelle des cyanobactéries	68
3.2.5. Variations spatio-temporelles des cyanobactéries	69
3.2.6. Densités moyennes des genres de cyanobactéries identifiées	69
3.2.7. Distribution spatio-temporelle des genres de cyanobactéries identifiées	70
3.3. Teneurs en Microcystines LR rencontrées dans les eaux du barrage Zit-Emba	73
3.4. Analyses statistiques	74
3.4.1. Analyses descriptives	74
3.4.2. Comparaison inter-stations et inter-mois	74
3.4.3. Analyse en composantes principales (ACP)	75
3.4.4. Étude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques	77
3.4.5. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-mois	79
3.5. Discussion	80
Chapitre 4 : Qualité des eaux du barrage Zit-Emba	93
4.1. Caractérisation physico chimique des eaux du barrage Zit-Emba avant et après traitement	93
4.1.1. Température	93
4.1.2. Oxygène dissous	93
4.1.3. Potentiel d'hydrogène	94
4.1.4. Conductivité	94
4.1.5. Matière en suspension (MES)	95
4.1.6. Azote ammoniacal	95
4.1.7. Nitrites	96
4.1.8. Nitrates	96

4.1.9. Orthophosphates	97
4.1.10. Chlorophylle <i>a</i>	97
4.2. Les cyanobactéries dans les eaux du barrage Zit-Emba avant et après traitement	98
4.2.1. Variation spatio-temporelle des cyanobactéries	98
4.2.2. Les genres de cyanobactéries dans les eaux des stations S5 et S6	98
4.3. Analyses statistiques	100
4.3.1. Analyses descriptives	100
4.3.2. Comparaison inter-stations et inter-mois	100
4.4. Discussion	101
Chapitre 5 : La colonne d'eau du barrage Zit-Emba	106
5.1. Paramètres physico-chimiques enregistrés dans la colonne d'eau	106
5.1.1. Température	106
5.1.2. Oxygène dissous	106
5.1.3. Potentiel d'hydrogène	107
5.1.4. Conductivité	108
5.1.5. Transparence	108
5.1.6. Matière en suspension (MES)	109
5.1.7. Azote ammoniacal	109
5.1.8. Nitrites	110
5.1.9. Nitrates	111
5.1.10. Orthophosphates	111
5.1.11. Chlorophylle <i>a</i>	112
5.2. Les cyanobactéries de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	113
5.2.1. Identification des cyanobactéries	113
5.2.2. Fréquence d'apparition (FO %) saisonnière	113
5.2.3. Distribution saisonnière des cyanobactéries dans la colonne d'eau	114
5.2.4. Distribution des cyanobactéries en fonction de la profondeur de la colonne d'eau	114
5.2.5. Distribution saisonnière des cyanobactéries le long de la colonne d'eau	115
5.2.6. Dynamique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans la colonne d'eau	115
5.3. Analyses statistiques	118
5.3.1. Analyses descriptives	118
5.3.2. Analyses du test non paramétrique de Kruskal Wallis	119
5.3.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans les eaux du barrage de Zit-Emba par l'Analyse en composantes principales (ACP)	120

5.3.4. Étude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques	121
5.3.5. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité Inter- saisons et Inter-profondeurs	122
5.4. Discussion	124
Conclusion et perspectives	131
Références bibliographiques	133
Annexes	

Résumé

Cette étude vise à caractériser les eaux du barrage Zit-Emba, par le dosage des paramètres physico chimiques de l'eau, à identifier et à dénombrer les cyanobactéries et à doser les microcystines, ensuite à rechercher l'influence de certains paramètres environnementaux sur la dynamique spatio-temporelle des cyanobactéries par l'application de tests statistiques. L'échantillonnage est réalisé, selon un pas mensuel dans les eaux de surface de la retenue (4 stations de prélèvement), avant et après traitement des eaux (2 stations) et selon un pas saisonnier dans la colonne d'eau (5 profondeurs).

Les valeurs de chlorophylle a enregistrées dans les eaux de surface du barrage Zit-Emba placeraient ce plan d'eau dans la catégorie mésotrophe à eutrophe. Parmi les sept genres identifiés, cinq sont reconnus potentiellement toxiques : *Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum*, *Planktothrix* et *Oscillatoria*.

Les cyanobactéries montrent des densités moyennes mensuelles de moins de 2000 cell/mL seulement en février, mars et avril, ce qui classerait ces eaux à un niveau d'alerte 1 durant le reste de l'année. Les valeurs de l'abondance les plus élevées sont rencontrées au printemps pour *Planktothrix* et en été et en automne pour *Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum*, et *Oscillatoria*. La microcystine LR est présente à longueur d'année à des teneurs comprises dans l'intervalle [0,04 ug/L – 5,74 ug/L] ; C'est toutefois en octobre que des teneurs de l'ordre de 1,98 ug/L, 1,29 ug/L et 5,74 ug/L sont enregistrées au niveau des stations S1, S2 et S4 respectivement

Le premier axe de l'ACP explique 39,78% de la variation totale ; il est corrélé positivement avec les variables T ($r=0,92$; $\cos^2= 0,85$), Chl-a ($r=0,91$; $\cos^2= 0,84$), PO4 ($r=0,74$; $\cos^2= 0,56$), DC ($r=0,71$; $\cos^2= 0,50$), MES ($r=0,65$; $\cos^2= 0,43$) et NH4 ($r=0,61$; $\cos^2= 0,37$) ; cet axe est, toutefois, faiblement corrélé avec NO2 ($r=0,48$; $\cos^2= 0,23$) et Mc-LR ($r=0,40$; $\cos^2= 0,16$). Cet axe est, par ailleurs, négativement corrélé avec la DO ($r = -0,72$; $\cos^2= 0,53$), Trans ($r = -0,66$; $\cos^2= 0,44$).

Dans la colonne d'eau les cyanobactéries comptabilisent en été et en automne des proportions de l'ordre de 52 et 31% respectivement. Cette abondance baisse avec l'augmentation de la profondeur; Nous notons, en effet, que 57% de la densité globale sont rencontrés en surface, contre 29% à -5m, 10% à -10m, 3% à -15m et seulement 1% à -20m. Cette observation est confortée par les résultats du test statistique (Kruskal-Wallis) qui montrent une différence hautement significative ($p \leq 0,00$) entre les densités rencontrées à différentes profondeurs. Il est, par ailleurs, noté que l'écart entre les densités de surface et celles des profondeurs est plus important en été et en automne.

Dans les eaux traitées, il est utile de signaler la relative forte présence, en février, de *Microcystis* (51 cell/mL), *Woronichinia* (217 cell/mL) et *Oscillatoria* (11 cell/mL) qui à eux trois font 279 cell/mL, soit plus que la densité requise dans les eaux brutes correspondant au seuil 1 d'alerte ; En termes d'élimination des cyanobactéries, le manque d'efficacité du processus de traitement de potabilisation des eaux demande un suivi régulier des communautés de cyanobactéries et des cyanotoxines aussi bien dans les eaux brutes que dans les eaux traitées.

Mots clés : Cyanobactéries ; microcystines ; barrage Zit-Emba ; facteurs environnementaux.

Abstract

This study aims to characterize the waters of the Zit-Emba reservoir by measuring the physical and chemical parameters of the water, to identify and count cyanobacteria and to measure microcystins, and then to investigate the influence of certain environmental parameters on the spatio-temporal dynamics of cyanobacteria by applying statistical tests. Sampling is carried out at a monthly step in the surface water of the reservoir (4 sampling stations), before and after water treatment (2 stations) and at a seasonal step in the water column (5 depths).

Chlorophyll *a* values recorded in the surface waters of the Zit-Emba dam would place this water body in the mesotrophic to eutrophic category. Of the seven genera identified, five are recognized as potentially toxic: *Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum*, *Planktothrix* and *Oscillatoria*.

Cyanobacteria show average monthly densities of less than 2000 cell/mL only in February, March and April, which would put these waters at alert level 1 for the rest of the year. The highest abundance values are found in spring for *Planktothrix* and in summer and autumn for *Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum*, and *Oscillatoria*. Microcystin LR is present year-round at levels in the range [0.04 ug/L - 5.74 ug/L]; However, it is in October that levels in the order of 1.98 ug/L, 1.29 ug/L and 5.74 ug/L are recorded at stations S1, S2 and S4 respectively

The first axis of the PCA explains 39.78% of the total variation; it is positively correlated with the variables T ($r=0.92$; $\cos^2= 0.85$), Chl-a ($r=0.91$; $\cos^2= 0.84$), PO₄ ($r=0.74$; $\cos^2= 0.56$), DC ($r=0.71$; $\cos^2= 0.50$), MES ($r=0.65$; $\cos^2= 0.43$) and NH₄ ($r=0.61$; $\cos^2= 0.37$); this axis is, however, weakly correlated with NO₂ ($r=0.48$; $\cos^2= 0.23$) and Mc-LR ($r=0.40$; $\cos^2= 0.16$). This axis is also negatively correlated with OD ($r = -0.72$; $\cos^2= 0.53$), Trans ($r = -0.66$; $\cos^2= 0.44$).

In the water column, cyanobacteria account for proportions in the order of 52 and 31% respectively in summer and autumn. This abundance decreases with increasing depth; we note, in fact, that 57% of the overall density is found on the surface, compared to 29% at -5m, 10% at -10m, 3% at -15m and only 1% at -20m. This observation is supported by the results of the statistical test (Kruskal-Wallis) which show a highly significant difference ($p \leq 0,00$) between the densities encountered at different depths. It is also noted that the difference between surface and depth densities is greater in summer and autumn.

In treated waters, it is worth noting the relative high presence in February of *Microcystis* (51 cell/mL), *Woronichinia* (217 cell/mL) and *Oscillatoria* (11 cell/mL), which together make 279 cell/mL, more than the density required in raw waters corresponding to alert threshold 1; In terms of cyanobacteria elimination, the lack of efficiency of the water treatment process requires regular monitoring of cyanobacteria and cyanotoxin communities in both raw and treated waters.

Keywords : Cyanobacteria ; microcystins; Zit-Emba reservoir; environmental factors.

ملخص

تهدف هذه الدراسة، أولاً، إلى توصيف مياه سد زيت العنبة عن طريق تحديد المعلمات الفيزيائية الكيميائية للمياه، لتحديد العد البكتيريا الزرقاء وإحصائها، ولجرعة الميكرو سيستين، ثم البحث عن تأثير بعض المعايير البيئية على الديناميكا المكانية والزمانية للبكتيريا الزرقاء من خلال تطبيق الاختبارات الإحصائية. يتم أخذ العينات في مرحلة شهرية في المياه السطحية للخران (4 محطات)، قبل وبعد معالجة المياه (محطتان) ووفقاً للمرحلة الموسمية في عمود الماء (5 أعماق).

قيم الكلوروفيل المسجلة في المياه السطحية لسد زيت العنبة تضع هذه المجموعة من المياه في فئة متوسطة التغذية والتخثرية. من بين الأجناس السبعة التي تم تحديدها، يُعترف بخمسة أجناس محتملة السمية: *Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*.

تظهر البكتيريا الزرقاء متوسط الكثافة الشهرية أقل من 2000 خلية / مل فقط في فبراير ومارس وأبريل، والتي من شأنها تصنيف هذه المياه في مستوى التنبيه 1 لبقية العام. تم العثور على أعلى قيم الوفرة في فصل الربيع لعنصر *Planktothrix* وفي الصيف والخريف بالنسبة لـ *Oscillatoria* و *Dolichospermum*, *Woronichinia*, *Microcystis*.

الميكرو سيستين LR موجود على مدار العام عند مستويات في النطاق [0.04 ميكروغرام / لتر - 5.74 ميكروغرام / لتر] ؛ ومع ذلك ، في شهر أكتوبر تم تسجيل مستويات 1.98 ميكروغرام / لتر ، 1.29 ميكروغرام / لتر و 5.74 ميكروغرام / لتر في المحطات S1 و S2 و S4 ، على التوالي.

يمثل المحور الأول من PCA 39.78% من إجمالي التباين؛ يرتبط بشكل إيجابي مع المتغيرات T ($r=0,92$; $\cos^2=0,85$) ، Chl-a ($r=0,91$; $\cos^2=0,84$) ، PO4 ($r=0,74$; $\cos^2=0,56$) ، DC ($r=0,71$; $\cos^2=0,50$) ، MES ($r=0,65$; $\cos^2=0,43$) et NH4 ($r=0,61$; $\cos^2=0,37$) ، يرتبط هذا المحور بشكل ضعيف بـ NO2 ($r=0,48$; $\cos^2=0,23$) et Mc-LR ($r=0,40$; $\cos^2=0,16$) . يرتبط هذا المحور أيضاً سلباً بـ DO ($r=-0,72$; $\cos^2=0,53$) ، Trans ($r=-0,66$; $\cos^2=0,44$) .

في العمود المائي تعداد البكتيريا الزرقاء في الصيف والخريف بنسب تتراوح بين 52 و 31 ٪ على التوالي. هذه الوفرة تتناقص مع زيادة العمق. نلاحظ، في الواقع ، أن 57 ٪ من الكثافة الإجمالية يتم مواجهتها على السطح ، مقابل 29 ٪ في 5-م ، 10 ٪ في 10-م ، 3 ٪ في 15-م و 1 ٪ فقط في 20-م. يتم دعم هذه الملاحظة من خلال نتائج الاختبار الإحصائي (Kruskal-Wallis) والتي تظهر فرقاً كبيراً ($p \leq 0.00$) بين الكثافات التي واجهتها في أعماق مختلفة. ويلاحظ أيضاً أن الفرق بين السطح وكثافة العمق أكبر في الصيف والخريف.

في المياه المعالجة، من المفيد الإبلاغ عن وجود قوي نسبياً في فبراير لـ *Microcystis* (51 خلية / مل) ، *Woronichinia* (217 خلية / مل) و *Oscillatoria* (11 خلية / مل) التي تصنع مجتمعة 279 خلية / مل ، وهو أكثر من الكثافة المطلوبة في المياه الخام المقابلة لعتبة التنبيه 1 ؛ من حيث القضاء على البكتيريا الزرقاء ، يتطلب عدم فعالية عملية معالجة تنقية المياه مراقبة منتظمة للمجتمعات البكتيرية السمية والسموم الزرقاء في كل من المياه الخام والمعالجة.

الكلمات المفتاحية: البكتيريا الزرقاء، الميكروسيستين، سد زيت العنبة، العوامل البيئية.

Liste des figures

Figure	Titre	Page
01	Variation du profil de température dans un lac stratifié	10
02	Distribution globale des types de lacs selon la latitude, corrigée de l'influence de l'altitude, de la profondeur maximale et du fetch (La distance de la course du vent sur le plan d'eau)	11
03	Représentation des formes principales de cyanobactéries	13
04	Arbre phylogénétique basé sur 21 protéines conservées comprenant les plus récents changements dans la classification des cyanobactéries	15
05	Schéma de l'organisation d'une cellule végétative de cyanobactérie	17
06	Phycobilisomes de cyanobactéries	18
07	Ultrastructure des thylacoïdes	18
08	Cellules de <i>Microcystis sp</i>	19
09	Schéma simplifié des principaux facteurs de contrôle de la dynamique du phytoplancton et des cyanobactéries	20
10	Structure chimique de l'anatoxine-a (A), de l'homoanatoxine-a (B) et de l'anatoxina(s) (C)	27
11	Structure chimique des saxitoxines. R est variable en fonction des variants	28
12	Structure chimique de la β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA)	28
13	Structure chimique de la lyngbyatoxine A (A), de la debromoaplysiatoxine (B) et de l'aplysiatoxine (C)	29
14	Structure chimique des lipopolysaccharides (LPS)	29
15	Structure chimique de la cylindrospermopsine	30
16	Structure chimique de La nodularine	31
17	Structure des microcystines et de ses variants	31
18	Mécanisme de fixation des microcystines sur les protéines phosphatases	32
19	Situation géographique de la zone d'étude	39
20	Carte géologique et de situation du bassin versant d'Oued El Hammam et du barrage de Zit Emba	41
21	Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen	43
22	Position de la wilaya de Skikda dans le climagramme d'Emberger (1996-2016)	44
23	Localisation des différentes stations de prélèvements dans la retenue Zit-Emba	47
24	Multi-paramètres (3420 IDS, WTW, Germany)	48
25	Principe des tests ELISA commerciaux utilisés pour la détection de MC dans des échantillons	58
26	Protocole expérimental du test ELISA pour le dosage des microcystines selon ABRAXIS, Microcystins-ADDA (Microtitre Plate)	59
27	Variations spatio-temporelles des températures enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	61
28	Variations spatio-temporelles des teneurs en oxygène dissous enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	61
29	Variations spatio-temporelles du pH enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	54

30	Variations spatio-temporelles de la conductivité enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	62
31	Variations spatio-temporelles de la transparence enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	63
32	Variations spatio-temporelles des teneurs en matières en suspension enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	63
33	Variations spatio-temporelle des teneurs en azote ammoniacal enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	64
34	Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrites enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	64
35	Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrates enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	65
36	Variations spatio-temporelles des teneurs en orthophosphates enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	65
37	Variations spatio-temporelles des teneurs en chlorophylle a enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	66
38	Distribution spatiale des densités des cyanobactéries recensées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	68
39	Densités mensuelles moyennes des cyanobactéries répertoriées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	68
40	Variations spatio-temporelles des densités des cyanobactéries répertoriées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	69
41	Densités moyennes des genres de cyanobactéries collectées à partir des eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	69
42	Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Microcystis</i> dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	70
43	Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Woronichinia</i> dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	70
44	Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Dolichospermum</i> dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	71
45	Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Planktothrix</i> dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	71
46	Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Oscillatoria</i> dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	72
47	Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Merismopedia</i> dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	72
48	Distribution spatio-temporelle des densités du genre <i>Spirulina</i> dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	73
49	Teneurs en Microcystines LR ($\mu\text{g/L}$) enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	73
50	Cercle de corrélations des variables environnementales avec les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales standardisée au niveau des eaux de surface du Barrage Zit-Emba	76
51	Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 13 paramètres biotiques et abiotiques	77
52	Classification ascendante hiérarchique des douze mois d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques	79

53	Variations temporelles de la température enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	93
54	Variations temporelles des teneurs en oxygène dissous enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	93
55	Variations temporelles du pH enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	94
56	Variations temporelles de la conductivité enregistrées dans les eaux des stations (S5 et S6) du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	94
57	Variations temporelles des teneurs en matières en suspension enregistrées dans les eaux des stations (S5 et S6) du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	95
58	Variations temporelles des teneurs en azote ammoniacal enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	95
59	Variations temporelles des teneurs en nitrites enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	96
60	Variations temporelles des teneurs en nitrates enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	96
61	Variations temporelles des teneurs en orthophosphates enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	97
62	Variations temporelles des teneurs en chlorophylle a enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	97
63	Densités mensuelles des cyanobactéries rencontrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)	98
64	Variations saisonnières de la température dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	106
65	Variations saisonnières des teneurs en oxygène dissous de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	107
66	Variations saisonnières du pH de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	107
67	Variations saisonnières de la conductivité de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	108
68	Variations saisonnières de la transparence de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	108
69	Variations saisonnières des teneurs en MES de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	109
70	Variations saisonnières des teneurs en azote ammoniacal de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	110
71	Variations saisonnières des teneurs en nitrites de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	110
72	Variations saisonnières des teneurs en nitrates de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	111
73	Variations saisonnières des teneurs en orthophosphates de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	112
74	Variations saisonnières des teneurs en chlorophylle a de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	112
75	Abondance saisonnière des cyanobactéries présentes dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	114
76	Proportions des cyanobactéries le long de la colonne d'eau	114
77	Distribution saisonnière de l'abondance des cyanobactéries le long de la colonne d'eau	115

78	Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne de printemps	116
79	Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne d'été	117
80	Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne d'automne	117
81	Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne d'hiver	118
82	Analyse en Composante Principale basée sur au niveau de la colonne d'eau du barrage Zit Emba	121
83	Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 16 paramètres biotiques et abiotiques	122
84	Classification ascendante hiérarchique basée sur la variation entre les saisons des paramètres biotiques et abiotiques	123
85	Classification ascendante hiérarchique basée sur la variation Inter-profondeurs des paramètres biotiques et abiotiques	123

Liste des tableaux

Tableau	Titre	Page
01	Classification des cyanobactéries et correspondance entre le Code international de nomenclature botanique et le Code international de nomenclature des procaryotes	13
02	Spectre d'absorption et d'émission de la lumière des principaux pigments retrouvés dans les cyanobactéries	23
03	Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries	25
04	Classement des cyanotoxines (structure moléculaire, mode d'action)	26
05	Valeurs guides retenues par l'OMS (OMS, 2003) pour la qualité des eaux de baignades	37
06	Données climatiques de la zone d'étude (1996-2016)	42
07	Paramètre de climagramme d'Emberger.	43
08	Caractéristiques techniques du barrage Zit –Emba	45
09	Caractéristiques des six stations d'échantillonnage	46
10	Diversité générique mensuelle des cyanobactéries répertoriées dans le barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	67
11	Fréquence d'apparition mensuelle des cyanobactéries recensées dans le barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)	67
12	Description statistique des variables environnementales enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba	74
13	Comparaison des médianes des paramètres physico-chimiques et de la densité des cyanobactéries dans les eaux superficielles du barrage de Zit-Emba	75
14	Densités de <i>Microcystis</i> (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6	98
15	Densités de <i>Woronichinia</i> (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6	99
16	Densités de <i>Dolichospermum</i> (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6	99
17	Densités de <i>Planktothrix</i> (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6	99
18	Densités de <i>Oscillatoria</i> (cell/mL) dans les eaux des S5 et S6	99
19	Analyse descriptive des variables environnementales enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6	100
20	Comparaison inter-mois et inter-stations des médianes des onze paramètres mesurés dans les eaux des stations S5 et S6	100
21	Diversité générique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	113
22	Fréquence d'apparition générique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba	113
23	Description statistique des variables environnementaux enregistrées dans la colonne d'eau du barrage Zit Emba	119
24	Comparaison Inter- saisons et Inter-profondeurs des médianes des paramètres physico-chimiques et de la densité des cyanobactéries dans le barrage de Zit-Emba	119

Liste des abréviations

A : Absorbance.

ACP : Analyse en composantes principales.

µl : microlitre

µm : Micromètre

cm : centimètre

µg : microgrammes

max : Maximum

min : Minimum

Cell : Cellule.

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

FO : Fréquence d'occurrence

GF : Glass Fibre

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

OMS : Organisation Mondiale de Santé

r : Coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN

ha : hectare

Km² : kilomètre carré

°C : degré Celsius

mg : milligrammes

ml : millilitre

λ : longueur d'onde

nm : nanomètre

min : Minutes

L : Litre

MC-LR : microcystines-LR

MCs : Microcystine

tr : tours

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

WHO : world health organization

Introduction

Introduction

Les eaux douces continentales ne représentent que 3% du volume d'eau global terrestre mais elles jouent un rôle décisif dans le maintien de la vie sur terre (Wetzel, 1975).

La préservation de la ressource "eau" serait au premier plan des grands défis du XXI^e siècle ; D'après Rodier *et al.*, (2009), certains pays verront la pollution de leurs ressources s'accroître à un niveau tel qu'il sera difficile d'y remédier. Les barrages constituent des ressources en eau pour de nombreuses activités humaines (alimentation en eau potable, pêche, aquaculture, loisirs aquatiques), mais selon Tassin *et al.*, (2003), dans les régions fortement peuplées, ces pratiques sont souvent contrariées par la dégradation de la qualité des eaux.

Selon Moilanen *et al.*, (2008), les eaux stagnantes des réservoirs, malgré les mesures de leur aménagement et conservation, sont les plus menacées car à leur évolution naturelle (comblement) s'ajoute une pression anthropique de plus en plus importante liée aux usages de l'eau (irrigation, transport, production d'énergie) et surtout à la pollution (rejets industriels, agricoles, domestiques...).

D'après l'étude de Remini (2010), les 52 grands barrages algériens reçoivent 32 millions de m³ de matériau solide annuellement ; A cause de ce problème d'envasement, les barrages ne recueillent en fait que 5% des précipitations et serait à l'origine de pertes en eau de l'ordre de 50 à 60 millions de m³ chaque année.

Depuis les 50 dernières années, l'accroissement de la population mondiale a entraîné, une intensification et un changement des pratiques agricoles, associés à la destruction des végétations ripariennes et à une utilisation intensive de produits phytopharmaceutiques pour protéger les cultures et accroître les rendements de production (Reynolds, 1984). Les plans d'eau douce continentaux sont ainsi devenus les réceptacles de ces molécules chimiques toxiques et d'importants transferts de nutriments (phosphore et azote) depuis les bassins versants une eutrophisation accrue des systèmes aquatiques et une augmentation de la production primaire du phytoplancton (Reynolds, 1984).

On distingue l'eutrophisation naturelle de l'eutrophisation culturelle ; la deuxième étant un processus d'origine anthropique qui accélère de façon drastique l'évolution d'un plan d'eau vers un état eutrophe. Les sources d'enrichissement sont principalement l'érosion du bassin versant mènent vers les eaux usées des zones urbanisées et l'engrais d'origine agricole (Pitois *et al.*, 2001). Partout dans le monde, l'eutrophisation anthropique des écosystèmes aquatiques a fortement contribué aux nombreuses altérations structurelles et fonctionnelles de ces milieux

(Smith & Schindler, 2009). En Europe, Asie et Amériques, ce sont maintenant plus de 40% des lacs qui sont eutrophes (Bartram *et al.*, 1999).

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

Apparues sur Terre il y a près de 3.5 milliard d'années (Paerl & Paul, 2011), les cyanobactéries, organismes procaryotes photosynthétiques, sont les plus vieilles formes de vie connues à ce jour. Au cours du Précambrien, leur prolifération a joué un rôle essentiel dans la formation d'une atmosphère riche en oxygène et par conséquent, dans l'apparition et le développement des formes de vie complexes (Canfield, 2005).

Aujourd'hui encore, les cyanobactéries contribuent de manière directe et indirecte à l'économie (Chorus & Bartram, 1999) ; elles participent à la production de biomasse phytoplanctonique de nombreux lacs et océans et au fonctionnement de leurs réseaux trophiques. Elles sont partenaires dans de nombreuses associations symbiotiques avec des plantes, des algues, des protistes ainsi que des animaux (Whitton & Potts, 2000) ; leurs utilisations dans divers autres domaines (pharmaceutique, cosmétique, bioénergies et agroalimentaire) sont en cours de réflexion et/ou d'optimisation (Singh *et al.*, 2005; Parmar *et al.*, 2011).

L'apparition de fortes densités de cyanobactéries est un constat fait depuis des décennies ; toutefois, les phénomènes d'efflorescences algales ont gagné en intensité, en fréquence et en espace géographique (Anderson, 2009). Il est actuellement reconnu que ces efflorescences ou bloom sont influencées aussi bien par des facteurs environnementaux que par les caractéristiques propres aux cyanobactéries qui leur confèrent une forte valeur sélective.

Les causes environnementales les plus souvent rapportées comme étant favorables au développement d'efflorescences de cyanobactéries sont des concentrations élevées en

nutriments, une grande stabilité de la colonne d'eau ainsi que des conditions météorologiques favorables (Chorus et Bartram, 1999 ; Heisler *et al.*, 2008).

Ces facteurs interviennent à de larges échelles comme celui de l'augmentation globale de la température (O'Neil *et al.*, 2012 ; Funari *et al.*, 2012) à l'échelle régionale telles que la nature et/ou la taille du bassin versant (Catherine *et al.*, 2013) ou encore à l'échelle du plan d'eau comprenant les interactions entre facteurs abiotiques (e.g. apports en nutriments) et facteurs biotiques (e.g. pression des prédateurs).

Les cyanobactéries ont des optima de températures plus élevés que les autres groupes d'algues (Dokulil & Teubner, 2000). Ainsi, lorsque la température de l'eau dépasse 25°C, les cyanobactéries sont généralement plus compétitives que les autres groupes d'algues et croissent plus rapidement que ces dernières (Davis *et al.*, 2009; Paerl & Huisman, 2008; Robarts & Zohary, 1987). Le réchauffement des masses d'eau peut entraîner une stratification de la colonne d'eau ce qui favorise également les genres de cyanobactéries à vésicules à gaz ; Les espèces de *Microcystis* sont capables de se déplacer entre la surface des plans d'eau, où elles profitent au mieux de l'énergie lumineuse, vers les couches d'eau plus profondes, où les concentrations en nutriments minéraux peuvent être plus élevées du fait du relargage de phosphore par les sédiments. Lorsque la colonne d'eau est bien stratifiée, elles s'accumulent en surface pour former une écume (Bonnet & Poulin, 2002). Cette stratégie permet alors à ces espèces d'éliminer leurs compétitrices en leur interdisant l'accès à la lumière. D'autres espèces peuvent aussi occuper, pendant plusieurs mois, une couche bien précise dans la colonne d'eau, à l'exemple de *Planktothrix rubescens* qui occupe préférentiellement le métalimnion (Jacquet *et al.*, 2005). Pour pouvoir s'adapter à un manque en azote, certaines espèces de cyanobactéries filamenteuses ont développé des hétérocystes ; Ces cellules translucides possèdent de la nitrogénase, une enzyme capable de réduire l'azote atmosphérique en azote ammoniacal directement assimilable par les cyanobactéries (Tamagnini *et al.*, 2002). Elles produisent également de la phosphatase, une enzyme essentielle pour transformer le phosphore organique non assimilable par les cyanobactéries en phosphore inorganique assimilable par ces dernières. Dans un milieu légèrement concentré en phosphore, les cyanobactéries sont donc plus compétitives que les autres groupes d'algues, car elles peuvent utiliser le phosphore organique (Coleman, 1992). La majorité des cyanobactéries ont également la capacité d'accumuler le phosphore à l'intérieur de leurs cellules (Healey, 1982). Les cyanobactéries pourraient emmagasiner six à huit fois la quantité de P minimale requise à leur fonctionnement, ce qui leur donne un net avantage par rapport aux autres espèces dans un milieu limité en P (Reynolds,

1984). Certaines souches de cyanobactéries sont préalablement acclimatées à des flux lumineux croissants, elles supportent mieux une forte intensité lumineuse ponctuelle et parviennent à récupérer plus facilement que certaines algues (Foy & Gibson, 1982 ; Hihara *et al.*, 2001; Neale & Melis, 1986; Vonshak *et al.*, 1996 ; Yokoyama *et al.*, 1991). Cette adaptation leur permet de mieux résister aux fortes intensités lumineuses en milieu naturel, par exemple en été, dans les régions tempérées, et donc de se développer plus rapidement que d'autres espèces du phytoplancton. Les cyanobactéries présentent une pigmentation diversifiée ; La combinaison de pigments dans une espèce détermine la partie du spectre de la lumière que peut utiliser cette espèce pour la photosynthèse (Stomp *et al.*, 2004). Ces pigments donnent un avantage évolutif significatif aux cyanobactéries en leur permettant d'exploiter le rayonnement solaire disponible sur une plus grande étendue de longueur d'onde que les autres algues. Ainsi, en profondeur, lorsque la luminosité diminue et empêche les cyanobactéries de faire de la photosynthèse à partir des pigments de chlorophylle, certaines espèces utilisent des pigments accessoires, tels que les phycobiliprotéines (Moreno *et al.*, 2004). Lorsque les conditions du milieu dans lequel vivent les cyanobactéries ne sont plus idéales pour leur croissance, certaines espèces développent des akinètes (Raven *et al.*, 2000) ; ces cellules, bourrées de nutriments et de glycogène, permettent aux cyanobactéries de résister au froid et à la sécheresse et ainsi de survivre à l'hiver.

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

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

D'un point de vue sanitaire, du fait de leurs propriétés toxiques ; Les cyanotoxines recouvrent une grande variété de structures chimiques (peptides cycliques, alcaloïdes et lipopolysaccharides) et de propriétés toxiques (neurotoxines, hépatotoxines, dermatotoxines, cytotoxines) (Wiegand & Pflugmacher, 2005 ; Leflaive & Ten-Hage, 2007). Ces toxines sont intracellulaires et synthétisées par les populations de cyanobactéries en croissance, puis libérées dans le milieu à l'occasion de leur sénescence.

L'homme peut être contaminé lors de baignades (voie orale ou nasale), par l'eau de boisson (libération de la toxine lors des procédés de traitement des eaux), par l'alimentation (coquillages, poissons, légumes arrosés avec de l'eau contaminée) et dans des circonstances plus exceptionnelles comme au Brésil, où 76 personnes ont trouvé la mort suite à une dialyse effectuée avec de l'eau contaminée (Duy *et al.*, 2000 ; Dietrich & Hoeger, 2005).

Les hépatotoxines sont produites dans 40 à 75 % des blooms ; les plus communes étant les microcystines (MCs) ; ces dernières s'accumulent préférentiellement dans le foie des vertébrés et la glande digestive des invertébrés (Zurawell *et al.*, 2005). Elles interagissent spécifiquement avec les protéines phosphatases (Ppases), présentes chez tous les organismes, essentielles au maintien de l'intégrité cellulaire. Les interactions entre MCs et Ppases conduisent alors à des nécroses et à une destruction du tissu hépatique (potentiellement mortelle), mais aussi, et dans une moindre mesure, à des lésions du tube digestif et des reins, et sont promotrices de tumeurs (Wiegand & Pflugmacher, 2005 ; Zurawell *et al.*, 2005). La problématique des MCs concerne à la fois l'écologie et la santé publique.

La production de MCs lors des proliférations de cyanobactéries, est donc susceptible d'affecter tout le réseau trophique et de perturber le fonctionnement des écosystèmes. Il s'avère nécessaire d'étudier l'impact des MCs sur les organismes afin de prédire les changements de composition des communautés aquatiques consécutives aux proliférations.

Des cas avérés d'intoxication et de mortalité animale et humaine par ces toxines ont été rapportés dans le monde entier (Chittick *et al.*, 2002, Stewart *et al.*, 2008).

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), ainsi que les principales agences environnementales des pays développés, considèrent à présent qu'en raison de leur production de métabolites toxiques, les cyanobactéries représentent un risque réel pour la santé publique (Lévesque *et al.*, 2014).

Face aux problèmes environnementaux et sanitaires croissants qui accompagnent les proliférations de cyanobactéries, de nombreux travaux ont été initiés sur le déterminisme de ce phénomène et sur la production de cyanotoxines (Graham *et al.*, 2006 ; Kardinaal *et al.*, 2007 ; Li *et al.*, 2007). Cependant, si on connaît désormais les conditions générales favorisant le développement des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques, l'ampleur et la durée de ces proliférations restent très difficiles à prévoir d'une année à l'autre pour un même écosystème. Il en est de même pour le potentiel toxique de ces proliférations qui peut subir des

variations importantes dans le temps et dans l'espace pour une même espèce de cyanobactérie (Sabart, 2009).

Selon Merel *et al.*, (2013), l'intérêt que porte la communauté scientifique aux causes et conséquences liées aux cyanobactéries date de 1980 et est en pleine expansion dans la plupart des pays. Dans l'Est Algérien, les travaux sur l'inventaire et l'écologie des cyanobactéries ont débuté vers les années 90 et ont permis de révéler la présence de toxine (microcystine). Dans les eaux du lac Oubeira, il est rapporté la présence de la microcystine LR à des concentrations comprises entre 0,104 µg et 0,366 µg d'équivalent par litre d'eau (Bouaïcha & Nasri, 2004); ce qui représente, selon Falconer (1998), un risque lors d'exposition chronique. Dans le barrage Mexa, l'utilisation du test ELISA pour le dosage de microcystines intracellulaires de cyanobactéries a montré que les teneurs n'excédaient pas 0,77 µg/l en période de blooms (Saoudi, 2008 ; Ouartsi *et al.*, 2011). De nombreux auteurs rapportent la présence d'un grand nombre de genre de cyanobactéries auxquels sont rattachées des espèces reconnues potentiellement toxiques (Amrani *et al.*, 2014 ; Bouaïcha & Nasri, 2004 ; Djabourabi *et al.*, 2014 ; El Haouati *et al.*, 2013 ; Guellati *et al.*, 2017 ; Nasri *et al.*, 2008, 2007, 2004 ; Saoudi *et al.*, 2015 et 2017; Soumati *et al.*, 2005).

Partout dans le monde, le déficit en eau par rapport aux besoins de la population ne cesse d'augmenter ; Par ailleurs, cette situation risque de s'aggraver au cours des prochaines années du fait de l'impact des changements climatiques tel que signalé par de nombreux auteurs (Heisler *et al.*, 2008 ; Reichwaldt & Ghadouani, 2012). En Algérie, et plus particulièrement dans le nord du pays, l'importante urbanisation des bassins versants des plans d'eau et l'utilisation accrue de fertilisants risquent d'engendrer une eutrophisation des eaux naturelles et l'augmentation de la fréquence de blooms de microalgues toxiques ; à cela, il faut rajouter les autres micropolluants contenus dans les rejets aussi bien urbains qu'agricoles dans les plans d'eau servent de réceptacle. L'Algérie compte actuellement 75 barrages d'une capacité totale de 6,5 milliards de mètres cubes et le gouvernement entend faire passer à 139 le nombre total de barrages d'ici 2030 ; ceci montre l'importance accordée à cette ressource ; toutefois, la mise en place de programme de suivi de ces ouvrages devrait être prise en considération pour une meilleure gestion de la ressource et de la santé de la population.

A l'heure actuelle, les recherches sur les cyanobactéries et le dosage des cyanotoxines, à partir de plans d'eau destinés à divers usages, sont devenus une obligation, notamment après les recommandations de L'OMS et l'évolution du contexte réglementaire sur les eaux de surface

et leur surveillance au niveau européen (Chorus & Bartram, 1999, 2012) et au niveau national (journal officiel n°18, mars 2011, journal officiel n°13, 09 mars 2014).

Cette thèse porte sur l'étude des variations des facteurs environnementaux influençant la mise en place, l'évolution et la distribution des cyanobactéries (ou déclenchant leur prolifération) au niveau du barrage Zit Emba dont les eaux sont destinées à l'irrigation et l'alimentation en eau potable. Le choix de cette thématique repose principalement sur le fait que la connaissance des espèces cyanobactériennes présentes dans les eaux de ce réservoir et leur dynamique spatio-temporelle permettra de mieux évaluer les risques pour les usagers et de mettre en place un programme de suivi adéquat.

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

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

Après une introduction générale, cette thèse s'articulera autour de 5 chapitres :

Chapitre 1 intitulé synthèse bibliographique : dans ce chapitre nous présenterons l'état des connaissances, dans lequel, nous rappelons les caractéristiques éco-physiologiques des cyanobactéries, les avancées de la recherche afin d'apporter des éléments explicatifs permettant de mieux comprendre l'occurrence des cyanobactéries, et les mesures recommandées.

Chapitre 2 nommé Matériel et méthodes : ce chapitre comporte une présentation des caractéristiques géomorphologique, pédologiques, hydrauliques et climatologique de la zone d'étude, compte tenu de son importance économique, biologique et écologique ; Dans ce chapitre seront consignées les données relatives à la stratégie d'échantillonnage et le matériel ainsi que les différentes méthodes et techniques utilisées pour la caractérisation physico chimique des eaux, l'identification des cyanobactéries, leur dénombrement et le dosage de microcystines ainsi que les méthodes statistiques réalisées pour conforter les résultats obtenus.

Chapitre 3 portera sur les eaux de surface du barrage Zit Emba : dans ce chapitre seront consignés les résultats et interprétation des paramètres physico-chimiques étudiés, ceux des cyanobactéries recensées et leur dynamique spatio temporelle et le dosage des microcystines. La fin de ce chapitre comprendra une discussion des résultats obtenus.

Chapitre 4 traitera de la qualité des eaux de Zit Emba et de l'efficacité du traitement de potabilisation des eaux destinées à la consommation ; Il comportera les résultats, interprétations et discussion des paramètres biotiques et abiotiques mesurés afin d'évaluer la qualité des eaux et l'efficacité de leur traitement de potabilisation.

Chapitre 5 portera sur le profil vertical des eaux de Zit Emba ; dans ce chapitre, il sera question de la caractérisation physico chimique de la colonne d'eau et la distribution saisonnière des cyanobactéries recensées à différentes profondeurs de cette dernière ; tout cela sera, bien sûr, suivie d'une discussion des données obtenues.

L'ensemble de ces chapitres seront suivis d'une conclusion générale et les recommandations à proposer pour une gestion durable de cette ressource et la préservation de la santé de l'utilisateur de ces eaux. Et pour clôturer le tout, la partie référence bibliographique regroupera l'ensemble des publications consultées pour la mise au point de ce projet de recherche, sa réalisation et enfin la rédaction du manuscrit.

Chapitre 1: Synthèse
bibliographique

1.1. Les écosystèmes aquatiques

Un lac correspond à une eau stagnante occupant une cavité en générale profonde contrairement à l'étang qui, sans être profond, est colonisé sur toute son étendue par la flore littorale d'un lac. Le terme réservoir s'applique à un lac artificiel résultant de la construction d'un barrage sur le chemin d'un cours d'eau afin de fournir une ressource fiable et contrôlable (Thornton, 1996).

Dans un plan d'eau profond, l'intensité de la lumière s'atténue à mesure que la profondeur augmente. Ce « chauffage par le haut » se traduit par le fait que les eaux chaudes, plus légères, flottent au-dessus des eaux froides, plus denses ; ceci mène à la stratification thermique de la colonne d'eau. La présence/absence et l'intensité de cette structuration thermique est influencée par la profondeur du plan d'eau et la quantité de la chaleur qui lui parvient en fonction de l'altitude et la saison. La stratification dépend aussi des vents (provoquent des mélanges) et de l'abri (procuré par les reliefs, la végétation arborescente et les constructions), de la forme de la cuvette du plan d'eau (profondeur moyenne) et du temps de séjour de la masse d'eau (caractère plus ou moins stagnant du plan d'eau) (Barrouin, 1999).

De ce fait, la colonne d'eau se subdivisera en 3 couches (Fig.1) : l'épilimnion situé en surface et l'hypolimnion en profondeur et le métalimnion entre les deux.

✓ *Epilimnion*. La lumière, en surface des lacs, combinée avec les mouvements descendant de la masse d'eau provoqués par le refroidissement nocturne et l'action des vents créent une première couche d'eau homogène en surface du lac qui se caractérise par une température constante (Thomas *et al.*, 1996).

✓ *L'Hypolimnion* est la couche la plus profonde ; elle se caractérise par une température plus basse que celle enregistrée à la surface et en l'occurrence une faible activité photosynthétique (Vivier, 1935).

✓ *Le Métalimnion* est la couche intermédiaire où ont lieu les variations de la température les plus importantes. Le terme « thermocline » est souvent employé pour définir une surface fictive au sein du métalimnion où la variation de la température atteint son maximum (Barrouin, 1999).

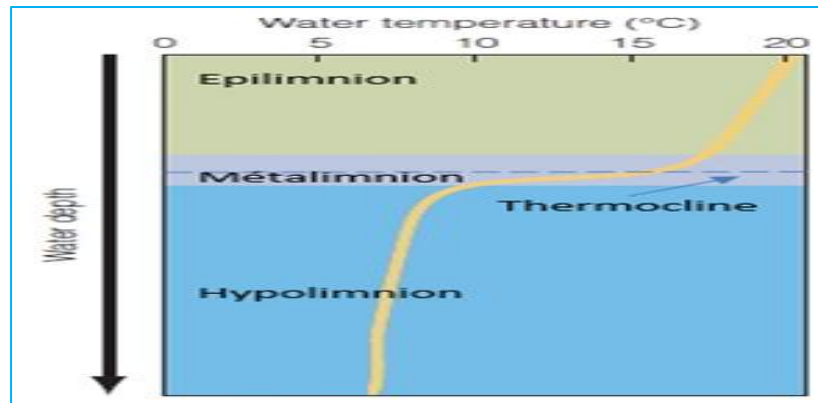


Figure 1. Variation du profil de température dans un lac stratifié (Thomas *et al.*, 1996)

1.1.1. Classification des plans d'eau

La classification des plans d'eau se fait le plus souvent selon les processus de circulation annuelle ou selon le niveau trophique (Thomas *et al.*, 1996).

✚ Classification selon les modèles de circulation annuelle

La circulation autrement nommée mélange est habituellement entraînée par le vent, et elle est facilitée lorsque la température, dans un lac donné, est uniforme (ou presque uniforme) de haut en bas (Kevern *et al.*, 2011).

Actuellement c'est la classification de Lewis (1983) qui semble être la plus complète ; ce dernier propose (1) une dichotomie méromixie/holomixie, les lacs méromictiques (un lac méromictique est un lac dont les eaux de surface et de profondeur se mélangent moins d'une fois par an) sont placés dans un type saisonnier en se fondant sur le comportement de la partie supérieure de la colonne d'eau, (2) élimination de l'oligomixie (les lacs oligomictiques ne se mélangent pas chaque année, ce sont généralement des lacs d'une immense superficie possédant une grande capacité de stockage d'énergie) et (3) les lacs peu profonds sont introduits dans la classification en définissant quatre types polymictiques reposant sur la couverture de glace et la fréquence de mélange.

Dans ce contexte, les différents types de lacs observés à travers le monde sont (Fig.2) :

(1) Les lacs amictiques (ne présentent aucun mélange (régions polaires où les lacs sont glacés en permanence $<4^{\circ}\text{C}$) ;

(2) les lacs monomictiques (présentent un seul mélange annuel en été ou en hiver), on distingue les lacs monomictiques froids (seul mélange annuel en été lors de la fonte des glaces avec des températures n'excédant pas 4°C ; caractéristique des lacs couverts de glace durant la plus grande partie de l'année dans les régions subpolaires) ; les Lacs monomictiques chauds (mélange en hiver ; régions climatiques tempérées et tropicales avec des $T^{\circ} >4^{\circ}\text{C}$).

(3) Les lacs dimictiques (mélange deux fois par an généralement au printemps et en automne ; rencontrés dans les latitudes tempérées fraîches).

(4) Les lacs polymictiques (stratification thermique irrégulière au court de l'année ; caractéristique des lacs peu profonds qui présentent de faibles variations saisonnières de la température). On distingue alors Lacs polymictiques froids discontinus et continus et Lacs polymictiques chauds discontinus et continus.

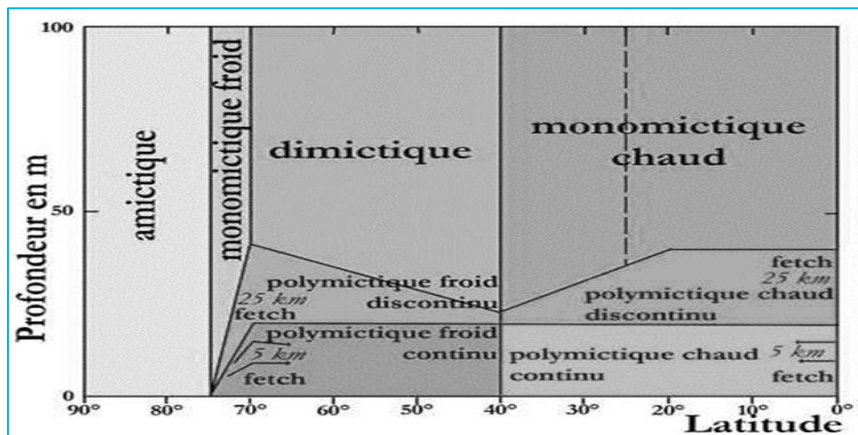


Figure 2. Distribution globale des types de lacs selon la latitude, corrigée de l'influence de l'altitude, de la profondeur maximale et du fetch (La distance de la course du vent sur le plan d'eau) (Kevern *et al.*, 2011)

✚ Classification en fonction du niveau trophique

Le concept de niveau trophique a permis de définir les relations entre le fonctionnement d'un écosystème aquatique et son bassin versant ; il est, en effet, admis que les nutriments et les autres éléments chimiques provenant du bassin versant combinés à d'autres facteurs tels que la température et la lumière affectent la production primaire et les abondances du phytoplancton qui à leur tour affectent la structure biologique de l'écosystème (Simpson, 1996). De ce fait, le système de classification repose principalement sur une caractérisation des nutriments (P total et N total) et la biomasse phytoplanctonique (exprimée en chlorophylle-*a*) mais aussi sur celle de la transparence de l'eau et l'oxygénation de celle-ci. On distingue alors des :

- ✓ *Les lacs oligotrophes* se caractérisent par des concentrations limitées en nutriments (N et P) et une faible production primaire illustrée par une faible biomasse phytoplanctonique ; Ces lacs ont tendance à être saturés en oxygène dans toute la colonne d'eau.
- ✓ *Les lacs mésotrophes* sont généralement des lacs en transition entre l'oligotrophisation et l'eutrophisation ; ils se caractérisent par des concentrations en chlorophylle élevées et par une diminution des teneurs en oxygène dissous dans l'hypolimnion en été.

✓ *Les lacs eutrophes* présentent des concentrations élevées en nutriments et une importante biomasse phytoplanctonique associées à une faible transparence de l'eau. Les concentrations en oxygène peuvent être au-dessous de 1 mg L^{-1} dans l'hypolimnion pendant la stratification thermique estivale.

✓ *Les lacs hypereutrophes* montrent des concentrations très élevées en nutriments et en biomasse phytoplanctonique, des conditions d'anoxie dans l'hypolimnion (en été lors de la stratification thermique ; cette anoxie pouvant s'étendre à toute la colonne d'eau en été).

✓ *Les lacs dystrophes* sont des lacs très riches en éléments organiques (acide humique et fluviq) et en matière organique provenant des apports du bassin versant (Kever *et al.*, 2011).

1.2. Généralités sur les cyanobactéries

Les cyanobactéries sont les plus anciens organismes à être apparus sur Terre, il y a environ trois de milliards d'années (Schopf, 2002). Leur prolifération au cours de la période de l'antécambrien est à l'origine de l'atmosphère terrestre riche en oxygène de l'époque moderne (Berkner & Marshall, 1965) et d'une évolution de la vie végétale et animale plus complexe (Kasting & Siefert, 2002). Ce groupe bactérien écologiquement et physiologiquement diversifié a survécu et s'est adapté à toute une gamme des changements géochimiques marquant l'évolution de la biosphère terrestre (Paerl & Fulton, 2006).

Ces organismes photoautotrophes montrent une diversité exceptionnelle et des adaptations évolutives, résultant de changement des conditions environnementales à la surface de la Terre (De Boutray, 2017).

1.2.1. Classification taxonomique des cyanobactéries

La classification des cyanobactéries, d'un point de vue taxonomique, est gouvernée par deux codes: 1) le Code international de nomenclature botanique (ICBN « Code of botanical nomenclature ») et le Code international de nomenclature des procaryotes (ICNP « International code of nomenclature of prokaryotes ») (Fig. 3) (Lapage *et al.*, 1992).

La classification botanique est basée sur la morphologie des cellules, la présence d'enveloppes ou de gaines, le type de division cellulaire et des données de phylogénétique moléculaire. La classification d'Hoffman *et al.*, (2005) est l'une des propositions les plus récentes ; elle reconnaît 6 ordres, 30 familles et plus de 250 genres. La classification des procaryotes considère les caractéristiques morphologiques et certaines propriétés physiologiques, cytologiques et biochimiques de cultures de cyanobactéries axéniques ; elle n'est pas basée sur le concept d'espèce (Rippka *et al.*, 1979).

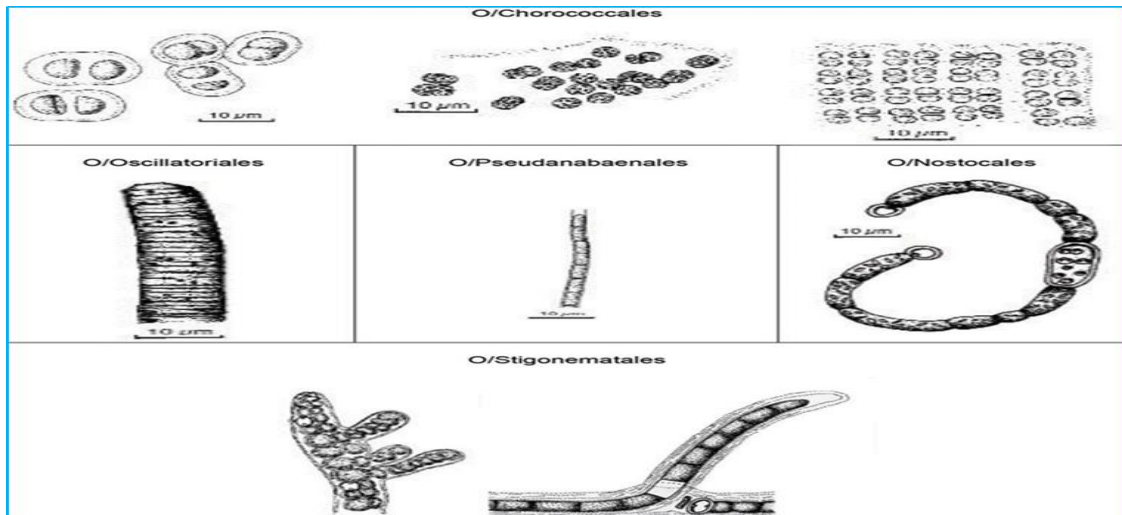


Figure 3. Représentation des formes principales de cyanobactéries (Couté et Leitao, 2005)

Cependant, ces deux classifications reconnaissent les mêmes sections ou ordres et les différences se situent principalement dans les taxons inférieurs (e.g. le niveau de l'espèce) (Tableau.1). La systématique des cyanobactéries est en perpétuel remaniement et l'on peut s'attendre à d'autres changements dans les prochaines années avec l'avancement des techniques de génomique et de bio-informatique (Rippka *et al.*, 1979).

Tableau 1. Classification des cyanobactéries et correspondance entre le Code international de nomenclature botanique et le Code international de nomenclature des procaryotes (Rippka, 1979)

Code international de nomenclature des procaryotes	Code international de nomenclature botanique	Brève description
Section I, II	O/Gloeobacterales Synechococcales	Formes unicellulaires, coccoïdes ou coloniales. Multiplication des cellules par scissiparité et/ou formation d'exospores. Disposition radiale des thylacoïdes.
Section II	Chroococcales	Formes coloniales. Multiplication par division.
Section III	Pseudanabaenales, Oscillatoriales	Formes filamenteuses unisériées, sans différenciation cellulaire (hétérocytes et akinètes), sans ramification, avec une division cellulaire perpendiculaire à l'axe du filament.
Section IV	Nostocales	Formes filamenteuses avec différenciation cellulaire (hétérocytes et akinètes). Division cellulaire en un seul plan.
Section V	Stigonematales	Formes filamenteuses avec différenciation cellulaire (hétérocytes et akinètes), et des ramifications (vraies ou fausses) et une division cellulaire en plusieurs plans.

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

- Les Nostocales sont généralement des cyanobactéries filamenteuses, sans vrai embranchement, pouvant produire des hétérocystes et des akinètes, selon les conditions environnementales qui prévalent (Adams & Duggan, 1999). Le taxon compte plus de 100 genres et environ 250 espèces marines et d'eau douce. Les genres les plus importants sont : *Aphanizomenon*, *Calothrix*, *Cuspidothrix*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (anciennement nommé *Anabaena*), *Fischerella*, *Gloeotrichia*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Scytonema*, *Stigonema*, *Rivularia* (Komárek *et al.*, 2014; Whitton & Matteo, 2012).

- Le taxon des Oscillatoriales regroupe des cyanobactéries filamenteuses, avec des trichomes étroits et des arrangements de thylakoïdes complexes. Il comprend près de 50 genres. Les principaux genres sont *Arthrospira*, *Cyanothece*, *Lyngbya*, *Microcoleus*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Plectonema*, *Trichodesmium*, (Komárek *et al.*, 2003).

- Le taxon des Chroococcales a été considérablement réduit dans la nouvelle classification proposée par Komárek et al. (2014). Il regroupe plus de 100 espèces (McGregor, 2013). Il comprend uniquement les cyanobactéries de formes coccoïdales qui ont des tylakoïdes plus ou moins irréguliers. Les espèces exclues se retrouvent maintenant dans l'ordre des Synechococcales (Komárek *et al.*, 2014). Les principaux genres sont *Aphanothece*, *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Gloeothece*, *Gomphosphaeria*, *Microcystis*, *Radiocystis*, (Komárek *et al.*, 2011; Komárková *et al.*, 2010).

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

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

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

Le taxon des Synechococcales comprend plus de 70 genres. Il est composé de cyanobactéries unicellulaires, coloniales ou filamenteuses qui sont marines ou d'eau douce. Les principaux genres sont *Aphanocapsa*, *Chamaesiphon*, *Coelomoron*, *Coelosphaeriopsis*, *Coelosphaerium*, *Leptolyngbya*, *Limnothrix*, *Geitlerinema*, *Thermosynechococcus*, *Merismopedia*, *Planktolyngbya*, *Prochloron*, *Pseudanabaena*, *Prochlorococcus*, *Romeria*, *Siphonosphaera*, *Snowella*, *Synechococcus*, *Wolskyella* et *Woronichiana* (Komárek, 2011; Komárek *et al.*, 2014).

Le taxon des Spirulinales comprend trois genres : *Spirulina*, *Halosprulina* et *Glaucospira*. La « spiruline » alimentaire, principalement composée de *Spirulina platensis*, est très différente phylogéniquement et cytologiquement du genre *Spirulina*. Elle appartient plutôt au genre *Arthrospira* de l'ordre des Oscillatoriales (Komárek *et al.*, 2014). L'ensemble des ordres, des familles et des espèces sont disponibles dans Komárek *et al.* (2014) (Fig. 4).

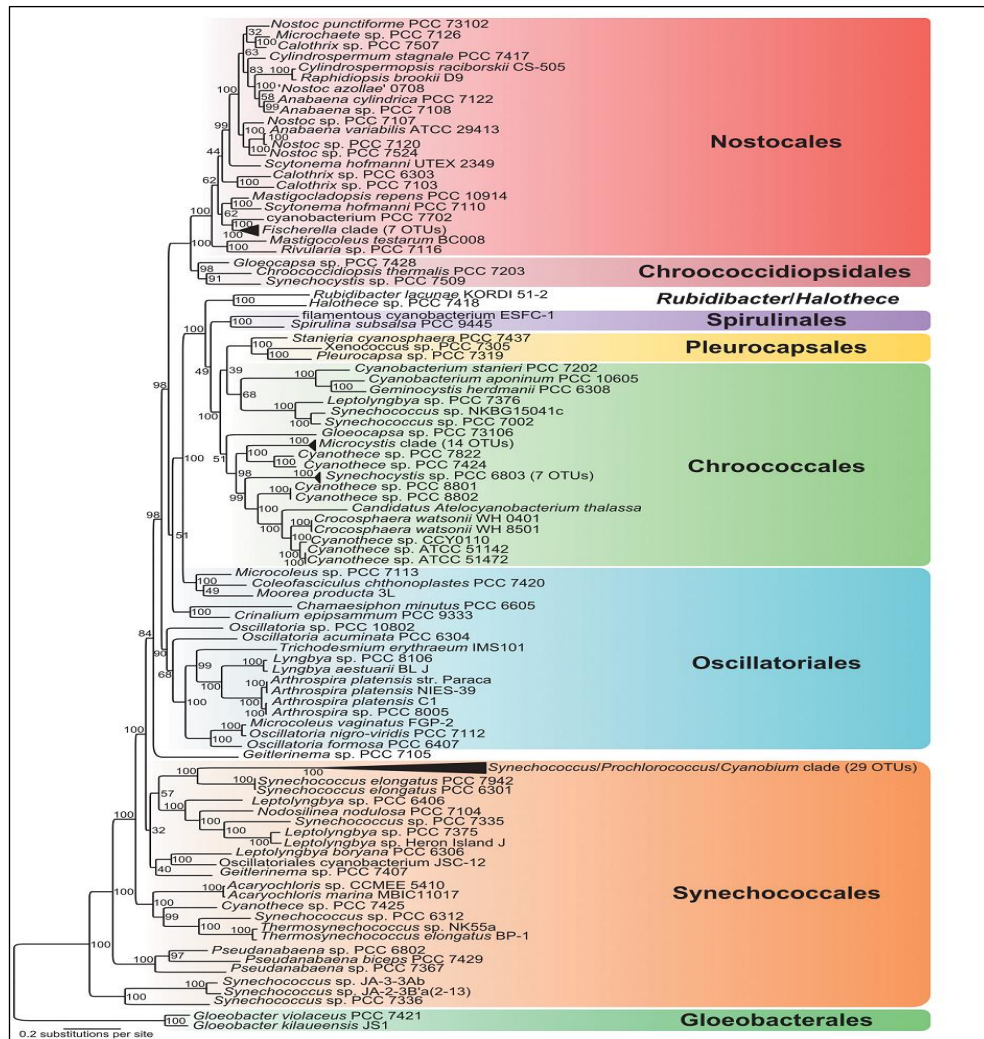


Figure 4. Arbre phylogénétique basé sur 21 protéines conservées comprenant les plus récents changements dans la classification des cyanobactéries (Komárek *et al.*, 2014)

1.2.2. Diversité morphologique et principales caractéristiques fonctionnelles

Les cyanobactéries présentent une grande diversité de formes et de tailles. Elles sont cependant regroupées en trois grands types d'organisation morphologique : unicellulaire, coloniale et filamenteuse pluricellulaire.

Les cyanobactéries unicellulaires peuvent présenter des formes de type sphérique, cylindrique ou encore ovoïde. La multiplication cellulaire de ces individus se fait par fission binaire (Bourelly, 1985) Les organismes présentant ce type de morphologie et ne formant pas de colonies sont généralement des picocyanobactéries dont la taille est $< 2-3 \mu\text{m}$ (e.g. *Synechococcus*).

Les formes unicellulaires peuvent également former des agrégats au sein d'un mucilage (composé entre autres d'exopolysaccharides) suite à des divisions cellulaires multiples et former des colonies de forme plus ou moins régulière selon les espèces considérées (O/Chroococcales).

Les formes filamenteuses (ou trichomes), issues de divisions cellulaires sur un plan unique, présentent des organisations de type unisériées (O/Oscillatoriales, O/Pseudanabaenales, O/Nostocales) ou plurisériées (une ou plusieurs séries de cellules jointives). Certaines d'entre elles sont pourvues d'une gaine de polysaccharides, ou sont entourées d'une couche de mucilage ou encore présentent des ramifications (vraies ou fausses, O/Stigonematales). Les formes filamenteuses se dispersent généralement par fragmentation du trichome au niveau de cellules dégénérescentes appelées nécriidies.

✚ Diversité cellulaire

En plus des cellules végétatives non différenciées, la présence de formes cellulaires spécialisées ajoute à la diversité des formes et des fonctions présentes chez les cyanobactéries. Ces types cellulaires regroupent les hétérocytes (ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique N_2), les akinètes (des formes de résistance ou des spores) et les hormogonies, les baeocytes, les nanocytes et les mégacytes (qui sont des formes de dispersion chez certaines cyanobactéries).

✚ Enveloppe cellulaire

Les cyanobactéries ont une enveloppe cellulaire de type Gram- négative. Cependant, certaines d'entre-elles présentent des caractéristiques des bactéries Gram-positives (e.g. le contenu lipidique de la paroi. Chez les cyanobactéries filamenteuses, l'espace périplasmique est continu ce qui permet la communication entre cellules (e.g. chez les Nostocales (Mariscal *et al.*, 2007).

Photosynthèse et antennes pigmentaires

Au cours de l'évolution, les cyanobactéries ont été les premiers organismes procaryotes dotés de deux photosystèmes capables d'utiliser l'eau comme donneur d'électron et de produire de l'oxygène. Les photosystèmes de type I et II sont similaires chez les cyanobactéries et le phytoplancton eucaryote. Chez ces derniers, les deux photosystèmes I et II sont localisés à l'intérieur de la membrane des thylacoïdes. Chez les cyanobactéries, les antennes collectrices de l'énergie lumineuse, appelées phycobilisomes (Fig.5), sont attachées en périphérie de ces membranes (Grossman *et al.*, 1995).

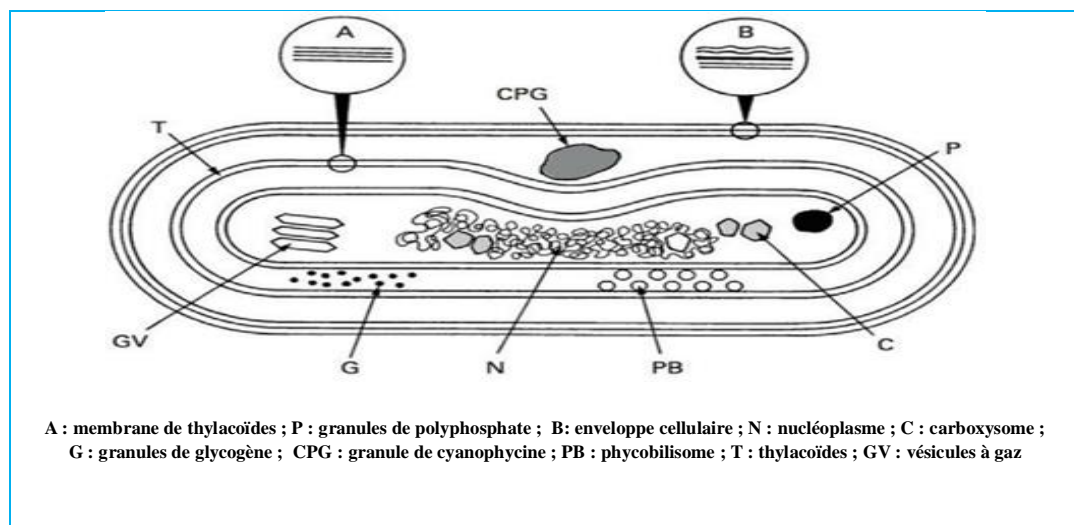


Figure 5. Schéma de l'organisation d'une cellule végétative de cyanobactérie (Stanier & Cohen-Bazire, 1977)

Les phycobilisomes sont constitués de phycobiliprotéines, organisées en un assemblage de disques radiaires, formant une structure tridimensionnelle (Fig .6 et 7). Il existe quatre types principaux de phycobiliprotéines : l'allophyco- cyanine, la phycocyanine, la phycoérythrine et la phycoérythrocyanine. La nature des chromophores (phycocyanobiline, phycoroubiline, phycoerythrobyline) constituant les phycobiliprotéines détermine les longueurs d'onde de la lumière pouvant être captée puis utilisées pour la photosynthèse. De manière générale, les cyanobactéries utilisent la lumière dans l'orange et le vert (entre 500 et 660 nm) (Gantt, 1975), dont les longueurs d'ondes ne sont pas exploitables par le phytoplancton eucaryote (Kirk, 1994).

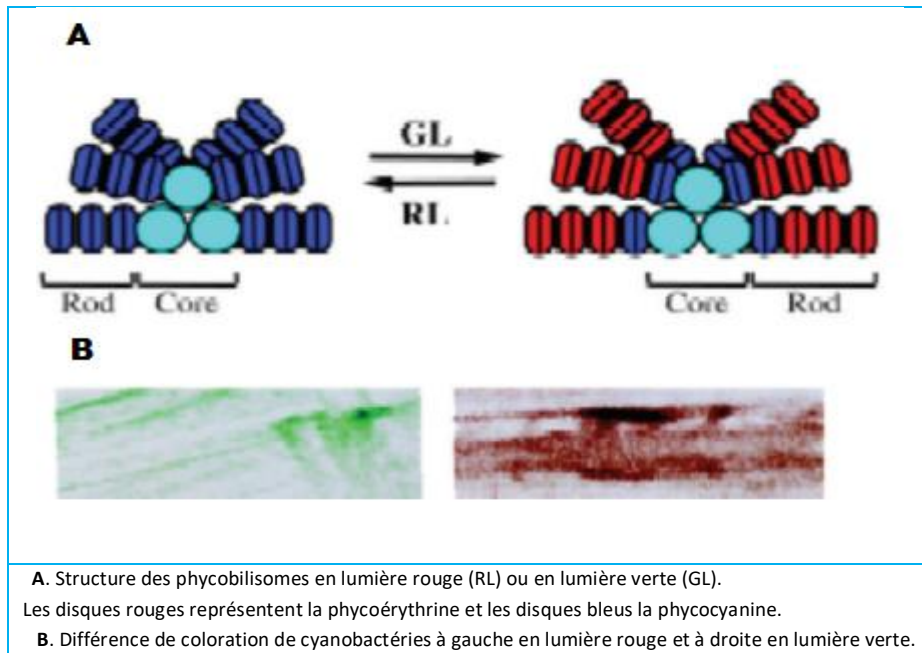


Figure 6. Phycobilisomes de cyanobactéries (Gantt, 1975)

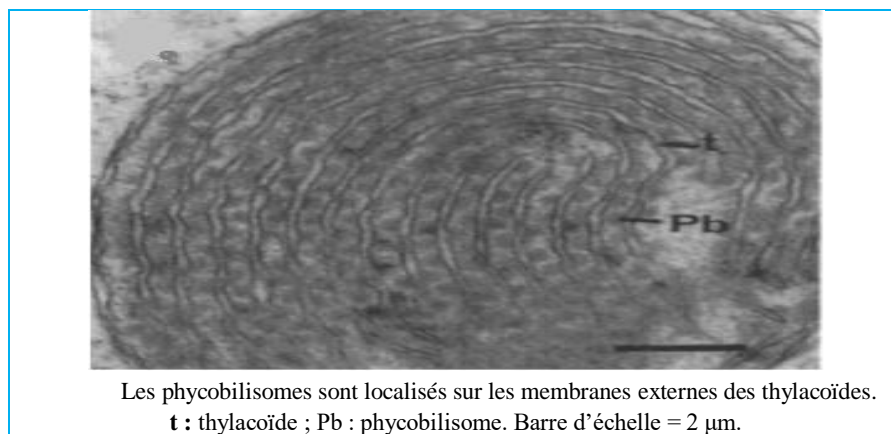


Figure 7. Ultrastructure des thylacoïdes (Lichtlé *et al.*, 1996)

✚ Vacuoles à gaz

Certaines cyanobactéries possèdent des vacuoles à gaz leur permettant de réguler leur positionnement dans la colonne d'eau (Walsby, 1997). Les vésicules à gaz (Fig.8), qui composent ces vacuoles, sont des structures inertes, de nature protéique, perméables au gaz. La régulation de la flottabilité se fait par accumulation/dégradation de molécules de poids moléculaire élevé (e.g. les hydrates de carbone), ainsi que par la synthèse et/ou la perte de ces vésicules. Schématiquement, la régulation de leur flottabilité permet une migration des cyanobactéries entre la surface où se réalise la photosynthèse, avec production d'hydrates de carbone, et des zones plus profondes de la colonne d'eau où les hydrates de carbone sont consommés par respiration.

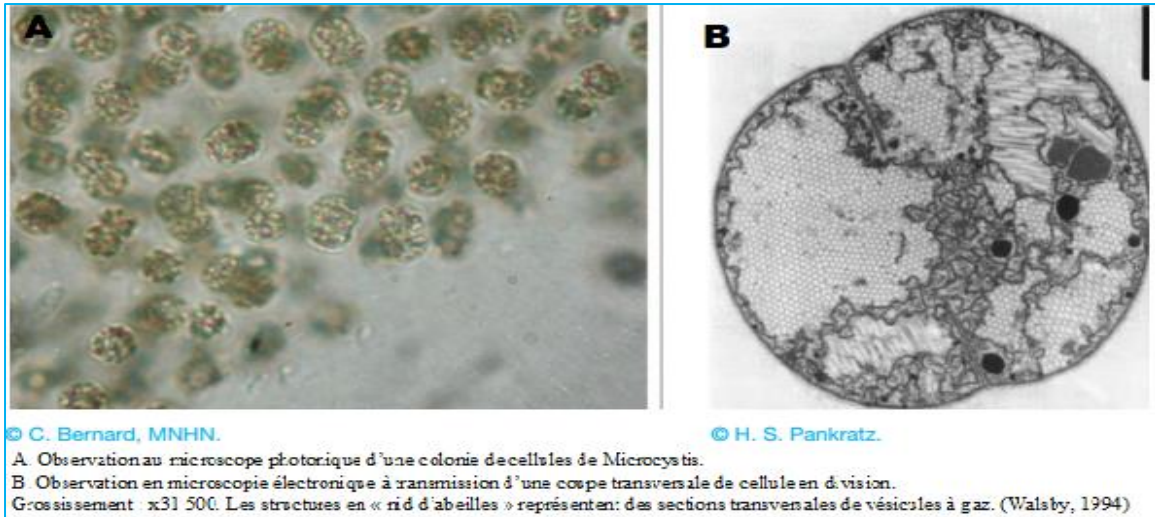


Figure 8. Cellules de *Microcystis* sp (Walsby, 1994)

1.3. Facteurs de contrôle des proliférations de cyanobactéries

Les algues bleu-vert ont une bonne capacité d'adaptation qui leur permet de proliférer, peu importe le milieu (terrestres ou aquatiques) dans lequel elles se développent. C'est ainsi que des chercheurs ont découvert des proliférations de cyanobactéries dans des sources thermales (Miller & Castenholz, 2000), sous la glace des régions polaires (Vincent, 2007), dans des lacs salés (Post, 1977), dans le désert (Bahl *et al.*, 2011), sous l'écorce des arbres (Neustupa & Škaloud, 2008), liées à du carbonate de calcium (CaCO_3) pour former des stromatolites (Dupraz & Visscher, 2005) ou encore en symbiose avec une multitude d'organismes tels que des diatomées, des éponges, des coraux, des lichens, des fougères, et une variété d'autres organismes (Kardish *et al.*, 1989).

Depuis, de nombreux travaux ont été publiés sur les efflorescences à cyanobactéries et leur déterminisme (O'Neil *et al.*, 2012). De ces études, il ressort un consensus clair sur la diversité et la complexité des facteurs contrôlant les proliférations de cyanobactéries. Ces facteurs interviennent à de larges échelles comme celui de l'augmentation globale de la température (O'Neil *et al.*, 2012 ; Funari *et al.*, 2012), à l'échelle régionale telles que la nature et/ou la taille du bassin versant (Catherine *et al.*, 2013) ou encore à l'échelle du plan d'eau comprenant les interactions entre facteurs abiotiques (e.g. apports en nutriments) et facteurs biotiques (e.g. pression des prédateurs). L'ensemble de ces facteurs sont interreliés entre eux, tel que représenté par le schéma simplifié en (Fig.9), montrant les relations complexes entre ces différents facteurs de contrôle.

Parmi ces facteurs, les effets du changement climatique sont considérés comme ayant un impact croissant sur la nature et l'intensité des efflorescences de cyanobactéries (Paerl & Huisman, 2008). En effet, les cyanobactéries présentent une croissance supérieure aux autres organismes phytoplanctoniques au-dessus de 25°C et les températures élevées leur apportent ainsi un certain avantage compétitif (Reynolds, 1984). Le réchauffement des masses d'eau peut entraîner une stratification de la colonne d'eau ce qui favorise également les genres de cyanobactéries à vésicules à gaz (Reynolds, 1984).

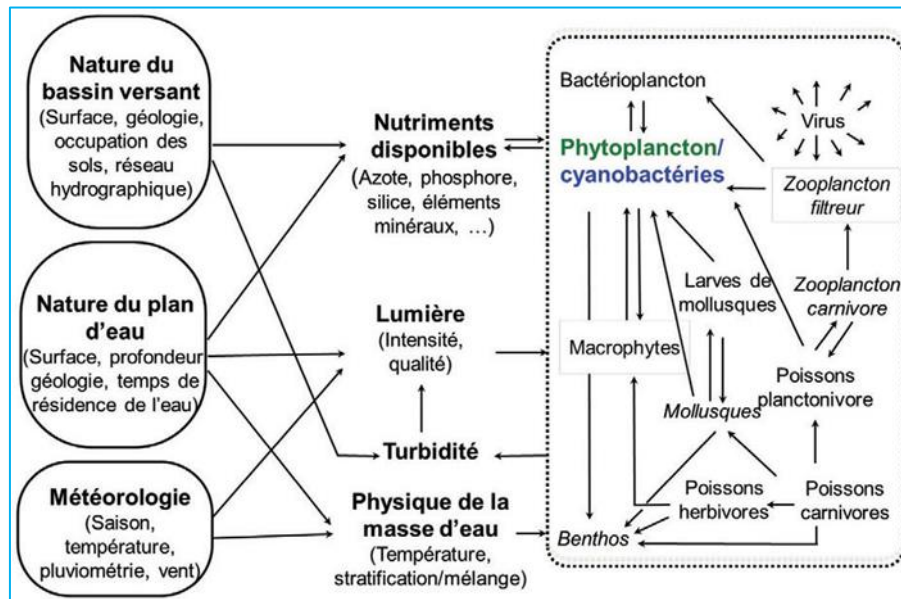


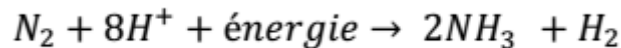
Figure 9. Schéma simplifié des principaux facteurs de contrôle de la dynamique du phytoplancton et des cyanobactéries (d'après Catherine, 2013)

1.3.1. Température

Les cyanobactéries ont des optima de températures plus élevés que les autres groupes d'algues (Dokulil & Teubner, 2000). La température optimale pour, *Aphanizomenon* sp. ; *Cylindrospermopsis* sp. ; *Dolichospermum* sp. (anc. *Anabaena* sp.) et *Microcystis* sp. sont respectivement de 23-29 °C (Tsujiura *et al.*, 2001), 30-38 °C (Huang *et al.*, 2008), 30-35°C (Briand *et al.*, 2004), 28-32 °C (Nalewajko & Murphy, 2001), tandis qu'ils varient entre 9 °C et 14 °C pour les diatomées (Montagnes & Franklin, 2001) et entre 14 °C et 30 °C pour les algues vertes (Goldman & Carpenter, 1974; Latała, 1991). Ainsi, lorsque la température de l'eau dépasse 25 °C, les cyanobactéries sont généralement plus compétitives que les autres groupes d'algues et croissent plus rapidement que ces dernières (Paerl & Huisman, 2008).

1.3.2. Azote

Pour pouvoir s'adapter à un manque en azote (N), certaines espèces de cyanobactéries filamenteuses ont développé des hétérocystes. Ces cellules translucides possèdent de la nitrogénase, une enzyme capable de réduire l'azote atmosphérique (N₂) en azote ammoniacal (NH₄) directement assimilable par les cyanobactéries (Tamagnini *et al.*, 2002). Les nitrates (NO₃⁻) et l'ammoniac sont considérés comme les sources d'azote préférées des cyanobactéries. Ces formes d'azote sont directement assimilables par les cyanobactéries contrairement à l'azote atmosphérique qui doit être transformé pour être assimilable (Böhme, 1998). Lorsque les nitrates et l'ammoniac deviennent limitants dans leur milieu, les cyanobactéries transforment l'azote atmosphérique comme source de N. Elles produisent de la nitrogénase pour fixer le diazote, c'est-à-dire convertir N₂ en NH₃. Cette réaction est décrite par l'équation suivante :



Les cyanobactéries peuvent transformer entre 5 et 10 % de leurs cellules végétatives en hétérocystes afin de fixer l'azote atmosphérique (Tamagnini *et al.*, 2002). Lors d'un manque en azote, cette adaptation morphologique leur assure un avantage substantiel par rapport aux autres espèces du phytoplancton (Kneip *et al.*, 2007).

1.3.3. Accumulation des nutriments

Les cyanobactéries ont la capacité de stocker 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). Elles produisent également de la phosphatase, une enzyme essentielle pour transformer le phosphore organique non assimilable par les cyanobactéries en phosphore inorganique assimilable par les cyanobactéries. Dans un milieu légèrement concentré en phosphore, les cyanobactéries sont donc plus compétitives que les autres groupes d'algues, car elles peuvent utiliser le phosphore organique (Coleman, 1992). La majorité des cyanobactéries ont également la capacité d'accumuler le phosphore à l'intérieur de leurs cellules (Healey, 1982). les cyanobactéries pouvaient emmagasiner six à huit fois la quantité de P minimale requise à leur fonctionnement, ce qui leur donne un net avantage par rapport aux autres espèces dans un milieu limité en P (Reynolds, 1984).

1.3.4. Carbone et bicarbonate

Contrairement aux algues, les cyanobactéries sont capables d'assimiler le bicarbonate (HCO_3^-) présent dans leur milieu. À l'intérieur de leurs cellules, elles transforment le HCO_3^- en CO_2 . Elles augmentent ainsi la concentration en gaz carbonique près du complexe protéique Rubisco et accélèrent le processus de photosynthèse (Badger & Price, 2003). Lors d'une carence en CO_2 , cette adaptation morphologique leur procure un avantage par rapport aux autres espèces du phytoplancton qui ne peuvent pas utiliser le HCO_3^- (Sandrini *et al.*, 2014).

1.3.5. Luminosité

En présence d'un important flux lumineux, le processus de photosynthèse est réduit, voire inhibé chez les cyanobactéries et la plupart des algues (Powles, 1984). Néanmoins, si certaines souches de cyanobactéries sont préalablement acclimatées à des flux lumineux croissants, elles supportent mieux une forte intensité lumineuse ponctuelle et parviennent à récupérer plus facilement que certaines algues (Hihara *et al.*, 2001). Cette adaptation leur permet de mieux résister aux fortes intensités lumineuses en milieu naturel, par exemple en été, dans les régions tempérées, et donc de se développer plus rapidement que d'autres espèces du phytoplancton.

1.3.6. Pigments photosynthétiques

Les cyanobactéries présentent une pigmentation diversifiée (Stomp *et al.*, 2004) Ces pigments absorbent les photons dans des régions précises du spectre de la lumière, tout en réfléchissant ces photons dans d'autres régions du spectre. La partie du spectre lumineux où sont réfléchis les photons détermine la couleur du pigment. La combinaison de pigments dans une espèce détermine la partie du spectre de la lumière que peut utiliser cette espèce pour la photosynthèse (Stomp *et al.*, 2004). Les principaux pigments photosynthétiques présents dans les cyanobactéries sont la chlorophylle a ainsi que les phycobiliprotéines (phycocérythrine, phycocyanine, allophycocyanine) (Stomp *et al.*, 2004;).

Les principales régions incluses dans l'absorbance et la transmission de la lumière par les pigments des cyanobactéries sont présentées dans le tableau 2 :

Tableau 2. Spectre d'absorption et d'émission de la lumière des principaux pigments retrouvés dans les cyanobactéries (Stomp *et al.*, 2004)

Nom du pigment	Absorbance (nm)	Couleur absorbée	Émission (nm)	Couleur perçue
Phycoérythrine	495–570	Bleu-vert	565-580	Jaune-rouge
Phycocyanine	555-630	Jaune-orange	650-660	Bleu-vert
Allophycocyanine	650-670	Rouge	660-680	Bleu
Chlorophylle a	430-450 650-670	Bleu Rouge	470-680	Vert

Ces pigments donnent un avantage évolutif significatif aux cyanobactéries en leur permettant d'exploiter le rayonnement solaire disponible sur une plus grande étendue de longueur d'onde que les autres algues. Plus la longueur d'onde de la lumière est élevée, moins elle pénètre dans l'eau. Ainsi le rouge (650-760 nm) ne pénètre plus après cinq mètres, alors que le vert (530-570 nm) disparaît à 30-50 mètres. Le bleu (430-490 nm) quant à lui pénètre à plus d'une centaine de mètres sous l'eau (Glazer, 1985). Ainsi, en profondeur, lorsque la luminosité diminue et empêche les cyanobactéries de faire de la photosynthèse à partir des pigments de chlorophylle, certaines espèces utilisent des pigments accessoires, tels que les phycobiliprotéines (Moreno *et al.*, 2004).

1.3.7. Migration verticale et horizontale

la majorité des cyanobactéries peuvent de se déplacer dans la colonne d'eau par glissement et par rotation hélicoïdales des filaments (Bourrelly, 1985). D'autres régulent leur flottabilité en modulant le taux de formation de vésicules à gaz, (Walsby *et al.*, 1997) ou en utilisant comme ballast les hydrates de carbone et de protéines résultant de la photosynthèse (Rabouille *et al.*, 2003). Ainsi, les cellules sont capables de se déplacer entre la surface des plans d'eau, où elles profitent au mieux de l'énergie lumineuse, vers les couches d'eau plus profondes, où les concentrations en nutriments minéraux peuvent être plus élevées du fait du relargage de phosphore par les sédiments par exemple. C'est le cas du genre *Microcystis*, qui présente un cycle annuel comprenant une phase benthique en hiver et une phase pélagique en été (Reynolds *et al.*, 1981 ; Takamura *et al.*, 1985 ; Tsujimura *et al.*, 2000). Lorsque la colonne d'eau est bien stratifiée, elles s'accumulent en surface pour former une écume (Bonnet & Poulin, 2002). Cette stratégie permet alors à ces espèces d'éliminer leurs compétitrices en leur interdisant l'accès à la lumière. D'autres espèces peuvent aussi occuper, pendant plusieurs mois, une couche bien précise dans la colonne d'eau,

à l'exemple de *Planktothrix rubescens* qui occupe préférentiellement le métalimnion (Jacquet *et al.*, 2005).

1.3.8. État de dormance et les akinètes

Lorsque les conditions du milieu dans lequel vivent les cyanobactéries ne sont plus idéales pour leur croissance, certaines espèces développent des akinètes (Raven *et al.*, 2000). Les akinètes permettent aux cyanobactéries de résister au froid et à la sécheresse et ainsi de survivre à l'hiver ; Lorsque les conditions du milieu redeviennent favorables au développement des cyanobactéries, les akinètes germent et amorcent la croissance d'un nouveau filament (Adams & Duggan, 1999). Les akinètes sont plus résistantes que les cellules végétatives. Par exemple, les akinètes d'*Anabaena cylindrica* peuvent survivre au noir et au sec pendant cinq, en revanche ses cellules végétatives ne peuvent survivre plus de deux semaines dans les mêmes conditions (Yamamoto, 1975). En période de dormance, les activités métaboliques des akinètes sont réduites au maximum sauf la respiration qui peut parfois être élevée (Sarma & Ghai, 1998) ; elles contiennent des réserves de nutriments jusqu'à huit fois plus élevées que des cellules végétatives (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).

1.3.9. Broutage par le zooplancton et la production de toxines

Le broutage par le zooplancton agit comme une pression de sélection sur le phytoplancton. Pour se défendre, le phytoplancton a développé deux mécanismes de protection principaux : des adaptations morphologiques (production de filaments, rassemblement en colonie) et une libération des toxines (Hessen & Van Donk, 1993; Jang *et al.*, 2007). La réponse du à la menace de prédation varie en fonction de la densité du zooplancton et est induite par la concentration de signaux biochimiques émis par les prédateurs (Jang *et al.*, 2007; Lampert *et al.*, 1994). *Microcystis aeruginosa*, par exemple, peut produire de la microcystine en réaction à la présence de *Moina macrocopa*, *Daphnia magna* ou *Daphnia pulex* dans son milieu. La production de toxines par certaines espèces de cyanobactéries permet de limiter et diminuer le broutage par le zooplancton et confère à ces espèces un avantage évolutif par rapport aux algues (Jang *et al.*, 2007).

1.4. Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries

Quand les proliférations sont massives, les effets indésirables sont multiples et touchent l'environnement et le cadre de vie, les organismes du milieu, et les usages anthropiques de l'eau (Tableau. 3).

Tableau 3. Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries (Source : Rapport de l'AFSSA 2006)

	Effets indésirables des proliférations
Environnement et cadre de vie	<ul style="list-style-type: none"> • modification de l'aspect de la ressource par une coloration inhabituelle (bleue, rouge ou verte), des irisations en surface et/ou des masses d'écume se déplaçant au gré des vents • nuisance olfactive lors de la décomposition de la prolifération
Organismes du milieu	<ul style="list-style-type: none"> • perturbation de la biodiversité de l'écosystème aquatique • perturbation des réseaux trophiques aquatiques car les cyanobactéries sont peu ou pas consommées par le zooplancton et leur prolifération s'effectue le plus souvent au détriment du développement des autres microorganismes photosynthétiques (compétition pour les nutriments et la lumière) • mortalités de poissons par intoxication ou diminution de la teneur en oxygène de l'eau • mortalités d'oiseaux, par intoxication directe ou via leur alimentation (mollusques, poissons,...) • toxiques (chiens, vaches, moutons, lapins, girafes, rhinocéros)
Usages anthropiques de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • coloration, odeur et texture de l'eau pouvant décourager la baignade • troubles cutanés ou des muqueuses suite à des baignades dans des eaux affectées par des efflorescences • perturbation du fonctionnement des procédés de traitement des eaux d'alimentation, notamment mécaniquement par colmatage des filtres ou des membranes, ou par consommation accrue en réactifs de traitement et génération de sous-produits de désinfection et par dérèglement des réactions de floculation par suite des changements rapides de pH des eaux entrant dans la filière • dégradation, par la présence de métabolites odorants, de la qualité organoleptique des eaux d'alimentation mal traitées • induction de risques sanitaires par ingestion, inhalation ou exposition par dialyse si les toxines sont mal éliminées • perturbation des appareillages de dialyse par colmatage accéléré, si le traitement en amont est insuffisant

1.5. Cyanotoxines : Structure et toxicité

La quasi-totalité des phycotoxines libérée au cours de la lyse cellulaire dans les milieux aquatiques est générée par les cyanobactéries. Ces toxines (métabolites secondaires) possèdent plusieurs mécanismes de toxicité et ciblent diverses cellules et organes. Elles sont classées en trois catégories (Tableau.4), que ce soit selon (a) leur structure chimique (peptides cycliques, alcaloïdes et les lipopolysaccharides (LPS)) ou selon (b) leur mode d'action, les neurotoxines, dermatotoxines et hépatotoxines n'induisant pas les mêmes mécanismes (Metcalf & Codd 2012). Pour évaluer les risques typiques de ces toxines, il est nécessaire de comprendre leurs propriétés chimiques et physiques.

Tableau 4. Classement des cyanotoxines (structure moléculaire, mode d'action)
(Metcalf & Codd 2012)

Cyanotoxines	Structure moléculaire	Mode d'action	Cyanobactéries pouvant sécréter la cyanotoxine (genre)
Microcystines (plus de 70 variants de microcystines)	Peptides cycliques	Hépatotoxine	<i>Anabaena, Anabaenopsis, Hapalosiphon, Microcystis, Nostoc Planktothrix</i>
Nodularines (9 variants de la nodularine)	Peptides cycliques	Hépatotoxine	<i>Nodularia</i>
Cylindrospermopsine (2 variants de la cylindrospermopsine)	Alcaloïde	Hépatotoxine	<i>Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Planktothrix, Umezakia</i>
Saxitoxines (27 variants de la saxitoxine)	Alcaloïde	Neurotoxine	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Lyngbya</i>
Anatoxine-a (2 variants de l'anatoxine-a)	Alcaloïde	Neurotoxine	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermum, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix, Phormidium, Woronichinia</i>
Aplysiatoxine	Alcaloïde	Dermatotoxine	<i>Schizothrix, Symploca</i>
Debromoaplysiatoxine	Alcaloïde	Dermatotoxine	<i>Lyngbya</i>
lyngbyatoxine-a	Alcaloïde	Dermatotoxine	<i>Lyngbya</i>

1.5.1. Neurotoxines

Les neurotoxines sont parmi les cyanotoxines les plus toxiques. Elles sont produites par les genres *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Nostoc*, *Woronichinia* et *Oscillatoria*. Les neurotoxines interviennent au niveau du système nerveux central en provoquant plusieurs types de paralysies pouvant entraîner la mort en quelques minutes. De ce fait, trois familles de neurotoxines ont été identifiées :

Anatoxines

Ce sont des alcaloïdes spécifiques aux cyanobactéries, principalement synthétisés par des espèces des genres *Anabaena*, *Planktothrix* et *Aphanizomenon* et plus rarement *Microcystis* (Van Apeldoorn *et al.*, 2007).

- L'anatoxine-a, c'est une amine secondaire de faible poids moléculaire (165 Da), pH neutre et acide ; un composé très soluble dans l'eau et polaire (Fig.10A). En effet c'est une molécule agoniste des récepteurs nicotiques post-synaptiques répétant les effets de l'acétylcholine. Néanmoins, contrairement à l'acétylcholine, l'anatoxine-a n'est pas sujette à l'hydrolyse enzymatique par les acétylcholinestérases et ainsi cause une dépolarisation prolongée des jonctions neuromusculaires bloquant la transmission du stimulus électrique et entraînant la paralysie musculaire (van Apeldoorn *et al.*, 2007). Ainsi, on peut observer chez les organismes touchés des arrêts respiratoires responsables de leur mort (Briand *et al.*, 2003).

- L'homoanatoxine-a (Fig.10B), a une masse moléculaire de 179 DA ; c'est un dérivé méthyle de l'anatoxine-a responsable du blocage des contractions musculaires par l'augmentation des flux de Ca^{2+} au niveau des terminaux nerveux cholinergiques. Ses conséquences sont semblables à ceux de l'anatoxine-a et entraînent rapidement la mort des individus intoxiqués (Van Apeldoorn *et al.*, 2007).
- L'anatoxine-a(s) (Fig.10C) est le seul inhibiteur d'acétylcholinestérase organophosphoré naturel. Sa masse moléculaire est de 252 DA. Elle a été différenciée de l'anatoxine-a car elle provoque chez la souris une salivation et un larmoiement important avant l'arrêt respiratoire. L'anatoxine-a(s) est rarement rencontrée et on connaît peu de choses sur ses propriétés en raison de son instabilité chimique. L'anatoxine-a(s) a seulement été trouvée dans le genre *Anabaena* (*Anabaena flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii*) (Van Apeldoorn *et al.*, 2007).

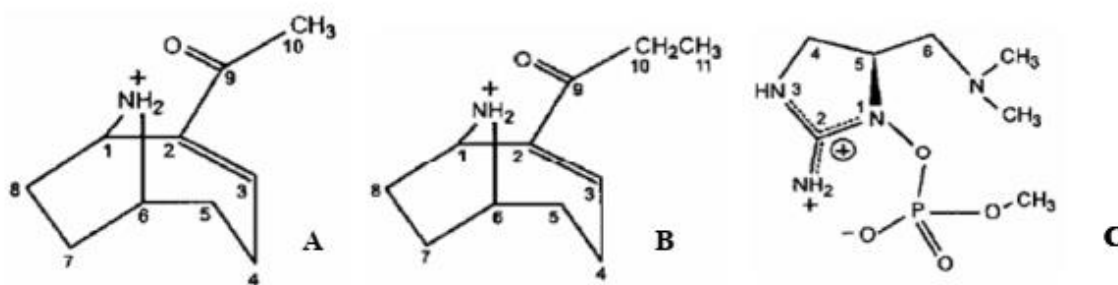


Figure 10. Structure chimique de l'anatoxine-a (A), de l'homoanatoxine-a (B) et de l'anatoxine-a(s) (C) (d'après Chorus et Bartram, 1999)

✚ Saxitoxines

Elle a été signalée la première fois en Australie en 1994, à la suite d'une prolifération massive d'*Anabaena* sous forme d'efflorescences sur plus de 1000 km le long de la rivière Darling en 1990/91. Cette floraison a causé la mort de bovins et d'ovins. Les saxitoxines (Fig.11) sont des alcaloïdes à un noyau tétrahydropurique regroupant la saxitoxine et la neosaxitoxine, les gonyautoxines (GTXs) et les C-toxines (Van Apeldoorn *et al.*, 2007). A ce jour, 22 variants ont été répertoriés en fonction du nombre de groupe SO_3^- dans la molécule (Ferrão-Filho & Kozlowsky-Suzuki, 2011). Toutes les saxitoxines agissent sur les organismes vivants de la même manière en bloquant les canaux sodium voltage dépendant et donc la transmission nerveuse menant à la paralysie musculaire et la mort par arrêt respiratoire des organismes atteints. Cependant, il existe des différences de toxicité entre les différents variants, la saxitoxine étant la molécule la plus toxique (Sotton, 2012).

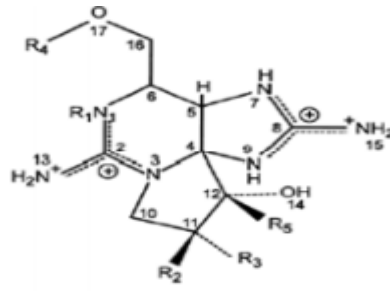


Figure 11. Structure chimique des saxitoxines. R est variable en fonction des variants (Chorus & Bartram, 1999)

✚ β-N-methylamino-L-alanine (BMAA)

La β-N-methylamino-L-alanine (BMAA) contient une structure similaire à celle de l'alanine, est l'unique acide aminé non impliqué dans la synthèse protéique (Fig.12). Elle est produite par un très grand nombre de cyanobactéries qu'elles soient planctoniques ou benthiques. Après ingestion, la BMAA agit comme un agoniste des récepteurs glutaminergique au niveau des synapses glutaminergique entraînant une excitation des neurones. Elle pourrait être impliquée dans de nombreuses maladies neurodégénératives (Sotton, 2012).

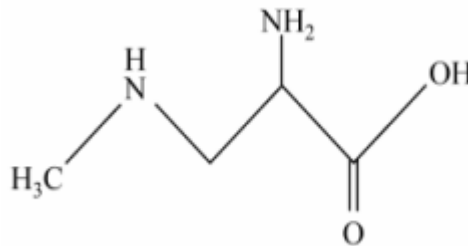


Figure 12. Structure chimique de la β-N-methylamino-L-alanine (BMAA) (Jonasson *et al.*, 2008)

1.5.2. Dermatotoxines

Les cyanobactéries marines benthiques telles qu'*Oscillatoria* et *Lyngbya*, produisent des dermatotoxines comme lyngbyatoxines, les debromoaplysiatoxines et les aplysiatoxines, toutes de nature alcaloïdique (Fig.13). L'effet toxique principal et commun à ces trois dermatotoxines est la dermatite. De plus, les aplysiatoxines et les debromoaplysiatoxines sont également des promoteurs puissants de tumeurs et des activateurs de la protéine kinase C. Les lyngbyatoxines-A quant à elles causent également une inflammation gastro-intestinale ou buccale (Sivonen & Jones, 1999).

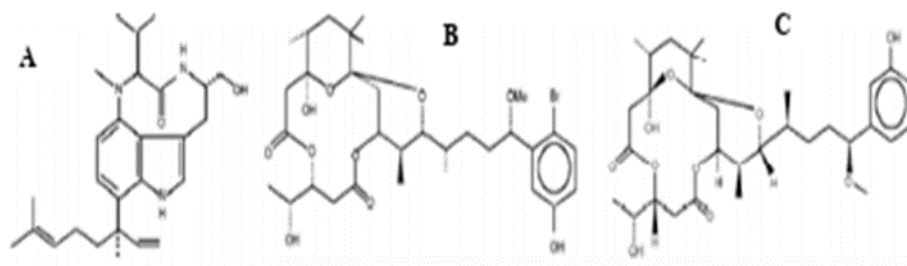


Figure 13. Structure chimique de la lyngbyatoxine A (A), de la debromoaplysiatoxine (B) et de l'aplysiatoxine (C) (Chorus et Bartram, 1999)

Parmi les dermatotoxines les mieux connues, les lipopolysaccharides (LPS) sont des endotoxines généralement trouvés dans la membrane externe de la paroi cellulaire des bactéries Gram⁻, incluant les cyanobactéries, où ils forment des complexes avec les protéines et les phospholipides. Ce sont des produits condensés de sucres et d'acides gras (Fig.14) dont la composition peut varier en fonction des espèces de cyanobactéries. Ils sont pyrogènes et toxiques ; provoquent des irritations importantes principalement dues à leurs composés lipidiques. Ainsi chez les humains et les animaux, elles sont responsables de réactions allergiques et d'irritations cutanées parfois sévères (Chorus & Bartram, 1999).

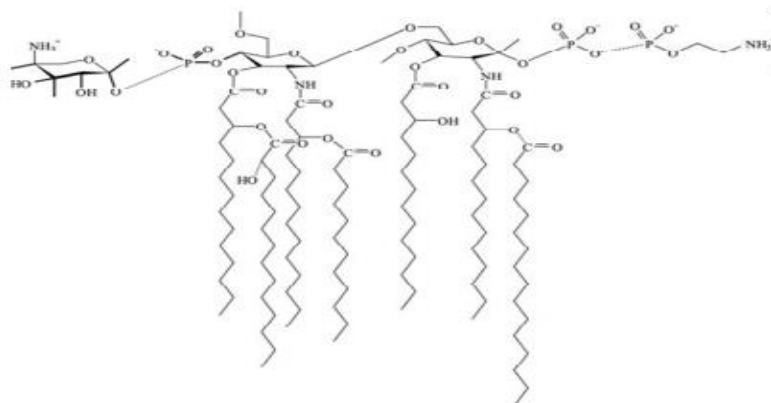


Figure 14. Structure chimique des lipopolysaccharides (LPS) (Wiegand et Pflugmacher 2005)

1.5.3. Hépatotoxines

Ce sont les toxines de cyanobactéries les plus fréquemment rencontrées lors des proliférations algales (produites dans 40 à 75 % des blooms). Les hépatotoxines sont des peptides cycliques de faibles poids moléculaires (Chorus & Bartram, 1999) ; généralement on distingue 2 types d'hépatotoxines :

- Les toxines alcaloïdes et principalement la cylindrospermopsine
- Les toxines peptidiques cycliques regroupent les heptapeptides, nommés microcystines, et les pentapeptides, nommés nodularines. Leurs noms dérivent en effet du genre bactérien à partir duquel elles ont été isolées : *Microcystis* pour les microcystines, *Nodularia* pour les nodularines (Salmaso *et al.*, 2017 ; Maalouf, 2018).

✚ Cylindrospermopsine

La cylindrospermopsine est un alcaloïde tricyclique possédant une unité guanidine, avec une masse moléculaire de 415 Da (Fig.15). La cylindrospermopsine a été trouvée dans des espèces des genres *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Anabaena bergii* et *Raphidiopsis curvata*. Elle est observée le plus souvent dans les zones subtropicales et tropicales (Sivonen & Jones, 1999). La cylindrospermopsine agit principalement sur le foie et également d'autres organes tels que les poumons, les reins, les intestins et le thymus (Falconer *et al.*, 1999).

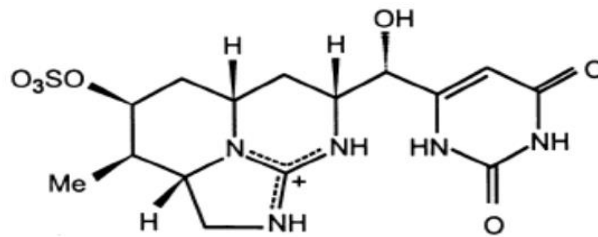


Figure 15. Structure chimique de la cylindrospermopsine (Chorus & Bartram, 1999)

✚ Nodularines

La nodularine est un pentapeptide cyclique de formule dhBut1-D-MAsp2-L-Arg3-Adda4-D-Glu5. Elle contient la N-méthyl-déhydrobutyrine et l'acide aminé Adda caractéristique des microcystines. Six variantes de la nodularine ont été caractérisées. Les nodularines ont été trouvées dans *Nodularia spumigena* (Fig.16). Les blooms de *Nodularia spumigena* prédominent en présence des concentrations élevées du phosphore, un faible rapport N/P, de faibles niveaux de nitrate, de fortes concentrations de phosphate et des taux de salinité modérés (Repka *et al.*, 2001). La nodularine est un promoteur de tumeur puissant qui peut également agir comme un agent cancérigène et inhibe les phosphatases sérine/thréonine de type 1 et 2A.

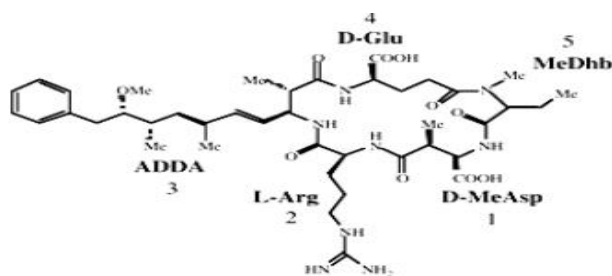


Figure 16. Structure chimique de La nodularine (Chorus & Bartram, 1999)

Microcystines

Les microcystines (MC) sont des heptapeptides cycliques et leur masse moléculaire varie de 500 à 4000 Da. Elles contiennent sept acides aminés organisés sous forme cyclique. La structure générale est : cyclo- (D-alanine-X-D-MeAsp-Y-ADDA-D-glutamate-Mdha). Comme évoqué préalablement, X et Y sont des L-acides aminés variables, D-MeAsp est l'acide D-érythro-bméthylaspartique, et Mdha est la N-méthyldehydroalanine. La première microcystine identifiée historiquement est en fait responsable de la majorité des cas d'empoisonnement (Catherine *et al.*, 2017). Il s'agit de la microcystine-LR (MC-LR). Cette dernière possède une leucine en position X et une arginine en position Y (Fig.16). A ce jour, 200 variants ont été reconnus (Carmichael *et al.*, 2001).

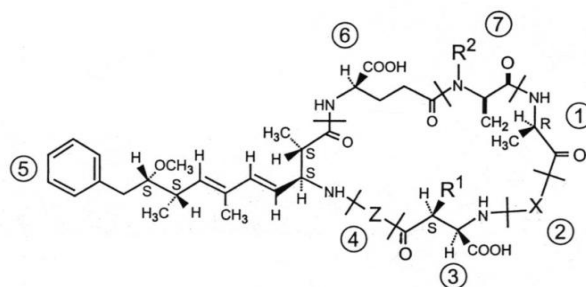


Figure 17. Structure des microcystines et de ses variants (Carmichael *et al.*, 2001)

Les microcystines sont solubles dans l'éthanol, le méthanol et l'eau. Elles résistent à l'hydrolyse chimique ou à l'oxydation à un pH proche de 7. Les microcystines sont résistantes à plusieurs heures d'ébullition et aux pH extrêmes (Hitzfeld *et al.*, 2000). Elles sont produites principalement par des espèces vivant dans les eaux douces. Le taux de production des microcystines varie non seulement d'une espèce à une autre, mais aussi au sein de la même espèce, selon que cette dernière se trouve dans des conditions favorables de survie ou non. De plus, des facteurs environnementaux entrent en jeu, tels que l'intensité lumineuse, les variations de température, de pH, et la concentration en phosphore et en azote (Mur *et al.*, 1999 ; Maalouf, 2018).

1.5.4. Mécanisme d'action des hépatotoxines

La toxicité des hépatotoxines peut s'expliquer selon le mécanisme suivant. Les **microcystines** et les **nodularines**, une fois ingérées, se retrouvent concentrées dans les hépatocytes par un mécanisme de transport d'anions organiques comme les acides biliaires. En effet les microcystines possèdent des propriétés physico-chimiques peu favorables à la diffusion passive à travers les membranes cellulaires, celle-ci étant possible mais assez faible. Après une administration orale, l'absorption des microcystines se fait surtout au niveau de l'iléon, partie du tube digestif riche en transporteurs d'anions organiques.

Une fois dans la cellule, les hépatotoxines se lient aux protéines phosphatases 1 et 2a, entraînant leur inhibition (Carmichael, 2001). La fixation des microcystines sur les protéines phosphatases se fait en 2 étapes (Fig. 18). Tout d'abord il y a formation d'interactions de faible énergie type Van der Waals et électrostatiques ce qui permet un rapprochement entre l'acide aminé Mdha (méthyl-déhydro-alanine) de la toxine et la cystéine 273 de la PP1 ou 266 de PP2A. Ceux-ci vont alors réagir et former une liaison covalente. Suite à cette liaison, l'acide aminé Adda (acide 3-amino-9-méthoxy-2-6,8-triméthyl-10-phényldéca-4,6-dinéoïque) se retrouve dans un sillon hydrophobe de la partie catalytique de l'enzyme, ce qui entraîne son inactivation.

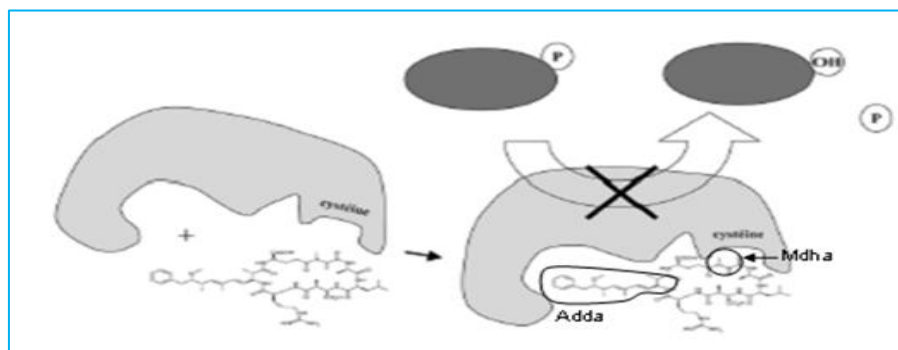


Figure 18. Mécanisme de fixation des microcystines sur les protéines phosphatases (Carmichael, 2001)

Les conséquences de cette inhibition sont nombreuses, car les PP1 et PP2A déphosphorylent des résidus sérine ou thréonine de nombreuses protéines dont l'actine et la cytokératine, protéines du cytosquelette de la cellule. L'hyperphosphorylation des protéines cellulaires entraîne donc la désorganisation du cytosquelette et la disparition des jonctions cellulaires ce qui se traduit au niveau macroscopique par : (1) la destruction progressive de la structure des hépatocytes et du parenchyme hépatique, conduisant à la nécrose ; (2) des hémorragies.

- La microcystine est également responsable de l'apparition d'un stress oxydatif à l'intérieur des cellules, avec, pour conséquences, une diminution du glutathion réduit, une peroxydation des lipides et des cassures de l'ADN.

- Au niveau clinique, une intoxication chronique par des hépatotoxines se traduit par des modifications histopathologiques du foie et une élévation des enzymes hépatiques. Des études épidémiologiques ont également mis en évidence une relation entre la présence de microcystine dans l'eau de boisson et le développement de cancers hépatiques et colorectaux (Weirich & Miller, 2014). Ces résultats ont été confirmés par des études de cancérogenèse qui montrent que la microcystine serait un promoteur de tumeur plutôt qu'un initiateur (IARC, 2010). Dans ce contexte, la microcystine-LR a été classée dans le groupe des substances possiblement cancérogènes pour l'humain (groupe 2 B) (IARC, 2010). En effet la microcystine ne semble pas être directement génotoxique : les lésions d'ADN observées seraient la conséquence du stress oxydatif. De plus il a été démontré que les microcystines inhibent la réparation des lésions de l'ADN.

- Il a également été montré, lors d'études sur la reproduction et le développement chez la souris, une embryotoxicité aux doses qui entraînent une toxicité sévère chez la mère. Cela se traduit au niveau du fœtus par une réduction de la taille du cerveau, une hydrocéphalie, un retard de croissance et d'ossification.

- Si l'on considère la toxicité par inhalation, autre voie possible d'exposition de l'homme, il a été observé une nécrose de l'épithélium nasal suite à l'exposition à la microcystine LR.

En conclusion la toxicité des microcystines et des nodularines est assez complexe et s'exprime différemment en fonction de la structure et de la dose. Par exemple, à fortes doses, elles entraînent la mort cellulaire, alors qu'à faible dose elles provoquent plutôt une prolifération cellulaire (Chorus & Bartram, 1999).

✓ **La cylindrospermopsine**, quant à elle, inhibe la synthèse de protéines de façon non spécifique. Les organes les plus touchés sont les reins et le foie. Cependant d'autres organes peuvent être affectés comme les poumons, les surrénales, l'estomac, le pancréas et les intestins.

1.6. Effets toxiques dus aux microcystines

1.6.1. Effets des microcystines sur la santé humaine

Au cours des trois dernières décennies, la fréquence et la distribution globale des Phytoplanctons toxiques semblent avoir augmenté et les intoxications humaines provenant de nouvelles sources ont lieu régulièrement. En effet, il existe trois voies possibles de l'exposition

chez l'Homme par i) ingestion directe de l'eau contaminée (par voie orale ou par hémodialyse) soit par ii) les activités aquatiques récréatives ou par iii) la consommation d'aliments contaminés

Effets à court terme chez l'homme

La plupart des intoxications humaines causées par les cyanobactéries sont dues à l'ingestion directe de l'eau contaminée. Deux cas ont été rapportés au Brésil. La première s'est déroulée en Caruaru en 1996. Une épidémie hépatique aiguë au sein d'un centre d'hémodialyse a touché 116 patients, dont 76 sont décédés. Ils ont souffert de troubles visuels, de nausées et de vomissements suite à une hémodialyse avec de l'eau contaminée. Dans ce cas en particulier, les patients ont été exposés par voie intraveineuse aux microcystines, une concentration approximativement égale à 19,5 µg de microcystine par litre de sang (Azevedo *et al.* 2002). La seconde intoxication est le résultat d'un bloom important de *Microcystis* et d'*Anabaena* dans réservoir d'Itaparica dans l'état de Bahia ; Elle a été responsable de 2000 cas de gastro-entérite provoquant 88 décès, principalement des enfants (Rao *et al.*, 2002).

Enfin, nous notons également qu'une exposition cutanée ou des muqueuses à des eaux à usages récréatifs peut également être à l'origine d'empoisonnement. Par exemple, en Angleterre, le problème a reçu l'attention du public après 1989, lorsque la NRA (National Rivers Authority, 1990) a publié une étude sur la contamination de certains soldats de l'Armée suite à un entraînement dans un lac contenant un bloom de *Microcystis*.

Effets à long terme chez l'homme

L'intoxication chronique chez les humains peut se produire par l'ingestion répétée de faibles quantités de toxines, elle est probablement plus fréquente que les intoxications aiguës. En Chine, des études ont montré que les toxines cyanobactériennes font partie des facteurs de risque dans le développement d'un carcinome hépatocellulaire (CHC). L'incidence de cette maladie en Chine est l'une des plus élevées au monde, car les cyanobactéries sont abondantes dans les eaux de surface au sud-est de la Chine (Kuiper-Goodman *et al.* 1999).

1.6.2. Effets des microcystines sur les animaux sauvages et domestiques

Les microcystines sont responsables de plusieurs incidents d'empoisonnement chez les animaux sauvages et domestiques, en particulier la mort de moutons, de poissons, de chevaux, de chiens, de bétail, de volailles et d'oiseaux. Chez tous ces animaux, des symptômes communs d'hépatotoxicité ont été observés comme la faiblesse, l'anorexie, la pâleur des extrémités et le trouble mental. Des mortalités massives épisodiques de flamants nains (*Phoeniconaias minor*)

se sont produites au Kenya. L'analyse du foie des carcasses des flamants a montré la présence de deux microcystines : MC-LR, MC-RR et de l'anatoxine-A (Krienitz *et al.*, 2003). En Algérie, a été signalé la mortalité de deux espèces de tortues *Emys orbicularis* et *Mauremys leprosa* dans le lac Oubeira suite à une efflorescence de *Microcystis* spp. Les concentrations en microcystines les plus cruelles ont été détectées au niveau du foie représentant ainsi 87 à 98 % du total de microcystines détectés dans les organes étudiés (viscères et chair) (Nasri *et al.*, 2008).

Des nombreux chercheurs ont également focalisés leurs études expérimentales sur les effets histologiques des MCs sur les poissons à la suite de gavages, d'injections intrapéritonéales et d'immersions. En dépit du fait que les réponses des organismes aux MCs soient dépendantes des doses de MCs et du temps d'exposition des poissons (Malbrouck *et al.*, 2004), les MCs entraînent des changements structuraux majeurs dans le foie, l'intestin, les reins, les branchies, le cœur mais également les gonades des organismes intoxiqués, entraînant des dysfonctionnements fonctionnels importants de ces organes qui à court terme peuvent provoquer la mort des organismes (Malbrouck *et al.*, 2004). Par exemple, en 1992 en Écosse, dans des lacs et des rivières, il a été remarqué le décès de 2000 truites brunes. Cette catastrophe, est causée par l'espèce *Anabaena flos-aquae*. Des dommages du foie caractérisés par des nécroses et des dégénérescences cellulaires avec condensation et désintégration des noyaux ainsi que de sévères altérations des branchies ont été observées (Codd *et al.*, 2005).

1.6.3. Effets des microcystines sur les végétaux

Comme la plupart des organismes, les végétaux (aquatiques ou terrestres) sont aussi confrontés à l'exposition aux cyanotoxines. Pour étudier l'effet toxique des MC-LR sur les plantes aquatiques, des macrophytes appelées *Ceratophyllum demersum* ont été exposés pendant 45 jours à des concentrations comprises entre 0,1 et 5,0 µg/L de MC-LR. Les résultats ont montré une réduction significative de croissance entre la 3^{ème} et la 6^{ème} semaine. Cela est dû à l'inhibition de la production d'oxygène lors de la photosynthèse, et aux changements dans la pigmentation (par exemple le changement de la concentration en chlorophylle). Des symptômes similaires ont été observés chez d'autres macrophytes et algues comme l'*Elodea Canadensis*, la *Cladophora*, le *Myriophyllum spicatum* et la *Phragmites australis* (Pflugmacher *et al.*, 2002).

La plupart des investigations qui portent sur les effets des MCs sur les plantes terrestres, indiquent que l'exposition aux MCs pourrait affecter la productivité des plantes irriguées avec des eaux contaminées. Kos *et al.*, (1995) ont étudié pour la première fois l'inhibition de la croissance chez la moutarde blanche *Sinapsis alba* par les microcystines.

Par la suite, Kurki-Helasmo & Meriluoto (1998) ont confirmé, par marquage isotopique de l'atoxine, l'inhibition de la croissance de *Sinapis alba* par la MC-LR. Un autre travail sur la moutarde blanche effectué par M-Hamvas *et al.*, en (2003) ont exposé l'effet inhibiteur de la MC-LR sur la croissance et le développement des racines exposées à une concentration de 3 à 30 µg/mL. Ces effets ont été rapportés chez plusieurs plantes telles que le brocoli (*Brassica oleracea*) (Järvenpää *et al.*, 2007) et la laitue (*Lactuca sativa*) (Crush *et al.*, 2008).

1.7. Réglementations relatives aux cyanobactéries et aux cyanotoxines

Au cours de ces vingt dernières années, plusieurs nations à travers le monde se sont trouvées confrontées à de graves problèmes environnementaux, économiques et sanitaires liés aux proliférations ou aux agglomérations excessives de cyanobactéries dans les lacs et les réservoirs d'eau potable. En conséquence, des règles de sécurité à respecter et des niveaux d'exposition maximale ont été définis pour les cyanobactéries et les cyanotoxines les mieux connues et les plus fréquemment mises en évidence dans les milieux aquatiques en période de proliférations cyanobactériennes.

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

➤ Eau de baignade

À l'échelle internationale, l'OMS a élaboré en 1999 des recommandations pour les eaux récréatives et les cyanobactéries. Des valeurs guides ont été suggérées en tenant compte des éventuels risques par contact direct, inhalation et ingestion. Ces valeurs guides sont présentées en trois niveaux et ont été établies à partir d'études ou de cas d'intoxication avérée (Tableau.5)

Tableau 5. Valeurs guides retenues par l’OMS (OMS, 2003) pour la qualité des eaux de baignades

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

➤ **Eau potable**

L’OMS a également établi en 1999 des seuils d’alerte pour l’eau destinée à la consommation humaine en considérant la biomasse cyanobactérienne présente dans l’eau brute. A chaque seuil sont associées des actions à entreprendre par les gestionnaires des stations de potabilisation, cependant ces actions doivent être adaptées à chaque ressource et aux possibilités analytiques et de traitement de l’eau.

- **Seuil de vigilance (environ 200 cell/mL) :** Ce seuil correspond à la détection dans 1 mL d’eau brute d’une colonie ou de filaments de cyanobactéries. Quand ce seuil est atteint, il est conseillé d’augmenter la fréquence d’échantillonnage à au moins une fois par semaine, de façon à observer un changement rapide de la biomasse cyanobactérienne.

- **Seuil 1 d’alerte (2 000 cell/mL) :** Ce seuil indique la possibilité de dépasser la valeur guide établie par l’OMS pour l’eau de boisson, et nécessite d’évaluer l’efficacité de la filière de traitement de potabilisation à éliminer les cyanotoxines ou la possibilité d’avoir recours à un captage de secours présentant une eau moins chargées en cyanobactéries. Un tel niveau de biomasse nécessite de s’entretenir avec les autorités sanitaires et de poursuivre la surveillance des eaux brutes avec une fréquence au moins hebdomadaire. Une identification des genres ou espèces cyanobactériennes doit être réalisée afin de déterminer les cyanotoxines pouvant être potentiellement produites.

Des analyses de cyanotoxines dans l'eau distribuée peuvent également être envisagées. Si celles-ci sont négatives mais que la biomasse reste supérieure au seuil d'alerte 1, la surveillance des cyanobactéries dans l'eau brute doit être maintenue.

- **Seuil 2 d'alerte (100 000 cell/mL)** : Une telle concentration témoigne d'un risque accru d'effets néfastes sur la santé à court terme si aucun traitement n'est mis en place ou si la filière de potabilisation n'est pas assez efficace en termes d'élimination de cyanobactéries et de cyanotoxines. Il est donc primordial pour le gestionnaire de connaître l'efficacité de sa filière de traitement ainsi que ses performances. En l'absence d'étape de traitement comprenant du charbon actif ou une autre technologie avancée afin d'éliminer les cyanotoxines, il convient d'envisager la mise en place d'un plan d'urgence pour garantir la distribution de l'eau d'alimentation. Une surveillance de la prolifération s'impose pour déterminer le retour à une situation de fonctionnement normal.

❖ **Réglementations en Algérie**

La valeur de 1 µg/L de microcystine-LR établie par l'OMS a été reprise en Algérie dans un premier temps dans le décret exécutif n° 11-125 du 17 Rabie Ethani 1432 correspondant au 22 mars 2011 relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine, à l'exception des eaux minérales naturelles. Dans ce décret, il est indiqué que la recherche de la microcystine-LR dans l'eau distribuée doit être effectuée « en cas de prolifération algale dans les eaux brutes ». Ceci entraîne donc des difficultés d'application liées à la définition d'une « prolifération algale ».

Chapitre 2: Matériel **et Méthodes**

2.1. Description de la zone d'étude

La zone d'étude est située dans le Nord Est algérien, dans la commune de Bekkouche Lakhdar (wilaya de Skikda). Cette dernière se situe sur la frange tellienne de l'Est algérien. Elle est érigée comme wilaya en 1974, Elle comprend treize dairates regroupant trente-huit communes et s'étend sur une superficie de 4137,68 km², avec une population avoisinant les 804697 habitants. Elle dispose de 130km de côtes qui s'étalent de la Marsa à l'est jusqu'à l'oued Z'hour aux fins fonds du massif de Collo à l'ouest. Elle est limitée : Au Nord par la mer méditerranéenne ; Au Sud par la wilaya de Constantine ; A l'Est par la wilaya d'Annaba ; A l'Ouest par la wilaya de Jijel (Fig. 19).

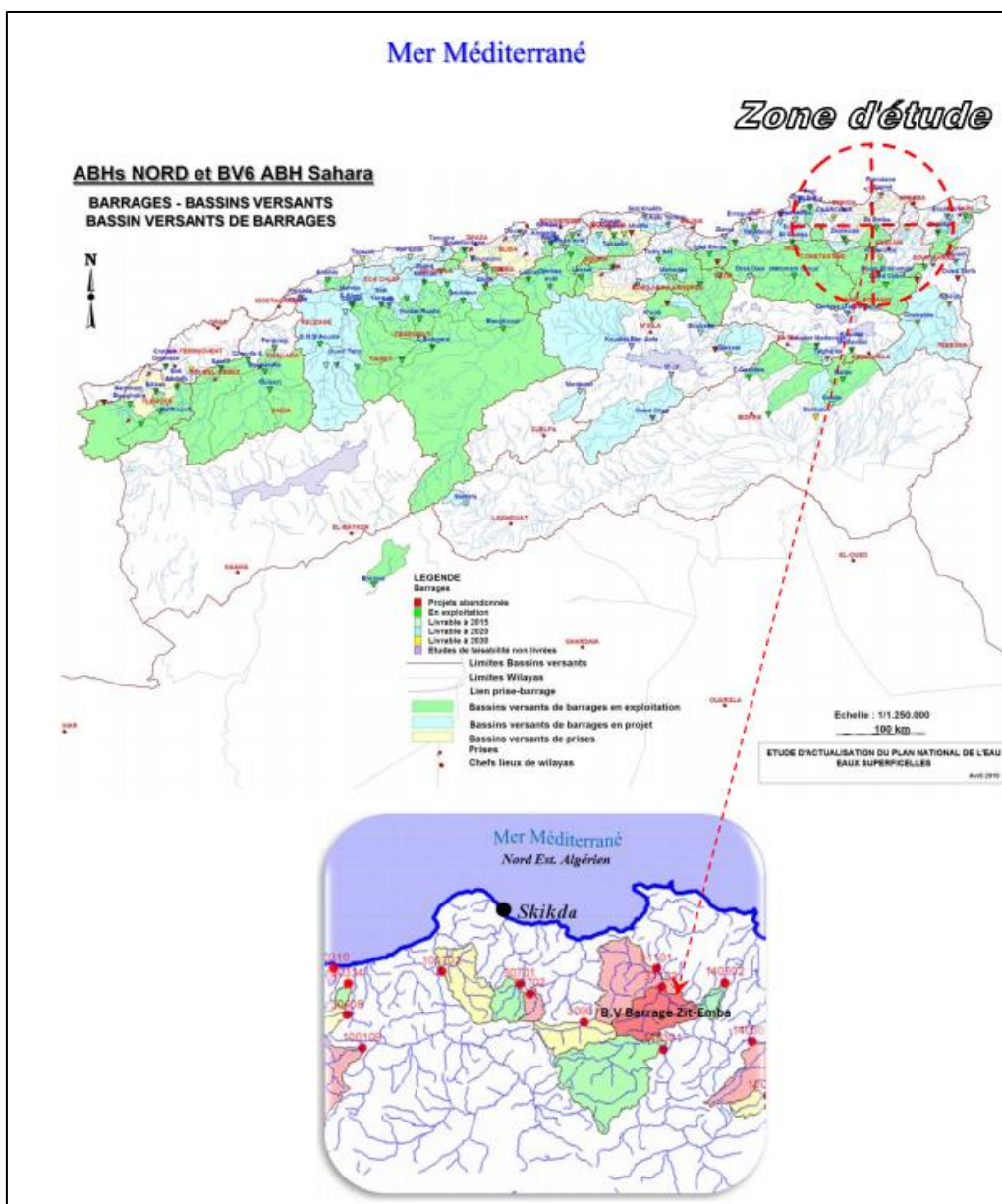


Figure 19. Situation géographique de la zone d'étude (Belhadj, 2007)

La commune de Bekkouche Lakhdar est située au Sud Est de la wilaya de Skikda (coordonnée : 36°42' 04.69"N ; 7°18'23.44"E), elle est délimitée : Au Nord par la commune de Ben-Azzouz (wilaya de Skikda) ; Au Sud par la commune de Roknia et Bouati-Mahmoud (wilaya de Guelma) ; A l'Est par la commune de Berrahal et Eulma (wilaya d'Annaba) ; A l'Ouest par la commune d'Ain Charcharet Es-Sebt (wilaya de Skikda).

Avec une superficie de 153km² pour une population de presque 16 000 habitants ; la commune de Bekkouche Lakhdar est considérée comme une région à vocation agro-pastorale dont l'activité économique principale est la culture des céréales, la production d'huile d'olives et l'élevage de bétail et volailles. Les industries sont peu nombreuses et concernent principalement l'agro-alimentaire. Ainsi on recense une entreprise de ciment (Hdjar Essoud) qui est localisée à quelques kilomètres de la commune (Belhadj, 2007).

Bassin versant du barrage Zit Emba

La région fait partie de l'Atlas tellien, elle est constituée de plaines et de vallées fertiles irriguées par des cours d'eaux, de collines à pentes régulières, de montagnes (Djebel Elgrar 1078 m, Djebel Bouaslouge 879 m etc..) et d'Oueds. Les principaux Oueds sont Oued El Hammam et Oued Emchekel affluents de l'Oued Kebir.

La zone concernée par cette étude s'étend sur de grandes surfaces. L'édifice structural des formations géologiques du bassin versant de Zit-Emba et ses environs présente un assemblage de nappes de charriages appartenant aux trois domaines paléogéographiques.

Du Nord au Sud et de haut en bas (Vila, 1969) on distingue (Fig. 20) :

- ✓ La nappe numidienne ;
- ✓ La nappe du flysch de type Guerrouch = flysch maurétanien ;
- ✓ Les nappes de la dorsale kabyle ;
- ✓ La nappe du flysch de Penthièvre = flysch maurétanien ;
- ✓ La nappe du flysch à microbrèches Sénoniennes = flysch massylien ;
- ✓ La nappe épi-tellienne ;
- ✓ Les formations de la plateforme néritique constantinoise.

Le bassin versant est marqué par un réseau hydrographique très évolué, il est drainé par deux Oueds : Oued Mouguer et Oued EL-Hammam mais l'hydrographie de la région de Bekkouche Lakhdar est caractérisée principalement par Oued El-Hammam qui prend sa source à partir des sources thermales d'Ouled Ali sur le versant nord du tell. Au début, il se dirige vers l'ouest, en suivant le pli anticlinal en altitude, ensuite il tourne au nord, en rejoignant l'oued Emchekel près

de la bourgade d'Ain Charchar et forme ainsi l'Oued Kebir (Ouest). Les deux oueds sont de direction sud nord, le site du barrage est situé à 5 km plus haut que le confluent de ces deux fleuves.

Le secteur d'étude est caractérisé par un couvert végétal, très dense, dominé par des forêts boisées, des vastes plaines occupées par l'arboriculture et les cultures maraîchères (cultures des légumes, etc...) et des prairies.

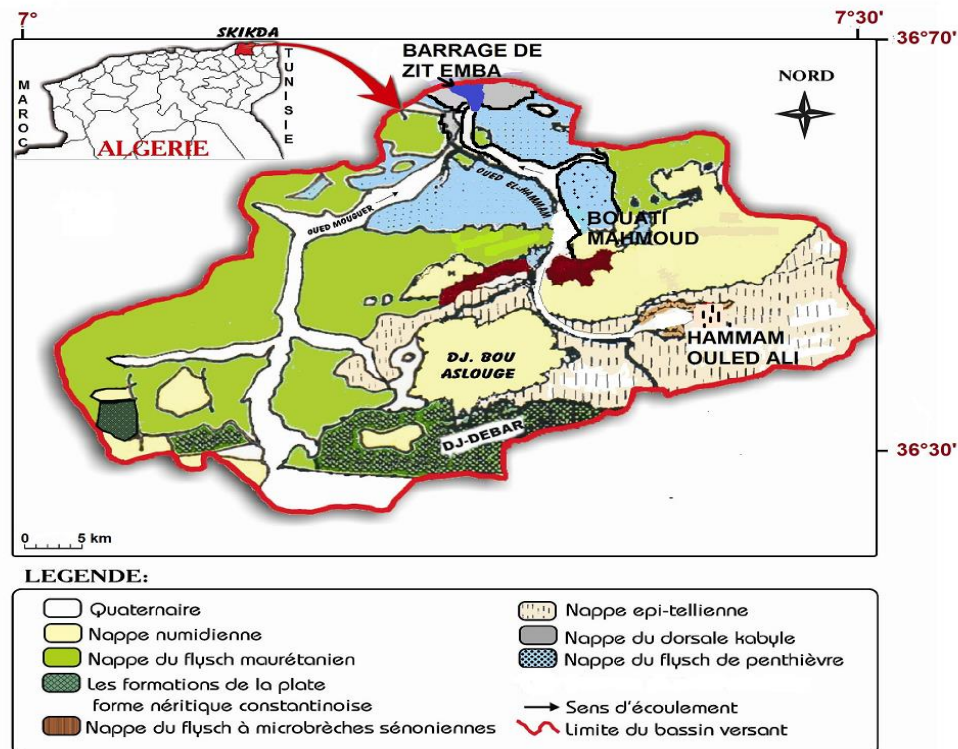


Figure 20. Carte géologique et de situation du bassin versant d'Oued El Hammam et du barrage de Zit Emba (Belhadj, 2007)

2.2. Données climatiques de la région

Les données climatiques présentées dans cette partie ont été rassemblées dans le but de caractériser le climat de notre zone d'étude. Pour cela nous avons utilisé les données météorologiques de la station Skikda. Ces dernières s'étalent sur vingt ans de collecte (1996-2016) (Tab.3).

2.2.1. Température

La température constitue un facteur climatique très important, elle joue un rôle dominant dans l'estimation de l'évapotranspiration. Elle varie en fonction de l'altitude, de la distance par rapport à la mer, des saisons et de la topographie (El Blidi *et al.*, 2006).

D'après le tableau ci-dessus (6), nous constatons que le mois le plus froid est le mois de Janvier (8,2 °C) et le mois le plus chaud est le mois d'Août (29,1°C).

2.2.2. Précipitations

Les précipitations constituent un facteur écologique d'importance fondamentale qui intervient non seulement dans le fonctionnement des écosystèmes mais également dans leur répartition.

D'après les données climatiques, la précipitation annuelle dans notre zone d'étude équivaut à 741,11 mm ; Le mois le plus pluvieux est le mois de décembre (122 mm) et le mois le plus sec est le mois de juillet avec des précipitations (moins de 3 mm) (Tab. 6).

2.2.3. Humidité

L'humidité est plus élevée en hiver qu'en été ; le taux d'humidité moyen au cours de l'année est de 70% (Tab. 6).

2.2.4. Vents

La région de Bekkouche Lakhdar est très exposée aux vents ; ces derniers montrent une vitesse moyenne maximale en Décembre (4,3 m/s) et une vitesse moyenne minimale en Juin (2,3 m/s) (Tab. 6).

Tableau 6. Données climatiques de la zone d'étude (1996-2016) (ONM, 2016)

	température			Précipitations (mm)	Humidité relative (%)	Vent vitesse Moy (m/sec)
	T°(C) Min	T°(C) Max	T°(C)Moy			
JAN	8,2	18,25	13,22	122	72,8	3,3
FÉV	11,2	19	15,1	96,7	69,8	3,6
MAR	10,8	18,8	14,8	65,3	67,5	3,5
AVR	14,6	20,6	17,6	52,2	68,3	3,1
MAI	16,2	23,3	19,75	50,3	69,7	2,7
JUIN	19,3	26,6	22,95	13,01	68,8	2,3
JUIL	22,1	28,9	25,5	2,1	68,2	3,1
AOÛT	22	29,1	25,55	9,5	67,4	2,9
SEP	20,09	26,74	23,41	47	69,3	3
OCT	17,1	25,06	21,08	63,7	67,6	3,2
NOV	12,74	20,62	16,68	98,8	69,6	3,4
DÉC	10,07	16,58	13,32	120,5	70,04	4,3

❖ Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (Fig.21) permet de mettre en évidence la période sèche de la zone d'étude. Il est tracé avec deux axes d'ordonnées où les valeurs de la pluviométrie sont portées à une échelle double de celle des températures (Bagnouls & Gaussen, 1957).

Le diagramme ombrothermique de Gausson et Bagnouls pour la période (1996-2016) montre que l'année est répartie en une saison sèche allant de Mars à Octobre et une saison humide allant de Novembre à Avril (Fig.21).

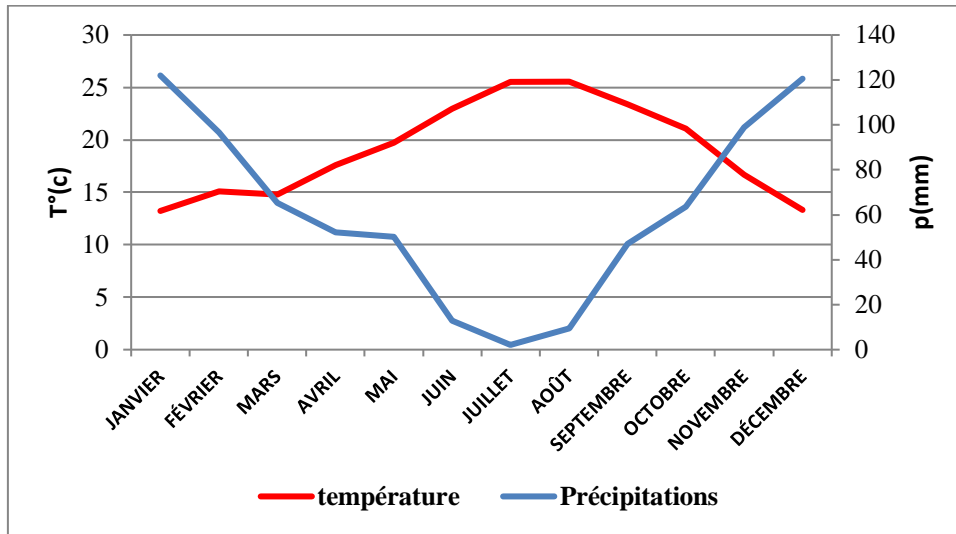


Figure 21. Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson

❖ Le climagramme d'EMBERGER

Le quotient pluviométrique "Q2" d'EMBERGER correspond à une expression synthétique subdivise le climat méditerranéen en cinq étages bioclimatiques. Il est calculé à l'aide de la moyenne annuelle des précipitations (P en mm) et des températures selon la formule suivante :

$$Q = \frac{2000P}{M^2 - m^2}$$

- **Q** : quotient pluviométrique d'Emberger.
- **M** : moyenne des maxima (températures maximales journalières) du mois le plus chaud, en kelvins.
- **m** : moyenne des minima (températures minimales journalières) du mois le plus frais, en kelvins.
- **P** : cumul pluviométrique annuel, en millimètres.

Après application de la formule, il apparait que la région de Skikda appartient à l'étage sub-humide avec un hiver chaud (Fig.22) (Tab.7).

Tableau 7. Paramètre de climagramme d'Emberger.

Station	P (mm)	T max °K	T min °K	Q	Type de climat
Skikda	741,11	302,25	281,35	121,52	Sub humide

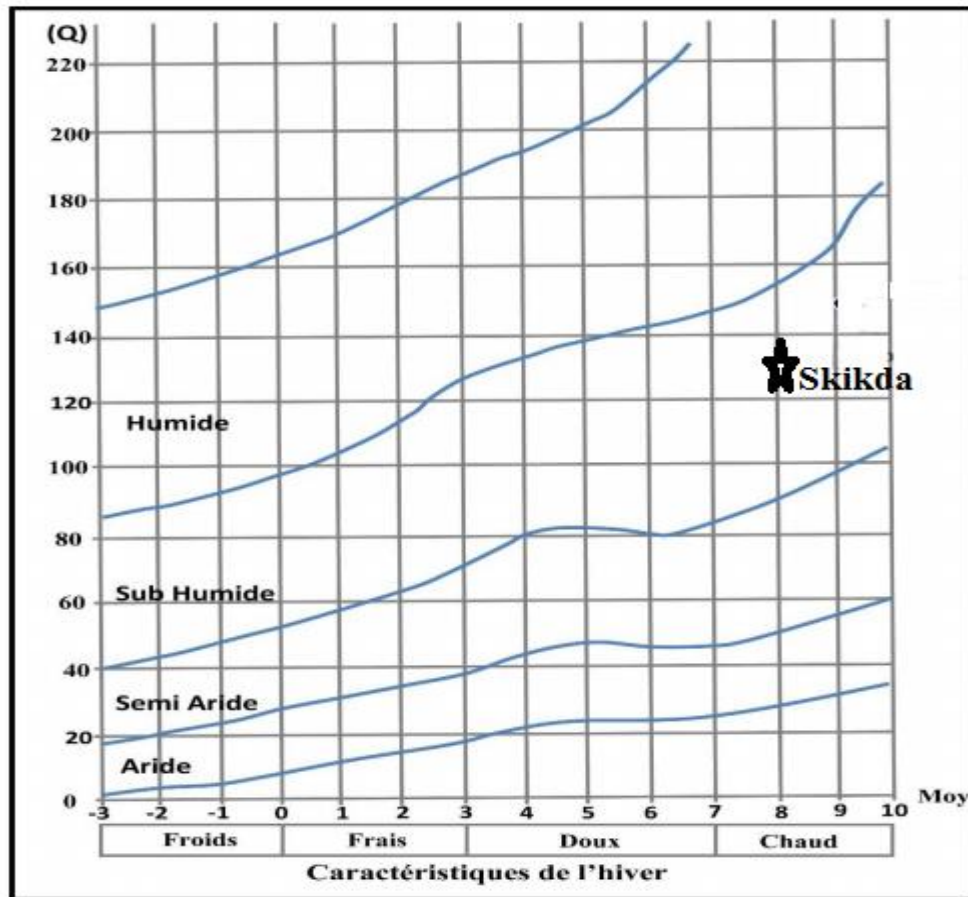


Figure 22. Position de la wilaya de Skikda dans le climagramme d'Emberger (1996-2016)

2.3. Caractéristiques techniques du Barrage Zit- Emba

Le site du barrage se trouve sur l'oued El Hammam au Nord Est de l'Algérie à 2 km de la commune Bekkouche Lakhdar (wilaya de Skikda). La superficie du bassin versant du barrage Zit-Emba est de 485 km². Il a une forme compacte triangulaire et comprend la branche Est de l'Oued Hammam (2/5 de la superficie générale), et la branche Ouest de l'Oued Mouguer (3/5 de la superficie générale) ; La digue est implantée sur les terrains de la wilaya de Skikda et la majeure partie des eaux sont stockées sur les terrains de la wilaya de Guelma. Quoique la majeure partie de la surface du bassin (68%) soit située entre 600–200m d'altitude, la hauteur moyenne du bassin est de 376m, avec un réseau hydrographique bien développé (Belhadj, 2007).

Initialement le barrage Zit -Emba a été destiné à l'irrigation des périmètres situés en aval du barrage dans la vallée de l'oued Kebir-Ouest ; mais du fait que durant les dernières années, la région a souffert d'un déficit intense en eau potable et alors une partie des eaux accumulées a été destinée à la satisfaction des besoins de la population en eau potable (Harrat, 2013).

L'ensemble des caractéristiques techniques du barrage Zit –Emba sont décrites dans le tableau 8.

Tableau 8. Caractéristiques techniques du barrage Zit –Emba (Belhadj, 2007)

Désignations	Caractéristiques	Valeurs et unités
A	Caractéristiques hydrologiques et paramètres de la retenue	
1	Surface du bassin versant	485 km ²
2	Apport moyen annuel	50 Millions m ³ / an
3	Ecoulement 80 %	24 Millions m ³ / an
4	Débit de transport solide (moyen)	270 000 t / an
5	Côte niveau normal de la retenue	86 m
6	Côte niveau surcharge de la retenue	91 m
7	Côte niveau d'eau morte de la retenue	62 m
8	Capacité totale de la retenue (Volume niveau normal)	120 Millions m ³
9	Eau morte de la retenue	8.4 Millions m ³
10	Surface de la retenue au niveau normal	810 ha
11	Rendement utile de la retenue	43.4 Millions m ³ / an
12	Débit de la crue 0.01 %	3060 m ³ / sec
13	Débit de la crue 0.1 %	1920 m ³ / sec
14	Débit de la crue 1.0 %	1275 m ³ / sec
15	Débit de la crue 10 %	635 m ³ / sec
16	Profondeur maximale	41 m
17	Profondeur moyenne	20.5 m
(B)	Du barrage	
1	Type de barrage en terre non homogène et enrochement (Le corps du barrage en argile, galets graviers et en masse rocheuse)	
2	Côte de la crête	92.0 m
3	Hauteur maximale au-dessus de la surface naturelle du sol	47.5 m
4	Hauteur maximale à partir du fond de la fouille	52.0 m
5	Longueur en crête	640 m
6	Largeur en crête	10 m
7	Volume total du remblai	2.384.940 m ³
8	Hauteur maximale du noyau	51.3 m
(C)	La retenue	
1	Niveau normal est de 86 m, le plan d'eau dans la retenue se disperse jusqu'à 8 km en amont des oueds	
(D)	Apport annuel d'oued El Hammam	
1	L'écoulement moyen	65 Millions m ³ / an
2	Volume régularisable pour l'irrigation	55 Millions m ³ / an

2.4. Méthodologie

2.4.1. Stratégie d'échantillonnage

Dans le cadre de cette thèse, deux types de prélèvements d'eaux brutes ont été effectués :

- Le premier échantillonnage est mensuel (de Mars 2015 à Février 2016) ; il est réalisé en sub-surface dans quatre stations d'échantillonnage (S1, S2, S3 et S4) (Tab.9) situées le long

d'un transect Ouest-Est de la retenue (Fig. 23). Cet échantillonnage était accompagné d'un échantillonnage mensuel au niveau du bassin de collecte des eaux destinées au traitement (S5) et chez un consommateur des eaux traitées (S6)

- Le second échantillonnage est saisonnier et a concerné les différentes couches limniques de la colonne d'eau. Ces prélèvements d'eau ont été réalisés en un seul point de la retenue situé à proximité de la tour de prise d'eau (S4) (Fig. 23) ; les points échantillonnés sont répartis à différentes profondeurs de la colonne d'eau à 50 cm, à 5m, à 10m, à 15m et 20m.

Tableau 9. Caractéristiques des six stations d'échantillonnage. (Google Earth, 2018)

Points de prélèvement	Coordonnées GPS		Caractéristiques	Exposition en vents
	Latitude	Longitude		
Station 1	36°39'29.39"N	7°17'38.54"E	A l'embouchure des oueds	oui
Station 2	36°40'12.92"N	7°17'57.43"E	Centre du barrage	oui
Station 3	36°41'6.51"N	7°18'10.44"E	localisée sur la digue	oui
Station 4	36°40'59.69"N	7°18'16.19"E	Proximité de la tour du barrage	non
Station 5	//	//	Eau récupéré de la station avant traitement	//
Station 6	//	//	Eau récupéré d'un consommateur après traitement	//

Le choix des stations d'échantillonnage a été conditionné par les caractéristiques hydrographiques de ce plan d'eau, la disponibilité des moyens de prélèvements, la direction des vents dominants et les données sur la topographie du réservoir.

Remarques : Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée (Rodier *et al.*, 2009), la raison pour laquelle nous avons insisté sur les points suivants :

- ✓ Utilisation de bouteilles en matière plastiques en raison des facilités qu'elles présentent pour le transport et leur faible coût.
- ✓ Sur chaque flacon et bouteille des étiquettes comportant la codification suivante, ex : Zit-Emba_ 20/07/2016 _ (numéro de station) _ ID (identification et comptage) (Silvano , 2005).
- ✓ Pour chaque site d'étude nous avons préparé une fiche signalétique rassemblant les renseignements utiles relevées au cours des opérations (observations météorologiques, paramètres physico-chimiques de l'eau, surveillance des fleurs d'eau,...etc) (Brient *et al.*, 2004).
- ✓ Les échantillons sont transportés jusqu'au laboratoire dans une glacière (ce qui permet une conservation satisfaisante).

- ✓ 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 entre 9h et 11h.

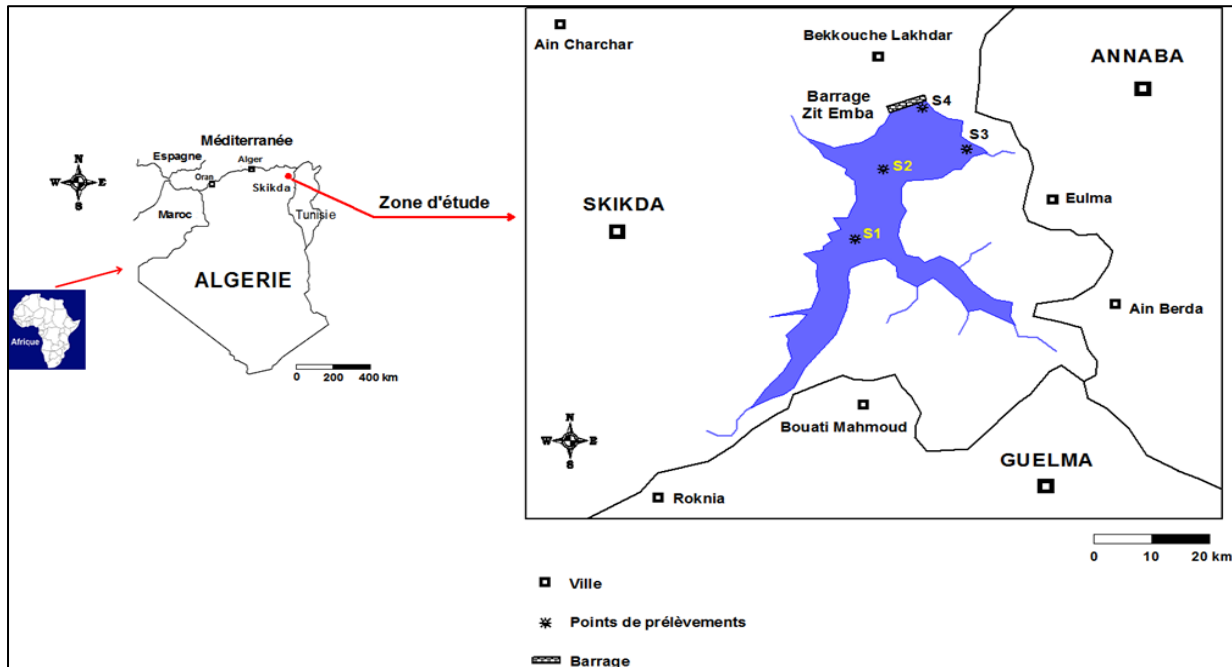


Figure 23. Localisation des différentes stations de prélèvements dans la retenue Zit-Emba

2.4.2. Echantillonnage en surface

Dans un premier temps, nous avons procédé à un prélèvement d'eau brute pour l'identification microscopique et le comptage des cyanobactéries dominantes. Pour cela, un prélèvement intégré de 1 L d'eau brute à l'aide d'un tube échantillonneur de 1 m de long a été effectué dans chacune des quatre stations de prélèvement. Ce volume a été concentré par la suite à travers un filet à plancton de 20 μm de vide de maille, pour obtenir au final un volume d'environ 100 mL. Par la suite, nous avons effectué un second prélèvement à la bouteille (2 L) destiné à la mesure de la matière en suspension, au dosage des toxines, la chlorophylle-*a* et les nutriments.

2.4.3. Echantillonnage dans la colonne d'eau

Un prélèvement vertical de 1 L d'eau brute dans chacune des profondeurs définies, a été effectué à l'aide d'une bouteille d'échantillonnage de type Ruttner (Hydro-Bios®, Germany) équipé d'un thermomètre, ce qui nous a permis d'établir un profil vertical de la température et

ainsi définir les différentes couches limnique et la profondeur de la zone de mélange¹ (Zm) (Lawrence *et al.*, 2000). Ces prélèvements ont été destinés aux identifications et comptages des cyanobactéries dominantes mais aussi aux dosages de la chlorophylle-a, des nutriments et de la matière en suspension.

2.5. Paramètres physico-chimiques mesurés in situ

La température (T°), le pH, l'oxygène dissous (DO) et la conductivité électrique (Cond) sont mesurés in situ (du fait des variations rapides de ces paramètres dans le temps) ; leur mesure a été effectuée à l'aide d'un appareil Multi-paramètres de terrain modèle (3420 IDS, WTW, Germany) (Fig.24). L'utilisation de cet appareil consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après étalonnage, puis attendre quelques secondes avant de lire le résultat de la mesure, après stabilisation de l'affichage de ce dernier sur l'écran.

L'estimation de la transparence de l'eau a été réalisée à l'aide d'un disque de Secchi, ce dernier est submergé dans l'eau. La transparence correspond à la profondeur à laquelle le disque



Figure 24. Multi-paramètres (3420 IDS, WTW, Germany)

2.6. Paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire

Dès l'arrivée au laboratoire :

- les prélèvements réservés au dénombrement et à l'isolement sont conservés 4°C jusqu'à l'analyse ultérieure.
- Le volume de 2L consacré au dosage des toxines, dosage des paramètres physico-chimiques et la chlorophylle *a* est réparti comme suit :
 - ✓ 1 L d'eau est filtré à l'aide d'un filtre en microfibrilles de verre Whatman GF/C (0.45 µm). Le filtre est récupéré puis séché à 50°C pour ensuite être conservé à -20°C a fin de doser les toxines (Chorus & Bartram, 1999 ; Brient *et al.*, 2001).

- ✓ 500 mL d'eau filtrée (filtre en microfibre de verre Whatman GF/C) vont servir pour le dosage des nitrites, nitrates, azote ammoniacal et orthophosphates, le filtre est récupéré pour le dosage des matières en suspension.
- ✓ 250 mL destinés pour le dosage de la chlorophylle (a) sont eux aussi filtrés à part comme précédemment (Brient *et al.*, 2001).
- ✓ 250 mL qui restent sont conservés en cas de besoin.

2.6.1. Azote ammoniacal (NH⁴⁺)

L'azote ammoniacal se trouve sous forme d'ions d'ammonium (NH₄⁺) dans la plupart des eaux courantes à pH= 6,5-8,5. Cette forme est relativement peu toxique. ; Au revanche, la même quantité d'azote ammoniacal à des pH plus élevés peut avoir des conséquences graves pour les cours d'eau car la forme non ionisée (NH₃) est très toxique pour la faune et la flore (Rejsek, 2002).

- **Principe « Méthode spectrophotométrique »**

Cette méthode est appliquée par Solorzano (1969) et par Koroleff (1969), 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. Pour les eaux naturelles, l'utilisation de nitroprussiate comme catalyseur est nécessaire afin d'accroître la sensibilité (Aminot & Kérouel, 2004).

- **Mode opératoire**

- ❖ **Etablissement de la courbe d'étalonnage**

- Préparer la solution étalon d'ammonium diluée à 500 µmol/l comme décrit en annexe I.
- Préparer la gamme des étalons suivante : 0.2µmol/l d'ammonium, 0.5µmol/l, 1µmol/l, 2µmol/l, et 5 µmol/l de nitrite (voir annexe)
- Faire deux dosages de chacun des étalons, ainsi que de l'eau déminéralisée de dilution selon la procédure générale de dosage (paragraphe ci-dessous)
- Tracer la droite d'étalonnage : DO= f (concentration).
- Etablir l'équation A= a.C + b

- ❖ **Procédure générale de dosage**

Le traitement décrit s'applique directement aux échantillons pré-filtrés sur terrain, ainsi qu'aux étalons.

- Rincer le récipient de dosage avec l'eau à analyser.
- Introduire 100 ml d'eau à analyser.

- Ajouter 5 ml du réactif R1' (solution de phénol- nitroprussiate), boucher et bien mélanger.
- Ajouter sans attendre 5 ml du réactif R2' (solution complexante au chlore), boucher et mélanger à nouveau.
- Placer le flacon immédiatement à l'abri de la lumière, à T° ambiante, pendant au moins 6 heures.
- La lecture peut se faire le lendemain.
- Si l'échantillon est visiblement turbide, le centrifuger avant la mesure colorimétrique.
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon à une longueur d'onde de 630 nm.

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

- **Calculs, expression des résultats :**

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

Où : A_{brut} est l'absorbance mesurée pour l'échantillon ; b_r est l'absorbance mesurée pour le blanc des réactifs.

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

2.6.2. Nitrites (azote nitreux NO²⁻)

Les nitrites constituent une étape importante dans la métabolisation des composés azotés, ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre l'ammoniaque et les nitrates. La présence de nitrites d'origine naturelle est très rare et une eau contenant des nitrites est à considérer comme suspecte car cette présence est souvent liée à une détérioration de la qualité microbiologique (Rejsek, 2002).

- **Principe « Méthode spectrophotométrique »**

Le principe de cette technique, réalisée par Bendschneidre & Robinson (1952), est basé sur la réaction de nitrite avec la sulfanilamide (amine aromatique) pour former un diazoïque qui est couplé à une seconde amine aromatique : le N-naphtyl-éthylènediamine pour produire un complexe de coloration rose (Aminot & Kérouel, 2004).

- **Mode opératoire**

- ❖ **Établissement de la courbe d'étalonnage**

- Préparer la solution étalon de nitrite diluée à 50 µmol/l comme décrit en annexe I.
- Préparer la gamme des étalons suivante : 0.1µmol/l de nitrite, 0.2µmol/l, 0.5µmol/l, et 1.0 µmol/l de nitrite (voir annexe).

- Faire deux dosages de chacun des étalons, ainsi que de l'eau déminéralisée de dilution selon la procédure générale de dosage (paragraphe ci-dessous)
- Tracer la droite d'étalonnage : $DO = f(\text{concentration})$. Etablir l'équation $A = a.C + b$.

❖ **Procédure générale de dosage**

- Rincer le récipient de dosage avec l'eau à analyser.
- Prélever 50 ml de l'échantillon filtré (filtre GF/C), et le transférer dans le récipient.
- Ajouter 1ml du réactif R1 (solution de sulfanilamide), mélanger, puis attendre 2 à 5 minutes.
- Ajouter 1ml du réactif R2 (solution de N-naphtyl-éthylènediamine), mélanger, puis laisser agir au moins 10 minutes, mais pas plus de 1 heure.
- Mesurer l'absorbance de l'échantillon à la longueur d'onde de 543 nm.

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

• **Calculs, expression des résultats**

L'absorbance nette est : $A = A_{\text{brut}} - b_r$ Où : A_{brut} est l'absorbance mesurée pour l'échantillon ; b_r est l'absorbance mesurée pour le blanc des réactifs. Déduire de la courbe d'étalonnage la concentration de nitrite (mg/l) correspondant à la valeur A de l'absorbance.

2.6.3. Nitrates (azote nitrique NO_3^-)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique (nitrification). Dans le milieu naturel, les nitrates ne sont pas directement toxique mais participe à l'important phénomène d'eutrophisation des eaux stagnantes, les eaux courantes et même celle de littoral (Rejsek, 2002).

• **Principe « Méthode spectrophotométrique »**

La présente technique (ISO 7890/ 1986) est basée sur la réaction des nitrates avec le diméthyl-2.6 phénol en présence des acides sulfuriques et phosphoriques, avec production du nitro-4 diméthyl-2.6 phénol de couleur rose crevette (ISO, 1994).

• **Mode opératoire**

❖ **Etablissement de la courbe d'étalonnage**

- Préparer une série de solution étalons en introduisant dans une série de fioles jaugées de 100, 1, 5, 10, 15, 20 et 25 ml respectivement de 100 mg/l de la solution étalon de nitrate (7,218 g de nitrate de potassium séché à 150°C pendant 2h + 750 ml d'eau). Compléter au volume avec de l'eau. Ces solutions contiennent respectivement : 1, 5, 10, 15, 20, et 25 mg d'azote de nitrate/litre.

- Introduire 35 ml de mélanges acides (500 ml acide sulfurique + 500 ml acide orthophosphorique + 0,04 g acide amidosulfonique) dans une série de six fioles de 100 ml. Dans chaque fiole, introduire 5 ml des solutions étalons puis 5 ml de la solution Diméthyl-2,6 phénol (1,2 g de diméthyl-2,6 phénol dans 1000 ml d'acide acétique). Mélanger et laisser reposer pendant 10 à 60 min.
- Mesurer l'absorbance de chaque solution d'étalonnage à 324 nm.
- Soustraire l'absorbance de l'essai à blanc des absorbances des solutions d'étalonnage.
- Construire la courbe d'étalonnage en fonction de la concentration de l'azote nitrique (mg/L).

❖ Dosage

- Introduire dans une éprouvette 2 ml de l'échantillon filtré (filtre GF/C).
- Ajouter 14 ml de mélange des acides et 2 ml solution diméthyl-2,6 phénol, puis le laisser reposer 10 minutes.
- La même opération est effectuée avec 2 ml d'eau distillée (essai à blanc)
- A l'aide de l'appareil spectrophotomètre UV visible, lire les résultats à la longueur d'onde 324 nm.

• Calculs, expression des résultats

- L'absorbance A_0 due la présence des nitrates dans l'échantillon est donnée par l'équation : $A_0 = A_1 - A_2$; où : A_1 est l'absorbance de l'échantillon et A_2 est l'absorbance de l'essai à blanc
- Déduire de la courbe d'étalonnage la concentration de nitrate (mg/L) correspondant à la valeur A_0 de l'absorbance.

2.6.4. Orthophosphates (PO_4^{3-})

Le phosphore est un élément assez rare mais indispensable à tous les êtres vivants. Il entre notamment dans les cycles énergétiques cellulaires. Il peut exister dans les eaux à l'état minéral ou organique. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation, répondent au test spectrophotométrique sont considérés comme étant des orthophosphates. Sa présence dans l'eau n'a pas de conséquences sanitaires, en revanche elle favorise la croissance des algues contribuant ainsi au phénomène d'eutrophisation (Rodier *et al.*, 2009).

• Principe « Méthode spectrophotométrique »

Les ions orthophosphates en solution acide (acide sulfurique H_2SO_4) et en présence de molybdate d'ammonium forment un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, donne un complexe de molybdène fortement coloré en bleu. Le développement de

la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur l'oxytartrate d'antimoine et de potassium (Aminot & Kérouel, 2004).

- **Mode opératoire**

- ❖ **Etablissement de la courbe d'étalonnage**

- Préparer la solution étalon de phosphate diluée à 50 µmol/l (voir annexe I).
- Préparer la gamme des étalons suivante : 0.1µmol/l, 0.2µmol/l, 0.5µmol/l, et 1µmol/l d'orthophosphate (voir annexe I)
- Faire deux dosages de chacun des étalons, ainsi que de l'eau déminéralisée de dilution selon la procédure générale de dosage (paragraphe ci-dessous)
- Tracer la droite d'étalonnage : $DO = f(\text{concentration})$.
- Etablir l'équation $A = a.C + b$

- ❖ **Procédure générale de dosage**

La procédure s'applique directement aux échantillons pré-filtrés sur terrain, ainsi qu'aux étalons.

- 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 2.0 ml du réactif R1'' (solution d'acide ascorbique), mélanger et puis attendre 15 min
- Ajouter 2.0 ml du réactif R2'' (solution d'acide Molybdène et d'antimoine), puis mélanger et ensuite laisser agir 5min mais pas plus de 30 min ; mesure l'absorbance à 880 nm.

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

- **Calculs, expression des résultats**

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

Où : A_{brut} est l'absorbance mesurée pour l'échantillon ; b_r est l'absorbance mesurée pour le blanc des réactifs.

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

2.6.5. Matières en suspension (MES)

La connaissance de la quantité de matières en suspension (MES) est importante pour l'étude des milieux aquatiques. Les particules réduisent la transparence de l'eau et de ce fait la production primaire photosynthétique. Selon leur nature, Elles sont également une source nutritive non négligeable pour la faune (Aminot & Kérouel, 2004).

- **Principe « méthode par filtration »**

La détermination des matières en suspension dans l'eau est réalisée par l'application de la méthode de pesée différentielle après filtration sur un filtre de fibre de verre Whatman GF/C de 47 mm de diamètre ; l'utilisation de ce type de filtre permet la rétention de toutes les particules de taille variant entre 0.47 µm et 250 µm (Aminot & Kérrouel, 2004).

- **Mode opératoire**

- Mettre les filtres de fibre de verre (sur papier aluminium) au four à 450-500°C pendant 1heure, puis laver ces filtres avec de l'eau distillée (50 à 70 ml) afin d'éliminer toute substance organique.
- Mettre les filtres dans l'étuve (à température comprise entre 70 et 105°C) pendant 2 heures et les recouvrir d'une feuille d'aluminium pour les protéger de la poussière.
- Peser chaque filtre sur la balance jusqu'à obtention d'un poids stable (= P1).
- Prendre une prise d'essai de 100 ml à l'aide d'une éprouvette.
- Placer le filtre dans la rampe de filtration.
- Verser le volume d'eau (100 ml) jusqu'à filtration complète.
- Dès que le filtre est à sec, verser 10 à 20 ml d'eau déminéralisée et aspirer à nouveau.
- Récupérer le filtre et le mettre à l'étuve à 70°C pendant 2 heures.
- Après refroidissement total, peser le filtre (= P2).

- **Calculs, expression des résultats :**

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

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).
P2 = poids du filtre après filtration (mg).
V = volume d'eau filtrée (litre).

2.6.6. Dosage de la Chlorophylle a dans l'eau

La chlorophylle a est le principal pigment photosynthétique des plantes ; en convertissant l'énergie lumineuse en énergie chimique, elle permet la photosynthèse. C'est un paramètre clé des études du degré d'eutrophisation de l'eau (Aminot & Kérrouel, 2004).

- **Principe**

Cette technique est basée principalement sur l'extraction et la dissolution du pigment photosynthétique représenté par la chlorophylle (a) dans un solvant approprié (acétone à 90%). La lecture se fait à trois longueurs d'ondes différentes (663 ; 645 ; 630 nm et 750 nm pour le

certain nombre de bandes, correspond donc à un certain volume, ce qui permet une estimation par millilitre (Brient *et al.*, 2001).

La méthode est la suivante :

- 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.
- prélever rapidement avec une pipette 1 ml (sous échantillon) 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.
- observer à l'aide d'un microscope optique à l'objectif x10 puis x 40.
- Compter les 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 :

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

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

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

40 : les 40 bandes qui correspondent à la grill

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

Moy : la moyenne des cellules dénombrées. **V** : volume de l'échantillon filtré en millilitres

2.8. 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).

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

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 $\text{FO} < 10\%$.

2.9. Evaluation du potentiel toxique des cyanobactéries

En raison de l'élévation des cas d'intoxication par les cyanotoxines, il est nécessaire d'augmenter et d'utiliser des méthodes sensibles et fiables capables de détecter les différents types de ces toxines. La sensibilisation aux dangers présentés par les toxines cyanobactériennes, a conduit à la mise au point d'un certain nombre de méthodes pour leur détection et leur quantification, allant des méthodes de criblage basées sur les tests *in vivo* à des techniques analytiques plus sophistiquées. Néanmoins, ces méthodes devraient être en mesure de détecter des concentrations de toxines inférieures à la valeur seuil établie par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) pour la qualité de l'eau potable qui est de 1 µg/L-1 de MC-LR.

Dans le cadre de cette thèse, le dosage des microcystines-LR a été réalisé par le test ELISA (Enzyme-linked Immunosorbent Assay) à partir de prélèvements d'eau effectués dans les 3 stations (St1, St2, St4) présentant de fortes densité des genres susceptibles de synthétiser cette toxine (MC-LR).

Remarque : Les dosages des cyanotoxines ont été effectués au sein du laboratoire EMMAL, Université Badji-Mokhtar-Annaba.

✚ Dosage des Microcystines par le test ELISA (Enzyme-linked Immunosorbent Assay)

➤ Principe

Les tests ELISA actuellement commercialisés reposent sur un principe de déplacement par compétition. Brièvement, des MC sont immobilisées puis révélées par des IgG anti-MC. Le complexe ainsi formé est à son tour révélé au moyen d'un anticorps anti-IgG couplé à une enzyme. Cette interaction est mise en compétition avec un échantillon à tester, éventuellement contaminé par de la MC libre. Une extinction du signal reflète donc la présence de MC dans l'échantillon testé. L'utilisation d'une courbe étalon établie en présence d'une concentration connue de MC permet un dosage quantitatif de la MC éventuellement présente dans l'échantillon prélevé sur le terrain (Fig.25).

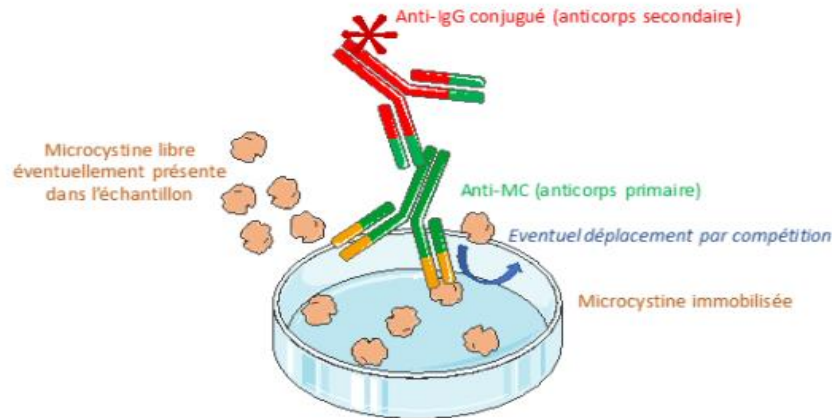


Figure 25. Principe des tests ELISA commerciaux utilisés pour la détection de MC dans des échantillons

➤ **Extraction des microcystines**

Nous avons filtré un volume d'eau brute (600-1000 mL) à travers un filtre en Microfibre de verre (47 mm, GF/C, Whatman®) afin de retenir les toxines contenues dans les cellules cyanobactériennes. L'extraction des microcystines a été réalisée dans 10 mL d'une solution de méthanol : eau à 80% (V : V). La première étape consiste à libérer le contenu cellulaire par une sonification du mélange (3 cycles de 30 sc avec un intervalle de 5s entre les cycles). Le mélange est ensuite centrifugé à 4000 rpm pendant 10 mn pour éliminer les débris cellulaires dans le culot, faire une dilution 1/6 (moins de 20% de méthanol dans nos échantillons) et le surnageant est utilisé pour le dosage par ELISA. L'extraction a été faite selon la méthode décrite par Chorus & Bartram (1999).

➤ **Protocole expérimental**

Le protocole du dosage des microcystines par le test ELISA, appliqué dans le cadre de ce travail est celui recommandé par le fabricant « Abraxis » (Fig.26).

- Sortir le kit bien avant la manipulation, laisser les réactifs prendre la température ambiante (30min).
- Enlever les barrettes supplémentaires. Numéroter la plaque selon le numéro et l'ordre de l'échantillon
- Ajouter immédiatement 50 µL de chaque standard, du contrôle, et de chaque échantillon.
- 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.
- Procéder au lavage de la plaque avec la solution préconisée. Répéter l'opération 3 fois.
- Ajouter 100µL de l'enzyme conjuguée de microcystine (de couleur transparente) dans tous les puits.

- Bien mélanger le contenu de la plaque pendant 20 à 30 secondes. Couvrir la plaque avec le parafilm et incuber à température ambiante pendant 30 minutes. Puis laver 3 fois ; Ajouter 100 µl de la solution colorée (substrat) dans tous les puits, après un temps d'incubation de 30 minutes à température ambiante, la couleur vire vers le bleu.
- Ajouter 50 µL de solution stop dans tous les puits et bien mélanger le contenu ; la couleur vire vers le jaune.
- Les puits sont analysés par un lecteur de microplaques (Mindray MR-96A, Germany) à la longueur d'onde 450 nm.

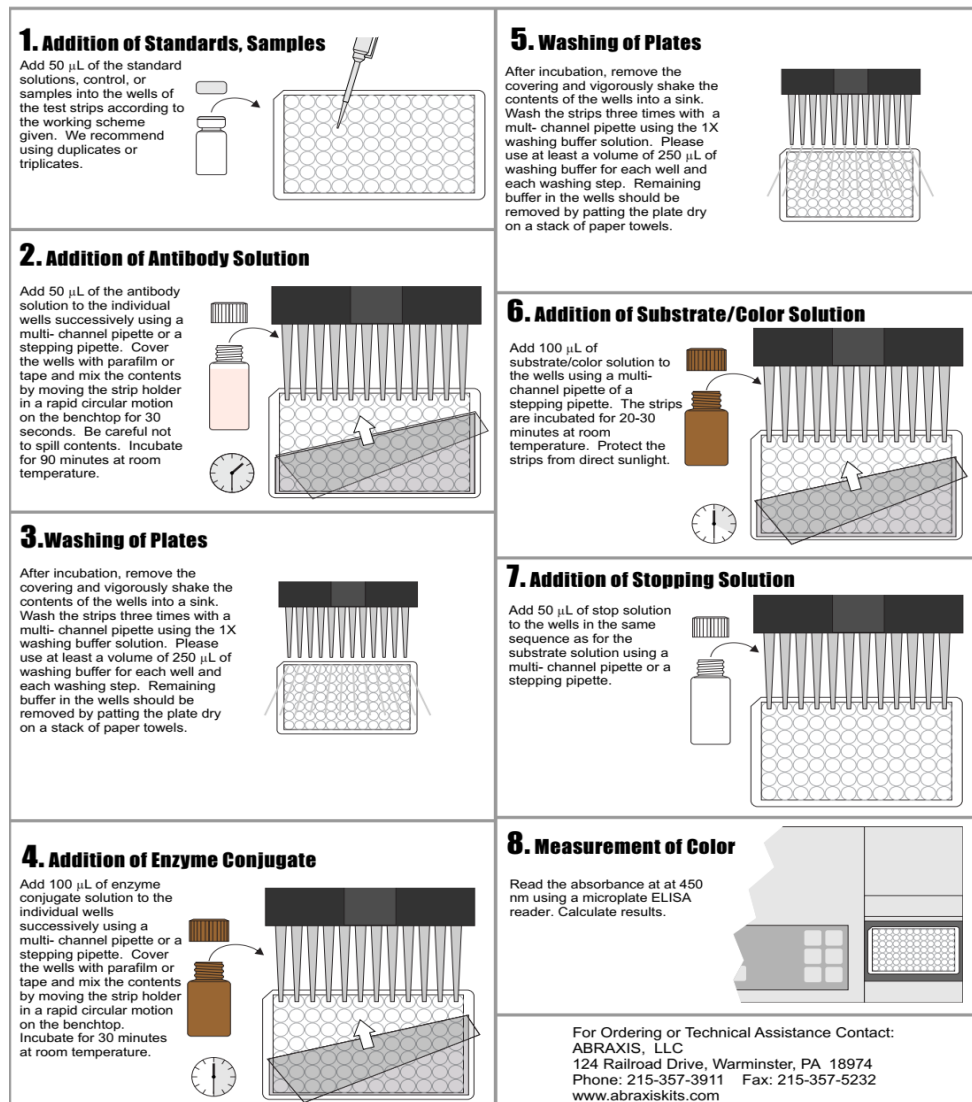


Figure 26. Protocole expérimental du test ELISA pour le dosage des microcystines selon ABRAXIS, Microcystins-ADDA (Microtitre Plate)

2.10. Analyse statistique

La Statistique envahit pratiquement tous les domaines d'application, aucun n'en est exclu ; elle permet d'*explorer* et d'*analyser* des corpus de données de plus en plus volumineux. Dans le cadre de cette thèse, toutes les analyses ont été effectuées sous R (R Development Core Team, 2014 ; version 3.1.2) ; ce dernier est un logiciel de statistique créé par Ross Ihaka et Robert Gentleman (Ihaka & Gentleman, 1996). C'est aussi un outil très puissant et très complet, particulièrement bien adapté pour la mise en œuvre informatique de méthodes statistiques. Il est à la fois un langage informatique et un environnement de travail. Pour nos analyses statistiques, nous avons utilisé quelques bibliothèques (en anglais *packages*) statistiques et graphiques : *MASS* (Venables & Ripley, 2002), *pastecs* (Grosjean & Ibanez, 2014), *corrplot* (Wei & Simko, 2013), *leaps* (Lumley, 2009), *ade4* (Dray & Dufour, 2007) et *FactoMineR* (Husson *et al.*, 2014). Tous les packages ou bibliothèques ont été téléchargés à partir du site web officiel de CRAN (The Comprehensive R Archive Network) ; <http://cran.r-project.org/web/packages/>.

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. 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. Par ailleurs, des comparaisons inter-sites et inter-mois ; inter-saisons et inter-profondeurs ont été effectuées à l'aide du test de Kruskal-Wallis. De plus, l'analyse en composantes principales 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 au niveau du barrage Zit-Emba. Par la suite, des arbres de classification (analyse hiérarchique) ont été tracés afin de mieux visualiser les similitudes inter-sites et inter-mois ; inter-saisons et inter-profondeurs (Dagnelie, 2007 et 2011).

Chapitre 3 : Les eaux
superficielles du
barrage Zit-Emba

3.1. Paramètres physico-chimiques enregistrés dans les eaux superficielles

3.1.1. Température

La température des eaux superficielles de Zit Emba présente des variations similaires dans l'ensemble des stations. Elle varie de 11°C (en février) à 30°C (en juillet) et l'écart entre elles est de l'ordre de 19°C (Fig.27). Nous notons, par ailleurs, des températures de plus de 20°C de mai à octobre et celles en dessous de 20°C le reste de l'année.

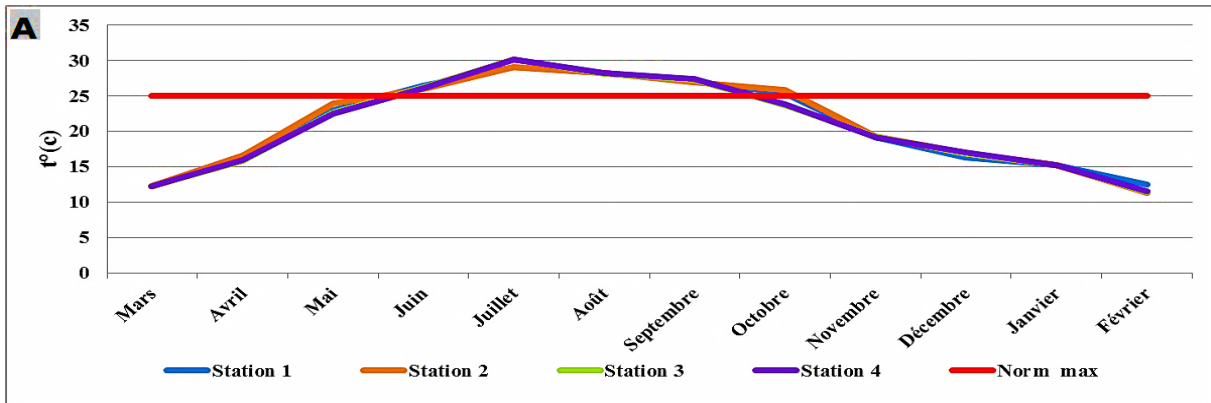


Figure 27. Variations spatio-temporelles des températures enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.2. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous des eaux du barrage Zit-Emba montrent des variations similaires dans l'ensemble des stations ; elles sont comprises dans l'intervalle 7,24 -10,50 mg/L. Elles dépassent le plus souvent la valeur 8 sauf durant la période s'étalant de juillet à octobre ou les teneurs sont comprises entre 7,5 et 8 mg/L (Fig. 28).

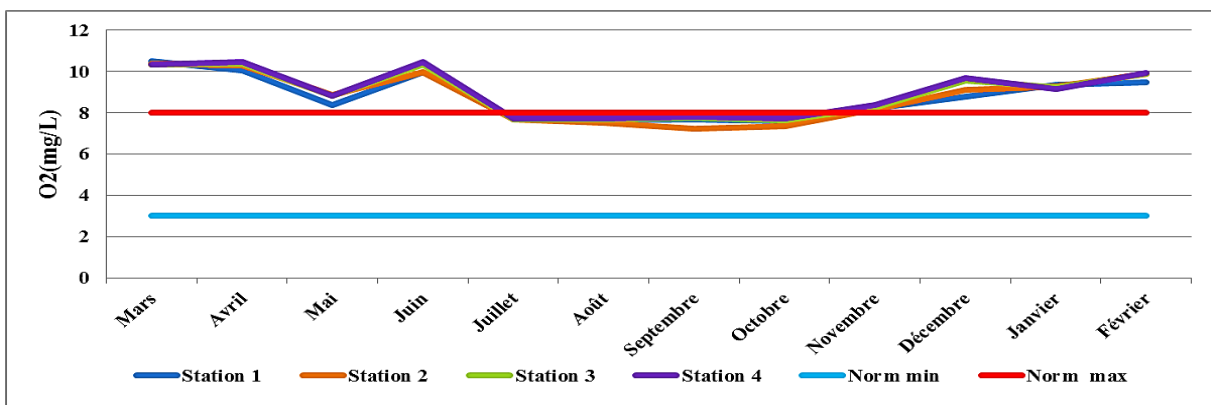


Figure 28. Variations spatio-temporelles des teneurs en oxygène dissous enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.3. Potentiel d'hydrogène

Le pH de l'eau du barrage Zit-Emba est alcalin ; il est le plus souvent compris entre 8 et 8,75 ; toutefois des valeurs de plus de 8,8 sont enregistrées en juin et en août ; par ailleurs, c'est en octobre que les valeurs baissent en deçà de la valeur 8 dans les stations S1 et S2 (Fig.29).

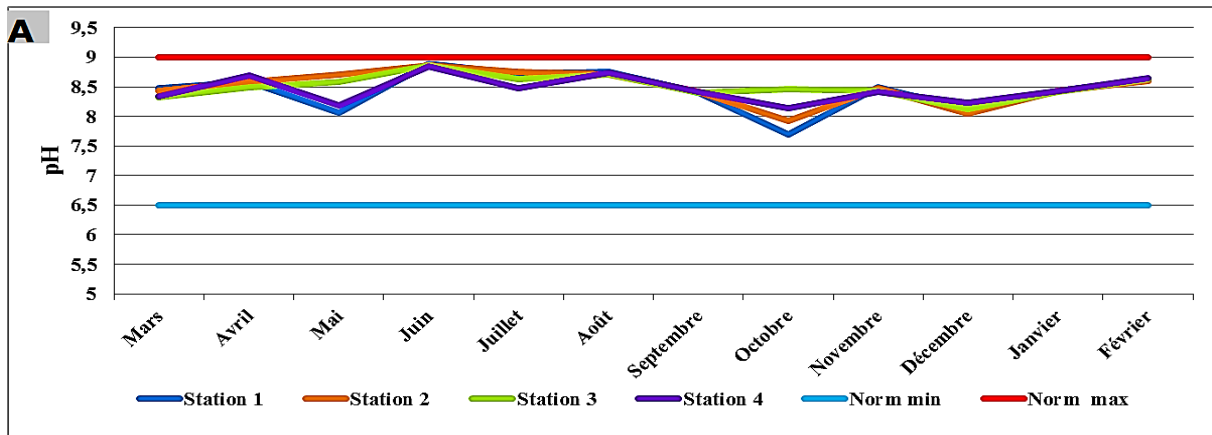


Figure 29. Variations spatio-temporelles du pH enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.4. Conductivité

Les valeurs de la conductivité des eaux superficielles du barrage de Zit-Emba montrent des fluctuations similaires ; elles sont comprises entre 604 et 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$; nous notons, des valeurs de plus de 680 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en janvier, février et mai (Fig.30). La valeur maximale étant rencontrée dans la station 1 en mai.

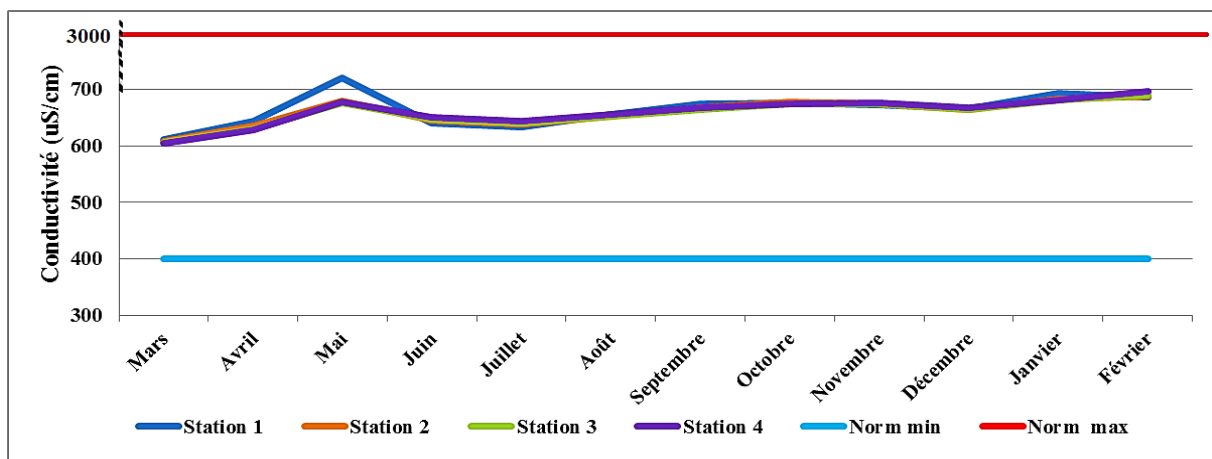


Figure 30. Variations spatio-temporelles de la conductivité enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.5. Transparence

Les valeurs de la transparence des eaux de la retenue du barrage Zit-Emba sont comprises entre 45 et 165cm et les écarts entre les quatre stations ne sont pas très élevés. Les valeurs de la transparence n'excèdent pas 80cm de mars à septembre (varient le plus souvent entre 60 et 70cm) ; C'est, en revanche, durant la période s'étalant de novembre à février que les valeurs de la transparence augmentent et fluctuent le plus souvent entre 120 et 130 cm ; un pic de plus de 160cm est relevé dans la station S2 en février (Fig.31).

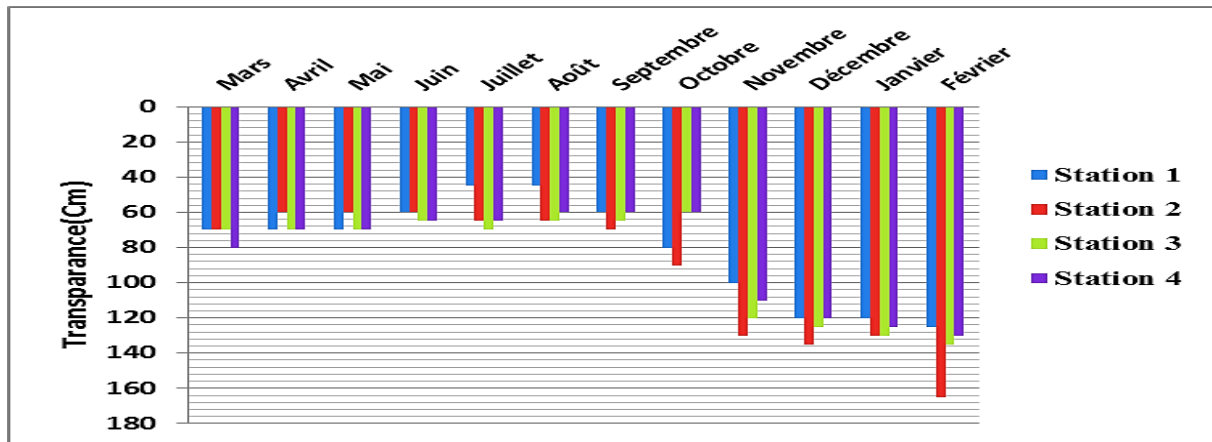


Figure 31. Variations spatio-temporelles de la transparence enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.6. Matière en suspension (MES)

Les teneurs en MES des eaux superficielles du barrage Zit-Emba sont comprises entre 4 mg/L et 46 mg/L ; la valeur minimale est relevée en février dans la station 2 et la maximale en octobre dans la station 4. Par ailleurs, des valeurs de plus de 25 mg/L sont notées de juillet à novembre en S1, d'août à novembre en S2, en octobre en S3 et d'août à décembre en S4 (Fig.32). C'est la station S3 qui abrite les teneurs en MES les plus basses.

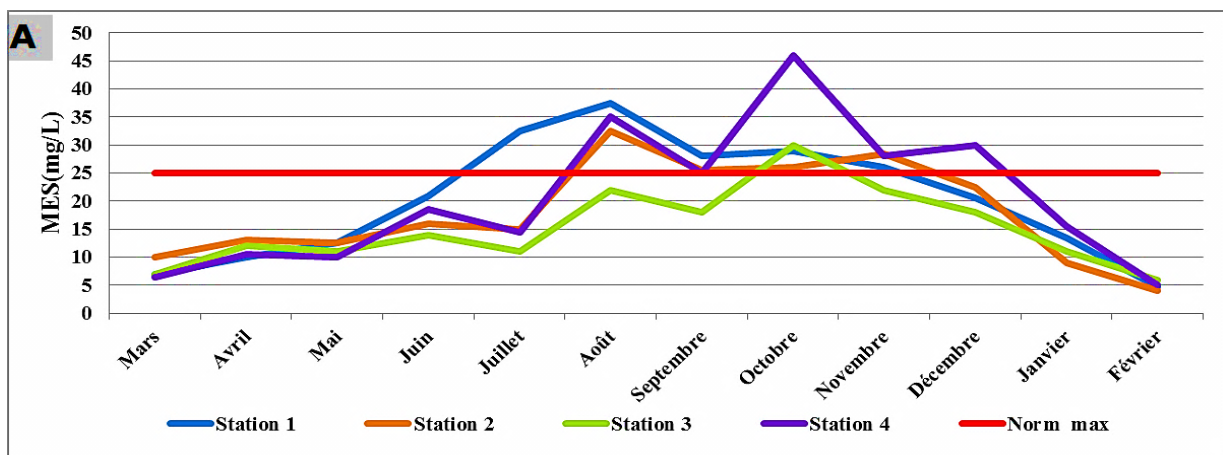


Figure 32. Variations spatio-temporelles des teneurs en matières en suspension enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.7. Azote ammoniacal

Les teneurs de l'azote ammoniacal enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba varient de 0,22 à 0,68 mg/L. Des teneurs de plus de 0,35 mg/L sont relevées de juillet à octobre dans pratiquement l'ensemble des stations et en février dans les stations S2, S3 et S4 ; la valeur maximale étant notée dans la station S4 en juillet. (Fig.33).

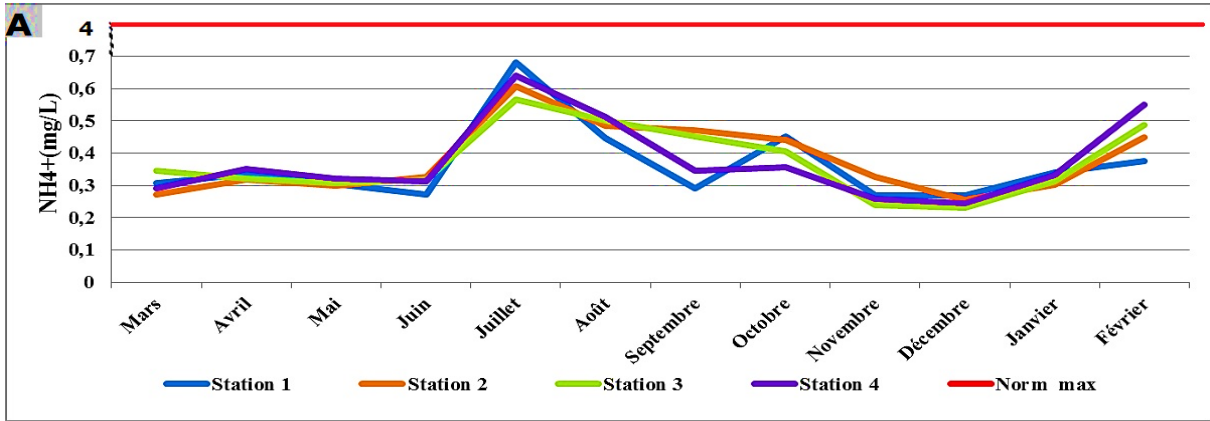


Figure 33. Variations spatio-temporelle des teneurs en azote ammoniacal enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.8. Nitrites

Dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba les teneurs en nitrites relevées varient de 0,040 à 0,19 mg/L (Fig.34) ; elles sont le plus souvent inférieures à 0,1mg/L sauf en juillet (0,14 mg/L dans la station S2), en septembre (proche de 0,2mg/L dans l'ensemble des stations) et en janvier (0,16 mg/L en S4, et proche de 0,12 mg/L en S1, S3 et en S2).

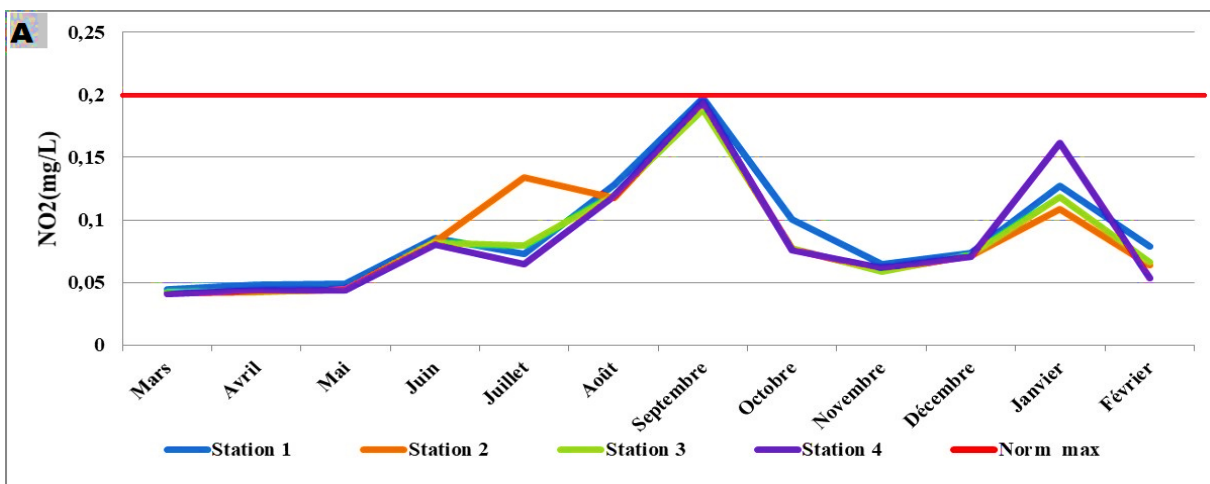


Figure 34. Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrites enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.9. Nitrates

Les eaux superficielles du barrage Zit-Emba montrent des teneurs en nitrates comprises dans l'intervalle 0,86 - 5,89 mg/L. Les teneurs en nitrates fluctuent le plus souvent entre 4 et 6 mg/L sauf aux mois de mars, septembre et octobre où les valeurs relevées ne dépassent pas 3 mg/L. Des pics de plus de 5 mg/L sont enregistrés en mai et en juillet (dans les stations S1 et S2) et en novembre (dans la station S1) et en février (dans la station S2) (Fig. 35).

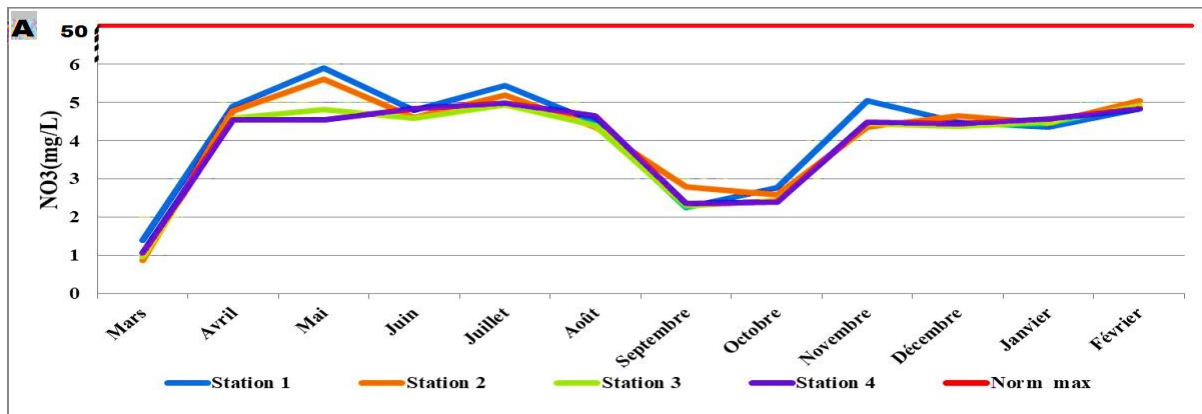


Figure 35. Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrates enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.10. Orthophosphates

Durant la période d'étude, les teneurs en orthophosphates enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba varient de 0,03 à 0,38 mg/L. Nous notons des teneurs de moins de 0,1mg/L en septembre, novembre, décembre et février, des teneurs comprises entre 0,1 et 0,2 mg/L en janvier et de mars à mai et enfin des teneurs de plus de 0,3 mg/L de juin à août. Il faut tout de même mentionner que la teneur en orthophosphates la plus élevée est enregistrée en juillet dans l'ensemble des stations (Fig.36).

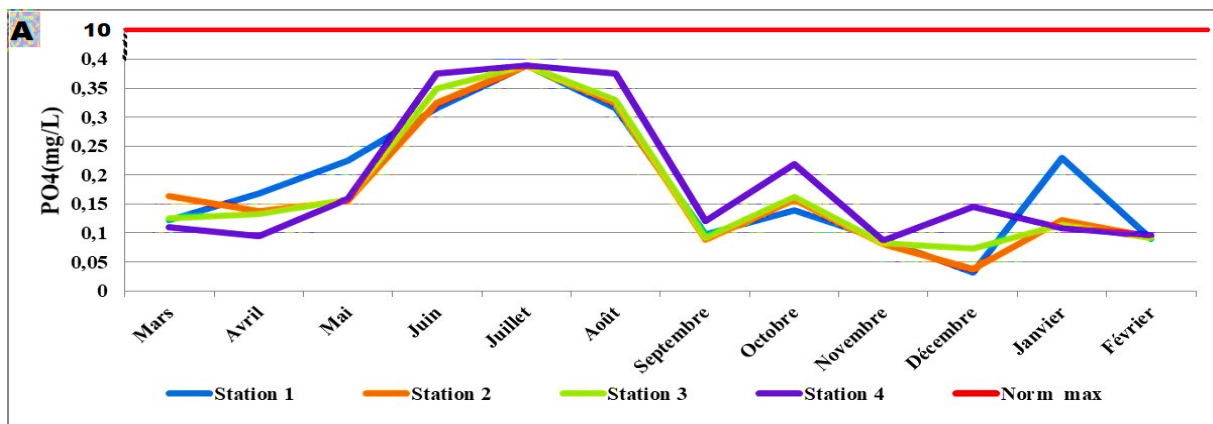


Figure 36. Variations spatio-temporelles des teneurs en orthophosphates enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.1.11. Chlorophylle *a*

Dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba, la chlorophylle *a* montre des teneurs comprises dans l'intervalle 2,55-61,91 ug/L. Des teneurs de moins de 10 ug/L sont enregistrées de janvier à avril dans l'ensemble des stations. C'est la station 3 qui abrite les valeurs les plus basses avec seulement un pic d'une valeur proche de 30 ug/L en août. Des pics de plus de 50 ug/L sont relevés en juin (S1 et S2), en août (S1, S2 et S4) et en octobre (S4) (Fig. 37).

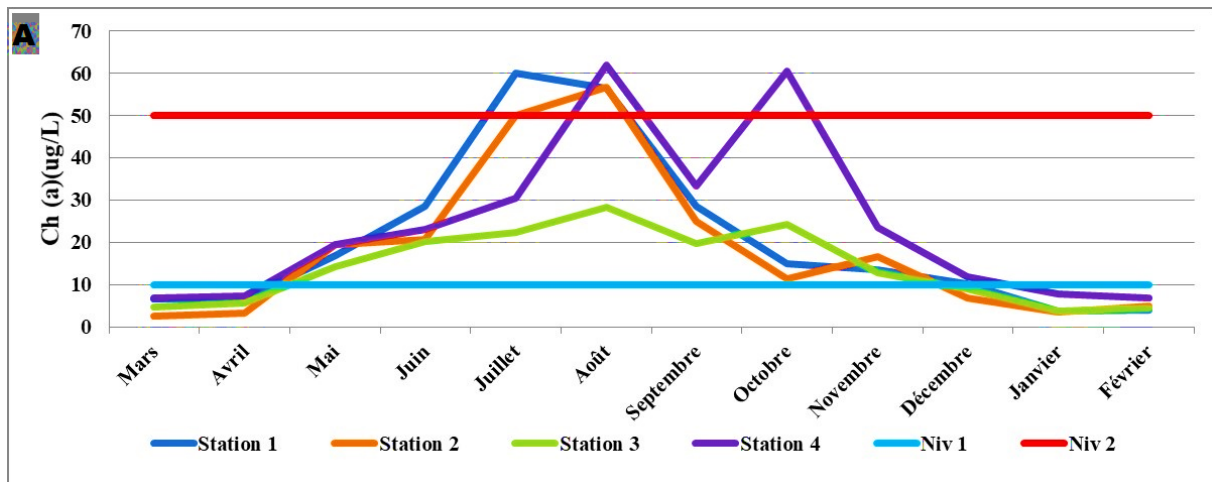


Figure 37. Variations spatio-temporelles des teneurs en chlorophylle *a* enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.2. Les cyanobactéries dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba

3.2.1. Identification des cyanobactéries

L'observation des caractères morpho-anatomiques des cyanobactéries récoltées dans le barrage Zit-Emba au cours de notre période d'étude (Mars 2015 - Février 2016) nous a permis d'identifier Sept genres rattachés à cinq ordres taxinomiques : l'Ordre des Chroococcales (*Microcystis*), l'Ordre des Synechococcales (*Woronichinia* et *Merismopedia*), l'Ordre des Oscillatoriales (*Planktothrix* et *Oscillatoria*), l'Ordre des Nostocales (*Dolichospermum*) et l'Ordre des Spirulinales (*Spirulina*)

Parmi les sept genres identifiés, cinq sont reconnus potentiellement toxiques : *Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum*, *Planktothrix* et *Oscillatoria*.

Dans le tableau 10 sont présentés les principaux genres rencontrés dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba au cours de notre étude. La présence des genres identifiés varie d'un mois à l'autre ; nous notons la présence de 3 genres en mars, avril, juillet et décembre et celle de 4 genres en février, juin, novembre. C'est en janvier, mai, août que les eaux abritent 5 genres. Le mois de septembre reste le mois où 6 genres sont répertoriés.

Tableau 10. Diversité générique mensuelle des cyanobactéries répertoriées dans le barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

Mois	Coloniales	Filamenteuses
MAR	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i>
AVR	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i>
MAI	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i> ; <i>Dolichospermum</i> ; <i>Oscillatoria</i>
JUIN	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i> ; <i>Dolichospermum</i> ;
JUIL	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Dolichospermum</i>
AOÛT	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i> ; <i>Dolichospermum</i> ; <i>Oscillatoria</i>
SEP	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i> ; <i>Dolichospermum</i> ; <i>Oscillatoria</i> ; <i>Spirulina</i>
OCT	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i> ; <i>Merismopedia</i>	<i>Oscillatoria</i> ; <i>Spirulina</i>
NOV	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Dolichospermum</i> ; <i>Oscillatoria</i>
DÉC	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Dolichospermum</i>
JAN	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i> ; <i>Dolichospermum</i> ; <i>Oscillatoria</i>
Fév	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i> ; <i>Oscillatoria</i>

3.2.2. Fréquence d'apparition (FO %) des genres identifiés

L'estimation de la fréquence d'apparition des genres recensés dans les eaux du barrage Zit-Emba (Tab.11) fait apparaître la constance des genres *Microcystis* et *Woronichinia* et la régularité des genres *Dolichospermum* et *Planktothrix* ; le genre *Oscillatoria* est, par ailleurs, accessoire et les genres *Merismopedia* et *Spirulina* sont, en revanche, rares.

Tableau 11. Fréquence d'apparition mensuelle des cyanobactéries recensées dans le barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

Genre	fréquence d'apparition (FO%)	Observation
<i>Wornichinia</i>	91,66	Constant
<i>Microcystis</i>	87,5	Constant
<i>Plankthotrix</i>	66,66	Régulier
<i>Dolichospermum</i>	54,16	Régulier
<i>Oscillatoria</i>	33,33	Accessoire
<i>Merismopedia</i>	4,16	Rare
<i>Spirulina</i>	6,25	Rare

3.2.3. Distribution spatiale des cyanobactéries

Les résultats du comptage des genres recensés dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba montrent que la répartition de ces microalgues varie d'une station à l'autre (Fig.38). Nous notons, en effet, que c'est dans les stations S4 et S1 que les proportions en micro algues sont les plus fortes (38 et 27 % respectivement) ; Les stations S2, S3 hébergent, quant à elles, 19 et 14% respectivement.

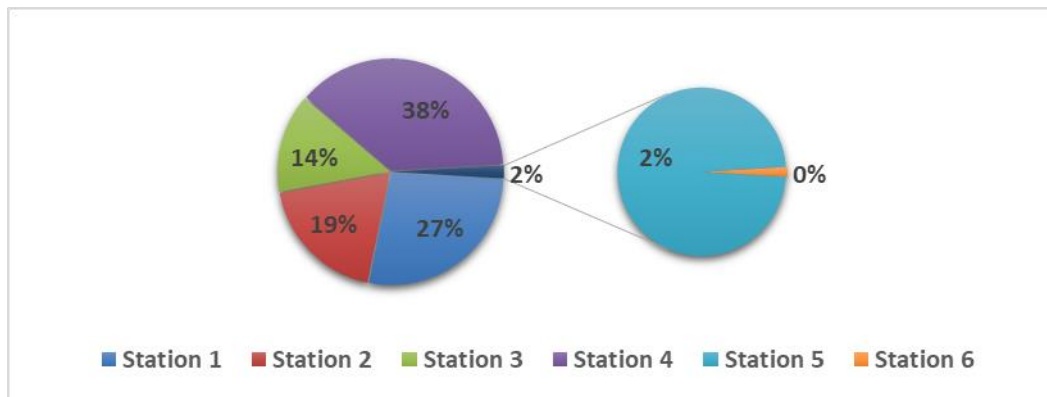


Figure 38. Distribution spatiale des densités des cyanobactéries recensées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.2.4. Densité mensuelle des cyanobactéries

Le calcul de la densité mensuelle moyenne de l'ensemble des cyanobactéries collectées à partir des eaux superficielles du barrage Zit-Emba montre que les valeurs sont comprises dans l'intervalle 844 cell/mL (en mars) et 72 042 cell/mL (en octobre). Les cyanobactéries montrent des densités moyennes mensuelles de moins de 2000 cell/mL seulement en février, mars et avril, et celles comprises entre 3500 et 20000 cell/mL en mai-juin et en novembre-décembre-janvier. Durant le reste de l'année, les densités enregistrées dépassent largement 40000 cell/mL, atteignant des pics de plus de 54000 et 72000 cell/mL en août et en octobre respectivement (Fig. 39).

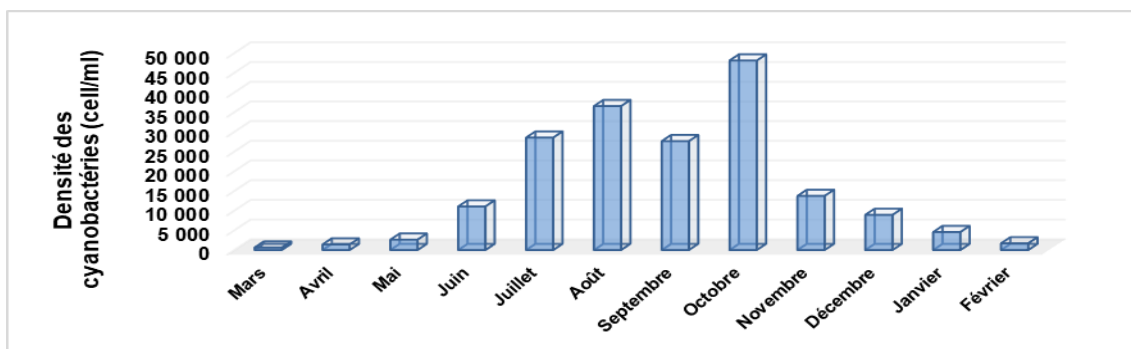


Figure 39. Densités mensuelles moyennes des cyanobactéries répertoriées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.2.5. Variations spatio-temporelles des cyanobactéries

Les densités mensuelles des Cyanobactéries enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba montrent des fluctuations similaires entre les stations ; les densités varient de 664 à 170 000 cell/mL (respectivement en mars dans la station S3 et en octobre dans la station S4). Il est, par ailleurs, utile de noter que c'est la station S3 qui abrite les plus faibles densités ; les densités les plus élevées sont enregistrées de mars à juillet dans la station S1 et d'août à février dans la station S4 (Fig. 40).

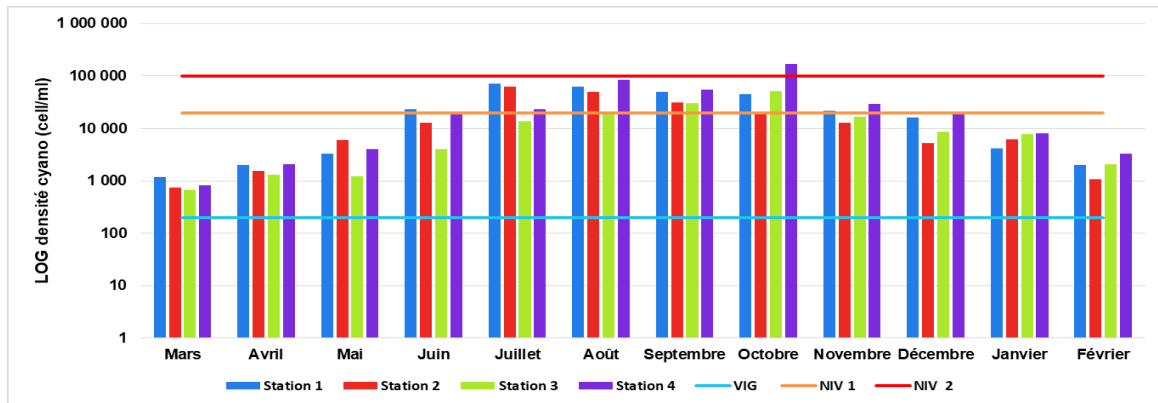


Figure 40. Variations spatio-temporelles des densités des cyanobactéries répertoriées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.2.6. Densités moyennes des genres de cyanobactéries identifiées

Le suivi de la densité moyenne des genres identifiés dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba montre la prédominance nette du genre *Microcystis* qui montre une densité moyenne de 10 606 cell/mL ; ce dernier est suivi de *Woronichinia*, *Dolichospermum* et *Plankthotrix* qui enregistrent respectivement des densités de l'ordre de 5 686 cell/mL, 3 456 cell/mL et 2 388 cell/mL. Les densités moyennes des genres *Oscillatoria*, *Spirulina* et *Merismopedia* ne dépassent pas 700Cell/mL et sont respectivement de l'ordre de 670, 220 et 40 cell/mL (Fig. 41).

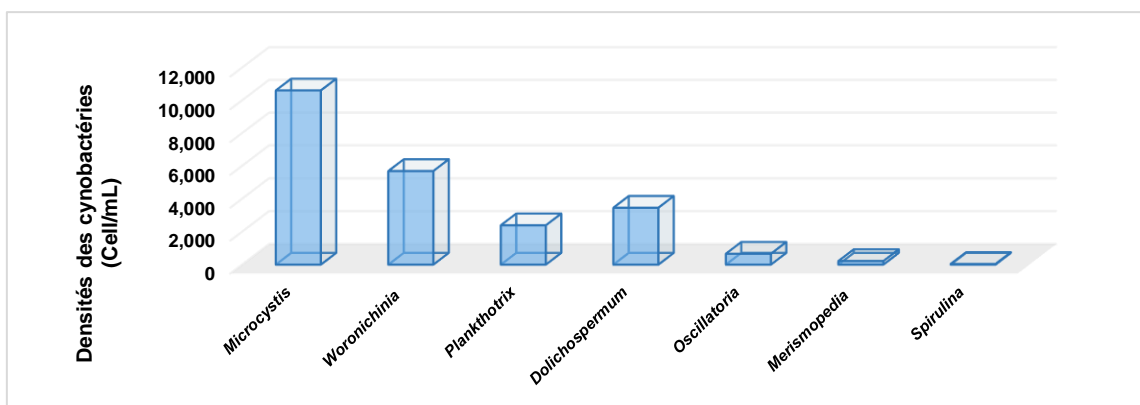


Figure 41. Densités moyennes des genres de cyanobactéries collectées à partir des eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.2.7. Distribution spatio-temporelle des genres de cyanobactéries identifiées

✚ Distribution spatio-temporelle de *Microcystis*

Microcystis n'est pas rencontré dans les stations S1 et S2 en période printanière ; il est, par ailleurs, très peu abondant de février à mai ($Myc \leq 550$ cell/mL) et enregistre des densités comprises entre 1500 et 90000 cell/mL durant le reste de l'année. Plus de 92% de la densité globale de *Microcystis* est enregistrée en été et en automne (45,34 et 47,52% respectivement) contre seulement 4,29% en hiver et 2,25% au printemps. Il ressort de la figure 42, que *Microcystis* a des préférences pour les stations S1 et S4 ou il comptabilise respectivement plus de 37000 cell/mL (en juillet) et plus de 90000 cell/mL (en octobre).

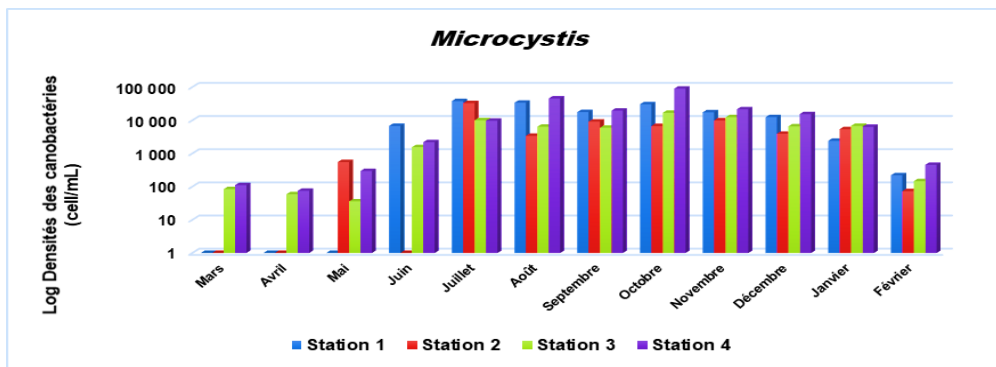


Figure 42. Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Microcystis* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

✚ Distribution spatio-temporelle de *Woronichinia*

Les densités mensuelles du genre *Woronichinia* sont comprises dans l'intervalle 0 - 80592 cell/mL. Ce genre est peu abondant en périodes hivernale et printanière (densité comprise entre 0 et 2500 cell/mL) et relativement plus abondant en périodes estivale et automnale ou des pics proches de 22900 cell/mL sont notés en août, septembre et octobre (respectivement dans les stations S2, S1 et S3). Il enregistre le plus de pics dans les stations S1 et S4 ; toutefois sa valeur maximale est relevée dans la station S4 en octobre (Fig.43).

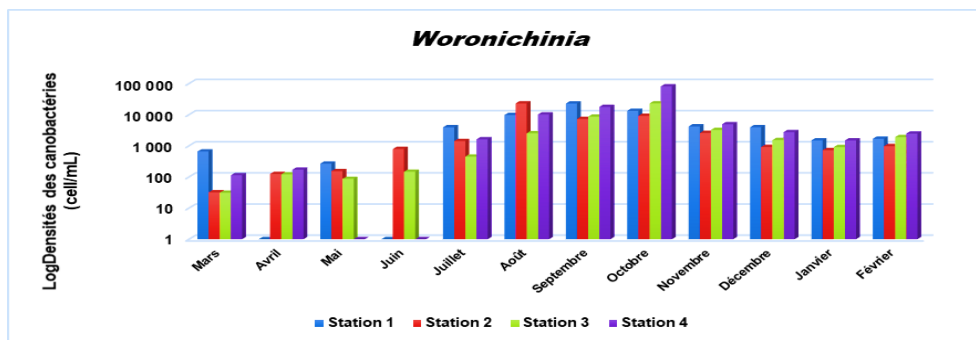


Figure 43. Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Woronichinia* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

✚ Distribution spatio-temporelle de *Dolichospermum*

Dolichospermum est essentiellement présent en été avec plus de 96% de la densité globale enregistrée par ce genre ; il compte 2,3% et 1,13% respectivement en automne et au printemps. Il est pratiquement absent en hiver ; sa présence au printemps et en automne est illustrée par des densités comprises entre 0 et 1000 cell/mL et en été il comptabilise des densités comprises entre 3000 et 30000 cell/mL. A cette période, nous notons deux pics de plus de 30000 et 27000 cell/mL en juillet dans les stations S1 et S2, un pic de plus de 22000 cell/mL en août dans la station S4 et un pic de plus de 8000 cell/mL en septembre dans la station S3 (Fig. 44).

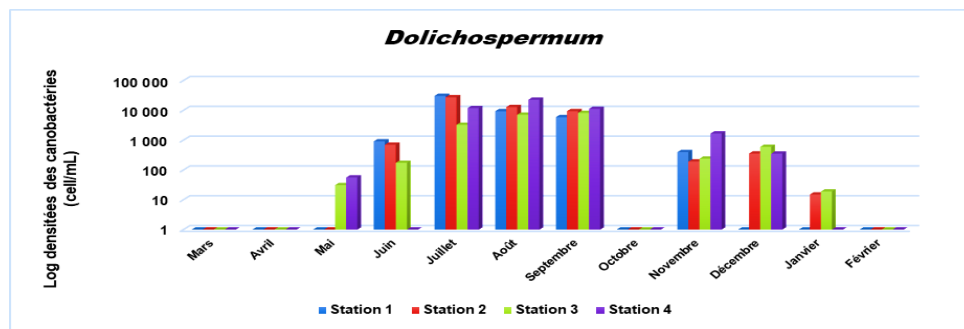


Figure 44. Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Dolichospermum* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

✚ Distribution spatio-temporelle de *Planktothrix*

Dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba, le genre *Planktothrix* est essentiellement présent au printemps et en été avec respectivement 56,54 et 40,54% de sa densité globale. Il est, absent en automne et très faiblement représenté en hiver (moins de 3%). En ce qui concerne sa distribution spatiale, *Planktothrix* est surtout rencontré dans les stations S1, S2 et S4 à des proportions assez proches (27,78%, 29,70% et 29,60% respectivement). Les densités mensuelles enregistrées par *Planktothrix* varient de 1000 à 17000 cell/mL au printemps et de 0 à 10700 cell/mL en été ; les pics de plus de 10000 cell/mL sont relevés en juin dans les stations S1, S2 et S4 et en août dans la station S2 (Fig.45).

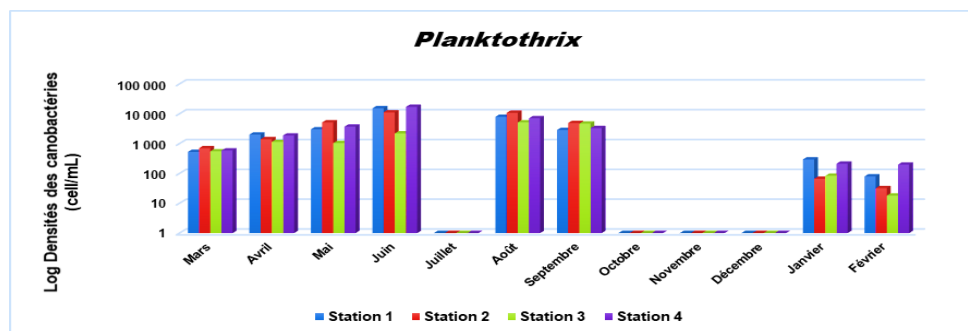


Figure 45. Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Planktothrix* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

Distribution spatio-temporelle d'*Oscillatoria*

Le genre *Oscillatoria* est présent dans seulement 3 échantillons dans les stations S1 et S2 et dans 5 échantillons dans les stations S3 et S4 (Fig.46). En termes de proportions, la distribution saisonnière du genre *Oscillatoria* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba, est illustrée par des proportions de l'ordre de 1,39%, 0,71% 46% et 56% respectivement en hiver, au printemps, en été et en automne. *Oscillatoria* est assez fortement présent dans les stations S3 et S4 ou respectivement sont enregistrés 43% et 34% de sa densité globale. Les densités mensuelles d'*Oscillatoria* restent inférieures à 250 cell/mL en période hivernale et printanière et sont comprises entre 1000 et 6000 cell/mL en période estivale et automnale ; En octobre, un pic de l'ordre de 10 160 cell/mL est relevé dans la station 4 (Fig.46).

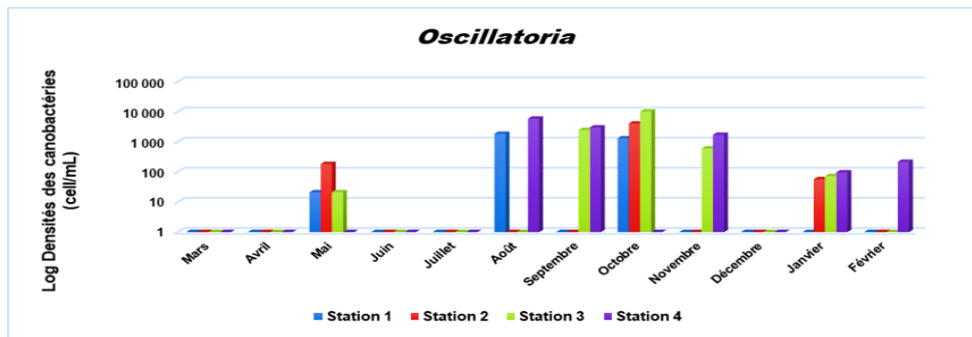


Figure 46. Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Oscillatoria* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

Distribution spatio-temporelle de *Merismopedia*

Dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba, la présence du genre *Merismopedia* se limite au mois d'octobre dans les stations S1 et S3 ou il enregistre des densités de l'ordre de 282 cell/mL et 10160 cell/mL respectivement (Fig. 47).

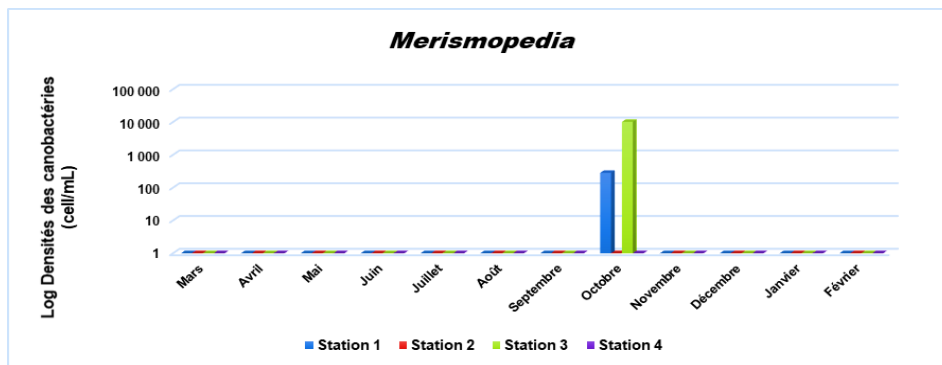


Figure 47. Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Merismopedia* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

✚ Distribution spatio-temporelle de *Spirulina*

Dans les eaux superficielles du barrage Zit Emba, le genre *Spirulina* est rencontré uniquement en septembre et en octobre où il totalise une densité globale de l'ordre de 1885 cell/mL. En septembre, il est présent dans les stations S1 et S2 (533 et 685 cell/mL respectivement) et en octobre dans la station S2 (666 cell/mL) (Fig. 48).

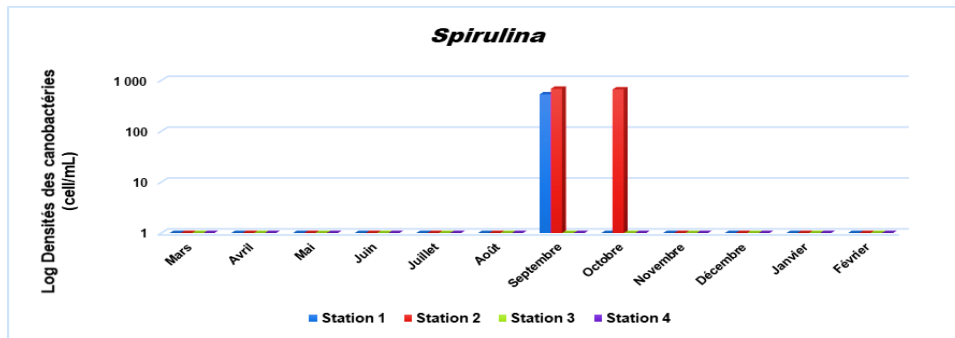


Figure 48. Distribution spatio-temporelle des densités du genre *Spirulina* dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.3. Teneurs en Microcystines LR rencontrées dans les eaux du barrage Zit-Emba

Les résultats du dosage de la microcistine LR à partir des eaux superficielles du barrage Zit Emba montrent la présence effective de cette toxine à longueur d'année à des teneurs comprises dans l'intervalle [0,04 µg/L – 5,74 µg/L]. Les teneurs en microcystines varient en fonction du temps et de l'espace ; les valeurs enregistrées ne dépassent pas la valeur 0,66 µg/L en période hivernale et se rapprochent de la valeur 1 µg/L en période printanière. C'est en période estivale et automnale que des valeurs de plus de 1 µg/L sont enregistrées. Nous notons, en effet, la présence de deux pics de l'ordre de 2,03 et 3,36 µg/L en août dans les stations S1 et S4 et un pic de 1,42 µg/L en septembre dans la station S4. C'est toutefois en octobre que le plus grand nombre de pics est noté ; des teneurs de l'ordre de 1,98 µg/L, 1,29 µg/L et 5,74 µg/L sont enregistrés au niveau des stations S1, S2 et S4 respectivement (Fig. 49).

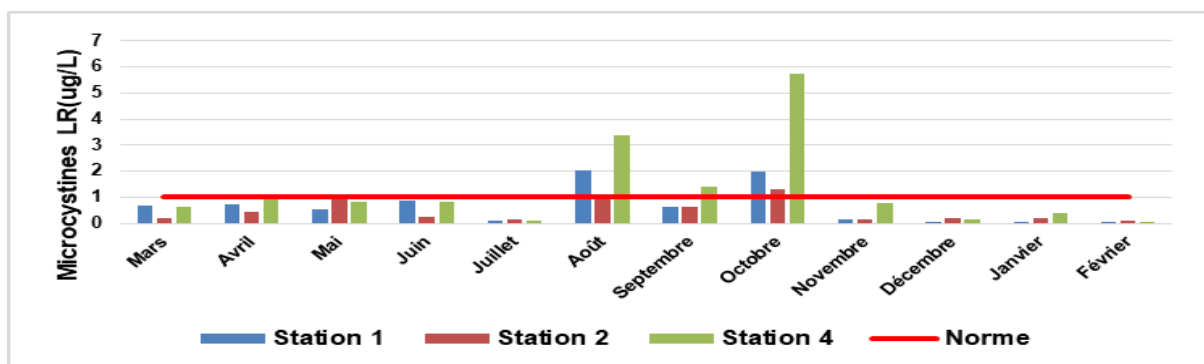


Figure 49. Teneurs en Microcystines LR (µg/L) enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

3.4. Analyses statistiques

3.4.1. Analyses descriptives

Les résultats des analyses descriptives (moyenne, écart type, médiane, valeur minimale, valeur maximale et coefficient de variation) propre à 13 variables biotiques et abiotiques dans les quatre stations (S1, S2, S3 et S4) sont portés dans le tableau 12.

Tableau 12. Description statistique des variables environnementales enregistrées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba

	Moyenne ± sd	Min	Médiane	Max	C.V
T (°C)	20.86±6.20	11.30	20.90	30.20	0.29
pH	8.47±0.25	7.69	8.48	8.89	0.03
DO (mg/L)	8.89±1.09	7.24	8.84	10.50	0.12
Cond (µS/cm)	660.8±25.29	604.0	666.5	720.00	0.03
Trans (cm)	85.94±30.66	45.00	70.00	165.00	0.35
NH₄-N (mg/L)	0.37±0.11	0.23	0.33	0.68	0.29
NO₂-N (mg/L)	0.08±0.04	0.04	0.07	0.20	0.52
NO₃-N (mg/L)	4.05±1.28	0.86	4.51	5.90	0.31
PO₄-P (mg/L)	0.22±0.11	0.03	0.14	0.39	0.61
MES (mg/L)	18.40±9.90	4.00	15.75	46.00	0.53
Chl-a (µg/L)	19.45±16.91	2.55	14.66	61.95	0.86
DC (cells/mL)	22760±30795	665	12668	170599	1.35
Mc-LR (ug/L)	0.79±1.09	0.04	0.58	5.74	1.37

3.4.2. Comparaison inter-stations et inter-mois

Les résultats du test Kruskal-Wallis relatifs à la comparaison des médianes de chacune des treize variables pour les deux facteurs : « station » et « mois » dans les eaux des quatre stations (S1, S2, S3 et S4) du barrage Zit-Emba, sont synthétisés dans le tableau 13.

Les résultats de l'application du test de Kruskal-Wallis montrent l'existence de différences significatives inter-mois ($p < 0.05$) aussi bien pour tous les paramètres physico-chimiques que pour la densité des cyanobactéries et la teneur en Microcystines LR que nous avons mesurés au niveau des eaux de surfaces du barrage Zit-Emba durant la période d'étude (Mars 2015 - Février 2016) ; En revanche, aucune différence inter-stations ($p < 0.05$) n'est notée pour tous les paramètres mesurés au niveau des eaux de surface du barrage Zit-Emba durant le cycle d'étude.

Tableau 13. Comparaison des médianes des paramètres physico-chimiques et de la densité des cyanobactéries dans les eaux superficielles du barrage de Zit-Emba

Parameters	Inter-station			Inter-mois		
	χ^2	p	ddl	χ^2	P	ddl
T (°C)	0.02	0.99	3	46.47	0.00	11
pH	0.53	0.91	3	38.14	0.00	11
DO (mg/L)	1.04	0.79	3	44.33	0.00	11
Cond (Us/cm)	0.25	0.96	3	45.35	0.00	11
Trans (cm)	0.73	0.86	3	37.03	0.00	11
MES (mg/L)	1.40	0.70	3	40.36	0.00	11
NH ₄ -N (mg/L)	0.37	0.94	3	38.93	0.00	11
NO ₂ -N (mg/L)	0.55	0.90	3	43.44	0.00	11
NO ₃ -N (mg/L)	0.85	0.83	3	39.32	0.00	11
PO ₄ -P (mg/L)	0.34	0.95	3	40.42	0.00	11
Chl-a (µg/L)	2.58	0.45	3	40.78	0.00	11
DC (cells/mL)	1.84	0.60	3	41.57	0.00	11
Mc-LR (ug/L)	1.97	0.37	2	28.63	0.00	11

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

3.4.3. Analyse en composantes principales (ACP)

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) comme une approche descriptive préliminaire et exploratoire a permis de visualiser la structuration de la variation temporelle et spatiale au niveau du barrage Zit-Emba en fonction de treize variables biotiques et abiotiques mesurées: : (température de l'eau (T), pH, l'oxygène dissous (DO), conductivité (cond), la matière en suspension (MES), la transparence (Trans), les nitrates (NO₃-N), les nitrites (NO₂-N), ammonium (NH₄-N), les orthophosphates (PO₄-P), la chlorophylle-a (Chl-a), la densité des cyanobactéries et la teneur en Microcystines (Mc-LR) et de déterminer si d'éventuelles structurations et ressemblances spatiales et temporelles se détachent concernant l'évolution des paramètres biotiques et abiotiques.

L'ACP a été utilisée comme un outil de modélisation des relations linéaires entre les variables biotiques et abiotiques afin de caractériser la qualité des eaux du barrage Zit-Emba. Il est à souligner, que les variables densité des cyanobactéries et la teneur en Microcystines LR ont été utilisées en tant que variable quantitative supplémentaire dans la réalisation de l'ACP par le package FactoMineR.

Le plan factoriel des deux premiers axes principaux présente clairement une variation inter-mois, dont les deux axes expliquent ensemble 59,83% de cette variation totale.

Le premier axe explique 39,78% de la variation totale ; il est corrélé positivement avec les variables T (r=0,92 ; cos²= 0,85), Chl-a (r=0, 91 ; cos²= 0, 84), PO₄ (r=0,74 ; cos²= 0,56), DC

($r=0,71$; $\cos^2= 0,50$), MES ($r=0,65$; $\cos^2= 0,43$) et NH_4 ($r=0,61$; $\cos^2= 0,37$) ; cet axe est, toutefois, faiblement corrélé avec NO_2 ($r=0,48$; $\cos^2= 0,23$) et Mc-LR ($r=0,40$; $\cos^2= 0,16$). Cet axe est, par ailleurs, négativement corrélé avec la DO ($r = -0,72$; $\cos^2= 0,53$), Trans ($r = -0,66$; $\cos^2= 0,44$).

Le deuxième axe explique 20.05% de la variation totale ; cet axe est corrélé positivement avec la variable Cond ($r=0,70$; $\cos^2= 4,98$) et négativement avec le pH ($r=-0,69$; $\cos^2= 4,86$).

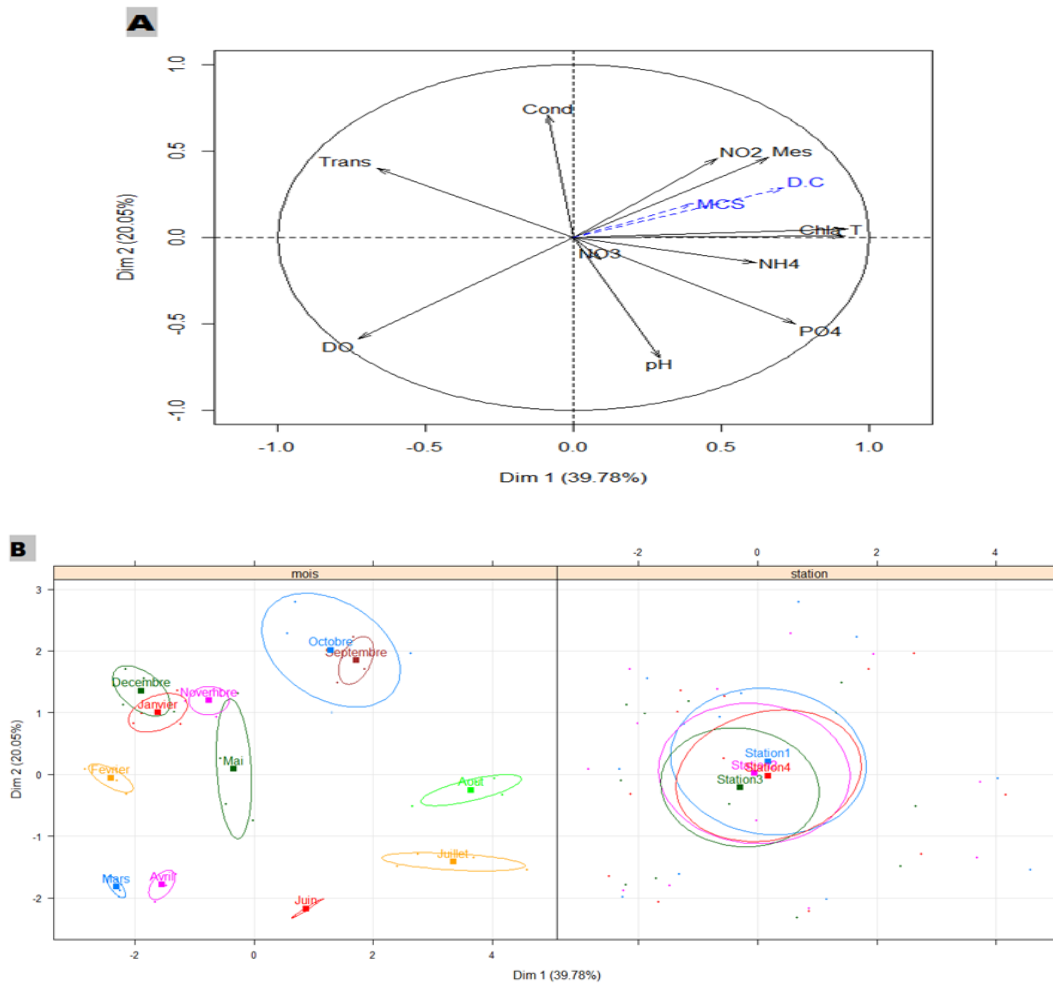


Figure 50. Cercle de corrélations des variables environnementales avec les deux premiers axes de l’analyse en composantes principales standardisée au niveau des eaux de surface du Barrage Zit-Emba (A). Projection des mois et des stations sur les deux premiers axes de l’ACP standardisée (B). Plan factoriel (1, 2): axe 1 : 39.78%, axe 2 : 20,05%.

En ce qui concerne la variation temporelle (Fig.50), l’axe 1 montre une différence claire entre le groupe des mois chauds (juin, juillet, août, septembre et octobre) et les mois froids (novembre, décembre, janvier et février). Cette structure épisodique est expliquée par la forte corrélation positive de cet axe avec la température et la forte corrélation négative avec l’oxygène dissous et la transparence. Nous notons, sur cet axe, que les variables supplémentaires sont corrélées positivement avec la chlorophylle a.

Par ailleurs, nous pouvons dire que le plan factoriel 1-2 de l'ACP (Fig.50) a fait apparaître l'absence de différences entre les stations (S1, S2, S3 et S4) ; ces résultats viennent appuyer ceux obtenus par l'application du test de Kruskal Wallis ($p < 0.05$) pour chacune des variables mesurées.

3.4.4. Étude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques

Nous avons calculé les coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN `r` entre les treize variables biotiques et abiotiques prises deux à deux pour l'ensemble des quatre stations échantillonnées dans les eaux de surface du barrage Zit-Emba. Les résultats de cette analyse sont présentés dans et la figure ci-dessous.

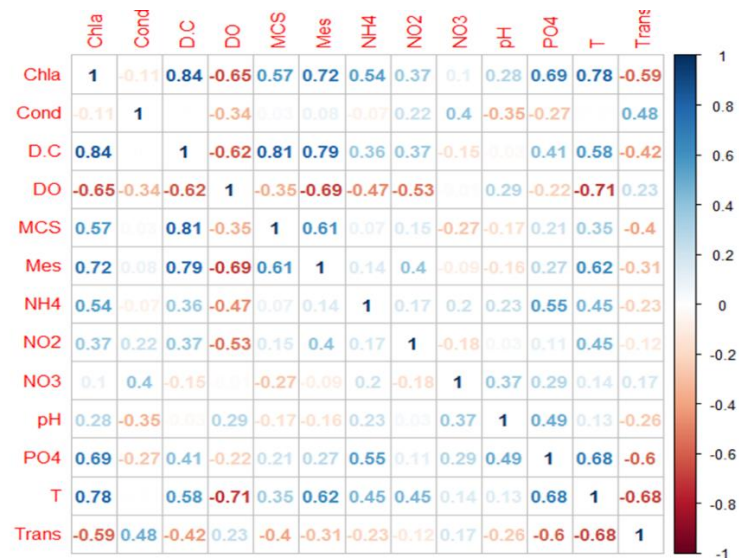


Figure 51. Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 13 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative

Il ressort de l'examen de la figure 51:

- Que la densité des cyanobactéries montre des corrélations positives très hautement significatives avec la chlorophylle a, la teneur en Microcystines LR et la matière en suspension ($p \leq 0,0001$), de corrélations positives hautement significatives avec la température ($p = 0,0002$), de corrélations positives significatives ($p \leq 0,05$) avec NH4, NO2, PO4 et la transparence. La densité des cyanobactéries montre en revanche une corrélation négative très hautement significative avec les teneurs en oxygène dissous ($p \leq 0,0001$).

- Que la teneur en chlorophylle a montre des corrélations positives très hautement significatives avec la température, la densité des cyanobactéries, les MES, les teneurs en PO4, de corrélations positives hautement significatives avec les teneurs en microcystine ($p = 0,0003$)

et NH₄ ($p=0,0007$), de corrélations positives significatives ($p\leq 0,05$) avec NO₂. Les teneurs en chlorophylle a montrent des corrélations négatives très hautement significatives avec l'oxygène dissous ($p\leq 0,0001$) et hautement significatives avec la transparence ($p=0,0002$).

- Que la teneur en Microcystines LR montre des corrélations positives très hautement significatives ($p\leq 0,0001$) avec la densité des cyanobactéries et la matière en suspension, hautement positive avec la chlorophylle a ($p= 0,0003$), et positive significative ($p\leq 0,05$) avec la température ; la microcystine montre en revanche une corrélation négative significative ($p\leq 0,05$) avec la transparence.

- Que les teneurs en MES montre des corrélations positives très hautement significatives ($p\leq 0,0001$) avec la densité des cyanobactéries, la chlorophylle a, la microcystine et la température et positive significative avec NO₂ ($p\leq 0,05$). Une corrélation négative très hautement significative ($p\leq 0,0001$) est notée entre les MES et la teneur en oxygène dissous.

- Que la température montre des corrélations positives très hautement significatives ($p\leq 0,0001$) avec la chlorophylle a, MES et PO₄, de corrélations hautement positive avec la densité des cyanobactéries ($p=0,0002$), NH₄ ($p=0,005$), NO₂ ($p=0,005$) et de corrélation positive significative avec la microcystine ($p\leq 0,05$). Une corrélation négative très hautement significative ($p\leq 0,0001$) est notée entre la température et les teneurs en oxygène dissous.

- Que les teneurs en oxygène dissous montrent des corrélations négatives très hautement significative ($p\leq 0,0001$) avec la température et les MES, hautement significative avec NO₂ ($p=0,0008$) et NH₄ ($p=0,003$) et significative avec la microcystine ($p\leq 0,05$).

- Que le pH montre des corrélations positives hautement significatives avec PO₄ ($p=0,002$) et significative avec NO₃ ($p\leq 0,05$). Ce paramètre montre une corrélation négative significative avec la conductivité ($p\leq 0,05$).

- Que la conductivité montre des corrélations positives hautement significative avec la transparence ($p=0,002$) et significative avec NO₃ ($p\leq 0,05$). La conductivité montre, par ailleurs, des corrélations négatives significatives avec le pH et la teneur en oxygène dissous ($p\leq 0,05$).

- Que les éléments nutritifs entre eux montrent des corrélations positive hautement significative entre PO₄ et NH₄ ($p=0,0005$).

➤ Il est utile de noter que l'ensemble des corrélations obtenues est en concordance avec les résultats de l'ACP.

3.4.5. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-mois

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les mois, au niveau du barrage de Zit-Emba (Fig.52), montre qu'il existe des divergences entre les douze mois par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés.

Nous pouvons distinguer deux groupes (clusters) plus ou moins homogènes : Le premier cluster englobe les mois (juillet, aout, septembre et octobre) qui se caractérise par les plus fortes biomasses des cyanobactéries et par les plus fortes teneurs de chlorophylle a, de la teneur en Microcystines LR et les plus fortes températures ; le deuxième cluster regroupe les autres mois de cycle d'étude ; le mois de mars se caractérise par les plus faibles densités.

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

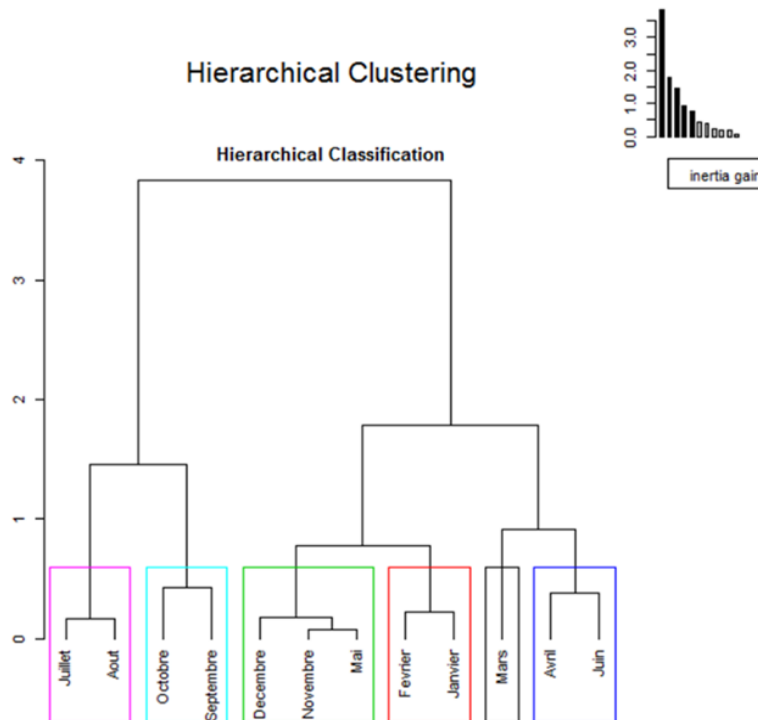


Figure 52. Classification ascendante hiérarchique des douze mois d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques

3.5. Discussion

Les températures enregistrées dans les eaux superficielles, au cours de l'étude, font apparaître l'existence d'une période froide hivernale et une période chaude (avec des écarts de 19°C). Cette différence de température est le reflet du caractère méditerranéen de la région où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont sévères. Les résultats de travaux réalisés dans le barrage Mexa, situé dans le même étage climatique (sub-humide) rapportent un écart de 21,86 et 18,18°C, respectivement, en 2010 et en 2011 (Saoudi, 2015). Toujours en Algérie, dans le barrage Bouhamdane, situé en zone semi-aride, Guellati *et al.*, (2017) notent un écart de 19.7°C. Les fluctuations de ce paramètre physique sont en relation avec les conditions climatiques locales et plus particulièrement avec la température de l'air ; le réchauffement des eaux est encore plus prononcé quand les profondeurs sont faibles, comme c'est le cas des stations S1, S2 et S3 des eaux superficielles de Zit Emba. Selon Aminot & Chausspiéd (1983), la température de l'eau détermine la valeur de saturation des gaz dissous et notamment celle de l'oxygène dissous ; La température des eaux superficielles de Zit-Emba montre une corrélation négative très hautement significative ($p \leq 0,0001$) avec la teneur en oxygène dissous. Il est, par ailleurs, admis que la température est un paramètre abiotique qui détermine un grand nombre de processus biologiques qui ont lieu dans l'eau.

Les teneurs en oxygène dissous enregistrées dans les eaux superficielles de Zit-Emba montrent une bonne oxygénation de l'eau durant non seulement la saison hivernale mais aussi en périodes printanière et automnale ; les teneurs en oxygène dissous les plus basses étant relevées en période estivale. La bonne oxygénation des eaux de ce barrage seraient liées aux basses températures des eaux ainsi que leur brassage par les vents (Millet, 1989 ; Schlumberger, 2002). Le vent favorise, en effet, les échanges gazeux avec l'atmosphère et augmente la surface de contact entre l'air et l'eau et peut, lorsqu'il est suffisamment puissant, assurer le retour vers la saturation.

La faible oxygénation des eaux notée en période estivale s'expliquerait, non seulement, par la forte élévation de la température qui limite la solubilité de l'oxygène, mais aussi, par la forte consommation d'oxygène liée à la respiration des organismes aquatiques vivants dans ces eaux et par le calme hydrodynamique, illustré par la baisse des débits des échanges, qui empêchent le brassage de l'eau (Lacaze, 1996). A tout cela, il est utile de signaler la forte consommation d'oxygène (à raison de 1 g d'O₂/kg de matière sèche) engendrée par les bactéries lors de la dégradation bactérienne des détritiques ; Cette consommation est, selon Belaud (1996) encore plus importante avec l'augmentation de la température.

Chapitre 3 : les eaux superficielles du barrage Zit-Emba

Dans l'étude des milieux aquatiques, le pH est un paramètre important qui dépend de mécanismes aussi bien chimique que biologique. Ce paramètre indique la quantité et la nature des ions minéraux en suspension dans l'eau et permet ainsi d'estimer le degré d'agressivité d'une eau et son aptitude à la vie animale supérieure. Le pH des eaux douces varie, selon Dussart (1992), en fonction de l'heure du jour, de la température, de l'insolation, de l'intensité lumineuse, de l'assimilation chlorophyllienne et de la respiration des organismes vivants.

Les eaux du barrage Zit Emba sont alcalines (valeur médiane de l'ordre de 8,48) ; L'évolution temporelle du pH dans la retenue de ce barrage montre de faibles écarts. En effet, ces faibles fluctuations sont proches de celles rapportées par Saoudi *et al.*, (2015) dans le barrage Mexa ainsi que celles dont font état les travaux de Nasri *et al.*, (2007) où le pH variait de 7.7 à 8.6, de EL Herry *et al.*, (2008) où le pH oscillait entre 8.2 et 9.4, et Oudra *et al.*, (2000) où le pH était compris entre 8.2 et 8.5.

Ce paramètre abiotique dépend aussi bien des processus chimiques que biologiques tels que la photosynthèse qui tend à élever le pH alors que la respiration tend à l'abaisser. Les cyanobactéries, d'après Shapiro (1997), ont la capacité de croître à des pH élevés ; toutefois, un pH élevé n'engendrerait pas des floraisons, mais serait plutôt à l'origine de leur persistance du fait que les floraisons épuiserait d'abord le carbone inorganique dissous (CID) ce qui, ensuite générerait des conditions avantageuses pour les cyanobactéries.

La minéralisation des eaux est représentée par la teneur totale d'une eau en sels dissous ; elle dépend essentiellement des terrains traversés par les cours d'eau (Nisbet & Vernaux, 1970). La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement ; comme la conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes, de ce fait, la mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau ; de ce fait une eau déminéralisée a une conductivité de 0,05 $\mu\text{S}/\text{cm}$, l'eau de pluie a une conductivité variant de 10 à 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$; l'eau peu minéralisée aurait une conductivité comprise entre 80 et 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$; l'eau moyennement minéralisée montre une conductivité de 300 à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$; l'eau saline a une conductivité qui varie de 1000 à 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; quant à l'eau de mer sa conductivité dépasse 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dans les eaux superficielles de Zit-Emba, la conductivité est comprise entre 604 et 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$; des valeurs de plus de 680 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont relevées en janvier, février et mai. La conductivité des eaux de Zit Emba montre des corrélations positives hautement significative avec la transparence des eaux ($p = 0,002$) et significative avec NO_3 ($p \leq 0,05$) et des corrélations négatives significatives ($p \leq 0,05$) avec les teneurs en oxygène dissous et le pH. Les valeurs de la conductivité des eaux de Zit Emba sont nettement inférieures à celles enregistrées par Charifi

et al., (2019) dans le barrage Ain Zada ; ces auteurs notent des valeurs comprises entre 900 et 1394 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

D'après Balvay *et al.*, (1985), dans un plan d'eau, la transparence varie en fonction de l'abondance des particules en suspension (argile, limon, etc) et du phytoplancton. Les valeurs de la transparence des eaux de la retenue du barrage Zit-Emba sont comprises entre 45 et 165cm et les écarts entre les quatre stations sont faibles. Les valeurs de la transparence sont relativement faibles au printemps et en été (varient entre 60 et 70cm) et doublent en automne et en hiver (comprises entre 120 et 130 cm).

L'importante densité micro algale observée en période printanière et estivale serait à l'origine des valeurs basses enregistrées par la transparence au cours de cette période de l'étude ; Gaujous (1995), rapporte que les efflorescences microalgales pourraient engendrer une baisse de la transparence de l'eau par l'élévation de sa turbidité. Dans la retenue de Zit Emba, la transparence montre des corrélations négatives très hautement significatives avec la température ($p \leq 0,0001$) hautement significatives avec la teneur en PO_4 ($p=0,0001$) et la chlorophylle a ($p= 0.0002$) et significative avec la densité des cyanobactéries ($p \leq 0,05$).

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

Dans l'eau l'azote est présent (1) à l'état dissous (mais son rôle est négligeable sous cette forme), (2) à l'état organique : protéines, acides aminés, acides nucléiques, urée, enzymes et acides humiques ayant pour origine le métabolisme des microorganismes, la lyse des cellules, la décomposition de la matière organique, les eaux de pluie (Le Gal, 1989) et (3) à l'état minéral, sous forme ammoniacale : l'ammoniac moléculaire (NH_3), le plus toxique pour les êtres vivants, ou ionisé (ammonium NH_4), environ 100 fois moins toxique, de nitrites (NO_2), toxiques pour les poissons, et de nitrates (NO_3) relativement inoffensifs.

L'azote minéral est assimilé par les bactéries et par les végétaux (phytoplancton et plantes supérieures). Les composés azotés organiques vont, par conséquent, se retrouver dans les urines, les excréments et les cadavres (après la mort de l'animal ou du végétal). Ils seront dégradés par des bactéries en composés ammoniacaux (NH_4), nitrites (NO_2) et surtout nitrates (NO_3) qui fourniront aux plantes de nouvelles matières azotées (engrais) assimilables, favorisant leur développement.

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

l'eutrophisation des eaux (Howarth & Marino, 2006) et le contrôle de la croissance des algues (Seyni, 2006).

Cette matière organique est décomposée par les bactéries aérobies, présentes dans l'eau, d'abord en azote ammoniacal : c'est à dire en ammonium (NH_4^+) ; Dans les eaux basiques ($\text{pH} > 7$) une partie de l'ammonium, augmente proportionnellement avec l'augmentation du pH et la température de l'eau, se transforme en ammoniac (NH_3), gaz dissous, très toxique pour les poissons.

Dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba les teneurs de l'azote ammoniacal varient de 0,22 à 0,68 mg/L. Des teneurs de moins de 0,35 mg/L sont relevées au printemps et en automne et celles comprises entre 0,35 et 0,55 mg/L sont enregistrées en période estivale. C'est, en revanche, en juillet que des teneurs de plus de 0,5 mg/L sont notées dans l'ensemble des stations. Une corrélation positive hautement significative est notée entre les teneurs en ammonium et la température ($p=0,005$) des eaux de la retenue. Les concentrations en ammonium rencontrées dans les eaux de Zit Emba sont assez proches de celles signalées dans le barrage Mexa (Saoudi, 2015) et bien inférieures à celles notées à Lebna (4,68 mg/L), en Tunisie (EL Herry *et al.*, 2008).

Les nitrites (NO_2^-) sont considérés comme le premier composé résultant de l'oxydation de l'ammoniaque par des bactéries aérobies (fortes consommatrices d'oxygène) ; les acide nitreux (HNO_2) réagissent immédiatement avec les bases qu'ils rencontrent (sodium, potassium, calcium) pour donner des sels (les nitrites (NO_2^-), de sodium, de potassium, de calcium). Ce composé est hautement toxique car il détruit, par oxydation, l'hémoglobine contenue dans les globules rouges du sang ; de ce fait, il devrait être présent à de très faibles concentrations. McLeay & Brown (1975) rapportent que des truites arc en ciel juvéniles présentaient des taux de méthémoglobine de 20% et de 80% pour des concentrations en nitrite respectives de 0,05 à 0,1 mg/L et de 0,1 à 0,2mg/L. D'après Bowser *et al.*, (1983) un ralentissement significatif de la croissance de l'espèce de poisson *Ictalurus punctatus* est noté lors d'une exposition prolongée de 20% de la 96-h LC50 en nitrite. Selon Huey & Beitinger (1980), les larves de salamandre seraient très sensibles à la formation de méthémoglobine induisant une concentration 96-h LC50 à 0,33mg/L de nitrite. Neumann *et al.*, (2001) constatent lors d'exposition de larves de Chironomus, un ralentissement de leur croissance à une concentration de 0,15mg NO_2^-/L , un taux de mortalité de 7% et de 96% aux doses respectives de 0,3 et 0,46 mg NO_2^-/L . De nombreux auteurs montrent que la toxicité des nitrites sur les différents organismes aquatiques est influencée par divers facteurs environnementaux tels que le calcium (Wedemeyer & yasutake, 1978), le pH (Kahlert & Neumann, 1997), les chlorures (Huey & Beitinger, 1980). Il est

toutefois utile de rappeler que les nitrites sont beaucoup moins toxiques en milieu alcalin (contrairement à l'ammoniaque).

Les eaux superficielles de Zit Emba abritent des teneurs en nitrites le plus souvent inférieures à 0,1mg/L sauf en septembre (proche de 0,2mg/L) et en janvier (plus de 0,16mg/L). Les faibles teneurs en nitrites relevées à Zit Emba seraient en rapport avec les fortes teneurs en oxygène dissous et le pH alcalin de ses eaux ; Les résultats de l'analyse statistique révèlent l'existence de corrélations négatives hautement significative entre les teneurs en nitrites et celles de l'oxygène dissous ($p = 0,0008$) et des corrélations positives hautement significatives avec la température ($p = 0,005$). Dans le barrage Mexa, Saoudi (2015) enregistre des teneurs en nitrites assez proches de celles notées dans notre plan d'eau.

Les nitrates, représentent la forme la plus oxygénée de l'azote ; c'est un composé azoté stable, soluble et assimilable par les plantes. D'après Dussart (1992), les nitrates sont rencontrés dans les eaux naturelles et leur teneur varie en fonction de la saison et l'origine des eaux.

Le dosage de ce composé azoté montre que, dans les eaux de la retenue de Zit Emba, les teneurs en nitrates fluctuent le plus souvent entre 4 et 6 mg/L sauf aux mois de mars, septembre et octobre où les valeurs relevées ne dépassent pas 3 mg/L. Ces teneurs relativement élevées s'expliqueraient par la bonne oxygénation des eaux superficielles du plan d'eau. En hiver les eaux superficielles, sont riches en sels nutritifs en raison du mélange des eaux et de la faible abondance du plancton. Nous notons, en effet, qu'en période hivernale, à la forte oxygénation des eaux s'ajoute la faible utilisation des nitrates par les végétaux en raison de leur faible activité à cette période de l'année.

En revanche, la forte baisse des concentrations en nitrates enregistrée en septembre et octobre serait liée à l'importante biomasse micro-algale apparue à cette même période ; ceci suggérerait que les nitrates ont servi comme source d'azote à la croissance des microalgues. Dans le barrage Mexa, localisé dans le même étage climatique que Zit Emba, Saoudi *et al.*, (2015) signalent les mêmes fluctuations de ce paramètre avec la biomasse microalgale. Par ailleurs, la baisse des nitrates de mars pourrait aussi s'expliquer par la mise en place du processus de dénitrification à l'origine de la transformation des nitrates en azote gazeux qui s'échappent alors vers l'atmosphère (Purvina *et al.*, 2010). Dans le cas de Zit Emba, des corrélations positives significatives ($p \leq 0,05$) sont notées entre les teneurs en nitrates et le pH et la conductivité.

Les teneurs en nitrates relevées dans les eaux superficielles de Zit Emba restent inférieures à celles rapportées dans les barrages Mexa (8,80 mg/l) (Saoudi *et al.*, 2015) et Chafia (0.012 à

14.43 mg/l) (Nasri *et al.*, 2007) ; en revanche, elles sont largement supérieures aux valeurs enregistrées dans la retenue Ain Zada (0,56-4,87 mg/L) par Charifi *et al.*, (2019).

D'après Blomqvist *et al.*, (1994), une forte concentration en NO₃⁻, serait en faveur de la croissance de phytoplancton eucaryote, en revanche, une faible concentration de cet élément combinée à une quantité suffisante de NH₄⁺, serait favorable pour certaines cyanobactéries non fixatrices d'azote.

Le phosphore, élément indispensable au développement de tous les organismes vivants, n'est naturellement présent qu'en très faible quantité dans le sol et les eaux. Dans les eaux, il existe sous deux formes : le phosphore organique (résidu de matière vivante) et le phosphore minéral essentiellement constitué de phosphates (PO₄) (représentent 50 à 90% de la totalité du phosphore dans les eaux urbaines). Dans les eaux superficielles, la teneur naturelle en phosphates est de l'ordre de 0,1 à 0,2 mg/L de PO₄ (moins de 0,1 mg/L de phosphore total). Au-delà, une présence importante de phosphates dans les eaux n'est pas naturelle et aurait pour origine des rejets urbains (polyphosphates des lessives, excréments, dégradation de la matière organique) et agricoles (engrais, épandages...). Dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba, les teneurs en orthophosphates enregistrées varient de 0,03 à 0,38 mg/L ; Ces teneurs font moins de 0,1 mg/L en période automnale, sont comprises entre 0,1 et 0,2 mg/L en période hivernale et printanière et dépassent 0,3 mg/L en période estivale. Une corrélation positive très hautement significative est notée entre la température de l'eau et la teneur en orthophosphates ($p \leq 0,0001$). Dans les barrages Mexa et Ain Zada les concentrations en orthophosphate sont proches de celles rencontrées dans les eaux de Zit Emba (Saoudi *et al.*, 2015 ; Charifi *et al.*, 2019). Le cycle du phosphate, extrêmement complexe, est en effet régi par un ensemble de processus de dilution, adsorption et précipitation, essentiellement conditionnés par le pH et la composition chimique des sols ou des sédiments du plan d'eau (Wang *et al.*, 2005). Une corrélation positive hautement significative ($p=0,002$) est notée entre PO₄ et le pH des eaux de Zit-Emba.

Les faibles concentrations en orthophosphates rencontrées en automne seraient liées à la forte activité phytoplanctonique notée à cette période. Les valeurs intermédiaires relevées au printemps et en hiver seraient engendrées par les apports exogène (ruissellement des eaux sur le sol) et endogène (minéralisation de la matière organique issue des algues et des macrophytes aquatiques morts) (Goldsborough & Robinson, 1996 ; Thomas, 2000). Quant aux concentrations enregistrées en été, en plus de leur origine exogène et endogène, elles proviendraient aussi des sédiments fins qui agissent comme accumulateurs de cet élément dans les conditions oxydantes habituelles pour le relarguer en quantités importantes si le milieu

devient réducteur (Despreaux, 1990). Le relargage de phosphore à partir des sédiments est régi par la T° de l'eau « pour les variations saisonnières » et par le temps de séjour « pour les variations annuelles».

Les eaux superficielles du barrage Zit-Emba abritent des teneurs en MES comprises entre 4 et 46 mg/L ; toutefois c'est en période estivale et automnale que des valeurs de plus de 25 mg/L sont notées. Ces fortes charges seraient liées à la poussée micro algale observée à cette période en réponse aux facteurs environnementaux. Les MES montrent des corrélations positives très hautement significatives ($p \leq 0,0001$) avec la température, la chlorophylle *a*, la densité des cyanobactéries et les teneurs en microcystines et une corrélation positive significative avec NO₂ ; par ailleurs, nous notons une corrélation négative très hautement significatives ($p \leq 0,0001$) avec les teneurs en oxygène dissous. En ce qui concerne la teneur maximale en matière en suspension relevée en Décembre, elle aurait pour origine l'accumulation et le drainage de matière organique par les oueds en crue suite aux fortes précipitations survenues à cette période de l'année. Dans les barrages de Sardaigne, la transparence minimale serait liée aussi bien aux efflorescences estivales de phytoplancton qu'au ruissellement hivernale des sédiments du bassin versant (Downing *et al.*, 2001) accentué par la forte saisonnalité des pluies (Mariani *et al.*, 2015).

Les teneurs en chlorophylle *a* relevées dans les eaux superficielles du barrage Zit-Emba, montrent des fluctuations importantes illustrées par des charges inférieures à 10 ug/L en hiver et au printemps et supérieures à 10 ug/L en été et en automne ; des pics de plus de 50 ug/L sont relevés en juin, en août et en octobre. Cette évolution des teneurs en chlorophylle *a* retrace grossièrement les fluctuations de la densité phytoplanctonique qui montre ses valeurs les plus basses en hiver et au printemps et les plus élevées en été et en automne. L'application du test de Spearman montre l'existence d'une corrélation positive très hautement significative entre les teneurs en chlorophylle *a* et la densité des cyanobactéries ($p \leq 0,0001$). Les faibles teneurs enregistrées en période hivernale seraient en relation avec les basses températures et la dilution qui affectent les communautés phytoplanctoniques (De Emilliani, 1997 ; Huszar & Reynolds, 1997). Cette similitude dans l'évolution des teneurs en chlorophylle (*a*) et les densités microalgales suggèrerait que ce pigment peut servir d'indicateur de biomasse algale globale. Selon Izaguirre (2001), cet indicateur est influencé par les températures très élevées et les fortes intensités lumineuses. Nous notons, en effet, une corrélation positive hautement significative entre la température et les teneurs en chlorophylle *a* ($p \leq 0,0001$).

Selon Ramade (2003), la mesure de la concentration en chlorophylle *a* fourni un bon indice du niveau d'eutrophisation ; Des corrélations positives très hautement significatives sont

notées entre les teneurs en chlorophylle *a* et celles de NH₄ ($p=0,0007$) et PO₄ ($p\leq 0,0001$). Pour caractériser l'état trophique des lacs et des réservoirs, le système élaboré par l'O.C.D.E. (1982), largement utilisé au niveau international, a été choisi ; Ce système combine l'information concernant l'état des nutriments et la biomasse algale et fournit une base pour l'évaluation et la tendance de l'état trophique du plan d'eau. Sur la base de cette grille diagnostique, nous pouvons placer les eaux du barrage Zit-Emba dans la catégorie mésotrophe à eutrophe.

Les eaux superficielles de Zit Emba abritent sept genres de cyanobactéries parmi lesquels cinq sont reconnus potentiellement toxiques (*Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum*, *Planktothrix* et *Oscillatoria*). Il se trouve que parmi ces genres toxiques, deux sont constants (*Microcystis* et *Woronichinia*), deux sont réguliers (*Dolichospermum* et *Planktothrix*) et un accessoire (*Oscillatoria*). Selon Bourrelly (1985) et (1991), cette variabilité dans la fréquence d'apparition des genres selon le milieu s'expliquerait par le fait que chaque genre montre des capacités d'adaptation différentes en rapport avec les conditions de l'environnement dans lequel il se trouve.

Ces genres ont été signalés comme étant les principaux producteurs de Cyanobactéries toxiques en Méditerranée pendant la période été-automne (Carrasco *et al.*, 2006). Dans le lac Alto Flumendosa de Sardaigne, *Planktothrix rubescens* a dominé entre août 2011 et avril 2012, alternant avec *Woronichinia naegeliana* et *Microcystis botrys* ; *Dolichospermum planctonicum* était toujours présent à de faibles densités (Stefanelli *et al.*, 2017).

Le calcul de la densité mensuelle moyenne de l'ensemble des cyanobactéries collectées à partir des eaux superficielles du barrage Zit-Emba montre que les valeurs sont comprises dans l'intervalle 650 cell/mL (en mars) et 48 000 cell/mL (en octobre) ; Nous notons des densités de moins de 5000 cell/mL en hiver et au printemps, des densités variant de 5000 à 15000cell/mL en automne et des densités de plus de 25 000 cell/mL en été ; l'estimation des proportions donne des taux de 48 et 41% en été et en automne respectivement et seulement 8 et 3% respectivement en hiver et au printemps.

Cela tient, probablement, au fait que les conditions de température, de luminosité, de disponibilité en éléments nutritifs, de pH, d'oxygène dissous sont favorables à la croissance de ces microorganismes à cette période de l'année (Burchardt & Pawlik-Skowronska, 2005 ; Misson,*et al.*, 2011). Dans les eaux de Zit-Emba, la densité des cyanobactéries montre des corrélations positives hautement significatives avec la température de l'eau ($p=0,0002$), et significative ($p\leq 0,05$) avec NH₄, NO₂ et PO₄. Dans le barrage Mexa, Saoudi *et al.*, (2015) note une diversité élevée en période estivale mais c'est en automne que plus de 95% de la densité globale des cyanobactéries collectées sont enregistrés ; en période estivale, *Microcystis*

montre des densités de plus de 500 000 cell/mL correspondant à l'atteinte du seuil d'alerte 2 dont la valeur guide est fixée à 100 000 cell/mL.

L'observation de pics en été et en automne a été rapportée dans la région d'El Tarf, au niveau du barrage Mexa (Saoudi, 2008 ; 2016) et du lac Oubeira (Djabourabi *et al.*, 2014 ; Boussadia *et al.*, 2016) et dans la région de Guelma, au niveau du barrage de Hammam Debagh (Guellati *et al.*, 2017).

En référence aux valeurs guides admises par l'OMS (Chorus & Bartram, 1999), les eaux de la retenue Zit-Emba montrent des densités en cyanobactéries nettement supérieures à celles requises pour le seuil de vigilance (fixé à 200 cell/mL) et dépassent le seuil d'alerte 1, (fixé à 2000 cell/mL), pendant la période s'étalant de mai à janvier ; un pic de l'ordre de 48 000 cell/mL est enregistré en octobre. Saoudi *et al.*, (2015) notent, dans le barrage Mexa, qui partage le même étage climatique, un seuil d'alerte 1 toute l'année et l'atteinte du seuil d'alerte 2 en octobre ; cela montre le niveau trophique nettement plus élevé à Mexa par rapport à Zit-Emba.

Parmi les genres recensés, nous notons la nette prédominance du genre *Microcystis* qui montre une densité moyenne de 10 606 cell/mL; ce dernier est suivi par les genres *Woronichinia*, *Dolichospermum* et *Planktothrix* qui enregistrent respectivement des densités moyennes de l'ordre de 5 686 cell/mL, 3 456 cell/mL et 2 388 cell/mL. Les densités moyennes des genres *Oscillatoria*, *Spirulina* et *Merismopedia* ne dépassent pas 700 cell/mL et sont respectivement de l'ordre de 670, 220 et 40 cell/mL.

La prédominance de *Microcystis*, l'un des taxons cyanobactériens les plus toxiques, a également été notée dans d'autres réservoirs algériens utilisés pour l'eau potable (Guellati *et al.*, 2017 ; Nasri *et al.*, 2007 ; Saoudi *et al.*, 2015). Selon Wu *et al.*, (2010) et Soares *et al.*, (2012), les proliférations de *Microcystis* sont fréquentes dans les écosystèmes contenant des cyanobactéries fixatrices de N₂ appartenant aux genres *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* et *Cylindrospermopsis*. L'espèce *Microcystis sp.* a une distribution mondiale (Harke *et al.*, 2016) et prolifère principalement dans les écosystèmes eutrophes et hypereutrophes pendant la saison estivale (Mariani *et al.*, 2015 ; Van Wichelen *et al.*, 2016).

Plus de 92% de la densité globale de *Microcystis* est enregistrée en été et en automne (45,34 et 47,52% respectivement) contre seulement 4,29% en hiver et 2,25% au printemps ; nous enregistrons des pics de plus de 30000 cell/mL dans les stations S1 et S2 (en juillet) et dans les stations S1 et S4 (en août et en octobre). En Sardaigne, Mariani *et al.*, (2015) signalent la dominance de *Microcystis* en période estivale et automnale et celle de *Planktothrix* durant les mois d'hiver et de printemps ; en ce qui concerne *Dolichospermum (planctonicum et ellipsoides)*, ces derniers ont été signalés comme dominants dans la retenue de Sos Canales en

Sardaigne durant les mois d'été – automne de l'année 1993, suite à la dominance de *Aphanocapsa*.

Selon Elekin (1933), toutes les espèces rattachées à *Woronichinia* sont limnophiles ; sa structure morphologique caractéristique de ses colonies lui permet de se développer dans des habitats d'écosystèmes lenticques tels que benthos, periphyton, métaphyton et plancton. Beaucoup d'espèces du genre *Woronichinia* préfèrent des eaux oligo et mésotrophes ayant des niveaux bas en nutriments. Dans la retenue de Zit Emba, le genre *Woronichinia* est faiblement présent en hiver et au printemps ; c'est en revanche en été et en automne que ses densités dépassent le plus souvent 1000 Cell/mL et atteignent même des pics de plus de 10000 cell/mL en août (S1, S2 et S4), en septembre (S1 et S4) et en octobre (dans l'ensemble des stations).

Le genre *Planktothrix* est essentiellement présent au printemps et en été (avec respectivement 56,54 et 40,54% de sa densité globale) ; Il est, en revanche, absent en automne. Les densités mensuelles enregistrées n'excèdent pas la valeur 1000 Cell/mL en hiver, mais elles dépassent 1000 cell/mL et atteignent même des pics de plus de 10000 cell/mL en juin dans les stations S1, S2 et S4. En été, à l'exception du mois de juillet où *Planktothrix* est absent, les valeurs enregistrées dépassent le plus souvent 3000 cell/mL et atteignent un pic de plus de 10000 cell/mL en août dans la station S1. Selon Salmaso *et al.*, (2015), *Planktothrix* montre, généralement, une forte croissance dans des conditions de relative baisse en nutriments, le rendant ainsi capable de peupler des eaux ayant une large gamme de niveau trophique. Depuis les années 80, la présence de *Planktothrix* a été signalée dans de nombreux sites méditerranéens, comprenant des lacs naturels (D'Alelio & Salmaso, 2011), barrages (Naselli-Flores *et al.*, 2007; Assennato *et al.*, 2012 ; Charifi *et al.*, 2019) et lagunes (Pulina *et al.*, 2011). *P. agardhii* est plus fréquemment rencontrée dans des lacs peu profonds et eutrophes et est le plus souvent rencontré dans l'hémisphère nord (Naselli-Flores *et al.*, 2007) ; en revanche, Bonilla *et al.*, (2012) rapportent, à partir de l'analyse de 940 échantillons, que *P. agardhii* est répandu dans les eaux douces eutrophes de divers étages climatiques des hémisphères Nord et Sud.

La présence du genre *Oscillatoria* est illustrée par des densités mensuelles inférieures à 250 cell/mL en période hivernale et printanière et comprises entre 1000 et 6000 cell/mL en période estivale et automnale ; En octobre, un pic de l'ordre de 10 160 cell/mL est relevé dans la station 4. La présence du genre *Merismopedia* se limite au mois d'octobre où il enregistre une densité de l'ordre de 10160 cell/mL dans la station S4. Le genre *Spirulina* est présent en septembre dans les stations S1 et S2 et en octobre dans la station S2 où il totalise moins de 1900 cell/mL.

Cette variation temporelle est révélée par l'axe 1 de l'ACP qui montre une différence claire entre le groupe des mois chauds (juin, juillet, août, septembre et octobre) et les mois froids

(novembre, décembre, janvier et février) ; Cette structure épisodique est expliquée par la forte corrélation positive de cet axe avec la température et la forte corrélation négative avec l'oxygène dissous et la transparence. Diverses études confirment que la T° et le rapport Zeu/Zmix seraient des facteurs importants dans le développement des cyanobactéries (Paerl & Huisman, 2008 ; Bonilla *et al.*, 2012 ; Mariani *et al.*, 2015 ; Rigosi *et al.*, 2014).

Les résultats du dosage de la microcystine LR à partir des eaux superficielles (S1, S2, S4) du barrage Zit-Emba montrent la présence effective de cette toxine à longueur d'année à des teneurs comprises dans l'intervalle [0,04 ug/L – 5,74 ug/L]. Les valeurs enregistrées ne dépassent pas 0,66 ug de microcystine LR/L en période hivernale et se rapprochent de 1 ug de microcystine LR/L en période printanière. En été nous notons la présence de deux pics de l'ordre de 2,03 et 3,36 ug de microcystine LR /L en août dans les stations S1 et S4. C'est toutefois en octobre que la teneur maximale (5,74 ug de microcystine LR /L dans S4) est enregistrée. Dans le barrage Mexa, c'est aussi au mois d'octobre que des teneurs maximales en microcystines sont enregistrées (Saoudi, 2015). Cette forte production de microcystines relevées en octobre aurait pour origine les fortes densités en cyanobactéries enregistrées à cette même période de l'année. Tout le monde s'accorde à dire que la production de toxine est positivement corrélée au taux de croissance des cellules (Briand *et al.*, 2005; Zurawell *et al.*, 2005). Cette forte production de microcystines relevées en octobre serait en relation avec l'absence de précipitations de la période estivale durant laquelle des conditions de calme, de hausse des températures et d'enrichissement en nutriments ont favorisé l'efflorescence de cyanobactéries à très fort taux de production de toxine.

Selon Mariani *et al.*, (2015), les teneurs maximales en MCs sont détectées en été-automne quand les plans d'eau sont stratifiés et la T° est comprise entre 20 – 30°C ; cette saisonnalité est en conformité avec ce qui est rapporté dans les barrages algériens Zit Emba et Mexa (Saoudi *et al.*, 2015) et d'autres barrages méditerranéens (Carrasco, *et al.*, 2006 ; Maatouk *et al.*, 2002). Toutefois, Saoudi (2016) note que la production de microcystine dépend non seulement de l'espèce de cyanobactérie mais elle dépend aussi de la période et de ce fait, de l'environnement dans lequel est placée la cyanobactérie. D'après Wu *et al.*, (2011) l'augmentation du pH de l'eau empêcherait l'adsorption de la toxine sur les particules de sédiments ce qui expliquerait les teneurs élevées en microcystines enregistrées à cette période.

L'axe 1 de l'ACP montre une corrélation positive faible ($r= 0,40$) avec la microcystine LR ; toutefois, le calcul du coefficient de corrélation non-paramétrique de Spearman montre l'existence de corrélations positives très hautement significatives ($p\leq 0,0001$) entre la Microcystines LR et la densité des cyanobactéries, MES et la chlorophylle a; il est, par ailleurs,

noté une corrélation significative positive entre la microcystine et la T° (p=0,03) et négative entre la microcystine et la transparence (p =0,01).

Nos résultats sont confortés par ceux de Charifi *et al.*, (2019) qui notent l'existence de corrélation positive hautement significative entre la chlorophylle *a* et la teneur en microcystine LR enregistrée dans les eaux de Ain Zada. Dans le barrage Mexa, Saoudi *et al.*, (2015) rapportent aussi l'existence de corrélation positive hautement significative entre la densité des cyanobactéries et la Chlorophylle (*a*) (r= 0.91) et la densité des cyanobactéries et la microcystine (r= 0.54).

Toutefois, nous ne pouvons pas spécifier quelle espèce a produit ces toxines, du fait que l'identification et la quantification de ces composés ont été réalisées avec des échantillons de blooms composés de plus d'une espèce de cyanobactérie ; ce qui rend impossible d'associer la toxine avec l'espèce productrice.

A l'exception des pics enregistrés en août et en octobre, les eaux superficielles de Zit Emba montrent des teneurs en microcystine inférieures à la valeur guide (1µg/L) admise par l'OMS (1999) et J.O.R.A, (2014). Les teneurs maximales de microcystine LR notées dans les eaux de plusieurs barrages de l'Est algérien, sont de l'ordre de 0,0508 µg/L, à Cheffia (Nasri *et al.*, 2007), de 0,36 µg/L à Hammam Debagh (Guellati *et al.*, 2017), de 19,6 µg/L lors de bloom survenu à Ain Zada (Saoudi *et al.*, 2017) et de 70.41 µg/l (±22.3 µg/l) lors du bloom d'octobre survenu à Mexa (Saoudi, 2016).

Bien que des corrélations claires entre les cyanobactéries, les microcystines et les facteurs environnementaux aient été notées dans de nombreuses études, cette relation n'est toujours pas constante (Graham *et al.*, 2006 ; Jacoby *et al.*, 2000 ; Vezie *et al.*, 1998 ; Wicks & Thiel, 1990). Wu *et al.*, (2006) après un suivi de 30 lacs peu profonds subtropicaux en Chine trouvent l'existence de corrélation significative entre les microcystines et la chlorophylle *a*, la biomasse des cyanobactéries, *Microcystis* et la température ; en revanche, Kotak *et al.*, (2000), ne trouvent aucune corrélation entre la température, *M. aeruginosa* et la production de microcystine lors de suivi de lacs eutrophes au Canada ; Cependant, certains auteurs rapportent l'existence de fortes corrélations entre la microcystine et l'azote total dans des plans d'eau en Amérique (Graham *et al.*, 2006) et la microcystine et le phosphore total dans des lacs eutrophes dans l'Alberta au Canada (Kotak *et al.*, 2000). Selon Taranu *et al.*, (2017), les quantités de ces toxines devraient augmenter dans des conditions d'eutrophie en relation avec des teneurs élevées en éléments azotés, la turbidité et la biomasse cyanobactérienne.

De toutes les toxines produites par les cyanobactéries, la microcystine est la plus fréquente dans les environnements aquatiques à travers le monde ; elle est considérée comme

potentiellement toxique pour le foie. Plus de 240 variantes de microcystine ont été identifiées (Spoof & Catherine, 2016 ; Svirčev *et al.*, 2017) à partir de plusieurs genres de cyanobactéries telles que *Microcystis*, *Planktothrix* et *Dolichospermum* entre autres (Paerl & Otten, 2013). De toutes ces variantes la microcystine LR s'avère être la plus toxique et la plus fréquemment rencontrée dans les écosystèmes aquatiques (Brittain *et al.*, 2000). Cette dernière est responsable de nombreux cas d'intoxication aussi bien chez l'homme (Carmichael *et al.*, 2001; Azevedo *et al.*, 2002), que chez les poissons (Chellappa *et al.*, 2008). Selon de récentes études, la microcystine pourrait être toxique pour les macrophytes aquatiques (Amorim *et al.*, 2017) et pour les plantes cultivées (do Carmo Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2016) faisant courir des risques pour les personnes et les animaux qui les consomment.

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les mois, au niveau des eaux superficielles du barrage de Zit-Emba, montre l'existence de divergences entre les douze mois par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés. Nous pouvons distinguer deux groupes (clusters) plus ou moins homogènes : Le premier cluster englobe les mois de juillet, août, septembre et octobre qui se caractérisent par les plus fortes biomasses des cyanobactéries et par les plus fortes teneurs de chlorophylle a, de la teneur en Microcystines LR et les plus fortes températures ; le deuxième cluster regroupe les autres mois du cycle d'étude. La typologie des dendrogrammes, obtenus par la CHA, concorde avec les plans factoriels des ACP sur la variation des paramètres biotiques et abiotiques et sur la structuration de la variation inter-mois du barrage de Zit-Emba.

Chapitre 4 : Qualité
des eaux du barrage
Zit-Emba

4.1. Caractérisation physico chimique des eaux du barrage Zit-Emba avant et après traitement

4.1.1. Température

En dehors de la retenue (Fig.53), la température des eaux des stations S5 et S6 montre des variations saisonnières similaires à celle des eaux superficielles de la retenue. Après traitement, les eaux montrent des températures qui ne dépassent 22°C.

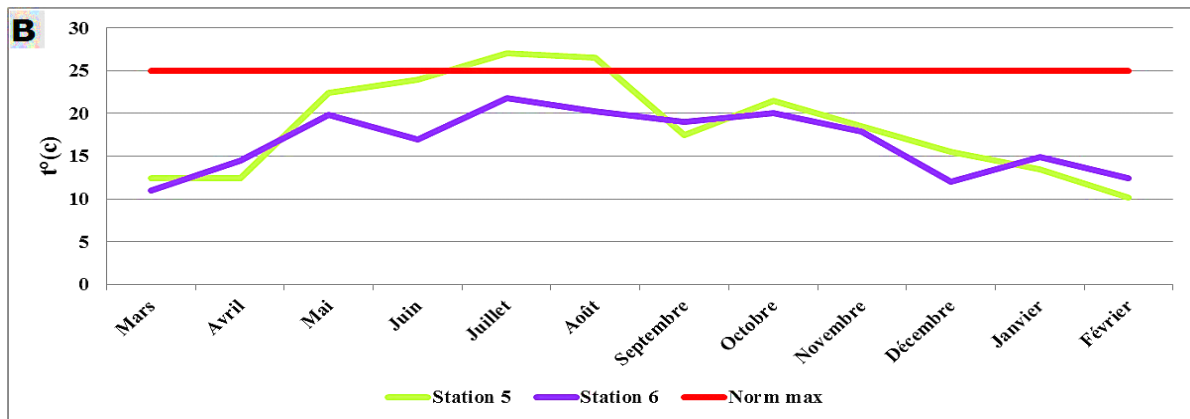


Figure 53. Variations temporelles de la température enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.2. Oxygène dissous

Dans les eaux de la station 5, les teneurs en oxygène dissous évoluent de manière similaire à celles des eaux superficielles de la retenue et sont comprises entre 5,9 mg/L (en août) et 10,1 mg/L (en février). Après traitement, les teneurs en oxygène dissous des eaux fluctuent entre 6,5 et 7,8 mg/L (Fig.54).

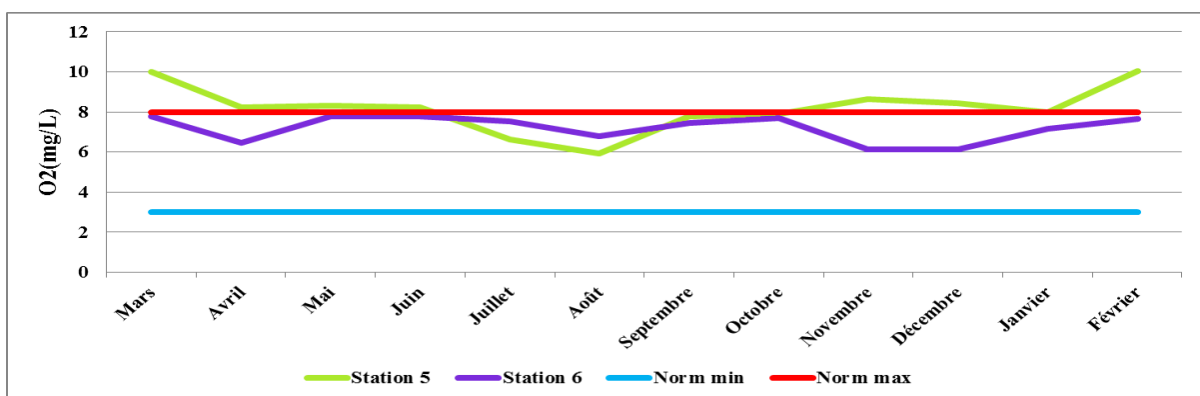


Figure 54. Variations temporelles des teneurs en oxygène dissous enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.3. Potentiel d'hydrogène

En dehors de la retenue, dans la station S5, nous notons des valeurs du pH comprises entre 8,1 et 8,9 ; les valeurs de plus de 8,8 sont enregistrées en mai et en août. Après traitement, les valeurs du pH montrent une baisse et restent comprises entre 7,1 et 7,9 ; nous notons toutefois des valeurs inférieures à 7,6 d'août à février et des valeurs de plus de 7,7 durant la période s'étalant de mars à juillet (Fig.55).

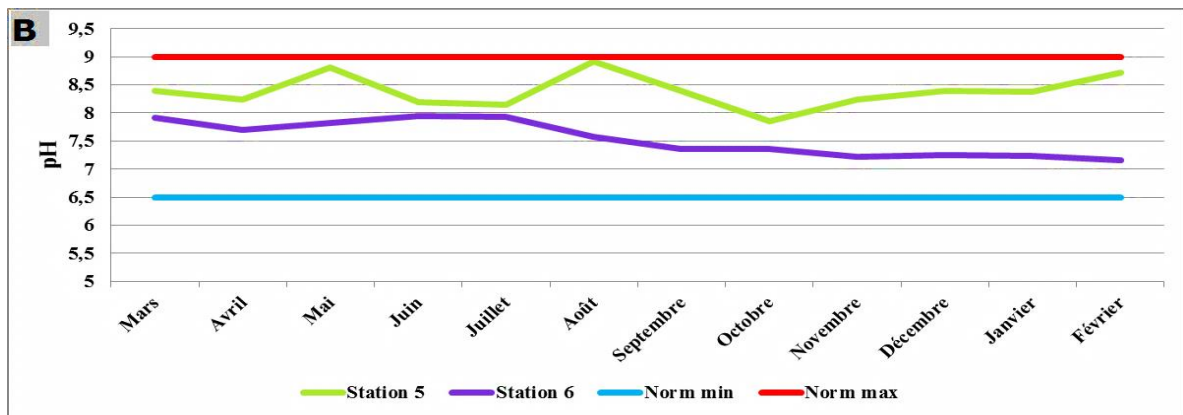


Figure 55. Variations temporelles du pH enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.4. Conductivité

Les valeurs de la conductivité relevées dans les eaux non traitées fluctuent dans le même intervalle que celui des eaux de la retenue du barrage, En revanche, les eaux traitées montrent une baisse assez sensible des valeurs de la conductivité qui oscillent entre 511 et 623 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig.56).

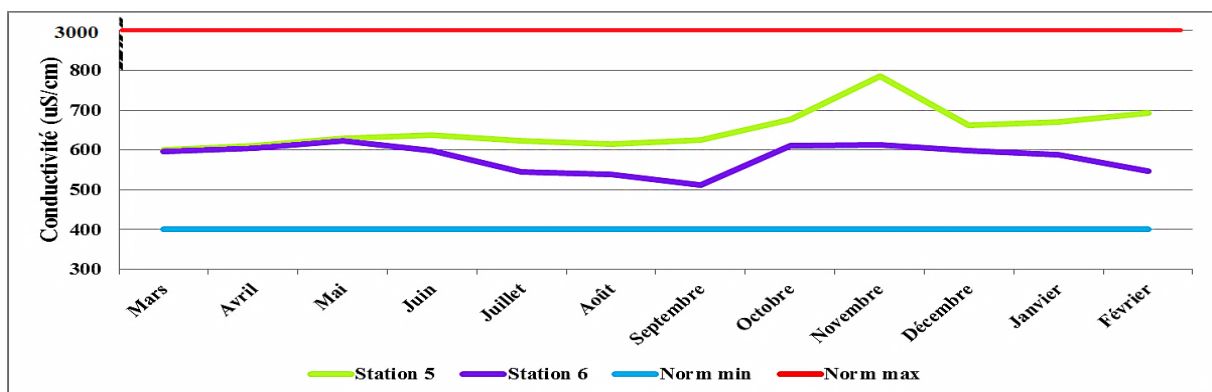


Figure 56. Variations temporelles de la conductivité enregistrées dans les eaux des stations (S5 et S6) du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.5. Matière en suspension (MES)

Les teneurs en MES relevées hors de la retenue du barrage (S5) varient le plus souvent de 16 mg/L à 39 mg/L sauf en mars et en février où des valeurs inférieures à 15 mg/L sont notées. C'est en période estivale et automnale que des teneurs en MES de plus de 25mg/L sont enregistrées. En ce qui concerne les teneurs en MES dans les eaux traitées, elles sont moins de 6 mg/L (Fig.57).

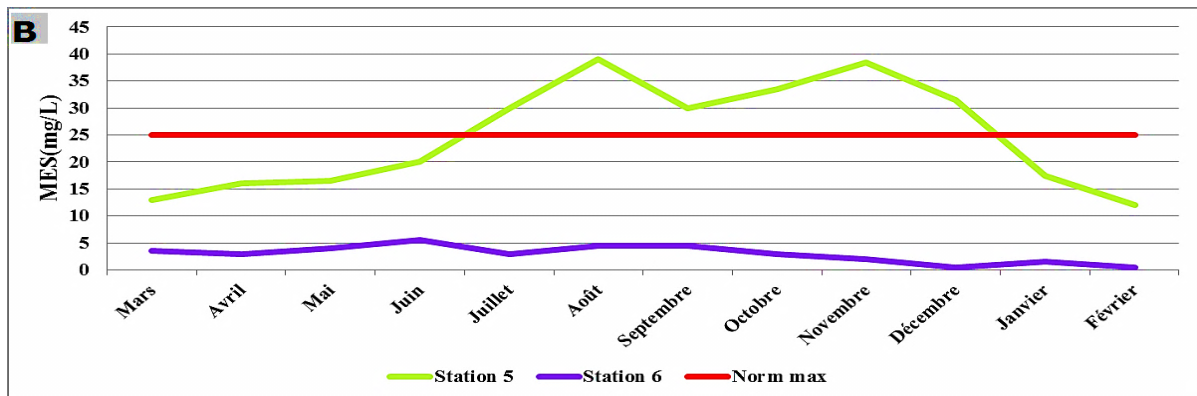


Figure 57. Variations spatio-temporelles des teneurs en matières en suspension enregistrées dans les eaux des stations (S5 et S6) du barrage Zit-Emba (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.6. Azote ammoniacal

Dans le bassin de retenue, les teneurs en azote ammoniacal évoluent de manière similaire à celles enregistrées dans la retenue ; nous notons, en effet, des valeurs supérieures à 0,5 mg/L en juillet (1,72 mg/L), en août (0,55 mg/L), en octobre (0,51mg/L) et en février (0,58 mg/L). Dans les eaux traitées les teneurs en azote ammoniacal ne dépassent pas 0,08mg/L (Fig. 58).

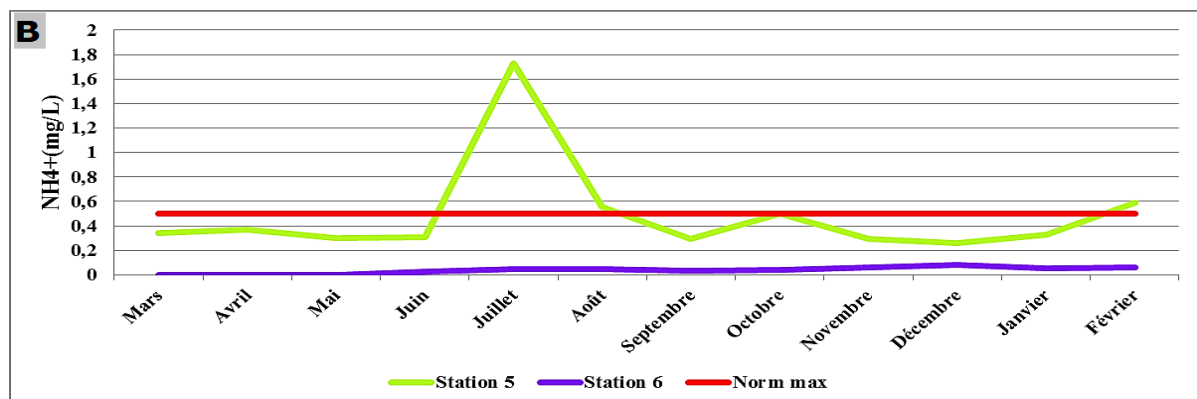


Figure 58. Variations temporelles des teneurs en azote ammoniacal enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.7. Nitrites

Les eaux non traitées de la station S5 montrent des teneurs en nitrites aussi élevées que celles relevées dans la retenue, ces derniers atteignent des pics de plus de 0,3 mg/L en juillet et plus de 0,2mg/L en septembre. Dans les eaux traitées, à l'exception des teneurs en nitrites rencontrées en novembre (0,05mg/L), janvier (0,06mg/L) et février (0,03mg/L), les valeurs restent comprises dans l'intervalle 0–0,02 mg/L (Fig. 59).

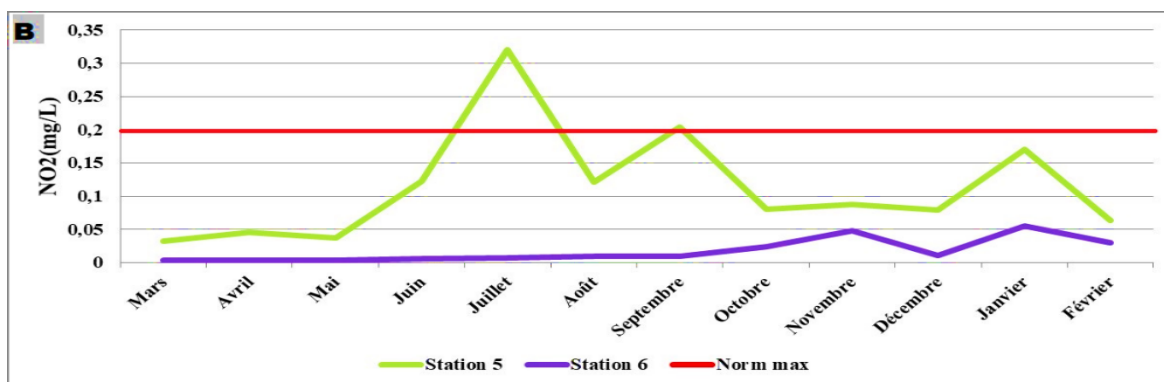


Figure 59. Variations temporelles des teneurs en nitrites enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.8. Nitrates

Les eaux de la station S5 sont aussi chargées en nitrates que les eaux de la retenue et présentent des variations similaires à ces dernières ; en revanche, dans les eaux traitées de la station S6 les teneurs en nitrates ne dépassent pas 2mg/L sauf à la fin de l'automne (novembre et décembre) et au début de l'hiver (janvier et février) ou des valeurs fluctuant entre 3 et 4 mg/L sont rencontrées (Fig. 60).

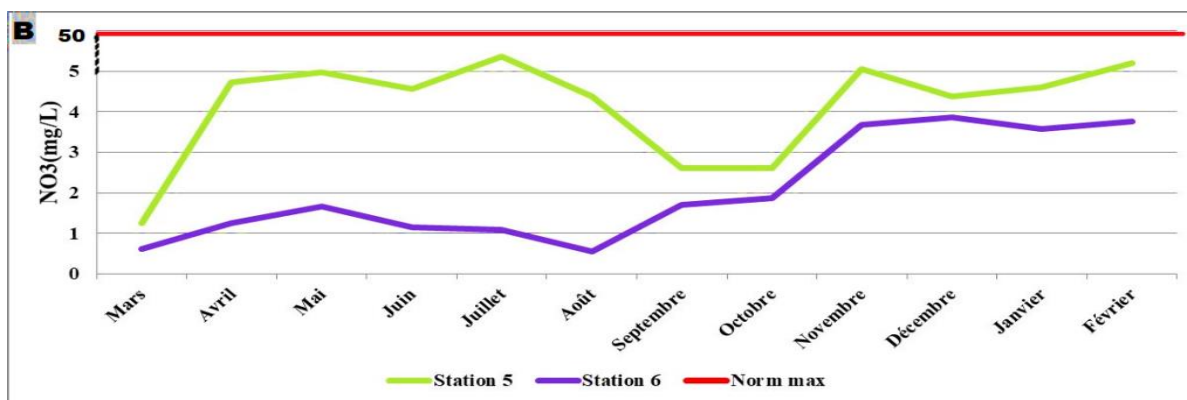


Figure 60. Variations temporelles des teneurs en nitrates enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.9. Orthophosphates

Avant traitement, les concentrations en orthophosphates relevées dans les eaux de la station 5 montrent des fluctuations temporelles illustrées par la présence de pics au printemps (0,16 mg/L), en été (0,43 mg/L), en automne (0,18 mg/L) et en hiver (0,40 mg/L) (Fig.). Dans les eaux traitées, les teneurs en orthophosphates ne dépassent pas 0,08 mg/L (Fig.61).

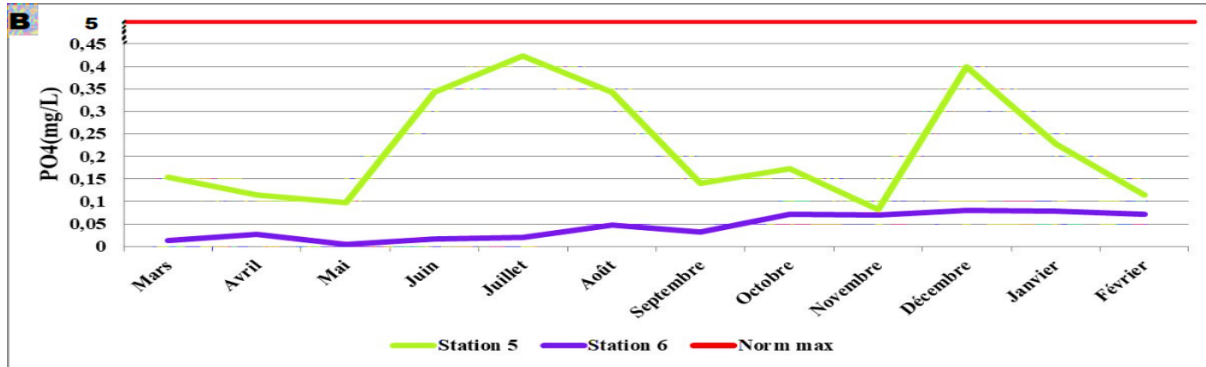


Figure 61. Variations temporelles des teneurs en orthophosphates enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.1.10. Chlorophylle a

Les teneurs en chlorophylle *a* enregistrées dans les eaux non traitées (S5) sont le plus souvent inférieures à 10 ug/L sauf en mars (13,20 ug/L), en mai (12,20 ug/L) et en juin (16,74 ug/L) (Fig. 62). Dans les eaux traitées, nous notons toujours la présence de chlorophylle *a* mais à des teneurs qui ne dépassent pas 1 ug/L.

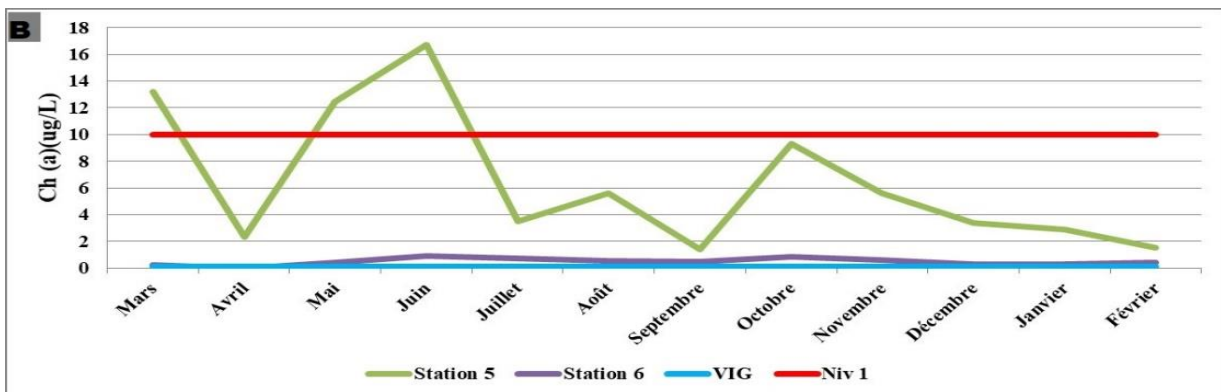


Figure 62. Variations temporelles des teneurs en chlorophylle *a* enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.2. Les cyanobactéries dans les eaux du barrage Zit-Emba avant et après traitement

4.2.1. Variation spatio-temporelle des cyanobactéries

A l'exception de la période estivale, les densités des Cyanobactéries notées dans les eaux du bassin de retenue (station S5) montrent des dépassements du seuil de vigilance (fixé à 200 cell/mL) atteignant des pics de plus de 2000 cell/mL (valeur guide correspondant au seuil d'alerte 1) en juin et en décembre (Fig.63). Dans les eaux traitées de la station S6, nous notons la persistance des cyanobactéries le plus souvent à des densités n'excédant pas 100 cell/mL ; il est toutefois utile de noter le pic de février (279 cell/mL)

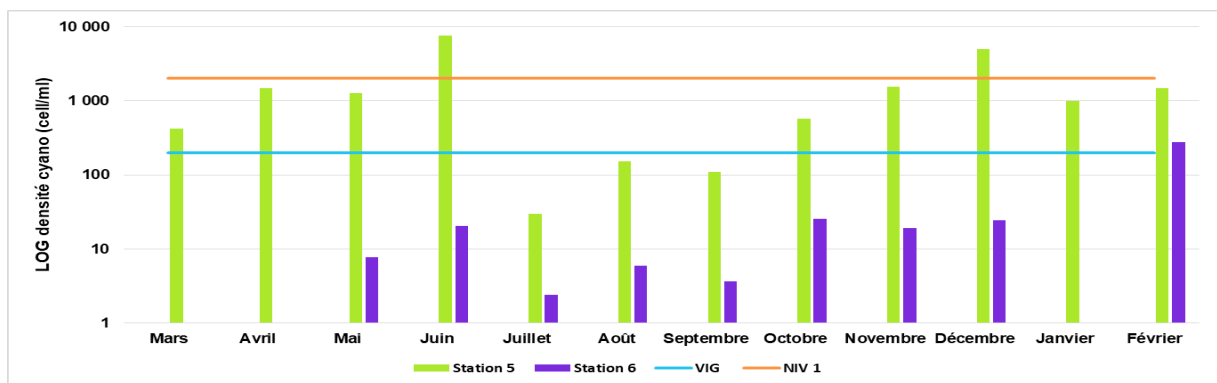


Figure 63. Densités mensuelles des cyanobactéries rencontrées dans les eaux des stations S5 et S6 (Mars 2015 - Février 2016)

4.2.2. Les genres de cyanobactéries dans les eaux des stations S5 et S6

Microcystis

Dans le bassin de retenue (S5), nous notons la présence de *Microcystis* dans 9 échantillons sur douze à des densités variant de 6 à 3600 cell/mL; les plus fortes densités étant relevées durant les mois de novembre, décembre et juin. Dans les eaux traitées (Station S6) la présence de *Microcystis* n'est plus notée qu'en décembre et février à des densités respectives de 11 et 51 cell/mL (Tableau.14).

Tableau 14. Densités de *Microcystis* (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6

	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév
S5	28	0	0	1443	21	0	6	284	1116	3556	568	80
S6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	51

Woronichinia

Dans le bassin de retenue, *Woronichinia* est présent dans 8 échantillons sur douze à des densités variant de 21 à 1389 cell/mL ; il est le plus souvent rencontré en automne et en hiver. Dans les eaux traitées (station S6), sa présence se limite au mois de février et décembre où il comptabilise 217 et 14 cell/mL respectivement (Tableau.15).

Tableau 15. Densités de *Woronichinia* (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6

	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév
S5	21	0	47	0	0	21	0	183	351	1389	419	1366
S6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	217

Dolichospermum

Le genre *Dolichospermum* est présent dans le bassin de retenue uniquement en mai, août et septembre (respectivement 27, 41 et 35 cell/mL) et n'est pas rencontré dans les eaux traitées (Tableau.16).

Tableau 16. Densités de *Dolichospermum* (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6

	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév
S5	0	0	27	0	0	41	35	0	0	0	0	0
S6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Planktothrix

Planktothrix est présent dans 2/3 des échantillons d'eau de la station S5 à des densités variant de 9 à 6076 cell/mL ; il est absent en automne, très peu abondant en été (≤ 200 cell/mL), peu abondant en hiver (≤ 400 cell/mL) et abondant au printemps (≥ 8000 cell/mL). Toutefois, sa présence dans la station S6 se limite à la période s'étalant de juin à septembre durant laquelle il totalise, seulement 30 cell/mL (Tableau.17).

Tableau 17. Densités de *Planktothrix* (cell/mL) dans les eaux des stations S5 et S6

	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév
S5	370	1491	1175	6076	9	90	67	0	0	0	0	23
S6	0	0	0	20	2	6	2	0	0	0	0	0

Oscillatoria

Dans le bassin de retenue, *Oscillatoria* est rencontré dans 50% des échantillons à de faibles densités (≤ 21 cell/mL) sauf en octobre et novembre où il atteint 102 et 84 cell/mL respectivement (Tableau.18). Dans les eaux traitées de la station S6, sa présence est notée dans 1/3 des échantillons ; c'est toutefois le mois de décembre qui abrite la plus forte densité (72 cell/mL).

Tableau 18. Densités d'*Oscillatoria* (cell/mL) dans les eaux des S5 et S6

	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév
S5	0	0	19	0	0	0	3	102	84	0	21	21
S6	0	0	8	0	0	0	0	21	72	0	0	11

4.3. Analyses statistiques

4.3.1. Analyses descriptives

Les résultats des analyses descriptives (moyenne, écart type, médiane, valeur minimale, valeur maximale et coefficient de variation) propre à 10 variables biotiques et abiotiques mesurées dans les eaux des stations S5 et S6 sont portés dans le tableau 19.

Tableau 19. Analyse descriptive des variables environnementales enregistrées dans les eaux des stations S5 et S6

	Moyenne±sd	Min	Médiane	Max	C.V
T (°C)	16.13±3.61	7.16	7.93	8.92	0.22
pH	7.96±5.28	7.16	7.93	8.92	0.06
DO (mg/L)	7.62±2.06	1.64	8.13	10.06	0.27
Cond (µS/cm)	616 ±5.64	511	612	785	0.09
NH ₄ -N (mg/L)	0.26±3.63	0.00	0.17	1.73	1.37
NO ₂ -N (mg/L)	0.06±7.65	0.00	0.04	0.32	1.17
NO ₃ -N (mg/L)	3.10±1.64	0.56	3.63	5.36	0.52
PO ₄ -P (mg/L)	0.13±1.24	0.01	0.08	0.42	0.95
MES (mg/L)	16.14±1.31	0.50	8.75	39.00	0.94
Chl-a (µg/L)	3.48±4.71	0.00	1.17	16.74	1.35

4.3.2. Comparaison inter-stations et inter-mois

Tableau 20. Comparaison inter-mois et inter-stations des médianes des onze paramètres mesurés dans les eaux des stations S5 et S6

Parameters	Inter-mois (Test Kruskal-Wallis)			Inter-stations (Test Wilcoxon)	
	χ^2	p	ddl	W	P
T (°C)	0.333	0.563	1	62	0.58
pH	15.87	0.00	1	141	0.00
D0 (mg/L)	0.013	0.908	1	70	0.93
Cond (Us/cm)	13.23	0.00	1	135	0.00
MES (mg/L)	17.33	0.00	1	144	0.00
NH ₄ -N (mg/L)	17.36	0.00	1	144	0.00
NO ₂ -N (mg/L)	14.48	0.00	1	137.5	0.00
NO ₃ -N (mg/L)	10.65	0.00	1	128.5	0.00
PO ₄ -P (mg/L)	16.89	0.00	1	143	0.00
Chl-a (µg/L)	17.28	0.00	1	144	0.00
DC (cells/mL)	15.89	0.00	1	141	0.00

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

❖ Les résultats de la comparaison non-paramétrique entre les mois par l'application du test de Kruskal Wallis et la comparaison non-paramétrique entre les deux stations (S5 et S6) par l'application du test de Wilcoxon révèlent l'existence de différences significatives (p<0.05) pour chacune des variables mesurées sauf pour la température de l'eau (T) et l'oxygène dissous (DO) (Tableau.20).

4.4. Discussion

La médiane des températures des eaux de surface est de l'ordre de 20,90° et celle des eaux traitées est $\leq 10^\circ\text{C}$; Ces températures sont en conformité avec la valeur guide admise, fixée à 25°C par les autorités algériennes (JORA, 2014) aussi bien pour les eaux de surface que pour celles destinées à la consommation humaine.

Le pH montre des médianes de l'ordre de 8,47 et 7,93 pour les eaux de surface et les eaux traitées respectivement ; Nous pouvons admettre que les eaux de Zit Emba sont conformes à la valeur limite fixée à 9 pour les eaux potables et de surface (JORA, 2014).

Les teneurs en oxygène dissous montrent des médianes ≥ 8 mg/L, ceci aussi bien dans les eaux de surface que dans l'eau destinée à la consommation humaine ; en référence aux valeurs guides admises par l'OMS (1994) nous pouvons dire que l'eau de Zit Emba est de qualité excellente du fait que les valeurs enregistrées dépassent 7mg/L. Par ailleurs, les eaux traitées répondent aussi aux normes requises (8 mg/L de DO) par les autorités algériennes (JORA, 2014) pour les eaux potables.

Les charges importantes de pollution organique augmentent la conductivité. Les valeurs de la conductivité des eaux, aussi bien brutes que traitées de Zit Emba, montrent des médianes respectives de 666 et 612 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En référence aux valeurs limites, (fixées à 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) établies par les autorités algériennes (JORA, 2014), les eaux de Zit Emba peuvent être considérées comme relativement très basses et peu minéralisée ; Ce qui nous semble en conformité avec le niveau mésotrophe des eaux de ce barrage.

C'est en période estivale et automnale que les eaux brutes de Zit Emba montrent des teneurs en MES qui dépassent la valeur limite fixée à 25mg/L par les autorités algériennes (JORA, 2014). Toutefois, les eaux traitées n'abritent pas plus de 6mg/L de MES et remplissent, de ce fait, le critère de potabilité relatif à ce paramètre.

Dans les eaux de surface de Zit Emba, les teneurs en azote ammoniacale ne dépassent pas 0,5mg/L et représentent le 1/20ème de la valeur limite fixée à 4 mg/L par les autorités

algériennes (JORA, 2014). En référence aux recommandations de l'OMS (1994), relatives aux classes de qualité des eaux nous pouvons considérer les eaux brutes de Zit Emba comme bonnes du fait que les concentrations en azote ammoniacale soient proches de 0,5mg/L. Dans les eaux traitées, les concentrations en azote ammoniacal ne dépassent pas la valeur 0,08mg/L et classent ces eaux dans la classe excellente (OMS, 1994) ; en référence aux valeurs limites fixées à 0,5mg/L par les autorités algériennes, nous pouvons considérer les eaux traitées comme potables.

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 1999) fixe la concentration maximale en nitrates dans l'eau potable à 50mg/L. La norme de 50mg/L de nitrates maximum dans l'eau du robinet correspond à une teneur en azote de 11,29mg/L ; il faut diviser par 4,43 le poids des nitrates pour déterminer le poids d'azote contenu dans ces même nitrates (4,43 kg de nitrates contiennent 1kg d'azote). Les nitrates ne sont pas toxiques pour l'homme, en revanche, leur transformation en nitrite dans le tube digestif, sous l'action de bactéries, peut poser problème. Fan *et al.*, (1987) signalent le risque d'effets nocifs aigus (méthémoglobinémie aiguë du nourrisson : syndrome du bébé bleu) à partir de 50 mg.l-1 de nitrates dans l'eau de consommation humaine. Ce risque de réduction des capacités de transport de l'oxygène par l'hémoglobine du sang, pour l'adulte, est faible ; toutefois, des expositions répétées aux nitrates, mènent à long terme à leur transformation en nitrosamines, molécules dont le caractère cancérigène est avéré (Fan & Steinberg, 1996).

D'après Sutton *et al.*, (2011), plus de 10 millions d'européens seraient exposés à des taux de nitrates dans l'eau potable dépassant les seuils réglementaires avec un risque de cancer accru s'ils la boivent régulièrement.

Les concentrations en azote nitrique enregistrées dans les eaux brutes de Zit Emba représentent le 1/10ème de la valeur limite fixée à 50mg/L (JORA, 2014) ; selon les recommandations de l'OMS (1994), les eaux feraient partie de la classe de qualité bonne. D'après les teneurs en azote nitrique relevées dans les eaux traitées à la fin de l'automne et au début de l'hiver, ces dernières feraient partie de la classe de qualité "bonne" à cette période et passeraient à la classe de qualité "excellente" durant le reste de l'année (OMS, 1994). En référence aux normes algériennes de potabilités des eaux relatives à la concentration en azote nitrique admises (50mg/L), les teneurs maximales enregistrées dans la station S6 ne représenteraient que le 1/12ème ; ce qui nous mène à considérer cette eau comme potable.

Les nitrites dosés dans les eaux de surface de Zit Emba montrent des teneurs inférieures à la limite préconisée par les autorités algériennes (0,2mg/L) ; c'est toutefois, dans la station S5 que des concentrations de plus de 0,2mg/L sont enregistrées en période estivale. Dans

l'ensemble, les eaux brutes de Zit Emba feraient partie de la classe de qualité "bonne à passable" selon la période de l'année. Dans les eaux traitées, les concentrations en nitrites chutent jusqu'à atteindre la valeur maximale 0,06 mg/L qui représenteraient le 1/3 de la valeur limite admise pour une eau potable (JORA, 2014).

Dans les eaux de surface, les teneurs en chlorophylle *a* de plus de 50 µg/L sont rencontrées de juin à octobre ; dans les eaux du bassin de retenue (la station S5), les teneurs en chlorophylle *a* montrent une importante chute illustrée par l'atteinte de valeurs le plus souvent inférieures à la limite inférieure (10 µg/L) admise par l'OMS, (1999). Dans les eaux traitées, la teneur en chlorophylle *a* enregistrée ne représente que le 1/10ème de la valeur guide recommandée par l'OMS (1999).

En ce qui concerne les 5 genres de cyanobactéries ayant montré des densités considérables dans les eaux de surface, leur présence est notée dans le bassin de retenue (station S5) mais pas dans l'ensemble des échantillons et surtout à des densités nettement moins importantes. Nous notons, en effet, la présence de *Microcystis* et *Woronichinia* en période automnale et hivernale et celle de *Planktothrix* en période printanière à des densités pouvant atteindre 6000 cell/mL. Ce qui revient à dire qu'il y a un dépassement de la valeur guide du seuil 1 d'alerte (2000 cell/mL) établie par l'OMS (1999) pour l'eau de boisson. De ce fait, il est nécessaire d'évaluer l'efficacité de la filière de traitement de potabilisation à éliminer les cyanotoxines.

Un tel niveau de biomasse nécessite (1) la poursuite hebdomadaire de la surveillance des eaux brutes ; (2) l'identification des genres ou espèces cyanobactériennes et la détermination des cyanotoxines pouvant être potentiellement produites ; (3) les dosages des cyanotoxines dans les eaux distribuées ; Si les résultats sont négatifs alors que la biomasse dépasse le seuil d'alerte 1, la surveillance des cyanobactéries dans les eaux brutes doit être maintenue.

Dans les eaux traitées, seuls les échantillons des mois de janvier, mars et avril sont exempts de cyanobactéries ; *Dolichospermum* est absent de l'ensemble des échantillons, *Microcystis* et *Woronichinia* sont présents en décembre et en février, *Planktothrix* en juin, juillet août et septembre, *Oscillatoria* en mai, octobre, novembre et février. Il est utile de signaler la relative forte présence, en février, de *Microcystis* (51 cell/mL), *Woronichinia* (217 cell/mL) et *Oscillatoria* (11 cell/mL) qui à eux trois font 279 cell/mL soit plus que la densité requise dans les eaux brutes correspondant au seuil 1 d'alerte. La présence des cyanobactéries dans les eaux traitées, bien qu'à de faibles densités, montre le manque d'efficacité du processus de traitement de potabilisation des eaux en termes d'élimination de cyanobactéries.

Pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, la problématique des cyanobactéries et cyanotoxines impose de considérer d'une part l'élimination des cellules cyanobactériennes et d'autre part l'élimination des cyanotoxines. En ce qui concerne l'élimination des cyanobactéries, il faut impérativement tenir compte des risques de relargages de cyanotoxines du fait de la lyse cellulaire. Ainsi toutes les méthodes qui piègent la biomasse sans libérer de toxines sont à privilégier en raison de l'action de libération de cyanotoxines intervenant après oxydation des cellules.

✚ La filtration lente constitue généralement un traitement de l'eau à part entière, et ne nécessite pas d'étapes de prétraitements telles que la coagulation-floculation et la décantation ou flottation. Dans ce type de filtration, la coagulation des matières colloïdales est réalisée par des enzymes sécrétées par un biofilm. Pour obtenir de bons résultats, l'eau brute doit être faiblement chargée en matières en suspension.

✚ La filtration lente permet une bonne rétention des cyanobactéries par bioadsorption. Selon Sherman *et al.*, (1995), Les formes filamenteuses telles que *Planktothrix* et *Anabaena* semblent être moins bien retenues que les formes unicellulaires telles que *Microcystis* (rétentions de 30 à 60%, de 70% et de 80% respectivement). Tout comme pour la filtration rapide, il ne faut pas négliger les risques de relargage de toxines intracellulaires.

Pour les cyanotoxines dissoutes, le phénomène mis en jeu lors de la filtration lente est la biodégradation et permet une élimination assez efficace : jusqu'à 80 % d'élimination des toxines du genre *Microcystis*, 30 à 65% pour celles du genre *Planktothrix* et 70 % pour celles du genre *Anabaena* (Keijola *et al.*, 1988). La biodégradation peut être améliorée en inoculant dans le filtre des bactéries, ceci permet également de raccourcir la durée de la maturation du filtre. Ainsi les bactéries du genre *Sphingomonas* dégradent les microcystines, et une inoculation de 10⁶ cell/mL du filtre à sable permet une élimination de plus de 80 % en microcystines (Jones *et al.*, 1994 ; Bourne *et al.*, 2005).

✚ L'ozone est l'oxydant qui permet d'agir sur la majorité des cyanotoxines, contrairement, au chlore et au dioxyde de chlore qui ont respectivement peu d'action sur l'élimination de l'anatoxine-a et de la cylindrospermopsine (Rositano & Nicholson 1994 ; Rodriguez *et al.*, 2007b ; Hengfeng & Wenyi , 2008). Cependant, comme l'ozone se décompose rapidement dans l'eau, sa durée de vie dans les solutions aqueuses est très courte (moins d'une heure).

✚ L'adsorption sur charbon actif en poudre ou en grain est efficace pour l'élimination des microcystines, de l'anatoxine-a et des saxitoxines (Carlile, 1994 ; Newcombe , 2002). Pour ce qui est de la cylindrospermopsine, aucune donnée n'est disponible quant à l'adsorption sur charbon

actif. Les charbons n'ont pas la même capacité d'adsorption pour une même substance à cause de leurs caractéristiques (taille effective, taille des pores, coefficient d'uniformité). (Donati *et al.*, 1994 ; Pendleton *et al.*, 2001) préconisent pour l'élimination de la microcystine-LR, les charbons à base de bois car ils sont plus efficaces en raison du volume important des mésopores, contrairement aux charbons à base de noix de coco et ceux à base de tourbe qui en possèdent moins et montrent de ce fait une mauvaise capacité d'adsorption. L'adsorption sur charbon actif en grains permet une rétention efficace des cyanotoxines ; Selon Falconer *et al.*, (1989) et Lambert *et al.*, (1996) un lit de charbon actif en grains peut retenir plus de 90% de microcystines-LR pendant sa première année d'utilisation.

✚ La désinfection par le chlore ou le dioxyde de chlore a lieu en fin de processus de production d'eau potable, avant son envoi vers le réseau de distribution. Contrairement à l'ozone, ces deux oxydants ont un effet rémanent dans l'eau. ; ce qui permet de protéger l'eau contre toute pollution ultérieure, lors de son transport et de son stockage. Afin qu'aucun germe ne puisse se développer dans les canalisations où l'eau peut séjourner plusieurs jours, il est impératif de maintenir une certaine concentration en chlore résiduel dans l'eau. L'oxydation par le chlore est efficace pour éliminer les microcystines, la nodularine et la cylindrospermopsine, mais s'avère inefficace quant à l'élimination de l'anatoxine-a (Carlile, 1994 ; Ho *et al.*, 2006 ; Rodriguez *et al.*, 2007a ; Rodriguez *et al.*, 2007b). Cependant pour obtenir une élimination efficace des microcystines et de la nodularine, il est nécessaire d'appliquer des doses supérieures à celles utilisées pour la désinfection de l'eau (0,5 mg/L de chlore résiduel après 30 minutes de contact) (Carlile, 1994 ; Hart *et al.*, 1997 ; Acero *et al.*, 2005 ; Ho *et al.*, 2006).

Chapitre 5 : La
colonne d'eau du
barrage Zit-Emba

5.1. Paramètres physico-chimiques enregistrés dans la colonne d'eau

5.1.1. Température

Les températures enregistrées dans la colonne d'eau sont comprises entre 4 et 30°C. Nous notons que la température est plus élevée en surface et qu'elle baisse au fur et à mesure que la profondeur augmente. Selon la saison l'écart de température noté entre la surface et la profondeur fluctue entre 2 et 22°C ; les valeurs des écarts de température varient selon l'ordre décroissant suivant : été > automne > printemps > hiver (Fig. 64)

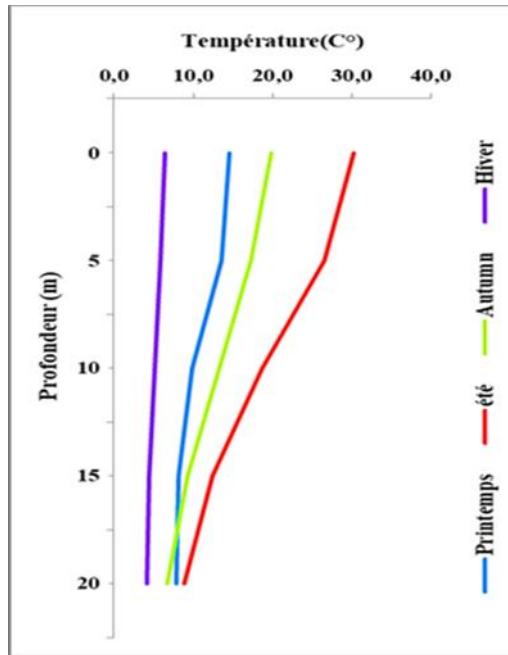


Figure 64. Variations saisonnières de la température dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.2. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba sont comprises dans l'intervalle 2,91- 10,64 mg/L (Fig.65). C'est en période hivernale que les eaux sont les plus riches en oxygène (en moyenne 10 mg/L tout le long de la colonne d'eau); nous notons, par ailleurs, que c'est en surface que les plus fortes teneurs en oxygène dissous sont notées ; toutefois, c'est à 5m de profondeur que les concentrations maximales sont enregistrées aussi bien en hiver qu'au printemps. Dans la colonne d'eau les teneurs en oxygène dissous baissent avec l'augmentation de la profondeur ; l'écart relevé entre la valeur enregistrée en surface et celle à - 20m est faible en hiver (0,64 mg/L), élevé en été (5,29 mg/L) et intermédiaire au printemps (2,3 mg/L) et en automne (1,99 mg/L).

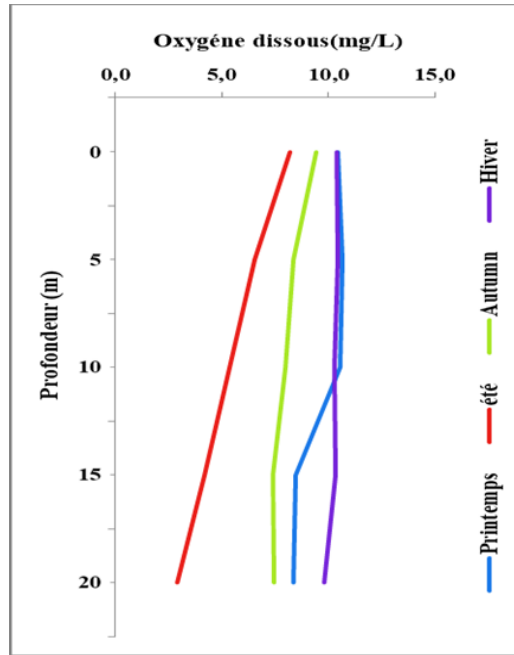


Figure 65. Variations saisonnières des teneurs en oxygène dissous de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.3. Potentiel d'hydrogène

Le pH de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba est généralement alcalin (Fig.66). Au printemps et en hiver les valeurs du pH montrent très peu de fluctuations contrairement à ce que l'on observe durant les autres saisons ; Nous notons, en effet, qu'en automne, à partir de 10m de profondeur, le pH passe de 8,53 à 7,87 alors qu'en été la baisse (de 8,35 à 7,46) est relevée entre 10 et 15m de profondeur.

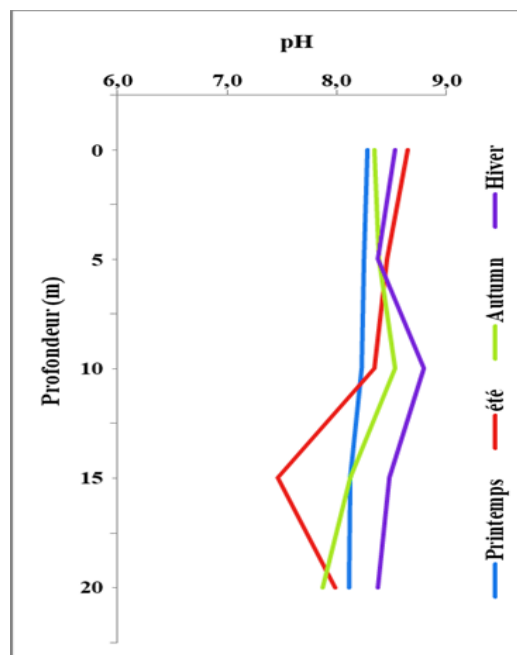


Figure 66. Variations saisonnières du pH de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.4. Conductivité

Les valeurs de la conductivité de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba varient de 568 à 702 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 67). C'est en période hivernale que les fluctuations de la conductivité de la colonne d'eau sont de faibles amplitudes. En automne, une augmentation de la conductivité de 34 $\mu\text{S}/\text{cm}$ apparaît à partir de 15m de profondeur ; en revanche, c'est entre 10 et 15 m de profondeur qu'une baisse de la conductivité de 44 et 63 $\mu\text{S}/\text{cm}$ est observée respectivement en été et au printemps.

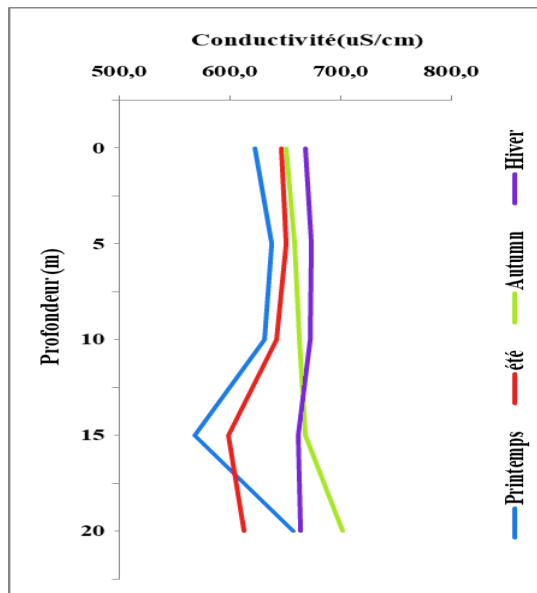


Figure 67. Variations saisonnières de la conductivité de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.5. Transparence

Les données obtenues montrent que le niveau de transparence de l'eau varie entre 80cm en hiver et 130cm en automne. Nous notons par ailleurs, que l'écart de visibilité est faible d'une saison à l'autre (Fig. 68).

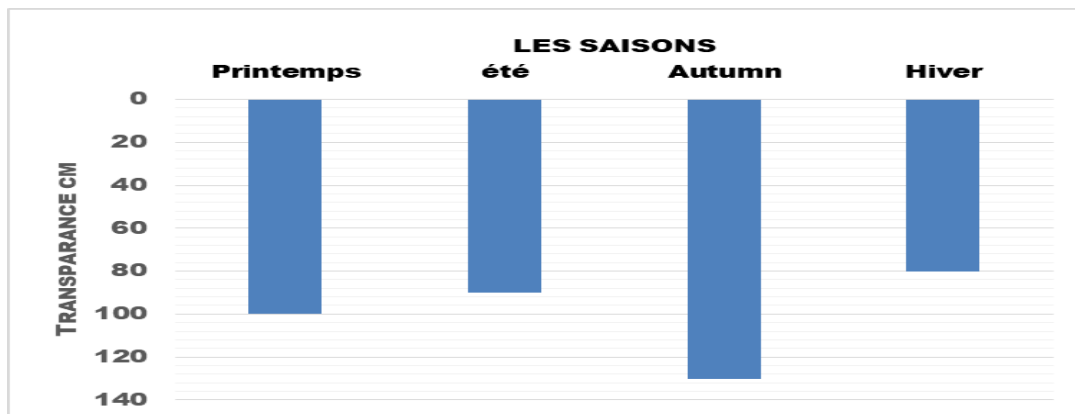


Figure 68. Variations saisonnières de la transparence de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.6. Matière en suspension (MES)

Les teneurs en MES enregistrées dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba sont comprises entre 8 et 44 mg/L. Dans la colonne d'eau les teneurs saisonnières en MES montrent des valeurs qui suivent l'ordre croissant suivant Printemps < été < automne < hiver. L'évolution des teneurs en MES de la colonne d'eau montre des similitudes entre les saisons. Cette évolution comprend deux phases : la première pendant laquelle les valeurs baissent jusqu'à atteindre leurs valeurs minimales à -10m, et la deuxième durant laquelle les teneurs en MES entament une hausse jusqu'à l'atteinte des valeurs maximales à -20m (Fig. 69).

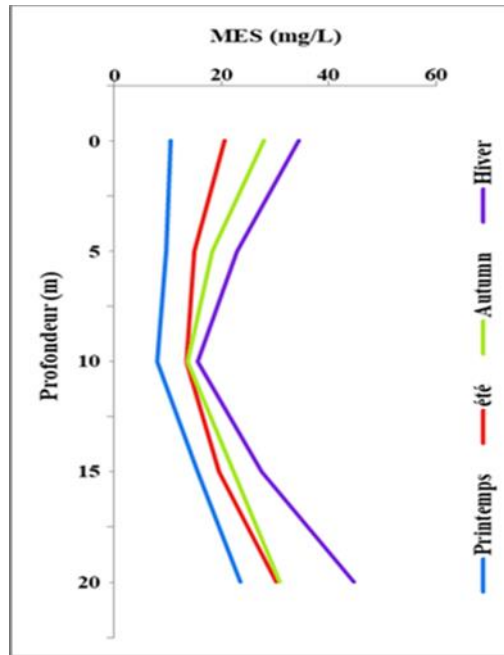


Figure 69. Variations saisonnières des teneurs en MES de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.7. Azote ammoniacal

Durant la période d'étude, les teneurs de l'azote ammoniacal enregistrées dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba varient de 0,24 à 0,49 mg/L (Fig.70). Il faut cependant noter que c'est en période hivernale que les concentrations en azote ammoniacal sont les plus élevées. Par ailleurs, il apparaît que, quel que soit la saison, les teneurs relevées à -20m sont supérieures à celles enregistrées à la surface.

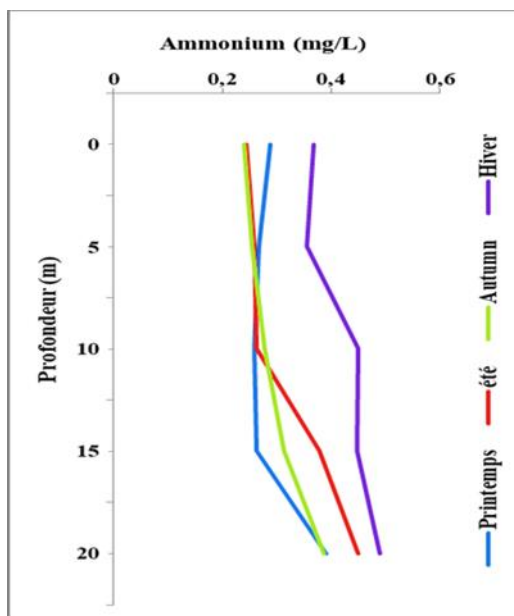


Figure 70. Variations saisonnières des teneurs en azote ammoniacal de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.8. Nitrites

Dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba, les teneurs en nitrites enregistrées sont comprises entre 0.04 et 0.08 mg/L (Fig. 71). Les teneurs en nitrites de la colonne d'eau montrent les valeurs les plus basses en été et les plus élevées en hiver. En période hivernale et printanière les nitrites montrent de faibles fluctuations par rapport à celles notées en été (baisse de 0,02 mg/L à -5m) et en automne (hausse de 0,02 mg/L à -5 et -10 m).

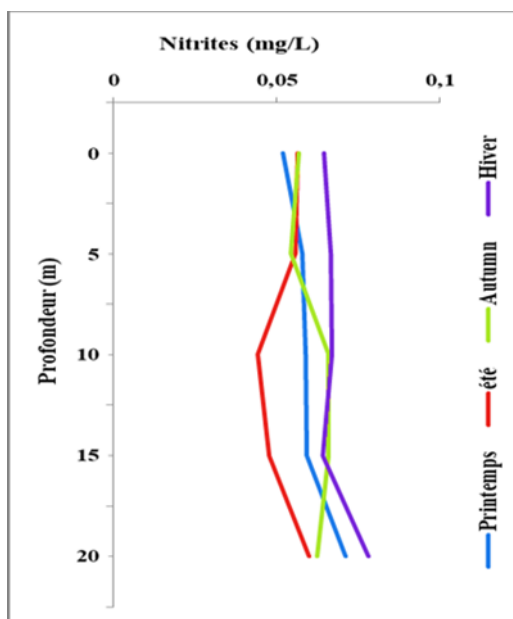


Figure 71. Variations saisonnières des teneurs en nitrites de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.9. Nitrates

Les teneurs en nitrates enregistrées dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba sont comprises dans l'intervalle 3.89 - 6.82 mg/L (Fig.72). Nous notons des valeurs élevées au printemps et basses en été ; des valeurs intermédiaires sont enregistrées en période automnale et hivernale. Par ailleurs, c'est au printemps que, dans la colonne d'eau, les teneurs en nitrates montrent de légères fluctuations (augmentations de 0,8 mg/L à -5 et 1,25 mg/L à -10m). En revanche, quel que soit la saison, c'est toujours à -20m que les valeurs les plus élevées sont enregistrées.

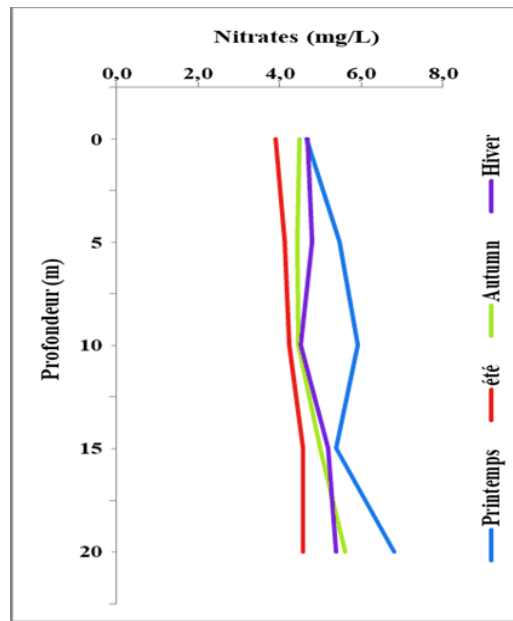


Figure 72. Variations saisonnières des teneurs en nitrates de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.10. Orthophosphates

Dans la colonne d'eau, les teneurs en orthophosphates fluctuent entre 0,09 et 0,55 mg/L. C'est en été que les teneurs les plus élevées sont enregistrées ; ces dernières font le double de celles notées au printemps et presque quatre fois celles relevées en automne et en hiver (Fig. 73). Par ailleurs, c'est seulement en été que les teneurs montrent, à partir de - 15m, des fluctuations ; ces dernières sont relativement faibles durant les autres saisons.

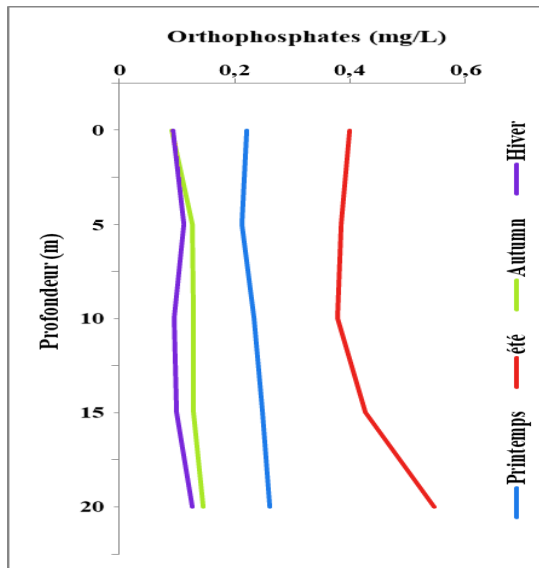


Figure 73. Variations saisonnières des teneurs en orthophosphates de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.1.11. Chlorophylle *a*

La colonne d'eau du barrage Zit-Emba montre des teneurs en chlorophylle *a* comprises entre 1.06 et 31.24 $\mu\text{g/L}$; la valeur la plus basse étant notée en hiver à 20m de profondeur et la plus élevée en été à la surface (Fig. 74). La chlorophylle (*a*) montre les teneurs les plus élevées en été et les plus basses en hiver ; les teneurs saisonnières se répartissent selon l'ordre décroissant suivant été > automne > printemps > hiver. Les teneurs en chlorophylle *a* de la colonne d'eau baissent avec l'augmentation de la profondeur, ceci quel que soit la saison ; toutefois, c'est en été que l'écart entre les teneurs notées en surface et celles enregistrées à 20m est le plus important (une différence de l'ordre de 27,42 $\mu\text{g/L}$).

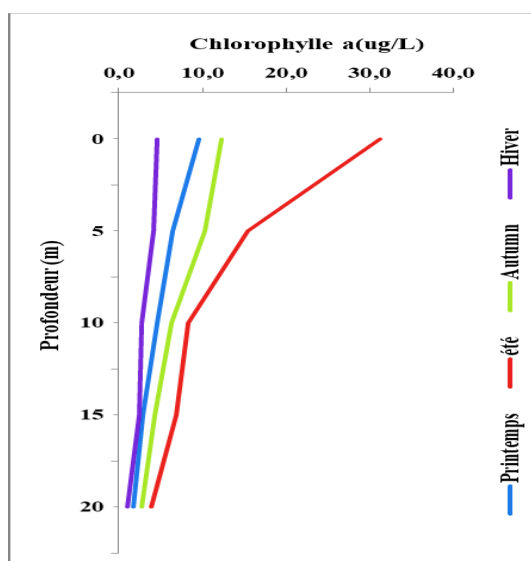


Figure 74. Variations saisonnières des teneurs en chlorophylle *a* de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.2. Les cyanobactéries de la colonne d'eau du barrage Zit Emba

5.2.1. Identification des cyanobactéries

Le tableau 21 représente la diversité générique saisonnière des cyanobactéries identifiées au cours des diverses campagnes d'échantillonnage. Nous remarquons que la plus grande diversité générique est observée pendant la saison automnale et que les genres *Microcystis* et *Woronichinia* sont présentes dans toutes les échantillons étudiés.

Tableau 21. Diversité générique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

Saison	Coloniales	Filamenteuses
printemps	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Planktothrix</i>
été	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Dolichospermum</i> ; <i>Planktothrix</i> ; <i>Oscillatoria</i>
automne	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i> ; <i>Merismopedia</i>	<i>Dolichospermum</i> ; <i>Oscillatoria</i> ; <i>Spirulina</i>
hiver	<i>Microcystis</i> ; <i>Woronichinia</i>	<i>Dolichospermum</i> ; <i>Planktothrix</i> ; <i>Oscillatoria</i>

5.2.2. Fréquence d'apparition (FO %) saisonnière

L'estimation de la fréquence d'occurrence des 7 genres de cyanobactéries recensées montre l'omniprésence de *Microcystis* , la constance de *Woronichinia* et la régularité de *Planktothrix* et *Oscillatoria*. Le genre *Dolichospermum* est considéré comme accessoire et *Merismopedia* et *Spirulina* comme appartenant à la fraction rare de la communauté des cyanobactéries rencontrées (Tableau.22).

Tableau 22. Fréquence d'apparition générique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

Genre	fréquence d'apparition (FO%)	observation
<i>Microcystis</i>	100	omniprésent
<i>Woronichinia</i>	75	Constant
<i>Planktothrix</i>	65	Régulier
<i>Oscillatoria</i> ,	60	Régulier
<i>Dolichospermum</i> ,	45	Accessoire
<i>Merismopedia</i>	10	Rare
<i>Spirulina</i>	10	Rare

5.2.3. Distribution saisonnière des cyanobactéries dans la colonne d'eau

L'évaluation des densités saisonnières des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau montre que 83% de leur abondance globale est relevée en été et en automne (52 et 31% respectivement) ; Au printemps la colonne d'eau abrite 13% et en hiver à peine 4% (Fig.75).

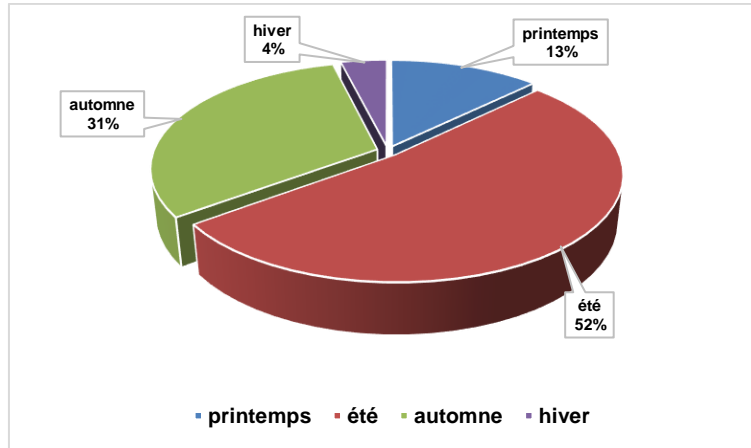


Figure 75. Abondance saisonnière des cyanobactéries présentes dans la colonne d'eau du barrage Zit-Emba

5.2.4. Distribution des cyanobactéries en fonction de la profondeur de la colonne d'eau

La figure 76, donne un aperçu graphique des proportions des cyanobactéries le long de la colonne d'eau. Le dénombrement des cyanobactéries collectées à différentes profondeurs de la colonne d'eau fait apparaître qu'au fur et à mesure que la profondeur augmente l'abondance des cyanobactéries diminue. Nous notons, en effet, que 57% de la densité globale sont rencontrés en surface, contre 29% à -5m, 10% à -10m, 3% à -15m et seulement 1% à -20m.

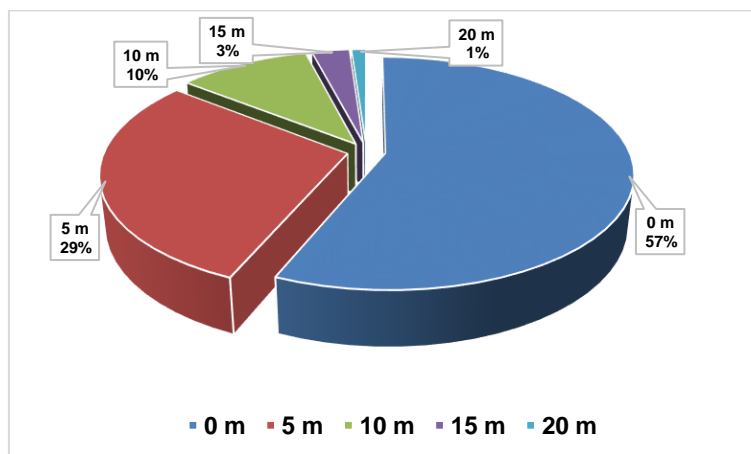


Figure 76. Proportions des cyanobactéries le long de la colonne d'eau

5.2.5. Distribution saisonnière des cyanobactéries le long de la colonne d'eau

Les densités des Cyanobactéries enregistrées dans la colonne d'eau sont comprises entre 360 et 65 000 cell/mL ; la densité minimale est enregistrée en hiver à -20m de profondeur et la maximale est relevée en été à la surface (Fig. 77).

La distribution des cyanobactéries le long de la colonne d'eau montre une similitude entre les saisons ; Les valeurs élevées, en surface, montrent une première baisse assez importante à -5m suivie d'une seconde à -10m pour ne laisser que moins de 4% en été et en automne et entre 6 et 12% respectivement au printemps et en hiver. Les écarts rencontrés entre les densités de surface et celles notées à -10m diffèrent d'une saison à l'autre ; leur évolution se fait selon l'ordre décroissant suivant été > automne > printemps > hiver.

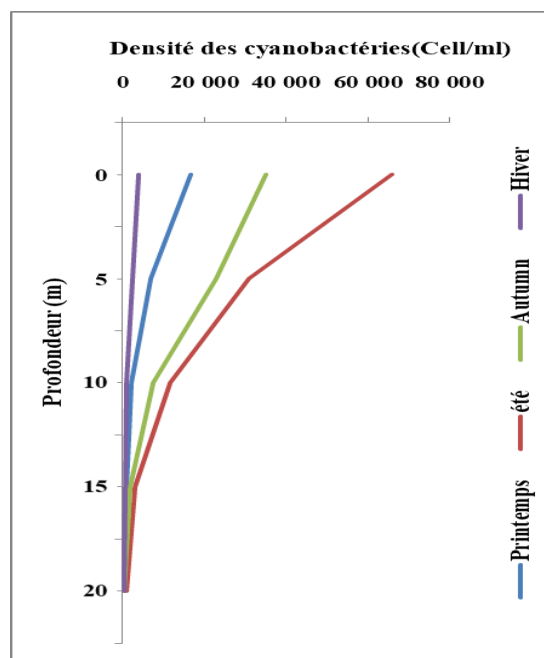


Figure 77. Distribution saisonnière de l'abondance des cyanobactéries le long de la colonne d'eau

5.2.6. Dynamique saisonnière des cyanobactéries répertoriées dans la colonne d'eau

🚩 Campagne de Printemps

En période printanière, les trois genres rencontrés sont *Microcystis*, *Woronichinia* et *Planktothrix*. Parmi eux seuls *Microcystis* et *Planktothrix* sont présents aux différentes profondeurs car *Woronichinia* est absent à -15 et -20m. Il ressort du graphe (Fig.78) la nette prédominance de *Planktothrix* tout au long de la colonne d'eau. *Planktothrix* est présent, en surface, à des proportions de l'ordre de 67% contre seulement 19 et 14% pour *Microcystis* et *Woronichinia*. Aux profondeurs de 5m et 10m, c'est toujours *Planktothrix* qui représente la

moitié de la biomasse cyanobactérienne rencontrée à ces niveaux ; les deux autres genres se complèteraient le reste de la biomasse à des parts presque égales (26% pour *Microcystis* et 23 et 24% pour *Woronichinia* à -5 et -10m respectivement). A partir de 15m de profondeur, *Woronichinia* n'est plus présent et seuls *Planktothrix* et *Microcystis* occupent l'espace à raison de 62 % et 38% respectivement. A -20m, *Microcystis* ne représente que 15% de l'abondance évaluée à ce niveau de la colonne d'eau, contre 85% pour *Planktothrix* qui marque fortement sa présence.

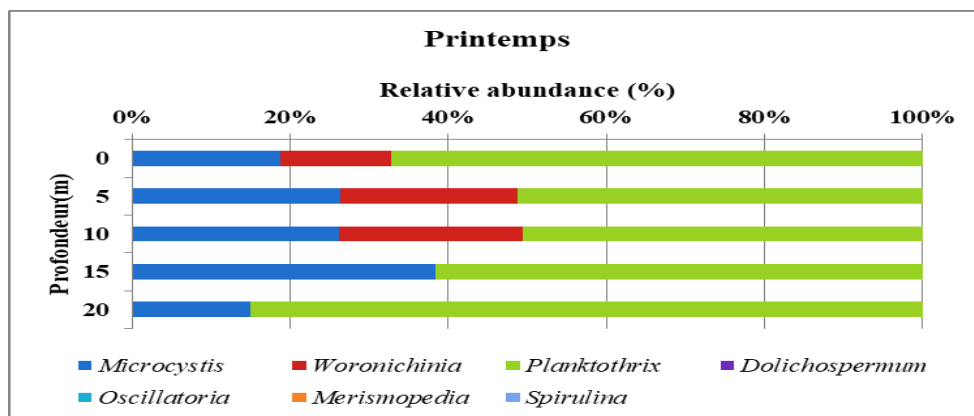


Figure.78 Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne de printemps

🚩 Campagne d'été

En été, la colonne d'eau abrite 5 genres qui, bien que pouvant être présents ensemble, montrent des fluctuations différentes d'un niveau à l'autre de la colonne. Il ressort du graphe (Fig.79) que seuls les genres *Microcystis* et *Planktothrix* sont présents à tous les niveaux de la colonne ; par ailleurs, nous notons la nette prédominance de *Microcystis* qui est non seulement présent à tous les niveaux mais montre aussi des proportions variant de 37 à 66% selon la profondeur de la colonne. Il est suivi de *Dolichospermum* qui est relativement abondant aux profondeurs comprises entre 0 et 10m en représentant 21 à 24% de la biomasse calculée par niveau ; la proportion de ce dernier chute à 12% à -15m pour enfin ne plus apparaître à -20m. Mis à part les proportions de 20% enregistrées en surface, *Woronichinia* ne représente que 14%, 5% et 9% à -5, -10 et -15m. Le genre *Planktothrix* est régulièrement rencontré dans la colonne d'eau à des proportions de l'ordre de 19 et 34% en surface et à -20m ; les proportions enregistrées aux profondeurs intermédiaires restent proches de 10%. Bien que présent jusqu'à -15m, *Oscillatoria*, ne représente que 2% en surface et 6 et 5% à -5 et -10m ; c'est à -15m qu'il occupe la deuxième place, après *Microcystis*, en comptabilisant 21% de la biomasse évaluée à ce niveau de la colonne.

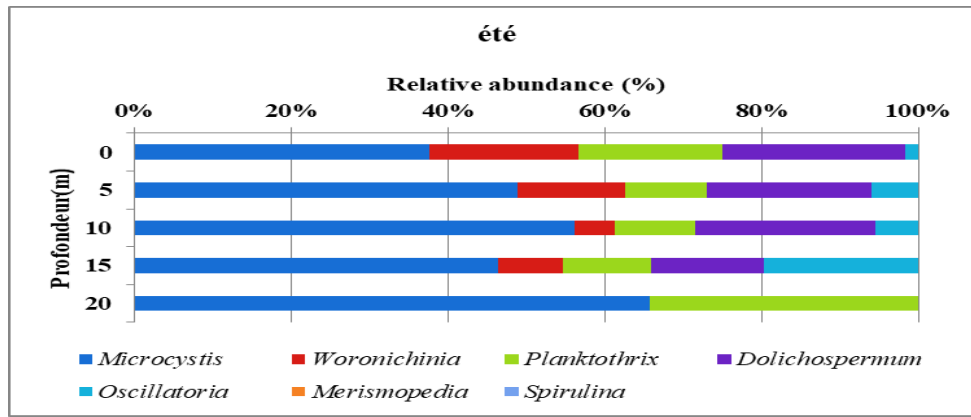


Figure.79 Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne d'été

✚ Campagne d'automne

En automne, nous notons la présence de 6 des 7 genres répertoriés durant cette étude ; toutefois la présence de l'ensemble des 6 genres n'est signalée qu'en surface et à -5m. Cette période est marquée par l'absence de *Planktothrix* et l'apparition des genres *Merismopedia* et *Spirulina* illustrée par leur présence à de très faibles proportions (6 et 2% pour le premier et 2 et 3% pour le second) uniquement en surface et à -5m. *Woronichinia* est présent jusqu'à -15m et seuls les genres *Microcystis* et *Oscillatoria* sont rencontrés à tous les niveaux de la colonne d'eau (Fig.80).

En ce qui concerne les abondances relatives des autres genres, nous notons la prédominance de *Microcystis* qui montre des proportions variant de 46 à 70% selon la profondeur de la colonne d'eau. Ce dernier est suivi par *Woronichinia* qui comptabilise des proportions proches de 30% de la surface à -15m. Les deux genres, *Microcystis* et *Woronichinia*, représentent 76 à 86% de la biomasse évaluée à chaque niveau de la colonne d'eau. Quant à *Oscillatoria*, vient en troisième position du fait qu'il montre les proportions variant de 13 à 9% de la surface à -10m et qu'il est relativement abondant à -15 et -20m (20 et 30% respectivement).

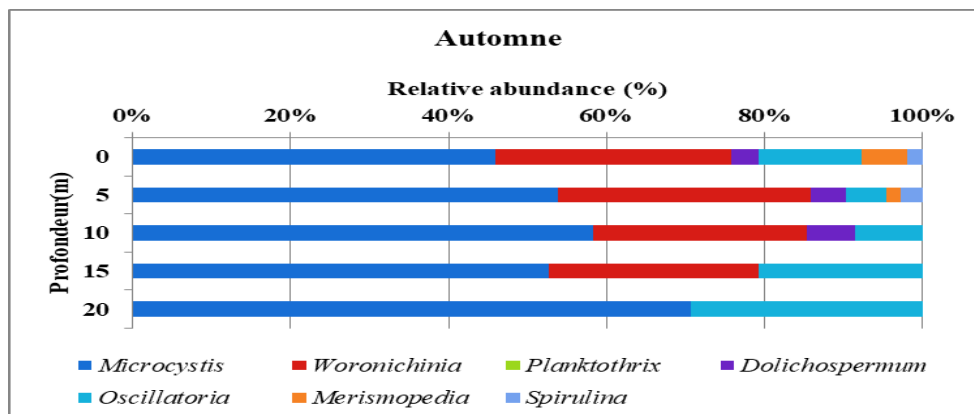


Figure. 80 Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne d'automne

🚩 Campagne d'hiver

A cette période de l'année 5 genres se partagent la colonne d'eau ; nous notons, par rapport à la liste des genres répertoriés durant la campagne d'automne, l'apparition de *Planktothrix* et l'absence de *Merismopedia* et *Spirulina*. La présence de *Dolichospermum* est limitée à la surface et à -5m avec des proportions respectives de l'ordre de 1 et 3%. En ce qui concerne *Oscillatoria*, il est rencontré jusqu'à -10m de profondeur ; ce dernier montre des abondances de 3% 2% et 2% respectivement à 0m, -5m et -10m. Ce sont les genres *Microcystis* et *Woronichinia* qui dominent la colonne d'eau en montrant des proportions relatives de l'ordre de 60 à 98% de la biomasse cyanobactérienne évaluée à chaque niveau de cette colonne. C'est *Microcystis* qui occupe la première place car en plus d'être présent à -20m, il enregistre les plus fortes valeurs en terme d'abondance. *Planktothrix*, quant à lui, n'est pas rencontré à tous les niveaux de la colonne d'eau ; ce genre, en terme de proportion, représente 10 et 7% en surface et à -5m respectivement. C'est à -15m qu'il vient en deuxième position, après *Microcystis*, en comptabilisant 40% de la biomasse évaluée à ce niveau de la colonne d'eau (Fig.81).

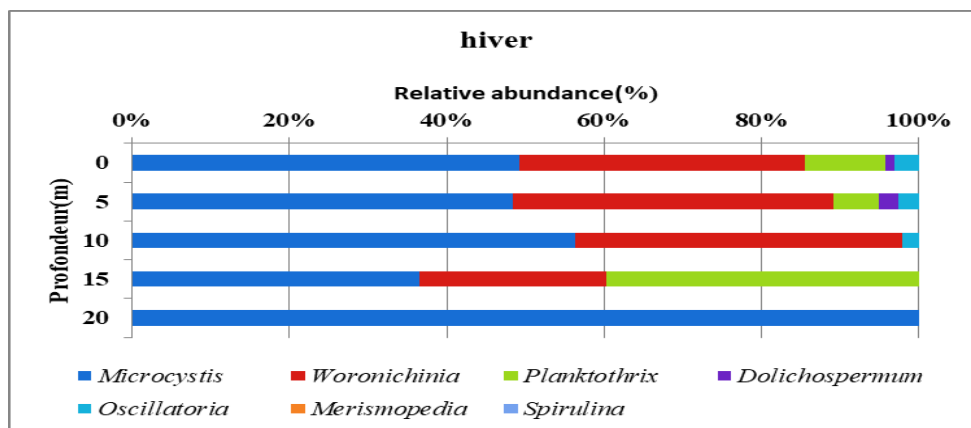


Figure. 81 Distribution des cyanobactéries rencontrées dans la colonne d'eau durant la campagne d'hiver

5.3. Analyses statistiques

5.3.1. Analyses descriptives

Les résultats des analyses descriptives (moyenne, écart type, médiane, valeur minimale maximale et coefficient de variation) propre à 11 variables biotiques et abiotiques dans la colonne d'eau du barrage Zit Emba sont portés dans le tableau (Tableau.23).

Tableau 23. Description statistique des variables environnementales enregistrées dans la colonne d'eau du barrage Zit Emba

	Moyenne±sd	Min	Médian	Max	C.V
T (°C)	12.14±7.29	4.10	9.51	30.30	0.60
pH	8.28±0.29	7.46	8.35	8.79	0.03
DO (mg/L)	8.37±2.23	2.91	8.40	10.64	0.26
Cond (µS/cm)	647.10±29.94	568.00	654	702.00	0.04
Trans (cm)	107.50±26.29	70.00	115	130.00	0.24
NH₄-N (mg/L)	0.33±0.08	0.24	0.30	0.49	0.24
NO₂-N (mg/L)	0.06±0.00	0.04	0.060	0.08	0.14
NO₃-N (mg/L)	4.95±0.85	3.89	4.67	7.82	0.17
PO₄-P (mg/L)	0.22±0.13	0.09	0.18	0.55	0.61
MES (mg/L)	21.18±9.32	8.00	20.05	44.70	0.44
Chl-a (µg/L)	7.09±6.80	1.06	4.58	31.24	0.95

5.3.2. Analyses du test non paramétrique de Kruskal Wallis

Les résultats du test de Kruskal-Walis révèlent l'existence des différences significatives entre les saisons concernant les paramètres suivants : la température de l'eau (T), l'oxygène dissous(DO), la conductivité(Cond), la transparence(Trans), les nitrates (NO₃-N) et les orthophosphates (PO₄-P).Cependant, en ce qui concerne les différences entre les profondeurs les résultats de l'application du test font apparaitre l'absence des différences significatives pour l'ensemble des paramètres mesurés sauf en ce qui concerne la densité des cyanobactéries(DC), la chlorophylle-*a* (Chl-*a*) et la matière en suspension(MES) (p<0.05) (Tableau. 24).

Tableau 24. Comparaison Inter- saisons et Inter-profondeurs des médianes des paramètres physico-chimiques et de la densité des cyanobactéries dans le barrage de Zit-Emba

Parameters	Inter-profondeur			Inter-saisons		
	χ ²	p	ddl	χ ²	P	ddl
T (°C)	6.01	0.19	4	12.13	0,00	3
pH	7.25	0.12	4	6.44	0.09	3
DO (mg/L)	3.40	0.49	4	14.01	0.00	3
Cond (Us/cm)	1.34	0.85	4	13.48	0.00	3
Trans (cm)	3,00	0,39	4	//	//	//
MES (mg/L)	10.92	0.02	4	6.77	0.07	3
NH₄-N (mg/L)	8.86	0.06	4	6.43	0.09	3
NO₂-N (mg/L)	2.75	0.60	4	5.65	0.12	3
NO₃-N (mg/L)	5.65	0.22	4	10.31	0.01	3
PO₄-P (mg/L)	1.40	0.84	4	16.80	0.00	3
Chl-a (µg/L)	11.38	0.02	4	7.04	0.07	3
DC (cells/mL)	14.42	0.00	4	4.00	0.26	3

[χ²= valeur khi-carré; ddl= le degré de liberté; p-value=valeur probabilité; (p<0.05)]

5.3.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans les eaux du barrage de Zit-Emba par l'Analyse en composantes principales (ACP)

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) comme une approche descriptive préliminaire et exploratoire a permis de visualiser la structuration de la variation verticale et saisonnière au niveau du barrage Zit-Emba en fonction de seize variables physico-chimiques et de la densité des genres des cyanobactéries mesurées : (température de l'eau (T), pH, l'oxygène dissous (DO), conductivité (cond), la matière en suspension (MES), la transparence (Trans), les nitrates (NO₃-N), les nitrites (NO₂-N), ammonium (NH₄-N), les orthophosphates (PO₄-P), la chlorophylle-a (Chl-a), *Microcystis* (Mcs), *Woronichinia* (Worn), Plank, Planktothrix (Plank), *Dolichospermum* (Doli) et *Oscillatoria* (Osci).

Cette méthode descriptive permet de représenter également dans un espace à deux dimensions, les variables quantitatives biotiques et abiotiques caractérisant nos points de d'échantillonnage dans la colonne d'eau et nos périodes de prélèvement, en prenant en compte un maximum de leur variabilité.

L'ACP a été utilisé aussi comme un outil de représentation des relations linéaires entre les variables biotiques et abiotiques. Les densités de genres de cyanobactéries mesurées : [*Microcystis* (Mcs), *Woronichinia* (Worn), Plank, *Planktothrix* (Plank), *Dolichospermum* (Doli) et *Oscillatoria* (Osci)] ont été utilisées en tant que variable quantitative supplémentaire dans la réalisation de l'ACP par le package FactoMineR.

Le plan factoriel des deux premiers axes principaux présente clairement une variation inter-profondeurs et une variation inter-saisons, dont les deux axes expliquent ensemble 58,78 % de cette variation totale (Fig. 82).

Le premier axe explique 36,76 % de la variation totale ; il est corrélé positivement avec les variables NH₄-N ($r = 0,71$), NO₂-N ($r = 0,69$), NO₃-N ($r = 0,58$) et MES ($r = 0,57$). Cet axe est corrélé négativement avec les variables T ($r = -0,87$), Chl-a ($r = -0,75$), PO₄ ($r = -0,65$), Trans ($r = -0,36$), Mcs ($r = -0,62$), Doli ($r = -0,61$), Plank ($r = -0,56$), Worn ($r = -0,55$) et Osci ($r = -0,40$). Par ailleurs, il semblerait que les variables supplémentaires sont corrélées avec la température et la chlorophylle *a*.

En ce qui concerne la variation temporelle, l'axe 1 montre une différenciation claire entre le groupe de saisons chaudes (printemps, été et mi-automne) et la saison froide (l'hiver). Cette structure saisonnière est expliquée d'une part par la forte corrélation négative de cet axe avec les variables température, chlorophylle *a* et les densités de cyanobactéries d'autre part par la corrélation positive avec les nutriments et la matière en suspension. Ceci suggère que la

disponibilité des nutriments serait probablement liée aux événements de pluie de la saison hivernale.

Quant au deuxième axe, il explique, 22,02 % de la variation totale ; cet axe est corrélé positivement avec les variables pH ($r = 0.86$), DO ($r = 0.68$) et Cond ($r = 0.51$).

De plus, nous pouvons dire que le plan factoriel 1-2 de l'ACP nous a permis de révéler la séparation entre deux couches différentes dans la colonne d'eau du barrage de Zit-Emba : l'une s'étalant de la surface jusque à 10m de profondeur et l'autre allant de 15m à 20m de profondeur ; cette dernière héberge que 4% de la population cyanobactérienne récoltée.

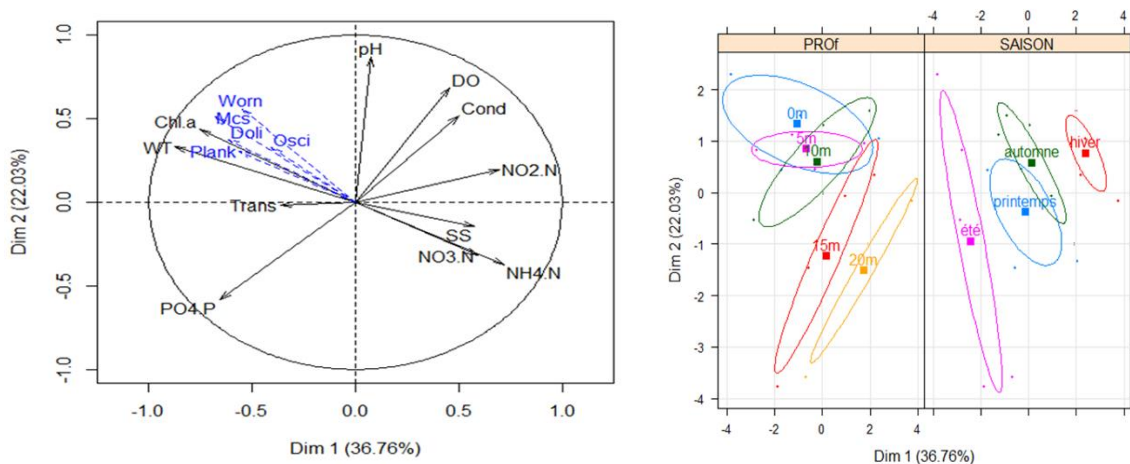


Figure 82. Analyse en Composante Principale basée sur au niveau de la colonne d'eau du barrage Zit-Emba Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 36.76%, axe 2 : 22,03%

5.3.4. Étude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques

Les résultats du calcul des coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN `r` entre les seize variables (physico-chimiques et les densités de genres de cyanobactéries) mesurées prises deux à deux dans la colonne d'eau du barrage de Zit-Emba au cours des quatre saisons.

L'examen de la matrice de corrélations (Fig.83) nous indique clairement que :

- Les densités de genres de cyanobactéries identifiées le long de la colonne d'eau du barrage de Zit-Emba sont positivement corrélées avec les teneurs de la chlorophylle *a* et la température de l'eau, avec des valeurs de r comprises entre (0.40 et 0.94) ; et entre (0.44 et 0.84), respectivement.

- Les densités de genres de cyanobactéries (*Microcystis*, *Dolichospermum*, *Woronichinia* et *Oscillatoria*) sont négativement corrélées avec les teneurs des NO₃-N, NH₄-N et NO₂-N, avec des valeurs de r comprises entre (-0.43et -0.84).
- L'abondance du genre *Planktothrix* est positivement corrélée avec PO₄-P (r=0.61) et négativement corrélées avec la conductivité (r=-0.62) et MES (r=-0.49).
- L'abondance du genre *Woronichinia* a montré une corrélation positive significative avec le pH (r=0.52).
- En outre, les variables Chl-a, WT, NO₃-N, NH₄-N, NO₂-N et MES sont significativement corrélées entre elles.
- L'ensemble des corrélations obtenues est en concordance avec les résultats de l'ACP.

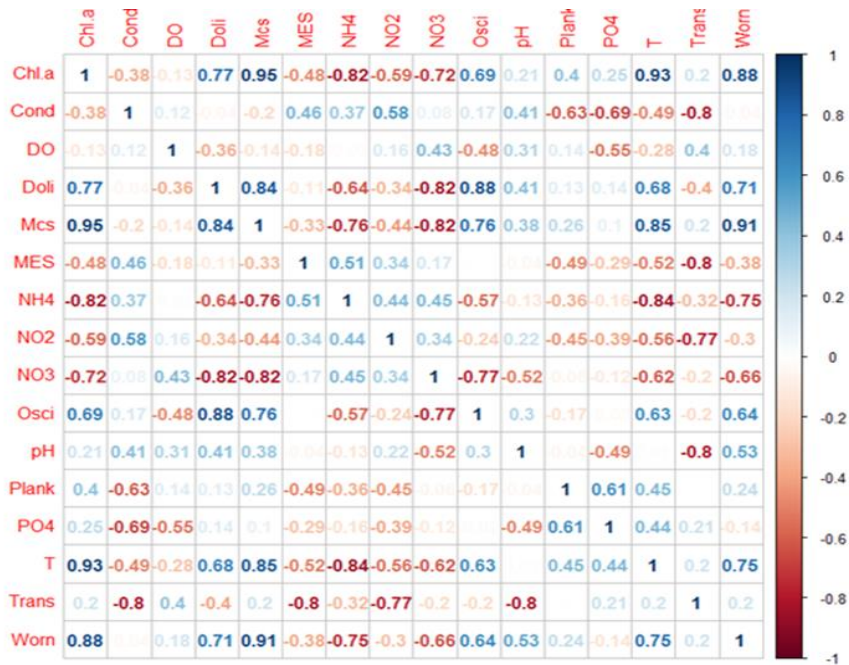


Figure 83. Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 16 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative

5.3.5. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité Inter- saisons et Inter-profondeurs

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les saisons, au niveau du barrage Zit-Emba (Fig.84), montre qu'il existe des divergences entre les quatre saisons par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés.

Nous pouvons distinguer trois groupes (clusters) : le premier groupe composé de la saison hivernale qui se caractérise par des concentrations élevées en éléments azotés et la matière en

suspension ; le deuxième cluster comprenant la saison estivale qui se caractérise par les plus fortes biomasses des cyanobactéries, par les plus fortes teneurs de chlorophylle a et par les plus fortes valeurs de la température.

Et enfin, un troisième représenté par les deux saisons (printemps et automne) qui ont les mêmes caractéristiques de la saison estivale, mais avec des concentrations moyennes.

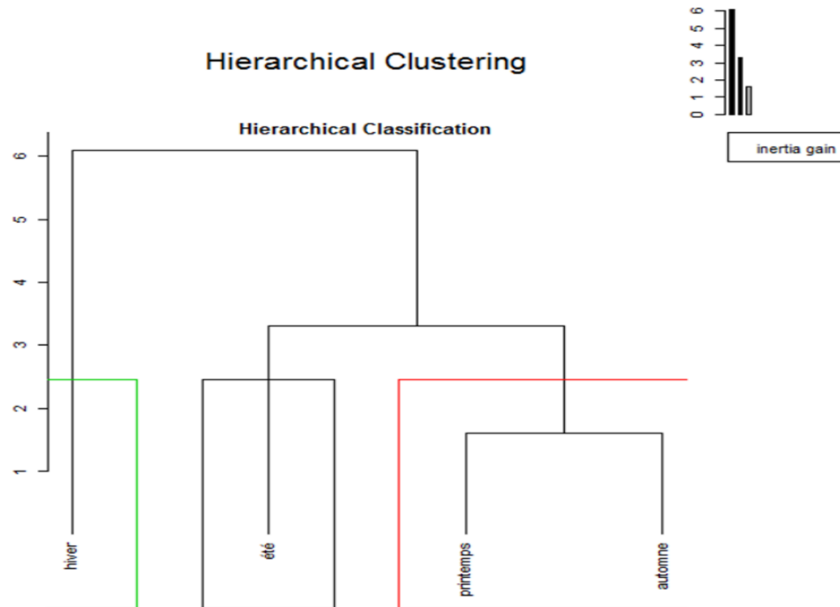


Figure 84. Classification ascendante hiérarchique basée sur la variation entre les saisons des paramètres biotiques et abiotiques

La figure 85, montre le dendrogramme issu de la CAH basée sur la variation Inter-profondeurs des paramètres biotiques et abiotiques. L'examen de ce dendrogramme indique l'existence de trois clusters. Les deux clusters (1 et 2) englobent les points de prélèvement (0m, 5m, 10m) ; le troisième cluster regroupe les points (15m et 20m).

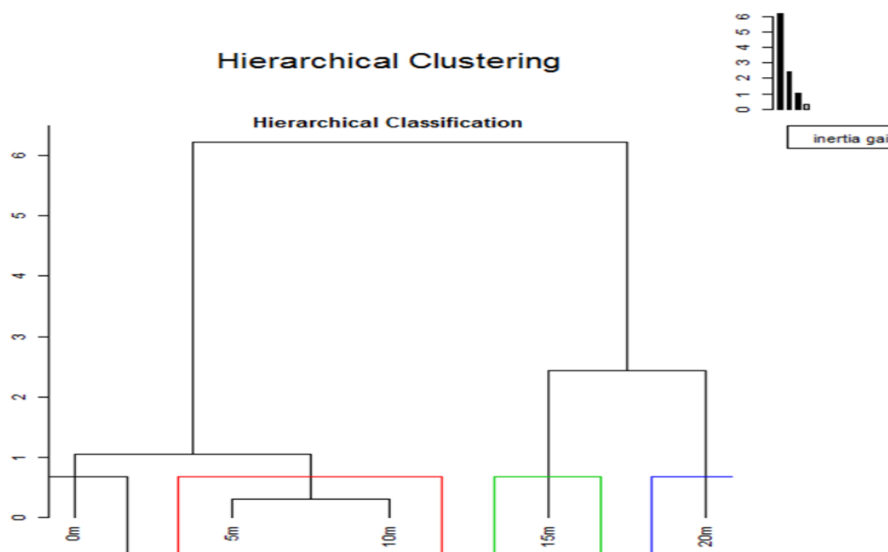


Figure 85. Classification ascendante hiérarchique basée sur la variation Inter-profondeurs des paramètres biotiques et abiotiques

5.4. Discussion

Dans la colonne d'eau, la T° la plus basse est relevée en hiver et en profondeur et la plus élevée en été et en surface; toutefois, l'écart de T° entre la surface et le fond est le plus important en été et dans une moindre mesure en automne ; ce qui suggère l'installation de stratification thermique claire en été et modérée en automne suivies de phases de mélanges en hiver et au printemps ; Ce phénomène de mélange serait en rapport avec l'action des vents très fréquents, à la diminution de la température de l'air et au brassage des eaux dû aux apports d'eau qui ont été relativement importants à ces périodes.

Les eaux les plus riches en oxygène dissous sont rencontrées en surface et en hiver et les plus pauvres en été et en profondeur. Cette dynamique de l'oxygène dissous est rapportée dans des plans d'eau algériens par Saoudi *et al.*, (2015) dans le barrage Mexa et par Nasri *et al.*, (2007) dans le barrage Chafia. Selon Dussart (1992), en période de stratification thermique, la turbulence des eaux est partielle, n'agissant que sur les couches superficielles, isolant ainsi une zone trophogène où la production d'oxygène est élevée suite à un important phénomène de photosynthèse, alors qu'au niveau des couches profondes, seuls les processus de respiration et de décomposition persistent dans le milieu. Ce qui expliquerait les faibles teneurs en oxygène observées au fond de la retenue de Zit-Emba en période estivale et dans une moindre mesure en automne.

L'application du test non paramétrique de Spearman montre que d'une saison à l'autre des différences très hautement significatives ($p \leq 0,0001$) sont notées pour les températures et les teneurs en oxygène dissous.

Le pH est alcalin ; il montre une légère augmentation en hiver et une baisse en été et en automne ; toutefois, l'analyse statistique ne montre aucune différence significative du pH entre les saisons et entre les différentes profondeurs de la colonne d'eau. Ce paramètre abiotique dépend aussi bien des processus chimiques que biologiques tels que la photosynthèse qui tend à élever le pH alors que la respiration tend à l'abaisser. Les fortes valeurs du pH en surface peuvent être liées à l'importante activité photosynthétique résultant d'un développement notable du phytoplancton généralement observé au niveau de cette strate. Toutefois, la baisse des valeurs du pH au fond de la retenue semble coïncider avec le phénomène de décomposition des algues et des réactions d'oxydation de la matière organique. Selon Champia & Larpent, (1988), dans les cas limites, des réactions de fermentation accompagnées généralement d'une activité importante des bactéries sulfato-réductrices, peuvent avoir lieu durant les mois d'été et d'automne.

La conductivité montre, à partir de -15m, une baisse en été et au printemps et une hausse en automne. Cette augmentation aurait pour origine une forte minéralisation engendrée par la décomposition de matières organiques. Cette variation saisonnière de la conductivité est confortée par les résultats du test de Kruskal-Wallis ($P=0,00$) qui montrent l'existence de différences hautement significatives entre les saisons.

Les teneurs en MES enregistrées à différentes profondeurs de la colonne d'eau montrent une phase de décroissance (de 0 à -10m) suivie d'une phase de croissance (de -10 à -20m) ; Cette observation est confortée par les résultats du test de Kruskal Wallis qui montrent l'existence de différences significatives ($p = 0.02$) entre les profondeurs. Nous notons, par ailleurs, que les teneurs en MES sont élevées en hiver et en automne. Ces valeurs relativement élevées auraient pour origine les apports sédimentaires allochtones véhiculés par les affluents à partir du bassin versant à cette période de fortes précipitations ainsi qu'à l'action fréquente des vents, qui provoquent des turbulences avec pour conséquence une remise en suspension des particules à partir du sédiment ; A cela, peut s'ajouter l'importante densité micro algale observée en période automnale.

Les concentrations en azote ammoniacal et en nitrites les plus élevées sont notées en hiver ; toutefois, quel que soit la saison, les teneurs en azote ammoniacal du fond sont supérieures à celles enregistrées à la surface. Des concentrations d'ammonium plus élevées au fond de ce réservoir pourraient résulter de l'ammonification de la matière organique et de la réduction du nitrate en ammonium, qui est une voie importante du cycle de l'azote, induite par les bactéries anaérobies dans les écosystèmes aquatiques (Pajares *et al.*, 2017). En ce qui concerne les nitrites, leurs teneurs augmentent en automne et baissent en été aux profondeurs comprises entre -5 et -15m. Les teneurs en nitrates sont élevées au printemps et basses en été ; Cette différence saisonnière des teneurs en nitrates est confortée par les résultats du test de Kruskal Wallis ($p = 0,02$). En revanche, c'est toujours dans le fond que les valeurs les plus élevées sont enregistrées ; ceci s'expliquerait par le fait que la dégradation de la matière organique par des bactéries spécifiques en vue de sa minéralisation a lieu dans l'hypolimnion.

Les teneurs en orthophosphates les plus élevées sont enregistrées en été aussi bien en surface qu'en profondeur. Le test de Kruskal Wallis fait apparaître l'existence, entre les saisons, d'une différence hautement significative ($p = 0,00$) des teneurs en orthophosphates. La forte teneur en orthophosphates en été et en profondeur de la colonne d'eau du barrage Zit Emba s'explique par le relargage de cet élément à partir des sédiments et de la dégradation de la matière organique ; selon Gachter & Muller, (2003), le processus dépend des mécanismes physiques, chimiques et biologiques.

En milieu aquatique, le phosphore soluble se trouve au niveau de la masse d'eau mais aussi dans l'eau interstitielle du sédiment (Despreaux, 1990). Les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension surviennent suite à la modification des capacités d'adsorption et désorption du sédiment ; ils peuvent, ainsi, perturber l'état d'équilibre entre les phases dissoutes et particulaires (Banas, 2001 ; Combouze, 2004). Cette capacité d'adsorption du phosphore dépendrait du potentiel d'oxydo-réduction et du pH (Despreaux, 1990) car l'eau interstitielle est généralement plus riche en forme soluble. Selon Labroue *et al.*, (1995), si cette couche est réduite, le phosphore, déjà fixé, est relargué entraînant ainsi un enrichissement de la colonne d'eau ; ces auteurs, rapportent que 50 à 180% des besoins journaliers en phosphore du phytoplancton sont fournis par le zooplancton ; ils précisent, par ailleurs, que le relargage de phosphore par les parties vivantes est faible par rapport à celui des parties mortes dont 45 à 80% peuvent être lessivés en quelques jours.

Les teneurs en chlorophylle a de la colonne d'eau sont élevées en été et basses en hiver ; Elles montrent une baisse avec l'augmentation de la profondeur ; ceci est appuyé par les résultats du test de Kruskal-Wallis qui montrent l'existence de différences significatives entre les teneurs en chlorophylle a relevées aux différentes profondeurs. Les valeurs élevées en surface et en été auraient un lien avec la T° et probablement avec les efflorescences microalgales. Le calcul du coefficient de corrélation de Spearman fait apparaître l'existence de corrélations positives très hautement significative entre la chlorophylle a et la T° ($p \leq 0,0001$).

Les résultats des travaux de Vezie *et al.*, (2002) et Graham *et al.*, (2004) montrent qu'une température de l'eau comprise entre 18 et 30°C, un pH variant de 6 à 9 et un faible brassage des eaux (vent faible) représentent des conditions favorables à la croissance des cyanobactéries. En eau douce, quand la température approche ou dépasse 20°C le rythme de croissance du phytoplancton se stabilise ou décroît alors que le rythme de croissance des cyanobactéries augmente du fait que cette température leur donne un avantage dans la compétition. En plus de son effet direct sur le rythme de croissance des cyanobactéries, une température élevée réduirait la viscosité de l'eau de surface et augmenterait la diffusion des nutriments vers la surface (Peperzak, 2003; Paerl & Huisman 2009; O'Neil *et al.*, 2012).

Dans la colonne d'eau les cyanobactéries montrent leur plus faible diversité générique au printemps ; parmi les 7 genres recensés, nous notons l'omniprésence de *Microcystis*, la constance de *Woronichinia* et la régularité de *Planktothrix* et *Oscillatoria*. Le genre *Dolichospermum* est considéré comme accessoire et *Merismopedia* et *Spirulina* comme rares. C'est en été et en automne que les cyanobactéries sont les plus abondantes (83% de la densité globale). Cette abondance baisse avec l'augmentation de la profondeur ; Cette observation est

confortée par les résultats du test statistique (Kruskal-Wallis) qui montrent une différence hautement significative ($p \leq 0,00$) entre les densités rencontrées à différentes profondeurs. Il est, par ailleurs, noté que l'écart entre les densités de surface et celles des profondeurs est plus important en été et en automne.

Dans notre plan d'eau, les genres *Microcystis*, *Woronichinia*, *Planktothrix* et *Dolichospermum* représentent plus de 90% de la densité globale des cyanobactéries collectées.

Selon Huber *et al.*, (2012), de longues périodes de stratification stable sont avantageuses, du point de vue compétitif, pour les espèces cyanobactériennes possédant des vésicules gazeuses telles que *Microcystis*, *Woronichinia*, *Planktothrix* et *Dolichospermum*. Ces genres sont, en effet, capables de se déplacer verticalement en régulant leur flottabilité dans la colonne d'eau à l'aide de vacuoles à gaz intracellulaires. Ce mécanisme donne à ce groupe l'avantage de se déplacer, dans une colonne d'eau stable, pour obtenir le rayonnement solaire dans l'eau de surface pendant le jour et absorber suffisamment de nutriments dans la couche inférieure la nuit (Walsby & Booker, 1980 ; Reynolds *et al.*, 1987 ; Dokulil & Teubner, 2000).

Nos résultats montrent que le genre de cyanobactéries le plus dominant est *Microcystis* ; ce dernier est présent dans toute la colonne d'eau et pendant toute l'année. D'après nos résultats la T° explique le plus les variations de la présence de *Microcystis* ; ceci est conforté par la corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) notée entre *Microcystis* et la T°. Dans la classification fonctionnelle de Reynolds, l'espèce *Microcystis* est rattachée au groupe Lm ; Reynolds (2006), qualifie *Microcystis* comme une espèce possédant un exceptionnel Q10. *Microcystis* profite grandement de la stabilité de la colonne du fait de l'efficace régulation de sa position par sa capacité à flotter et à pouvoir se positionner et ainsi à se concentrer dans la couche d'eau illuminée proche de la surface des lacs stables.

Dans le réservoir Hammam Debagh, contrairement à ce que l'on trouve le plus souvent dans de nombreux plans d'eau des zones tempérées (Harke *et al.*, 2016 ; Pobel *et al.*, 2011 ; Mc Donald & Lehman 2013), *Microcystis* n'est pas associé à *Dolichospermum* et *Aphanizomenon* (Guellati *et al.*, 2017) ; ces auteurs signalent la présence de ces deux genres que dans un nombre restreint d'échantillons, dans lesquels ils présentent une très faible abondance. A Mexa, Saoudi *et al.*, (2015) rapportent la constance de *Microcystis* et la régularité des *Oscillatoria* mais la présence du genre *Dolichospermum* n'a pas été enregistrée dans ce réservoir.

Woronichinia est un genre spécifique pour les écosystèmes d'eau stagnante. Selon Wilk-Wozniak, (1996), cette espèce serait comme espèce d'accompagnement dans les fleurs d'eau causées par *Microcystis aeruginosa*. Dans notre plan d'eau, *Woronichinia* est fortement corrélée

avec *Microcystis* ($p \leq 0,0001$) ; ce genre n'a jamais été dominant, mais toujours présent avec une proportion moyenne, correspondant à 21% de la communauté cyanobactérienne totale. La forte présence de *Woronichinia* en été et en automne est liée à la température de l'eau ; ceci est confirmé par les résultats du calcul du coefficient de Spearman qui révèle l'existence d'une corrélation positive très hautement significative ($p \leq 0,0001$) entre *Woronichinia* et la T° et la chlorophylle *a*.

Dans la colonne d'eau du barrage de Zit-Emba, le genre *Dolichospermum* a montré une forte présence en été (jusqu'à 15m de profondeur) et dans une moindre mesure en automne ; ce qui n'est pas surprenant, car ce genre préfère des températures estivales élevées et une grande stabilité de la colonne d'eau (Marchetto *et al.*, 2009). Des corrélations positives hautement significatives sont relevées entre l'abondance de *Dolichospermum* et la T° de l'eau de Zit Emba ($p=0,0009$). Les espèces du genre *Dolichospermum* sont considérées de stratégie S du fait qu'elles préfèrent une grande stabilité hydrologique et un rapport Zeu/Zmix élevé. Ce genre montre une distribution étendue dans les zones à climat tempéré (Mariani *et al.*, 2015 ; Padedda *et al.*, 2017 ; Stefanelli *et al.*, 2017).

De nombreuses études ont rapporté que la stratification à long terme, avec des niveaux élevés d'enrichissement en nutriments de l'hypolimnion, suivie d'un mélange de toute la colonne d'eau à la fin de l'automne, peut affecter de manière significative la composition des espèces cyanobactériennes, favorisant ainsi la prolifération de *Planktothrix* (Huber *et al.*, 2012 ; Mariani *et al.*, 2015). C'est le cas de Zit Emba, qui a après avoir été soumis à une période de stratification de ses eaux en période estivale est devenu le théâtre d'une croissance extensive des espèces de *Planktothrix* lors du mélange de la colonne d'eau survenu à la fin de l'automne jusqu'au printemps ; ce genre a atteint sa densité maximale au printemps et représente, en terme de proportion, 16% de la communauté cyanobactérienne totale collectée à Zit Emba. Selon Reynolds & Gutman, (1988), les espèces du genre *Planktothrix* appliquent la stratégie R du fait qu'elles soient, d'une part, adaptées à des luminosités basses et, d'autre part, à maximiser les opportunités de suspension.

De nombreuses études ont montré que des facteurs physiques, chimiques et biotiques interagissent entre eux dans le contrôle de la croissance et de la dominance des cyanobactéries formant les fleurs d'eau (Aguilera *et al.*, 2017 ; Paerl & Fulton, 2006 ; Thomas & Litchman, 2015; Guellati *et al.*, 2017; Saoudi *et al.*, 2015). Dans la présente étude, les relations entre les facteurs environnementaux et les communautés de cyanobactéries ont été étudiées en utilisant l'analyse en composantes principales (ACP) et le calcul du coefficient de corrélation de Spearman.

Nos résultats indiquent que l'abondance des genres collectés dans le réservoir de Zit Emba est corrélée positivement avec la température de l'eau et les teneurs en chlorophylle *a* ; ce qui montre l'influence de la stratification thermique sur leur croissance (Dokulil & Teubner, 2000). Cependant, nous avons noté des corrélations négatives entre *Microcystis*, *Woronichinia*, *Dolichospermum* et *Oscillatoria* et les concentrations de NO₃-N, NH₄-N et NO₂-N, alors qu'une corrélation positive devrait être observée dans ce cas. Cette tendance inverse observée dans notre plan d'eau pourrait être liée à la forte croissance des communautés de cyanobactéries qui mène à l'épuisement des nutriments comme le rapportent Abrantes *et al.*, (2006) ; Cette situation pourrait être liée à la mésotrophie de notre plan d'eau qui d'après Nowicka-krawczyk & Żelazna-wieczorek, (2017) a été favorable à la diversité des espèces du genre *Woronichinia* dans un lac naturel de Pologne. L'abondance du genre *Woronichinia* a montré une corrélation positive avec le pH, ce qui n'est pas surprenant, car la présence de ce genre a été rapportée dans des réservoirs méso-eutrophes et eutrophes avec un pH des eaux élevé (Nowicka-krawczyk & Żelazna-wieczorek, 2017).

Il est utile de signaler la corrélation positive entre l'abondance de *Planktothrix* et les concentrations de PO₄-P dans le réservoir Zit-Emba ; ce lien montre l'importance des concentrations en orthophosphates pour la croissance de ce genre. Ceci corrobore les résultats des études menées par Bidi-Akli *et al.*, (2017) dans le barrage de Zeralda.

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les saisons montre qu'il existe des divergences entre les quatre saisons par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés. Il est possible de distinguer trois groupes (clusters) : le premier groupe correspond à l'hiver caractérisé par la phase de mélange de la colonne d'eau ou sont enregistrées des températures, basses et des teneurs élevées en MES et éléments azotés. Le deuxième groupe est représenté par l'été qui se caractérise par la stratification thermique et la stabilité de la colonne d'eau ou sont notées des températures élevées avec des abondances des cyanobactéries et des teneurs en chlorophylle *a* élevées. Le troisième groupe rassemble le printemps et l'automne ; il correspondrait à la période de transition durant laquelle la phase de mélange laisse place à celle de la stratification à la fin du printemps et la phase de stratification disparaît au profit de celle du mélange à la fin de l'automne. Tout cela est bien sûr orchestré par les événements climatiques (température, vents et précipitations) et hydrologiques qui ont une influence plus ou moins importante selon la taille et la profondeur du plan d'eau.

Le dendrogramme issu de la CAH basée sur la variation des paramètres biotiques et abiotiques entre les profondeurs indique l'existence de trois clusters. Le premier cluster correspond au niveau situé en haut de la colonne d'eau et représenterait ainsi l'épilimnion ;

c'est cette partie de la colonne d'eau qui subit toutes les influences climatiques et qui de ce fait va montrer les plus fortes variations en terme de température, d'oxygénation, d'abondance en cyanobactéries,... Le deuxième cluster regroupe les profondeurs 5 et 10m et représenterait la partie métalimnique de la colonne d'eau ; dans cette partie de la colonne d'eau les variations des paramètres abiotiques baissent légèrement mais restent favorables au développement des cyanobactéries ; particulièrement les espèces qui n'aiment pas trop les fortes luminosités telles que *Planktothrix*. En ce qui concerne le troisième cluster il représenterait l'hypolimnion avec sa partie haute située à -15m et sa partie basse située à -20m ; c'est dans sa partie haute que les paramètres environnementaux montrent d'importantes variations ayant un impact sur la population microalgale aussi bien dans sa diversité que dans sa biomasse ; ce qui explique, dans le cas de notre plan d'eau, la baisse de diversité des espèces et la chute de leur abondance dans cette partie de la colonne d'eau.

Conclusion et
perspectives

Conclusion

Il ressort de cette étude que les eaux brutes de la retenue de Zit-Emba abritent des genres de cyanobactéries reconnus potentiellement toxiques ; ceci a, d'ailleurs, été confirmé par les résultats du dosage de la microcystine LR qui montrent que cette toxine est présente toute l'année et que sa concentration pouvait dépasser la valeur guide, fixée à 1 µg/L de microcystine (microcystine LR totale, c'est-à-dire intra et extracellulaire).

Du fait que les eaux brutes de Zit Emba abritent des densités cyanobactériennes dépassant largement le seuil d'alerte fixé à 2000 cell/mL par l'OMS en 1999 et à cela vient s'ajouter la présence de microcystine LR, des actions spécifiques sont à entreprendre par les gestionnaires des stations de potabilisation.

Autre fait important, dans le cadre de cette étude, c'est la présence de cyanobactéries dans les eaux traitées et le constat de défaillance du système de potabilisation des eaux concernant surtout l'élimination des cyanobactéries ; pour cela, la problématique des cyanobactéries et cyanotoxines impose de considérer d'une part l'élimination des cellules cyanobactériennes et d'autre part l'élimination des cyanotoxines. De ce fait, toutes les méthodes qui piègent la biomasse sans libérer de toxines sont à privilégier en raison de l'action de libération de cyanotoxines intervenant après oxydation des cellules.

- ❖ Contrôler le risque lié à la présence de cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau potable est tout à fait possible en utilisant des procédés de traitements adéquats
 - ✓ Les cyanobactéries et les cyanotoxines intracellulaires peuvent être éliminées par une barrière physique comprenant une bonne clarification et une filtration sur sable.
 - ✓ Pour éliminer les cyanotoxines extracellulaires, l'ozone est le traitement le plus efficace, tant pour les microcystines, que pour l'anatoxine-a et la cylindrospermopsine. Le chlore est efficace contre les microcystines et la cylindrospermopsine, mais pas pour l'anatoxine-a.
 - ✓ Outre le traitement d'oxydation, une adsorption sur charbon actif en grain a une efficacité reconnue pour l'élimination des cyanotoxines dissoutes. Néanmoins, la qualité de l'eau et notamment la quantité de matières organiques joue un rôle très important car la durée d'action de rétention des charbons sera diminuée si la charge organique de l'eau est trop forte. De plus l'efficacité du charbon est fortement influencée par le type de charbon utilisé et par son nombre de mésopores ; Ainsi les charbons à base de bois sont plus efficaces que les charbons à base minérale, mais ils s'avèrent être plus coûteux.

- ❖ La prévention des proliférations des cyanobactéries reste cependant la meilleure méthode pour garantir l'absence de cyanotoxines dans l'eau de distribution. Cette prévention doit passer par des actions sur les facteurs favorisant les proliférations (nutriments, stabilité de la colonne d'eau, conditions climatiques).
- ❖ La limitation des apports en nutriments et plus particulièrement en phosphore peut passer par :
 - (1) Une généralisation de l'interdiction des phosphates dans les produits domestiques (produits d'entretien, engrais) ;
 - (2) La mise en place de traitements de déphosphatation dans les stations d'épuration ;
 - (3) Des plans de gestion appropriés dans les zones agricoles à excédents de phosphore liés aux élevages intensifs devraient également être mis en œuvre ;
 - (4) Le dragage des sédiments peut aussi être envisagé sur les plans d'eau afin de limiter le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.
- ❖ La déstratification de la colonne d'eau par un système d'aération est également un moyen de prévenir les proliférations cyanobactériennes.
- ❖ De plus des travaux d'élagage peuvent être mis en œuvre au niveau des zones de captage d'eau pour la production d'eau potable ; car le fait d'élaguer permet d'augmenter l'intensité lumineuse et ainsi d'inhiber la croissance et le développement des cyanobactéries.
- ❖ L'introduction dans les plans d'eau de poissons consommateurs du phytoplancton peut permettre une diminution des cyanobactéries ; Néanmoins cette solution est à déconseiller en raison des risques sanitaires pouvant résulter de la consommation des poissons ayant servi à la lutte biologique et pouvant accumuler des cyanotoxines.

Références
bibliographiques

- Abrantes, N., Antunes, S.C., Pereira, M.J., & Goncalves, F. (2006).** Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologia*, 29, 54-64.
- Acero, J. L., Rodriguez, E., & Meriluoto, J. (2005).** Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins. *Water research*, 39(8), 1628-1638.
- Adams, D. G., & Duggan, P. S. (1999).** Tansley Review No. 107. Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. *The New Phytologist*, 144(1), 3-33.
- Aguilera, A., Aubriot, L., Echenique, R. O., Salerno, G. L., Brena, B. M., Pérez, M., & Bonilla, S. (2017).** Synergistic effects of nutrients and light favor Nostocales over non-heterocystous cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 794(1), 241-255.
- Allen, M. M. (1984).** Cyanobacterial cell inclusions. *Annual reviews of microbiology*, 38(1), 1-25.
- Aminot, A. et Chaussepied, M. (1983).** *Manuel des analyses chimiques en milieu marin* CNEXO, Brest, 395 p.
- Aminot, A., & Kérouel, R. (2004).** *Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses*. Editions Quae.
- Amorim, C. A., Ulisses, C., & Moura, A. N. (2017).** Biometric and physiological responses of *Egeria densa* Planch. cultivated with toxic and non-toxic strains of *Microcystis*. *Aquatic toxicology*, 191, 201-208.
- 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(3), 379-389.
- Anagnostidis, K., & Komarek, J. (1985).** Modern approach to the classification system of cyanophytes 1-Introduction. *Algological Studies* 38/39: 291-302.
- Anagnostidis, K., & Komarek, J. (1988).** Modern approach to the classification system of cyanophytes 3-Oscillatoriales. *Algological Studies* 50/53: 327-472.
- Anagnostidis, K., & Komarek, J. (1990).** Modern approach to the classification system of cyanophytes 5-Stigonematales. *Algological Studies* 59: 1-73.
- Anderson, D. M. (2009).** Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean & coastal management*, 52(7), 342-347.
- Assennato, G., Blonda, M., Cudillo, B., Dalessandro, G., Fascia, A., Gifuni, S., & Ungaro, N. (2012).** Cyanobacteria recent blooms in the Occhito reservoir (Puglia, Italy): results from three-years monitoring. In *21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment Conference Proceedings, May 27-June 1, 2012, Bari, Italy* (p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Azevedo, S. M., Carmichael, W. W., Jochimsen, E. M., Rinehart, K. L., Lau, S., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K. (2002).** Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. *Toxicology*, 181, 441-446.

- Badger, M. R., & Price, G. D. (2003).** CO₂ concentrating mechanisms in cyanobacteria: molecular components, their diversity and evolution. *Journal of experimental botany*, 54(383), 609-622.
- Bagnouls, F., & Gaussen, H. (1957).** Les climats biologiques et leur classification. In *Annales de géographie* (Vol. 66, No. 355, pp. 193-220). Armand Colin.
- Bahl, J., Lau, M. C., Smith, G. J., Vijaykrishna, D., Cary, S. C., Lacap, D. C., ... & McKay, C. P. (2011).** Ancient origins determine global biogeography of hot and cold desert cyanobacteria. *Nature communications*, 2, 163.
- Balvay, G., Druart, J. C., & Laurent, M. (1985).** Premier complément à l'inventaire de la biocénose planctonique du lac Léman. *Swiss journal of hydrology*, 47(1), 76-80.
- Banas, D. (2001).** *Flux de matière en étangs piscicoles extensifs : Rétention, Sédimentation, Exportation* (Doctoral dissertation, Université Paul Verlaine-Metz).
- Barroin, G. (1999).** Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. Les Etudes des Agences de l'Eau, 62, 215 p.
- Bartram, J., & Chorus, I. (Eds.). (1999).** *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. CRC Press.
- Bartram, J., Burch, M., Falconer, I. R., Jones, G., & Kuiper-Goodman, T. (1999).** Situation assessment, planning and management. *Toxic Cyanobacteria in Water. E & FN Spon, London, New York*, 179-209.
- Belaud, A. (1996).** Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Ed, collection POLYTECH, 207p
- Belhadj, M.Z. (2007).** *Etude de la pollution des eaux de surface du barrage de Zit El Emba. Région Est de Skikda.* (NE algérien. Mémoire de Magister), Dép Hydraulique, Univ Batna.
- Berkner, L. V., & Marshall, L. C. (1965).** On the Origin and Rise of Oxygen Concentration in the Earth's Atmosphere. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 22(3), 225-261.
- 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 (la Terre et la Vie)*, 72(2), 159-167.
- Blomqvist P, Pettersson A, Hyenstrand P. (1994).** Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch Hydrobiol* 132:141-164
- Böhme, H. (1998).** Regulation of nitrogen fixation in heterocyst-forming cyanobacteria. *Trends in Plant Science*, 3(9), 346-351.
- Bonilla, S., González-Piana, M., Soares, M. C., Huszar, V. L., Becker, V., Somma, A., ... & Aubriot, L. (2016).** The success of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in freshwaters is enhanced by the combined effects of light intensity and temperature. *Journal of Limnology*, 75(3).
- Bonnet, M. P., & Poulin, M. (2002).** Numerical modelling of the planktonic succession in a nutrient-rich reservoir: environmental and physiological factors leading to *Microcystis aeruginosa* dominance. *Ecological modelling*, 156(2-3), 93-112.

- Bouaïcha, N., & Nasri, A. B. (2004).** First report of cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Algerian freshwaters. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 19(5), 541-543.
- Bourne, D.G., Blakeley, R.L., Riddles, P. & Jones, G.J. (2005).** Biodegradation of the cyanobacterial toxin microcystin LR in natural water and biologically active slow sand filters . *Water Research*. Volume 40, n°6, Pages 1294-1302.
- Bourrelly, P. (1985).** Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: Les Algues bleues et rouges. Les Euglénoides, Peridinie et Cryptomonadines. *Réimpr. rev. augm.*
- Bourrelly, P., & Couté, A. (1991).** Desmidiées de Madagascar (Chlorophyta, Zygomycetes).
- Boussadia, M. I., Sehli N., Bousbia, A., Ouzrout, R., & Bensouilah, M. (2015).** The effect of environmental factors on cyanobacteria abundance in Oubeira lake (Northeast Algeria). *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*, 10(14), 157–168.
- Bowser, P. R., Falls, W. W., VanZandt, J., Collier, N., & Phillips, J. D. (1983).** Methemoglobinemia in channel catfish: methods of prevention. *The Progressive Fish-Culturist*, 45(3), 154-158.
- Briand, J. F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J. F. (2003).** Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary research*, 34(4), 361-377.
- Briand, J. F., Jacquet, S., Flinois, C., Avois-Jacquet, C., Maissonette, C., Leberre, B., & Humbert, J. F. (2005).** Variations in the microcystin production of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) assessed from a four-year survey of Lac du Bourget (France) and from laboratory experiments. *Microbial ecology*, 50(3), 418-428.
- Briand, J. F., Leboulanger, C., Humbert, J. F., Bernard, C., & Dufour, P. (2004).** *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, orglobalwarming? 1. *Journal of Phycology*, 40(2), 231-238.
- Brient, L., Legeas, M., Leitao, M., Peigner, P., Goragner, M., & Mansotte, F. (2004).** Étude interregionale Grand-Ouest sur les cyanobactéries en eau douce : caractérisation de sites à usage d'eau potable et de loisirs vis-à-vis de la prolifération de cyanobactéries, examen des causes de développement des algues et proportion. *DDASS ET SRASS des regions Basse-Normandie*.
- Brient, L., Vézie, C., & Bertru, G. (2001).** Évaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons. *Rapport DIREN Bretagne (Ministere de l'Environnement)*.
- Brittain, S. M., Wang, J., Babcock-Jackson, L., Carmichael, W. W., Rinehart, K. L., & Culver, D. A. (2000).** Isolation and characterization of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins from a Lake Erie strain of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Great Lakes Research*, 26(3), 241-249.
- Burchardt L., Pawlik-Skowrońska B., (2005).** Blue-green algal blooms – interspecific competition and environmental threat, *Wiad. Bot.*, 49: 39-49, (in Polish with English summary)
- Canfield, D. E. (2005).** The early history of atmospheric oxygen: homage to Robert M. Garrels. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 33, 1-36.

- Carlile, P.R. (1994).** Further studies to investigate microcystin-LR and anatoxin-a removal from water. Report FR0458, Foundation for Water Research, Marlow, Buckinghamshire. 44 pages.
- Carmichael, W. W. (2001).** Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, 7(5), 1393-1407.
- Carrasco D., Moreno E., Sanchis D., Wörmer L., Paniagua T., Del Cueto A., Quesada A. (2006).** Cyanobacterial abundance and microcystin occurrence in Mediterranean water reservoirs in Central Spain: microcystins in the Madrid area. *Eur. J. Phycol*, 41, 281–291.
- Catherine, A., Bernard, C., Spooof, L., & Bruno, M. (2017).** Microcystins and nodularins. *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*, 11, 109-18.
- Catherine, A., Mouillot, D., Maloufi, S., Troussellier, M., & Bernard, C. (2013).** Projecting the impact of regional land-use change and water management policies on lake water quality: An application to Periurban Lakes and reservoirs. *PLoS one*, 8(8), e72227.
- Champiat, D., & Larpent, J.R., (1988).** *Biologie des eaux : méthodes et techniques*. Masson, Paris, 374 p.
- Charifi, S., Merad, T., Guellati, F. Z., Touati, H & Bensouilah, M. (2019).** Dynamic of Filamentous Cyanobacteria in the Dam Ain Zada (North of Algeria). *Journal of Ecological Engineering*, 20(5), 97-110.
- Chellappa, N. T., Chellappa, S. L., & Chellappa, S. (2008).** Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. *Brazilian archives of Biology and technology*, 51(4), 633-641.
- Chittick, E. J., Stamper, M. A., Beasley, J. F., Lewbart, G. A., & Horne, W. A. (2002).** Medetomidine, ketamine, and sevoflurane for anesthesia of injured loggerhead sea turtles: 13 cases (1996–2000). *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 221(7), 1019-1025.
- Chorus, I., & Bartram, J. (1999).** *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. CRC Press.
- Codd, G. A., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005).** Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and applied pharmacology*, 203(3), 264-272.
- Coleman, J. E. (1992).** Zinc proteins: enzymes, storage proteins, transcription factors, and replication proteins. *Annual review of biochemistry*, 61(1), 897-946.
- Combouze, P. (2004).** Plans d'eau du limousin : eutrophisation 2003. *Aqua-gestion limousin aquaculture*, 4p
- Crush, J. R., Briggs, L. R., Sprosen, J. M., & Nichols, S. N. (2008).** Effect of irrigation with lake water containing microcystins on microcystin content and growth of ryegrass, clover, rape, and lettuce. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 23(2), 246-252.
- Dagnelie, P. (2007).** *Statistique théorique et appliquée : Tome 1, Statistique descriptive et bases de l'inférence statistique*. Bruxelles, De Boeck ; 2ème édition, 511 p.
- Dagnelie, P. (2011).** *Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions*. Bruxelles, De Boeck, 3ème édition, 736 p.

- Dajoz, R. (1975).** Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 549p.
- D'Alelio, D., & Salmaso, N. (2011).** Occurrence of an uncommon *Planktothrix* (Cyanoprokaryota, Oscillatoriales) in a deep lake south of the Alps.
- 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 Boutray, M.-L., Maghsoudi, E., Ndong, M., & Dorner, S. (2017).** *Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieux aquatiques d'eau douce : leurs effets sur la santé des usagers et les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique et aiguë.* Chaire de recherche du Canada en protection des sources d'eau potable. Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies. 230p.
- De Emiliani, M. O. G. (1997).** Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*, 357(1-3), 1-15.
- Despreaux, M. (1990).** *Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente (France): variations saisonnières et mobilité potentielle* (Doctoral dissertation, Lyon 1).
- 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.
- Djabourabi, A., Sehili, N., Boussadia, M., Samar, F., & Bensouilah, M. (2014).** Fluctuations des Paramètres Physico Chimiques et des Communautés Phytoplanktoniques dans le lac Oubeira (Nord-Est Algérien). *European Journal of Scientific Research*, 118(2), 183-196.
- Do Carmo Bittencourt-Oliveira, M., Cordeiro-Araújo, M. K., Chia, M. A., de Toledo Arruda-Neto, J. D., de Oliveira, Ê. T., & dos Santos, F. (2016).** Lettuce irrigated with contaminated water: Photosynthetic effects, antioxidative response and bioaccumulation of microcystin congeners. *Ecotoxicology and environmental safety*, 128, 83-90.
- Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2000).** Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438(1-3), 1-12.
- Donati, C., Drikas, M., Hayes, R., & Newcombe, G. (1994).** Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon. *Water Research*. Volume 28, Pages 1735-1742.
- Downing, J. A., Watson, S. B., & McCauley, E. (2001).** Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(10), 1905-1908.
- Dray, S., & Dufour, A. B. (2007).** The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of statistical software*, 22(4), 1-20.
- Dupraz, C., & Visscher, P. T. (2005).** Microbial lithification in marine stromatolites and hypersaline mats. *Trends in microbiology*, 13(9), 429-438.
- Dussart, B. (1992).** *Limnologie-l'étude des eaux continentales.* 2^{ed} édition. Ed. Boubée et Cie : 670p.
- 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. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (pp. 113-185). Springer, New York, NY.

- EL Blidi, S., Fekhaoui, M., Serghini, A., & EL Abidi. A. (2006).** Rizières de la plaine du Gharb (Maroc) : qualité des eaux superficielles et profondes. *Bulletin de l'Institut Scientifique*. pp55-60.
- El Haouati, H., Guechaoui, M., & Arab, A. (2013).** Effet de l'eutrophisation sur les milieux aquatiques : Barrage de Hammam Boughrara, Tlemcen. *USTHB-FBS-4 th International Congress of the population & animal communities 'CIPCA4', Bechar. Algérie*. P114-116.
- El Herry, S., Fathalli, A., Rejeb, A. J. B., & Bouaïcha, N. (2008).** Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis* spp. and *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia. *Water Research*, 42(4-5), 1263-1273.
- Elkin, A. P. (1933).** Totemism in North-Western Australia:(The Kimberley Division). *Oceania*, 3(3), 257-296.
- Falconer, I. R. (1999).** An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environmental Toxicology*, 14(1), 5-12.
- Falconer, I., Runnegar M., Buckley, T., Huynh V. & Bradshaw, P. (1989).** Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms. *Journal American Water Works Association*. Volume 81, Pages 102-105.
- Fan, A. M., & Steinberg, V. E. (1996).** Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. *Regulatory toxicology and pharmacology*, 23(1), 35-43.
- Fan, A. M., Willhite, C. C., and Book, S. A. (1987).** Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity. *Regul. Toxicol Pharmacol.* 7, 135-148.
- Ferrão-Filho, A. D. S., & Kozlowsky-Suzuki, B. (2011).** Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. *Marine Drugs*, 9(12), 2729-2772.
- Foy, R. H., & Gibson, C. E. (1982).** Photosynthetic characteristics of planktonic blue-green algae: changes in photosynthetic capacity and pigmentation of *Oscillatoria redekei* Van Goor under high and low light. *British phycollogical journal*, 17(2), 183-193.
- Funari, E., Manganelli, M., & Sinisi, L. (2012).** Impact of climate change on waterborne diseases. *Annali dell'Istituto superiore di sanita*, 48, 473-487.
- Gachter, R., and Muller, B. (2003).** Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography*, 48, 929-933.
- Gantt, E. (1975).** Phycobilisomes: Light-harvesting pigment complexes. *Bioscience*, 25(12), 781-788.
- Gaujous, D. (1995).** *La pollution des milieux aquatiques* (aide-mémoire). Paris, Edition Tec & Doc Lavoisier, 220 p.
- Google Earth. (2018).** in : <https://www.google.com/earth/>, consulté en septembre 2018.
- Glazer, A. N. (1985).** Light harvesting by phycobilisomes. *Annual review of biophysics and biophysical chemistry*, 14(1), 47-77.

- Goldsborough, L. G. & Robinson, G. C. (1996).** Pattern in wetlands. In Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, California: 77–117.
- Górniak, A., & Jekaterynczuk-Rudczyk, E. (1995).** Limnology of the Siemianowka dam reservoir [Eastern Poland] 1. Environmental conditions. *Acta Hydrobiologica*, 1(37).
- Graham J.L., Jones J.R., Jones S.B. & Clevenger T.E. (2006)** - Spatial and temporal dynamics of microcystin in a Missouri reservoir. *Lake Reserv. Manag.* 22, pp. 59-68.
- Grosjean, P., & Ibanez, F. (2014).** Pastecs: Package for analysis of space-time ecological series. *R package version 1.3-18*.
- Grossman, A. R., Bhaya, D., Apt, K. E., & Kehoe, D. M. (1995).** Light-harvesting complexes in oxygenic photosynthesis: diversity, control, and evolution. *Annual review of genetics*, 29(1), 231-288.
- 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.
- Hai, T., & Hartman, M. G. (2001).** The molecular biology and nomenclature of the activating transcription factor/cAMP responsive element binding family of transcription factors: activating transcription factor proteins and homeostasis. *Gene*, 273(1), 1-11.
- Harke, M. J., Steffen M. M., Gobler C. J., Otten T. G., Wilhelm S. W., Wood S. A., Paerl H. W. (2016).** A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, 54, 4-20.
- Harrat, N. (2013).** *Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eaux de surface* (Doctoral dissertation, Université Mohamed Khider–Biskra).
- Hart, J., Fawell, J.K. & Croll, B. (1997).** The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment. Special subject N°18, SS18-1-6, IWSA World Congress, *Blackwell Science*, Oxford.
- Healey, M. C. (1982).** Timing and relative intensity of size-selective mortality of juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) during early sea life. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(7), 952-957.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., ... & Lewitus, A. (2008).** Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*, 8(1), 3-13.
- Hengfeng, M. & Wenyi, T. (2008).** The mechanisms of ozonation on cyanobacteria and its toxins removal. *Separation and Purification Technology*. Volume 66, n°1, 7 Avril 2009, Pages 187-193.
- Hessen, D. O., & Van Donk, E. (1993).** Morphological changes in *Scenedesmus* induced by substances released from *Daphnia*. *Archiv fur Hydrobiologie*, 127, 129-129.
- Hihara, Y., Kamei, A., Kanehisa, M., Kaplan, A., & Ikeuchi, M. (2001).** DNA microarray analysis of cyanobacterial gene expression during acclimation to high light. *The Plant Cell*, 13(4), 793-806.

Hitzfeld, B. C., Höger, S. J., & Dietrich, D. R. (2000). Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental health perspectives*, 108 (suppl 1), 113-122.

Ho, L., Onstad, G., Von Gunten, U., Rinck-Pfeiffer, S., Craig, K., & Newcombe, G. (2006). Differences in the chlorine reactivity of four microcystin analogues. *Water Research*, 40(6), 1200-1209.

Hoffman, L., Komárek, J. & Kaštovský, J. (2005). System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) – state in 2004. –*Algological Studies*. 95– 115.

Howarth R.W., & Marino R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.* 51: 364-376.

Huang, D. W., Sherman, B. T., & Lempicki, R. A. (2008). Systematic and integrative analysis of large gene lists using DAVID bioinformatics resources. *Nature protocols*, 4(1), 44.

Huber, V., Wagner, C., Gerten, D., & Adrian, R. (2012). To bloom or not to bloom: contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*, 169,245–56.

Huey, D. W., & Beitinger, T. L. (1980). Toxicity of nitrite to larvae of the salamander *Ambystoma texanum*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 25(1), 909-912.

Husson, F., Lê, S., & Pagès, J. (2016). *Analyse de données avec R*. Presses universitaires de Rennes.

Huszar, V. L. D. M., & 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(1-3), 169-181.

IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (2010). Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures. *IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*, 92, 1.

Ihaka, R., & Gentleman, R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of computational and graphical statistics*, 5(3), 299-314.

ISO /TC 147 (International Organisation for Standardization). (1994). Compendium de normes environnement qualité de l'eau. Tome 2. Méthodes chimiques (ISO/TC 147). 1ère édition

Izaguirre, I., O'Farrell, I., & Tell, G. (2001). Variation in phytoplankton composition and limnological features in a water–water ecotone of the Lower Paraná Basin (Argentina). *Freshwater Biology*, 46(1), 63-74.

J.O.R.A (Journal Officiel de la République Algérienne). (2011). Décret exécutif n°14-96 du 04 mars 2014, modifiant et complétant le décret exécutif N° 11-125 du 22 mars 2011, fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations.

J.O.R.A (Journal Officiel de la République Algérienne). (2014). Décret exécutif n° 11-220 du 10 Rajab 1432 correspondant au 12 juin 2011 fixant les modalités de la concession d'utilisation des ressources en eau pour l'Etablissement d'installations de dessalement d'eau de

mer ou de déminéralisation d'eaux saumâtres pour cause d'utilités publique ou pour la satisfaction de besoins propres.

Jacoby, J. M., Collier, D. C., Welch, E. B., Hardy, F. J., & Crayton, M. (2000). Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1), 231-240.

Jacquet, S., Briand, J. F., Leboulanger, C., Avois-Jacquet, C., Oberhaus, L., Tassin, B., ... & Humbert, J. F. (2005). The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful algae*, 4(4), 651-672.

Jang, M. H., Ha, K., & Takamura, N. (2007). Reciprocal allelopathic responses between toxic cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*) and duckweed (*Lemna japonica*). *Toxicon*, 49(5), 727-733.

Järvenpää, S., Lundberg-Niinistö, C., Spoof, L., Sjövall, O., Tyystjärvi, E., & Meriluoto, J. (2007). Effects of microcystins on broccoli and mustard, and analysis of accumulated toxin by liquid chromatography–mass spectrometry. *Toxicon*, 49(6), 865-874.

Jonasson, S., Eriksson, J., Berntzon, L., Rasmussen, U., & Bergman, B. (2008). A novel cyanobacterial toxin (BMAA) with potential neurodegenerative effects. *Plant biotechnology*, 25(3), 227-232.

Jones, G.J. & Orr, P.T. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research*. Volume 28, n°4, Pages 871-876.

Kahlert, M. & D. Neumann, 1997. Early development of freshwater sponges under the influence of nitrite and pH. *Archiv für Hydrobiologie* 139: 69–81.

Kardinaal, W. E. A., Tonk, L., Janse, I., Hol, S., Slot, P., Huisman, J., & Visser, P. M. (2007). Competition for light between toxic and nontoxic strains of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(9), 2939-2946.

Kardish, N., Kessel, M., & Galun, M. (1989). Characterization of symbiotic and cultured Nostoc of the lichen *Nephroma laevigatum* Ach. *Symbiosis (USA)*.

Keijola A.M., Himberg K., Esala A.L., Sivonen K., & Hiisvirta L. (1988). Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilot-scale experiments. *Toxicity Assessment*. Volume 3, n°5, Pages 643-656.

Kevern, N. R., King, D. L., & Ring, R. (2011). Lake Classification Systems – Part 1. In *Lake Classification Systems*. pp. 1–5.

Kirk, J. T. (1994). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge university press.

Kneip, C., Lockhart, P., Voß, C., & Maier, U. G. (2007). Nitrogen fixation in eukaryotes–new models for symbiosis. *BMC Evolutionary Biology*, 7(1), 55.

Komarek, J. and Anagnostidis, K. (1986) Modern approach to the classification system of cyanophytes 2-Chroococcales. *Algological Studies* 43: 157-226.

Komarek, J. and Anagnostidis, K. (1989) Modern approach to the classification system of cyanophytes 2-Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345.

- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1999).** *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales.*
- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (2005).** *Cyanoprokaryota. 2. Oscillatoriales.* Fischer.
- Komarek, J., & Hauer, T. (2011).** CyanoDB. cz-On-line database of cyanobacterial genera. *Word-wide electronic publication, Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany AS CR.*
- 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.
- Komarek, J., Komarkova, J. and Kling, H. (2003)** Filamentous cyanobacteria, p. 117-196. In *Freshwater algae of North America.* Elsevier (ed.),USA.
- Komárková, J., Jezberová, J., Komárek, O., & Zapomělová, E. (2010).** Variability of Chroococcus (Cyanobacteria) morphospecies with regard to phylogenetic relationships. *Hydrobiologia*, 639(1), 69-83.
- Koroleff F. (1969).** Direct determination of ammonia in natural water as indophenol. blue. *Int. Counc. Explor. Sea Comm. meet. (hydrography comm.).* 9: 4 pp
- Kos, P., Gorzo, G., Suranyi, G., & Borbely, G. (1995).** Simple and efficient method for isolation and measurement of cyanobacterial hepatotoxins by plant tests (*Sinapis alba* L.). *Analytical Biochemistry*, 225(1), 49-53.
- Kotak, B. G., Lam, A. K., Prepas, E. E., & Hrudey, S. E. (2000).** Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(8), 1584-1593.
- Krienitz, L., Ballot, A., Kotut, K., Wiegand, C., Pütz, S., Metcalf, J. S., ... & Stephan, P. (2003).** Contribution of hot spring cyanobacteria to the mysterious deaths of Lesser Flamingos at Lake Bogoria, Kenya. *FEMS Microbiology Ecology*, 43(2), 141-148.
- Kuiper-Goodman, T., Falconer, I., & Fitzgerald, J. (1999).** Cyanobacterial toxins. *Toxic Cyanobacteria in Water, E and FN Spon, London*, 113-153.
- Kurki-Helasma, K., & Meriluoto, J. (1998).** Microcystin uptake inhibits growth and protein phosphatase activity in mustard (*Sinapis alba* L.) seedlings. *Toxicon*, 36(12), 1921-1926.
- Labroue, L., Cabplancq, J., & Dauta, A. (1995).** Cycle des nitriments : l'azote et le phosphore. In : *Limnologie générale.* Pourriot Ret Meybec M(ED), Masson, Paris, 727-764.
- Lacaze J. C. (1996).** « *L'eutrophisation des eaux marines et continentales* ». Ed. Ellipses. 181 p
- Lambert, T.W., Holmes, C.F.B., & Hrudey, S.E. (1996).** Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full-scale. *Water Treatment.* Volume 30, Pages 1411-1422.
- Lampert, W., Rothhaupt, K. O., & Von Elert, E. (1994).** Chemical induction of colony formation in a green alga (*Scenedesmus acutus*) by grazers (*Daphnia*). *Limnology and Oceanography*, 39(7), 1543-1550.
- Lapage, S. P., Sneath, P. H., Lessel, E. F., Skerman, V. B. D., Seeliger, H. P. R., & Clark, W. A. (1992).** *International code of nomenclature of bacteria: bacteriological code, 1990 revision.* ASM Press.

- Lawrence I, Bormans M, Oliver R, Ransom G, Sherman B, Ford P, Wasson B. (2000).** Physical and nutrient factors controlling algal succession and biomass in Burrinjuck Reservoir. *Technical report* January 2000, CRCFE, Canberra.
- Le Gal Y. (1989).** Biochimie marine. Ed. Masson, Paris, 222p.
- Le Flaive, J. P., & Ten-Hage, L. O. Ĩ. C. (2007).** Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwater Biology*, 52(2), 199-214.
- Lévesque, B., Gervais, M. C., Chevalier, P., Gauvin, D., Anassour-Laouan-Sidi, E., Gingras, S., & Bird, D. (2014).** Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. *Science of the Total Environment*, 466, 397-403.
- Lewis, W.M. (1983).** A revised classification of lakes based on mixing, *Can. J. fish. Aquat. Sci.*, 40, 1779–1787.
- Lichtlé, C., Garnier, F., Bernard, C., Zabulon, G., Spilar, A., Thomas, J. C., & Etienne, A. L. (1996).** Differential Transcription of Phycobiliprotein Components in *Rhodella violacea* (Light and Nitrogen Effects on the 33-Kilodalton Phycoerythrin Rod Linker Polypeptide, Phycocyanin, and Phycoerythrin Transcripts). *Plant physiology*, 112(3), 1045-1054.
- Li H.B., Hou G.X., Dakui F., Xiao B.D., Song L.R. & Liu Y.D. 2007.** Production and elucidation of the population dynamics of *Microcystis spp.* In Lake Dianchi (China) by means of artificial neural networks. *Ecol. Inform.* 2:184-192.
- Lumley, T. (2009).** Leaps: regression subset selection. *R package version 2.9.* <http://CRAN.Rproject.org/package=leaps>
- Maalouf, R. (2018).** *Sélection de fragments d'anticorps dirigés contre les microcystines pour la mise au point de tests d'immunodétection* (Doctoral dissertation, Université de Technologie de Compiègne).
- Maatouk, I., Bouaïcha, N., Fontan, D., & Levi, Y. (2002).** Seasonal variation of microcystin concentrations in the Saint-Caprais reservoir (France) and their removal in a small full-scale treatment plant. *Water Research*, 36(11), 2891-2897.
- Malbrouck, C., Trausch, G., Devos, P., & Kestemont, P. (2004).** Effect of microcystin-LR on protein phosphatase activity in fed and fasted juvenile goldfish *Carassius auratus* L. *Toxicon*, 43(3), 295-301.
- Marchetto, A., Padedda, B.M., Mariani, M.A., Lugliè, A., & Sechi, N. (2009).** A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep Mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, 68(1), 106-121.
- Mariani, M. A., Padedda, B. M., Kařtovský, J., Buscarinu, P., Sechi, N., Viridis, T., & Lugliè, A. (2015).** Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. *Scientific reports*, 5, 17964.
- Mariscal, V., Herrero, A., & Flores, E. (2007).** Continuous periplasm in a filamentous, heterocyst-forming cyanobacterium. *Molecular microbiology*, 65(4), 1139-1145.
- McDonald, K. E., & Lehman, J. T. (2013).** Dynamics of *Aphanizomenon* and *Microcystis* (cyanobacteria) during experimental manipulation of an urban impoundment. *Lake and reservoir management*, 29(2), 103-115.

- Mcgregor, G. B. (2013).** Freshwater cyanobacteria of north-eastern Australia: 2. Chroococcales. *Phytotaxa*, 133(1), 1-130.
- McLeay, D. J., & Brown, D. A. (1975).** Effects of acute exposure to bleached kraft pulpmill effluent on carbohydrate metabolism of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) during rest and exercise. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(6), 753-760.
- 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.
- Metcalf, J. S., & Codd, G. A. (2012).** Cyanotoxins. In *Ecology of Cyanobacteria II* (pp. 651-675). Springer, Dordrecht.
- M-Hamvas, M., Mathe, C., Molnar E., Vasas, G., Grigorszky, I., & Borbely, G. (2003).** Microcystin-LR alters the growth, anthocyanin content and single-stranded DNase enzyme activities in *Sinapis alba* L. seedlings. *Aquat Toxicol* 62:1–9.
- 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.
- Millet, B. (1989).** Fonctionnement hydrodynamique du I 'bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle. *Oceanol. Acta*, 12(1), 37-46.
- Misson, B., Sabart, M., Amblard, C., & Latour, D. (2011).** Involvement of microcystins and colony size in the benthic recruitment of the Cyanobacterium *Microcystis* (Cyanophyceae) 1. *Journal of phycology*, 47(1), 42-51.
- Moilanen, A., Leathwick, J., & Elith, J. (2008).** A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology*, 53(3), 577-592.
- Montagnes, D. J., & Franklin, M. (2001).** Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: reconsidering some paradigms. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 2008-2018.
- Moreno, I. M., Pereira, P., Franca, S., & Camean, A. (2004).** Toxic cyanobacteria strains isolated from blooms in the Guadiana River (southwestern Spain). *Biological Research*, 37(3), 405-417.
- Mur L, Skulberg OM and Utkilen H. 1999.** Cyanobacteria in the environment. 13-43. In water: A guide to Natural toxins from Cyanobacteria public health significance, consequences, *monitoring and management*. 1st ed E & FN Spon.
- Nalewajko, C., & Murphy, T. P. (2001).** Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach. *Limnology*, 2(1), 45-48.
- Naselli-Flores, L., Barone, R., Chorus, I., & Kurmayer, R. (2007).** Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid Mediterranean climate: the magnification of a problem. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 22(4), 399-404.
- Nasri, A. B., Bouaïcha, N., & Fastner, J. (2004).** First report of a microcystin-containing bloom of the cyanobacteria *Microcystis* spp. in Lake Oubeira, Eastern Algeria. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 46(2), 197-202.
- 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.

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.

National Rivers Authority. (1990). *Toxic Blue-Green Algae: The Report of the National Rivers Authority*. NRA: National Rivers Authority.

Neale, P. J., & Melis, A. (1986). Algal photosynthetic membrane complexes and the photosynthesis-irradiance curve: a comparison of light-adaptation responses in *chlamydomonas reinhardtii* (chlorophyta) 1. *Journal of Phycology*, 22(4), 531-538.

Neumann D, Kramer M, Raschke I, Gräfe B. (2001). Detrimental effects of nitrite on the development of benthic *Chironomus* larvae, in relation to their settlement in muddy sediments. *Arch Hydrobiol* 153:103–128.

Neustupa, J., & Škaloud, P. (2008). Diversity of subaerial algae and cyanobacteria on tree bark in tropical mountain habitats. *Biologia*, 63(6), 806-812.

Newcombe, Workhop Vivendi Water. (2002). Algae and their related toxins, Maisons Laffite (ed), France.

Nisbet, M., & Verneaux, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 6, No. 2, pp. 161-190). EDP Sciences.

Nowicka-Krawczyk, P., & Żelazna-Wieczorek, J. (2017). Dynamics in cyanobacterial communities from a relatively stable environment in an urbanised area (ambient springs in Central Poland). *Science of the Total Environment*, 579, 420-429.

ONM, (2016). In : <https://www.meteo.dz>, le site web de l'office national de météorologie, consulté en Décembre 2016.

O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14, 313-334.

Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (1999). *Recommandations*, additif au Volume 1. Dans Directives de qualité pour l'eau de boisson. Deuxième édition. OMS, Genève, Suisse.

Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (2003). Directive pour la Qualité des eaux de baignades ; Volume 2 (Critères D'hygiène). *Organisation Mondiale De La Santé*. 2ième édition. 189p..

Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (1994). Directives de Qualité pour l'Eau de Boisson : *Recommandations* (2e édn). Vol. 1. Organisation Mondiale de la Santé ; 202 p

Oudra, B., El Andaloussi, M., Franca, S., Barros, P., Martins, R., Oufdou, K., ... & Vasconcelos, V. (2000). Harmful cyanobacterial toxic blooms in waste stabilisation ponds. *Water science and technology*, 42(10-11), 179-186.

Padedda, B.M., Sechi, N., Lai, G.G., Mariani, M.A., Pulina, S., Sarria, M., Satta, C.T., Virdis T., Buscarinu, P., & Lugl, A. (2017). Consequences of eutrophication in the

management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). *Global Ecology and Conservation*, 12, 21-35.

Paerl, H. W., & Fulton, R. S. (2006). Ecology of Harmful Cyanobacteria. In E. Granéli & J. T. Turner (Eds.), *Ecology of Harmful Algae* (pp. 95-109). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science*, 320(5872), 57-58.

Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, 65(4), 995-1010.

Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1349-1363.

Paerl, H.W., & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microb. Rep.*, 1: 27-37.

Pajares, S., Merino-Ibarra, M., Macek, M., & Alcocer, J. (2017). Vertical and seasonal distribution of picoplankton and functional nitrogen genes in a high-altitude warm-monomictic tropical lake. *Freshwater Biol*, 00, 1–14. <https://doi.org/10.1111/fwb.12935>.

Parmar, A., Singh, N. K., Pandey, A., Gnansounou, E., & Madamwar, D. (2011). Cyanobacteria and microalgae: a positive prospect for biofuels. *Bioresource technology*, 102(22), 10163-10172.

Pendleton, P., Schumann, R. & Wong, S.H. (2001). Microcystin-LR Adsorption by Activated Carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*. Volume 240, Pages 1-8.

Peperzak, L. (2003). Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. *Acta Oecol*, 24: 139-144.

Pflugmacher, S. (2002). Possible allelopathic effects of cyanotoxins, with reference to microcystin-LR, in aquatic ecosystems, *Environ. Toxicol.* Vol 17: 407–413

Pitois, S., Jackson, M. H., & Wood, B. J. (2001). Sources of the eutrophication problems associated with toxic algae: an overview. *Journal of environmental Health*, 64(5), 25-32.

Pobel, D., Robin, J., Humbert, J. F. (2011). Influence of sampling strategies on the monitoring of cyanobacteria in shallow lakes: Lessons from a case study in France. *Water research*, 45(3), 1005-1014.

Post, F. J. (1977). The microbial ecology of the Great Salt Lake. *Microbial ecology*, 3(2), 143-165.

Powles, S. B. (1984). Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. *Annual review of plant physiology*, 35(1), 15-44.

Pulina, S., Padedda, B. M., Sechi, N., & Lugliè, A. (2011). The dominance of cyanobacteria in Mediterranean hypereutrophic lagoons: a case study of Cabras Lagoon (Sardinia, Italy). *Scientia Marina*, 75(1), 111-120.

Purvina, S., Béchemin, C., Balode, M., Verite, C., Arnaud, C., & Maestrini, S. Y. (2010). Release of available nitrogen from river-discharged dissolved organic matter by heterotrophic bacteria associated with the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Estonian Journal of Ecology*, 59(3), 184.

- Rabouille, C., Denis, L., Dedieu, K., Stora, G., Lansard, B., & Grenz, C. (2003).** Oxygen demand in coastal marine sediments: comparing in situ microelectrodes and laboratory core incubations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285, 49-69.
- Ramade F. (2003).** *Eléments d'écologie : Ecologie fondamentale*. Paris : Dunod (ed.), 3ème édition.
- Rao P, Gupta N, Bhaskar A, Jayaraj R. 2002.** Toxins and bioactive compounds from cyanobacteria and their implications on human health, *J. Environ. Biol.* Vol 23: 215 – 224.
- Raven, P. J., Holmes, N. T. H., Naura, M., & Dawson, F. H. (2000).** Using river habitat survey for environmental assessment and catchment planning in the UK. In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (pp. 359-367). Springer, Dordrecht.
- 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.
- Rejsek, F. (2002).** *Analyse des eaux : aspects réglementaires et techniques*. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine.
- Remini, B. (2010).** La problématique de l'eau en Algérie du Nord. *LARHYSS Journal ISSN 1112-3680*, (8).
- Repka, S., Mehtonen, J., Vaitomaa, J., Saari, L., & Sivonen, K. (2001).** Effects of nutrients on growth and nodularin production of *Nodularia* strain GR8b. *Microbial ecology*, 42(4), 606-613.
- Reynolds, C. S. (1984).** *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Reynolds, C. S., Jaworski, G. H. M., Cmiech, H. A., & Leedale, G. F. (1981).** On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenkin. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 293(1068), 419-477.
- Reynolds, C. S., Oliver, R. L., Anthony E., & Walsby, A. E. (1987).** Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 21(3), 379-390.
- Reynolds, T. J., & Gutman, J. (1988).** Laddering theory, method, analysis, and interpretation. *Journal of advertising research*, 28(1), 11-31.
- Rigosi, A., Carey, C.C., Ibelings, B.W., Brookes JD. (2014).** The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnol Oceanogr* 59(1):99–114.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J.B., Herdman, M., Stanier, R.Y. (1979).** Generic assignments, Strain Histories and Properties of Pure Cultures of Cyanobacteria. *Journal of General Microbiology* 111, 1-61.
- Robarts, 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., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H., & Rodi L. (2009).** L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Ed. Dunod, 9ème Edition, Paris.

Rodriguez, E., Onstad, G.D., Kull, T.P.J., Metcalf, J.S., Acero, J.L. & Von Gunten U. (2007b). Oxidative elimination of cyanotoxins: Comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate. *Water Research*. Volume 41, n°15, Août 2007, Pages 3381-3393.

Rodriguez, E., Sordo, A., Metcalf, J.S., & Acero, J.L. (2007a). Kinetics of the oxidation of cylindrospermopsin and anatoxin-a with chlorine, monochloramine and permanganate. *Water Research*. Volume 41, n°9, Mai 2007, Pages 2048-2056.

Rositano, J. & Nicholson, B. (1994). *Water Treatment Techniques for Removal of Cyanobacterial Toxins from Water*. Australian Centre for Water Quality Research. Salisbury, South Australia, 55 pages.

Ryding, S.O. and Rast, W. (1994). *Le controle de l'eutrophisation des lacs et des reservoirs*, Masson, Paris, pp.1-294.

Sabart, M., Pobel, D., Latour, D., Robin, J., Salençon, M. J., & Humbert, J. F. (2009). Spatiotemporal changes in the genetic diversity in French bloom-forming populations of the toxic cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*. *Environmental Microbiology Reports*, 1(4), 263-272.

Salmaso, N., Bernard, C., Humbert, J. F., Akçaalan, R., Albay, M., Ballot, A., & Izydorczyk, K. (2017). Basic guide to detection and monitoring of potentially toxic cyanobacteria. *Handbook on Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*, 46-69.

Salmaso, N., Naselli-Flores, L., & Padisak, J. (2015). Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 60(4), 603-619.

Sandrini, G., Matthijs, H. C., Verspagen, J. M., Muyzer, G., & Huisman, J. (2014). Genetic diversity of inorganic carbon uptake systems causes variation in CO₂ response of the cyanobacterium *Microcystis*. *The ISME journal*, 8(3), 589.

Saoudi, A. (2008). *Isolement, culture et évaluation de la toxicité des efflorescences à Microcystis sp., du barrage Mexa (El-Taref)*. (Mémoire de magistère). Université Badji Mokhtar. Annaba.

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). *Adv Environ Biol*, 9, 109-121.

Saoudi, A. (2016). *Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau du barrage mexa (El-Tarf)* (thèse de doctorat). Faculté des Sciences, Département de Biochimie, Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie.

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(7), 361.

Sarma, T. A., & Ghai, R. (1998). Pattern of akinete differentiation in the cyanobacterium *Scytonema fritschii*. *Folia microbiologica*, 43(6), 649-656.

Schlumberger, O. (2002). *Mémento de pisciculture d'étang*. Éditions Quæ.

Schopf, J. W. (2002). The Fossil Record: Tracing the Roots of the Cyanobacterial Lineage. In B. Whitton & M. Potts (Eds.), *The Ecology of Cyanobacteria* (pp. 13-35): Springer Netherlands.

- 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.
- Seyni S. (2006).** *Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal.* (Thèse de Doctorat de 3ème cycle de Biologie Végétale). Univ Cheik Anta Diop
- 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.
- Sherman, P., Tully, I. and Gibson, H. (1995).** Removal of cyanobacterial cells and toxins from drinking water with biologically active filters. In: *Proceedings of the Australian Water and Wastewater Association 16th Federal Convention*, Sydney.
- Silvano, J. (2005).** *Toxicité des cyanobactéries d'eau douce vis-à-vis des animaux domestiques et sauvages* (Doctoral dissertation, Thèse de doctorat, Ecole nationale vétérinaire de Lyon).
- Simpson, C. & Carlson, R. E. (1996).** Trophic State. In A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods (p. 96).
- Singh, K. P., Malik, A., & Sinha, S. (2005).** Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques—a case study. *Analytica Chimica Acta*, 538(1-2), 355-374.
- Sivonen, K., & Jones, G. (1999).** Cyanobacterial toxins. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*, 1, 43-112.
- Smith, V. H. (2003).** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009).** Eutrophication science: where do we go from here?. *Trends in ecology & evolution*, 24(4), 201-207.
- Soares, M. C. S., Marinho, M. M., Azevedo, S. M., Branco, C. W., Huszar, V. L. (2012).** Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 42(3), 197-203.
- Solorzano L. (1969).** Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnol. Oceanog*
- Sotton, B. (2012).** *Mise en évidence des voies de transfert des cyanotoxines dans les lacs péri-alpins et implications dans les réponses physiologiques des poissons exposés* (Doctoral dissertation, Grenoble).
- Soumati, B., Nasri, H., Meddour, A., Kadri, S., & Loucif, N. (2005).** Space-time dynamics and parameters of growth of toxic cyanobacteria in freshwaters in Cheffia dam (north-east of Algeria). In *Proceedings of the Ninth International Water Technology Conference, Egypt* (pp. 755-764).
- Spoof, L., & Catherine, A. (2016).** Appendix 3: tables of microcystins and nodularins. *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*, 526-537.
- Stanier, R. Y., & Cohen-Bazire, G. (1977).** Phototrophic prokaryotes: the cyanobacteria. *Annual review of microbiology*, 31(1), 225-274.

- Stefanelli M., Scardala S., Cabras P.A., Orrù A., Vichi S., Testai E., Funari E., Manganeli M. (2017).** Cyanobacterial dynamics and toxins concentrations in Lake Alto Flumendosa, Sardinia, Italy. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1), DOI: 10.4081/aiol.2017.6352.
- Stewart, I., Seawright, A. A., & Shaw, G. R. (2008).** Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds—an overview. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs* (pp. 613-637). Springer, New York, NY.
- Stomp, M., van Dijk, M. A., van Overzee, H. M., Wortel, M. T., Sigon, C. A., Egas, M., & Huisman, J. (2004).** The timescale of phenotypic plasticity and its impact on competition in fluctuating environments. *The American Naturalist*, 172(5), E169-E185.
- Sutherland, J. M., Herdman, M., & Stewart, W. D. (1979).** Akinetes of the cyanobacterium *Nostoc PCC 7524*: macromolecular composition, structure and control of differentiation. *Microbiology*, 115(2), 273-287.
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., ... & Grizzetti, B. (Eds.). (2011).** *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Svirčev, Z., Drobac, D., Tokodi, N., Mijović, B., Codd, G. A., & Meriluoto, J. (2017).** Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. *Archives of toxicology*, 91(2), 621-650.
- Takamura, N., Iwakuma, T., & Yasuno, M. (1985).** Photosynthesis and primary production of *Microcystis aeruginosa* Kütz. in Lake Kasumigaura. *Journal of plankton research*, 7(3), 303-312.
- Tamagnini, P., Axelsson, R., Lindberg, P., Oxelfelt, F., Wünschiers, R., & Lindblad, P. (2002).** Hydrogenases and hydrogen metabolism of cyanobacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 66(1), 1-20.
- Taranu, Z. E., Gregory-Eaves, I., Steele, R. J., Beaulieu, M., & Legendre, P. (2017).** Predicting microcystin concentrations in lakes and reservoirs at a continental scale: A new framework for modelling an important health risk factor. *Global ecology and biogeography*, 26(6), 625-637.
- Tassin, J., & Rivière, J. N. (2003).** Gradient altitudinal de richesse en plantes invasives à l'île de La Réunion (archipel des Mascareignes, océan Indien). *Revue d'écologie*.
- Thomas, M.K., & Litchman, E. (2016).** Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria. *Hydrobiologia*, January 2016, Volume 763, Issue 1, pp 357–369.
- Thomas, R., Meybeck, M., And, & Beim, A. (1996).** Lakes. In *Water quality assessments - A guide to use Biota, Sediments and water in Environmental Monitoring* (Vol. 5, pp. 1–46).
- Thomas, S. (2000).** *Les différents producteurs primaires d'un petit barrage tropical africain : dynamiques et interactions (Brobo, Côte d'Ivoire)*. (Thèse de Doctorat d'Etat), Université Paris 6.
- Thornton, J.A., (1996).** Aspects of eutrophication management in tropical/sub-tropical regions: A review. *J. Limnol. Soc. S. Afr.* 13, 25–43.

- Tsujimura, S., Tatsumi, H., Ogawa, J., Shimizu, S., Kano, K., & Ikeda, T. (2001).** Bioelectrocatalytic reduction of dioxygen to water at neutral pH using bilirubin oxidase as an enzyme and 2, 2'-azinobis (3-ethylbenzothiazolin-6-sulfonate) as an electron transfer mediator. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 496(1-2), 69-75.
- Tsujimura, S., Tsukada, H., Nakahara, H., Nakajima, T., & Nishino, M. (2000).** Seasonal variations of Microcystis populations in sediments of Lake Biwa, Japan. *Hydrobiologia*, 434(1-3), 183-192.
- 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 Wichelen, J., Vanormelingen, P., Codd, G. A., Vyverman, W. (2016).** The common bloom-forming cyanobacterium Microcystis is prone to a wide array of microbial antagonists. *Harmful algae*, 55, 97-111.
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002).** *Modern applied statistics with S* (Vol. 537). New York: Springer.
- Vezie, C., Brient, L., Sivonen, K., Bertru, G., Lefeuvre, J. C., & Salkinoja-Salonen, M. (1998).** Variation of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolated strains in Lake Grand-Lieu (France). *Microbial Ecology*, 35(2), 126-135.
- Vincent, M. (2007).** *Spain, 1833-2002: people and state*. Oxford University Press.
- Vivier, P. (1934).** Les principes de la limnologie. In *Bulletin Français de Pisciculture* (pp. 212–223).
- Vollenweider R. A., & Kerekes J. (1982).** *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control)*. Environment Directorate, OECD, Paris, 154 pp.
- Vonshak, A., Kancharaksa, N., Bunnag, B., & Tanticharoen, M. (1996).** Role of light and photosynthesis on the acclimation process of the cyanobacterium *Spirulina platensis* to salinity stress. *Journal of applied phycology*, 8(2), 119-124.
- Walsby, A. E., & Booker, M. J. (1980).** Changes in buoyancy of a planktonic blue-green alga in response to light intensity. *British Phycol. J.*, 15,311–319.
- Walsby, A. E., Hayes, P. K., Boje, R., & Stal, L. J. (1997).** The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *The New Phytologist*, 136(3), 407-417.
- Wedemeyer, G. A., & Yasutake, W. T. (1978).** Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35(6), 822-827.
- Wei, T., & Simko, V. (2013).** corrplot: Visualization of a correlation matrix. *R package version 0.73*, 230(231), 11.
- Weirich, C. A., & Miller, T. R. (2014).** Freshwater harmful algal blooms: toxins and children's health. *Current problems in pediatric and adolescent health care*, 44(1), 2-24.
- Wetzel, R. G. (1975).** *Limnology*. W. B. Saunders, Philadelphia.
- Whitton, B. A., & Mateo, P. (2012).** Rivulariaceae. In *Ecology of Cyanobacteria II* (pp. 561-591). Springer, Dordrecht.

- Whitton, B. A., & Potts, M. (2012).** Introduction to the cyanobacteria. In *Ecology of Cyanobacteria II* (pp. 1-13). Springer, Dordrecht.
- Wicks, R. J., & Thiel, P. G. (1990).** Environmental factors affecting the production of peptide toxins in floating scums of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in a hypertrophic African reservoir. *Environmental Science & Technology*, 24(9), 1413-1418.
- Wiegand, C., & Pflugmacher, S. (2005).** Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicology and applied pharmacology*, 203(3), 201-218.
- Wu, Q. L., Zwart, G., Schauer, M., Kamst-van Agterveld, M. P., & Hahn, M. W. (2006).** Bacterioplankton community composition along a salinity gradient of sixteen high-mountain lakes located on the Tibetan Plateau, China. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(8), 5478-5485.
- Wu, W. J., Li G. B., Li D. H., Liu Y. D. (2010).** Temperature may be the dominating factor on the alternant succession of *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis aeruginosa* in Dianchi Lake. *Fresenius Environ Bull*, 19(5), 846-853.
- Yamamoto, Y., & Moritani, I. (1975).** Carbon-13 nuclear magnetic resonance studies of organoboranes. Relative importance of mesomeric boron-carbon. Pi.-bonding forms in alkenyl- and alkynylboranes. *The Journal of Organic Chemistry*, 40(23), 3434-3437.
- Yokoyama, Y., Hasumi, Y., Obara, H., Suzuki, Y., Katayama, T., Gotoh, S., & Koshizuka, N. (1991).** Flux Density Distribution in YBa₂Cu₃O_x Thin Films Determined by Use of the Faraday Effect in Iron Garnet Films. *Japanese journal of applied physics*, 30(4B), L714.
- Zurawell, R. W., Chen, H., Burke, J. M., & Prepas, E. E. (2005).** Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 8(1), 1-37.

Annexes

1. Préparation de la gamme des étalons pour le dosage des nitrites (Aminot & Kérouel, 2004)

- Solution étalon concentrée de nitrite à 5000 $\mu\text{mol/L}$ (1 ml contient 5 μmol de nitrite)

Produits utilisée	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Nitrite de sodium anhydre (NaNO_2, $M=69\text{g/mol}$) • Eau déminéralisée 	<ul style="list-style-type: none"> • Sécher le nitrite de sodium à (100°C, 1 heure). • Peser 0.345 g pour 1000 ml de solution préparée en fiole jaugée, avec de l'eau déminéralisée, puis transférer en flacon. • Conserver à T° ambiante, à l'abri de la lumière, renouveler tous les mois.

- Solution étalon diluée de nitrite à 50 $\mu\text{mol/L}$ (1 ml contient 0.05 μmol de nitrite)

Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Diluer 100 fois la solution étalon concentrée pour obtenir la solution étalon diluée. • Solution à conserver extemporanément, elle ne se conserve que quelque heure.

- Pour une concentration de 0.1 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 1 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).
- Pour une concentration de 0.2 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 2 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).
- Pour une concentration de 0.5 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 5 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).
- Pour une concentration de 1.0 $\mu\text{mol/L}$ de nitrite, ajouter à 10 ml « de la solution étalon diluée à 50 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée).

• Les réactifs de dosage des nitrite

- Réactif R1 (solution de sulfanilamide)

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • HCl fumant (37%, 1.19 Kg/L). • Sulfanilamide ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$; $M=172\text{g/mol}$) • Eau déminéralisée 	<ul style="list-style-type: none"> • Diluer 100 ml d'acide chlorhydrique dans 500 ml d'eau déminéralisée. • Ajouter et dissoudre 10g de sulfanilamide, puis compléter à 1 litre • conserver R1 à l'abri de la lumière, stable pendant plusieurs mois.

- Réactif R2 (solution de N-naphtyl-éthylènediamine)

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Dichlorohydrate de N-(1-naphtyl)-éthylènediamine (NED) ($\text{C}_{12}\text{H}_{14}\text{N}_2$, 2 HCl, $M=259\text{g/mol}$). • Eau déminéralisée 	<ul style="list-style-type: none"> • Dissoudre 1 g de NES dans 1 litre d'eau déminéralisée. • Conserver R2 au froid et à l'abri de la lumière, et la renouveler tous les mois ou dès qu'elle prend une coloration brune

2. Préparation de la gamme des étalons pour le dosage de l'azote ammoniacal (Aminot & Kérouel, 2004)

- Solution étalon concentrée d'ammonium à 10 000 $\mu\text{mol/L}$ (1 ml contient 10 μmol d'ammonium).

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Sulfate d'ammonium ((NH₄)₂SO₄, M= 132.14g/mol). • Eau déminéralisée. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sécher du sulfate d'ammonium à (105°C, 1 heure). • Peser 0.661 g de sulfate d'ammonium pour 1000 ml de solution préparée en fiole jaugée, avec de l'eau déminéralisée. • Conserver à T° ambiante et à l'abri de la lumière,

- Solution étalon diluée d'ammonium à 500 $\mu\text{mol/L}$ (1 ml contient 0.5 μmol d'ammonium).

Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Diluée 20 fois la solution étalon concentrée pour obtenir la solution étalon diluée. • Cette solution doit être préparée juste avant usage.

- Pour une concentration de 0.2 $\mu\text{mol/L}$ d'ammonium, ajouter à 0.2 ml « de la solution étalon diluée à 500 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.

- Pour une concentration de 0.5 $\mu\text{mol/L}$ d'ammonium, ajouter à 0.5 ml « de la solution étalon diluée à 500 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.

- Pour une concentration de 1 $\mu\text{mol/L}$ d'ammonium, ajouter à 1 ml « de la solution étalon diluée à 500 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.

- Pour une concentration de 2 $\mu\text{mol/L}$ de d'ammonium, ajouter à 2 ml « de la solution étalon diluée à 500 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée.

- Pour une concentration de 5 $\mu\text{mol/L}$ de d'ammonium, ajouter à 5 ml « de la solution étalon diluée à 500 $\mu\text{mol/L}$ » en fiole jaugée de 500 ml, compléter avec l'eau déminéralisée

• Les réactifs de dosage de l'azote ammoniacal

Les réactifs se préparent directement dans leur flacon de stockage.

- Réactif R1' (solution de phénol- nitroprussiate)

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Phénol (C₆H₅OH, M=94.1g/mol) • Nitroprussiate de sodium dihydraté(NP,Na₂Fe(CN)₅NO,2H₂O,M=298g/mol) • Eau déminéralisée 	<ul style="list-style-type: none"> • Dissoudre 65g de phénol dans 800 ml d'eau déminéralisé, en flacon verre. • Ajouter et dissoudre 1.5 g de NP, puis compléter à 1 litre • Conserver au réfrigérateur (stable 2 à 3 semaine), la renouveler si elle prend une teinte verdâtre

- Solution alcaline complexante

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Citrate trisodique dihydraté (Na₃C₆H₅O₇, 2H₂O, M= 294.1 g/mol). • Soude (NaOH, M=40 g/mol). • Eau déminéralisée 	Dissoudre 375 g de citrate et 30 g de soude dans 800 ml d'eau déminéralisée flacon en plastique et compléter à 1 litre. <input type="checkbox"/> Cette solution est stable plusieurs mois à T° ambiante

Réactif R2' (solution complexante au chlore)

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Dichloroisocyanurate de sodium dihydraté (DCI, C₃Cl₂N₃NaO₃, 2H₂O, M=256g/mol). • Eau déminéralisée. 	<ul style="list-style-type: none"> • A préparer en quantité juste nécessaire à la série d'analyse. • A la solution complexante, ajouter 8 g de DCI par litre. • Conserver au réfrigérateur, cette solution ne peut être utilisée qu'une semaine.

3. Préparation de la gamme des étalons pour le dosage de l'orthophosphate (Aminot & Kérouel, 2004)

- Solution étalon concentré de phosphate à 5000µmol/l

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Dihydrogénophosphate de potassium anhydre (KH₂PO₄) 	<ul style="list-style-type: none"> • Sécher du KH₂PO₄ à 105C° pendant 1 heure • Peser 0,6805 g pour 1000 ml de solution préparer avec de l'eau distillée ; • Transférer la solution dans un flacon en verre ou en plastique

Solution étalon diluée phosphate à 50µm/l : Diluer 100 fois la solution concentrée.

- L'étalonnage sera de préférence réalisé en eau de mer pauvre en P₀₄, ou on peut diluer 5 à 10 fois une eau de mer côtière avec d'eau déminéralisée ;
- Préparer une gamme étalon correspond aux concentrations 0.1-0.2-0.5- 1.0-µm/l en fioles jaugées de 500ml, il faut 1-2-5-10 ml de la solution étalon, compléter au volume avec de l'eau de mer diluée.

• Les réactifs de dosage de l'orthophosphate

Les réactifs se préparent directement dans leur flacon de stockage.

- o Acide sulfurique 2.9 mol/l*

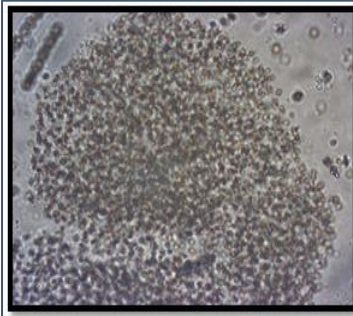
Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Acide sulfurique • Eau déminéralisée. 	<ul style="list-style-type: none"> • Pour 1000 ml, ajouter lentement en agitant constamment 160ml d'acide sulfurique dans 800 ml d'eau déminéralisée • compléter au volume après refroidissement • Conserver au réfrigérateur, cette solution se conserve indéfiniment.

- o Réactif R1'' (solution d'acide ascorbique)

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Acide sulfurique (2.9 mol/l*) • Acide ascorbique. 	<ul style="list-style-type: none"> • Dans 100 ml d'acide sulfurique 2.9 mol/l*, dissoudre 5 g d'acide ascorbique. • Conserver au réfrigérateur, cette solution est stable quelques semaines. La renouveler si elle brunit.

- o Réactifs R2'' (solution d'acide Molybdène et d'antimoine)

Produits utilisés	Mode opératoire
<ul style="list-style-type: none"> • Acide sulfurique (2.9 mol/l*) • Héptamolybdate d'ammonium tétrahydraté. • Oxytartrate d'antimoine (III) et de potassium 	<ul style="list-style-type: none"> • Dans 450 ml d'acide sulfurique 2.9 mol/l*, dissoudre 13 g de molybdate d'ammonium • Dissoudre 0.3 g d'oxytartrate d'antimoine dans 50 ml d'eau déminéralisée, l'ajouter à la solution de molybdate et mélanger • Conserver à température ambiante, cette solution est stable plusieurs mois.



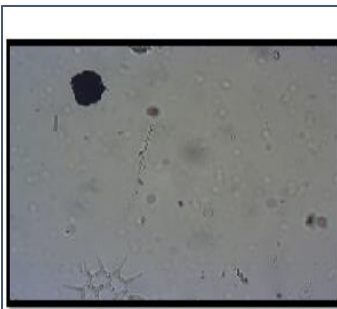
Classification:
Empire Prokaryota
Kingdom Eubacteria
Subkingdom Negibacteria
Phylum Cyanobacteria
Class Cyanophyceae
Subclass Oscillatoriophycid
Order Chroococcales
Family Microcystaceae



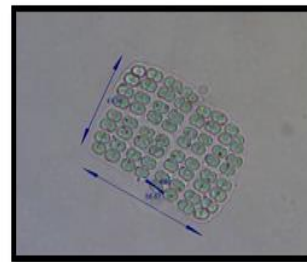
Classification:
Empire Prokaryota
Kingdom Eubacteria
Subkingdom Negibacteria
Phylum Cyanobacteria
Class Cyanophyceae
Subclass Oscillatoriophycid
Order Oscillatoriales
Family Oscillatoriaceae

1. Le genre *Microcystis* (Algabase, 2014).

2. Le genre *Oscillatoria* (Algabase, 2014).



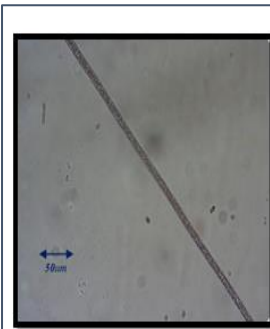
Classification:
Empire Prokaryota
Kingdom Eubacteria
Subkingdom Negibacteria
Phylum Cyanobacteria
Class Cyanophyceae
Subclass Oscillatoriophycid
Order Spirulinales
Family Spirulinaaceae



Classification:
Empire Prokaryota
Kingdom Eubacteria
Subkingdom Negibacteria
Phylum Cyanobacteria
Class Cyanophyceae
Subclass Synechococophycid
Order Synechococcales
Family Merismopediaceae

3. Le genre *Spirulina* (Algabase, 2014)

4. Le genre *Merismopedia* (Algabase, 2014).



Classification:
Empire Prokaryota
Kingdom Eubacteria
Subkingdom Negibacteria
Phylum Cyanobacteria
Class Cyanophyceae
Subclass Oscillatoriophycid
Order Oscillatoriales
Family Microcoleaceae



Classification:
Empire Prokaryota
Kingdom Eubacteria
Subkingdom Negibacteria
Phylum Cyanobacteria
Class Cyanophyceae
Subclass Synechococophycid
Order Synechococcales
Family Coelosphaeriaceae

5. Le genre *Planktothrix* (Algabase, 2014)

6. Le genre *Woronichinia* (Algabase, 2014)



Classification:
Empire Prokaryota
Kingdom Eubacteria
Subkingdom Negibacteria
Phylum Cyanobacteria
Class Cyanophyceae
Subclass Nostocophycid
Order Nostocales
Family Aphanizomenonaceae

7. Le genre *Dolichospermum* (Algabase, 2014)

Tableau. 1 Valeurs guides retenues par (J.O.R.A, 2014, 2011 ; l'OMS, 1999) pour la qualité des eaux

	Valeur limite Eaux superficielles	Valeur limite Eau potable	Référence
T (°C)	25	25	(J.O.R.A, 2014, 2011)
pH	9	9	(J.O.R.A, 2014, 2011)
DO (mg/L)	8	8	(J.O.R.A, 2014, 2011)
Cond (µS/cm)	3000	3000	(J.O.R.A, 2014, 2011)
NH₄-N (mg/L)	4	0,5	(J.O.R.A, 2014, 2011)
NO₂-N (mg/L)	0,2	0,2	(J.O.R.A, 2014, 2011)
NO₃-N (mg/L)	50	50	(J.O.R.A, 2014, 2011)
PO₄-P (mg/L)	10	5	(J.O.R.A, 2014, 2011)
MES (mg/L)	25	25	(J.O.R.A, 2014, 2011)
Chl-a (µg/L)	50	10	(l'OMS, 1999)
DC (cells/mL)	200-20000-100000	200- 2000	(l'OMS, 1999)
Mc-LR (ug/L)	1	0,1	(l'OMS, 1999)

Tableau.2 Valeurs limites du système de classification trophique des eaux (selon l'O.C.D.E. (1982).

Degré de trophie	P total µg/ L	Chlorophylle a moy (µg/L)	Chlorophylle a max (µg/L)	Secchi moy (m)	Secchi min (m)
Ultra- oligotrophe	< 4	< 1	< 2.5	> 12	> 6
Oligotrophe	< 10	< 2.5	2.5 - 8	> 6	> 3
Mésotrophe	10 - 35	2.5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 – 1.5
Eutrophe	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 – 1.5	1.5 – 0.7
Hypereutrophe	> 100	> 25	> 75	< 1.5	< 0.7

Cyanobacteria Dynamics in a Mediterranean Reservoir of the North East of Algeria: Vertical and Seasonal Variability

Hassen Touati^{1*}, Fatma Zohra Guellati¹, Salah Arif¹, Mourad Bensouilah¹

¹ Ecobiology Laboratory for Marine Environments and Coastal Areas, Faculty of Sciences, BP 12 El-Hadjar, University of Badji Mokhtar, 23000 Annaba, Algeria

* Corresponding author's e-mail: touati-hassen@hotmail.com

ABSTRACT

Harmful cyanobacterial efflorescence is of growing global concern and its prediction and management require a better understanding of the growth control factors and dominance of cyanobacteria. The Zit-Emba reservoir located in the North-East of Algeria, was constructed to provide drinking water, irrigation, and fishing. The vertical and seasonal distribution variation of cyanobacteria community associated with environmental factors was comprehensively investigated from April 2016 to December 2016 at five depths, based on a seasonal sampling. The cyanobacteria communities of this reservoir are composed of seven genera belonging to five orders. The average proportion of *Microcystis* to total cyanobacteria population was 43%, followed by *Woronichinia* 21%, *Planktothrix* 16%, *Dolichospermum* 13%, *Oscillatoria* 5%, and the remainder (*Merismopedia*, *Spirulina*) 2%. The average cyanobacterial abundance was 2702 cells/mL, ranging from 360 to 65 795 cells/mL and this abundance exceeds the alert level 1 throughout the year. The most recurrent periods of increase took place from spring to summer and autumn. However, the vertical distributions of cyanobacteria displayed a similar profile each season, and abundances tended to decrease with depth. The results of the statistical analysis suggested that the most abundant of cyanobacterial genera were positively related to chlorophyll-a and water temperature and negatively with the concentrations of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, and $\text{NO}_2\text{-N}$. This demonstration of toxigenic cyanobacteria in this drinking water production dam involves regular monitoring of the cyanobacterial communities and cyanotoxins in raw water.

Keywords: Cyanobacteria community, Zit-Emba reservoir; environmental variables; dynamics; Algeria.

INTRODUCTION

In recent years, eutrophication has become the most important worldwide environmental issue regarding reservoirs and many other types of aquatic ecosystems [Sanchez-Carrillo et al., 2007]; severe eutrophication in freshwater reservoirs can cause the increasing appearance of harmful algal blooms, especially of cyanobacteria (Cyano-Habs) [Paerl, 2008; Codd, 2005]. However, cyanobacteria (commonly known as blue-green algae) are an ancient group of prokaryotic organisms found in all terrestrial and aquatic ecosystems around the world [Whitton and Potts, 2000]. They are important primary producers and play a key role in the ecosystem functioning and biodiversity [Mur et al., 1999]. In addition, some species of cyanobacteria produce secondary me-

tabolites that include hepatotoxic (microcystins), neurotoxic (anatoxins and saxitoxins) and cytotoxic (cylindrospermopsin) or dermatotoxic effects [Chorus, 2001]. These cyanotoxins have been associated with the decreased water quality and negative effects on higher trophic levels [Ferrão-Filho et al., 2009], as well as risks to human health (Paerl, 2008), and animal mortality and diseases [Jacoby and Kann, 2007; Nasri et al., 2008]. Moreover, several studies showed that different environmental factors influence the cyanobacterial bloom dynamics and toxin production. These include the abiotic factors such as temperature, pH, light availability, nutrients and hydrodynamics [Renaud et al., 2011; Elliott, 2012] but also the biotic interactions [Walsby et al., 2005; Ger et al., 2010]. Scientific research, preliminary studies and ongoing monitoring in many coun-

tries provide a general overview of the extent of cyanobacteria and cyanotoxins [Chorus and Bartram, 1999; Chorus, 2001; Quiblier et al., 2008; Joung et al., 2011]. In Algeria, the climate change and water degradation provided ecological conditions for the development of cyanobacteria in many aquatic ecosystems. However, a monitoring of the environmental conditions and phytoplankton assemblages was carried out in several freshwater reservoirs and lakes from which problems of eutrophication and harmful algal blooms were reported [Nasri et al., 2008; Ouarts et al., 2011; Djabourabi et al., 2014; Boussadia et al., 2015; Saoudi et al., 2015; Bidi-Akli et al., 2017; Saoudi et al., 2017; Guellati et al., 2017]. The Zit-Emba reservoir, located in the northeastern region of Algeria, was built to provide drinking water supplies and agricultural irrigation. In the last few years, parallel with the rapid development of the local economy and the intensive use of water resources, the water quality of this reservoir were significantly degraded due to untreated inputs of agricultural, industrial and domestic wastewater from the catchment area. The reservoir requires an effective biomonitoring program, but at present, there is no information on the diversity of phytoplankton and cyanobacteria in this water body.

This study aims, at a first step, to characterize the waters of the Zit-Emba reservoir by assaying the physicochemical parameters, to identify and count the cyanobacteria of this water body, and then to investigate the influence of some environmental parameters on the vertical and seasonal dynamics of cyanobacteria community through the application of statistical tests. These results will be used in evaluating the pollution level and developing a water monitoring program in the reservoir.

MATERIALS AND METHODS

Study site

The Zit-Emba reservoir (36°41'00.68"N, 7°18'07.68"E) is located in the North East of Algeria (Figure 1). This water body receives water from two rivers: El Hammam and El Mouguer; it has a surface area of 8.1km² with a capacity of 120 million m³ and a maximum depth of 41 m [Belhadj, 2007]. It was built to supply drinking water to the city of Skikda, and it is used for irrigation, fishing and nautical activities.

Sampling procedure

The sampling was conducted seasonally, in April, July, October and December 2016 at five depths (0 m, 5 m, 10 m, 15 m and 20 m) in the deepest zone of the dam (Figure 1). The water samples for the physicochemical analysis, chlorophyll-a (Chl-a) and cyanobacteria enumeration were collected with a Ruttner water sampler (1.000 ml, Hydrobios®, Germany). The sampling water for the cyanobacterial identification was concentrated using a plankton net (20 µm mesh size, Hydro-Bios®, Kiel, Germany) and the filtrate was immediately fixed with formaldehyde 4% final (v/v).

Field measurement and water analysis methods

The physical and chemical variables, including water temperature, pH, dissolved oxygen, and conductivity were measured in situ using a multi-parameter probe (Multi 340i/SET-82362, WTW®, Germany). The water transparency was estimated with a Secchi disc (diameter 25 cm). The water samples for nutrient determinations Nitrates (NO₃-N), nitrites (NO₂-N), ammonium (NH₄-N) and orthophosphate (PO₄-P) were analyzed using a spectrophotometer method according to the previous reports [ISO, 1994; Aminot and Chaussepied, 1983]. Suspended Solids (SS) concentrations were determined gravimetrically by filtering 200–400 ml of water sample through combusted, pre-rinsed and pre-weighed glass microfiber filter of 0.45-µm porosity (Whatman GF/C™, GE Healthcare Ltd.) [Aminot and Chaussepied, 1983]. On the other hand, the water samples for chlorophyll-a determination were filtered through the same glass microfiber filters. Pigments were extracted in 90% aqueous acetone and measured by spectrophotometry (Shimadzu UV-1700 Pharma Spec UV-VIS) [Parsons, 1966]. The resulted water filtrates from Chl-a and SS samples filtration were kept in polypropylene sampling containers at 4°C in darkness until nutrient analysis and analyzed as soon as possible.

The identification of cyanobacteria is based on the observation of morpho-anatomical characteristics using a light microscope (Carl Zeiss, Axiostar plus 1169–149, Germany) and according to the following taxonomic literature [Komárek and Anagnostidis, 1999; Komárek and Anagnostidis, 2005; Komárek et al., 2014].

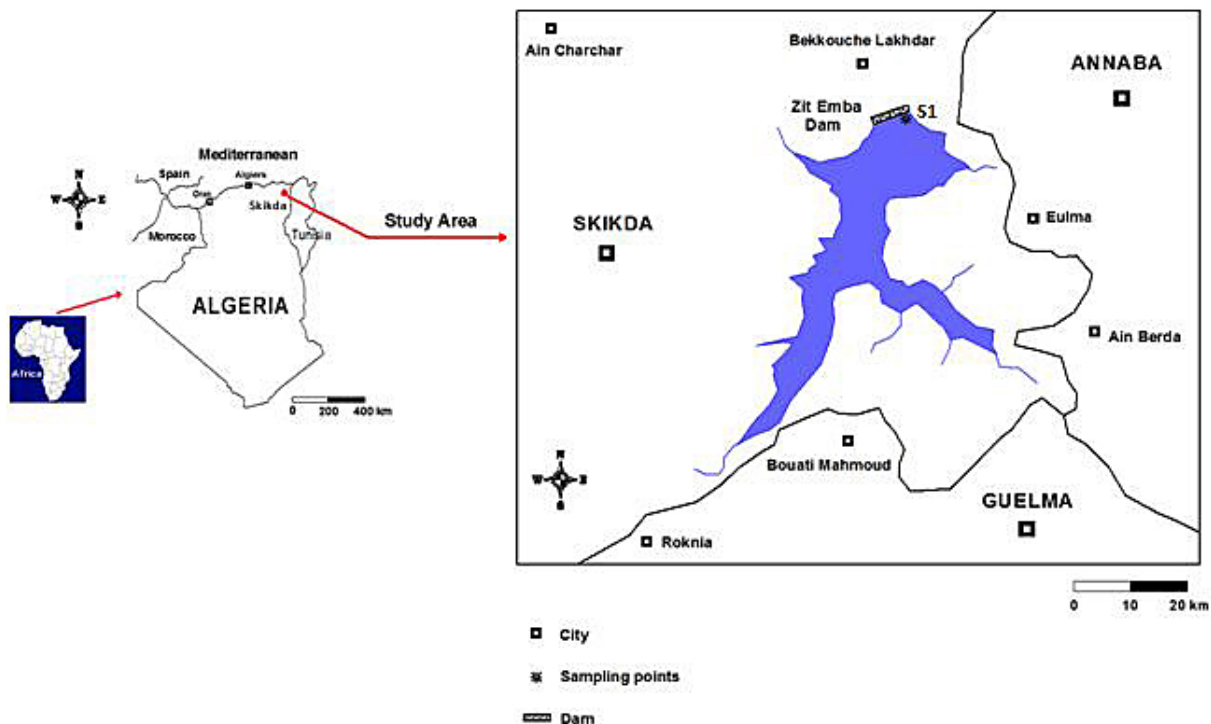


Fig. 1. Geographical position of the Zit-Emba reservoir and the location of the sampling station.

The enumeration of cells was carried out by a Nageotte cell and an optical microscope, as described in [Brient et al., 2008].

Statistical analysis

The statistical analyses were performed under R software (3.1.2). First of all, the normality condition of the sample distributions was checked before by applying the Shapiro-Wilk test. Then, the inter-seasons and inter-depths comparisons were performed using the non-parametric Kruskal-Wallis test. In addition, the principal component analysis (PCA) was carried out using the R package FactoMineR. Finally, the correlations in our set of data were evaluated by the non-parametric Spearman correlation coefficient to analyze the intensity of relations between variables.

RESULTS

Physical and chemical variables

The means and ranges of environmental parameters at five depths are summarized in Table 1. The stratification events appeared in spring and lasted until autumn, whereas the water column was well-mixed in winter. During the stratification period, three different layers were clearly identi-

fied in the Zit-Emba reservoir: epilimnion (water depth from 0 to 5 m), metalimnion (5–15 m) and hypolimnion (from 15 m to the bottom). The water temperature showed a seasonal variation, the highest values being observed in summer at the surface and the lowest values in winter at the surface layer and also in the lower layer (Figure 2a). The dissolved oxygen concentrations decreased with depth in spring and summer, although the difference was more pronounced in summer (Figure 2b). The pH of water samples was alkaline (Figure 2c). The lowest values of conductivity were observed in spring and summer, with significant declines at the depth of 15 m (Figure 2d). Transparency oscillated in a small range, the lowest value was recorded in winter and the largest in spring (Table 1).

As far the nutrient concentrations (ammonium, nitrite, nitrate and orthophosphate) are concerned, they fluctuated with season and depth, but showing no clear trend. The highest concentrations of nitrate were found in the spring at 20 m depth, whereas the lowest concentrations were observed in summer at the surface (Figure 2e). The highest concentrations of nitrite appeared in winter at the depth of 20 m, while the lowest concentrations were detected in summer at 5 m (Figure 2f). The highest concentrations of ammonium were found in winter at the bottom waters, while the lowest concentrations were observed in the

Table 1. Environmental variables recorded in the reservoir Zit-Emba from April 2016 to December 2016

Parameters	Mean±sd	Min	Median	Max	C.V
WT (°C)	12.14	4.10	9.51	30.30	0.60
pH	8.28	7.46	8.350	8.79	0.03
DO (mg/L)	8.37	2.91	8.40	10.64	0.26
Cond (Us/cm)	647.10	568	654	702	0.04
Trans (cm)	107.50	70	115	130	0.24
SS (mg/L)	21.18	8	20.05	44.70	0.44
NH ₄ -N (mg/L)	0.33	0.24	0.300	0.49	0.24
NO ₂ -N (mg/L)	0.06	0.04	0.060	0.08	0.14
NO ₃ -N (mg/L)	4.95	3.89	4.670	7.82	0.17
PO ₄ -P (mg/L)	0.22	0.09	0.180	0.55	0.61
Chl-a (µg/L)	7.09	1.06	4.58	31.24	0.95

WT – water temperature, °C; DO – dissolved oxygen, mg/L; Cond – Conductivity, µS/cm; Trans – transparency, cm; NH₄ – Ammonium, mg/L; NO₂ – Nitrite, mg/L; NO₃ – Nitrate, (mg/L); PO₄ – Orthophosphate, mg/L; SS – suspended solids, mg/L; Chl-a – Chlorophyll a, µg/L; (Standard deviation – sd; coefficient of variation – C.V).

summer and the autumn at the surface (Figure 2g). The highest concentrations of orthophosphates were recorded in summer at the depth of 20 m, while the lowest concentrations were reported in autumn at the surface (Figure 2h). The concentrations of suspended solids showed significant declines at 10 m depth during four seasons, while the highest values were recorded in winter and the lowest values in spring (Figure 2i). During the study period, the chlorophyll-a concentrations decreased steadily from the surface to bottom, with the lowest values recorded in winter at the depth of 20 m and the highest values in summer at the surface (Figure 2j).

The Kruskal–Wallis test detected significant differences among depths for Chl-a and SS. However, significant differences between seasons were found with regards to WT, DO, Cond, NO₃-N and PO₄-P ($p < 0.05$) (Table 2).

Diversity of cyanobacteria community in the reservoir zit-emba

A total of 5 orders, 7 families and 7 genera were determined from the water samples (Table 3). The proportion of the community composition was *Microcystis* 43%, *Woronichinia* 21%, *Planktothrix* 16%, *Dolichospermum* 13%, *Oscillatoria* 5%, and the remainder (*Merismopedia*, *Spirulina*) 2%. The estimation of the occurrence frequency shows that among the 7 identified genera, only *Microcystis* was ubiquitous. In addition, it can be observed the constancy of *Woronichinia* and the regularity of *Planktothrix* and *Dolichospermum*, respectively. On the other hand, the genus *Oscillatoria* had an accessory frequency and the 2 ot-

ers genera belong to the incidental fraction of the cyanobacteria community (Table 4).

Variation in cyanobacteria abundance

The total cyanobacteria abundance in the Zit-Emba reservoir (Figure 3) ranged from 360 in winter at a depth of 20 m to 65 795 cells/mL in summer at the surface. The most recurrent periods of increase took place from spring to summer and autumn, while winter was the period of the lowest abundance. However, the vertical distributions of cyanobacteria displayed a similar profile in each season, and the abundances tended to decrease with depth. The Kruskal–Wallis test detected significant differences among depths, but no significant differences between seasons ($p < 0.05$).

SUCCESSION OF CYANOBACTERIA COMMUNITY

The vertical and seasonal succession of cyanobacteria community in the Zit-Emba reservoir is shown in Figure 4.

In spring (Figure 4a), three genera of cyanobacteria were observed: *Planktothrix*, *Microcystis* and *Woronichinia*. In addition, this season was characterized by high densities of the *Planktothrix* genus throughout the water column compared to other genera recorded, with an average density of 3 398 cells/mL.

In summer (Figure 4b), two genera *Dolichospermum* and *Oscillatoria* were added to those encountered in spring (*Planktothrix*, *Microcystis* and *Woronichinia*). The densities decreased with

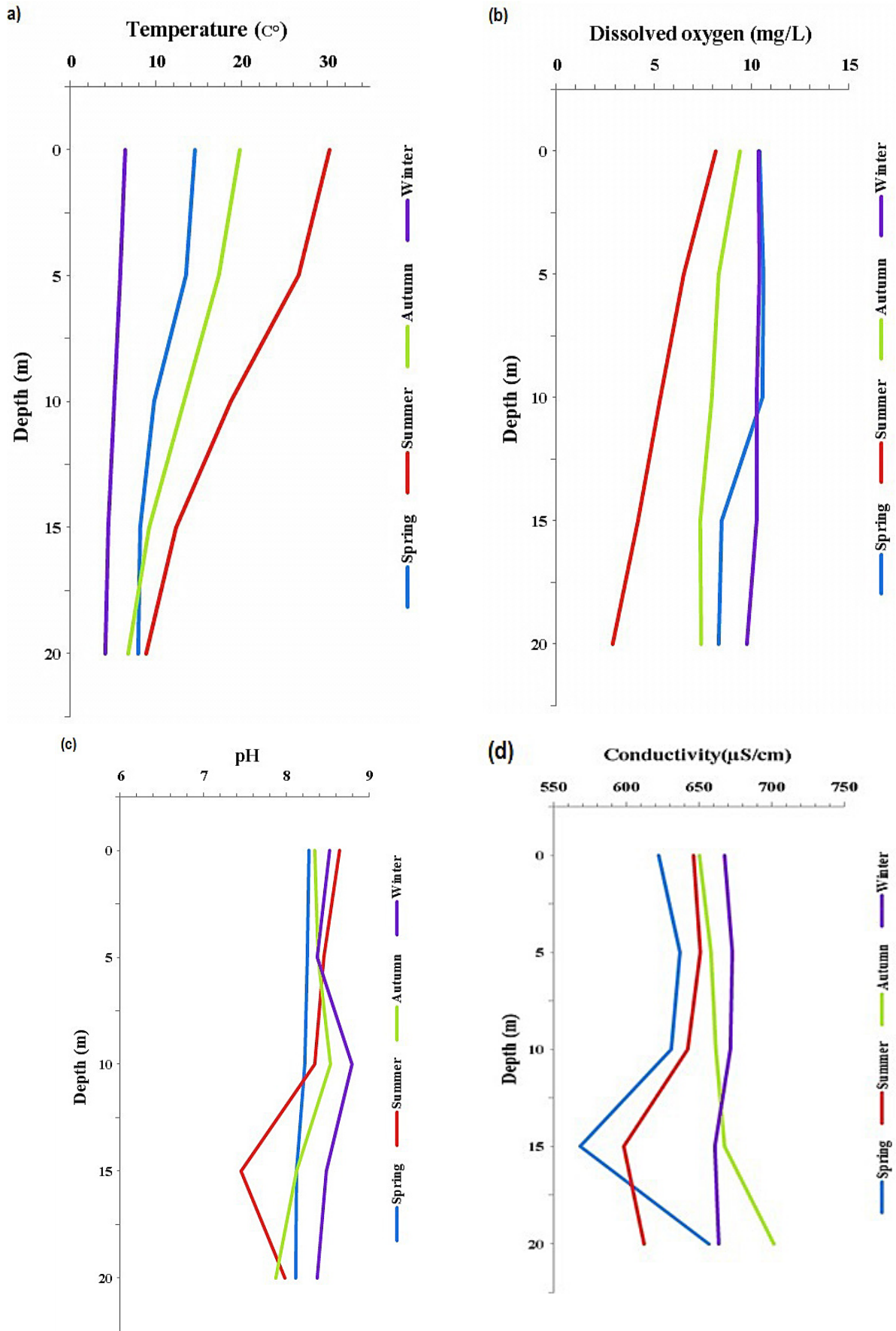


Fig. 2. Vertical and seasonal variations of environmental variables in Zit-Emba reservoir from April 2016 to December 2016: (a) water temperature; (b) dissolved oxygen; (c) pH; (d) conductivity

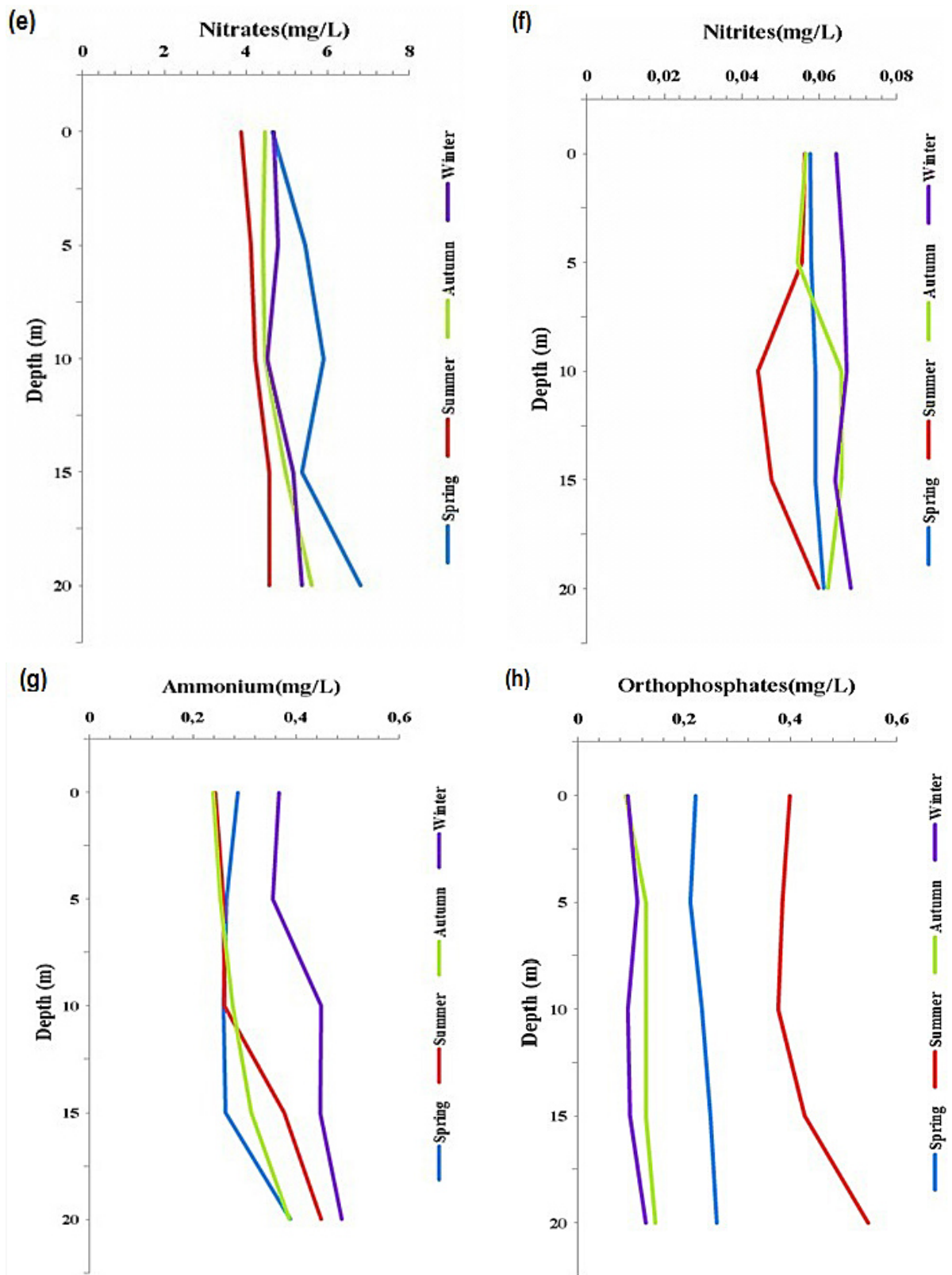


Fig. 2. Vertical and seasonal variations of environmental variables in Zit-Emba reservoir from April 2016 to December 2016: (e) Nitrates; (f) Nitrites; (g) Ammonium; (h) Orthophosphate

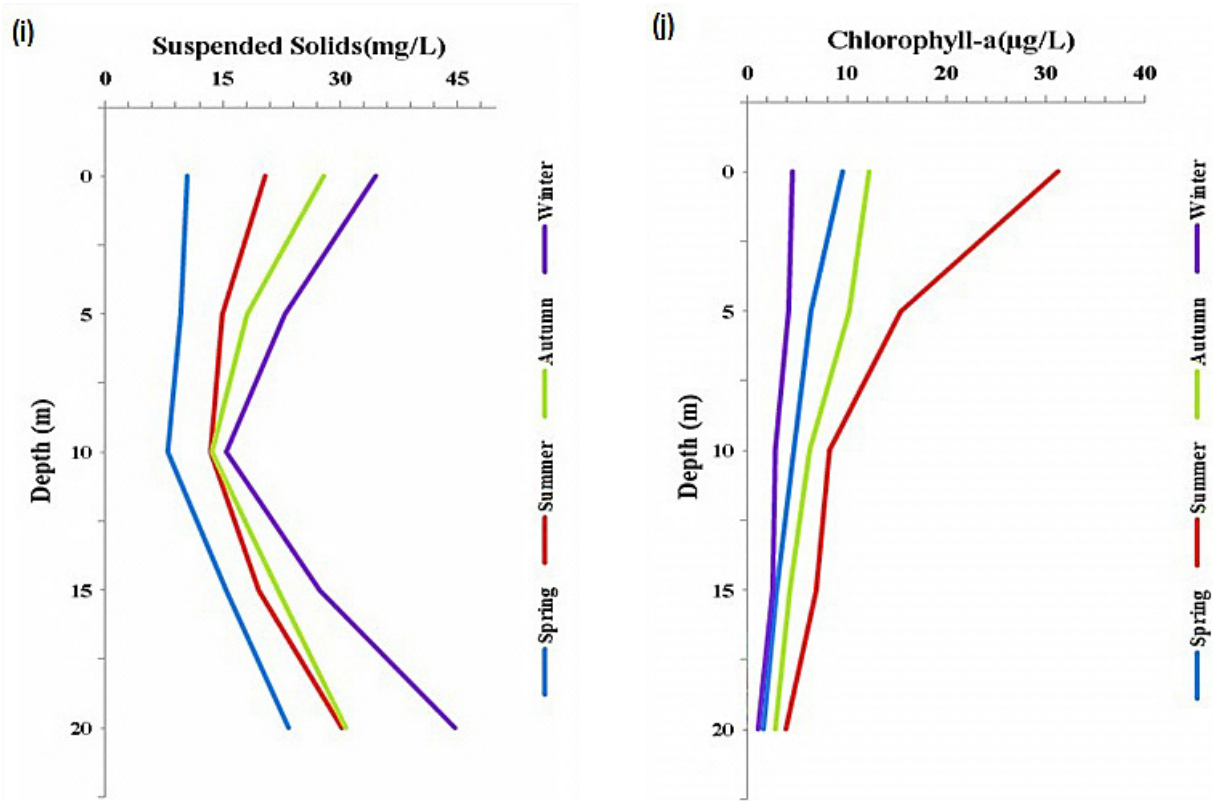


Fig. 2. Vertical and seasonal variations of environmental variables in Zit-Emba reservoir from April 2016 to December 2016: (i) Suspended Solids; (j) Chlorophyll-a.

Table 2. The inter-seasons and inter-depths comparison of median values of physico-chemical parameters and cyanobacteria density in the Zit-Emba reservoir

Parameters	Inter-depths			Inter-Saisons		
	χ^2 value	p- value	df	χ^2 value	p- value	df
WT (°C)	6.01	0.19	4	12.13	0,00	3
pH	7.25	0.12	4	6.44	0.09	3
DO (mg/L)	3.40	0.49	4	14.01	0.00	3
Cond (Us/cm)	1.34	0.85	4	13.48	0.00	3
Trans (cm)	3,00	0,39	4	//	//	//
SS (mg/L)	10.92	0.02	4	6.77	0.07	3
NH ₄ -N (mg/L)	8.86	0.06	4	6.43	0.09	3
NO ₂ -N (mg/L)	2.75	0.60	4	5.65	0.12	3
NO ₃ -N (mg/L)	5.65	0.22	4	10.31	0.01	3
PO ₄ -P (mg/L)	1.40	0.84	4	16.80	0.00	3
Chl-a (µg/L)	11.38	0.02	4	7.04	0.07	3
DC (cells/mL)	14.42	0.00	4	4.00	0.26	3

χ^2 – chi-squared value; df – degrees of freedom; p-value – probability value; (p<0.05).

the increasing depth and only the genera *Microcystis* and *planktothrix* were present at the depth of 20 m. However, *Microcystis* was the dominant genus, with an average density of 9 663 cells/mL.

In autumn (Figure 4c), six cyanobacterial genera were recorded with the appearance of two genera *Merismopedia* and *Spirulina*, but at low densities and the absence of the *planktothrix* ge-

nus for the first time, whereas at the surface and 5 m depth we noted the presence of all genera identified in this season, with the dominance of *Microcystis* and *Woronichinia* with mean densities of 6 778 cells/mL and 4036 cells/mL, respectively.

In winter (Figure 4d), we observed the same five genera found in summer, but with low densities. *Microcystis* and *Woronichinia* were domi-

Table 3. List of Cyanobacteria Genera identified in Zit-Emba reservoir from April 2016 to December 2016

Orders	Family	Genera
Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis</i>
Synechococcales	Coelosphaeriaceae	<i>Woronichinia</i>
	Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i>
Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum</i>
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>
	Microcoleaceae	<i>Planktothrix</i>
Spirulinales	Spirulinaceae	<i>Spirulina</i>

Table 4. The frequency of generic occurrence of the cyanobacterial community in the Zit-Emba reservoir from April 2016 to December 2016

Genera	Frequency of occurrence (F %)	Observation
<i>Microcystis</i>	100	omnipresent
<i>Woronichinia</i>	75	constant
<i>Planktothrix</i>	65	regular
<i>Oscillatoria</i>	60	regular
<i>Dolichospermum</i>	45	accessory
<i>Merismopedia</i>	10	incidental
<i>Spirulina</i>	10	incidental

nant at the depth of 10 m and *Planktothrix* at 15 m; only *Microcystis* was present at 20 m. However, the highest mean density in this season did not exceed 1 000 cells/mL and was recorded by the genus *Microcystis*.

Relation between abiotic and biotic variables

The principal component analysis showed that the eigenvalues of the two first principal components represent up to 58.78% of the total variance (Figure 5).

The first axis accounted for 36.76% of the variation which was due to the positive loading of NH₄-N (r = 0.71), NO₂-N (r = 0.69), NO₃-N (r = 0.58) and SS (r = 0.57) and negative loading of WT (r = -0.87), Chl-a (r = -0.75), PO₄-P (r = -0.65), Trans (r = -0.36), Mcs (r = -0.62), Doli (r = -0.61), Plank (r = -0.56), Worn (r = -0.55) and Osci (r = -0.40).

The second axis contributed for 22.02% of the variation found to be positively loaded by pH (r = 0.86), DO (r = 0.68) and Cond (r = 0.51).

Additionally, The PCA plot showed that the first principal component reflected the seasonal gradient and the mixing regime (Figure 5). On

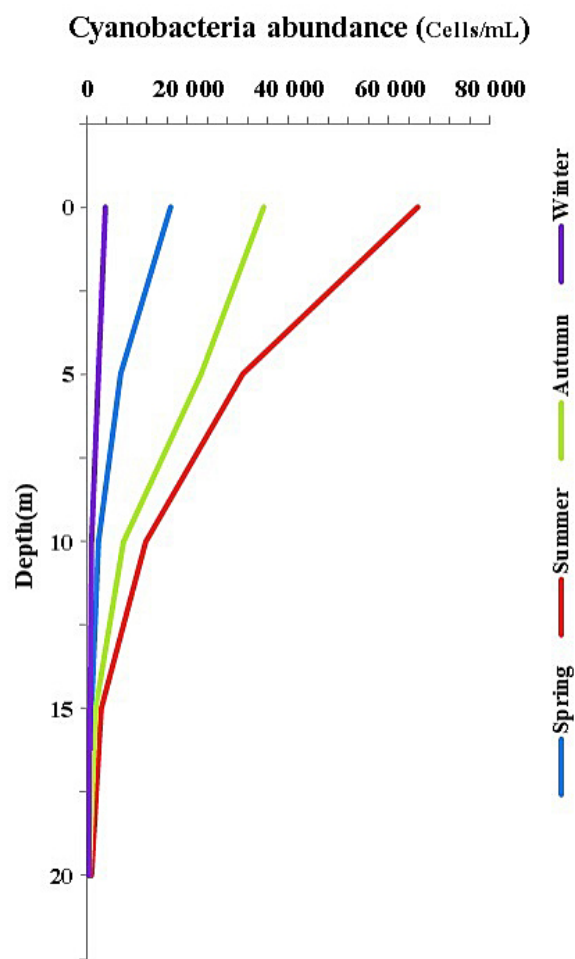


Fig. 3. Vertical and seasonal variation of the total Cyanobacteria abundance in Zit-Emba reservoir from April 2016 to December 2016.

the negative side of axis 1, the sampling units of spring, summer and mid-autumn seasons correlated with the strong stratification and higher values of water temperature, chlorophyll-a and were also characterized by high abundances of cyanobacteria. On its positive side, the sampling units of winter correlated with mixing and, accordingly, higher dissolved nutrient concentrations and concentrations of suspended solids. However, this axis allowed us to reveal the separation between two different layers in the water epilimnion and metalimnion column (negative side of the axis), to the other layer hypolimnion (on the positive side of the axis).

The results of Spearman’s rank correlation analysis between cyanobacterial genera and environmental variables are shown in Table 5.

In terms of the correlation coefficients, it is obvious that most abundance of cyanobacterial genera in the Zit-Emba reservoir was strongly re-

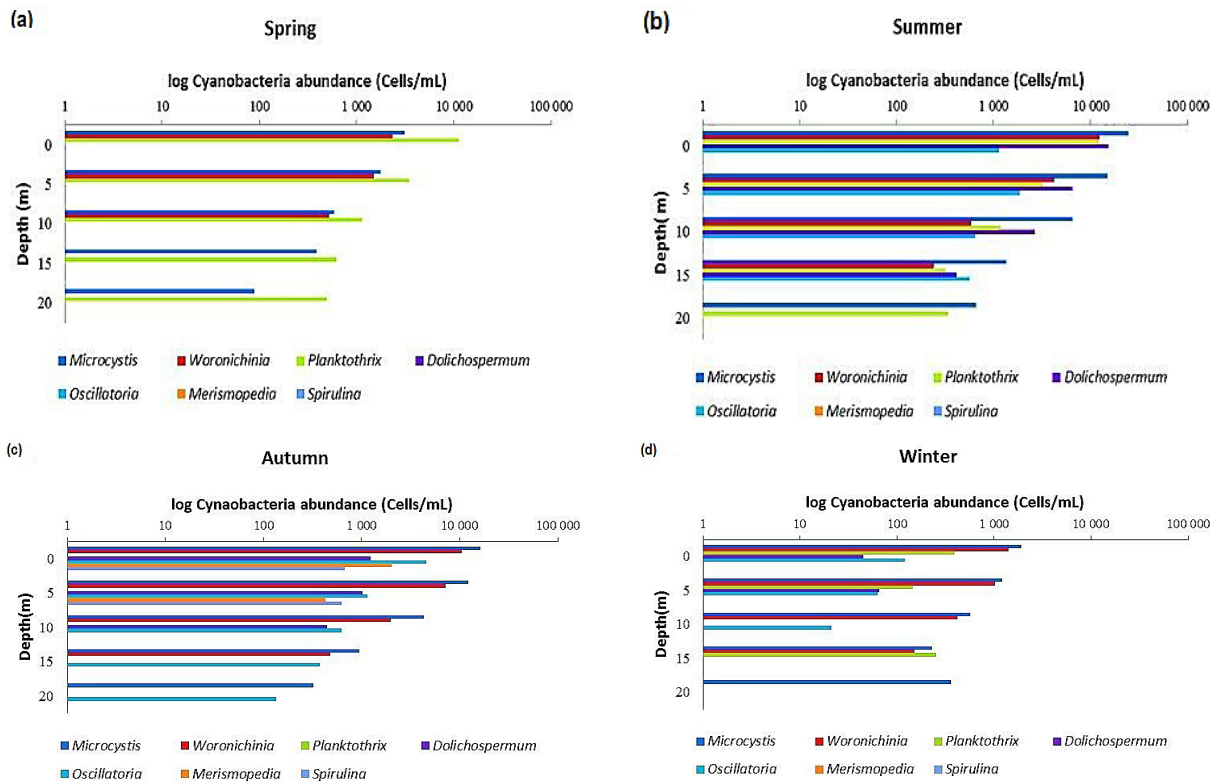


Fig. 4. Vertical and seasonal succession Cyanobacteria community in the Zit-Emba reservoir from April 2016 to December 2016. (a) in spring; (b) in summer; (c) in autumn; (d) in winter.

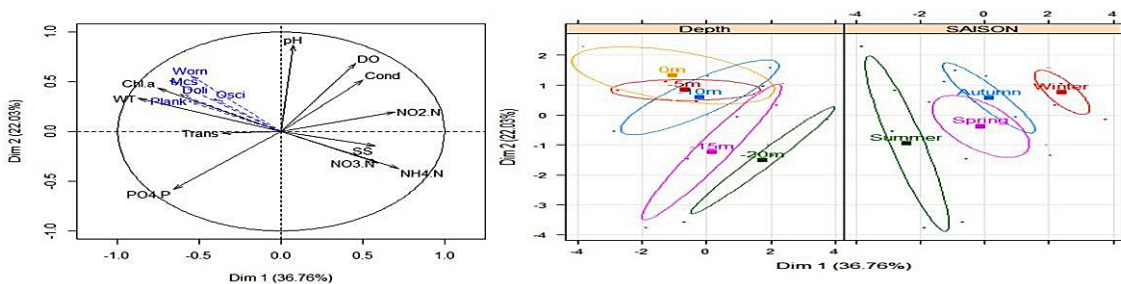


Fig. 5. Principal component analysis (PCA) based on biotic and abiotic variables during the period of April 2016 to December 2016 in the Zit-Emba reservoir at depths and seasonal sampling. Abbreviations for domains: WT – water temperature; DO – dissolved oxygen; pH; Cond – conductivity; $\text{NO}_3\text{-N}$ – Nitrates; $\text{NO}_2\text{-N}$ – Nitrites; $\text{NH}_4\text{-N}$ – Ammonium; $\text{PO}_4\text{-P}$ – Orthophosphate; Chl-*a* – Chlorophyll *a*; SS – Suspended Solids; Trans – Transparency; Mcs – Microcystis; Worn – Woronichinia; Plank – Planktothrix; Doli – Dolichospermum; Osci – Oscillatoria. Cell abundances as supplemental variables

lated to Chl-*a* and WT which was in accordance with the PCA analysis. The abundance variation of *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Woronichinia* and *Oscillatoria* were negatively correlated with $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_2\text{-N}$; *Planktothrix* has an abundance positively correlated with $\text{PO}_4\text{-P}$ and negatively correlated with Cond and SS. The *Woronichinia* abundance showed significant positive correlation with pH. Besides, the variables Chl-*a*, WT, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and SS significantly correlated with each other.

DISCUSSION

The Zit-Emba reservoir is used by humans for several activities, including the recreational ones and the supply of drinking water, which makes the monitoring of cyanobacteria in such ecosystems of particular importance, especially as part of the assessment of the health risks linked to cyanobacterial blooms and their toxins [Codd *et al.*, 2005].

The most important physical gradient in the Zit-Emba reservoir was the thermal-density

Table 5. Spearman's rank correlation analysis between cyanobacterial genera and environmental variables

	WT	DO	Chl.a	Cond	pH	Trans	SS	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	NH ₄ -N	Mcs	Worn	Plank	Osci	Doli
WT	1.00															
DO	-0.28	1.00														
Chl.a	0.92***	-0.12	1.00													
Cond	-0.49*	0.12	-0.37	1.00												
pH	0.01	0.30	0.20	0.41	1.00											
Trans	0.20	0.40	0.20	-0.80	-0.80	1.00										
SS	-0.51**	-0.18	-0.47*	0.45*	-0.04	-0.80	1.00									
NO ₂ -N	-0.56**	0.15	-0.58**	0.58**	0.22	-0.77	0.33	1.00								
NO ₃ -N	-0.62**	0.43*	-0.71***	0.08	-0.51**	-0.20	0.17	0.33	1.00							
PO ₄ -P	0.44*	-0.54**	0.25	-0.69***	-0.49*	0.21	-0.28	-0.39	-0.11	1.00						
NH ₄ -N	-0.83***	-0.01	-0.81***	0.36	-0.13	-0.31	0.51*	0.43*	0.44*	-0.16	1.00					
Mcs	0.84***	-0.14	0.94***	0.94	0.37	0.20	-0.32	-0.43*	-0.81***	0.09	-0.75***	1.00				
Worn	0.74***	0.18	0.88***	-0.03	0.52**	0.20	-0.38	-0.30	-0.65***	-0.14	-0.74***	0.91***	1.00			
Plank	0.44*	0.13	0.40	-0.62**	-0.04	0.00	-0.49*	-0.44*	-0.05	0.61**	-0.36	0.26	0.24	1.00		
Osci	0.63*	-0.47*	0.69	0.17	0.29	-0.20	-0.00	-0.24	-0.76***	-0.02	-0.57**	0.76***	0.64**	-0.16	1.00	
Doli	0.68***	-0.04	0.76***	-0.04	0.41	-0.40	-0.11	-0.33	-0.82***	0.13	-0.63**	0.84***	0.71***	0.12	0.88***	1.00

WT – water temperature; DO – dissolved oxygen; Chl-a – Chlorophyll a; Cond – conductivity; pH; NO₃-N – Nitrates; NO₂-N – Nitrites; NH₄-N – Ammonium; PO₄-P – Orthophosphate; Trans – Transparency; SS – Suspended Solids; Mcs – Microcystis; Worn – Woronichinia; Plank – Planktothrix; Doli – Dolichospermum; Osci – Oscillatoria, * p≤0.05; ** p≤0.01; *** p≤0.001.

stratification that was strongly coupled with the dissolved oxygen concentration gradient along the water column. Although the reservoir was completely oxic during the mixing period, an anoxic hypolimnion developed along the stratification. Accompanying with this gradient, we observe that the nutrients levels were greater in hypolimnetic waters than in epilimnetic ones, suggesting the presence of a vertical gradient in nutrient resources.

Higher ammonium concentrations on the bottom of this reservoir could result from ammonification of organic matter and dissimilatory nitrate reduction to ammonium, which is an important N-cycling pathway, approved by anaerobic bacteria in aquatic ecosystems [Pajares et al., 2017].

The high content of orthophosphates in summer and in depth of the Zit Emba water column can be explained by the recycling of this element from sediment and dead matter; according to [Gachter and Muller, 2003], the process depends on the physical, chemical and biological mechanisms. The relatively high and irregular values of pH during the whole period of study might be due to the photosynthetic activity of phytoplankton. The fluctuations in the electrical conductivity may be due to changes in the rate of decomposition of organic matter or the influx of seeps and nutrients from the watershed. Furthermore, high levels of suspended solids found in this reservoir can result from a large variety of sources, such as sediment

transported by storm water runoff, streambank and streambed erosion, decaying plant and animal matter, sewage, and industrial wastes.

The values of chlorophyll *a* and transparency observed during the study period indicate that the water body fluctuated between a mesotrophic and eutrophic status, according to the OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) classification scheme [Vollenweider and Kerekes, 1982].

The total cyanobacteria abundance in the Zit-Emba reservoir, during the monitoring period, decreased along with depth; while the periods of increase occurred from spring to autumn. However, the chlorophyll-*a* concentration in the water column was highest in summer and decreased gradually in winter, similar to the abundance of the total cyanobacteria, which reached its maximum concentration during full stratification.

Referring to the guideline values admitted by WHO (cyanobacterial biomass <2000 cells/ml), the seasonal variation of the total cyanobacteria population recorded in the reservoir Zit-Emba shows that the abundances exceed the alert level 1 [Affsa/Afsset, 2006] throughout the year.

In the Zit Emba water body, *Microcystis*, *Woronichinia*, *Planktothrix* and *Dolichospermum* represented more than 90% of the global density of the collected cyanobacteria. According to [Huber et al. 2012], long periods of stable stratification are competitively advantageous for

gas-vacuolated cyanobacterial species (*Microcystis*, *Woronichinia*, *Planktothrix* and *Dolichospermum*); these genera are capable of making vertical movements by regulating their buoyancy in the water column through intracellular gas vacuoles. This mechanism gives this group the advantage of relocating to the optimum depth in a stable water column to obtain solar radiation in the surface water during the day and absorb enough nutrients in the lower layer at night [Walsby and Booker, 1980; Reynolds et al., 1987; Dokulil and Teubner, 2000]. These genera were reported to be the main CyanoHAB producers in the Mediterranean in the summer-autumn period [Carrasco et al., 2006]. In the Lake Alto Flumendosa of Sardinia, *Planktothrix rubescens* dominated between August 2011 and April 2012, alternating with *Woronichinia naegeliana* and *Microcystis botrys*; *Dolichospermum planctonicum* was always present at low densities [Stefanelli et al., 2017].

Nevertheless, the other genera, including *oscillatoria*, *Merismopedia* and *Spirulina* represent a small proportion of the total cyanobacterial community in the Zit-Emba reservoir. This low proportion was associated to the reconstitution of nutrients and the degradation of an effective light climate, but allowed the development of more competitive genera (*Microcystis*, *Woronichinia*, *Planktothrix* and *Dolichospermum*) in our water body [Paerl and Huisman, 2008].

Our results show that the most dominant genus of cyanobacteria was *Microcystis*; this genus is present throughout the water column and during the entire year. The dominance of this genus was also found in other Algerian reservoirs used for drinking water [Guellati et al., 2017; Nasri et al., 2007; Saoudi et al., 2015]. *Microcystis* blooms frequently occur in the ecosystems containing N_2 -fixing cyanobacteria belonging to the genera *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* and *Cylindrospermopsis* [Wu et al., 2010; Soares et al., 2012]. *Microcystis* sp. is known to have a worldwide distribution [Harke et al., 2016] and to proliferate mainly in the eutrophic and hypereutrophic ecosystems during the summer season [Mariani et al., 2015; Van Wichelen et al., 2016].

In the Hammam Debagh reservoir, unlike what has commonly been found in numerous water bodies in temperate areas [Harke et al., 2016; Pobel et al., 2011; Mc Donald and Lehman, 2013], *Microcystis* was not associated with *Dolichospermum* and *Aphanizomenon* [Guellati et al., 2017]. According to [Guellati et al., 2017], these two genera were only found in a restricted number

of samples, in which they have always displayed very low abundance in this water pond. In Mexa dam, [Saoudi et al., 2015] reported the constancy of *Microcystis* and the regularity of *Oscillatoria* but the presence of the genus *Dolichospermum* was not recorded in this water reservoir.

Woronichinia is a characteristic genus of cyanobacteria in standing-water ecosystems. According to [Wilk-Wozniak, 1996], this species was found as the accompanying species in water blooms caused by *Microcystis aeruginosa*. In our water body, *Woronichinia* was highly correlated with *Microcystis*; this genus was never dominant, but always present with an average proportion, 21% of the total cyanobacterial community. The strong presence of *Woronichinia* in summer and autumn is related to the water temperature.

Many studies reported that long-lasting stratification, with consequent high levels of nutrient enrichment of the hypolimnion, followed by mixing of the entire water column in late autumn, can significantly affect the cyanobacterial species composition, thus favoring *Planktothrix* blooms [Huber et al., 2012; Mariani et al., 2015]. This was the case for Zit Emba, which was subjected to a longer stratification period and the extensive growth of *Planktothrix* species from late autumn to spring during mixing. In the reservoir of Zit Emba, *Planktothrix* reaches 16% of the total cyanobacterial community; the maximum concentration of *Planktothrix* was observed in spring.

In Zit Emba, *Dolichospermum* showed a strong presence in summer and autumn; which was not surprising in the warmest season, as this genus prefers high summer temperatures and high water stability [Marchetto et al., 2009], with an extended distribution in areas with a temperate climate [Mariani et al., 2015; Padedda et al., 2017; Stefanelli et al., 2017].

In most studies, it was shown that interactive physical, chemical and biotic factors are involved in controlling the growth and dominance of bloom forming cyanobacteria [Aguilera et al., 2017; Paerl and Fulton, 2006; Thomas and Litchman, 2015; Guellati et al., 2017; Saoudi et al., 2015]. In the present study, the relationships between the environmental factors and Cyanobacteria communities were investigated by using Principal component analysis (PCA) and Spearman's rank correlation.

Our results indicated that the cyanobacterial genera in the Zit-Emba reservoir, including *Microcystis*, *Woronichinia*, *Planktothrix*, *Dolichospermum* and *Oscillatoria* were positively related

to Chl-a and WT, which indicated the influence of thermal stratification on their growth [Dokulil and Teubner, 2000]. However, we noted negative correlations between most of the cyanobacteria genera and the concentrations of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_2\text{-N}$, while a positive correlation should be observed in this case. This opposite pattern noticed in our study could be related to the high growth of the cyanobacteria communities that leads to the nutrient depletion [Abrantes et al., 2006].

Furthermore, it should be reported the positive correlation between the Planktothrix abundance and the $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in this reservoir, revealing that high orthophosphates concentrations increase the growth rate of this genus. This corroborates the results found by previous studies of [Catherine et al., 2008 and Bidi-Akli et al., 2017]. The Woronichinia abundance showed a positive correlation with pH; this may not be surprising, because later studies revealed the presence of this genus in meso-eutrophic and eutrophic reservoirs [Nowicka-Krawczyk and Żelazna-Wieczorek, 2017].

Demonstration of toxigenic cyanobacteria in this drinking water production dam involves regular monitoring of the cyanobacterial communities and cyanotoxins in raw water [Codd, 2000]. The monitoring of the water body can be performed using simple tools such as phycocyanin probes, to estimate the biomass of cyanobacteria [Brient et al., 2008; Macario et al., 2015] and ELISA kits [Lawton and Edwards, 2008; Triantis et al., 2010] used for the detection of different families of cyanotoxins (microcystins and others...).

The installation of a monitoring protocol of water bodies will not only improve the treatment of drinking water, but also allow making recommendations for fish consumption due to the cyanotoxins bioaccumulation in their flesh [Jia et al., 2014]. Nevertheless, it would be wise to encourage the authorities in charge of this sector as well as its inhabitants to implement the measures to reduce nutrient loads [Jeppesen *et al.*, 2007] into the watershed through the establishment of a wastewater treatment plant before being discharged into the Wadi that supplies the dams.

CONCLUSION

The factors causing the dominance of one or other group are often difficult to reveal because several interacting factors are usually involved, which are not necessarily the same in different

environments. Our study provided important evidence for the strong relationships among the trophic status, temperatures and cyanobacterial abundance. The phytoplankton responses to the nutrient variations cannot be separated from the responses to other, larger environmental changes occurring at the same time, such as global climate change. The progressive enlargement of the geographical distribution of harmful species, both in the Mediterranean area and globally, highlights the need for further detailed research on their ecology, toxicology, and genetics at the local scale.

Acknowledgements

We acknowledge the General Directorate for Scientific Research and Technological Development (DGRSDT) and the excellent assistance provided by the staff of the Zit-Emba National Agency of Dams and Transfers (ANBT).

REFERENCES

1. Abrantes N., Antunes S.C., Pereira M.J., Gonçalves F. 2006. Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologia*, 29, 54–64.
2. Afssa/Afset. 2006. Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Rapport commun sur les risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau, p. 232. [In French]
3. Aminot A., and Chaussepied M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Cnexo. Brest. [In French]
4. Belhadj M.Z. 2007. Etude de la pollution des eaux de surface du barrage de Zit El Emba. Région Est de Skikda. NE algérien. Mémoire de Magister, Dép Hydraul, Univ Batna. [In French]
5. 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 (la Terre et la Vie)*, 72(2), 159–167.
6. Boussadia M.I., Sehli N., Bousbia A., Ouzrout R., Bensouilah M. 2015. The effect of environmental factors on cyanobacteria abundance in Oubeira lake (Northeast Algeria). *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*, 10(14), 157–168.
7. 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, 248–255.
8. Carrasco D., Moreno E., Sanchis D., Wörmer L., Paniagua T., Del Cueto A., Quesada A. 2006. Cyanobacterial abundance and microcystin occurrence in Mediterranean water reservoirs in Central Spain: microcystins in the Madrid area. *Eur. J. Phycol*, 41, 281–291.
 9. Chorus I. 2001. *Cyanotoxins: Occurrence, Causes, Consequences*. Springer-Verlag KG, Berlin.
 10. Chorus I., and Bartram J. 1999. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Geneva: World Health Organization 416 p.
 11. Codd G.A., Morrison L.F., Metcalf J.S. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203,264–272.
 12. Djabourabi A., Touati H., Sehili N., Boussadia M. I., Bensouilah M. 2017. Study of the physico-chemical parameters of water and phytoplankton in Lake Tonga (wetland of the national park of El Kala, North East of Algeria), *International Journal of Biosciences*, 11(3), 213–226.
 13. Djabourabi A., Sehili N., Boussadia M., Samar F., Bensouilah M. 2014. Fluctuations des Paramètres Physico Chimiques et des Communautés Phytoplantoniques dans le lac Oubeira (Nord-Est Algérien). *European Journal of Scientific Research*, 118(2), 183–196. [In French]
 14. Dokulil M.T., and Teubner K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 4381–3, 1–12.
 15. Elliott J.A. 2012. Predicting the impact of changing nutrient load and temperature on the phytoplankton of England's largest lake, Windermere. *Freshwater Biol*, 57, 400–413.
 16. Ferrão-Filho A.S., Soares M.C.S., de Freitas Magalhães V., Azevedo S.M.F.O. 2009. Biomonitoring of cyanotoxins in two tropical reservoirs by cladoceran toxicity bioassays. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 72, 479–489, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.002>.
 17. Gachter R., and Muller B. 2003. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography*, 48, 929–933.
 18. 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.
 19. Guellati F.Z., Touati H., Tambosco K., Quiblier C., Humbert JF., Bensouilah M. 2017. Unusual cohabitation and competition between *Planktothrix rubescens* and *Microcystis* spp. (cyanobacteria) in a subtropical reservoir (Hammam Debagh) located in Algeria. *PloS one*, 12(8), e0183540.
 20. Harke M.J., Steffen M.M., Gobler C.J., Otten T.G., Wilhelm S.W., Wood S.A., Paerl H.W. 2016. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, 54, 4–20.
 21. Huber V., Wagner C., Gerten D., Adrian, R. 2012. To bloom or not to bloom: contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*, 169,245–56.
 22. ISO/TC 147 (International Organization for Standardization) .1994. *Environment: water quality. Chemical methods ISO Standards Compendium, Volume 2. 1st edition*.
 23. Jacoby J.M., Kann J. 2007. The occurrence and response to toxic cyanobacteria in the Pacific Northwest, North America. *Lake Reservoir Management*, 23(2), 123–143.
 24. Jeppesen E., Søndergaard M., Meerhoff M., Lauridsen T. L., Jensen J. P. 2007. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction—some recent findings and challenges ahead. In *Shallow Lakes in a Changing World*, Springer, Dordrecht, pp. 239–252.
 25. Jia J., Luo W., Lu Y., Giesy J.P. 2014. Bioaccumulation of microcystins (MCs) in four fish species from Lake Taihu, China: assessment of risks to humans. *Science of the Total Environment*, 487, 224–232.
 26. 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.
 27. Komárek J., and Anagnostidis K. 1999. *Cyanoprokaryota: Part 1: Chroococcales*. SüBwasser flora von Mitteleuropa *Freshwater Flora of Central Europe*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Germany.
 28. Komárek J., and Anagnostidis K. 2005. *Cyanoprokaryota: part 2: Oscillatoriales* SüBwasserflora von Mitteleuropa *freshwater flora of Central Europe*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Germany.
 29. Komárek J., Kaštovský J., Mareš J., Johansen J.R. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia*, 86, 295–33.
 30. Macário I.P.E, Castro B.B., Nunes M.I.S., Antunes S.C., Pizarro C., Coelho C., Gonçalves F., De Figueiredo D.R. 2015. New insights towards the establishment of phycocyanin concentration thresholds considering species-specific variability

- of bloom-forming cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 757(1), 155–165.
31. Marchetto A., Padedda B.M., Mariani M.A., Lugliè A., Sechi N. 2009. A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep Mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, 68(1), 106–121.
 32. Mariani M.A., Padedda B.M., Kaštovský J., Buscarinu P., Sechi, N., Viridis T., & Lugliè, A. 2015. Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. *Scientific reports*, 5, 17964.
 33. McDonald K.E., and Lehman J.T. 2013. Dynamics of Aphanizomenon and Microcystis (cyanobacteria) during experimental manipulation of an urban impoundment. *Lake and reservoir management*, 29(2), 103–115.
 34. 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.
 35. Nasri H., Bouchaïcha N., Harche M.K. 2007. A new morphospecies of *Microcystis* sp forming a 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*, 22(4), 347–356.
 36. Nasri H., El Herry S., Bouaïcha N. 2008. First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis* spp. bloom in Lake Ubeira, Algeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(2), 535–544.
 37. Nowicka-Krawczyk P., and Żelazna-Wieczorek J. 2017. Dynamics in cyanobacterial communities from a relatively stable environment in an urbanised area (ambient springs in Central Poland). *Science of the Total Environment*, 579, 420–429.
 38. Ouartsi A., Saoudi A., Chekireb D. 2011. Etude des efflorescences toxiques à cyanobactéries dans le barrage de Mexa, Algérie. *Revue de Microbiologie Industrielle Sanitaire et Environnementale*, 5(1), 81–100. [In French]
 39. Padedda B.M., Sechi N., Lai G.G., Mariani M.A., Pulina S., Sarria M., Satta C.T., Viridis T., Buscarinu P., Lugliè A. 2017. Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). *Global Ecology and Conservation*, 12, 21–35.
 40. Paerl H. 2008. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater–marine continuum. *Cyanobacterial harmful algal blooms*. *State Sci. Res. Needs*, 217–237.
 41. Paerl H.W., and Huisman J. 2008. Climate. Blooms like it hot. *Science*, 320(5872), 57–58.
 42. Paerl H.W., and Fulton R.S. 2006. III. Ecology of harmful cyanobacteria. In *Ecology of Harmful Algae*; Graneli, E., Turner, J., Eds., Springer, Berlin, Germany, pp. 95–109.
 43. Pajares S., Merino-Ibarra M., Macek M., Alcocer J. 2017. Vertical and seasonal distribution of picoplankton and functional nitrogen genes in a high-altitude warm-monocytic tropical lake. *Freshwater Biol*, 00, 1–14. <https://doi.org/10.1111/fwb.12935>.
 44. Parsons T. R. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea-water. A survey of methods. *Monogr. Oceanogr. Method*, 1, 21–31.
 45. Pobel D., Robin, J., Humbert J.F. 2011. Influence of sampling strategies on the monitoring of cyanobacteria in shallow lakes: Lessons from a case study in France. *Water research*, 45(3), 1005–1014.
 46. 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), 1023–1034.
 47. Renaud S.L.B., Pick F.R., Fortin N. 2011. Effect of light intensity on the relative dominance of toxigenic and nontoxigenic strains of *Microcystis aeruginosa*. *Applied and environmental microbiology*, AEM-05246.
 48. Reynolds C.S., Oliver, R.L., Anthony E., Walsby. 1987. Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 21(3), 379–390.
 49. Sánchez-Carrillo S., Alatorre L. C., Sánchez-Andrés R., Garatuza-Payán J. 2007. Eutrophication and sedimentation patterns in complete exploitation of water resources scenarios: an example from northwestern semi-arid Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 132, 377–393.
 50. 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. *Environnemental Monitoring and Assessment*, 189(7), 361.
 51. 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.
 52. Soares M.C.S., Marinho M.M., Azevedo S.M., Branco C.W., Huszar V.L. 2012. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 42(3), 197–203.
 53. Stefanelli M., Scardala S., Cabras P.A., Orrù A., Vichi S., Testai E., Funari E., Manganelli M. 2017.

- Cyanobacterial dynamics and toxins concentrations in Lake Alto Flumendosa, Sardinia, Italy. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1), DOI: 10.4081/aiol.2017.6352.
54. Thomas M.K. and Litchman E. 2016. Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria. *Hydrobiologia*, January 2016, Volume 763, Issue 1, pp 357–369.
55. Van Wichelen J., Vanormelingen P., Codd, G.A., Vyverman W. 2016. The common bloom-forming cyanobacterium *Microcystis* is prone to a wide array of microbial antagonists. *Harmful algae*, 55, 97–111.
56. Vollenweider R.A. and Kerekes J. 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Environment Directorate, OECD, Paris, 154 pp.
57. Walsby A. E., Booker M. J. 1980. Changes in buoyancy of a planktonic blue-green alga in response to light intensity. *British Phycol. J.*, 15,311–319.
58. Walsby A., Schanz F., Schmid M. 2005. The Burgundy-blood phenomenon: a model of buoyancy change explains autumnal water blooms by *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *New Phytol*, 169 (1), 109–122.
59. Whitton B.A., and Potts M. 2000. Introduction to the cyanobacteria. In: Whitton B.A and Potts M (eds) *Ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 1–11, 689 pp.
60. Wilk-Wozniak E. 1996. Changes in the biomass and structure of phytoplankton in the Dobczyce Reservoir [Southern Poland]. *Acta Hydrobiologica*, 3(38).
61. Wu W. J., Li G. B., Li D. H., Liu Y. D. 2010. Temperature may be the dominating factor on the alternant succession of *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis aeruginosa* in Dianchi Lake. *Fresenius Environ Bull*, 19(5), 846–853.