REPUBLIQUE AL

GERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université BADJI MOKHTAR - ANNABA -

Faculté des Sciences

Département de Biologie

ECOLE DOCTORALE : ECOLOGIE ET ENVIRONNEMENT

Mémoire

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de MAGISTER

EN SCIENCE DE LA NATURE

SPECIALITE : ECOLOGIE ET ENVIRONNEMENT

OPTION : Pollution des écosystèmes : diagnostic et procédés de traitement.

Par : GHEDADBIA MISSOUM

SUJET :

La Contribution à l'identification générique des Cyanobactéries potentiellement toxiques et l'étude de leurs paramètres de croissance : Cas du Lac Tonga.

Soutenu le / / 2012, devant le jury composé de :

Président : Dr BENSLAMA M. : Maître de Conférences, Université Badji Mokhtar Annaba.

Encadreur : Dr NASRI H. : Maître de Conférences, C.U. El Tarf.

Examinateur : Dr DJEMAÏ R. : Maître de Conférences, Université Badji Mokhtar Annaba.

Examinateur : Dr. ALAYAT H : Maître de Conférences, C.U. El Tarf

Remerciements

Tout d'abord, je remercie notre Dieu tout puissant qui m'a donné la foi, qui m'a guidé durant toute ma vie et qui m'a donné la volonté de continuer mes études.

Je tiens à remercier :

Monsieur **Hichem NASRI**, Maître de conférence à l'université de Taref, qui a été l'un de mes meilleurs enseignants, et qui m'a fait l'honneur de diriger mon premier projet de fin d'étude ainsi que ce travail. Il a mis à ma disposition tous le matériel nécessaire, au sein de son laboratoire, qui a servi énormément dans la réalisation de ce mémoire. Je tiens à le remercier aussi pour son suivi régulier, sa disponibilité permanente et pour ses précieux conseils et remarques.

Monsieur **BENSLAMA Mohamed**, Maître de conférence à l'université Badji Mokhtar, Annaba, responsable de l'école doctorale d'écologie et environnement, qui malgré ses responsabilités et ses nombreuses occupations a bien voulu prendre un peu de son temps et m'honorer à présider mon jury.

Je tien également a exprimer toutes mes reconnaissances et gratitudes envers touts les responsables du laboratoire de recherches «Biodiversité et pollution des écosystèmes(Centre Universitaire El Taref)» de m'avoir donné cette chance d'apprentissage et de m'avoir intégré dans son équipe de recherche.

Je remercie sincèrement:

Monsieur **DJEMAI Rachid**, Maître de conférence à l'université Badji Mokhtar, Annaba. Un remerciement spécial d'avoir accepter d'examiner ce travail, en plus de son aide précieuse et ses qualités humaines, pour lesquelles je lui exprime toute ma gratitude.

Monsieur **ALAYAT Hacene**, Maître de Conférences Université Taref, d'avoir accepté de faire partie du jury et d'examiner ce travail.

A Monsieur **SEMMAR Fouzi**, Maître de Conférences Université Taref. Et je tiens à le présenter vivement mes reconnaissances de sa compétence et ses sacrifices dans le domaine des statistiques écologiques, ainsi que son aide précieuse.

Les étudiants et collègues du laboratoire de recherches «Biodiversité et pollution des écosystèmes(Centre Universitaire El Taref)», qui m'on aider et soutenus dans ce modeste travail et je cite : Mesdemoiselles **ALOUCHE Djennet, ABDESLAM Amira, KHIREDDINE Ouafa, Hadjer, Lamia, Amina** et Madame **AMRANI Amina**.

Mes amis qui ont été toujours à mes côtés dans les moments les plus difficiles et spécialement Mr **KHEFAOUI Zohir**, … et tous ceux que j'oublie aujourd'hui.

Je ne pourrais oublier de dédier ce travail à mes amis de:

- L'école doctorale "écologie et environnement de l' U.S.T.H.B".

- L'école doctorale "écologie et environnement de l'Université Badji Mokhtar, Annaba.

Enfin, mes remerciements à ma famille : A ma mère **El Hadja LEILA**, ma femme **LEILA** et mon frère **MOHAMED** qui m'ont toujours encouragé, soutenus, et sans leurs aide ce travail n'aurait jamais pu voir le jour.

Liste des abréviations

C° : degré Celsius

Cya : Cyanobactérie

ANPK : agence national des parcs d'El Kala

cm: centimètre

$g.l^{-1}$: gramme par litre

Ind/l: Individus par litre

l : litre

MC- LR : microcystine- LR

$mg.l^{-1}$: milligramme par litre

mg: milligrame

ml: millilitre

mm : millimètre

N : Azote

nm: nanomètre

N/P: azote/phosphore

OMS : Organisation mondiale de la santé

P: Phosphore

Phyt : Phytoplancton

µm : micro mètre

SOMMAIRE

INTRODUCTION	**P**
I. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE :	**01**
I.1.L'EAU :	**01**
I.1.1.DEFINITION DE L'EAU :	**01**
I.1.1.1.la molécule de l'eau :	**01**
I.1.1.2.l'importance de l'eau :	**02**
I.1.1.3.la pollution de l'eau :	**02**
I.1.1.4.sources de pollution de l'eau :	**03**
I.1.2-l'eau de la nature :	**03**
I.1.2-a) L'eau douce :	**04**
I.1.2-b) Eaux des lacs :	**04**
I.1.3-Eutrophisation des eaux douces :	**05**
I.1.3 .1- le processus d'eutrophisation :	**06**
I.1.3 .2-Causes de l'eutrophisation	**07**
I.1.3 .3- Conséquences de l'eutrophisation sur les lacs :	**07**
I.1.4- Le phytoplancton :	**08**
I.1.4- Le phytoplancton :	**09**
I.1.4.2- Classification du plancton suivant la taille :	**09**
I.1.4.3- Ecophysiologie du phytoplancton :	**10**
I.1.4.4- Cycle annuel du Phytoplancton :	**11**
I.1.4.5- Composantes du phytoplancton :	**11**
I.2. LES CYANOBACTERIES :	**12**
I.2.1- GENERALITEÉS :	**12**
I.2.2- Structure des cyanobactéries :	**13**
I.1.3 I.2.3- Caractéristiques uniques des cyanobactéries :	**13**
I.2.3.1- Pigments photosynthétiques :	**13**
I.2.3.2- Migrations verticale et horizontale :	**14**
I.2.3.3- Dormance :	**16**
I.2.3.4- Prédation :	**16**
I.2.3.5- Compétition :	**17**
I.2.3.6- Multiplication :	**17**
I.2.4- Les paramètre de croissances des cyanobactéries :	**17**
I.2.4.1-Paramètres abiotiques :	**18**
a). La Température :	**18**
b). La Lumière :	**18**
c). Le pH :	**19**
d). La turbidité :	**19**
e). L'Oxygène dissout :	**19**
f). La profondeur :	**19**
I.2.4.2- Paramètres biotiques :	**19**
a). Les teneurs en sels nutritifs (phosphore et azote) :	**20**
b). Chlorophylle-a :	**21**
c). Le Zooplancton :	**21**

I.2.5- Classification des cyanobactéries :	**22**
I.2.6- Diversité morphologique et écologique :	**26**
I.2.7- Les proliférations de cyanobactéries :	**27**
I.2.7.1- Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries :	**27**
I.2.8-Les cyanotoxines :	**30**
I.2.8.1- Les hépatotoxines :	**30**
I.2.8.2- Les neurotoxines :	**32**
I.2.8.3- Les molécules à effets irritants :	**33**
II. MATERIEL ET METHODE :	**34**
II.1- Présentation du site d'étude :	**34**
II.1.1- Caractéristiques écologiques du site d'étude	**35**
II.1.2- Caractéristiques physiques:	**36**
II.1.3- Hydraulique et gestion de l'eau du Lac Tonga :	**37**
II.2- Description des sites d'échantillonnages :	**38**
II.3- Présentation du matériel technique d'étude :	**39**
II.4- Récolte des échantillons d'eau et de Cyanobactéries :	**40**
II.5- Identification des Cyanobactéries :	**41**
II.5.1- Comptage des différents genres de Cyanobactéries et du phytoplancton	**43**
II.5.1.1-Comptage Par méthode classique (Lame et lamelle) :	**43**
II.5.1.2- Par microscopie inversée : (La méthode Utermöhl) :	**43**
II.6- Mesure des paramètres physicochimiques et biologiques de l'eau:	**49**
II.6.1- Mesure des paramètres physicochimiques in situ :	**49**
II.6.2- Mesure du paramètre biologique :	**51**
II.6.3- Mesure des paramètres de pollution :	**54**
II.6.3.1- Dosage des ions ammonium (NH_4^+). (Rodier 1978)	**55**
II.6.3.2- Dosage des Orthophosphates :	**56**
II.6.3.3- Dosage des Nitrites :	**58**
II.6.3.4- Dosage des Nitrates :	**59**
II.7- Etude statistique :	**61**
III. RESULTATS ET INTERPRETATION	**62**
III.1- Identification générique et comptage des Cyanobactéries et du Phytoplancton au niveau du lac Tonga :	**62**
III.1-1. Par la méthode classique (LAME ET LAMELLE) :	**62**
III.1-1.1. Identification et distribution générique des cyanobactéries	**62**
III.1.1.2- Etudes quantitatives des Cyanobactéries identifiées au niveau du Lac Tonga durant la période d'études :	**70**
a . Distribution spatiale de la densité :	**70**
b. Distribution temporelle de la densité des Cyanobactéries identifiée dans le Lac Tonga :	**71**
c . Distribution saisonnière des Cyanobactérie au niveau du Lac Tonga :	**72**
d. Détermination de la prédominance des différents genres de Cyanobactéries	**72**
d-1.Prédominance générique dans l'ensemble du lac :	**72**
d-2. Prédominance générique dans chaque station d'étude :	**73**
III.1-2. Par la méthode de la microscopie inversée (UTERMÖHL) :	**75**
III.1-2.1. Identification et distribution générique des cyanobactéries au lac Tonga:	**75**
III.1-2.2. Etudes quantitatives des Cyanobactéries identifiées au niveau du Lac Tonga durant la période d'études :	**78**

a)- Distribution spatiale de la densité :	**78**
b)- Distribution temporelle de la densité des Cyanobactéries identifiées dans le Lac Tonga :	**79**
c)- Distribution saisonnière des Cyanobactérie au niveau du Lac Tonga :	**80**
d)-Détermination de la prédominance des différents genres de Cyanobactéries :	**80**
III.1-2.3. Dénombrement du phytoplancton avec la microscopie inversée (UTERMÖHL) :	**81**
a)- Distribution spatiale de la densité :	**81**
b)- Distribution temporelle de la densité:	**83**
III.2- Etude comparative entre la densité du phytoplancton et des Cyanobactéries :	**84**
III.3- Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux du Lac Tonga :	**86**
III.3.1- Caractéristiques physico-chimiques des eaux du Lac Tonga :	**86**
a) Température :	**86**
b) Le pH :	**87**
c) Oxygène dissout :	**87**
d) Les nitrites (NO_2^-)	**88**
e) Les nitrates (NO_3^-) :	**89**
f) Les Orthophosphates (PO_4^{3-}) :	**90**
g) L'ammonium :	**90**
III.3.2- Caractéristiques biologiques des eaux du Lac Tonga(Chlorophylle-a) :	**91**
III.4- ETUDES STATISTIQUES :	**92**
III.4.1- Analyse de la corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les moyennes des densités des Cyanobactéries et celles du Phytoplancton :	**92**
III.4.2- Analyse en composante principale (ACP) entre les variables abiotiques et phytoplanctoniques dans les 4 stations d'étude :	**93**
V- DISCUSSION :	**96**
VI- CONCLUSION ET PERSPECTIVES :	**102**
REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUES	

Figure	Tire	Page
Figure 1	Cycle de l'eau dans la nature	1
Figure 2	Les différents niveaux trophiques des Lacs	6
Figure 3	Cycle et effets de l'eutrophisation	7
Figure 4	Composantes du phytoplancton	9
Figure 5	Schéma du cycle annuel du Phytoplancton	11
Figure 6	Structure d'une cyanobactérie	13
Figure 7	Exemples de localisation des cyanobactéries dans un lac profond	15
Figure 8	Carte : Situation géographique du Lac Tonga	35
Figure 9	Localisation des stations de prélèvement	38
Figure 10	Filet à plancton	40
Figure 11	Photographies présentant les différentes étapes du prélèvement de l'échantillon	41
Figure 12	Photographie et d'identification des Cyanobactéries avec le microscope optique	42
Figure 13	Détails d'une chambre de sédimentation	45
Figure 14	Du prélèvement à la détermination du phytoplancton	45
Figure 15	Photographies d'un multi-paramètre «WTW. Multi 340i/ SET»	49
Figure 16	Photographies présentant les différentes étapes de la mesure des paramètres physicochimiques(in situ).	50
Figure 17	Photographie d'un Spectrophotomètre (Thermo-spectronic /Genesys 8)	54
Figure 18	Photographie des cuves d'un spectrophotomètre	54
Figure 19	Photographie de la méthode d'analyse des paramètres de pollution	54
Figure 21	Photographie du genre Oscillatoria	64
Figure 23	Photographie du genre Phormidium	65
Figure 24	Photographie du genre Spirulina	65
Figure 25	Photographie du genre Microcystis	66
Figure 26	Photographie du genre Anabaena	66

Figure 27	**Photographie du genre Cynécocystis**	**67**
Figure 28	**Photographie du genre Gomphosphoria**	**67**
Figure 29	**Photographie du genre Nodularia**	**67**
Figure 30	**Photographie du genre Merismopedia**	**68**
Figure 31	**Photographie du genre Eucapsis**	**68**
Figure 32	**Photographie du genre Calothrix**	**69**
Figure 33	**Photographie du genre Pseudanabaena**	**69**
Figure 34	**Photographie du genre Aphanizomenon**	**69**
Figure 35	**Taux des densités des Cyanobactéries répartis selon les quatre stations de prélèvement du Lac Tonga**	**70**
Figure 36	**Variation des moyennes des densités mensuelles globales (Moyenne des 04 stations) des Cyanobactéries au niveau du Lac Tong**	**71**
Figure 37	**Variations saisonnières des moyennes de densités des Cyanobactéries dans le lac Tonga (Aout 2010 à Juillet 2011)**	**72**
Figure 38	**Taux des principaux genres de Cyanobactéries toxiques récoltés dans le Lac Tonga**	**72**
Figure 39	**prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 01).**	**73**
Figure 40	**prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 02)**	**73**
Figure 41	**prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 03)**	**74**
Figure 42	**prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 04)**	**74**
Figure 43	**Distribution générique des cyanobactéries au lac Tonga(UTERMOHL)**	**77**
Figure 44	**Photographie du genre Croccococus**	**77**
Figure 45	**Taux des densités des Cyanobactéries répartis selon les quatre stations de prélèvement du Lac Tonga**	**78**
Figure 46	**Variation des moyennes des densités mensuelles globales (Moyenne des 04 stations) des Cyanobactéries au niveau du Lac Tong**	**79**
Figure 47	**Variations saisonnières des moyennes de densités des Cyanobactéries dans le lac Tonga (Aout 2010 à Juillet 2011)**	**80**
Figure 48	**Taux des principaux genres de Cyanobactéries toxiques récoltés dans le Lac Tonga**	**80**
Figure 49	**Taux des densités du Phytoplancton répartis selon les quatre stations de prélèvement du Lac Tonga**	**81**
Figure 50	**Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L(station 01)**	**81**
Figure 51	**Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L (station 02)**	**82**

Figure 52	**Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L(station 03)**	**82**
Figure 53	**Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L(station 04).**	**83**
Figure 54	**Densité moyenne du phytoplancton au niveau du lac Tonga(Ind/L)**	**83**
Figure 55	**Densité Cyanobactérie/Phytoplancton dans le Lac Tonga (Aout 2010-Juillet2011)**	**84**
Figure 56	**Comparaison entre la densité des Cyanobactéries et celle du Phytoplancton au niveau du Lac Tonga**	**85**
Figure 57	**Variation spatiotemporelle de la température dans le Lac Tonga pendant la période d'étude**	**86**
Figure 58	**Variation spatiotemporelle du pH dans le Lac Tonga pendant la période d'étude**	**87**
Figure 59	**Variation spatiotemporelle de la teneure en oxygène dissout dans le Lac Tonga pendant la période d'étude**	**87**
Figure 60	**Variation spatiotemporelle de la concentration des nitrites au niveau du Lac Tonga**	**88**
Figure 61	**Variation spatiotemporelle de la concentration des nitrates au niveau du Lac Tonga**	**89**
Figure 62	**Variation spatiotemporelle de la concentration des Orthophosphates au niveau du Lac Tonga**	**90**
Figure 63	**Variation spatiotemporelle de la concentration des ions ammoniums au niveau du Lac Tonga**	**90**
Figure 64	**Variabilité mensuelle de la chlorophylle-a de l'eau du lac Tonga(Aout 2010-Juillet 2011)**	**91**
Figure 65	**Projection des variables prospectées du Lac Tonga sur les axes F1-F2 (Aout 2010- Juillet 2011)**	**93**
Figure 66	**Superposition des plans (Variables, stations et temps) du Lac Tonga sur les axes F1-F2 (Aout 2010- Juillet 2011)**	**94**

Tableau 1. Correspondance entre la classification botanique et la classification bactériologique des cyanobactéries…….22

Tableau 2. Les principaux ordres de cyanobactéries……. 25

Tableau 3. Dimensions du cadre de comptage pour les différents grossissements.……..… 46

Tableau 4. Exemple du relevé phytoplanctonique.……..…...47

Tableau 5. Distribution générique mensuelle des Cyanobactéries potentiellement toxiques au niveau du Lac Tonga durant la période d'Aout 2010 à Juillet 2011…….…….63

Tableau 6. Distribution générique mensuelle des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga durant la période d'Aout 2010 à Juillet 2011(UTERMÖHL)……..76

Tableau 7. Coefficient de corrélation entre les paramètres physico-chimique de l'eau et la densité des cyanobactéries toxiques d'un côté et celle du Phytoplancton de l'autre……...92

VI. Résumé :

Depuis quelques années, l'eutrophisation croissante des rivières et des retenues se traduit par des phénomènes de proliférations d'algues de plus en plus préoccupantes du fait de multiples problèmes liés à la toxicité potentielle de certaines espèces phytoplanctoniques. C'est le cas de certaines espèces de cyanobactéries responsables de la production de diverses toxines (hépatotoxines et neurotoxines). Des études menées sur des barrages et des lacs naturels, notamment le lac Oubeira et le barrage Cheffia (Est-Algérien), ont montré que ces milieux évoluent rapidement vers l'eutrophisation.

Notre travail a été effectué pour la première fois au niveau du lac Tonga. Cependant, des prélèvements mensuels ont été effectués au niveau de quatre stations depuis Aout 2010 jusqu'à Juillet 2011 afin d'évaluer la dynamique spatiotemporelle des différents genres de Cyanobactéries au niveau du site d'étude en fonction des paramètres physico- chimiques du milieu (température, pH, oxygène dissout, Nitrates, Nitrites, Orthophosphates et Ammonium) et biologique (Chlorophylle-*a*).

Les résultats des mesures des paramètres physicochimiques de l'eau montrent des variations temporelles.

Les deux facteurs conservatifs que sont l'oxygène dissout et la température déterminent des paramètres non conservatifs tel que pH du lac. L'oxygénation du lac est fortement influencée par la température et par le taux de renouvellement des eaux ; toutefois la biomasse micro algale et la masse chlorophyllienne qu'elle représente contribuent fortement à l'oxygénation du lac qui à certaines périodes montre des teneurs en oxygène dissout élevées correspondant à une sursaturation de l'eau en oxygène.

L'analyse de l'évolution de la densité des Cyanobactéries et du Phytoplancton hors Cyanobactéries a montré une nette variation en fonction du temps mais pas dans l'espace.

Les résultats de notre comptage font, toutefois, apparaître la prédominance des individus des classes phytoplanctoniques hors Cyanobactéries représentant environ 79% de la densité moyenne. Quant aux Cyanobactéries leur densité moyenne ne représente que 21%.

Les cyanobactéries, représentées par 12 genres, contribuent en moyenne à 21 % de la densité phytoplanctonique globale du lac. Cette classe s'est manifestée essentiellement par le développement massif des deux genres *Oscillatoria* et *Microcystis.*

Mots clés : Lac Tonga, Cyanobactéries, Phytoplancton, densité, paramètres de croissance, eutrophisation et dynamique spatio-temporelle.

VI. Summary:

In recent years, the increasing eutrophication of rivers and reservoirs results in the phenomena of algal blooms of increasing concern because of multiple problems related to the potential toxicity of some phytoplankton species. This is the case of certain species of Cyanobacteria responsible for the production of various toxins (hepatotoxins and neurotoxins). Studies of dams and natural lakes, including Lake and Dam Oubeira and Cheffia (East-Algerian), showed that these environments are rapidly evolving to eutrophication.

Monthly withdrawals were made at four stations of Lake Tonga (north eastern Algeria) since August 2010 until July 2011 to assess the spatiotemporal dynamics of different kinds of Cyanobacteria at the study site based on physicochemical parameters (temperature, pH, dissolved oxygen, nitrates, nitrites, phosphates and ammonium)and biological (Chlorophyll-*a*).

The results of measurements of physicochemical parameters of water show temporal variations. The two factors that are conservative: dissolved oxygen and temperature determinates the non-conservative parameters such as pH of the lake. The oxygenation of the lake is strongly influenced by temperature and by the rate of water renewal; However, micro algal biomass and chlorophyll mass it represents strongly contribute to the oxygenation of the lake shows that at certain times high dissolved oxygen levels corresponding to a super saturation of oxygen in the water.

The analysis of the evolution of the density of Cyanobacteria and Phytoplankton off Cyanobacteria showed a marked variation with time but not in space.

The results of our counts are, however, shows the predominance of individual classes of phytoplankton off Cyanobacteria representing about 79% of the average density. As for Cyanobacteria their average density is only 21%.

Cyanobacteria, represented by 12 genera, contribute on average 21% of the overall density of the lake phytoplankton. This class was manifested mainly by the massive development of the two genera *Oscillatoria* and *Microcystis*.

Keywords: Lake Tonga, Cyanobacteria, phytoplankton, density, growth parameters, eutrophication and spatiotemporal dynamics.

الملخص:

في السنوات الأخيرة، التخثث المتزايد في الانهار وخزانات المياه نتج عنه ظاهرة تكاثر الطحالب و سبب قلقا متزايدا بسبب مشاكل متعددة تتعلق بالسمية المحتملة لبعض أنواع العوالق النباتية. هذا هو الحال في أنواع معينة من البكتيريا الزرقاء. وأظهرت دراسات على السدود والبحيرات الطبيعية، بما في ذلك بحيرة اوبيرة و سد الشافية أن هذه البيئات تتطور تطورا سريعا إلى التخثث.

قمنا بسحب شهري على أربع محطات في بحيرة تونغا (شمال شرق الجزائر) منذ أغسطس 2010 حتى يوليو 2011 لتقييم الديناميكية المكانية للأنواع المختلفة من البكتيريا الزرقاء في موقع الدراسة وفقا لمعايير البيئة الفيزيائية والكيميائية (درجة الحرارة، ودرجة الحموضة، الأوكسجين المذاب والنترات والنتريت والفوسفات والأمونيوم) والبيولوجية (الكلوروفي- أ).

و قد أظهرت نتائج القياسات الفيزيائية و الكيميائية للمياه تغيرات عدة مع العامل الزمني .

اثنين من العوامل المحافظة التي هي الأوكسجين المذاب ودرجة الحرارة تحدد معالم عدم المحافظة مثل درجة الحموضة للبحيرة ويتأثر الأوكسجين في البحيرة بدرجة الحرارة ومعدل تجديد المياه؛ ومع ذلك، فالكتلة الحيوية للطحالب الدقيقة و الكلوروفيل يساهمان بقوة في رفع مستوى الأوكسجين في البحيرة.

وأظهر تحليل لتطور كثافة البكتيريا الزرقاء والعوالق النباتية تباين ملحوظ مع مرور الوقت ولكن ليس في الفضاء

نتائج العد لدينا ، تظهر هيمنة الطبقات العوالق النباتية التي تمثل حوالي 79٪ من متوسط الكثافة العامة. أما بالنسبة لمتوسط كثافة من البكتيريا الزرقاء فهو 21٪ فقط.

البكتيريا الزرقاء، ويمثلها 12 جنسا، تساهم في 21٪ من متوسط الكثافة الإجمالية من العوالق النباتية للبحيرة. هذه الطبقة بشكل رئيسي من خلال تطور واسع النطاق لأجناس Microcystis و Oscillatoriaوقد تجلت .

كلمات البحث: بحيرة تونغا، البكتيريا الزرقاء، العوالق النباتية، والكثافة، مقاييس النمو، التخثث والديناميكيات المكانية.

INTRODUCTION

INTRODUCTION :

De toutes les ressources renouvelables de la terre, l'eau douce est celle dont le manque est le plus implacable pour l'humanité. Impossible à remplacer, elle est essentielle à la production des aliments, au développement économique et à la vie elle-même. Sur une planète dont plus des deux tiers sont recouverts d'eau, l'illusion de l'abondance a caché la réalité que l'eau douce et pure sera un bien de plus en plus rare. En effet, seulement 2.5 % de la quantité d'eau disponible sur le globe est douce dont 69 % est bloquée dans les calottes polaires et les glaciers des montagnes ou stockée dans des aquifères trop profonds. Ce stock se renouvelle lentement au rythme des précipitations sur les terre émergées et son approvisionnement devient ainsi de plus en plus difficile, tant en raison de l'accroissement de la population et de son niveau de vie que du développement accéléré des techniques industrielles modernes, (Gadelle, 1995).

En Algérie, plusieurs retenues de barrages et de lacs naturels évoluent rapidement vers l'eutrophisation suite à une productivité accrue stimulée continuellement par les apports de fertilisants et un changement de climat de plus en plus sec. Parmi les principaux symptômes indésirables de cette eutrophisation, on trouve la prolifération massive de plus en plus préoccupante de cyanobactéries potentiellement toxiques (Bouaïcha, 2002).

Les cyanobactéries sont des procaryotes placés dans le règne des Eubactéries (Woese, 1994). Elles se répartissent en 150 genres regroupant quelques 2000 espèces (Duy et *al*., 2000).

Le diamètre de ces procaryotes varie d'environ 1 à 10 µm (Duy et *al.*, 2000), elles peuvent être unicellulaires, filamenteuses formant des trichomes ou en colonies (Prescott et *al.*, 1995; Chorus & Bartram, 1999).

La composition pigmentaire des cyanobactéries et la présence des vésicules à gaz leur permettent une bonne adaptabilité et une prédominance (Thébault & Lesne, 1995).

L'activité humaine par l'introduction des éléments nutritifs comme le phosphore (sous forme d'Orthophosphates) ou l'azote (sous forme d'ammonium, de nitrate ou de nitrite) dans le milieu marin ou lacustre, provoquent souvent un changement au niveau de la diversification des algues. On constate en effet l'évolution d'une communauté de micro algues ou cyanobactéries riche en espèces (Henderson-Sellers & Markland, 1990).

Les fleurs d'eau de Cyanobactéries sont de plus en plus fréquentes dans les lacs, dans les divers retenues d'eau, après accumulation d'éléments nutritifs tels que les nitrates ou les phosphates provenant des activités urbaines et agricoles (Harley, 1985).Ces prolifération apparaissent lorsque le temps est chaud et ensoleillé, dans les eaux eutrophes (Carr et *al*., 1997).

L'intoxication de l'homme et des animaux par des cyanobactéries toxiques se fait soit, directement par l'ingestion des micros algues, soit de manière indirecte par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire contaminée (Skulberg et *al.*, 1993).

Nous justifions nos objectifs portés sur l'étude des blooms des cyanobactéries par:

• La production non négligeable de toxines ; ce qui génère un nouveau sujet de préoccupation sanitaire, aussi bien pour les animaux d'élevages ou sauvages que pour l'homme ;

• Le fait qu'ils sont à l'origine du déséquilibre écologique dulcicole, et contribuent à l'eutrophisation accélérée des lacs ;

• Enfin, mieux connaître ces micro-organismes qui constituent une source d'azote et de phosphore très importante.

Nous nous sommes fixés pour objectifs dans cette étude :

- Identifier les différents genres de Cyanobactéries colonisant le lac Tonga durant la période d'étude;
- Etudier la dynamique spatiotemporelle des genres de Cyanobactéries dans quatre stations d'étude au niveau du lac Tonga;
- L'évolution des cyanobactéries toxiques en fonction de quelques paramètres physico-chimiques (température, pH, oxygène dissout, Orthophosphates, ammonium, nitrite et nitrate) et biologiques de l'eau du lac Tonga (chlorophylle-a) ;
- La détermination de la corrélation entre la densité des cyanobactéries et les paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE :

I.1. : L'EAU

I.1.1.- Définition de l'eau :

I.1.1.1. La molécule de l'eau :

L'eau ou oxyde dihydrogène est définie comme étant un liquide incolore. Dans sa phase gazeuse l'eau se compose des molécules libres H2O dont l'angle H-O–H est de 105Â° (Martin et Hine, 2008).

La structure d'eau liquide est encore controversée, le collage d'hydrogène de type .H-O-H impose un degré élevé de structure (Daintith, 2008) La molécule d'eau est constituée d'un édifice électronique stable, qualitativement semblable au néon

Le mot "eau" vient du latin aqua, c'est un composé chimique ubiquitaire sur la terre, essentiel pour tous les organismes vivants connus. Il se trouve en général dans son état liquide. L'eau est quelque fois désignée sous le nom de : solvant universel (Quemerai ; 2005).

Près de 70 % de la surface de la terre est recouverte d'eau (97 % d'eau salée et 3 % d'eau douce), essentiellement sous forme d'océans (Quemerai; 2005).

Une étendue d'eau peut être un océan, une mer, un lac, un étang, un fleuve, une rivière, un ruisseau, un canal....etc, et la circulation de l'eau au sein des différents compartiments terrestres est décrite par son cycle biogéochimique **(figure 1).**

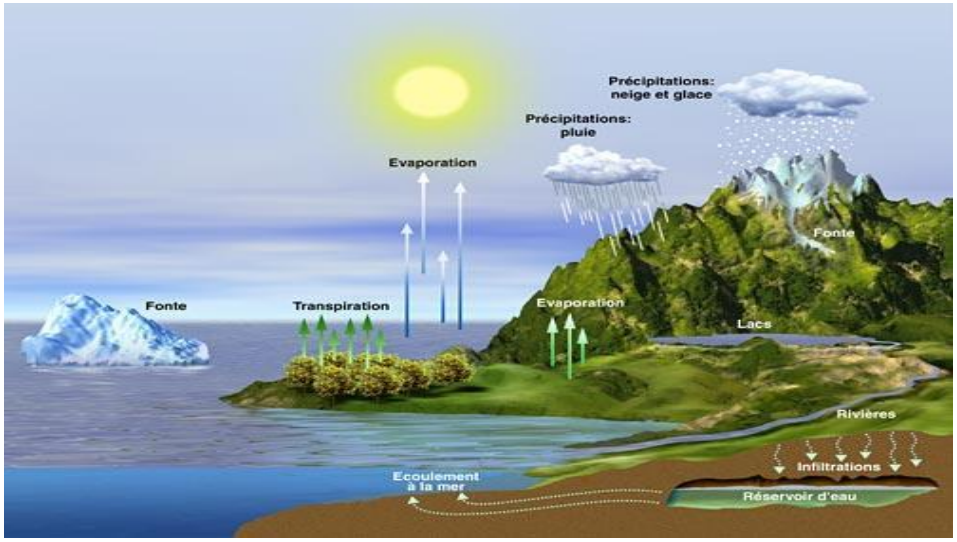


Fig 1 : Cycle de l'eau dans la nature (Aubourg et *al.*, 2000)

I.1.1.2. Importance de l'eau :

L'eau est essentielle à la vie: il s'agit d'une ressource vitale pour l'humanité et le reste du monde vivant. Tout le monde en a besoin, et pas uniquement pour boire. Nos rivières, lacs, eaux côtières et marines, ainsi que nos eaux souterraines, sont de précieuses ressources que nous devons protéger (CE, 2011).

L'eau est au cœur des écosystèmes naturels et de la régulation climatique. Le cycle hydrologique est le nom donné au mouvement continu de l'eau en dessous, au-dessus et à la surface de la Terre, qui, sans début ni fin, traverse les états liquide, gazeux et solide. Bien que la quantité d'eau sur Terre reste tout à fait constante au fil du temps, la structure de l'offre et de la demande est particulièrement vulnérable aux changements climatiques. Pour le siècle à venir, les scientifiques mettent en garde contre une réduction de l'accès à l'eau potable, due à la fonte des glaciers et à l'augmentation de la fréquence des épisodes de sécheresse dans des régions comme la Méditerranée. Ce phénomène entraînera une réduction de l'approvisionnement en eau pour l'irrigation et la production alimentaire (CE, 2011).

La pollution et la rareté de l'eau menacent la santé et la qualité de vie de l'homme. Or, des préoccupations écologiques plus larges entrent également en ligne de compte. Le libre écoulement des eaux, inaltéré par la pollution, est important pour soutenir les écosystèmes dépendant de l'eau. Une pénurie d'eau de qualité nuit aux environnements aquatiques, terrestres et à ceux des zones humides en exerçant une pression supplémentaire sur la faune et la flore, qui subissent déjà les conséquences de l'urbanisation et du changement climatique (CE, 2011).

I.1.1.3. La pollution de l'eau :

L'eau est la deuxième en importance après l'air pour la vie humaine sur Terre. Notre eau est composée d'eau de surface telle que les rivières, les lacs, les mers et d'eau souterraine (Jeng, 2007). La pollution de l'eau décrit généralement l'introduction ou la présence des substances nocives ou inacceptables dans l'ampleur suffisante pour modifier les indices de qualité de l'eau naturelle (Nsikak, 2008).

La pollution de l'eau douce (par exemple par le biais de l'eutrophisation, l'acidification, et la pollution des eaux souterraines) est celle qui diminue sa pureté (Park, 2007).

I.1.1.4. Sources de pollution de l'eau :

En général, les eaux souterraines sont moins vulnérables à la pollution que les eaux de surface (Fawell et. Nieuwenhuijsen, 2003)

Il existe des sources naturelles de contamination des eaux, tels que les ressorts des poisons, les suintements de pétrole, l'érosion et la sédimentation; mais la plupart des discussions sur la pollution de l'eau se rapportent aux changements d'origine humain qui affectent la qualité de l'eau ou son utilisation. (Cunningham, 2003)

La pollution de production peut être considérée sous la rubrique des quatre grands secteurs d'activités humaines: l'industrie, l'énergie, le transport et l'agriculture. Avec l'augmentation marquée de la population et l'industrialisation, un nouvel ensemble des polluants est apparus. (Goldstein, 2002)

I.1.2- L'eau dans la nature :

Oxyde dihydrogène (H2O), une substance qui existe abondamment en phase solide, liquide et gazeuse sur la surface terrestre et dans l'atmosphère. (Storm, 2008).

La majorité de cette eau est salée, elle se trouve dans les océans et les mers (97,2 %). L'eau douce est répartie entre les glaciers, les nappes souterraines, les lacs, les cours d'eau et l'atmosphère, sous forme de vapeur. Bien que seulement 2% d'eau douce est disponible pour la boisson et l'irrigation, et presque la moitié des humains manquent d'accès à un approvisionnement suffisant d'eau potable (In Dictionary of Public Heath, 2007)

Le volume approximatif de l'eau de la Terre (toutes les réserves d'eau du monde) est de 1 360 000 000 km^3. Dans ce volume :

- 1 320 000 000 km^3 (97,2 %) se trouvent dans les océans,
- 25 000 000 km^3 (1,8 %) se trouvent dans les glaciers et les calottes glaciaires,
- 13 000 000 km^3 (0,9 %) sont des eaux souterraines,
- 250 000 km^3 (0,02 %) sous forme d'eau douce dans les lacs, les mers intérieures et les fleuves,
- 13 000 km^3 (0,001 %) sous forme de vapeur d'eau atmosphérique à un moment donné.

L'eau liquide est trouvée dans toutes sortes d'étendues d'eau, telles que les océans, les mers, les lacs, et de cours d'eau tel que les fleuves, les rivières, les torrents, les canaux ou les étangs. La majorité de l'eau sur Terre est de l'eau de mer. L'eau est également présente dans l'atmosphère en phase liquide et vapeur. Elle existe aussi dans les eaux souterraines (aquifères) (Banque Mondiale, 2002 & UN-Water).

I.1.2-a) L’eau douce :

Environ 99,9 % des eaux douces de la planète se trouvent dans les glaciers, dans les champs de glace, ou encore sous la terre. Cependant, le mince pourcentage d'eau douce que nous connaissons provient de l'eau de surface (lacs, rivières et terres humides), de l'eau atmosphérique ou de l'eau souterraine. Selon certaines estimations, l'eau souterraine, répartie sur toute la surface du globe, forme une épaisseur de 120 m. Les scientifiques estiment la quantité d'eau douce mondiale à plus d'un milliard de kilomètres cubes (Klymchuk, 2008).

L'eau douce est vitale : elle nourrit les plantes et les animaux de presque tous les écosystèmes, même ceux du désert. Les écosystèmes aquatiques constituent les écosystèmes les plus grands et les plus stables des systèmes écologiques naturels et /ou artificiels, illustrant de mieux l'importance de l'eau douce : les lacs, les étangs, les cours d’eau, les ruisseaux et les terres humides en aidant à la survie d'une grande diversité d’espèces (microorganismes, zooplancton et phytoplancton), et jouent un rôle écologique essentiel (ONU, 2000).

Dans les eaux douces, les conditions écologiques sont d'autant plus précaires que l'étendue d'eau est de petite dimension, car aucun effet tampon n'est possible. Ainsi quand il fait chaud, l'eau s'évapore jusqu'à l'assèchement ; quand il pleut c'est le phénomène inverse (Zaafour, 2008).

L'eau douce est une ressource naturelle dont la partie utilisable par l'homme est limitée. Cela signifie qu'il faut la gérer comme un capital : un stock dont on doit préserver la quantité et les qualités, c'est pour ça l'homme a pensé à la conserver (ONU, 2000).

I.1.2-b) Eaux des lacs :

Les lacs se forment lorsque les eaux qui coulent le long des pentes, cours d’eau ou eaux de ruissellement, rencontrent un obstacle, une contre-pente, qui les empêche de poursuivre leur course. Les eaux envahissent alors la dépression ainsi créée formant des étendues d’eaux parfois immenses, à tel point que certains grands lacs sont appelés des mers comme la mer Caspienne avec ses 371 000 kilomètres carrés de superficie (ONU, 2000).

Ces dépressions sont dues le plus souvent aux creusements des sols réalisés par d’anciens glaciers. D’autres résultent de barrages naturels souvent dus à des dépôts glaciaires, laissés il y a 10 000 ans, mais aussi parfois à des éboulements, à des coulées de laves de volcans ou même à des volcans. D’autres encore sont dus à des déformations tectoniques de l’écorce terrestre. Il existe enfin des lacs de cratères (ONU, 2000).

Des lacs, il en existe partout dans le monde, et à toutes les altitudes, même s'ils sont particulièrement nombreux dans les régions subpolaires et de montagne. Tous ne sont pas alimentés par un cours d'eau. Certains ne reçoivent que des eaux de ruissellement, tandis que d'autres sont essentiellement alimentés par des eaux souterraines. Mais tous sont capables de stocker l'eau quant il y en a, en période de forte pluviosité ou de fonte des glaciers, et de la rendre aux cours d'eau, quant elle manque, au moment de la saison la plus sèche (CNRS, 2008).

Comme les mers et les océans, les lacs alimentés par des cours d'eau reçoivent en permanence quantité d'alluvions et de sels dissous. Par nature, si rien n'est fait, de tels lacs sont condamnés à être progressivement comblés par ces alluvions qui s'accumulent progressivement sur leurs fonds. Les sels dissous peuvent également s'accumuler dans certains lacs. Cela se produit lorsque l'évaporation est intense par rapport aux entrées d'eau : au cours de l'évaporation en effet, seules les molécules d'eau s'échappent dans l'atmosphère, laissant les composés dissous dans les eaux du lac où leur concentration augmente, ce qui stimule la croissance des algues et des plantes aquatiques menant à l'eutrophisation (CNRS, 2008).

I.1.3 - Eutrophisation des eaux douces:

Le terme eutrophisation provient des mots grec « eu » et « trophe » qui signifient respectivement « bien » et « nourriture ». L'eutrophisation devient un problème très important dans le monde (Orive et *al.,* 2002), et plus brièvement l'eutrophisation est "le processus d'enrichissement d'une masse d'eau en sels minéraux et en matière organique" (Bombace, 1995). C'est un processus naturel très lent, par lequel les plants d'eau reçoivent une grande quantité d'éléments nutritifs (notamment du phosphore et de l'azote),ce qui stimule la croissance des algues et des plantes aquatiques, se déroule normalement sur une période allant de plusieurs milliers à quelques dizaines de milliers d'années. Cependant ,les activités humaines l'ont accéléré dans de nombreux lacs en augmentant la quantité d'éléments nutritifs qui leur proviennent, provoquant des changements dans l'équilibre de ces écosystèmes aquatiques (Walter K, Dodd et *al.*, 2000).

L'eutrophisation est un processus de transformation, de vieillissement des lacs qui se définit par la prolifération de plantes aquatiques et des algues. Un lac va être comblé petit à petit par les apports de sédiments provenant des tributaires et par le dépôt de matières organiques de façon naturelle. Ce phénomène naturel se produit toutefois sur des milliers, voire des centaines de milliers d'années. Cependant, il est fortement accéléré par les matières nutritives et les sédiments apportés par diverses activités humaines. (ARLW, 2010).

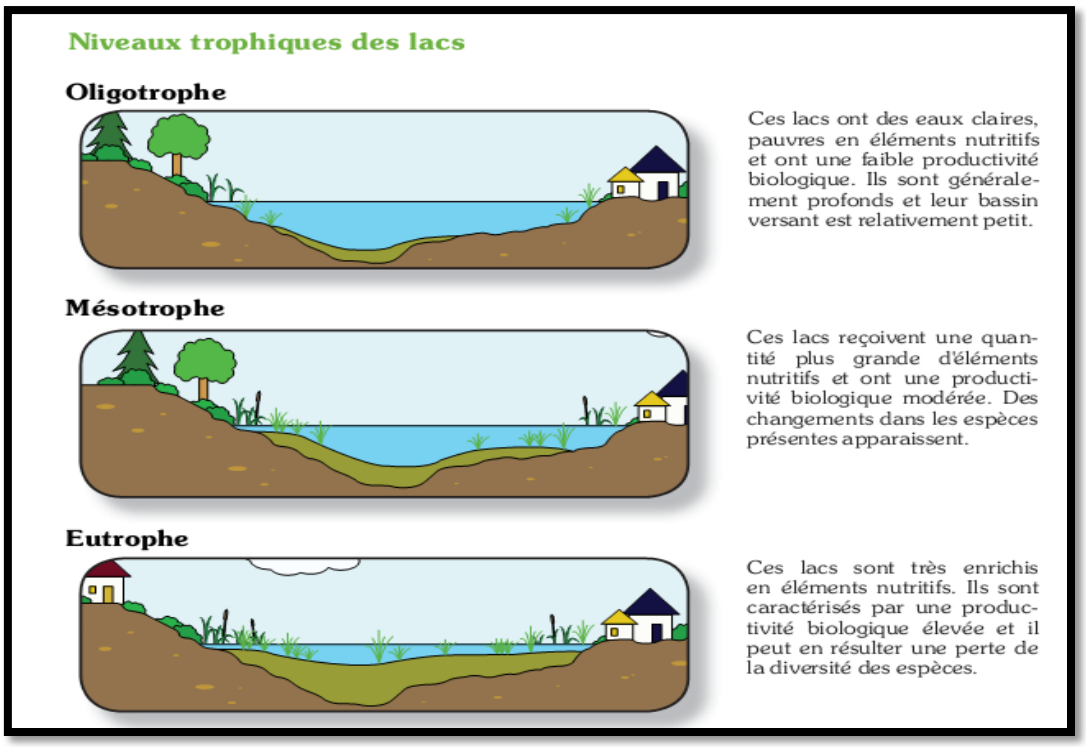


Fig 2 :Les différents niveaux trophiques des Lacs (CRE Laurentides, 2009).

I.1.3.1- Le processus d'eutrophisation :

Voici en résumé les grandes étapes de ce phénomène complexe :

1. Le lac reçoit des apports en d'éléments nutritifs (particulièrement en phosphore) provenant de sources diverses (naturelles et anthropiques sur une longue ou courte période de temps).

2. L'accumulation d'éléments nutritifs dans l'eau provoque, à plus ou moins long terme, une prolifération de plantes aquatiques et d'algues dans la couche supérieure du lac et dans le littoral, ce qui réduit considérablement la transparence de l'eau (l'eau devient plus turbide).

3. L'augmentation de la turbidité limite le passage de la lumière à travers la colonne d'eau. La photosynthèse ne peut alors s'effectuer que près de la surface du lac.

4. Le surplus de matière végétale produit dans l'épilimnion se dépose au fond du lac, suite à sa sénescence (mortalité).

5. Les décomposeurs utilisent l'oxygène dissous afin de décomposer la matière végétale, ce qui provoque une diminution des concentrations d'oxygène dissous en profondeur.

6. La raréfaction de l'oxygène dissous de la couche inférieure du lac occasionne un changement dans la biodiversité des espèces présentes au lac (CRE Laurentides 2009, Groupe de recherche en limnologie et en environnement aquatique).

I.1.3.2- Causes de l'eutrophisation :

Tout facteur qui participe à l'augmentation de la qualité d'élément nutritifs dans les lacs peut influencer la vitesse d'eutrophisation des lacs.ces facteurs peuvent être naturels (ruissèlement dans le bassin versant, barrage de castor, etc. . .)Ou anthropiques, comme par exemple :

- Epandage d'engrais à des fins agricoles ou horticoles (chimique ou naturels).
- Absence de bande riveraine qui favorise l'érosion des berges et limite la capacité de rétention des éléments nutritifs provenant du bassin versant (source naturelles et artificielles) et transportés par ruissellement.
- Utilisation de produits domestiques contenant des phosphates.
- Rejets d'eaux usées industriels, urbains et domestiques (Hade, 2002).

I.1.3.3- Conséquences de l'eutrophisation sur les lacs :

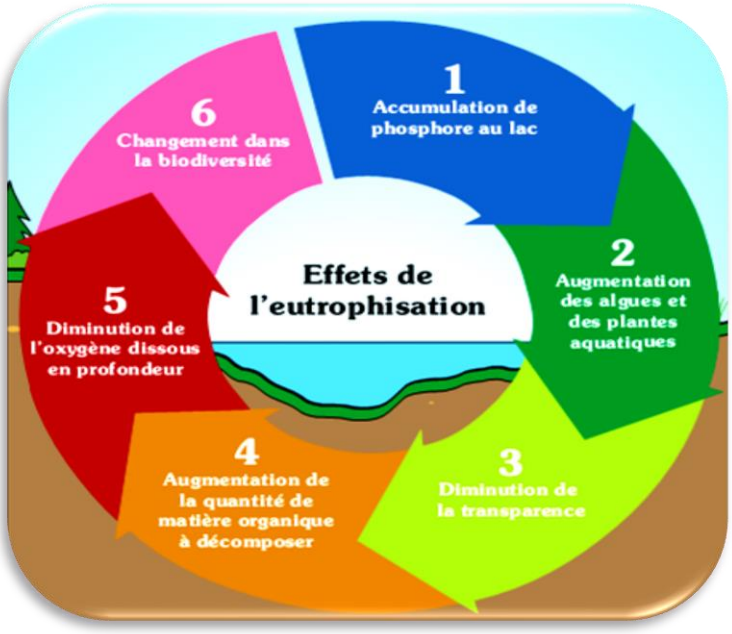


Fig.3 : Cycle et effets de l'eutrophisation.

L'eutrophisation naturelle à très long terme ainsi que celle, accélérée par l'apport artificiels en nutriments au lac, peuvent causer plusieurs effets indésirables sur l'écosystème aquatique .en voici quelques exemples :

- Plus grande abondance de plantes aquatiques et d'algues ;
- Dégradation de la qualité de l'eau et accumulation de sédiments ;

- Changement dans la biodiversité animales et végétale, favorisant les espèces le mieux adaptées aux nouvelles conditions ou l'implantation de nouvelle espèces au détriment de certaines qui étaient déjà établies.
- Apparition de fleurs d'eau importantes de cyanobactéries (Hade, 2002).

Ce qui nous mènent à parler encor plus du phytoplancton et sont cycle de vie et ces enjeux .

I.1.4- Le phytoplancton :

Le phytoplancton (du grec phyto : plante) et plancton: qui flotte. Plus précisément il s'agit de l'ensemble des espèces de plancton autotrophe vis-à-vis du carbone (y compris les bactéries telles les cyanobactéries).

Le phytoplancton est composé d'organismes végétaux (unicellulaires, filamenteux ou coloniaux) microscopiques en suspension dans la colonne d'eau , caractérisés par la présence de pigments chlorophylliens dont majoritairement la chlorophylle a. ces micro organisme sont qualifiés de thallophytes ,c'est-à-dire dépourvus de tige, racine et de vaisseaux conducteurs .ils sont localisées dans les couches superficielles éclairées des étendues d'eau, soit généralement de la surface à 100 m de profondeur (pour les mers).en effet leurs métabolisme est dominé par le mode de vie autotrophe basé sur photosynthèse (besoin de lumière) qui est la source principale voire unique de leur énergie et permettent la constitution de molécules pour les cellules (Douta & Feuillade, 1995).

Toutefois, certains groupes du phytoplancton comme les dinoflagellés ***(protoperidum sp.Gymnodinium sp***…) sont hétérotrophes et utilisent des substances organiques à la base de leur métabolisme (Reviers, 2003).

La flore algale est estimée entre 474 et 504 genres regroupant 3444-4375 espèces selon les auteurs. Mais ces chiffres augmentent au gré des découvertes (Laurion et *al*., 2007).

Les espèces de phytoplancton se répartissent à l'échelle mondiale (espèces cosmopolites) Ou se distribuent selon des grandes divisions climatiques classiques .on distingue ainsi des espèces d'eaux froides, d'eaux tempérées et d'eaux chaudes intertropicales (Lauriers et *al*., 2007).

Le phytoplancton ne présente que 1% de biomasse d'organismes photosynthétiques sur la planète mais assure environ 45% de la production primaire (fixation du carbone minéral (co_2) en carbone organique).Il est à la base de la nourriture de plupart des poissons, qui fixent eux-mêmes une quantité considérable de carbonate de calcium (Harris, 1986).

Le phytoplancton regroupe deux catégories bien marquées d'organismes en se fondant sur un caractère cytologique , à savoir la présence ou l'absence de membrane nucléaire .les individus qui en sont munis sont classés sous le nom d'eucaryotes ou algues vraies, ceux qui en sont dépourvus sous le nom de procaryotes ou cyanobactéries (Coutes & Chauveau, 1994).

I.1.4.1- Classification taxonomique du phytoplancton :

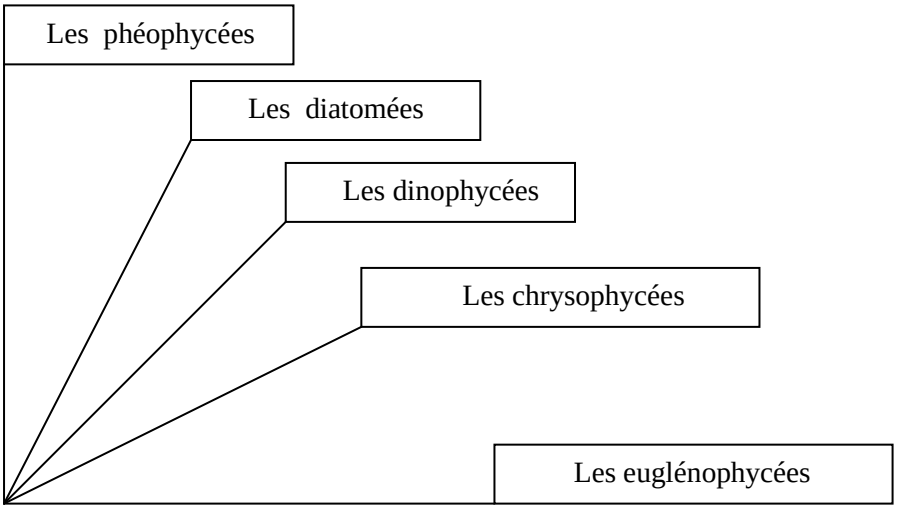


Fig.4 : Composantes du phytoplancton (Stephan jacquet, 2003).

I.1.4.2- Classification du plancton suivant la taille :

L'usage classique des filets à plancton a conduit à la division du plancton en différentes fractions, suivant la taille des organismes :

Macroplancton : >200 µm

Microplancton : 20-200 µm

Nanoplancton : 2-20 µm

Picoplancton : 0,5-2 µm

I.1.4.3- Ecophysiologie du phytoplancton :

En supposant la lumière, la température et l'hydrodynamisme favorables à la croissance du phytoplancton, la biodisponibilité des nutriments présents dans l'eau (contrôle ascendant) et l'intensité de la prédation (contrôle descendant) commandent

le développement des espèces phytoplanctoniques.

La demande exercée par les organismes est fonction de la composition de leurs tissus vivants. L'une des sources de carbone est sous forme de gaz carbonique d'origine atmosphérique qui se dissout facilement dans les écosystèmes aquatiques par diffusion (Hutchinson, 1957). Il est généralement admis que le carbone est excédentaire environ d'un coefficient 30, et donc rarement limitant (Schindler et al., 1971; Schindler, 1974 ; Moss, 1980 ; Welch, 1980).

Toutefois, dans les milieux très eutrophes, l'augmentation du pH entraîne une diminution de la solubilité des bicarbonates dans l'eau pouvant créer une limitation de croissance du phytoplancton (Sevrine-reyssac et al., 1996). Par contre, l'azote peut être le facteur limitant du développement du phytoplancton (Dufour & Berland, 1999).

Les sources sont généralement minérales : nitrate, ammonium ou même le nitrite. Les deux premières sont susceptibles de provoquer les mêmes vitesses de croissance, tandis que les nitrites ont rapidement un effet toxique à faibles concentrations (Pourriot & Meybeck, 1995). En terme moléculaire, d'après les calculs de Redfield (1934), la composition intracellulaire des algues en culture se traduit par des concentrations en azote (N) environ 16 fois plus élevées qu'en phosphore (P).

Les résultats d'expériences faites par Chiandani & Vighi (1974) confirment ces travaux et montrent que les demandes algales en N et P peuvent varier entre des rapports compris entre 17 : 1 et 13 : 1. Cependant, les modifications de la production au cours d'expérience de fertilisation par divers éléments sous des formulations diverses, ont montré qu'un apport en azote exerçait peu ou pas d'effet alors que même une petite quantité de phosphore pouvait stimuler la production d'une façon considérable (Paloheimo & Zimmerman, 1983). Les apports en carbone et en oligo-éléments ont également un effet limité (Goldman, 1960; Schindler et al., 1971; Schindler & Fee, 1974; Robarts & Southall, 1977).

Le phosphore peut être fortement adsorbé par des espèces phytoplanctoniques dont certaines sont prédisposées à la sédimentation et donc à terme être éliminées de la colonne d'eau (Welch, 1980; Sonzogni et al., 1982).

I.1.4.4- Cycle annuel du Phytoplancton :

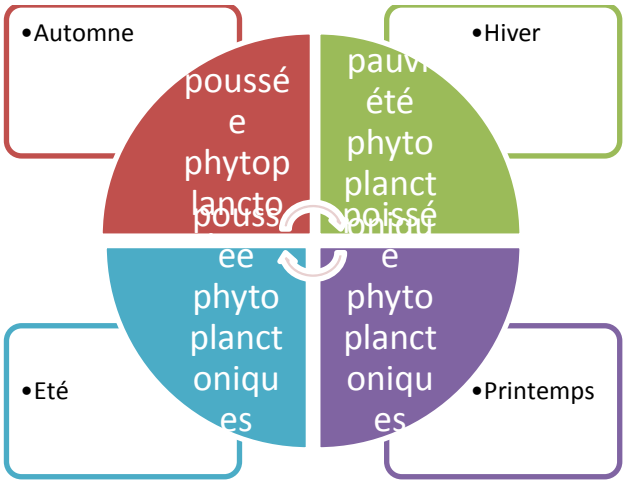


Fig 5 : Schéma du cycle annuel du Phytoplancton.

I.1.4.5- Composantes du phytoplancton :

Le phytoplancton regroupe deux catégories bien marquées d'organismes en se fondant sur un caractère cytologique, à savoir la présence ou l'absence de membrane nucléaire. Les individus qui en sont munis sont classés sous le nom d'eucaryotes ou algues vraies, ceux qui en sont dépourvus sous le nom de procaryotes ou Cyanobactéries. Actuellement la systématique est en pleine évolution, les moyens d'investigation progressant avec le microscope électronique à balayage, les microsondes ou les méthodes d'analyse chimiques et génétiques. A l'heure actuelle, sept embranchements sont recensés dans les milieux dulçaquicoles à partir de critères (1) cytologiques, (2) biochimiques dont les types de molécules de chlorophylle, de la présence ou l'absence de phycobiline ou pigments surnuméraires (phycoérythrine, phycocyanine), et de la nature chimique des réserves photosynthétiques au cours du métabolisme et leur localisation dans la cellule et (3) de reproduction (Coute & Chauveau, 1994).

Les Cyanophytes se distinguent des autres embranchements car ils regroupent les micro-organismes procaryotes (sans membrane nucléaire définie). Cet embranchement est composé de la classe des Cyanophycées (De Reviers, 2003).

La prolifération massive des Cyanobactéries peu entrainer des effets indésirables sur les différents plants :

• 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,…) ;

• intoxication d'animaux domestiques ou sauvages par abreuvement à proximité d'écumes toxiques (Briand et al., 2003).

I.2. LES CYANOBACTERIES

I.2.1- GENERALITEÉS :

Parmi le peuplement phytoplanctonique qui est présent dans les eaux douces, on cite les cyanobactéries, sont des organismes procaryotes (Carmichael, 1994 ; Chorus &Bartram, 1999 ; Pitois et *al.*, 2000).

Les cyanophytes se distinguent des autres embranchements car ils regroupent les micro-organismes procaryotes (sans membrane nucléaire définie). Cet embranchement est composé de la classe des Cyanophycées. Ces micro-organismes sont dépourvus de flagelles et leur appareil végétatif peut être unicellulaire, colonial ou filamenteux. Les cellules renferment de la chlorophylle a et des phycobiliprotéines.

Les réserves sont constituées par le glycogène, la cyanophycine et des gouttelettes lipidiques. Il existe aussi des granules de polyphosphates. La multiplication s'effectue principalement par division cellulaire et par fragmentation chez les filamenteux (Reviers, 2003).

Apparues il y a environ 3,8 milliards d'années, elles ont contribué à l'expansion des formes actuelles de vie sur terre par leur production d'oxygène par photosynthèse (elles sont responsables de la Grande Oxydation et par leur contribution au premier puits biologiques de carbone et à une désacidification des océans, lorsqu'elles se sont organisées en colonies fixées (stromatolithes), capables de produire du calcaire. La photosynthèse est leur principal mode pour obtenir de l'énergie. Toutefois, certaines espèces peuvent survivre dans des conditions de noirceur totale durant de longues périodes (plusieurs mois ou années; Oliver & Ganf 2000). Grâce à leurs pigments, les cyanobactéries utilisent efficacement la lumière verte, jaune et orange, portion du spectre qui est généralement moins bien exploitée par les autres algues planctoniques (Mur *et al.*, 1999). Elles peuvent ainsi survivre lorsque seule la lumière verte est disponible. C'est la forte concentration en phycocyanine, sous certaines conditions, qui rend les cyanobactéries d'une couleur bleuâtre (Whitton & Potts, 2000).

Elles se regroupent en quelque 2 000 espèces réparties en 150 genres *(*Duy et *al*., 2000*)*.

I.2.2- Structure des cyanobactéries :

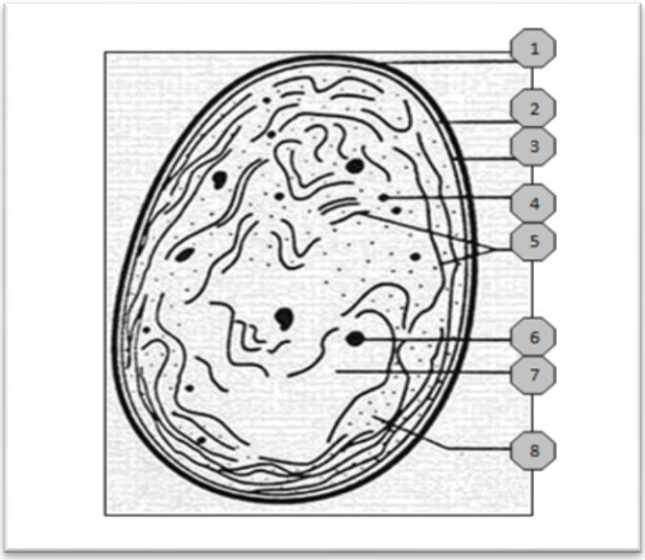


Fig 6 : Structure d'une cyanobactérie (www.futura-science.com)

1- Enveloppe, 2- Paroi cellulaire, 3- Membrane plasmique, 4- gouttelettes lipidiques, 5- Membrane internes contenant les pigments chlorophylliens, 6- Corps protéique, 7- Corps nucléaire ou nucléoïde (matériel génétique), 8- Hyaloplasme avec ribosomes.

I.2.3- Caractéristiques uniques des cyanobactéries :

I.2.3.1- Pigments photosynthétiques :

Les cyanobactéries utilisent un ensemble de stratégies qui leur a permis de coloniser tous les écosystèmes d'eau douce. D'abord, elles présentent une pigmentation diversifiée qui assure une efficacité photosynthétique élevée et une capacité à soutenir la production photosynthétique nette à une faible intensité lumineuse. Ce sont les phycobiliprotéines qui confèrent cet avantage aux cyanobactéries, comparativement à la plupart des algues, en leur permettant d'exploiter le rayonnement solaire disponible (PAR, *photosynthetically available radiation* ou lumière visible, 400-700 nm) sur une plus grande étendue de longueurs d'ondes.

Une caractéristique importante des cyanobactéries est leur capacité à modifier la composition des pigments-protéines dans leurs complexes photosynthétiques (*light-harvesting complexes*), ce qui leur donne une couleur différente selon les longueurs d'ondes auxquelles elles croissent (Grossman *et al.,* 2001). La forme des cellules et la

taille des colonies peuvent également influencer l'absorption de la lumière par les différentes espèces de cyanobactéries (Vincent, 1989).

Les cyanobactéries ont également développé différentes stratégies de protection contre les rayons ultraviolets (UV) et le rayonnement excessif. Par exemple, elles synthétisent des composés qui agissent comme un écran solaire (mycosporine-like amino acids) et d'autres pigments qui sont photo protecteurs (caroténoïdes) car ils éliminent les molécules oxydantes résultant du rayonnement excessif. Elles possèdent également des mécanismes efficaces de réparation des composantes cellulaires endommagées par les fortes radiations solaires (par ex., l'ADN) (Vincent et Quesada, 1993). Bien que les cyanobactéries n'atteignent pas les taux de croissance maximums observés chez les algues vertes, leur taux de croissance est plus élevé en conditions de faible intensité lumineuse que celui des algues. Cette dernière caractéristique pourrait expliquer pourquoi les cyanobactéries développent souvent des fleurs d'eau dans les milieux eutrophes, où la lumière est souvent réduite (Bartram *et al.*, 1999a).

I.2.3.2- Migrations verticale et horizontale :

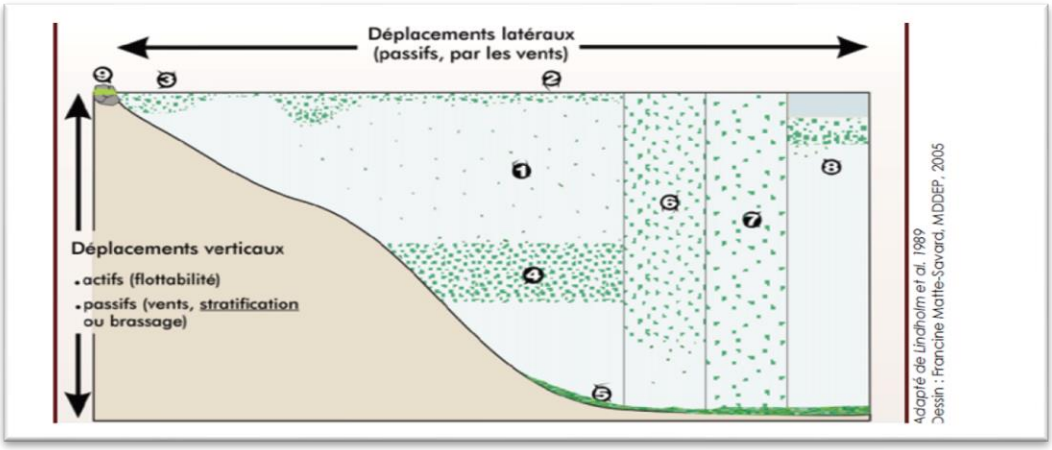
En condition relativement calme, plusieurs espèces de cyanobactéries peuvent migrer verticalement dans la colonne d'eau grâce à leurs vacuoles gazeuses (structure présente chez plusieurs espèces). Elles peuvent ainsi profiter de la lumière en surface durant le jour, et migrer en profondeur dès la fin de la journée afin d'en exploiter les nutriments qui s'y trouvent souvent en plus grande concentration. En effet, l'absence d'oxygène (anoxie) à la surface des sédiments peut entraîner la remise en suspension du phosphore séquestré et le rendre disponible (Nürnberg, 1984 ; Carpenter *et al.*, 1999). Ainsi, les fleurs d'eau sont souvent observées le matin alors qu'elles disparaissent en après-midi (Oliver & Ganf, 2000). Cette caractéristique est importante à considérer dans l'élaboration d'un plan d'échantillonnage.

Les cyanobactéries peuvent également ajuster leur position dans la colonne d'eau lorsque l'éclairement est trop élevé, évitant ainsi des dommages causés par un excès de lumière (en particulier les rayons ultraviolets). Le potentiel de migration des cyanobactéries s'étend au delà de la zone photique et de la thermocline. L'étude classique de (Ganf & Oliver, 1982) démontre la capacité qu'ont les cyanobactéries de traverser la barrière de densité que représente une thermocline, alors qu'une population composée de *Microcystis aeruginosa* et d'*Anabaena spiroides* migrait jusqu'à une profondeur de 12 m, traversant la thermocline située alors à 7 m (Bold reservoir, Australie, zone photique inférieure à 2.7 m, profondeur maximale du réservoir de 30 à 34 m). Lors d'une expérience réalisée au lac Okaro en Nouvelle-Zélande, les colonies de grande taille de *Microcystis* pouvaient migrer à une vitesse de 50 m par jour (Walsby & McCallister, 1987).

Les cyanobactéries régulent leur flottaison en fonction des conditions environnementales, soit en modifiant le taux de formation de vacuoles gazeuses par rapport à la croissance cellulaire, soit en modifiant l'accumulation d'hydrates de carbone et de protéines lors de la photosynthèse (Oliver & Ganf, 2000). La production de vacuoles gazeuses, lorsqu'il y a abondance de lumière, d'azote et de phosphore, est suffisante pour contrevenir à l'augmentation de la densité cellulaire causée par l'accumulation d'hydrates de carbone (Brooks & Ganf, 2001). L'accumulation de réserves de granules de phosphates influence aussi la flottaison des cellules en modifiant leur densité. L'azote est un facteur limitant la régulation de la flottaison des cyanobactéries à vacuoles gazeuses puisqu'il est une composante essentielle à la synthèse de leurs vacuoles (Oliver & Ganf, 2000).

La forme de la colonie influence également sa flottabilité. Par exemple, les colonies de *Microcystis aeruginosa* ayant un diamètre inférieur à 20 µm ont un pouvoir de migration très limité, alors que les colonies jusqu'à 1 600 µm de diamètre peuvent se transporter verticalement sur une distance de 10 m trois fois par jour (Cronberg & Annadoter, 2006).

En plus de la migration « active » sur le plan vertical, les cyanobactéries subissent également une migration « passive » horizontale due au vent ou aux mouvements des masses d'eau. Ce phénomène a été étudié par (Ishikawa *et al.*, 2002) dans un lac de très grande superficie .



1.Dispersion dans la couche d'eau supérieure. **2.** Fleur d'eau accumulée en surface sous la forme d'une écume lors d'une journée calme. **3**. Ecume de surface accumule prés du rivage ou dans une baie en raison du vent. **4.** Fleur d'eau dans la couche d'eau intermédiaire (habitat préfère pour certaines espèces). **5.** Accumulation de cyanobactéries sur les sédiments. **6**. Dispersion sur toute la portion supérieure de la colonne d'eau durant le début du brassage automnal des eaux. **7**. Dispersion sur toute la colonne d'eau durant le plein mélange des eaux au printemps (lorsque le lac ≪ cale ≫) et a l'automne (lorsque les eaux refroidissent). **8**. Concentration sous la couche de glace. **9.** Dépôt d'écume sur le rivage pouvant résulter d'une baisse du niveau des eaux du plan d'eau ou bien pouvant avoir été apporte par les vagues.

Fig 7: Exemples de localisation des cyanobactéries dans un lac profond.

I.2.3.3- Dormance :

Lorsque les conditions du milieu ne sont plus favorables à leur prolifération, les cyanobactéries ont la capacité d'entrer en dormance en attendant un environnement meilleur. Cet état de dormance est possible grâce à la formation de spores ou akinètes (cellules aux parois épaisses contenant des réserves) ou à une modification des cellules végétatives (Mur *et al*., 1999). Les akinètes peuvent ainsi survivre dans les sédiments durant l'hiver et même durant plusieurs années en consommant leurs réserves d'hydrates de carbone par respiration ou Fermentation. Les cellules qui remontent vers la surface après la dormance sont unicellulaires ou en colonies de très petite taille.

I.2.3.4- Prédation :

Les cyanobactéries ne sont pas la source de nourriture préférée du zooplancton. En effet, en plus de la production de toxines, les cyanobactéries peuvent sécréter des substances allélopathiques qui tendent à cibler directement les brouteurs et qui peuvent altérer leur physionomie, induire des réactions d'évitement ou causer leur mortalité (Smayda, 1997). Les substances allélopathiques se distinguent des cyanotoxines puisqu'elles sont des métabolites secondaires. Les cyanobactéries évitent également la prédation par le zooplancton en se groupant en colonies trop volumineuses pour être ingérées. Ainsi, même si durant certaines périodes, leur taux de croissance est similaire ou inférieur aux algues, la perte par la prédation étant faible ou nulle, les cyanobactéries montrent de fortes augmentations de biomasse lorsque les conditions leurs sont favorables. La pression par la prédation peut toutefois maintenir plus courte la longueur des filaments de certaines espèces de cyanobactéries, et ainsi réduire la formation d'hétérocystes (qui dépend de la longueur des filaments; Chan *et al*., 2004).

Bien que les cyanobactéries ne soient généralement pas considérées comme une source importante de nourriture pour le zooplancton, une étude conduite par Patoine *et al*., (2006) dans les lacs des Prairies Canadiennes suggère que les cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphérique sont importantes pour le métabolisme des lacs et la chaîne alimentaire. Selon cette étude, il est impossible pour l'instant de déterminer si l'azote atmosphérique transféré vers le zooplancton provient directement de l'ingestion de cyanobactéries fixatrices d'azote, ou indirectement de l'azote fixé par les cyanobactéries et excrété par celles-ci, puis assimilé par les algues pour ensuite être transféré dans la chaîne trophique.

I.2.3.5- Compétition :

Les cyanobactéries sont adaptées à une multitude de condition environnementale et excellente particulièrement sous conditions extrêmes. Il n'est donc pas surprenant qu'elles aient été parmi les premiers organismes à coloniser la Terre et qu'elles soient encore aujourd'hui très compétitives et parfois dominantes. Ce résumé des caractéristiques et adaptations des cyanobactéries n'est pas exhaustif mais présente une image générale de cet organisme primitif. Tous ces facteurs rendent les cyanobactéries très compétitives, surtout à la fin de l'été lorsque la stratification est fréquente et les nutriments en déficit dans l'épilimnion. Par contre, toutes les espèces de cyanobactéries ne possèdent pas ces aptitudes de façon égale et les stratégies d'adaptation au milieu sont variables selon les espèces et les conditions environnementales. De plus, puisque les cyanobactéries ont peu de prédateurs et puisqu'elles ont la capacité d'éviter la sédimentation par le biais de la flottaison, les taux de perte des cyanobactéries sont généralement faibles (Vincent, 1989).

Leurs taux de croissance plus lents sont alors compensés par la forte prévalence des populations une fois qu'elles sont établies (Mur *et al*., 1999), et par leur capacité à modifier l'environnement aquatique à leur avantage.

I.2.3.6- Multiplication :

La multiplication des cyanobactéries est végétative(asexuée), les temps de doublement varient de quelques heures à plusieurs jours. Les genres unicellulaires peuvent produire des baeocytes (mini cellules) à l'intérieur de la cellule maternelle. Les individus coloniaux se multiplient également par fragmentation. Ainsi, les formes filamenteuses produisent des hormogonies (mini filaments mobiles) qui, après détachement du filament, participent à la colonisation.

I.2.4- Les paramètre de croissances des cyanobactéries :

Le développement des cyanobactéries et la formation de fleurs d'eau sont influencés par divers facteurs physiques, chimiques (abiotiques) et biologiques (biotiques); dont les effets combinés ont pour conséquence de très grandes fluctuations aussi bien saisonnières qu'annuelles des niveaux de cyanobactéries et de leurs métabolites secondaires (Park *et al*., 1993 ; Thébault & Lesne, 1995). Ces facteurs ont été examinés par le NRA Toxic Algae Task Group (1990) et par Ressom et al. (1994) et ils sont présentés ci-dessous. En raison des effets combinés de ces facteurs, les niveaux de cyanobactéries et de leurs toxines peuvent subir de très grandes fluctuations d'une année à l'autre (Park et al., 1993). Ouattara et al., en 2001 constatent que les variations des paramètres physico-chimiques enregistrées dans les différentes stations d'études semblent peu influencer la densité du phytoplancton, Elle apparaît plutôt déterminée par le régime hydrologique de la rivière.

I.2.4.1-Paramètres abiotiques :

Les cyanobactéries sont présentent et surplombent même les autres microorganismes (algues vertes, diatomées…). Elles sont caractérisées par une croissance massive du printemps jusqu'au début de l'automne. La croissance des cyanobactéries dépend d'abord de la température, de la lumière ainsi que de la présence de sources inorganiques d'azote et de phosphore (Mur *et al*., 1999 ; Haider *et al*., 2003). Elles prolifèrent dans une eau dont la température est comprise entre 15°C et 30°C (Skulberg *et al*., 1984 ; Charmichael *et al*., 1990), les plus hautes favorisant habituellement un développement plus rapide (Carmichael *et al*., 1990), un pH plutôt basique (compris entre 6 et 9) avec des concentrations assez importantes en azote et en phosphore, une bonne oxygénation, une intensité lumineuse pas très forte et une faible profondeur (Skulberg *et al*., 1984 ; Charmichael *et al*., 1990).

a). La Température :

La température est au nombre des facteurs les plus importants qui permettent à une espèce donnée d'apparaître, d'atteindre un développement maximal, enfin de disparaître à des époques de l'année bien déterminées (Gayral, 1975). Les cyanobactéries prolifèrent à une température, comprise entre 15˚C et 30˚C (Carmichael et al., 1990), sachant que les cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures élevées autour de 25°C; (Robarts & Zohary, 1987), bien qu'elles soient capables de tolérer et de survivre à des températures bien plus basses (Briand, 2001).

b). La Lumière :

Un autre paramètre important est la lumière, les cellules sont capables d'ajuster le fonctionnement de leur appareil photosynthétique en fonction de l'éclairement.

Les cyanobactéries doivent faire face à des conditions lumineuses très changeantes en quantité et en qualité qui dépendent de la latitude, du cycle diurne, des saisons, et de la climatologie (Smith, 1982). Ces micro-organismes croissent mieux en présence d'une lumière d'intensité modérée bien qu'ils puissent tolérer des niveaux faibles de lumière (Carmichael *et al*., 1990 ; Mur *et al*., 1999), la forte luminosité d'été étant habituellement photo-inhibitrice (Shulberg *et al*., 1984 ; Carmichael *et al*., 1990 ; Mur *et al*., 1999). Les cyanobactéries sont capable de croître à de très faibles intensités lumineuses en raison de plus faibles exigences énergétiques des cellules (Richardson *et al*., 1983). La cyanobactérie Cylindrospermopsis raciborskii peut former des efflorescences à des intensités lumineuses très faibles à 0,5 m de profondeur, proches de 9 μE/m2/s dans certains réservoirs brésiliens (Bouvy *et al*., 1999).

c). Le pH :

L'augmentation de la biomasse relative des Cyanophytes et des chlorophytes est favorisée par des pH acides (Tiffany, 1951). En revanche, un pH entre 6 et 9 avec des concentrations assez importantes en azote, une bonne oxygénation et une intensité lumineuse pas très forte et une faible profondeur favorisent le développement des cyanobactéries (Bote, 1984). Le pH et le carbone inorganique dissous évoluent lors des efflorescences de cyanobactéries, avec généralement de fortes valeurs de pH lors de leur croissance et donc des diminutions importantes en carbone inorganique dissous, généralement défavorables pour les autres communautés phytoplanctoniques (Shapiro, 1997).

d). La turbidité :

qui est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes, présente elle aussi un facteur limitant de cette prolifération microbienne (MC Barron *et al*., 1966).

e). L'Oxygène dissout :

Les périodes de fortes densités phytoplanctoniques ne sont pas associée à une saturation en oxygène quelle que soit la station (Ouattara *et al*., 2001)

f). La profondeur :

L'augmentation de la profondeur fait diminuer la biomasse relative des Chromophytes (de 61 à 27 %) mais fait augmenter celle des Cyanophytes (de 10 à 24 %) (Dia & Reynaud, 1982).

I.2.4.2- Paramètres biotiques :

En condition favorable, les cyanobactéries ont tendance à supplanter les autres espèces d'algues. Leur adaptabilité et leur prédominance sont dues à leur composition pigmentaire et à la présence de vacuoles gazeuses (Thébault & Lesne, 1995). Ces microorganismes se développent massivement et forment des efflorescences (blooms) qui apparaissent vers le début de l'automne en Europe. Leur prolifération est induite par l'augmentation dans les eaux eutrophes, d'élément nutritifs tels que les nitrates et le phosphores qui proviennent des activités urbaines et agricoles (Dawson, 1998 ; Bouaïcha, 2001), en outre le rejet des substances nutritives inorganiques, provenant de stations d'épuration d'eaux usées municipales ou d'activités agricoles, est susceptible de favoriser la prolifération des algues microscopiques et celle des cyanobactéries (Coote & Gregorich, 2000 ; Duy *et al*., 2000).

a). Les teneurs en sels nutritifs (phosphore et azote) :

Les teneurs en sels nutritifs, en azote et en phosphore, sont des éléments essentiels de croissance mais sont généralement limitées dans l'eau (Wetzel & Likens, 2000). Fréquemment, les efflorescences de cyanobactéries sont liées à de fortes concentrations ponctuelles en phosphore et en azote.

Les cyanobactéries peuvent se reproduire en abondance dans les plans d'eau, notamment s'ils sont surchargés de phosphore (Chevalier *et al*., 2001), sa présence sera déterminante quant à l'apparition de fleurs d'eau (Carmichael *et al*., 1990 ; Mur *et al*., 1999 ; Kaebernick & Neilan, 2001).
De plus, la présence de phosphore est essentielle pour la croissance et la prolifération des cyanobactéries, ils l'utilisent sous forme d'orthophosphates, le phosphore est identifier comme étant la substance critique puisqu'il est habituellement, l'élément limitant en milieu aquatique dulcicole (Prairie & Soucisse, 1999).

Les réserves internes en phosphore sont caractéristiques des cyanobactéries sous forme de polyphosphates (Kromkamp, 1987). Ainsi les cellules stockent du phosphore en conditions non limitantes (près des sédiments) et l'utilisent quand les conditions de lumière deviennent favorables.

Un léger enrichissement des eaux en phosphore total (125 mg/l de PT) et en orthophosphates (25 mg/l de PO4) coïncide avec le développement des blooms à cyanobactéries. En réalité, la faible profondeur de la colonne d'eau, associée aux vents quasi-permanents qui règnent au niveau d'une retenue, favoriseraient largement la resuspension des sédiments fortement enrichis en phosphore (Piersen & Weyhenmeyer, 1994 ; Derraz, 1995).

La fixation d'azote atmosphérique moléculaire est l'apanage des cyanobactéries hétérocystées. La capacité de fixer l'azote atmosphérique leur confère un avantage lorsque l'azote inorganique devient l'élément limitant dans la colonne d'eau. De plus les cyanobactéries ont une préférence pour l'azote sous forme d'ammonium (N-NH4+) alors que le nitrate (N-NO3-) est la forme préférentielle des cellules eucaryotes du phytoplancton (Blomqvist *et al*., 1994).

Les cyanobactéries peuvent utiliser des nitrates et certaines assimilent l'azote atmosphérique. Ils peuvent aussi se développer dans des eaux carencées en azote lorsque le rapport entre la concentration en azote et celle en phosphore devient inférieur à une valeur seuil de 4,5 (Chorus, 1995). La diminution sensible des nitrates dans les eaux de surface coïncide avec le développement des blooms à cyanobactérie alors que les faibles concentrations dans les eaux dues à leur réduction (Piersen & Weyhenmeyer, 1994 ; Derraz, 1995). Certaines cyanobactéries peuvent aussi utiliser l'azote et le dioxyde de carbone

(CO2) atmosphériques lorsque les nitrates et le CO2 dissous deviennent limitants (Allard & Aubert, 1985).

Le rapport azote/phosphore dissout peut être déterminant pour certains auteurs (Smith, 1983), avec une prolifération des cyanobactéries quand le rapport est faible, inférieur à 29.

D'autres auteurs estiment que la consommation forte d'azote lors des proliférations contribuerait à diminuer ce rapport, ainsi l'explication de ce faible rapport serait plus une conséquence qu'une cause de ces proliférations (Lathrop, 1988).

b). Chlorophylle-a :

Les algues ayant sensiblement la même densité que le milieu dans lequel elles se développent, il a été admis qu'un ml de matière vivante correspondait à 1 mg (Dia & Reynaud, 1982). Il existe des corrélations positives au seuil de signification de 1 % entre concentration en chlorophylle a et chlorophytes (r2 = 0.77) ou cyanophytes (r2= 0.82). (Dia & Reynaud, 1982).

Selon Fqih Berrada et al. en 2000, l'évolution saisonnière de la chlorophylle-a dans la zone qui est euphotique suit plus ou moins bien celle de la biomasse algale. Une corrélation assez élevées (r = 0.6) a été trouvée entre ces deux paramètres. Le pic de 40 ml/l de chlorophylle-a en juin 1995 coïncide avec celui de Microcystis aerugunosa. Les minima de chlorophylle-a correspondent au déclin de la communauté algale (en hiver notamment).

Certaines discordances apparaissent, de faibles teneurs en chlorophylle-a sont enregistrées (3,2 mg/l), en dépit d'une poussée algale importante. Cette discordance semble être liée aux variations de la teneur cellulaire en chlorophylle qui dépend notamment de la densité cellulaire (Holmes, 1966 ; Devaux *et al*., 1982), des quotas cellulaires en nutriment (Capblancq, 1982 ; Dauta, 1982) et des conditions d'éclairement (un éclairement intense entraîne une réduction du contenu cellulaire en chlorophylle) (Testard, 1983).

c). Le Zooplancton :

Le broutage par le zooplancton, l'un des facteurs de contrôle descendant du phytoplancton, s'exerce peu sur les cyanobactéries par rapport aux autres groupes du phytoplancton. Certaines cyanobactéries ont développé différents moyens de défense pour éviter leur consommation par le zooplancton. Hormis une libération de composés chimiques, voire toxiques, leur association en colonies ou leur forme en filaments ne permettent pas au zooplancton de réaliser leurs mécanismes de filtration ou de broutage (Lampert, 1987 ; Bouvy *et al*., 2001).

Parmi tous ces facteurs, il est souvent difficile de différencier celui qui domine et structure la communauté phytoplanctonique, car différentes échelles de temps et d'espace sont impliquées pour chacun d'eux, en synergie ou non. Cependant, il est important de souligner l'influence des processus physiques sur la biologie et la physiologie des organismes aquatiques ; leur intégration dans les études d'écologie est indispensable pour comprendre la dynamique d'un compartiment trophique (comme le phytoplancton), et donc de la dynamique générale des propriétés d'un plan d'eau (Ngansoumana, 2006).

I.2.5- Classification des cyanobactéries :

La correspondance entre la classification de ces organismes dans le code international de nomenclature botanique ICBN(1**)** (Greuter et *al.*, 1994) et celle du code international de nomenclature des bactéries ICNB (Sneath, 1992), est représentée dans le tableau 1.

Tableau 1 : Correspondance entre la classification botanique et la classification bactériologique des cyanobactéries.

	Classification botanique	Classification bactériologique
	Cryptogames Thallophytes Algues Procaryotes	 Procaryotes Eubactéries
Division	Cyanophytes	Gracilicutes
Classe	Cyanophycées	Cyanobactéries

Les cyanobactéries étant considérées comme des micros algues, leur nomenclature a été d'abord régie par les règles du code de nomenclature botanique. Les espèces types sont déposées sous forme d'herbier ou d'illustrations ou sous leurs caractéristiques morphologiques et écologiques.

Aujourd'hui ces micro-organismes peuvent être décrits selon des codes de nomenclatures botaniques ainsi que bactériologiques. Selon le dernier, la validité des espèces est généralement basée sur des études comparatives des souches en culture pure (Stanier et *al.*, 1978).

L'avantage d'un tel matériel de référence est que l'on peut examiner aussi bien la morphologie que les besoins nutritionnels, les propriétés enzymatiques et biochimiques des souches en plus, des études génétiques (détermination du pourcentage en guanine plus cytosine ; hybridation ADN/ADN ou ADN/ARN) peuvent être conduites afin d'établir les relations de parenté sans ambiguïté.

D'un point de vue systématique ce sont des procaryotes placés dans le règne des eubactéries (Woese, 1987) compte tenue de leur similitude avec les bactéries gram Négative (Duy *et al.*, 2000 ; Tandeau & Marsac, 1991).

Elles sont des bactéries photosynthétiques qui se repartissent en 150 genres totalisant environ 2000 espèces Selon nombreux chercheurs (Brock, 1973 ; Bourlley, 1991 ; Thebault et Lesne, 1995 ; Charmichael, 1997 ; Vesie et *al.*, 1998) il y a seulement 22 genres comprenant 40 espèces qui sont à l'origine des efflorescences toxiques.

Les cyanobactéries les plus étudiées sont des neurotoxines qui agissent sur le système nerveux, paralysant les muscles respiratoires et des hépatoxines (microsystis et nodularine) qui endommagent le foie où le sang s'y accumule, On compte parmi les genres toxiques :*Anabaena, Aphanizomenon, Nodularia, Oscilatoria et Microsystis*, ce dernier est considéré comme le plus fréquemment impliqué dans les cas de toxicité.

La classification bactériologiques suit largement la taxonomie traditionnelle botanique (Geitler, 1932) en utilisant des caractères tels que la morphologie, le mode de division et la différenciation des cellules spatialisées (hétérocystes et akinétes) (Stanier et *al.*, 1971 ; Rippka et *al.*, 1979) qui ont permis de classer les souches de cyanobactéries dans la collection de l'institut pasteur (PPC) en cinq sections et 22 genres (Rippka et *al.*, 1979).La désignation « section » correspond d'une manière générale aux ordres botaniques (tableau 2).

La caractérisation basée sur les propriétés physiologiques, biochimiques et génétiques a permis de distinguer des groupes majeurs à l'intérieur de certains genres. C'est par exemple le cas des genres synechococcus NAG et synechococcus SAUV ; pour lesquels la détermination du pourcentage en base G+C a mi en évidence plusieurs catégories au sein de chaque genre (Rippka et *al.*, 1979).Chacune d'elles étant génétiquement distincte, il aurait donc nécessité de créer de nouveaux genres (Rippka &Cohen-Bazire, 1983 ; Rippka, 1988).

- **Suivant le code de nomenclature botanique :**

A l'heure actuelle, l'embranchement ne comprend qu'une classe unique, celle de cyanophycées, subdivisée en deux sous classes :

1- Sous classe des coccogonophycidées :

Groupant les formes solitaires ou coloniales, parfois filamenteuses mais sans hormogonies et se multipliant uniquement par spores unicellulaires. Trois ordres existent dans cette sous –classe :

a- Chroococcales

b- Oscillatoriales

c- Pleurocapsale

2- Les hormogonophycidées :

Qui ont des formes filamenteuses à trichomes souvent entourés d'une gaine, à multiplications par Hormogonies pluricellulaires. Dans cette sous classe on rencontre des espèces à hétérocystes ; il existe deux ordres dans cette sous classe :

A- Stigonématales

B- Nostocale

<u>Tableau 2:</u> Les principaux ordres de cyanobactéries.

Ordre	Forme générale	Hétérocystes	Autres propriétés	Genres représentatifs
Chroococcales	Bacilles ou coques Agrégats non filamenteux	Non	Presque toujours immobiles	*Chamaesiphon, Gloeobacter, Synechococais*
Pleurocapsales	Bacilles ou coques Peuvent former des agrégats	Non	Seuls quelques béocytes (petites cellules sphériques reproductrices) sont mobiles	*Plei/rocapsa, Derniocarpa*
Oscillaloiiales	Filaments, trichomes non ramifiés	Non	Généralement mobiles	*lyngbya. Oscillatoria, Spirtilina*
Xostocales	Filaments, trichomes non ramifiés	Oui	Souvent mobiles ; peuvent produire des akinétes (cellules à paroi épaisse, résistantes à la dessiccation)	*Ambaena, Nostoc, Calothrix*
Stigonérnatales	Trichomes filamenteux ramifiés	Oui	Peuvent produire des akinétes.	*Fischerella, Stigonema, Geitieria*

I.2.6- Diversité morphologique et écologique :

Les cyanobactéries peuvent être :

• soit unicellulaires, vivant solitaires ou en colonies.

• soit organisées en trichomes, quand le thalle est composé d'une série de cellules sans gaine.

• soit organisées en filaments, quand le thalle est composé d'une série de cellules enveloppées d'une gaine.

Dans certains genres (ex : *Microcystis, Planktothrix*…), la présence dans les cellules végétatives de vacuoles à gaz permet à ces microorganismes de se positionner à différents niveaux dans la colonne d'eau selon leurs besoins en lumière et en nutriments.

Deux types de cellules différenciées présentant des fonctions particulières sont aussi parfois observés :

• **les akinètes** sont des cellules de grande taille, à paroi épaisse, riches en réserves. Ce sont des formes de résistance qui permettent la survie des cyanobactéries sur les sédiments, lorsque les conditions environnementales sont défavorables à leur maintien dans la colonne d'eau ;

• **les hétérocystes** sont des cellules à paroi épaisse, qui sont spécialisées dans la fixation de l'azote atmosphérique. **Les espèces** qui possèdent ces structures sont capables d'une autotrophie vis-à-vis de l'azote.

Les cyanobactéries présentent des caractéristiques écologiques très variées qui leur ont permis de coloniser la plupart des habitats, aquatiques ou terrestres.

Un grand nombre d'entre elles sont adaptées à des environnements extrêmes (glaciers, sources chaudes, cendres volcaniques), grâce à des capacités qui leur permettent de supporter des températures élevées (genre *Synechococcus* observé dans des sources thermales à plus de 70°C), des pH faibles (certaines picocyanobactéries sont observées à des pH de l'ordre de 4).

I.2.7- Les proliférations de cyanobactéries :

Dans les conditions environnementales qui leur sont favorables, les cyanobactéries connaissent des phases de prolifération massive, aussi qualifiée d'efflorescence ou de bloom. Ces proliférations se traduisent par la production, sur une courte période de temps (quelques jours), d'une biomasse importante et par une forte diminution de la diversité spécifique dans le compartiment phytoplanctonique puisqu'une ou deux espèces deviennent alors très largement dominantes.

Elles peuvent provoquer une coloration de l'eau qui dépendra des pigments majoritairement présents dans l'espèce dominante, les proliférations sont le plus souvent observées à la surface où elles forment des agrégats flottants appelés « fleurs d'eau », « écumes» ou « mousses ». De façon moins fréquente, ces phénomènes surviennent en profondeur (entre 10 et 15 mètres) en fonction des disponibilités en nutriments et en énergie lumineuse.

I.2.7.1- Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries :

Les effets de ces proliférations, quand elles sont massives, sont multiples :

- **Sur l'environnement et le cadre de vie :**

• 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.

• l'eutrophisation des rivières et des lacs qui se traduit par une modification de la transparence et de la coloration des eaux due à la prolifération d'algues est de plus en plus préoccupante du fait de multiples problèmes liés à la toxicité potentielle de certaines espèces phytoplanctoniques (Carmichael, 1993) .

- **Impact sur les organismes vivants :**

• 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,…),

• intoxication d'animaux domestiques ou sauvages par abreuvement à proximité d'écumes toxiques (Briand *et al.* 2003).

- **Impact sur l'équilibre écologique :**

Les blooms à cyanobactéries ont provoqué de grands dégâts pour les animaux, dans les milieux naturels et dans les bassins d'aquaculture, conduisant à d'importantes pertes économiques. D'après la littérature plus de 80 incidents liés à la toxicité des cyanobactéries signalés depuis 1878 dans les cinq continents du monde. Ces intoxications animales atteignent surtout le bétail, les moutons, les chiens, les oiseaux et les poissons (Codd et *al*., 1989 ; Henriksen et *al*., 1997 ; Zimba et *al*., 2001). Les toxines mises en causes sont à parts égales, les neurotoxines et les hépatotoxines. Des expositions chroniques et subchroniques aux hépatotoxines favorisent l'apparition de tumeurs chez les animaux (Carmichael et Falconer, 1993).

Les effets néfastes des cyanobactéries se manifestent également sur la croissance, le développement et la reproduction de plusieurs espèces de zooplancton et de crustacés (Vansconcelos, 1999). Les observations de Oudra et al. (2000) ont confirmé l'effet de toxicité des blooms à *Synechocystis* vis-à-vis de certaines espèces de cladocères. Des essais expérimentaux sur des lots de daphnies alimentés par des concentrations de *Synechocystis* ont montré que la reproduction et la croissance de ces cladocères sont largement affectées.

Par ailleurs, des effets allélopathiques des cyanobactéries vis à vis des algues eucaryotes compétitrices a été mise en évidence par Lefévre et al. en 1950 (*in* Sabour, 2002) qui a démontré l'élimination d'autres algues *in situ* par *Aphanizomenon* par l'excrétion d'ectocrines.

Il a été également démontré que les hépatotoxines, libérées dans le milieu suite à la lyse cellulaire, peuvent s'accumuler et inhiber l'activité photosynthétique des plantes supérieures aquatiques (Codd et *al*., 1989).

Les cyanotoxines engendrent des perturbations nettes dans le développement embryonnaire des alevins de poissons (Oberemm et *al*., 1999) et provoquent même des troubles physiologiques notamment cardiaque chez certains poissons, comme la truite (Best et *al*., 2001). Les blooms toxiques sont mêmes impliqués dans certains cas de mortalités de poissons (Zimba et *a*l., 2001). En effet, toutes ces perturbations pourraient handicaper le fonctionnement des étangs de pisciculture et limiter l'introduction de poissons herbivores des les retenues de barrages en vue de lutter contre l'eutrophisation.

Enfin, les cyanobactéries ont un large spectre d'activités contre plusieurs espèces de bactéries comme *E. coli*. D'autres espèces de cyanobactéries au contraire, favorisent le développement de certaines bactéries pathogénes. C'est le cas de *Synechocystis* qui stimule la croissance de *Vibrio cholerae* (Mezrioui et *al*., 1994).

- **Sur la santé humaine (la santé publique) :**

Les cyanobactéries ont causé la mort de plusieurs animaux à travers le monde (par ex., chiens, chats, vaches et moutons), et ce depuis plusieurs centaines d'années. En effet, le décès d'animaux associés aux cyanotoxines est rapporté depuis la fin des années 1800 (voir Yoo et *al*., 1995 pour une énumération des pays qui ont rapporté des décès d'animaux ainsi que les toxines responsables). Toutefois, il est important de mentionner que la majorité des décès était dû au fait que les animaux s'abreuvaient sur le bord des berges (Codd *et al.,* 2005). Les lipopolysaccharides produits par les cyanobactéries peuvent également être des irritants cutanés et peuvent provoquer des réactions allergiques (Sivonen & Jones, 1999). Les lipopolysaccharides, contrairement aux toxines proprement dites, font partie intégrale de la membrane cellulaire des cyanobactéries (et autres bactéries Gram-négatifs). L'hépatotoxicité aiguë de la MC chez les humains a été mise en évidence suite à la mort de 76 patients hémodialysés en 1996 au Brésil (Jochimsen *et al.*, 1998). Ces patients étaient traités à une clinique dont les appareils d'hémodialyse étaient alimentés par une eau contaminée en microcystines (Carmichael, 2001).

Selon Codd *et al.* (1999), des milliers de cas de gastro-entérite causés par la présence de cyanobactéries dans l'eau auraient été rapportés jusqu'à maintenant dans le monde. Bien que Santé Canada (2002) soutienne que les preuves sont limitées, plusieurs études révèlent le potentiel cancérigène des cyanotoxines dans le cas d'une exposition à long terme (par ex., Yu 1995 ; Zhou *et al.,* 2002 ; Carmichael, 2001 ; Codd, 2000 ; Duy *et al.,* 2000). C'est aux États-Unis que le premier décès attribué aux activités récréatives a été rapporté (Stewart, 2004).

Le document de Stewart (2006) présente une revue détaillée des symptômes et maladies reliés aux cyanobactéries. Au Québec, aucune norme n'est actuellement édictée par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* en vigueur depuis juin 2001, à l'égard des cyanobactéries ou des cyanotoxines dans l'eau potable (Robert *et al.* 2006). La concentration maximale acceptable (CMA) en microcystine-LR (MC-LR; libre et liée aux cellules) est établie à 1.5 µg L-1 par Santé Canada, tandis que l'Organisation mondiale de la santé (OMS) l'établit à 1 µg L-1 (Groupe scientifique sur l'eau, INSPQ 2005).

I.2.8-Les cyanotoxines :

La présence de toxines a été rapportée dans pratiquement toutes les régions où les Cyanobactéries ont été étudiées, faisant de la cyanotoxicose un problème d'envergure mondiale. Les toxines de cyanobactéries sont généralement classées selon leur mode d'action : les hépatotoxines (foie), les neurotoxines (système nerveux) et les dermatoxines (peau). Elles peuvent également être catégorisées selon leur structure chimique (microcystines, cylindrospermopsines, anatoxines, saxitoxines, etc.) ou selon leur type de molécules (alkaloides, lipopolysaccharides, polycetides et peptides). Les cyanotoxines sont principalement libérées à l'extérieur de la cellule lors de la sénescence et de la lyse cellulaire. La lyse cellulaire peut entre autre être causée par les attaques virales (cyanophages ou cyanovirus naturellement présents en milieux aquatique, ou les algicides (Suttle, 2000). Il a été démontré qu'au moins 46 espèces de cyanobactéries ont le potentiel de produire des toxines (Ernst *et al.*, 2005). Les cyanotoxines les plus communes appartiennent au groupe des microcystines (MC). Ces peptides cycliques sont principalement produits par les genres *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Nostoc*, *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Nodularia*, les trois derniers étant les plus toxiques (Haider *et al.*, 2003). Jusqu'à présent, près de 80 variantes de MC ont été identifiées (Dietrich & Hoeger, 2005). Selon Haider *et al.* (2003), le potentiel d'une souche de cyanobactéries à être toxique dépend principalement du fait qu'elle possède le gène de production de toxines.

Le caractère toxique et non toxique d'une même espèce peut varier entre les différentes souches et entre les clones d'une même culture (Carmichael, 1992)

I.2.8.1- Les hépatotoxines :

a)- Les microcystines (MCs) :

Jusqu'à présent, près de 80 variantes de Microcystines (MC) ont été identifiées (Dietrich & Hoeger 2005). Il est important de signaler que leur structure chimique variable présente des différences de solubilité dans l'eau ce qui peut conduire à des variations dans les organes cibles, le métabolisme et la bioaccumulation (Craig *et al.* 1993, Gupta *et al.*, 2003). La MC-LR, qui présente une toxicité élevée sur souris, est la toxine la plus fréquemment détectée dans les écosystèmes. Elle est de ce fait la plus étudiée et la mieux connue. Peu de données sont disponibles sur les autres variantes de la microcystine.

- **Mécanismes de la toxicité**

Les MCs se lient à des protéines phosphatases à sérine/thréonine, essentiellement les PP1 et PP2A, en établissant des liaisons covalentes dans le cytoplasme entre leur résidu Mdha (N-methyldihydroalanine) et les cystéines 273 et 226 des sous-unités catalytiques de ces enzymes. (McKintosh *et al.,* 1990 ; Runnegar *et al.,* 1995 ; Bagu *et al.,* 1997)

L'inhibition de ces enzymes entraîne une modification de l'état de phosphorylation de nombreuses protéines. Il en résulte des effets divers et en particulier :

• une perte de l'intégrité du cytosquelette (altération du micro filaments, des filaments intermédiaires et des microtubules), et en conséquence une nécrose ;

• une apoptose des hépatocytes mais aussi des cellules glomérulaires et tubulaires proximales (Eriksson *et al*., 1990 ; Eriksson *et al*., 1992 ; Khan *et al.*, 1996 ; McDermott *et al.,* 1998 ; Fischer & Dietrich, 2000 ; Fischer *et al*., 2000 ; Hooser, 2000 ; Lankoff *et al.,* 2003). Cette atteinte des hépatocytes conduit à une hémorragie hépatique importante pouvant entraîner la mort (Dawson, 1998).

b)- Les nodularines (Nod) :

Neuf nodularines ont été isolées à ce jour (Codd *et al.,* 2005) et la plus étudiée est la nodularine R. La molécule qui contient une valine à la place de l'arginine est connue sous le nom de motuporine et a été isolée d'une éponge de Papouasie-Nouvelle-Guinée (De Silva *et al.,* 1992). La toxicité de la nodularine présente des similitudes avec celle des MCs.

- **Mécanismes de la toxicité**

Les études de toxicité ont été menées principalement sur la nodularine-R. Comme les MCs, la nodularine agit en inhibant des phosphatases à sérine/thréonine (PP1 et PP2A essentiellement), même si les potentialités d'inhibition sont différentes (Yoshizawa *et al.* 1990). À la différence des MCs, la toxine n'établit pas de liaison covalente avec les phosphatases (Goldberg *et al.,* 1995, Bagu *et al.,* 1997).

c)- La cylindrospermopsine (CYN) :

La cylindrospermopsine ($C_{15}H_{21}N_5O_7S$) est un alcaloïde possède une unité guanidine cyclique. Elle est synthétisée par *Cylindrospermopsis raciborskii* qui apparaît souvent dans les eaux tropicales (Hawkins et al., 1985). La cylindrospermopsine est un alcaloïde agissant principalement sur le foie via l'inhibition de la synthèse protéique (Terao et *al*., 1994 ; Hawkins et *al*., 1997).

D'autres organes sont également atteints tels que les reins, les poumons, les intestins et le thymus (Falconer et *al*., 1999 ; Seawright et *al*., 1999). Cette toxine est également un agent mutagène connu (Falconer & Humpage, 2001).

- **Mécanismes de la toxicité**

La cylindrospermopsine provoque une inhibition irréversible de la synthèse protéique en interagissant avec les ARN de transfert. La partie uracile de la toxine serait en partie responsable de sa toxicité, par inhibition compétitive au niveau d'un site catalytique.

I.2.8.2- Les neurotoxines :

a)- Les anatoxines :

Les trois anatoxines les plus étudiées sont l'anatoxine-a, l'anatoxine-a(s) et l'homoanatoxine.

- **Mécanismes de la toxicité**

Les anatoxines, dont la cible est la jonction neuromusculaire, provoquent la paralysie des muscles striés squelettiques dont les muscles respiratoires. La mort survient par arrêt respiratoire en quelques minutes à quelques heures. L'anatoxine-a, l'anatoxine-a(s) et l'homoanatoxine ont cependant des modes d'action différents. L'anatoxine-a est un agoniste nicotinique à acétylcholine des jonctions nerveuses et neuromusculaires. Cette liaison provoque une dépolarisation locale qui ouvre les canaux Ca2+ et Na+ voltage dépendant. Suite à une dépolarisation extrême, la transmission électrique est bloquée.

L'anatoxine-a(s) est un inhibiteur irréversible de l'acétylcholinestérase. Elle présente un mécanisme d'action similaire à celui des insecticides organophosphorés. L'hyper salivation est l'un des nombreux symptômes rapportés lors d'intoxications animales. Cette salivation est à l'origine du (s) ajouté au nom de la toxine.

b)- Les saxitoxines et leurs dérivés :

Les saxitoxines et leurs dérivés ont été plus largement étudiés dans le domaine marin où elles sont responsables de l'IPFM (Intoxication Paralysante par les Fruits de Mer). Elles sont connues sous l'acronyme PSP pour « paralytique shellfish poisons ». Les données toxicologiques disponibles proviennent donc majoritairement des études menées dans ce cadre, la saxitoxine, qui est la plus toxique, est la mieux connue.

- **Mécanismes de la toxicité**

Les saxitoxines (STX) et leurs dérivés ont une action pharmacologique similaire à la tétrodotoxine (TTX) en agissant par blocage de la transmission nerveuse par liaison avec le site 1 des canaux Na+ voltage dépendant, qui traversent la membrane plasmique de nombreuses cellules excitables (nerfs, fibres de muscles squelettiques et la plupart des fibres musculaires cardiaques). Lorsqu'une dépolarisation appropriée de la membrane cellulaire a lieu, le canal change de conformation et permet ainsi le passage du sodium du milieu extracellulaire vers l'intérieur de la cellule. La repolarisation s'effectue par transport inverse des ions K+. Les saxitoxines et leurs dérivés bloquent les canaux sodium sans affecter les canaux potassium, provoquant un ralentissement ou l'abolition de la propagation du potentiel d'action. Tous les analogues sont considérés occuper le même site du récepteur mais les affinités diffèrent largement selon les structures des toxines et les isoformes des canaux (Shimizu, 2000).

I.2.8.3- Les molécules à effets irritants :

Les effets irritants des molécules provenant de cyanobactéries sont peu documentés. Des cyanotoxines à effets irritants ou allergiques ont été identifiées en milieux marin et saumâtre : il s'agit de l'aplysiatoxine, de la débromoaplysiatoxine et de la lyngbyatoxine (Mynderse *et al*., 1977 ; Cardellina *et al*., 1979).

La présence de ces toxines en eau de mer provoque, chez le baigneur, des allergies et des irritations sévères, connues sous le nom de « démangeaison du baigneur ».Ces toxines se sont également révélées être de puissants promoteurs de tumeurs (Fujiki *et al*., 1990). En revanche, en eau douce, aucune de ces toxines n'a été identifiée jusqu'à nos jours.

Ainsi, Törökné *et al* (2001) ont mis en évidence, des effets allergiques et d'irritation plus ou moins importants avec des échantillons naturels d'efflorescences monospécifiques (*Anabaena, Aphanizomenon, Microcystis* et *Cylindrospermopsis*). En revanche, des souches axéniques également testées dans cette étude (*Anabaena, Oscillatoria et Microcystis*), n'étaient pas allergènes. Dans une étude plus récente, Pilotto *et al*. (2004) n'ont pas pu établir de relation dose dépendante, en appliquant des patchs contenant des cyanobactéries à des volontaires.

De plus, ni les études de Pilotto *et al*. (1997,2004), ni l'étude de Törökné *et al*. (2001) n'ont permis d'identifier avec certitude l'agent causal.

MATERIEL ET METHODES

II. MATERIEL ET METHODE :

II.1- Présentation du site d'étude (Lac Tonga)

La réserve intégrale du Lac Tonga est une zone d'importance internationale unique dans la région méditerranéenne. Il est inscrit depuis 1982, sur la liste Ramsar. Il est situé entre (36° 49'N-8° 32'E), de forme ellipsoïde, avec une superficie de 2600 ha. Il est long de 7,5 km et large de 4km avec une profondeur moyenne de 70cm. (**Figure n°8**)

Le Lac Tonga est situé à l'Est de la ville d'El-Kala (36°51'N-8°30'E) et occupe une vaste dépression côtière, d'une superficie de 2400 hectares. Il mesure 7.5 Km de long et 4 Km de large. Au Nord, il est séparé par la mer Méditerranée par des crêtes dunaires dont l'altitude peut atteindre 100 m. il est limité au Nord-Ouest par Djebel Agroub Erreched. A l'Est et au Sud, par les montagnes de Kroumirie qui épousent la frontière Algéro-tunisienne avec Kef Segleb qui culmine à 327 m et à l'Ouest, par le bassin versant du Lac Oubeîra dont les collines oscillent entre 50 et 70 m d'altitude (Boumezbeur, 1993). D'une profondeur moyenne de 1 à 1,5 m, le Lac Tonga est relié à la mer par le canal de la Messida. Son bassin versant s'étend sur 155 Km2. En effet, Nous distinguons deux sous bassins versants, celui de Oued El-Hout au Sud et celui de Oued El-Eurg au Nord (Benyacoub et *al*., 1998).

La réserve intégrale du Lac Tonga est un bon exemple d'une zone humide représentative, rare et unique de type de zone humide naturelle de la région méditerranéenne se situant dans un complexe de zones humides qui viendrait en troisième position après ceux du Delta de l'Ebre en Espagne et la Camargue en France.

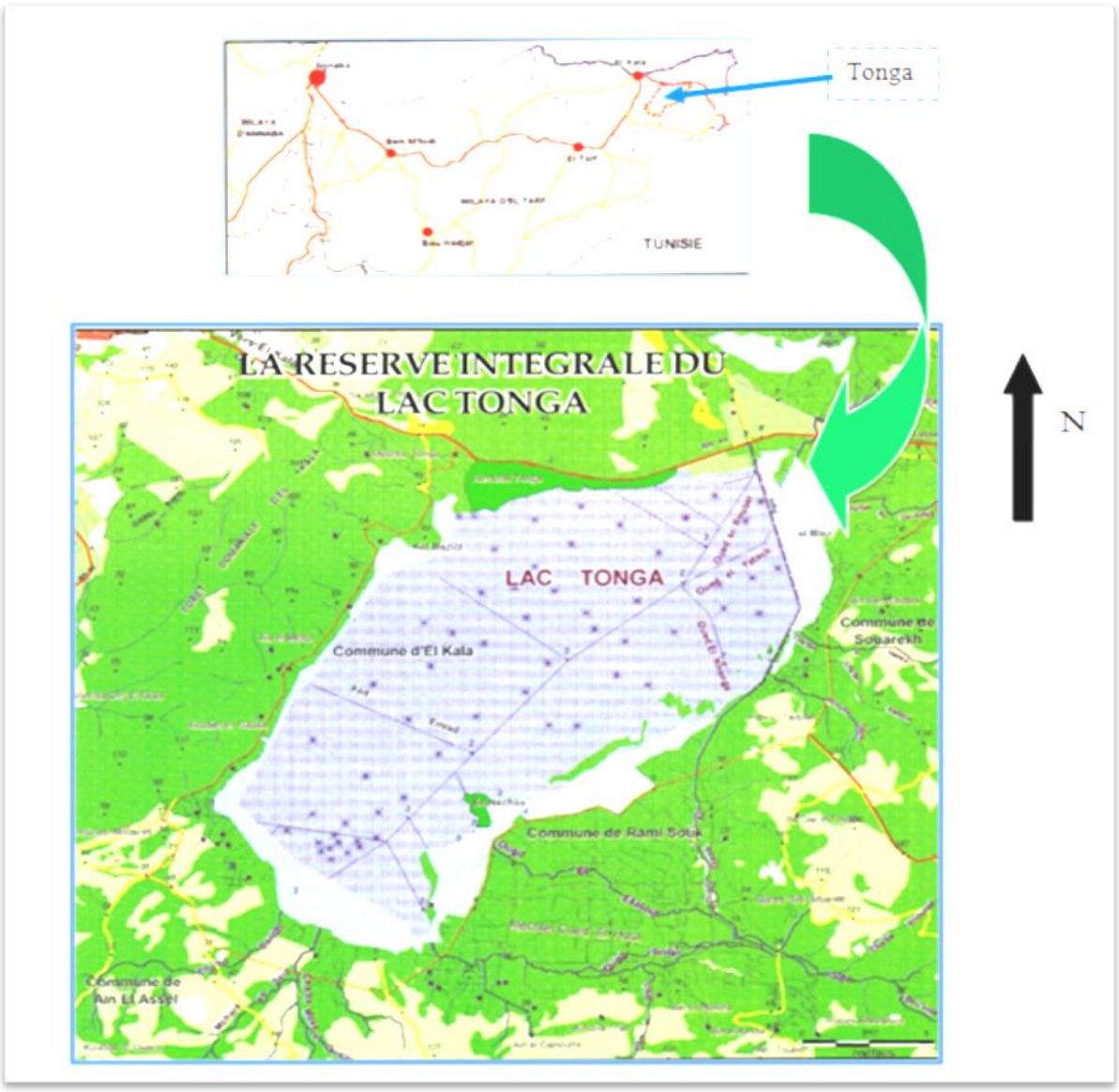


Fig. 8 : Carte : Situation géographique du Lac Tonga (Anonyme 2002).

II.1.1- Caractéristiques écologiques (faunistiques et floristiques du Lac):

Le lac Tonga est une zone humide qui abrite des espèces aviaires rares, vulnérables ou en recul dans leur la région du paléarctique occidental, parmi ces espèces nous citons l'Erismature à tête blanche *(Oxyura leucocephala)*, le Fuligule nyroca *(Aythaya nyroca)*, tous deux inscrits sur la Liste Rouge de l'**IUCN**, la première comme espèce en voiede disparition et la deuxième comme espèce vulnérable, la Talève sultane *(Porphyrio porphyrio*) et une colonie d'ardéidés. Nous citerons également la présence en grand nombrede la loutre Lutra Lutra.

Du fait de la qualité de ses habitats, le lac Tonga abrite une diversité biologique très importante, parmi les groupes d'espèces nous citons :

Les oiseaux d'eau : Le Tonga est le plus important site de nidification en Afrique du Nord pour une multitude d'espèces dont une colonie d'Ardéidés représentée par des Hérons et des Aigrettes. Le Busard des roseaux Circus aeruginosus, la Poule d'eau Gallinula chloropus, le Râle d'eau Rallus aquaticus, les Grèbes castagneux et huppé, l'Erismature à tête blanche Oxyura leucocephala, le Fuligule nyroca Aythya nyroca, la Talève sultane Porphyrio porphyrio, le Blongios nain Ixobrychus minimus, la Guifette moustac Chlidonias hybridus, l'Ibis falcinelle Plegadis falcinellus et bien d'autres espèces. On y rencontre également la Sarcelle marbrée Marmaronetta angustirostris et la Sarcelle d'été Anas querquedula.

La flore: Le Tonga compte quatre vingt deux 82 espèces végétales qui appartiennent à 31 familles botaniques, parmi elles 32 espèces (39% de l'ensemble) sont classées d'assez rares à rarissimes (Kadid, 1989). Parmi les espèces rares nous citons *Marsilea diffusa, Nymphaea alba, Utricularia exoleta*.

Les insectes: 22 espèces d'odonates sont inventoriées au niveau du lac Tonga. Elles appartiennent à quatre familles taxonomiques *: Lestidae, Coenagrillonidae, Aeshnidae et Libellulidae.*

Les reptiles et les amphibiens : Plusieurs espèces de Reptiles et d'Amphibiens vivent dans le Tonga: L'Emyde lépreuse Mauremys leprosa, la Grenouille verte Rana saharica, le Discoglosse peint Discoglossus pictus, le Crapaud de Mauritanie Bufo mauritanicus, le Triton de poiret Pleurodels poireti, le Psammodrome algiré Psammodromus algirus, le Sep ocellé Chalcides ocellatus , le Lézard ocellé Lacerta pater et la couleuvre vipérine Natrix maura (Rouag, 1999).

II.1.2- Caractéristiques physiques:

Géologie : L'origine du Lac Tonga date du Quaternaire, les mouvements tectoniques ont permisle creusement de sa cuvette. Au fond du lac se développent les argiles de numidie qui assurent l'imprimabilité de cette dépression laguno-marine qui s'est transformée en lac d'eau douce par l'envasement du fond à la suite de dépôts importants de limons arrachés aux collines. Le bassin versant du Tonga de 150 km2 est constitué de diverses formations géologiques: Sols de marécages, formés de limons de bas fonds, alluvions limoneuses formées de sable et limons récents, formations du Pontien, formées de conglomérats à ciments argileux, grès de numidie qui sont quartzeux, blanchâtres, formant des reliefs abrupts, argiles de numidie, formées de marnes argilo-schisteuses, argiles, grès et calcaires noirs de l'Eocène moyen qui constituent les contreforts entourant le lac.

Pédologie: on y distingue 4 types de sols, les sols des marais dans la partie centrale du lac, les sols tourbeux au niveau de l'aulnaie au Nord du Tonga, les dépôts alluvionnaires d'oued El Hout et oued El Eurg et autour du lac et les sols de prairies marécageuses qui s'assèchent en été.

Hydrologie : Le Lac Tonga est alimenté d'une part par de nombreux affluents (petits ravins) secs en été tout au long des rives Ouest et sud et d'autre part par à l'Est et au Nord Est par des oueds et de 02 sous bassins versants, celui d'oued EL Hout au sud et d'oued El Eurg au Nord ; L'exutoire du Tonga étant l'oued Messida.

Valeurs hydrologiques : Le Tonga a joue un rôle important dans la maîtrise des crues en période hivernale, le captage des sédiments et des matières arrachées par les crues en amont et charriées vers le lac et la stabilisation des dunes littorales.

II.1.3- Hydraulique et gestion de l'eau du Lac Tonga :

Le lac Tonga a subi de nombreux aménagements hydrauliques à des fins agricoles, mais depuis trois décennies, la gestion hydraulique du lac a été abandonnée en raison de l'instabilité des structures qui se sont succédées dans sa gestion. Depuis plus de vingt ans que les canaux principaux et secondaires du lac ainsi que le chenal de la Messida ne sont plus entretenus, les vannes ne sont plus contrôlées et les digues fortement endommagées et ébréchées.

Notre enquête de terrain nous a révélé qu'aucune des structures les plus concernées de la gestion ou de la protection du lac ne dispose d'un plan de gestion ou d'un dispositif de suivi et de contrôle de la qualité et de la quantité de l'eau au niveau du lac et du bassin versant. Nous faisons allusion aussi bien au PNEK, qu'à la DHW et la Conservation des forêts. Néanmoins selon des scientifiques et chercheurs qui se sont intéressés à l'étude de la faune, de la flore et de l'écologie du lac, et nous nous référons surtout à Boumezbeur, 1993 ; de Bélair, 1990 ; Chalabi, 1990 ; Kadid, 1989 et Thomas, 1975; on assiste actuellement à un comblement progressif du lac voir même un atterrissement. Trois facteurs principaux sont à l'origine de ce phénomène :

- l'érosion hydrique et l'atterrissement du lac,

- l'eutrophisation,

- la prolifération de la végétation aquatique du lac (Raachi, 2007).

II.2- Description des sites d'échantillonnages :

La stratégie de cette étude s'appuie sur des prélèvements mensuels effectués dans quatre stations au niveau du Lac Tonga (nord-est Algérien) **(Figure : 9)**.

Fig. 9 : Localisation des stations de prélèvement.

- **Description des stations d'échantillonnage dans le Lac Tonga :**
  - **Station 1 :** Au nord-est de du Lac (en face de la RN) ;
  - **Station 2 :** Au sud-est de du Lac, à la berge sud ;
  - **Station 3:** A la vanne du Lac (canal artificiel du oued Messida vers la Mer) ;
  - **Station 4 :** Au nord du Lac (Berge avoisinant l'arboretum du Tonga).

II.3- Présentation du matériel technique d'étude :

- Filet à plancton (20µm) ;
- Multi paramètre de terrain (WTW. Multi 340i/ SET);
- Bouteille ombrée de 125ml ;
- Bouteille ombrée en verre de 1L ;
- Bouteille en plastique de 1,5L ;
- Papier aluminiums ;
- Papier WATHMAN GF/C 47µm
- Lames et lamelles ;
- Microscope optique ;
- Appareil photos numérique (SONY)
- Etuve (200C°) ;
- Spectrophotomètre **(**Thermo-spectronic /Genesys 8);
- Cuve (10mm)
- Pipette pasteur ;
- Pipette graduée ;
- Capsule ;
- Becher ;
- Fioles jaugées ;
- Erlenmeyer ;
- Burette ;
- Seringue ;
- Distillateur ;
- Colonne de sédimentation ;
- Microscope inversé.

II.4- Récolte des échantillons d'eau et de Cyanobactéries (phytoplancton):

Lors de notre étude, des prélèvements mensuels ont été effectués pendant une période qui s'est étendue du mois d'aout 2010 à juillet 2011 au niveau du Lac Tonga, et sur quatre 04 stations.

La technique de récolte du phytoplancton consiste à :

- Filtrer 50 l d'eau brute du Lac au moyen d'un filet à plancton de 20 µm de maille **(Figure :10)**;
- Prélever 100 ml du filtrat et le verser dans une bouteille ombrée de 125 ml;
- Ajouter immédiatement 5 ml de formol à concentration finale de 35 % afin d'éviter la prolifération des microorganismes vivants.

Les flacons sont gardés à l'abri de la lumière pour conserver les pigments photosynthétiques avant l'estimation quantitative des genres de Cyanobactéries présent dans le Lac, avec formol (Nasri, 2001).

Parallèlement, on prend un litre d'eau de surface à l'aide d'un flacon en verre d'un litre pour le dosage des paramètres physicochimiques.

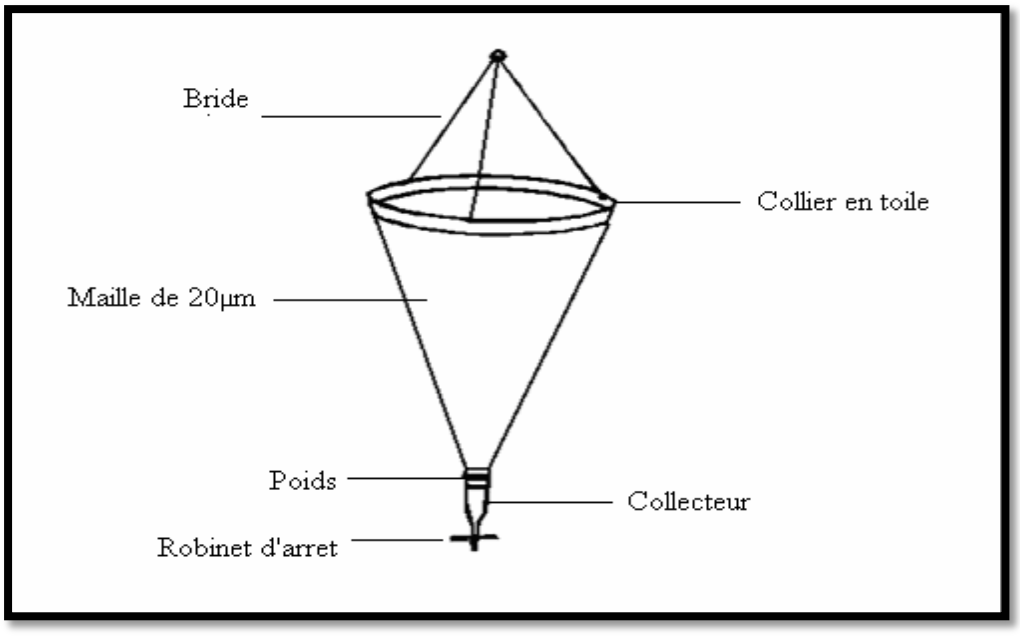
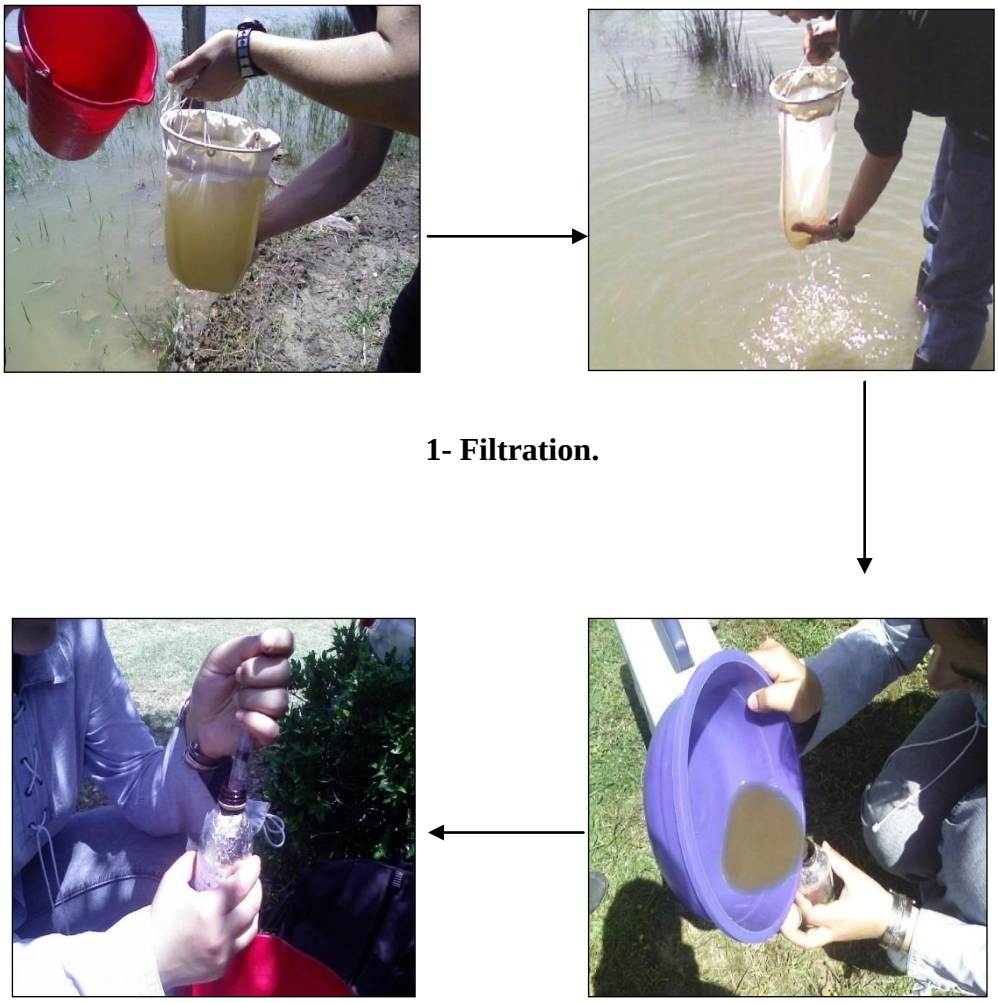


Fig. 10 : Filet à plancton



1- Filtration.

2- Fixation et stockage.

Fig. 11 : Photographies présentant les différentes étapes du prélèvement de l'échantillon

II.5- Identification des Cyanobactéries :

Afin d'observer les échantillons sous le microscope, une goutte du matériel fixé a été prélevée à l'aide d'une pipette Pasteur, puis déposée entre lame et lamelle. Cette dernière est placée sous le microscope optique (**x 40)** afin d'être observée. Cinq préparations microscopiques de l'échantillon ont été réalisées et observées sur l'ensemble de la lamelle soit plus de 500 champs microscopiques.

L'identification à été réalisée selon les clés de détermination de (Bourrely, 1985 ; Anagnostidis & Komàrek, 1988,1990 ; Chretiennot-Dinet, 1990 ; Komarek, 1991 ; Coute, 1995 ; Watanabe, 1996 ; Komàrek et *al*., 2003 ; Komàrek & Komárkova, 2003 ; Couté & Bouvy, 2004 ; Komàrek & Anagnostidis, 1986, 1989 ; 1998,2005) et des ouvrages et publications spécifiques à l'Afrique et aux espèces rencontrées

(Fritsch & Rich, 1929 ; Frémy, 1930 ; Compère, 1974 ; Compère, 1991), basée sur les critères morphologiques suivants :

- L'organisation du thalle (filamenteux, colonial, cellule isolé), sa forme (sphérique, cubique, amorphe, régulière, étirée, clathrée, droite, coudée, spiralée…) ;

- Les types cellulaires rencontrés (cellules végétatives, hétérocytes, akinètes), leur forme (sphérique, cylindrique, ellipsoïdale…) ;

- La présence d'un mucilage ou d'une gaine et ses caractéristiques (couleur, visibilité, aux contours nets ou diffluents, lamellés, homogènes…) ;

- Les dimensions des cellules et leur contenu (vacuoles à gaz, granules…).

Fig. 12 : Photographie et d'identification des Cyanobactéries avec le microscope optique.

II.5.1- Comptage des différents genres de Cyanobactéries et du phytoplancton :

II.5.1.1-Comptage Par méthode classique (Lame et lamelle) :

Le comptage des différents genres de Cyanobactérie a été effectué sous le microscope optique après le dépôt entre lame et lamelle d'une goutte de 0,1 ml prélevée à l'aide d'une pipette Pasteur à partir d'un échantillon homogénéisé.

Sous le microscope optique (**x 40)**, on fait un parcours horizontal sur toute la longueur de la lamelle en se décalant nettement sur sa largeur afin qu'il n'y ait pas de chevauchement. Pour chaque prélèvement on fait le comptage de 5 lames (Champiat & Larpent, 1998).

Le calcule de la moyenne des densités de chaque prélèvement s'est fait selon la formule suivante:

$$M.D = X.10^3/50 \text{ (Individu/L)}$$

X: Moyenne du nombre des colonies dans les (05) lamelles de chaque prélèvement

II.5.1.2- Par microscopie inversée : (La méthode Utermöhl) :

Le comptage des cellules à été réalisé sous microscope inversé (Motic 101M) selon la méthode Utermöhl *(1958)* et Lund *et al. (1958)* ; cette méthode est basée sur la décantation du phytoplancton via une colonne à sédimentation, en ajoutant quelques gouttes de lugol afin de permettre la sédimentation de l'échantillon, elle nous à permis de faire une deuxième identification et comptage des Cyanobactéries, ainsi que le comptage du phytoplancton (Hors Cyanobactéries). Pour cette méthode il ya deux étapes une étape préliminaire qui consiste au traitement de l'échantillon et l'étape de comptage proprement dit :

a. Présentation de la méthode Utermöhl :

a.1- Traitement des échantillons de phytoplancton :

- **Nettoyage du matériel :**

La chambre de sédimentation (Figure :13) doit être nettoyée et séchée entre deux utilisations. Pour cela, les deux parties de la chambre sont nettoyées à l'éthanol (90%) à l'aide d'un petit écouvillon ou d'une petite brosse, puis elles sont rincées à l'eau distillée. La chambre est ensuite laissée à sécher. Il est fait de même pour les lames de verre rondes et carrées.

- **Atteinte de l'équilibre thermique :**

Afin de permettre une distribution aléatoire du plancton dans la chambre de sédimentation, il convient que l'échantillon et tout le matériel utilisé soient à des températures similaires. Pour ce faire, l'échantillon traité et le matériel sont entreposés dans la salle dans laquelle se fera le comptage environ 10h avant le début du comptage.

- **Homogénéisation de l'échantillon :**

Afin de remettre en suspension l'échantillon après un stockage de plus ou moins longue durée, il est nécessaire d'agiter le flacon contenant l'échantillon à traiter. L'agitation est faite manuellement pendant une 15aine de secondes, et comprends une 15aine de mouvements verticaux et horizontaux. Cette agitation ne doit pas être trop vigoureuse de façon à ne pas entraîner la désintégration des colonies fragiles.

- **Préparation du sous-échantillon à faire sédimenter :**

Immédiatement après l'homogénéisation de l'échantillon, un volume 10ml est versé en une seule fois dans la chambre de sédimentation (Chambre de 10ml). Les parties supérieures et inférieures de la chambre de sédimentation sont accolées en les humectant légèrement avec de l'eau distillée afin d'éviter toute fuite pendant le remplissage. La chambre de sédimentation est posée sur une surface plane sans vibrations (La paillasse du laboratoire).

Dans le cas de milieux fortement concentrés en particules, il peut-être effectué des dilutions. Pour cela, une pipette avec embouts amovibles peut être utilisée (embouts de volume 1 ml). Un volume connu de l'échantillon est alors introduit dans une chambre de sédimentation de 10 ml. Il est ensuite ajouté de l'eau distillée pour compléter à 10 ml avec une pissette d'eau distillée. Le volume de sous-échantillon sédimenté doit être repris sur la fiche de comptage.

Après le remplissage de la chambre de sédimentation, une lame de verre ronde est mise au sommet de la chambre de sédimentation. Cette opération doit être effectuée en évitant de piéger des bulles d'air. Il est recommandé d'effectuer la sédimentation à l'obscurité, par conséquent la préparation du sous-échantillon à faire sédimenter est réalisée le soir pour que l'échantillon passe la nuit (obscurité) au laboratoire. Le temps de sédimentation recommandé est de 4h par centimètres pour des échantillons d'eau douce lugolés : 10 ml (2 cm) : 8 heures.

Après la sédimentation, déposer de chaque coté de la colonne de sédimentation une goutte d'eau distillée. Placer une lame de verre rectangulaire à coté de la colonne de sédimentation. Pousser la colonne de sédimentation avec la lame rectangulaire afin de placer la lame au dessus du puits de sédimentation. Si des bulles d'air apparaissent, effectuer un va et vient avec la colonne et la lame rectangulaire afin de chasser les bulles dans la colonne. Déplacer la préparation vers le microscope.

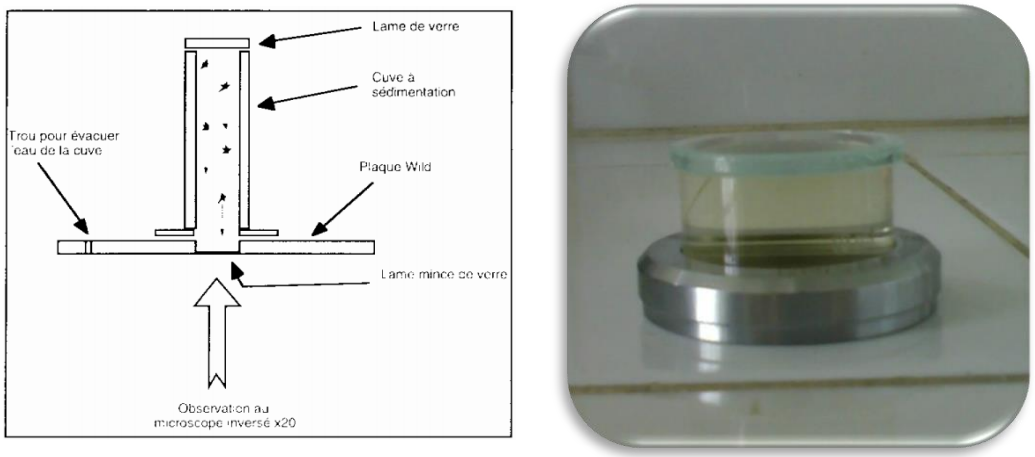
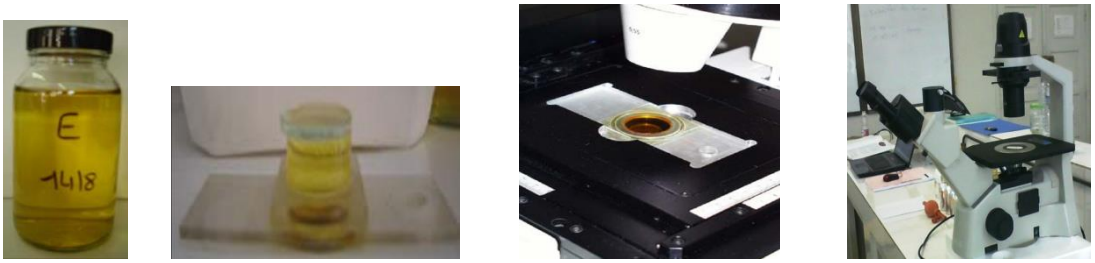


Fig .13 :Détails d'une chambre de sédimentation.



Fixation au lugol **Sédimentation** **Observation** **Identification et dénombrement**

Fig .14: Du prélèvement à la détermination du phytoplancton.

a. 2- Comptage du Phytoplancton et Cyanobactéries :

- **Stratégies de comptage :**

Trois stratégies sont envisageables, cependant la deuxième est celle qui est utilisée préférentiellement dans notre expérimentation :

-1- Le comptage est effectué par transects (diamètres). Au minimum ½ diamètre doit être compté afin de prendre en compte l'éventuel effet de bord. Pour cette stratégie, le nombre de diamètres doit être indiqué sur le cahier.

-2- Dans le cas d'échantillons présentant de faibles densités, il est possible d'effectuer le comptage sur la chambre entière. Pour cette stratégie, il doit être spécifié que l'entièreté de la chambre a été comptée.

-3- Il est également possible d'effectuer le comptage sur un nombre de champs choisis aléatoirement. Pour cette stratégie de comptage, le nombre de champs doit être indiqué sur le cahier.

Dans tous les cas, le comptage se fait par champs, qui correspondent au réticule oculaire des microscopes (tableau : 3 pour les dimensions).

Notes :

- Dans notre études le comptage se fait à l'objectif x40 et avec le zoom x1.6, et sur toute la surface de la chambre.
- Une fois le comptage terminé, la fiche de traçabilité est complétée (Tableau 4).

Tableau 3 : Dimensions du cadre de comptage pour les différents grossissements.

	Zoom x 1		Zoom x 1.6	
Objectif	Largeur	Longueur	Largeur	Longueur
x10	730 µm	1120 µm	450 µm	700 µm
x20	360 µm	550 µm	220 µm	350 µm
x40	190 µm	290 µm	112 µm	180 µm
x100	80 µm	110 µm	45 µm	70 µm

Diamètre d'une chambre de comptage	26 mm

- **Saisie manuscrite des listes taxonomiques :**

Un cahier est utilisé pour noter les noms des taxons et leurs effectifs(Relevé phytoplanctonique). Sur chaque page utilisée sont indiqués en haut, le nom complet de la station et la date de prélèvement. Au bas de la page sont indiquées la date de détermination et les initiales de l'agent ayant effectué le comptage. Une liste floristique manuscrite est remplie en fonction des taxons et effectifs trouvés (Voir tableau: 4).Le nombre d'individus peut être indiqué soit en chiffres arabes, soit au moyen du carré barré(ㄴ, -). Après le comptage, le contenu de la chambre de sédimentation est jetée. Celle-ci est ensuite nettoyée.

Tableau 4 : Exemple du relevé phytoplanctonique.

Relevé phytoplanctonique en plan d'eau *v.3.3.1*

Comptage du phytoplancton *(méthode Utermöhl)* *Septembre 2009*

Plan d'eau :		**Date :**	
Station ou n° d'échantillon :		**Code lac :**	
Taxinomiste :		**Réf. dossier :**	

COMPTAGE	❑ CHAMPS ALEATOIRES ❑ TRANSECTS		
Volume sédimenté en ml (v) :		**Dilution :** ❑ oui ❑ non ; si oui facteur de dilution **(d)**:	
Surface de la chambre en mm² (A) :		Le nombre d'objet/ml du taxon i (N_i) est obtenu avec : $N_i = (x_i/c)*[(Ad)/(av)]$ *Conforme à la norme EN15204*	
Surface d'un champ[4] en mm² (a) :		**Remarques, observations :**	
Nbre de champs comptés (c) :		**Nbre total d'individus comptés :**	

Code taxon	Libellé objet (cel., col., fil.) [5]	Nom du taxon	Cf.	Biovol./obj. (μm^3)	Nbre d'objets comptés (x_i)

[4] Dans le cas de comptage de transects, la surface d'un champ correspond à la surface d'un transect.

[5] Choix de l'objet compté. cel. : cellule ; col. : colonie ; fil. : filament (par 100µm de long).

- **Calculs des concentrations cellulaires :**

> Nombre d'organismes par ml pour un volume sédimenté :

$$N = n\ ind \times R / V$$

Avec :

N : nombre d'organisme par ml ;

n ind : nombre d'individus comptés ;

V : volume sédimenté (ml) ;

R : Rapport de comptage : **(**R = Surface de la chambre / Surface du comptage**)**

[R = (3.1416 x 13²) / ((0.112 x 13 x 2) x nb dia)**]**

Avec : **R :** rapport de comptage (mm²/mm²)

13 : rayon de la chambre

0.112 mm : Largeur de la bande

3.1416 : PI

nb dia : nombre de diamètres comptés

II.6- Mesure des paramètres physicochimiques et biologiques de l'eau:

II.6.1- Mesure des paramètres physicochimiques in situ :

Les mesures des paramètres physicochimiques (T°, ph et oxygène dissout) ont été réalisées *in situ* à l'aide d'un multi paramètres **«WTW. Multi 340i/ SET»** de la manière suivante:

Fig.15: Photographies d'un multi-paramètre «WTW. Multi 340i/ SET»

- Après prélèvement des échantillons d'eau, nous avons procédé à la mesures des paramètres physico-chimiques ;
- Une fois la berge atteinte nous procédons à l'acclimatation d'une bouteille de 1l en la déposant dans l'eau du Lac pendant quelques secondes. Ensuite, la remplir avec cette eau;
- Faire plonger la sonde appropriée dans la bouteille;
- La lecture s'effectue après la stabilisation de l'affichage sur l'écran ;
- Le rinçage des sondes avec de l'eau distillée est obligatoire avant et après chaque usage.

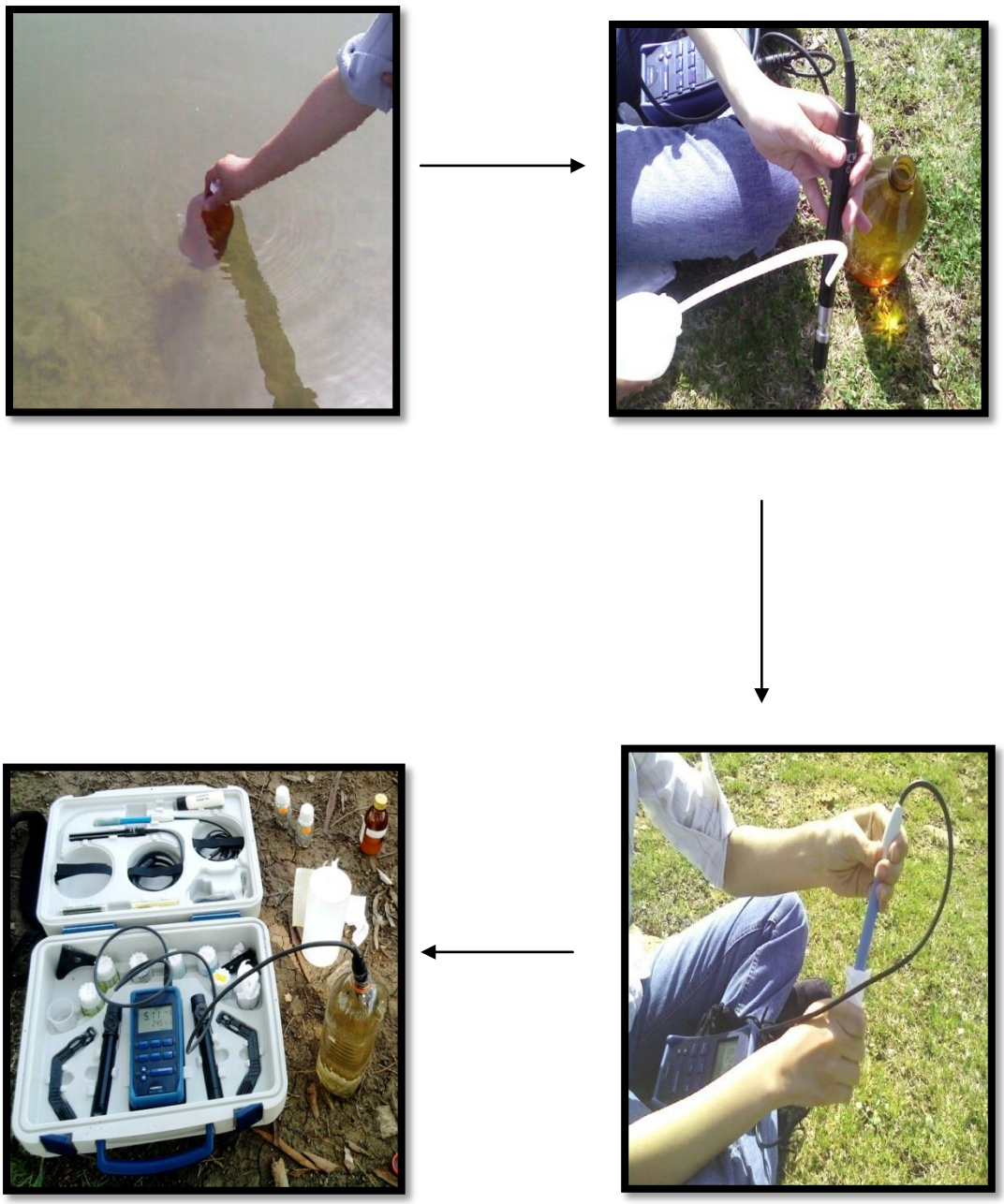


Fig. 16 : Photographies présentant les différentes étapes de la mesure des paramètres physicochimiques(in situ).

II.6.2- Mesure du paramètre biologique :

- **Analyse de la chlorophylle *a* : *Méthode monochromatique de Lorenzen (1967)*.**

La détermination quantitative globale de la fraction particulaire vivante dans les milieux aquatiques est importante pour l'étude et la compréhension des phénomènes écologiques. Pour cela, une estimation de la biomasse phytoplanctonique par voie chimique (par extraction et détermination des pigments photosynthétiques) s'avère satisfaisante, plus simple et plus rapide que des méthodes basées, par exemple, sur le comptage des cellules.

❖ **Principe de la méthode**

- Filtration d'un volume d'eau connu (sur filtre WHATMAN GF/C 47 µm) en présence de carbonate de Magnésium ;
- Récupération du filtre et dissolution des pigments dans un solvant approprié (acétone à 90 %) ;
- Filtration en vue de récupérer une solution dépourvue de particules en suspension ;
- Mesure des densités optiques aux longueurs d'ondes appropriées (l = 665 nm et l =750 nm) avant et après acidification.

❖ **Mode opératoire**

- **La filtration :** L'eau doit être filtrée le plus rapidement possible après le prélèvement ; ceci permet l'élimination grossière du zooplancton. Cette opération consiste à filtrer l'eau brute dans un flacon jaugé de 1000 ml au travers d'un filet ou un tamis de 200 à 250 µm de vide de maille. L'échantillon d'eau brute est ensuite filtré sous vide, sur membrane en fibre de verre (WHATMAN GF/C 47 µm) sur laquelle sont déposées 3 à 4 gouttes de carbonate de magnésium afin de favoriser la filtration et d'éviter l'altération de la chlorophylle.

- **Extraction des pigments :**

- Elle est réalisée dans 10 ml d'acétone à 90%. Le filtre et l'extrait pigmentaire ne doivent jamais rester à la lumière. A cet effet, il est bon d'envelopper les tubes dans du papier aluminium ;

- Prendre le filtre, le plier en 4 et le placer dans un tube contenant 10 ml d'acétone a 90%. Les filtres peuvent ainsi être conservés au congélateur, un mois au maximum ;
- Déchiqueter le filtre à l'aide d'une baguette ou d'un tube de verre à embout coupant. Boucher et agiter pour disperser les fibres ;
- Laisser l'extraction se poursuivre : soit pendant une vingtaine d'heures au réfrigérateur dans l'acétone à 90 % ; soit pendant 1 h à température ambiante dans le méthanol ;
- Laisser revenir à température ambiante si nécessaire, ajuster exactement le volume ; Boucher et agiter ;
- Centrifuger pendant une minute ; faire tomber les fibres de verre qui adhèrent à la paroi au-dessus de la surface du solvant, par un léger mouvement d'agitation ;
- Centrifuger à nouveau 5-10 min à 3000-4000 tr/min-1 ; les tubes doivent rester bouchés pour éviter l'évaporation ;
- transférer le surnageant de centrifugation dans la cuve du spectrophotomètre ; éviter l'entraînement de fibres de verre en aspirant lentement (à l'aide d'une seringue en verre) ;
- Mettre la cuve en place et s'assurer de son positionnement correcte ; lire les absorbances brutes des extraits non acidifiés aux longueurs d'onde de 665 et 750 nm. Soit Abna 665 et.Abna750. La mesure à 750 nm doit rester inférieure à 0.005 par centimètre de trajet optique ;
- Acidifier par addition de 10µl d'acide chlorhydrique (HCL) 0.3 mol.l-1 pour 1 ml et attendre 2 à 3 min ;
- Mesurer les absorbances brutes des extraits acidifiés à 665 et 750 nm (soit Aba 665 et Aba750).

❖ **Expression des résultats :** Les absorbances brutes à 665 nm et les blancs de turbidité à 750 nm doivent être corrigés en soustrayant les blancs des cuves ; pour obtenir les absorbances nettes on soustrait les absorbances corrigées mesurées à 750 nm des absorbances corrigées mesurées à 665 nm, c'est-à-dire :

- avant acidification: Ana 665 = (Abna 665 – bc665) - (Abna750 – bc750)

- après acidification : Aa 665 ~ (Aba 665 - bc665) – (Aba750 - bc750)

▪ La concentrations de chlorophylle a se calcule d'après la relation :

$$\textbf{[Chlo-}a\textbf{] (mg.m}^{-3}\textbf{)} = \frac{26.7\left(A^{na}{}_{665} - A^{a}{}_{665}\right)\times v}{V \times l}$$

Avec :

V: volume d'eau filtrée (l) ;

v : volume du solvant d'extraction (ml) ;

l : longueur du trajet optique de la cuve de mesure (cm) ;

$\boldsymbol{A^{na}_{665}}$ **:** Absorbance à 665 nm moins l'absorbance à 750 nm avant acidification ;

$\mathbf{A^{a}_{665}}$ **:** Absorbance à 665 nm moins absorbance à 750 nm après acidification.

II.6.3- Mesure des paramètres de pollution :

Les paramètres de pollutions (nitrite, nitrate, phosphate, ammonium) sont mesurés à l'aide d'un spectrophotomètre (thermo-spectronic /Genesys 8).

Fig. 17 : Photographie d'un Spectrophotomètre (Thermo-spectronic /Genesys 8).

Fig. 18 : Photographie des cuves d'un spectrophotomètre.

Fig.19 : Photographie de la méthode d'analyse des paramètres de pollution.

- **Formes d'azote**

L'azote représente une exigence principale pour la synthèse des acides aminés et des protéines des algues, où il constitue au minimum 3 à 4 % du poids sec cellulaire. Plusieurs sources d'azote sont potentiellement disponibles aux algues. Celles-ci incluent les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), et les ions de l'ammonium **(NH_4^+)**. (Reynolds, 1984a).

II.6.3.1- Dosage des ions ammonium (NH_4^+). (Rodier 1978)

- **Réactifs :**

-Réactif de Nessler

- Bichlorure de mercure …….. 13,55g
- Iodure de potassium …….. 36g
- Eau distillée ……1L

Placer le bichlorure de mercure pur très justement prélevé dans une fiole jaugée de 1 L. Ajouter environ 100ml d'eau distillée puis l'iodure de potassium.

Agiter jusqu'à la dissolution et compléter à 1L. Cette liqueur inaltérable ajouter au moment du besoin de 300ml de lessive de soude pur (d=1,336).

-Solution mère étalon à 0,01g/l d'azote

- Chlorure d'ammonium…… 3,82g/l
- Eau distillée ……..1L

Solution fille étalon à 0,01g/l d'azote

Amener à l'aide d'eau distillée 10ml de la solution mère à 1000ml dans une fiole jaugée.

- **Courbe d'étalonnage :**

Dans une série de fioles jaugée de 50ml : Introduire avec agitation

N° des fioles	T	I	II	III	IV	V	VI
Solution étalon d'azote à 0,01g/l	0	0,2	0,5	1	2	4	6
Eau distillée (ml)	50	49,8	49,5	49	48	46	44
Correspondance en mg d'azote	0	0,002	0,005	0,01	0,02	0,04	0,06
Réactif de Nessler	2	2	2	2	2	2	2

Laisser au repos pendant 10min. effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 425nm. Construire la courbe d'étalonnage.

- **Mode opératoire :**

Introduire 50ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée. Ajouter 2ml de réactif de Nessler et mélanger. Lire à la longueur d'onde de 425nm.

- **Expression des résultats :**

La courbe d'étalonnage donne la teneur en azote ammoniacal exprimé en mg/l.

II.6.3.2- Dosage des Orthophosphates :

- **Principe :**

Selon **Rodier en 1978**, en milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique.

Certaines formes organiques pouvant être hydrolysées au cours de l'établissement de la coloration et donner des orthophosphates, le développement de la coloration est accélérée par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium.

- **Réactifs :**

– Solution d'acide sulfurique (d = 1,84) à 15 % environ en volume.

– Solution de molybdate d'ammonium ……..40 g/l.

- Molybdate d'ammonium tétra hydraté ……...20 g
- Eau distillée ……500 ml

Filtrer si nécessaire, à conserver en flacon de polyéthylène à 4 °C.

– Solution d'acide ascorbique ……20 g/l :

- Acide ascorbique…….. 2 g
- Eau distillée…… ….100 ml

À préparer chaque jour.

– Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium à… 2,8 g/L :

- Tartrate double d'antimoine et de potassium…….. ….0,28 g
- Eau distillée……. 100 ml

– Réactif combiné :

- Solution d'acide sulfurique …….50 ml
- Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium ...5 ml
- Solution de molybdate d'ammonium …….15 ml
- Eau distillée ……100 ml

Conserver le réactif au réfrigérateur à ……..4 °C.

– Solution mère étalon à 50 mg/l de phosphore :

- dihydrogénophosphate de potassium desséché au préalable à l'étuve à 100 °C ……219,7 mg
- Eau distillée ……..100 ml

Acidifier la solution par 1 ml d'acide sulfurique à 15 % avant d'ajuster le volume.

– Solution fille étalon à 1 mg/L de phosphore.

Diluer au 1/50 la solution précédente avec de l'eau distillée au moment de l'emploi.

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

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 ml :

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V
Solution étalon de phosphore à 1 mg/L (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	20	19	15	10	5	0
Correspondance en milligrammes de phosphore	0	0,001	0 ,005	0,010	0,015	0,020

Introduire dans chaque fiole 1 ml de solution d'acide ascorbique, agiter,
Puis ajouter 4 ml de réactif, mélangé soigneusement, compléter éventuellement le volume à 25 ml. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au

spectromètre à la longueur d'onde de 700 ou 800 nm en cuve de 1 cm. Construire la courbe d'étalonnage.

- **Mode opératoire :**

Vérifier le ph de l'échantillon qui doit être compris entre 2 et 7, l'ajuster si nécessaire. Introduire 20 ml d'eau dans une fiole jaugée de 25 ml, ajouter 1 ml de solution d'acide ascorbique puis poursuivre comme pour l'établissement de la courbe d'étalonnage. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

- **Expression des résultats :**

La courbe donne la teneur en phosphore, exprimée en milligrammes pour la prise d'essai.

II.6.3.3- Dosage des Nitrites :

- **Principe :**

Selon **Bendscheider et Robinson (1952)**, la diazotation de l'sulfanilamide en milieu acide et sa copulation avec le dichlorure de N-(naphtyl-1) éthylène diamine donne un complexe coloré pourpre susceptible d'un dosage colorimétrique.

- **Réactifs :**

- Acide chlorhydrique à 10%(en volume)
- Solution de sulfanilamide :
  - Sulfanilamide …….1g
  - Acide chlorhydrique à 10% ……. .100ml
- Solution de dichlorhydrate N (1-naphtyl) éthylène diamine à 0,1%
- Solution mère étalon d'azote nitreux à 100mg/l :
  - Nitrite de sodium ……..0,4928g
  - Eau distillée……1litre.

Dessécher le nitrite de sodium 1 heure à l'étuve à 105C°.

- Solution fille étalon d'azote nitreux à 1mg/l :

Diluer au 1/100 la solution précédente avec de l'eau distillée. A préparer chaque jour.

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

Introduire dans une série de fioles jaugées de 50 ml :

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V
Solution fille étalon à 1 mg/l (ml)	0	1	2,5	5	7,5	10
Eau distillée (ml)	50	49	47,5	45	42,5	40
Correspondance en milligrammes par litre d'azote nitreux (NO2)	0	0,02	0,05	0,1	0,15	0,20
Solution de sulfanilamide (ml)	1	1	1	1	1	1

Agiter vigoureusement et attendre 5 minutes.

Solution de N (1-naphtyl) éthylène diamine (ml)	1	1	1	1	1	1

Laisser au repos 10 minutes. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 543 nm. Construire la courbe d'étalonnage.

- **Mode opératoire :**

Introduire 50 ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée puis poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

- **Expression des résultats :**

Pour une prise d'essai de 50 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitreux (NO_2), exprimée en milligrammes par litre d'eau.

II.6.3.4- Dosage des Nitrates :

- **Principe :**

Selon **Rodier en 1978**, en présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

- **Réactifs :**

- Solution de salicylate de sodium à 0,5% à renouveler toutes les 24 heures.
- Acide sulfurique concentré (d = 1,84).
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium :
  - Hydroxyde de sodium 400g
  - Tartrate double de sodium et de potassium 60g
  - Eau distillée 1000ml

Faire dissoudre les sels dans de l'eau. Laisser refroidir et compléter à 1000ml.
A conserver dans un flacon en polyéthylène.

- Solution étalon mère d'azote nitrique à 0,1g/l :
  - Nitrate de potassium anhydre 0,722g

- Eau distillée 1000ml
- Chloroforme pour conserver 1ml

– Solution fille étalon d'azote nitrique à 0,005g/l.

Amener 50 ml de la solution mère à 1 000 ml avec de l'eau distillée.

➢ **Établissement de la courbe d'étalonnage :**

Dans une série de capsules de 60 ml, introduire successivement :

Numéro des capsules	T	I	II	III	IV
Solution étalon d'azote nitrique à 0,005g/l	0	1	2	5	10
Eau distillée (ml)	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/L d'azote nitrique	0	0,5	1	2,5	5
Solution de salicylate de sodium (ml)	1	1	1	1	1

Evaporer à sec au bain-marie ou dans une étuve portée à 75-80 °C (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Laisser refroidir. Reprendre le résidu par 2ml d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 ml d'eau distillée puis 15 ml de solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 420 nm. Soustraire des densités optiques lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

➢ **Mode opératoire :**

Introduire 10 ml d'eau dans une capsule de 60 ml (pour des teneurs en azote nitrique supérieures à 10 mg/L, opérer une dilution). Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Ajouter 1ml de solution de salicylate de sodium puis poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10 ml d'eau distillée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

➢ **Expression des résultats :**

Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO_3), multiplier ce résultat par 4,43.

II.7- Etude statistique :

On à utilisé le logiciel Minitab, version 12,21 pour l'analyse statistique. Le test de corrélation de Pearson et l'ACP sont utilisé pour calculer les corrélations entre les différents paramètres physico-chimiques, biologiques et la densité algale. En plus on a utilisé l'analyse de la variance à un seul critère de classification pour voir est ce qu'il ya des différences significatives entre les différents paramètres physico-chimiques, biologiques, phytoplancton et cyanobactéries en fonction des stations et du temps, et le test de Student pour voir est ce qu'il ya des différences significatives entre la densité des cyanobactéries et la densité du phytoplancton ainsi que la comparaison entre les deux méthodes de comptage (Utermöhl / Lame et lamelle).

RESULTATS ET INTERPRETATION

III. RESULTATS ET INTERPRETATION :

III.1- Identification générique et comptage des Cyanobactéries et du Phytoplancton au niveau du lac Tonga :

III.1-1. Par la méthode classique (LAME ET LAMELLE) :

III.1-1.1. Identification et distribution générique des cyanobactéries au lac Tonga:

Des prélèvements ont été effectués chaque mois durant la période de Aout 2010 à Juillet 2011 au niveau de quatre 04 stations du lac "Tonga". Après observation au microscope photonique des échantillons prélevés, nous avons pu identifier selon la clé de détermination de (Geitler, 1932 ; Bourrelly, 1985 ; Rippka, 1988 ; Coute, 1995 ; Anagnostidis, 1999 ; Komarek et Castenholz, 2001 ; Nasri, 2001) :

14 genres de cyanobactéries potentiellement toxiques , sur les 40 genres répertoriés comme toxiques à travers le monde (Bourrelly, 1985) (Tableau 5).

- Les genres: *Merismopedia, Microcystis, Cynécocystis, Eucapsis et Gomphosphaeria* sont de forme cellulaire et se présente en colonies (ou en amas). **(Voir photos).**
- Les genres : *Oscillatoria, Lyngbia, Anabaena, Pseudanabaena, Spirulina, Aphanizomenon, Nodularia, Calothrix et Phormidium* sont de formes filamenteuses ou trichomes **(Voir photos).**

L'identification a été basée sur des critères morphologiques tels que :

- La forme des cellules (largeur, longueur, filamenteuse, coloniale) ;
- Leurs enveloppes mucilagineuses ;
- Coloration, pigmentation ;
- La présence ou non de structures cellulaires caractéristiques « akinétes, hétérocystes et vacuoles gazeuses ».

<u>Tableau N°5 :</u> Distribution générique mensuelle des Cyanobactéries potentiellement toxiques au niveau du Lac Tonga durant la période d'Aout 2010 à Juillet 2011.

Date	Genre	Nbr	Date	Genre	Nbr
Janvier	*Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Gomphosphaeria* *Aphanizomenon* *Eucapsis*	06	Juillet	*Lyngbia* *Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Gomphosphaeria* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Calothrix*	10
Février	*Lyngbia* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Calothrix* *Phormidium* *Eucapsis*	06	Aout	*Lyngbia-Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Gomphosphaeria* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Calothrix* *Spirulina -Nodularia*	12
Mars	*Oscillatoria* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Aphanizomenon*	04	Sept	*Oscillatoria* *Microcystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Lyngbia* *Aphanizomenon* *Calothrix* *Merismopedia*	08
Avril	*Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Gomphosphaeria* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Lyngbia*	09	Octo	*Oscillatoria* *Microcystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Lyngbia* *Aphanizomenon* *Phormidium*	07
Mai	*Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Gomphosphaeria* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Calothrix* *Spirulina*	10	Nov	*Oscillatoria* *Microsystems* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Lyngbia* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Spirulina*	08
Juin	*Lyngbia-Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Gomphosphaeria* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Calothrix* *Spirulina-Eucapsis*	12	Dec	*Oscillatoria* *Microcystis* *Spirulina*	03

D’après le tableau n°5 on peut voir que la fréquence la plus élevée est au mois de Juin et Aout avec la présence de douze 12 genres qui sont : ***Lyngbia, Oscillatoria, Microcystis, Cynécocystis, Anabaena, Pseudanabaena, Gomphosphaeria, Nodularia, Aphanizomenon, Phormidium, Calothrix et Spirulina.*** En revanche la fréquence la plus faible est enregistrée au mois de Décembre avec trois 03 genres qui sont : ***Oscillatoria, Microcystis et Spirulina***.

Le graphe suivant nous donne le nombre de genres rencontrés dans chaque prélèvement.

Date (Mois)	Nbr de genre
Janvier	06
Février	06
Mars	04
Avril	09
Mai	10
Juin	12
Juillet	10
Aout	12
Septembre	08
Octobre	07
Novembre	08
Décembre	03

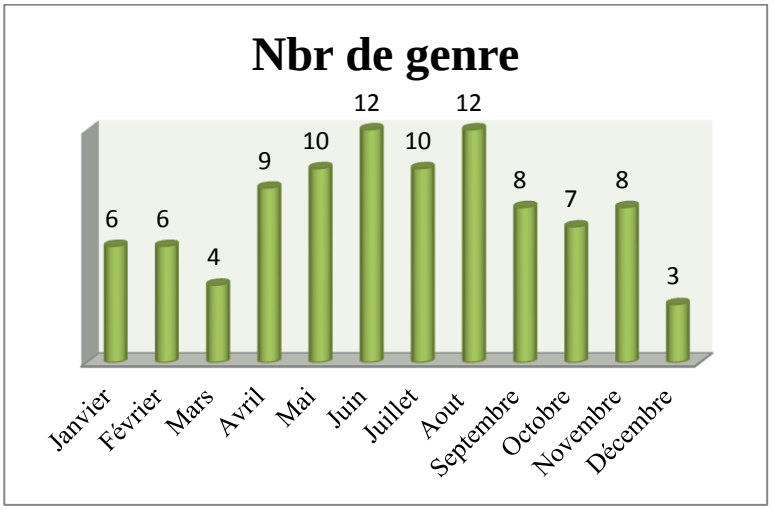


Fig.20: Distribution générique des Cyanobactéries au lac Tonga(Lame /lamelle)

a) **Le genre *Oscillatoria*** :

Les trichomes du genre ***Oscillatoria*** sont libres, solitaires, dépourvus de gaines .Ils sont droit ou flexueux, parfois tordus en hélice régulière.

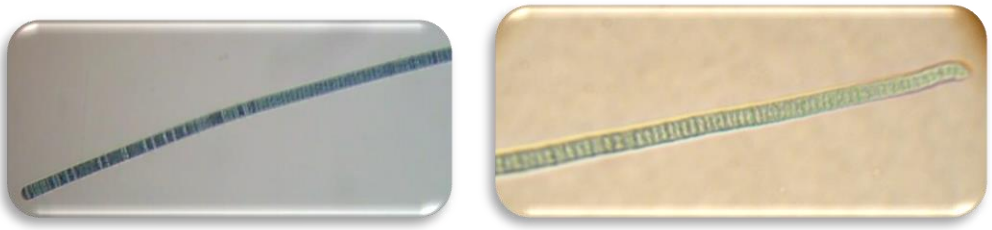


Fig.21 : Photographie du genre *Oscillatoria*

a) Le genre *Lyngbia* :

Les trichomes droits ou irrégulièrement contournés, parfois hélicoïdaux, sont simples, entourés d’une gaine ferme ou diffluente, incolore ou colorée.

Les filaments sont solitaires, libres ou fixés, ou réunis en masse.

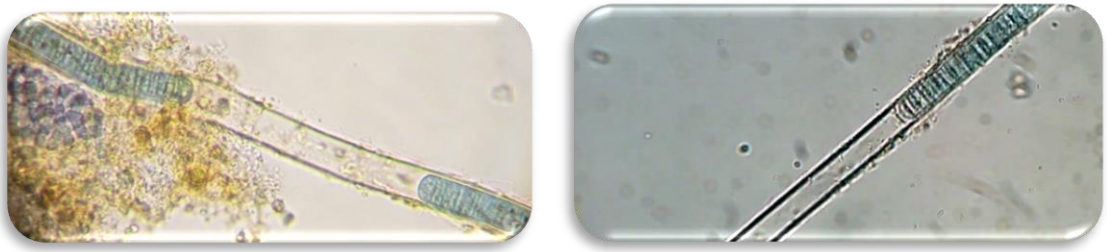
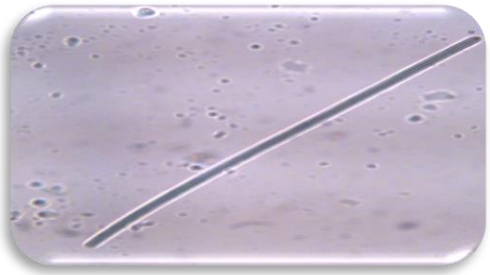


Fig.22 : Photographie du genre *Lyngbia.*

b)

Le genre *Phormidium* :

Le genre ***Phormidium*** ne se distingue de celui de ***Lyngbia*** que par leur gaine presque toujours diffluente.



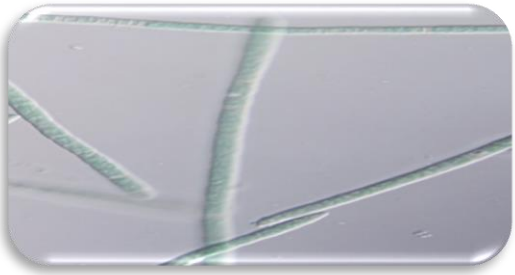


Fig.23 : Photographie du genre *Phormidium.*

a) Le genre *Spirulina* : Leur trichomes dépourvus de gaine sont solitaire, mobiles, régulièrement enroulés en hélice plus ou moins serrée. Les cloisons visibles dans les grandes formes sont pratiquement invisibles chez les petites espèces.

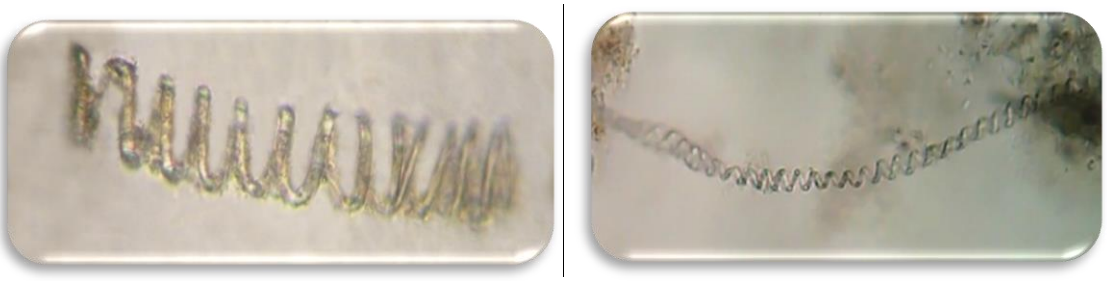


Fig.24 : Photographie du genre *Spirulina.*

e) Le genre *Microcystis* :

Les cellules sphériques sont groupées en colonies grâce à une gelée. Elles sont réparties plus ou moins régulièrement dans toute la gelée. Les colonies ont des formes très variées.

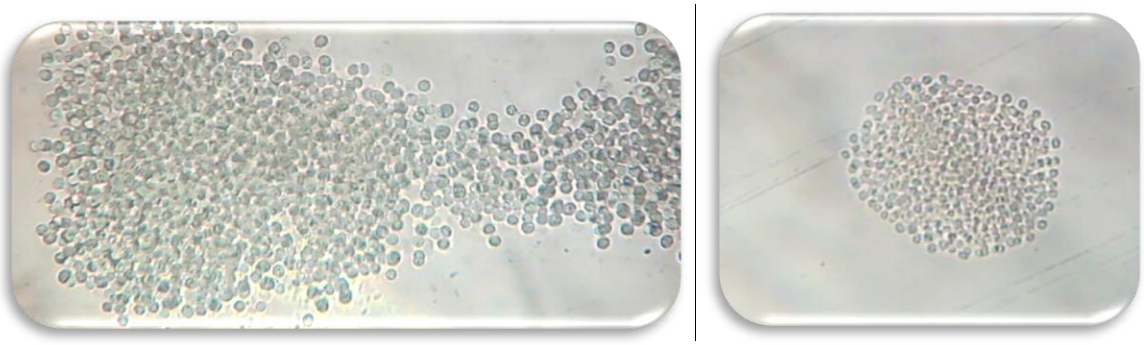


Fig.25 : Photographie du genre *Microcystis.*

f) Le genre *Anabaena* :

Les trichomes sont simples, réguliers, d'égale épaisseur, et présente des hétérocystes intercalaires plus ou moins nombreux. Les trichomes sons libres, sans gaines. Les akinètes indispensable pour une détermination spécifique, sont solitaires ou en chaine contigüe aux hétérocystes au contraire éloigner de ces derniers.

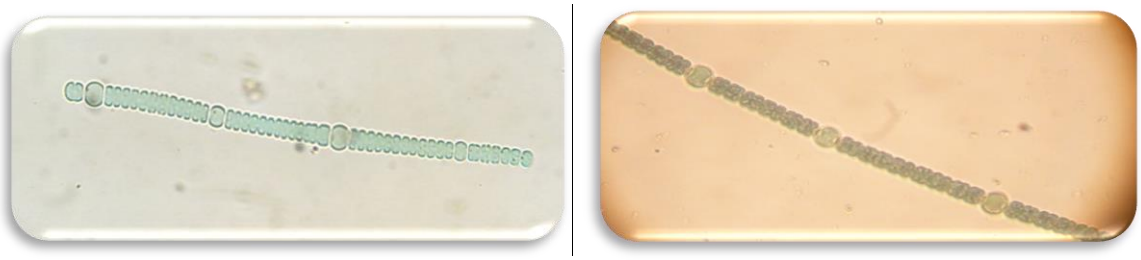


Fig.26 : Photographie du genre *Anabaena.*

g) Le genre *Cynécocystis* :

Les cellules sphérique sont solitaires libres et dépourvues de gaine gélatineuse. Une membrane gélatineuse peu marquée.

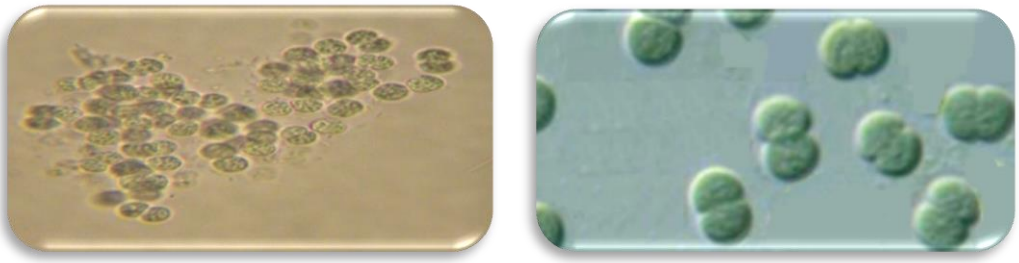


Fig.27 : Photographie du genre *Cynécocystis.*

h) Le genre *Gomphosphaeria* :

Cellules ellipsoïdales, sphériques ou ovoïdes. De plus une gelée homogène entoure l'ensemble. Les cellules sont disposées au périphérique de la colonie qui flotte librement.

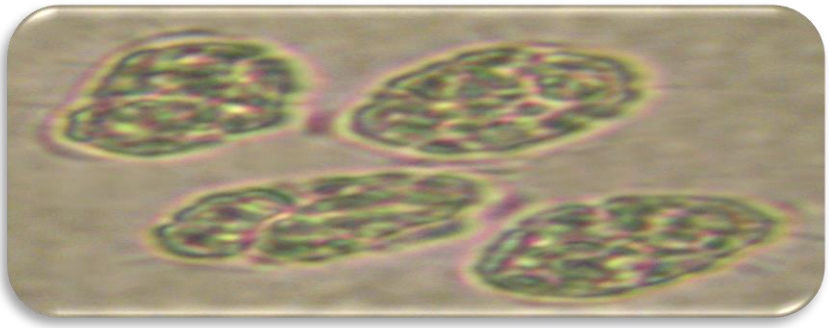


Fig.28 : Photographie du genre *Gomphosphoria.*

i) Le genre *Nodularia*

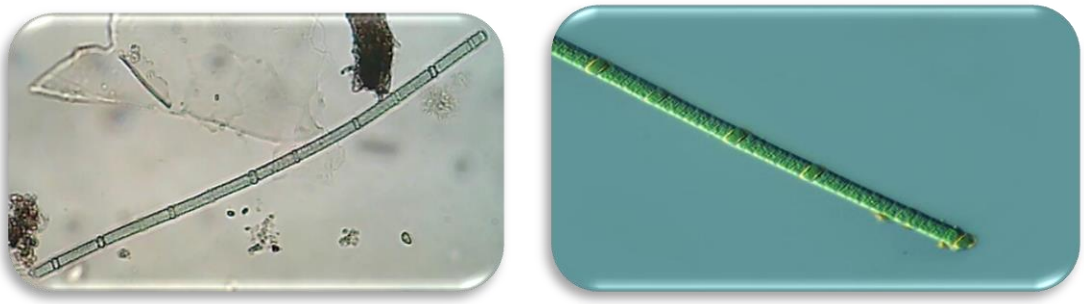


Fig.29 :Photographie du genre *Nodularia.*

j) Le genre *Merismopedia:*

Après division cellulaire les cellules restent collées, et s'organisent les unes par rapport aux autres mais sans communication entre elles pour former une colonie. Ce genre se différencie du genre *Microcystis* par ses colonies plates tabulaires dont les cellules sont disposées régulièrement en rangées verticales et horizontales.

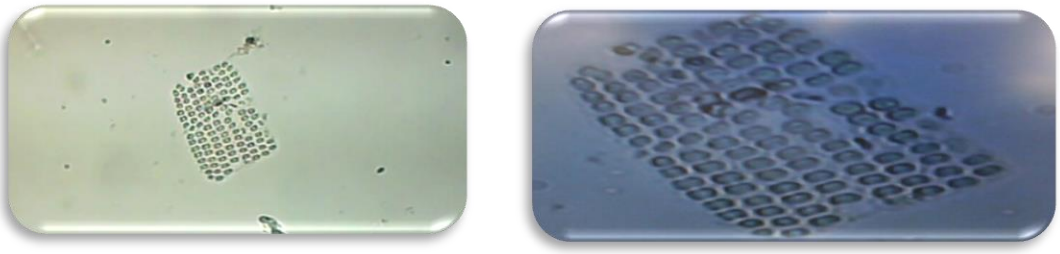


Fig.30 :Photographie du genre *Merismopedia.*

k) Le genre *Eucapsis*

Sont des colonies en forme de cubes, résultants de la division en trois plans des cellules sphériques à ovales ; elles sont disposées en rangées perpendiculaires au sein d'un mucilage (JAEGER E. C. 1972).

Fig.31 :Photographie du genre *Eucapsis.*

l) Le genre *Calothrix:*

Formes hétérocystées présentant exclusivement des fausses ramifications. Le trichome mature a généralement une gaine épaisse et présente une atténuation apicale très marquée (le rapport base/apex est de 3 à 5) avec un hétérocyste terminal. Les fausses ramifications sont fréquentes et pas d'akinètes formés.
Les hormogonies sont mobiles, sans gaine ou avec une gaine mince, de taille uniforme. Elles différencient un seul hétérocystes terminal.

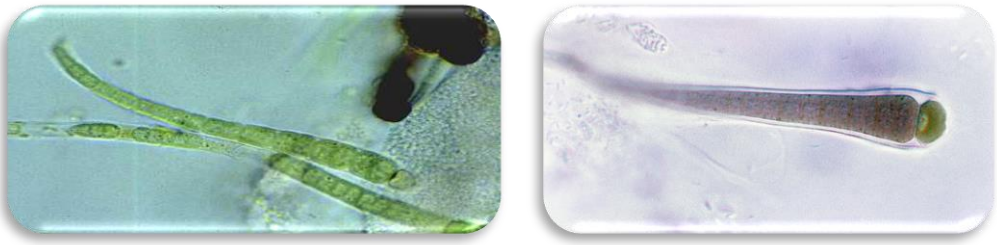


Fig.32 :Photographie du genre *Calothrix*.

m) Le genre *Pseudanabaena:*

Trichome droit à cellules isodiamétriques ou cylindriques, mobiles et sans gaine ; Les cellules possèdent des vacuoles de gaz polaires; elles sont séparées par des constrictions profondes. La reproduction s'effectue par fragmentation transe-cellulaire ou intercellulaire du trichome.

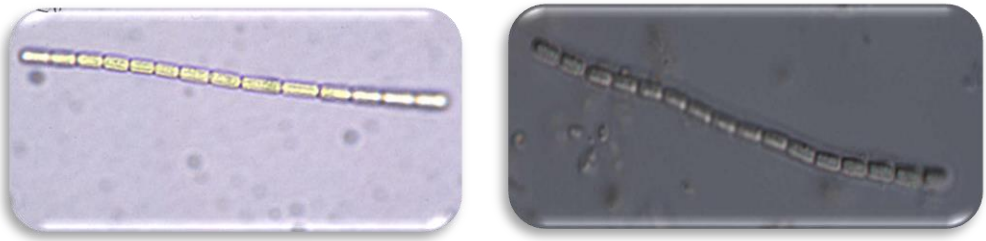


Fig.33 :Photographie du genre *Pseudanabaena*.

n) Les genre *Aphanizomenon :*

Filaments flottant librement, dont on trouve quelques espèces réunies en faisceau microscopique (jusqu'à 2 cm de long) avec des colonies trichomes; trichomes droites, légèrement courbées, cylindrique ou conique fortement ou en permanence à l'extrémités et toujours sans gaines fermes (Bornet & Flahault, 1886).

Fig.34 :Photographie du genre *Aphanizomenon*.

III.1.1.2- Etudes quantitatives des Cyanobactéries identifiées au niveau du Lac Tonga durant la période d'études :

a. Distribution spatiale de la densité :

L'estimation des densités des Cyanobactéries potentiellement toxiques, des quatre Stations de prélèvement du Lac Tonga, à montré que la station 1 présente la densité la plus élevée et ce par rapport aux stations respectives : 4, 2 et 3.

La figure suivante, donne un aperçu graphique de la distribution des taux relatifs aux densités des Cyanobactéries. Lesquelles ont été relevées dans chacune des quatre stations de prélèvement du Lac Tonga.

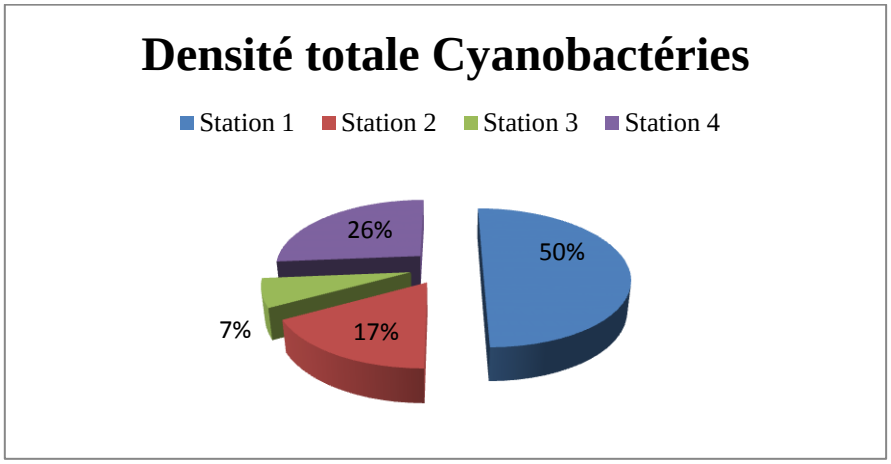


Fig.35 : Taux des densités des Cyanobactéries répartis selon les quatre stations de prélèvement du Lac Tonga.

Les résultats de l'analyse de la variance relative aux densités des Cyanobactéries en fonction des Quatre (04) stations du Lac Tonga, sont les suivants :

ANOVA à un facteur contrôlé : Station 1; Station 2; Station 3; Station 4

Analyse de variance pour densité

Source	DL	SC	CM	F	P
station	3	14131169	4710390	2,13	0,110
Erreur	44	97403087	2213707		
Total	47	111534256			

L'analyse de la variance montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les quatre (4) stations en ce qui concerne la densité Cyanobactérienne (F= 2,13, P= 0.110), suite à ce résultat notre étude se restreint à la moyenne de variation temporelle de cette dernière au niveau du Lac.

b. Distribution temporelle de la densité des Cyanobactéries identifiées dans le Lac Tonga :

L'estimation de la moyenne des densités mensuelles globale des Cyanobactéries dans le Lac Tonga, révèle une variation de la distribution de ces populations dans le temps. En effet, les densités des Cyanobactéries les plus élevées (dépassant 3025 Ind/l) sont observées durant la période qui s'étale du mois de Juin 2010 au mois de novembre 2010. En revanche, la densité la plus faible est relevée au cours du mois de décembre, alors que les mois de février et mars présentent des densités très faibles ; La figure suivante, met en relief l'aperçu graphique de cette distribution.

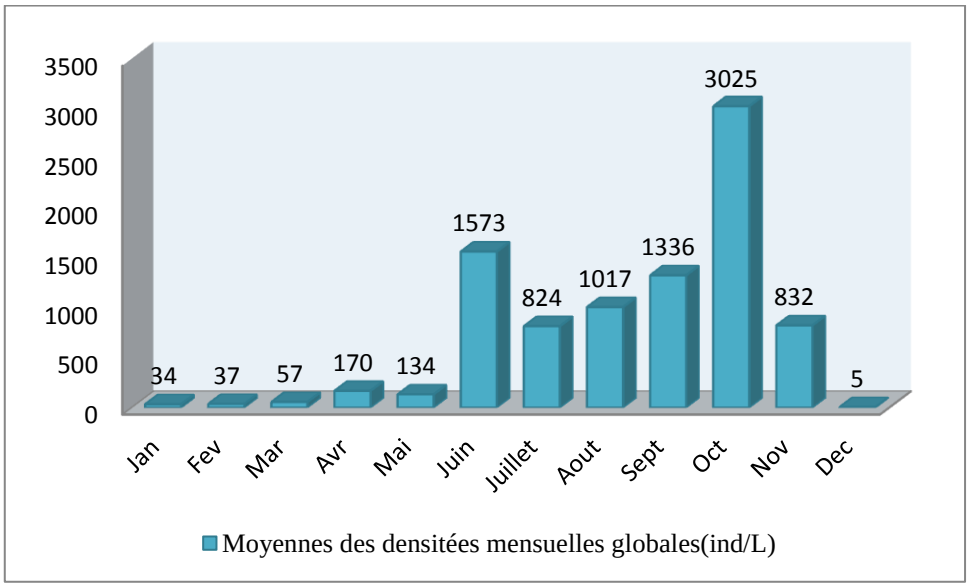


Fig.36 :Variation des moyennes des densités mensuelles globales (Moyenne des 04 stations) des Cyanobactéries au niveau du Lac Tong.

ANOVA à un facteur contrôlé : Densité Cyan en fonction de MOIS

Analyse de variance pour d cyano

Source	DL	SC	CM	F	**P**
mois	11	42,717	3,883	8,59	**0,000**
Erreur	36	16,266	0,452		
Total	47	58,983			

L'analyse de la variance montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les moyennes de densité en cyanobactéries en fonction des Mois **(F= 8.59 ; P = 0.000).**

c. Distribution saisonnière des Cyanobactérie au niveau du Lac Tonga :

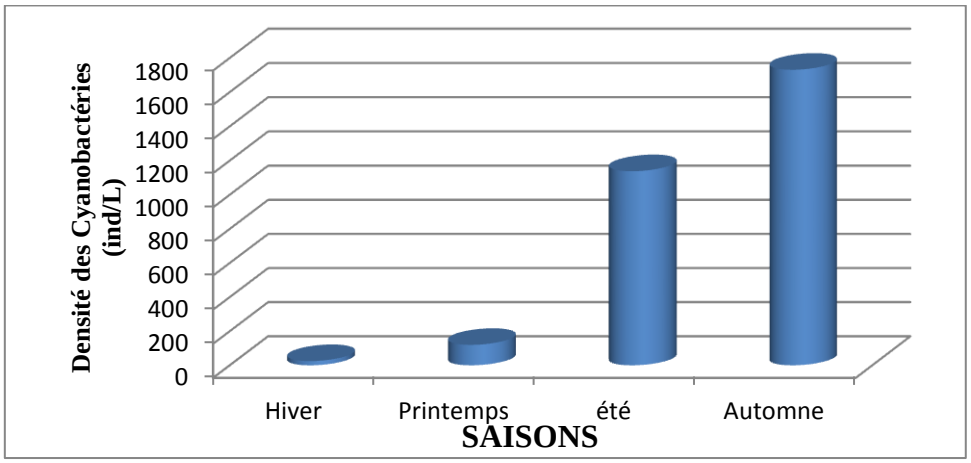


Fig.37 :Variations saisonnières des moyennes de densités des Cyanobactéries dans le lac Tonga (Aout 2010 à Juillet 2011).

A Travers la figure 37 et le calcule des moyennes de densités saisonnières des Cyanobactéries on remarque que les plus fortes densités sont respectivement observées en Automne (1731 ind/l) et en été (1138 ind/l). Alors qu'en hiver et au printemps, celles ci sont très faibles (25 et 120 ind/l).

d. Détermination de la prédominance des différents genres de Cyanobactéries :

d-1. Prédominance générique dans l'ensemble du lac :

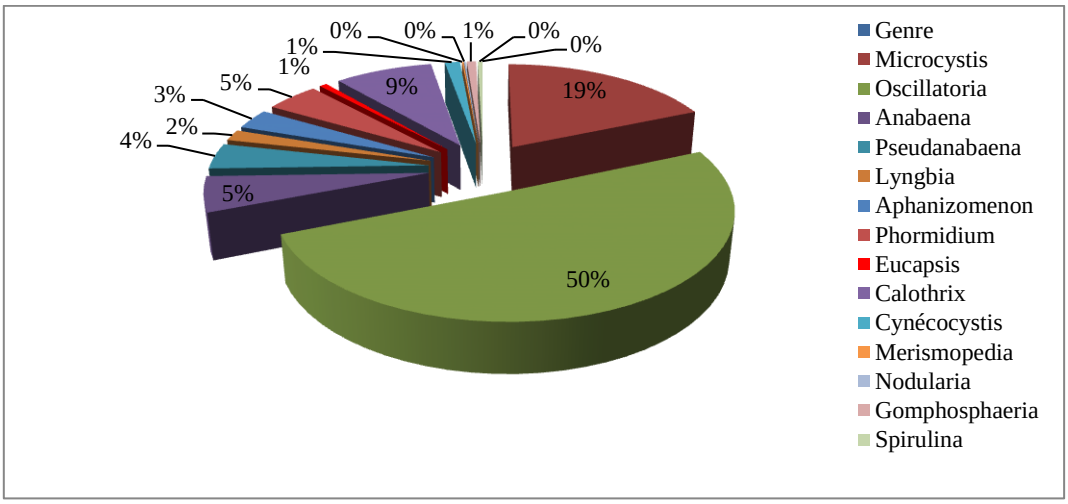


Fig. 38 : Taux des principaux genres de Cyanobactéries toxiques récoltés dans le Lac Tonga.

Les résultats de la figure 38, montrent que les genres ***Oscillatoria, Microcystis et Calothrix*** sont prédominants ; Ils représentent respectivement 50, 19 et 9 % de l'ensemble des genres composant le peuplement des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga. Les autres genres qui restent sont présents à de faibles densités, leur densités varient entre 0 et 5 %.

d-2. Prédominance générique dans chaque station d'étude :

- **Station 01 :**

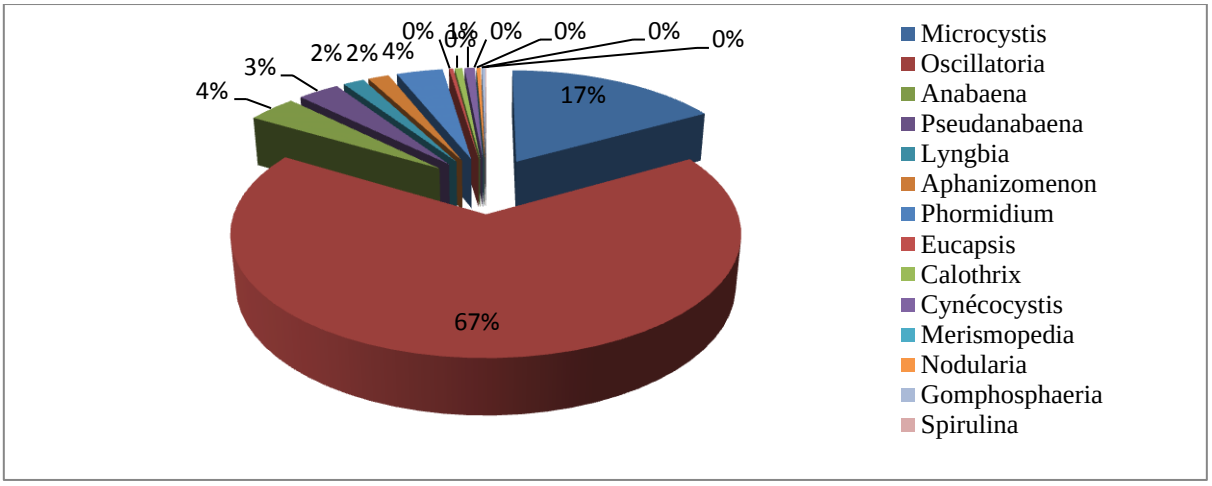


Fig .39 : prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 01).

Les résultats de la figure 39, montrent que les genres ***Oscillatoria*** et ***Microcystis*** sont prédominants ; Ils représentent respectivement 67 et 17% de l'ensemble des genres composant le peuplement des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga (Station1). Les autres genres qui restent sont présents à de faibles densités, leur densités varient entre 0 et 4 %.

- **Station 02 :**

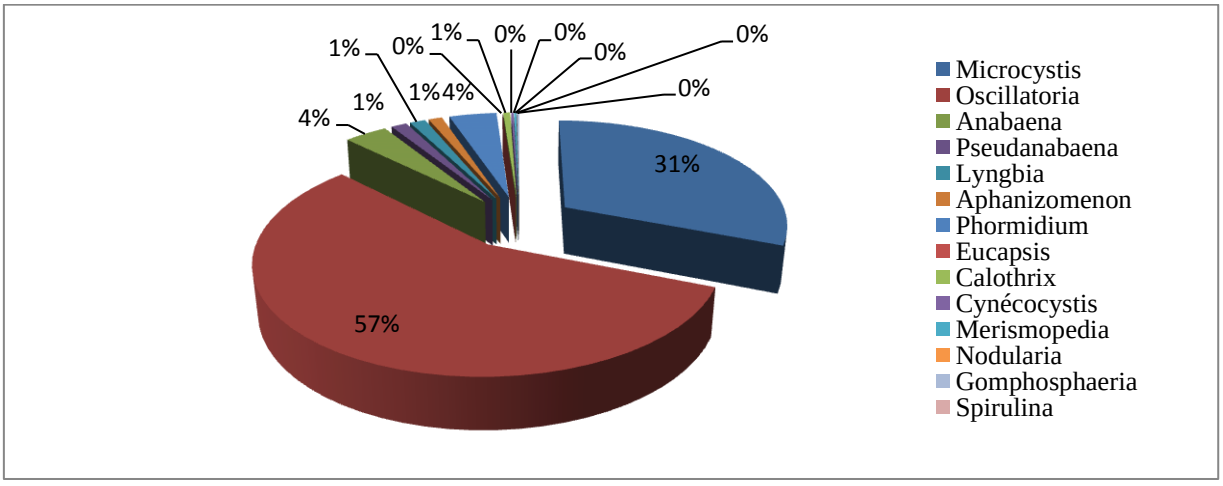


Fig.40 : prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 02).

Les résultats de la figure 40, marquent que les genres ***Oscillatoria*** et ***Microcystis*** sont prédominants ; Ils représentent respectivement 57 et 31% de l'ensemble des genres composant le peuplement des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga (Station 2) ce qui est le même cas que la première station.

➢ **Station 03 :**

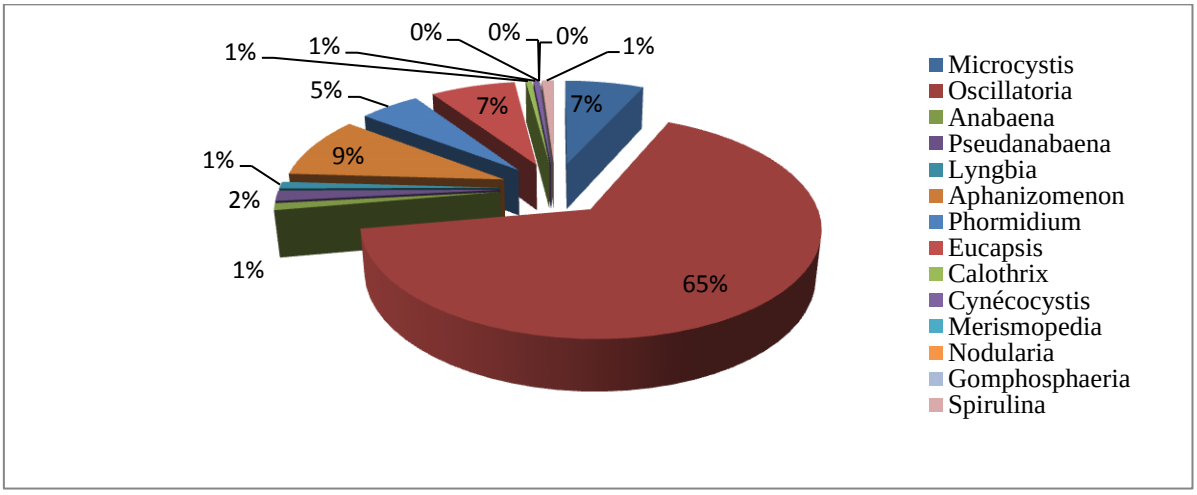


Fig.41 : prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 03).

Les résultats de la figure 41, montrent que le genre ***Oscillatoria*** est majoritaire ; Il représente 65% de l'ensemble des genres composant le peuplement des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga (Station 3). Les autres genres qui restent sont présents à de faibles densités, leurs densités varient entre 0 et 9%.

➢ **Station 04 :**

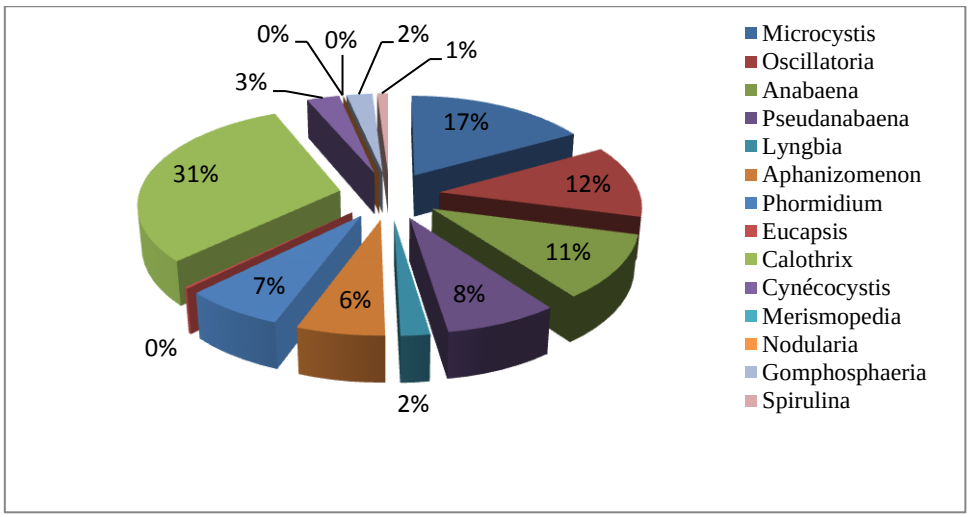


Fig.42 : prédominance des différents genres de Cyanobactéries (Station 04).

Les résultats de la figure 42, marquent que les genres prédominants sont ***Calothrix, Microcystis, Oscillatoria*** et ***Anabaena***; Ils représentent respectivement 31, 17,12 et 11% de l'ensemble des genres composant le peuplement des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga (Station 4) ce qui est différent des autres stations d'étude. Les autres genres sont présents à de faibles densités, leurs densités varient entre 0 et 8 %

III.1-2. Par la méthode de la microscopie inversée (UTERMÖHL) :

III.1-2.1. Identification et distribution générique des cyanobactéries au lac Tonga:

Pour les mêmes prélèvements effectués chaque mois durant la période d'aout 2010 à Juillet 2011 au niveau de quatre 04 stations du lac "Tonga" ; on ajoute quelques gouttes de LUGOL aux échantillons fixés au préalable avec du formaldéhyde à concentration initiale 35%. Après l'observation au microscope inversé des échantillons prélevés , nous avons pu identifier selon la même clé de détermination de **(Geitler,1932 ;Bourrelly,1985 ;Rippka ,1988 ;Coute,1995 ; Anagnostidis, 1999 ;Komarek et Castenholz, 2001 ;Nasri,2001) :** 15 genres de cyanobactéries potentiellement toxiques , sur les 40 genres répertoriés comme toxiques à travers le monde **(Bourrelly, 1985)** (Tableau 6).

Les genres: *Merismopedia, Microcystis, Cynécocystis, Eucapsis, Croccococus et Gomphosphaeria* sont de forme cellulaire et se présente en colonies (ou en amas). **(Voir photos).**

Les genres : *Oscillatoria, Lyngbia, Anabaena, Pseudanabaena, Spirulina, Aphanizomenon, Nodularia, Calothrix et Phormidium* sont de formes filamenteuses ou trichomes **(Voir photos).**

<u>Tableau N°6 :</u> Distribution générique mensuelle des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga durant la période d'Aout 2010 à Juillet 2011(UTERMÖHL).

Date	Genre	Nbr	Date	Genre	Nbr
Janvier	*Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Lyngbia* *Spirulina* *Eucapsis* *Anabaena*	07	Juillet	*Lyngbia* *Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Anabaena- Calothrix* *Pseudanabaena* *Spirulina* *Aphanizomenon* *Phormidium*	10
Février	*Cynécocystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Calothrix* *Microcystis* *Eucapsis* *Spirulina* *Oscillatoria*	08	Aout	*Lyngbia-Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Phormidium* *Croccococus* *Mérismopedia* *Calothrix- Spirulina*	11
Mars	*Pseudanabaena* *Eucapsis* *Cynécocystis* *Spirulina* *Lyngbia* *Microcystis* *Anabaena*	07	Sept	*Oscillatoria* *Microcystis* *Anabaena* *Phormidium* *Croccococus* *Cynécocystis* *Pseudanabaena* *Lyngbia- Spirulina* *Aphanizomenon*	10
Avril	*Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Lyngbia- Eucapsis* *Nodularia* *Calothrix*	11	Oct	*Oscillatoria* *Microcystis* *Anabaena* *Phormidium* *Calothrix* *Pseudanabaena* *Lyngbia* *Spirulina*	08
Mai	*Lyngbia-Oscillatoria* *Microcystis* *Cynécocystis* *Anabaena* *Nodularia* *Pseudanabaena* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Calothrix* *Spirulina-Eucapsis*	12	Nov	*Oscillatoria* *Microsystems* *Anabaena* *Pseudanabaena* *Lyngbia* *Croccococus* *Gomphosphaeria* *Eucapsis* *Phormidium* *Spirulina*	10
Juin	*Lyngbia-Oscillatoria* *Microcystis* *Anabaena- Calothrix* *Nodularia* *Pseudanabaena* *Aphanizomenon* *Phormidium* *Spirulina-Eucapsis*	11	Dec	*Oscillatoria* *Microcystis* *Spirulina* *Pseudanabaena* *Anabaena* *Lyngbia* *Calothrix*	07

D’après le tableau n°6 on peut constater que la fréquence la plus élevée est au mois de Mai avec la présence de douze 12 genres qui sont : ***Lyngbia, Oscillatoria, Microcystis, Cynécocystis, Anabaena, Pseudanabaena, Eucapsis, Nodularia, Aphanizomenon, Phormidium, Calothrix et Spirulina.*** En revanche, la fréquence la plus faible est enregistrée au mois de Décembre, Janvier et Mars avec sept **07** genres pour chaque mois.

Le graphe suivant nous donne le nombre de genres rencontrés dans chaque mois :

Date (Mois)	Nbr de genre
Janvier	**07**
Février	**08**
Mars	**07**
Avril	**11**
Mai	**12**
Juin	**11**
Juillet	**10**
Aout	**11**
Septembre	**10**
Octobre	**08**
Novembre	**10**
Décembre	**07**

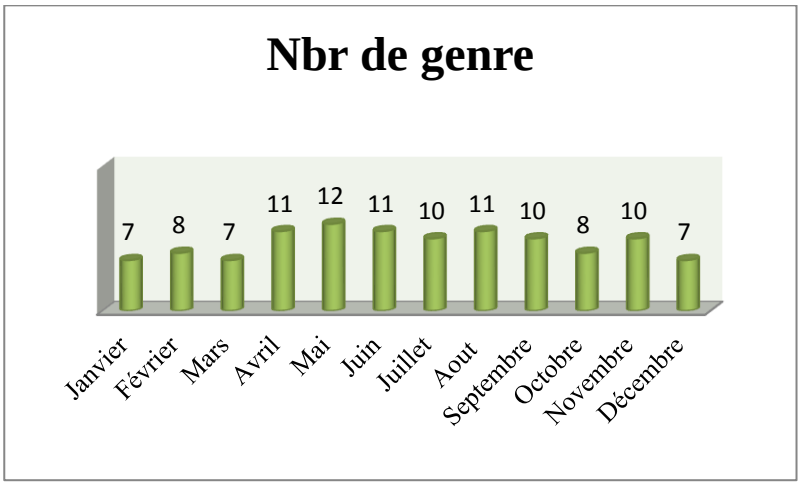


Fig.43 : Distribution générique des cyanobactéries au lac Tonga(UTERMOHL).

Le tableau 06 démontre que un dépassement numérique d’un 01 seul genre avec la méthode Utermöhl par rapport à la méthode classique (Lame et lamelle) ;il s’agit du genre ***Croccococus.***

Fig.44: Photographie du genre *Croccococus.*

III.1-2.2. Etudes quantitatives des Cyanobactéries identifiées au niveau du Lac Tonga durant la période d'études :

a. Distribution spatiale de la densité :

L'estimation des densités moyenne des Cyanobactéries potentiellement toxiques, des quatre Stations de prélèvement du Lac Tonga, à montré que la station 1 présente la densité la plus élevée et ce, par rapport aux stations : 2,4 et 3.

La figure suivante, donne un aperçu graphique de la distribution des taux relatifs aux densités moyennes de Cyanobactéries. Lesquelles ont été relevées, dans chacune des quatre stations de prélèvement du Lac Tonga.

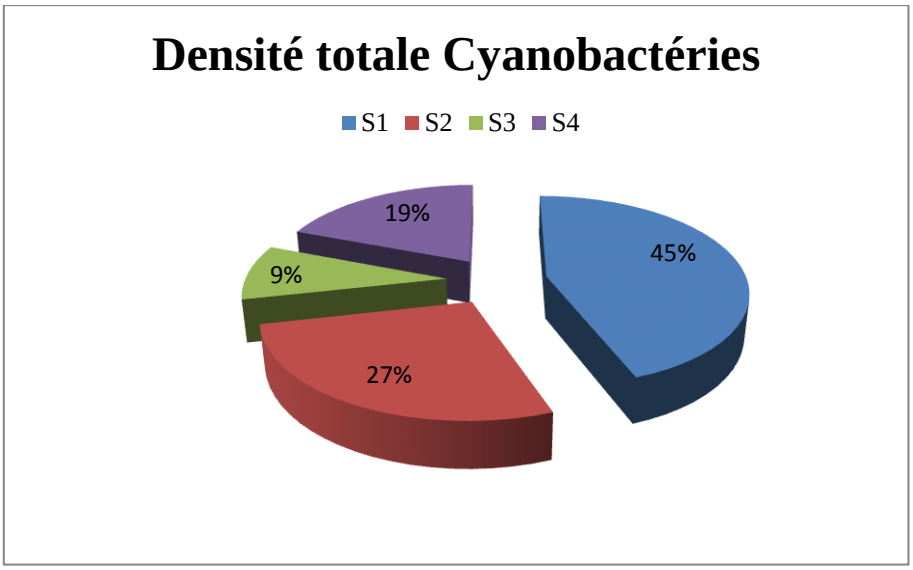


Fig.45: Taux des densités des Cyanobactéries répartis selon les quatre stations de prélèvement du Lac Tonga.

Les résultats de l'analyse de la variance relative aux densités des Cyanobactéries en fonction des sites du Lac Tonga, sont les suivantes.
ANOVA à un facteur contrôlé : Densité Ind/L en fonction des Stations

Analyse de variance pour Densité

Source	DL	SC	CM	F	P
C3	3	3437973	1145991	**1,77**	**0,166**
Erreur	44	28438776	646336		
Total	47	31876749			

L'analyse de la variance montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les quatre (4) stations en ce qui concerne la densité Cyanobactérienne (F= 1.77 ; P= 0.166), suite à ce résultat notre étude se restreint à la moyenne de variation temporelle de cette dernière au niveau du Lac.

b. Distribution temporelle de la densité des Cyanobactéries identifiées dans le Lac Tonga :

L'estimation de la moyenne des densités mensuelles globale des Cyanobactéries dans le Lac Tonga, révèle une variation de la distribution de ces populations dans le temps. En effet, les densités des Cyanobactéries les plus élevées (dépassant 1970 Ind/l) sont observées durant la période qui s'étale du mois de Juin 2010 au mois de novembre 2010. En revanche, la densité la plus faible est relevée au cours du mois de Janvier (13 Ind/l), alors que les mois de février, mars et décembre présentent des densités très faibles ; La figure suivante, donne un aperçu graphique de cette distribution.

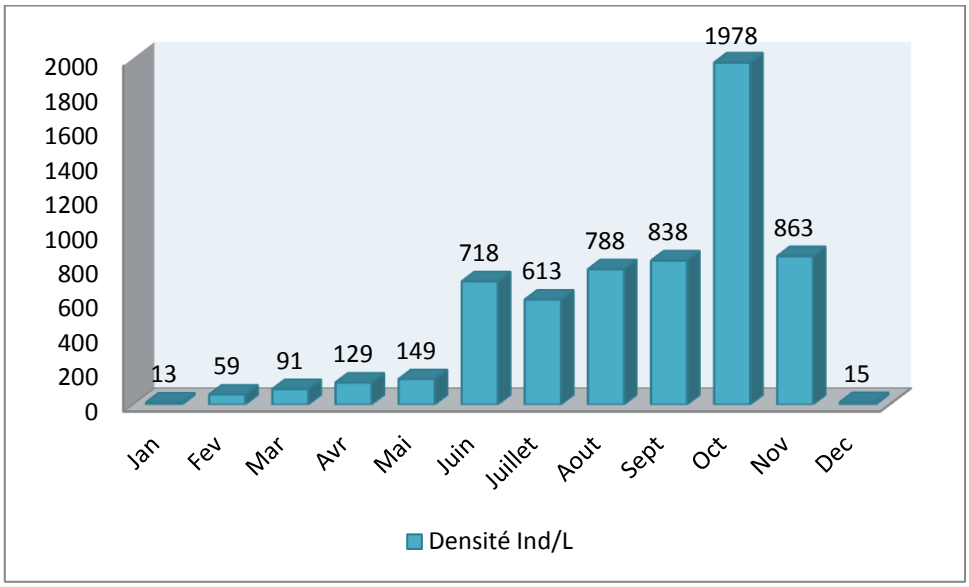


Fig.46 : Variation des moyennes des densités mensuelles globales (Moyenne des 04 stations) des Cyanobactéries au niveau du Lac Tong.

ANOVA à un facteur contrôlé : Densité Ind/L en fonction des Mois

Analyse de variance pour Densité

Source	DL	SC	CM	F	P
Date	11	14653902	1332173	2,78	0,010
Erreur	36	17222847	478412		
Total	47	31876749			

L'analyse de la variance montre qu'il y a une différence significative entre les moyennes de densité mensuelles des cyanobactéries (F=2.78 **; P= 0.010).**

c. Distribution saisonnière des Cyanobactérie au niveau du Lac Tonga :

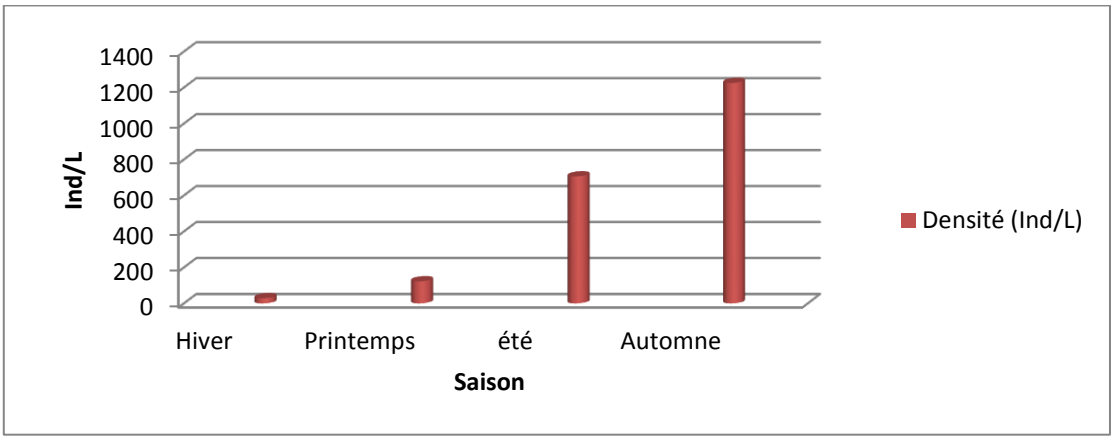


Fig.47 :Variations saisonnières des moyennes de densités des Cyanobactéries dans le lac Tonga (Aout 2010 à Juillet 2011).

A Travers la figure 47 et le calcule des moyennes de densités saisonnières des Cyanobactéries on remarque que les plus fortes densités sont respectivement observées en Automne (1226 ind/l) et en été (706 ind/l). Alors qu'en hiver et en printemps, les densités saisonnières sont très faibles (29 et 123 ind/l).

d. Détermination de la prédominance des différents genres de Cyanobactéries :

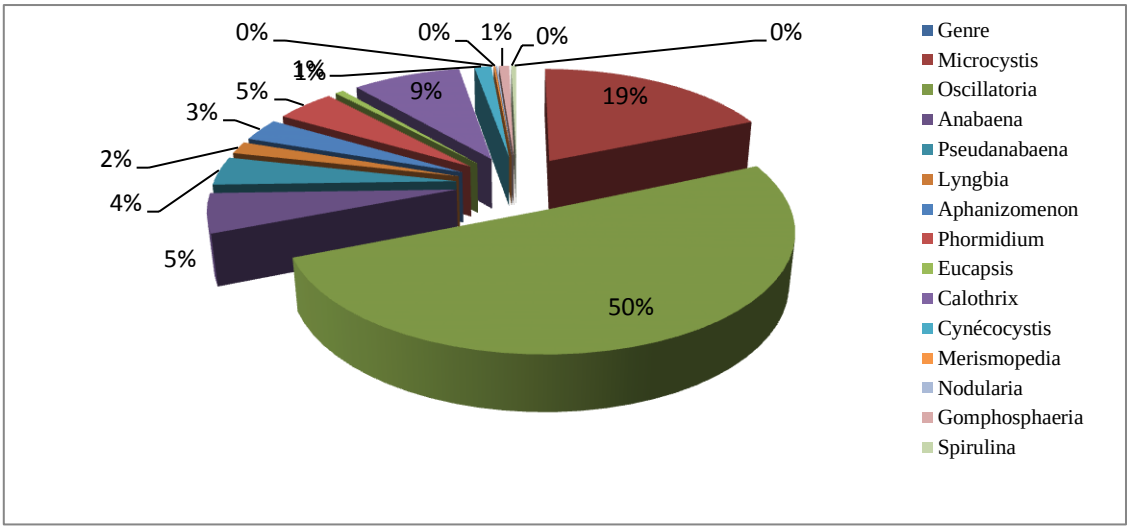


Fig.48 : Taux des principaux genres de Cyanobactéries toxiques récoltés dans le Lac Tonga.

A travers les résultats de la figure 48, on remarque que les genres ***Oscillatoria, Microcystis et Calothrix*** sont prédominants ; Ils représentent respectivement 50, 19 et 9 % de l'ensemble des genres composant le peuplement des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga. Les autres genres qui restent sont présents à de faibles densités, leurs densités varient entre 0 et 5 %.

III.1-2.3. Dénombrement du phytoplancton avec la microscopie inversée (UTERMÖHL) :

Un dénombrement du phytoplancton (tout genres confondu et hors Cyanobactéries) à été réalisé grâce à la technique de microscopie inversée (UTERMÖHL, 1958) et ce pour les quatre 04 stations d'études ; les résultats sont exprimés comme suit :

a)- Distribution spatiale de la densité :

L'estimation des densités du Phytoplancton, des quatre Stations de prélèvement du Lac Tonga, à montré que la station 1 présente la densité la plus élevée et ce, par rapport aux stations : 3, 2 et 4.

La figure suivante, donne un aperçu graphique de la distribution des taux relatifs aux densités du Phytoplancton. Lesquelles ont été relevées dans chacune des quatre stations de prélèvement du Lac Tonga.

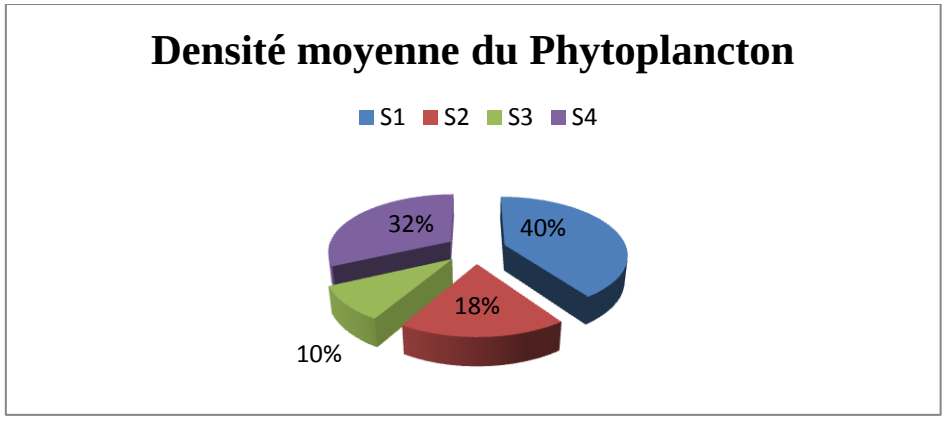


Fig.49: Taux des densités du Phytoplancton répartis selon les quatre stations de prélèvement du Lac Tonga.

- **Station 01 :**

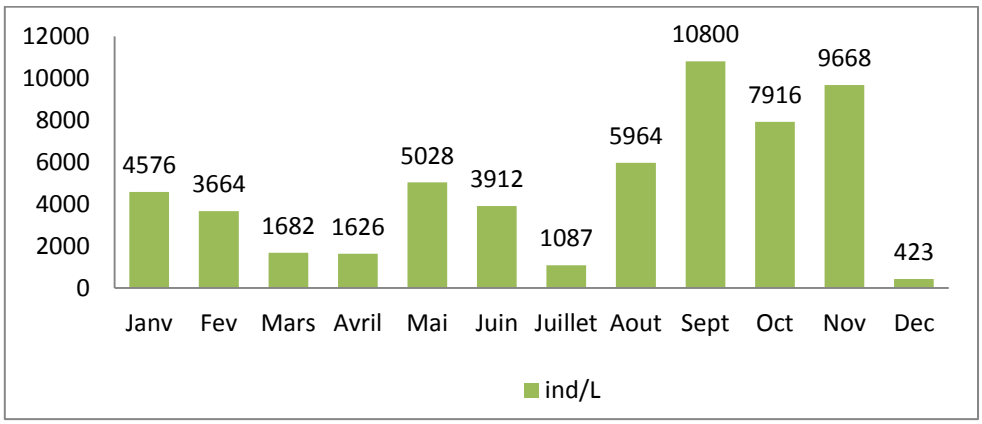


Fig.50 : Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L(station 01).

L'estimation de la moyenne des densités mensuelles du phytoplancton dans le Lac Tonga, au niveau de la station 01 révèle une variation de la distribution de ces populations dans le temps. En effet, la densité du phytoplancton la plus élevée (dépassant 10800 Ind/l) est observée durant la période qui s'étale du mois d'Août 2010 au mois de Novembre 2011. En revanche, la densité la plus faible est relevée au cours du mois de décembre (423 Ind/l).

- **Station 02 :**

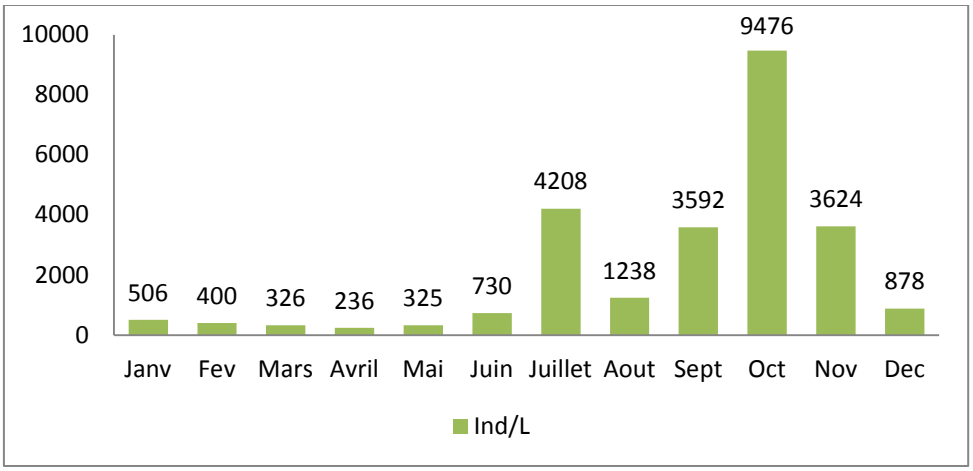


Fig.51 : Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L (station 02).

La moyenne des densités mensuelles du phytoplancton dans le Lac Tonga, au niveau de la station 02 révèle une variation de la distribution de ces populations dans le temps. En effet, la densité du phytoplancton la plus élevée (dépassant 9470 Ind/l) est observée durant le mois d'Octobre. En revanche, la densité la plus faible est au mois d'Avril avec (236 Ind/l).

- **Station 03 :**

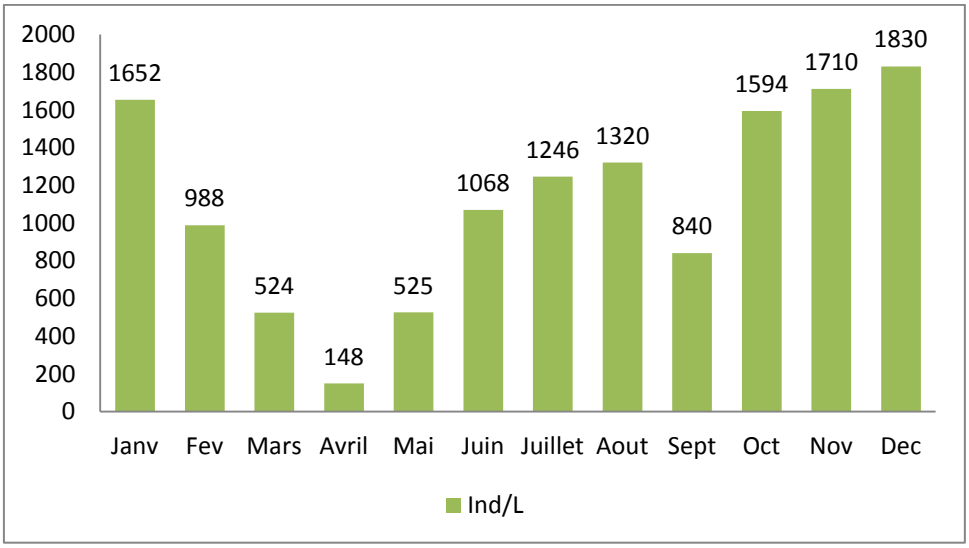


Fig.52 : Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L(station 03).

L'estimation de la moyenne des densités mensuelles du phytoplancton dans le Lac Tonga, au niveau de la station 03 montre une variation de la distribution de ces populations dans le temps. En effet, la densité du phytoplancton la plus élevée (dépassant 1830 Ind/l) est observée durant la période qui s'étale du mois d'Octobre 2010 au mois de Janvier 2011. En revanche, la densité la plus faible est observée au cours du mois d'avril avec (148 Ind/l).

- **Station 04 :**

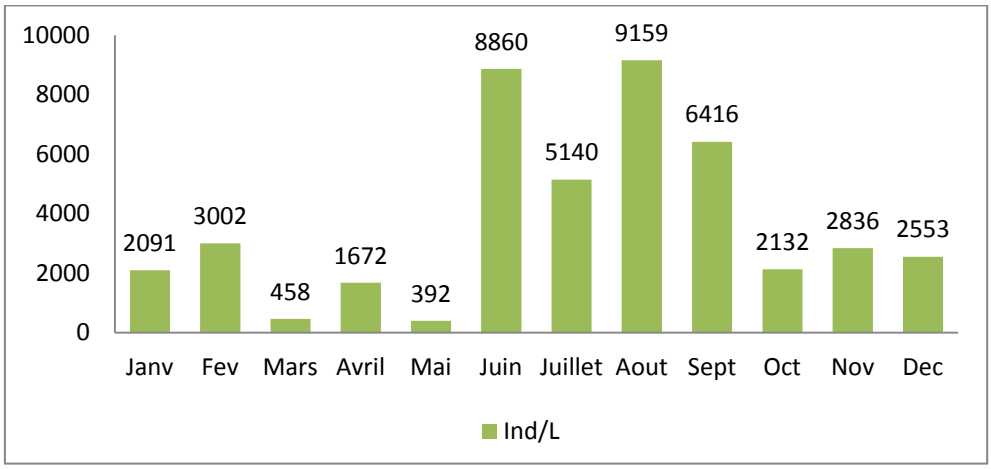


Fig.53 : Abondance du phytoplancton au lac Tonga ind/L(station 04).

La moyenne des densités mensuelles du phytoplancton dans le Lac Tonga, au niveau de la station 04 révèle une variation de la distribution de ces populations dans le temps. En effet, la densité du phytoplancton la plus élevée est de 9159 Ind/l observée durant le mois d'Aout. En revanche, la densité la plus faible est au mois de Mai avec 392 Ind/l.

- **Densité moyenne du phytoplancton au niveau du lac Tonga :**

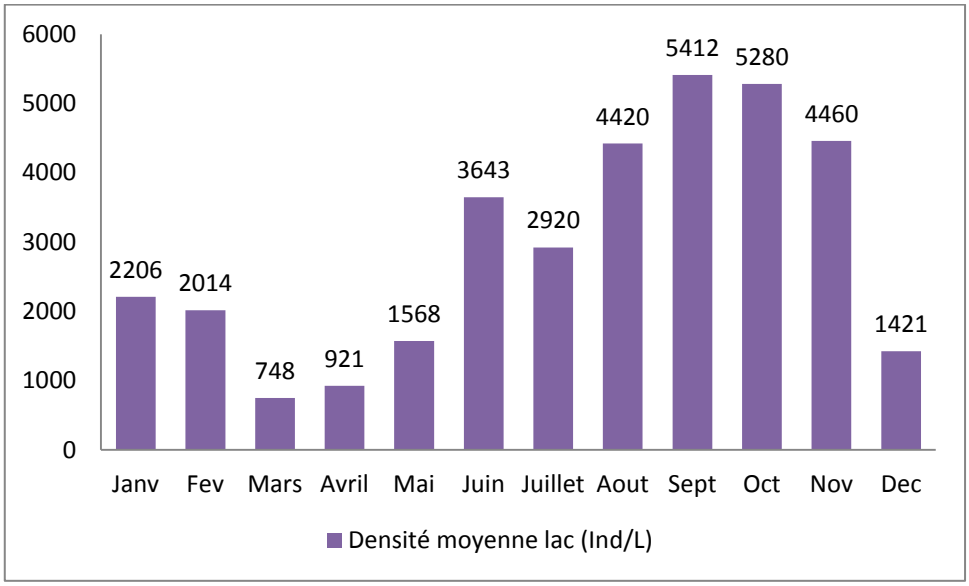


Fig.54 : Densité moyenne du phytoplancton au niveau du lac Tonga(Ind/L)

La figure 54 indique la moyenne des densités mensuelles globale du phytoplancton dans le Lac Tonga (Moyenne des 04 stations) ; une variation largement visible de ces populations dans le temps. En effet, la densité du phytoplancton est élevée durant la période qui s'étale du mois de Juin 2010 au mois de Novembre 2010, avec un pique de 5412 Ind/L en Mois de Septembre. En revanche, la densité la plus faible est observée au cours de la période hivernale et ce de Décembre 2010 à Avril 2011 avec un minimum de 748 Ind/l enregistré au Mois de Mars.

ANOVA à un facteur contrôlé : phytoplanctons en fonction des Mois

Analyse de variance pour C35

Source	DL	SC	CM	F	**P**
mois	11	4,243	0,386	2,07	**0,050**
Erreur	36	6,715	0,187		
Total	47	10,958			

L'analyse de la variance montre qu'il y a une différence significative entre les moyennes de densité en phytoplancton en fonction des Mois **(**F= 2.07 **; P= 0.050)** on peut donc conclure que le facteur temps influence le taux de croissance des populations phytoplanctoniques .

III.2- Etude comparative entre la densité du phytoplancton et des Cyanobactéries :

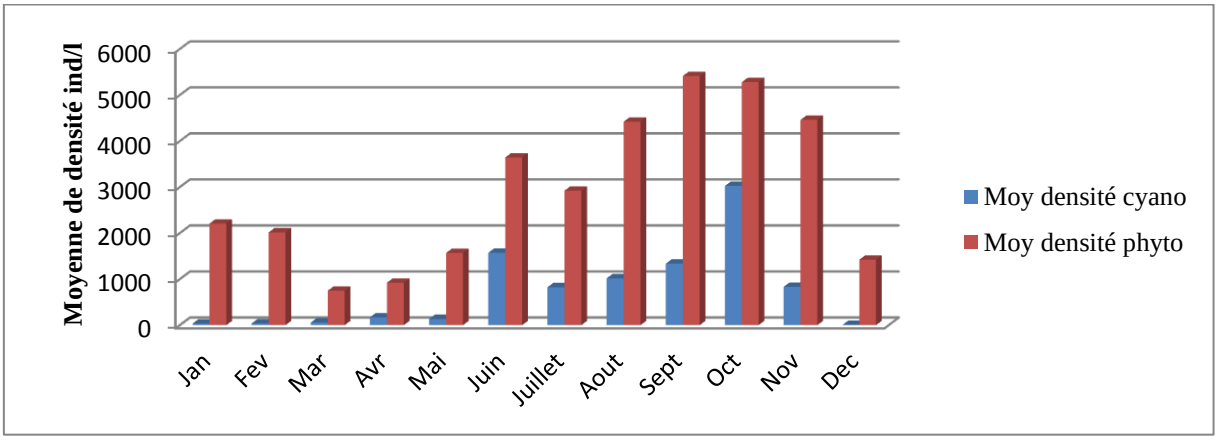


Fig.55 :Densité Cyanobactérie/Phytoplancton dans le Lac Tonga (Aout 2010-Juillet2011).

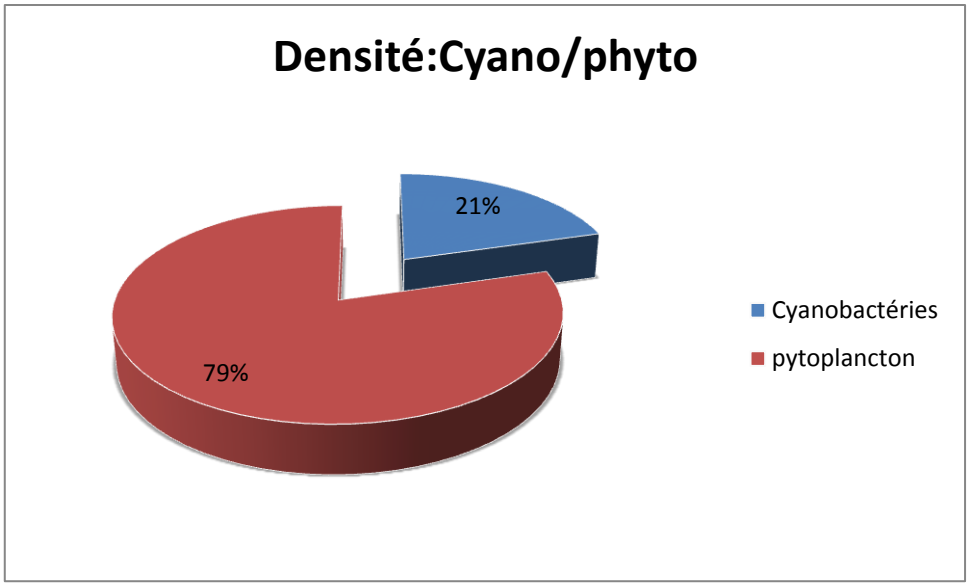


Fig.56 : Comparaison entre la densité des Cyanobactéries et celle du Phytoplancton au niveau du Lac Tonga.

La figure 55 montre qu'il existe une large différence entre la densité moyenne des Cyanobactéries et celle du phytoplancton, cette dernière dépasse clairement la densité Cyanobactérienne, mais il fau bien noter que le pic des deux densités est au Mois d'Octobre avec une densité respective : Cyano/Phyto de 3025 et 5280.

La figure 56 confirme que la moyenne de densité des Cyanobactérie n'est pas majoritaire par rapport à celle du Phytoplancton qui représente 79% alors que les Cyanobactéries ne représentent que 21% de la Moyenne de densité générale.

Les résultats du test t de student relative aux densités des Cyanobactéries et celle du phytoplanctons , sont les suivantes

T à deux échantillons pour Densité Cyano et Densité Phyto

	N	Moyenne	Ecart-type	Er-T moy
Densit C	12	754	907	262
Densit P	12	2918	1680	485

Différence = mu Densit Cyano - mu Densit Phyto
Estimation pour différence : -2164
95% IC pour différence :(-3332; -996)
Test T pour la différence = 0 (fn de non =): Valeur de T **= -3,93 P = 0,001 DL = 16.**

Les résultats du test t montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les deux populations en ce qui concerne leurs densités **(T= -3,93 , P=0,001)**

III.3- Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux du Lac Tonga :

III.3.1- Caractéristiques physico-chimiques des eaux du Lac Tonga :

Les différentes analyses physico-chimiques ont été effectuées durant la période d'Aout 2010 à Juillet 2011, au niveau du Lac Tonga.

a) Température :

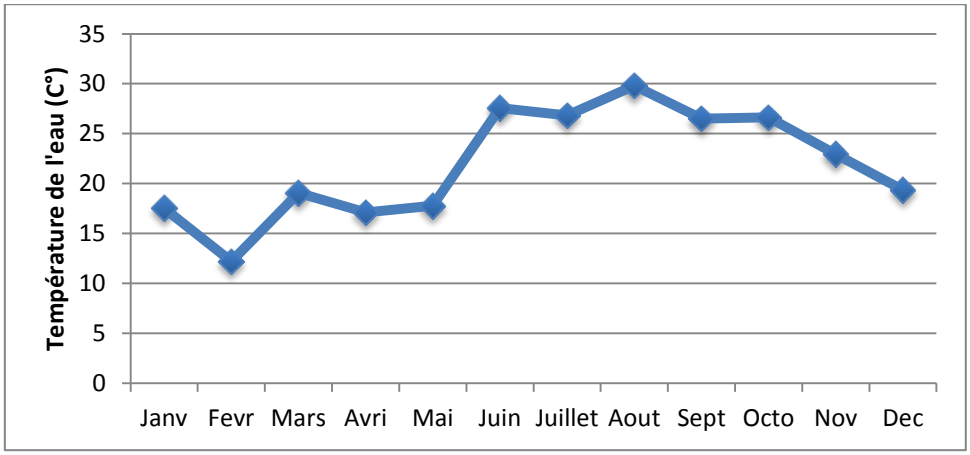


Fig. 57 : Variation spatiotemporelle de la température dans le Lac Tonga pendant la période d'étude.

La figure 57 présente la variation temporelle de la température dans le Lac Tonga pendant toute la période d'étude (1 année). Les résultats obtenus montrent que ce paramètre présente des variations similaires dans les 4 stations d'échantillonnage. En effet, nous avons constaté que les températures les plus élevées dans les 4 stations ont été mesurées aux mois d'aout 2010 et Juin 2011 où la température variait entre 27 et 30,5°C. Cependant les températures les plus faibles ont été enregistrées au mois de Février.

Ce qui a été confirmé par l'analyse de la variance ANOVA qui nous a illustré des différences très hautement significative en fonction du temps ($F=27,07$ et $P=0,000$) ; Par contre aucune différence significative n'a été observée en fonction des stations ($F= 1,02$; $P=0,394$).

b) Le pH :

Concernant le pH, les résultats des mesures sont présentés dans la Figure 58, durant la période expérimentale s'étalant d'Aout 2010 à Juillet 2011, au niveau du Lac Tonga.

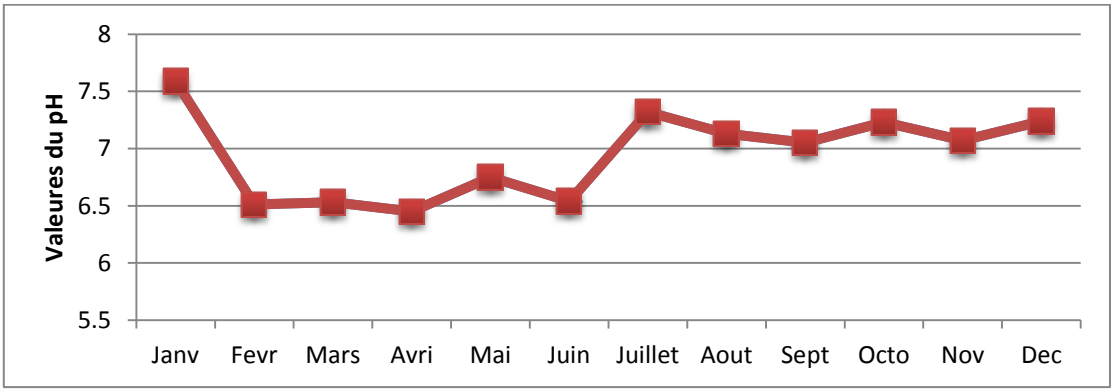


Fig. 58 : Variation spatiotemporelle du pH dans le Lac Tonga pendant la période d'étude.

La figure 58 présente la variation temporelle du pH du milieu dans le Lac Tonga durant la période d'étude. Selon le graphe ci-dessus, nous avons constaté que les valeurs du pH les plus élevées sont observées au mois de Janvier 2010 et de Juillet 2011où le pH varie entre 8 et 7. Cependant les valeurs les plus faibles sont obtenues au mois d'Avril et juin 2011, mais les variations en fonction du temps restent vraiment minimes.

Ces résultats ont été confirmé par l'analyse de la variance ANOVA qui nous a illustré L'absence de différences significatives en fonction du temps (F=1,07 et P=0,412) ; Par contre aucune différence significative n'a été relevée en fonction des stations (F = 1,00 et P = 0,401).

c) Oxygène dissout :

Les variations des teneurs en oxygène dissout mesurées durant l'expérimentation au niveau du Lac Tonga sont présentées dans la Figure 59.

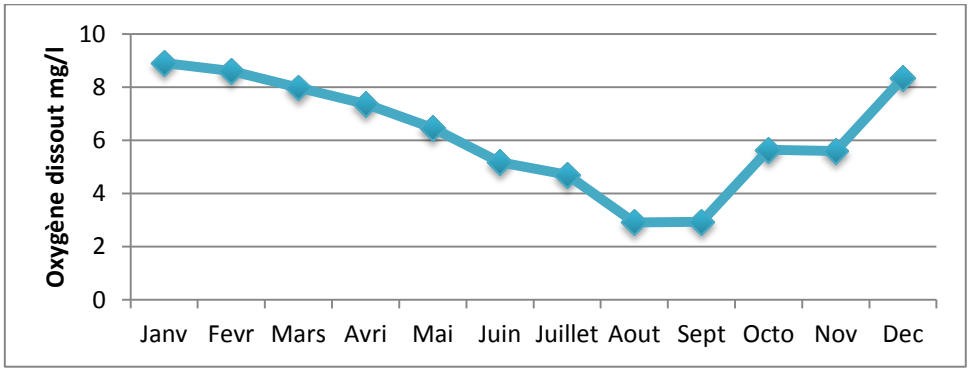


Fig. 59 : Variation spatiotemporelle de la teneure en oxygène dissout dans le Lac Tonga pendant la période d'étude

La figure 59 montre que les concentrations en oxygène dissout dans les 4 stations présentent des variations presque similaires. En effet, nous avons constaté que les concentrations en oxygène dissout les plus élevées étaient au mois de Janvier, Février et Décembre (varient entre 8 et 9 mg/l) ; Cependant les concentrations les plus faibles en oxygène dissout ont étés mesurées au mois d'Aout.

L'analyse de la variance ANOVA, nous a permis de constater qu'il n'y a pas de différence significative entre les concentrations de l'oxygène dissout en fonction de l'espace (F=0,53 et P= 0,663), Mais en fonction du temps on remarquent une différence très hautement significative (F= 13.23 et **P=0,000**), ce qui confirme notre interprétation de la figure 59.

d) Les nitrites (NO_2^-) :

Les taux de nitrite mesurés pendant cette étude, sont présentés dans la Figure 60, pour les différents échantillons d'eau prélevés au niveau du Lac Tonga, depuis aout 2010 à juillet 2011.

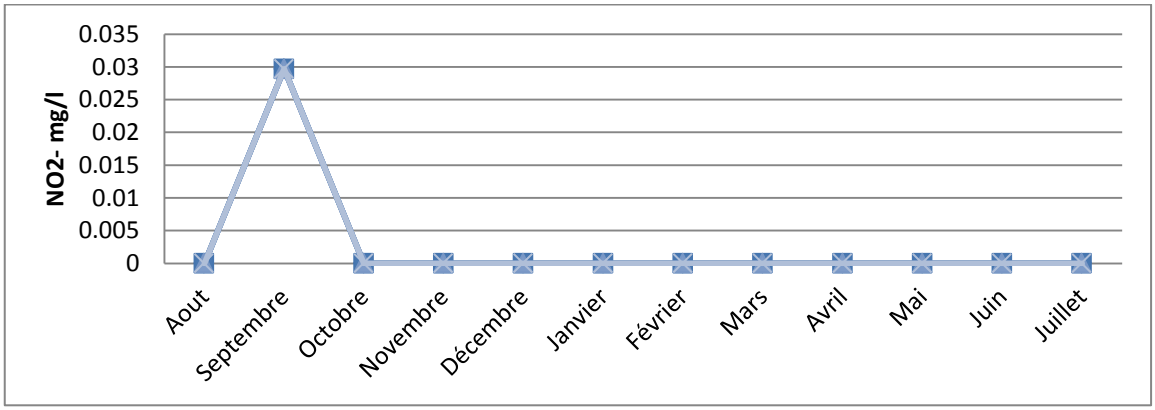


Fig. 60 : Variation spatiotemporelle de la concentration des nitrites au niveau du Lac Tonga.

La figure 60 présente la variation temporelle de la concentration en nitrites dans les eaux du Lac Tonga pendant la période aout 2010 à juillet 2011. Les résultats montrent un pic de la concentration des nitrites lors du prélèvement du mois de septembre 2010 au niveau de la station 1. Cependant pour la totalité des autres mois les valeurs sont nulles.

L'analyse de la variance ANOVA montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les mesures des nitrites en fonction de l'espace et du temps avec des valeurs respectives de F et P (F= 1.00 et P= 0.402) / (F= 1.00 et P=0.465) .

e) Les nitrates (NO_3^-) :

Les résultats des dosages des nitrates des échantillons d'eau prélevés dans le Lac Tonga, au niveau des 4 stations de prélèvement, depuis aout 2010 à juillet 2011 sont présentés dans la Figure 61.

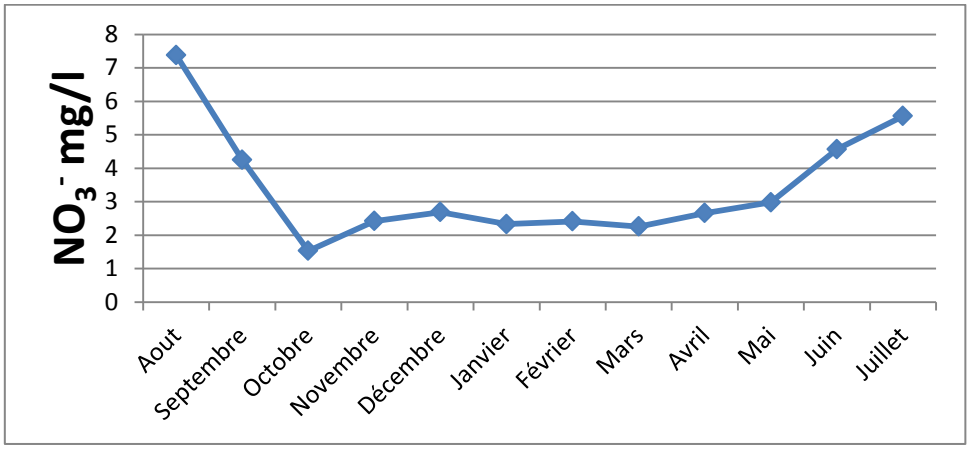


Fig. 61 : Variation spatiotemporelle de la concentration des nitrates au niveau du Lac Tonga.

La figure 61 présente les variations temporelles des concentrations des nitrates d'aout 2010 à juillet 2011 au niveau du Lac Tonga. Selon le graphe ci-dessus, on a obtenu une forte concentration durant le mois d'aout (11,41 mg/l).En revanche les concentrations les plus faibles sont observées pendant le mois d'octobre (1,3 mg/l).

L'analyse de la variance révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre les mesures des concentrations des nitrates, en fonction des Stations (F= 1 ,37 et P= 0,265) ; Mais en fonction du temps on remarque une différence très hautement significative (F=5.57 et **P= 0,000)**, ce qui correspond à la figure 61.

f) Les Orthophosphates (PO_4^{3-}) :

Les résultats pour les Orthophosphates des eaux du Lac Tonga sont présentés dans la Figure 62, pour la période expérimentale allant d'aout 2010 à juillet 2011.

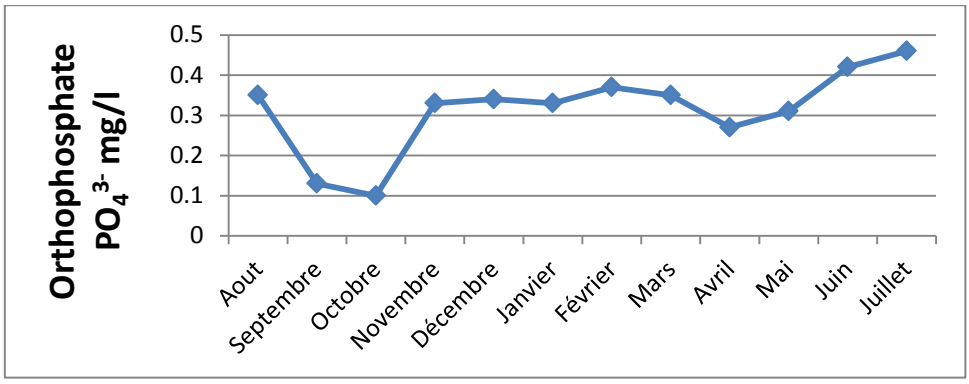


Fig. 62 : Variation spatiotemporelle de la concentration des Orthophosphates au niveau du Lac Tonga.

La figure 62 présente les variations temporelles des concentrations des Orthophosphates durant la période s'étendant d'aout 2010 à juillet 2011. D'après le graphe nous observons une forte augmentation de la concentration des Orthophosphates au mois de Juillet 0,48 mg/l, Juin et Février, et une faible concentration pendant le mois d'octobre 0,01 mg/l.

L'analyse de la variance révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre les mesures des concentrations des Orthophosphates, en fonction des Stations (F= 0.78 et P= 0.514) ; Mais en fonction du temps on remarque une différence très hautement significative (F=12.26 et **P= 0,000**), ce qui confirme l'interprétation de la figure 61.

g) L'ammonium :

Les résultats de l'ammonium de l'eau du Lac Tonga dans les différentes stations de prélèvement et à différentes périodes (d'aout 2010 à juillet 2011) sont exprimés dans la Figure 63.

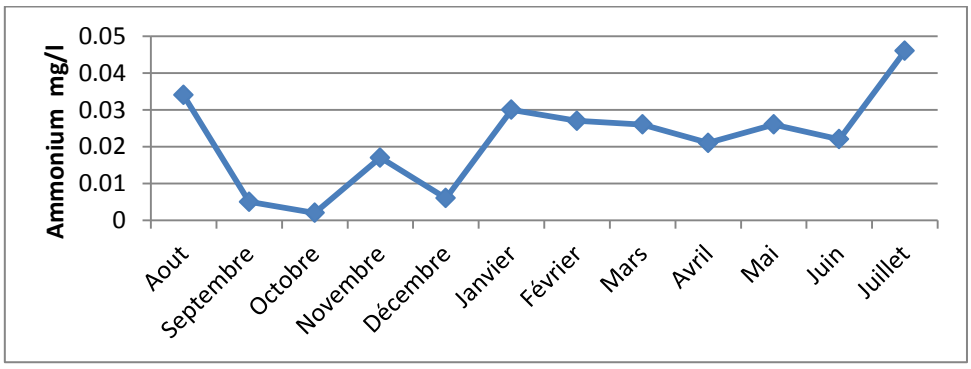


Fig. 63 : Variation spatiotemporelle de la concentration des ions ammoniums au niveau du Lac Tonga

Les variations temporelles de cet élément dans le Lac Tonga sont assez remarquables. Les concentrations maximales sont 0.046, 0.034 et 0.030mg/l, pendant les mois de Juillet, Aout et Janvier. En revanche la plus faible concentration observée est nulle, pendant le mois d'Octobre.

L'analyse de la variance révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre les mesures des concentrations des ions ammoniums, en fonction des Stations (F= 0.42 et P= 0.742) ; Mais en fonction du temps on remarque une différence hautement significative (F=3.89 et **P= 0,001**).

III.3.2- Caractéristiques biologiques des eaux du Lac Tonga(Chlorophylle-a) :

La figure 64 met en évidence les doses de la chlorophylle-a, mesurées au cours de la période d'étude sur les 4 stations du lac Tonga.

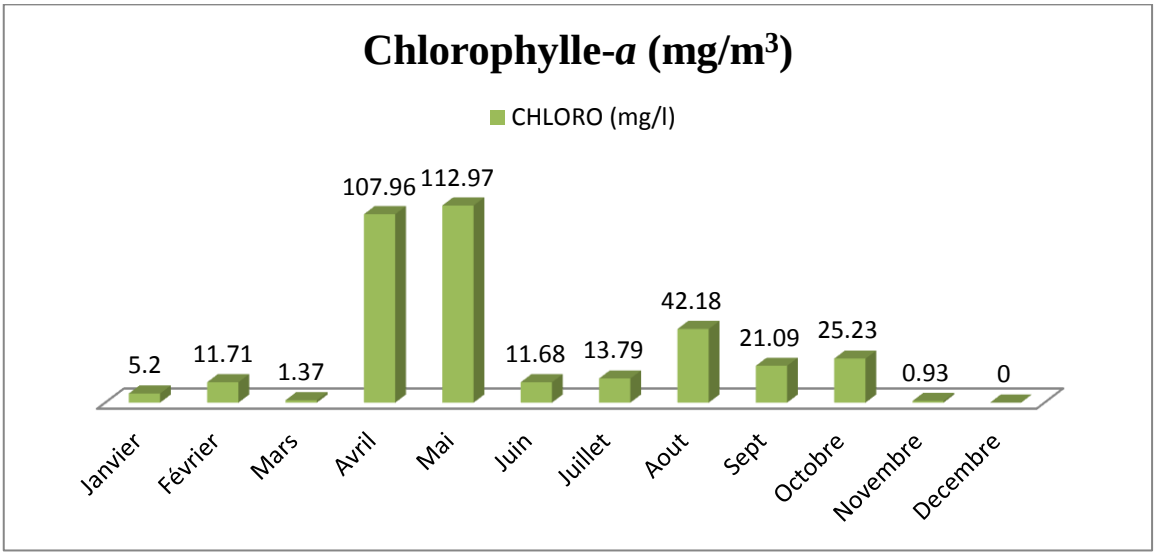


Fig.64 :Variabilité mensuelle de la chlorophylle-a de l'eau du lac Tonga(Aout 2010-Juillet 2011)

La figure 64 montre que les variations temporelles de la chlorophylle-a dans le Lac Tonga sont assez remarquables. Les concentrations maximales sont 112 et 107 mg/l, pendant les mois d'Avril et Mai. En revanche la plus faible concentration est observée est nulle pendant le mois de Décembre.

III.4- ETUDES STATISTIQUES :

III.4.1- Analyse de la corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les moyennes des densités des Cyanobactéries et celles du Phytoplancton :

$P \leq 0.05$

Tableau n° 7 : Coefficient de corrélation entre les paramètres physico-chimique de l'eau et la densité des cyanobactéries toxiques d'un côté et celle du Phytoplancton de l'autre :

paramètres / Densité	pH	T°	Ox dissout	nitrite	nitrate	phosphore	ammonium	chlorophylle
	p	p	p	p	p	p	p	p
Densité Cyan	0.630	**0.000***	**0.000***	0.163	**0.003***	0.351	0.989	0.431
Densité Phyto	0.248	**0.004***	**0.005***	**0.005***	**0.009***	0.357	0 .361	0.411

- **Pour les cyanobactéries :**

A travers le tableau ci dessus on remarque, qu'il ni ya pas de corrélation significative entre la densité des Cyanobactéries et les paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, Nitrite, Phosphore et Ammonium) et Chlorophylle-a, par contre il y a une corrélation positive très hautement significative avec la T°, Oxygène dissout et Nitrate dont les valeurs de **P** sont respectivement : **(P=0.000 – P=0.000 – P=0.003)**.

- **Pour le Phytoplancton :**

A travers le même tableau on note, qu'il n'existe pas de corrélation significative entre la densité phytoplanctonique et les paramètres physico-chimiques (pH, Phosphore et Ammonium) et Chlorophylle-a, par contre il existe une corrélation positive très hautement significative avec la T°, Oxygène dissout, Nitrite et Nitrate dont les valeurs de **P** sont respectivement : **(P=0.004- P=0.005- P= 0.005- P= 0.009).**

III.4.2- Analyse en composante principale (ACP) entre les variables abiotiques et phytoplanctoniques dans les 4 stations d'étude :

Les résultats précédemment obtenus ont montré que les communautés phytoplanctoniques et Cyanobactérienne dans les différentes stations d'étude étaient sous la dépendance de plusieurs facteurs abiotiques (température, pH, oxygène dissout, nitrate, nitrite). Afin de mieux comprendre le mode de fonctionnement de ces biotopes dans les milieux étudiés et d'élucider les paramètres responsables des fluctuations spatio-temporelles, une analyse en composante principale a été accomplie. Cette méthode d'analyse est la plus utilisée pour apprécier l'intensité des relations unissant une unité floristique algale aux facteurs du milieu. cependant nous avons choisi d'interpréter les plans (1, 2) :variables et temporelle (présenté par le centre de gravité) vu que celui des stations ne présente aucun effet discriminent.

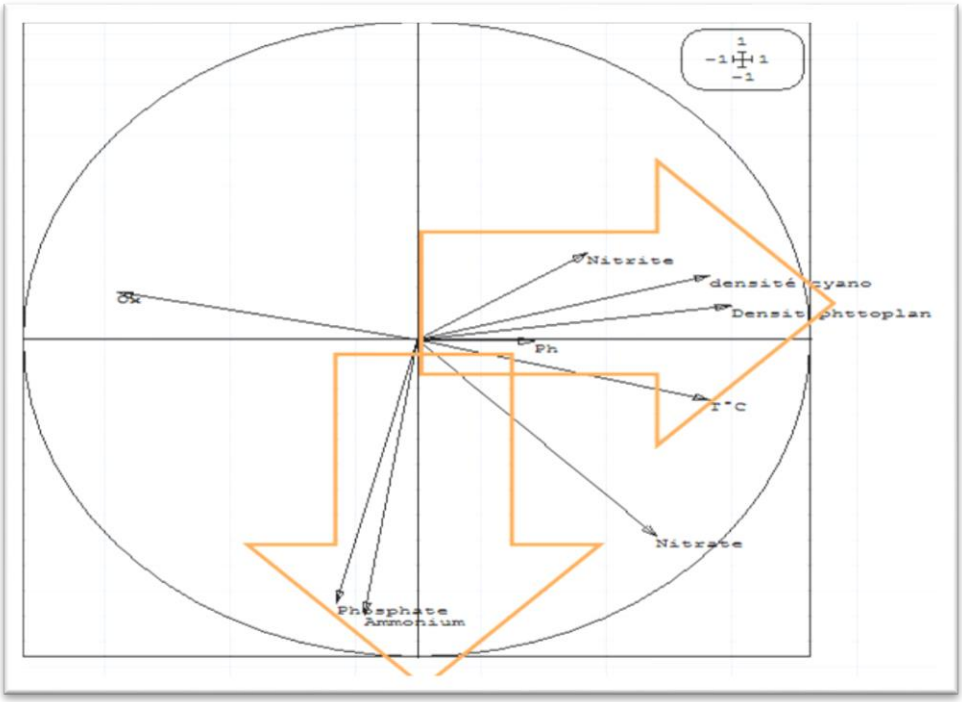


Fig.65 : Projection des variables prospectées du Lac Tonga sur les axes F1-F2 (Aout 2010- Juillet 2011).

- **Interprétation des axes**

L'interprétation des résultats se restreint aux deux premiers plans factoriels, sous réserve que ceux-ci expliquent la majeure partie de la variance du nuage des variables initiales(% Var. = % 30 Ax1, Ax2% Var. = 20 %)Ainsi, , toutes les variables sont bien représentées dans le premier plan factoriel ;Dont le pole négatif, se caractérise par la présence de l'oxygène dissout ;tandis que son pole positif indique la présence d'autres variables telles que la densité des cyanobactéries, la densité des phytoplanctons, la température et nitrite qui sont fortement corrélées avec ce dernier. Pour le reste des variables : nitrate, phosphate et ammonium, ils sont très bien corrélées avec l'axe 2.

Sur la base des définitions des axes factorielles qui nous révèlent, que la densité des phytoplanctons ainsi que celle des cyanobactéries sont corrélées avec la température, le nitrite, le pH et l'oxygène dissout par ; conséquent ces résultats semblent indiquer que l'ensembles de ces variables abiotiques contribuent de manière prépondérante à l'explication de la prolifération de ces populations . On note également l'influence de certains autres paramètres mais de moindre mesure, ainsi la combinaison de ces différentes variables définie le gradient d'eutrophisation du lac .

- **Superposition des plans (Variables, stations et temps) du Lac Tonga sur les axes F1-F2 (Aout 2010- Juillet 2011).**

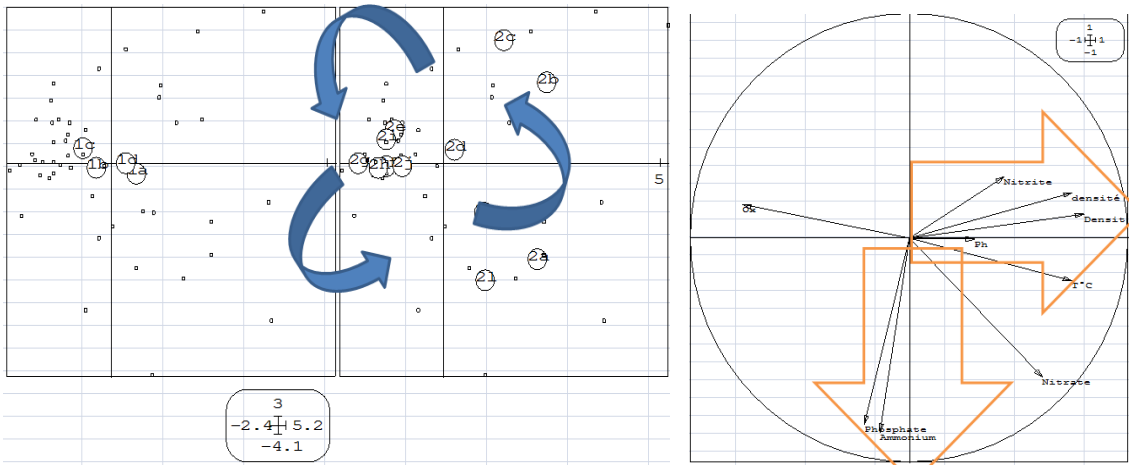


Fig.66 : Superposition des plans (Variables, stations et temps) du Lac Tonga sur les axes F1-F2 (Aout 2010- Juillet 2011).

- **Superposition des plans :Variables, stations et temps sur l'axe F1**

Sur ce 1er axe extrayant plus d'inertie (40%) de la variance, A son pôle positif défini par certains paramètres descriptifs de la biomasse algale, se projettent les phytoplanctons et les cyanobactéries qui sont en relation avec la température et nitrite, par contre ces derniers sont corrélés inversement avec l'oxygène dissout . Ces paramètres biotiques et abiotiques ne présente aucun effet discriminent entre les stations échantillonnées en revanche on note leur variabilité temporelle qui correspond à les saisons estivale et printanière (aout ,septembre, octobre ,mars et avril) caractérisé par l'augmentation des densité des phytoplanctons et celle des cyanobactéries en corrélation avec la température, nitrite ainsi que l'oxygène dissout dont leur combinaison définie le gradient d'eutrophisation du lac dans cette période.

- **Superposition des plans :Variables, stations et temps sur l'axe F2**

Cet axe extrait 20 % de la variance totale. A son pôle négatif, il est défini par les nitrate ,phosphate et ammonium ; ces paramètres abiotiques ne présente aucun effet discriminent entre les stations échantillonnés en revanche on note leur variabilité temporelle qui correspond aux saisons estivale, printanière et hivernale (Aout, Novembre, Juin, Octobre, Mars et Avril) ; caractérisé par l'augmentation des concentrations de nitrate ,phosphate et Ammonium par conséquent leur combinaison définie le gradient d'eutrophisation du lac dans cette période .

DISCUSSION

V- DISCUSSION :

Les eaux douces incluent des systèmes d'eau ouverts tels que les lacs et les rivières ou fermés tels que les barrages. Ces eaux contiennent des gaz dissous, des nutriments, des traces de métal et de composés organiques et inorganiques (Mackenzie et *al*., 2000). La présence de ces éléments favorise la prolifération de différents phytoplanctons induisant l'eutrophisation qui se traduit par la modification de la transparence des plans d'eau (Chorus & Bartram, 1999; Paerl et *al.*, 2001; Havens et *al*., 2003).

Les communautés phytoplanctoniques sont constituées d'assemblages d'espèces présentant des caractéristiques morphologiques (taille, forme...) et physiologiques (mode de nutrition, taux de croissance...) très différentes dont l'organisation est une composante essentielle à la compréhension du fonctionnement d'un écosystème (klug & tiedje, 1993).

Selon Karr en 1991, la connaissance de la composition taxonomique des peuplements constitue une source d'informations nécessaire. En effet, la composition taxonomique des communautés phytoplanctoniques permet d'établir de véritables outils de diagnose et d'évaluation de pollution, comme les indices diatomiques (Descy & Coste, 1990).

Les cyanobactéries font partie des peuplements phytoplanctoniques qui colonisent les eaux des lacs et des barrages. Ce sont des procaryotes photosynthétiques qui se présentent sous forme de cellules isolées, en amas ou en filaments (Thebault & Lesne, 1995). Leur classe comprend environ 120 genres et plus de 1500 espèces, mais seulement 22 genres comprenant 40 espèces sont à l'origine des efflorescences toxiques (Bourrelly, 1991; Thebault & Lesne, 1995; Carmichael, 1997; Vezie et *al.*, 1998).

La prolifération de ces fleurs d'eau est favorisée par certains facteurs environnementaux à savoir une température élevée de l'eau (entre 15°C et 30°C), pH alcalin (entre 6 et 9) (Carmichael et *al.*, 1990), le taux des nutriments, en particulier le phosphore, le nitrate et l'ammoniaque (Chorus & Bartram, 1999; Duy et *al*., 2000) et une bonne oxygénation de l'eau (Skulberg et *al.*, 1984).

Notre travail consiste à effectuer des prélèvements des eaux sur terrain au niveau de quatre 04 stations du Lac Tonga, ces prélèvements ont également été analysés au niveau du laboratoire : Biodiversité et Pollution des Ecosystèmes(Centre Universitaire El Taref).

Les résultats obtenus mettent en évidence :

- La Présence de blooms toxiques qui renferment des cyanobactéries toxiques, et ce au cours de toute la période d'étude. Ces résultats concordent avec ceux trouvés par de nombreux chercheurs, notamment Carmichael en 1992 et Adams en 2000.
- L'identification générique des Cyanobactéries au niveau du Lac Tonga à décelé l'existence de 12 genres parmi lesquels *Oscillatoria* et *Microcystis* représentent la quasi-totalité, et selon Nasri en 2001, cela est dû essentiellement à la capacité de chaque genre à s'adapter aux différentes conditions environnementales. Ce qui explique les différences qui peuvent apparaître dans la dynamique temporelle des Cyanobactéries sous différentes latitudes et régions du monde.
- Après l'établissement d'une étude comparative entres la densité des Cyanobactéries et du phytoplancton, on a pu constaté que celle des Cyanobactéries n'est pas majoritaire par rapport à celles du phytoplancton, ce qui est expliqué par les résultats du test t qui montre qu'il y à une différence très hautement significative entre les deux populations en ce qui concerne leur densité (T=-3,93 , **P=0,001**), et une grande différence de pourcentage de la densité (79% phyt / 21% Cya).

En ce qui concerne l'étude des paramètres physico-chimiques, biologique et leurs impact sur la densité phytoplanctonique on peut dire que l'étude des paramètres physico-chimiques des eaux évoluant au cours du temps, constitue une étape préliminaire indispensable pour une meilleure compréhension des variations de la distribution du phytoplancton d'une manière générale. En effet, dans les écosystèmes lacustres, les successions saisonnières phytoplanctoniques sont la réponse à la combinaison des variabilités des environnements physique, chimique et biologique, (Amblard, 1987 ; Ben Rejeb Jenhani et *al*., 1991).

De ce fait , et tenant compte des besoins des organismes autotrophes pour assurer la production de la matière organique , l'étude des caractéristiques physico-chimiques d'un biotope en premier lieu s'avère nécessaire.

La dynamique temporelle des différents genres de Cyanobactéries et du Phytoplancton dans le lac Tonga diffère à travers les saisons qui se distinguent par leurs conditions environnementales (température, pH, oxygène dissout et la concentration en nitrates).

En effet, nos résultats ont montré que la prolifération la plus importante de ces genres était observée pendant l'automne suivi par l'été où les conditions ont été favorables à leur développement. Ceci concorde avec les résultats de Bouaïcha en 2002 qui a affirmé que la période de développement massif des Cyanobactéries est souvent l'été et le début d'automne.

Cependant on remarque que la densité des Cyanobactéries et du Phytoplancton à diminué pendant l'hiver et le printemps, ce qui ne peut être expliqué que par des conditions environnementales défavorables à savoir les faibles températures (7 – 10 °C), ce qui a été d'ailleurs confirmé par Chevalier et al., en 2001, qui a estimé qu'il y a eu une chute de température en hiver, ce qui semble provoquer la mort des cyanobactéries dont la température optimale de croissance est plutôt comprise entre 20°C et 25°C.

Ces résultats concordent avec ceux trouvés par de nombreux chercheurs, notamment Charmichael (1992); qui à constaté que dans les eaux de surface des pays tempérés, les Cyanobactéries sont pratiquement absentes en hiver (elles passent l'hiver dans les sédiments), mais se développent aux périodes chaudes, ces développements pouvant être explosifs.

Cependant, la température de l'eau constitue un paramètre physique très utile pour les études limnologiques . En effet, celle- ci joue un rôle primordial dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la détermination de la conductivité électrique et du pH (Rodier, 1996). Elle influence de ce fait les cycles biologiques (reproduction, préférendums thermiques …) et intervient par conséquent dans la régulation de la dynamique des peuplements phytoplanctoniques qui constituent le premier maillon de la chaîne trophique.

Pearl en 1997; Sellner en 1997; Wasmund en 1997 et Hennion en 1999 ont constaté que les cyanobactéries se caractérisent par une croissance massive dans une eau plutôt basique à pH compris entre 8 et 11 et à un pourcentage de saturation en oxygène dissout élevé, ainsi qu'une forte concentration en nitrates. En effet, nos résultats ont indiqué que la prolifération des différents genres de Cyanobactéries et du Phytoplancton dans le lac Tonga a été favorisée par un taux d'oxygène dissout assez élevé et par de fortes concentrations en nitrates, par contre la teneure en pH n'as pas influencé cette dernière, ce qui à été confirmé par l'analyse de la corrélation.

Les variations temporelles des concentrations des Orthophosphates durant notre période d'étude sont marquées par une forte augmentation de la concentration au mois de Juillet 0,48 mg/l, Juin et Février, et une faible concentration pendant le mois d'octobre 0,01 mg/l ;mais ces concentrations restent minimes voir infimes quand à leur influence sur la densité phytoplanctonique, et l'estimation de la corrélation a confirmé cet état de fait avec des valeurs non significatives (P= 0.351, 0.357), car les orthophosphates n'existent qu'en petite quantité à l'état libre mais ils sont recyclés très rapidement, surtout dans les lacs oligotrophes. Leur concentration dans les écosystèmes aquatiques est conditionnée surtout par la nature lithologique du bassin versant, le pH du milieu et le bilan de sa consommation et de l'excrétion par les organismes vivants (Pourriot et Meybek, 1995) .

Les teneurs maximales, en nitrates, relevées dans le lac Tonga sont nettement inférieures à la valeur guide fixée à 5 mg/l pour une eau de qualité excellente par l'agence algérienne des bassins versants (1999); ceci atteste donc de la bonne qualité de l'eau du lac.

La présence de nitrate, nitrite, ammonium et Orthophosphates caractérise les eaux soumises aux influences dulçaquicoles et agricoles ; leur abondance est en relation avec les apports d'eau douce des oueds.

Parmi tous les pigments photosynthétiques, seule la chlorophylle-*a* sert directement de photocatalyseur pour la photosynthèse, processus fondamental de la croissance des microalgues . En effet, les autres pigments dits pigments accessoires comme la chlorophylle-*b*, les carotènes, les xanthophylles ou les phycobilines, permettent d'absorber des longueurs d'onde supplémentaires et augmentent ainsi la capacité d'exploitation de l'énergie lumineuse incidente. L'énergie ainsi captée est transférée à la chlorophylle-*a* dont la concentration est proportionnelle à la capacité photosynthétique, (Dauta et Feuillade , 1995).

Les variations temporelles de la chlorophylle-*a* dans le Lac Tonga sont assez remarquables. Les concentrations maximales sont 112 et 107 mg/l, pendant les mois d'Avril et Mai. En revanche, pendant le mois de décembre on ne trouve pas de chlorophylle a.

Etant le principal pigment photosynthétique de toute les algues photoautotrophes, ce pigment est largement utilisé comme paramètre commode et corrélatif pour l'estimation de la biomasse et de la productivité du phytoplancton (Reynolds,1984) . D'ailleurs de nombreux travaux, dont celui

de Limam en 2003 effectué sur la retenue du barrage Joumine, ont mis en évidence une forte corrélation entre la densité phytoplanctonique et les teneurs en chlorophylle-a.

Au lac Tonga, les valeurs les plus élevées de la chlorophylle-*a* enregistrées dans les différentes stations ne coïncident pas parfaitement avec celles de la densité phytoplanctonique totale. En effet, ce résultat est en accord avec celui de Sabour en 2002 qui rapporte que les maxima de la chlorophylle-*a* ne coïncident pas toujours avec ceux de la biomasse microalgale et que le rapport chlorophylle-*a* / biomasse est nettement influencé par les modifications de la composition taxonomique du peuplement phytoplanctonique , par leur état physiologique , leur densité, l'heure de la journée, etc. … .

Suite à ce qui à été expliqué précédemment; la combinaison de ces résultats avec l'étude statistique confirme ce qui suit :

La densité des Cyanobactéries toxiques dans le lac Tonga est corrélée :

- aux saisons d'automne et été (lesquelles enregistrent les densités les plus élevées) ;
- à une température qui varie de 12 à 29°C ;
- à une concentration d'oxygène dissout variant de 3 à 8.9 mg/l ;
- à une concentration de Nitrate qui varie entre 2 et 7.32 mg/l.

La densité du Phytoplancton est corrélée :

- à une température qui varie de 12 à 29°C ;
- à une concentration d'oxygène dissout variant de 3 à 8.9 mg/l ;
- à une concentration de Nitrate qui varie entre 2 et 7.32 mg/l ainsi que de Nitrite.

Concernant la chlorophylle-*a* on note une absence de la corrélation de cette dernière avec la densité phytoplanctonique, ainsi le dosage de ce pigment ne peut pas être considéré comme une mesure représentative à part entière de l'évolution quantitative du phytoplancton. En effet la partielle divergence entre ces deux paramètres est confirmée par une corrélation faible ($r^2 = 0.31$) . Ce résultat est en accord avec celui trouvé par Sabour en 2002, sur la retenue Oued Mellah au Maroc ($r^2 = 0.34$).

Concernant les résultats de l'ACP on à pu constater que :

Les variations des paramètres physico-chimiques des eaux du lac influent sur distribution et la biodiversité algale dans ce milieu. L'analyse en composante principale nous a permis d'établir le degré d'affinité de la densité algale avec les paramètres abiotiques (température, pH, oxygène dissous, Nitrate, Nitrite, phosphate et ammonium) au niveau du lac Tonga.

Au niveau du lac Tonga, l'axe F1 définit un gradient croissant à son pôle positif de la densité des cyanobactéries, la densité des phytoplanctons, la température et nitrite qui sont fortement corrélées avec ce dernier. Nos résultats coïncident avec ceux de (Marty et *al.*, 2002 ; Barsanti et Gualtieri, 2006) qui ont également décelé une relation linéaire significative entre la biomasse phytoplanctonique et la température. Quant à son pôle négatif, un gradient croissant de l'oxygène dissout été bien défini. Ces résultats impliquent que ces phytoplanctons s'adaptent aux eaux de bonnes concentrations en oxygène dissout, nitrates, nitrite et une température élevée. Quant à l'axe F2, il définit à son pôle positif un gradient unissant : nitrate, phosphate et ammonium qui sont très bien corrélé avec cet axe.

En fin de cette discussion, nous considérons que le meilleur moyen d'éviter les proliférations des Cyanobactéries toxiques est d'éviter leur formation. Nous proposons, notamment une réduction des ajouts d'éléments nutritifs comme les nitrates et les phosphates en agriculture (les eaux de ruissellement se déversant dans la source d'eau).

CONCLUSIONS ET PRESPECTIVES

VI- CONCLUSION ET PERSPECTIVES :

Paragraphes avec référence sur l'eau ou la phytoplancton

Le présent travail constitue une contribution à l'identification générique des Cyanobactéries potentiellement toxiques et l'étude de leurs paramètres de croissance dans le lac Tonga, situé à l'Est de la ville d'El-Kala (36°51'N-8°30'E) et occupe une vaste dépression côtière, d'une superficie de 2400 hectares. Il mesure 7.5 Km de long et 4 Km de large.

Nous nous sommes fixés pour objectif l'identification générique des différents genres de Cyanobactéries qui peuplent le lac Tonga, le comptage du phytoplancton, la caractérisation physico-chimique des eaux, l'établissement de typologies physico-chimiques et phytoplanctoniques propres à notre site d'étude et la recherche des liens possibles entre les deux compartiments physico-chimique et phytoplanctonique.

Nos résultats s'appuient sur des données collectées durant douze mois s'étalant d'aout 2010 à juillet 2011, au niveau de quatre stations réparties sur le lac Tonga. L'échantillonnage a été effectué mensuellement.

Le suivi mensuel des conditions du milieu a montré que l'eau du lac Tonga est caractérisée par des eaux relativement chaudes, alcalines et bien oxygénées, surtout pendant la saison hivernale.

L'étude de la variabilité aussi bien spatiale que temporelle des sels nutritifs, nous a permis de mettre en évidence leur interaction avec les variables hydrologiques et climatiques de la région . En effet, les concentrations les plus faibles en nitrates dans le lac Tonga ont été enregistrées durant la saison automnale où les apports sont faibles.

Alors que l'ammonium, dans le lac n'a pas dépassé la valeur de 0.046mg/l, les nitrites, qui constituent la forme la plus instable de l'azote, ont montré une absence totale pendant toute la période d'étude sauf au mois de septembre. Ils ont présenté une seule valeur au cours de ce mois avec 0.04 mg/l.

Les eaux du Tonga se sont caractérisées par de faibles teneurs en Orthophosphates, formes bio disponibles du phosphore, oscillant entre un minimum de 0.1mg/l et un maximum de 0.46 mg/l. Ces faibles concentrations semblent être en relation avec les faibles apports allochtones.

Le suivi mensuel de la composition des peuplements phytoplanctoniques a permis l'identification de 12 genres de cyanobactéries potentiellement toxiques, mais aussi le comptage du phytoplancton toutes classes confondues.

L'analyse de l'évolution de la densité des Cyanobactéries a montré une nette variation en fonction du temps mais pas dans l'espace. En effet, pendant la saison automnale, les peuplements de Cyanobactéries présentent des densités importantes avec une valeur maximale de 1731 Ind/ l . Durant la saison hivernale la charge de densité a considérablement diminué avec un minimum de 25 Ind/l. L'étude de la distribution spatiale des Cyanobactéries a mis en évidence qu'il n'y a pas de différences significatives entre les quatre (4) stations d'étude en ce qui concerne la densité Cyanobactérienne (F= 2,13, P= 0.110).

L'estimation de la densité du phytoplancton hors Cyanobactéries a montré une nette variation en fonction du temps. En effet, pendant la saison automnale les peuplements phytoplanctoniques présentent des densités importantes avec une valeur maximale de 5412 ind/l. Durant les saisons printanière et hivernale la charge phytoplanctonique a considérablement diminué avec un minimum de 748 ind/l.

Les cyanobactéries, représentées par 12 genres, contribuent en moyenne à 21 % de la densité phytoplanctonique globale du lac. La variation des densités de cyanobactéries au niveau des eaux du lac s'est caractérisée par un développement maximal au mois d'octobre, de l'ordre de 3025 ind /l . Cette classe s'est manifestée essentiellement par le développement des deux genres Oscillatoria et Microcystis.

L'évolution de la Chlorophylle-a, a montré d'importantes fluctuations temporelles, avec des valeurs oscillant entre 00 mg/l et 112 mg/l. La chlorophylle-a ne peut être considérée, dans le cas de notre milieu d'étude, comme une mesure représentative à part entière de l'évolution quantitative du phytoplancton. En effet les deux paramètres sont liés par une corrélation très faible.

L'analyse de la corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les moyennes de densités des Cyanobactéries montrent qu'il ni ya pas de corrélation significative entre la densité des Cyanobactéries et les paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, Nitrite, Phosphore et Ammonium) et Chlorophylle-a, par contre il y a une corrélation positive très hautement significative avec la T°, Oxygène dissout et Nitrate dont les valeurs de P sont respectivement : (P=0.000 – P=0.000 – P=0.003).

Pour le Phytoplancton on note, qu'il n'existe pas de corrélation significative entre la densité phytoplanctonique et les paramètres physico-chimiques (pH, Phosphore et Ammonium) et Chlorophylle-a, par contre il existe une corrélation positive très hautement significative avec la T°, Oxygène dissout, Nitrite et Nitrate dont les valeurs de P sont respectivement : (P=0.004- P=0.005- P= 0.005- P= 0.009).

Les résultats des Analyses en Composantes Principales (ACP) permettent de déduire, que pour établir une typologie physico-chimique et leurs liaisons avec la communauté phytoplanctonique propre au lac Tonga, qui est surtout temporelle, les éléments physiques et ioniques sont les plus contributifs à l'établissement d'une telle typologie. Soulignons que le diagramme dressé à partir de ces éléments confirment ce qui a été constaté précédemment, Ainsi, et suivant le diagramme :toutes les variables sont bien représentées dans le premier plan factoriel ;Dont le pole négatif se caractérise par la présence de l'oxygène dissout ;tandis que son pole positif indique la présence d'autres variables telles que la densité des cyanobactéries, la densité des phytoplanctons, la température et le nitrite qui sont fortement corrélées avec ce dernier. Pour le reste des variables : nitrate, phosphate et ammonium, elles sont très bien corrélées avec l'axe 2.

En perspective, au cours des prochaines années, il est conseillé de considérer le problème des cyanobactéries toxiques et des cyanotoxines comme une situation à surveiller à long terme, on procédant à des analyses plus systématiques dans les secteurs sensibles (lacs, réservoirs : eau brute d'approvisionnement et eau potable).

Effectuer un programme de recherche ayant comme objectifs principaux :

- Etude de la biodiversité en cyanobactéries présentes dans différentes retenues d'eaux utilisées pour la production d'eau potable, l'irrigation et la pisciculture ;

- Mise en évidence et identification des différentes cyanotoxines présentes dans ces retenues ;

- Etude de la bioaccumulation des cyanotoxines dans la chaîne alimentaire ;

- Fourniture en Algérie des outils et des méthodologies permettant d'évaluer le risque potentiel lié à l'évolution des cyanobactéries et de leurs toxines dans ces retenues.

Références bibliographiques

REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUES:

- A

Allard D.L. & Aubert M., 1985. Les matières organiques produites par l'eutrophisation en eau douce. Nature, effets, cas particulier des algues bleues. Rapport de synthèse.

Amblard C.,1987 – Les successions phytoplanctoniques en milieu lacustre. – Ann bio. XXVI : 1-34.

Anagnostidis, K. & Komàrek, J., 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3- Oscillatorialles. Algol. Stud. 50-53: 327-472.

Anagnostidis K. & Komàrek J., 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes 5 - Stigonematales. Algol. Stud. 59: 1-73.

Anonyme. (2007). Dictionary of Public Health. Oxford University Press. Ed. John M. Last. Oxford Reference Online

ARLW, 2010, Le lac, c'est d'abord mon affaire ! Guide pratique pour prendre soin de notre lac, édition 2010. Saint-Ferdinand, Association des riverains du lac William.

Aubourg, S., Boudet, N., Kreis, M., and Lecharny, A. (2000). In Arabidopsis thaliana, 1% of the genome codes for a novel protein family unique to plants. Plant Mol. Biol. 42, 603–613.

- **B**

Bagu J.R.,Sykes B.D., Craig M.M. & Holmes C.F., 1997. A molecular basis for different interactions of marine toxins with protein phosphatase-1. Molecular models for bound motuporin, microcystins,okadaic acid, and calyculin A. J. Biol. Chem. 272 (8), 5087-5097.

Barbiero R.P., James W.F. & Barko J.W., 1999. The effects of disturbance events on phytoplankton community structure in a small temperate reservoir. Freshwater Biol. 42, 503-512.

Barsanti L., Gualtieri P., 2006. Algae. Anatomy, Biochemistry and Biotechnology. CRC Press. Taylor & Francis Group : 209- 215pp.

Bartram J., Carmichael W.W., Chorus I., Jones G., Skulberg O.M., 1999. Introduction. In Toxic Cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London. 416p.

Belair (de), G. 1990. « Structure, fonctionnement et perspectives de gestion de quatre écocomplexes lacustres et marécageux (El Kala, Est algérien) ". Thèse de doctorat, Montpellier, Université des sciences et techniques du Languedoc, 326 p.

Best J.H., Eddy F.B. et Codd G.A., 2001 – Effects of purified Microcystin-LR and cell extracts of Microcystis strains PCC 7813 and CAY 43 on cardiac function in brown trout alevins. Fish Physiology and Biochemistry, 24 : 171-178.

Ben Rjeb Jenhani A., Kartas F., Lemoalle J. et Amblard C., 1991 – Phytoplancton du lac Ichkeul (Tunisie) : composition, structure et activité photosynthétique. Int. Revue ges Hydrobiol. 76. pp 241-256.

Benyacoub et al., 1998. Plan directeur de gestion du Parc National d'El Kala et du complexe de zones humides (wilaya d'El Tarf), projet banque mondiale 200p + 28 cartes.

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.

Briand J.-F., Jacquet S., Bernard C. & Humbert J.F., 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. Vet. Res. 34, 361-377.

Bornet, É. & Flahault, C. 1886 '1888'). Revision des Nostocacées hétérocystées contenues dans les principaux herbiers de France. *Annales des Sciences Naturelles, Botanique, Septième Série* 7: 177-262.

Botes D.P., Tuinman A. A., Wessels P.L., Viljoen C. C., Kruger, H., Williams D. H., Santikarn S., Smith R. J., & Hammond S. J., 1984. The structure of cyanoginosin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium Microcystis aeruginosa. J. Chem. Soc. Perkin Trans. I :2311-2318.

Bouaïcha N., 2001. Impact sanitaire des toxines de Cyanobactéries en milieu d'eau douce. Revue française des laboratoires, N° 836. 39-46.

Bouaïcha N, 2002. La ruée vers l'eau en Algérie, Maroc et Tunisie. Université Paris -Sud, UFR de Pharmacie / Laboratoire Santé Publique-Environnement. 1- 2.

Boumezbeur A. (1993). Ecologie et biologie de la reproduction de l'Erismature à tête blanche (Oxyura leucocephala) et du Fuligule nyroca (Aythyanyroca) sur le lac Tonga et le lac des oiseaux (Est algérien), Mesures de protection et de gestion du lac Tonga). Doctorat.Université des hautes études Montpellier. 254 p

Bourrelly P., 1985. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. III. Les algues bkeues et rouges, les Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines. 2e éd., Soc. Nouv. Ed. Boudée, Paris, 606 pp.

Bourrelly P, 1991. ***Cyanphycées. Encyclopedia Universalis, 979- 981.*** £0 Bourrelly P,

Bouvy M., Molica R., Oliveira S., Marinho M. & Beker B., 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (Cylindrospermopsis raciborskii) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. Aquat. Microb. Ecol. 20 : 285-297.

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

Briand J.F., 2001. Cyanobactéries toxiques : prolifération et production toxinique de deux espèces de la région parisienne, Cylindrospermopsis raciborskii et Planktotrix agardhii. Développement d'un bio-essai sur neuroblastomes pour la détection des toxines de type PSP. Thèse doctorat MNHN.

Briand J.-F., Jacquet S., Bernard C. & Humbert J.F., 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Vet. Res.* 34, 361-377.

Brock, T.D. (1973): Lower ph limit for the existence of blue green algae: evolutionary and

ecologica implication. Science, Vol: 179, pp.480-483.

Brookes, J.D. et G.G. Ganf, 2001. "Variations in the buoyancy response of Microcystis aeruginosa to nitrogen, phosphorus and light", Journal of Plankton Research, vol. 23, p. 1399-1411.

❖ C

Capblancq J., 1982. Phytoplancton et production primaire. In « écologie du plancton des eaux continentales ». Pourriot, R. Coll. Ecologie 16. Ed. Masson, Paris.

Cardellina J.H., Marner F.J. & Moore R.E., 1979. Seaweed dermatitis, structure of lyngbyatoxin A. Science 204: 193-195.

Carmichael W. W, Mahmood *N*. A, Hyde E. G, 1990. ***Natural toxins from cyanobacteria (blue-dreen algae) In marine toxins:origin, structure and molecular pharmacology. Sherwood hall and gary Strichagtz. Eds: acs symposium, série 418, american chemical society. Washington. 87-106.***

Carmichael,W.W.(1992) Cyanobacteria secondary metabolites-The cyanotoxins. Journal of applied bacteriology, 72: 445-459.

Carmichael W. W. & Falconer I. R., 1993. Diseases related to freshwater blue-green algal toxins and control measures, Dans : Falconer, I. algal toxins in seafood and drinking water, Academic Press, London. pp. 187-209.

Carmichael W.W., 1994. The toxins of cyanobacteria. Sci. Am. 270, 78-86

Carmichael W.W., 1997. The Cyanotoxins. Adv. Bot. Res., 27, 211,-256.

Carmichael, W.W., 2001. "Human fatalities from cyanobacteria: Chemical and biological evidence for cyanotoxins", Environ. Health Perspect., vol. 109, p. 663-668.

Carpenter, S.R., D. Ludwig et W.A. Brock, 1999. "Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change", Ecol. Appl., vol. 9, p. 751-771.
Carr et al., (1997) in: Chevalier, P Pilote, R Leclerc, J.M. (2001) in: Risques à la santé publique découlant de la presence de cyanobactéries et de microcystine dans trois basins versants du sud-ouest q Skulberg et al, 1993 : Taxonomy of toxic cyanophyceae (cyanobacteria) in : Algal toxins in seafood and drinking water, chap 9 : 145-164. ébécois. Unité de recherché en santé publique.151p.

CE, 2011 : Commission européenne.**L'eau, une ressource pour la vie**
Comment la directive-cadre sur l'eau contribue à protéger les ressources de l'Europe
Luxembourg: Office des publications de l'Union européenne
2011 — 25 p. — 21 x 21 cm

Chalabi, B. 1990. « Contribution à l'étude de l'importance des zones humides algériennes pour la protection de l'avifaune : Cas du lac Tonga Parc National d'El Kala ". Thèse de magister, Alger, INA, 192 p.

Champiat D & Larpent J.P., 1998. Biologie des eaux. Méthodes et techniques. 34- 36, 39, 243 pp.

Chan, F., M.L. Pace, R.W. Howarth, and R.M. Marino, 2004. "Bloom formation inheterocystic nitrogen-fixing bacteria: The dependence on colony size and zooplankton grazing", Limnology and Oceanography, vol 49, p. 2171-2178.

Chevalier P., Pilote R. & Leclerc J.-M., 2001. Risque à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) TOXIQUES et de microcystines dans trois bassins versants du Sud-Ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent, Unité de recherche en santé publique (centre hospitalier de l'Université Laval) et Institut national de santé publique, 151 p.

Chiandani G. & Vighi M., 1974. The N: P ratio and testes with Selenastrum to predict eutrophication in lakes. Water Res., 8 : 1062-1069.

Chorus, 1995. Problems caused by algal metabolites- off- flavours, toxin and allergen: how can restoration oh eutrophic waters remedy them?. In abstracts of the symposium eutrophication, causes, consequences and remediation, Porto. 21-23 may 1995,14- 16.

Chorus I. & Bartram J., 1999. Toxic cyanobacteria in water : a guide to public health significance, monitoring and management. Spon, London, 416 pp.

Chorus, I. et L. Mur, 1999. "Preventative measures", p. 235-273, dans **I. Chorus et J. Bartram** (éd.), Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management, London, New York, E & FN Spon.

Chretiennot-Dinet M-J., 1990. Atlas du phytoplancton marin, V. III, eds.CNRS Paris, 120 p.

Codd G.A., Bell S.G., Brooks W.P 1989. Cyanobacterial toxins in water. Water Science and Technology, 4 : 499- 511.

Codd, G.A., Bell, S.G., Kaya, K., Ward, C.J., Beattie, K.A., Metcalf, J.S., 1999. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. Eur. J. Phycol. 34,405-415.

Codd, G.A., 2000. "Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control", Ecological Engineering, vol. 16, no 1, p. 51-60.

Codd G.A., Lindsay J., Young F.M., Morrison L.F., Metcalf J.S., 2005. Harmful cyanobacteria from mass mortalities to management measures. In: Huisman J., Matthijis H.C.P., Visser P.M. (eds.) Harmful Cyanobacteria, Springer, Netherlands. p 1-23.

Compère P., 1974. Algues de la région du lac Tchad. 2. Cyanophycées. Cah. O. R. S. T.O. M., sér. Hydrobiol. 8: 165 - 198.

Compère P., 1991. Contribution à l'étude des algues du Sénégal. 1. Algues du lac de Guiers et du Bas-Sénégal. Bull. Jard. Bot. Nat. Belg. 61: 171-267.

CNRS, 2008 : Centre national de la recherche scientifique (Fr).

Coute A., 1995. Diversité chez les micro-algues. TSM; 01-1995, pp. 20-24.

Couté A. & Chauveau O., 1994. Algae. Encyclopaedia Biospeologica I, éd., Société de Biopédologie, ISSN 0398-7973, 3ème trimestre : 371-380.

Couté A. & Bouvy M., 2004. A new species of the genus Cylindrospermopsis, C. acuminato-crispa spec. nova (Cyanophyceae, Nostocales) from Ingazeira reservoir, Northeast Brazil. Algological Studies 113: 57-72.

Coote & Gregorich, 2000. In: Chevalier P, Pilote R, Leclerc J.M, 2001. In:
Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent. Unité de recherche en santé publique (centre hospitalier de l'université Laval) et institut national de santé publique. 151p.

Craig M., McCready T.L., Luu H.A., Smillie M.A.,Dubord P. & Holmes C.F.B., 1993. Identification and characterization of hydrophobic microcystins in Canadian freshwater cyanobacteria. Toxicon 31 (12), 1541-1549.

CRE Laurentides 2009 : L'eutrophisation p. 1

Cronberg, G. et H. Annadotter, 2006. Manual on aquatic cyanobacteria. A photo guide and a synopsis of their toxicology, International Society for the Study of Harmful Algae and the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation, 106 p.

Cunningham William P .(2003). Environmental Encyclopedia . Eds. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, Mary Ann Cunningham, William P. Cunningham, and William Freedman. Vol 2. 3rd ed Farmington Hills. MI: Gale. **2** :1480-1482.

- D

Dauta A, 1982. Croissance et dynamique des populations algales. In : Limnologie générale. R. Pourriot et M. Meybeck. Paris, Masson ; Coll. Ecol. (25) : 328- 350.

Dauta A., Feuillade., 1995 – Croissance et dynamique des populations algales. *IN* Pourriot R. et Meybeck M. (eds). Limnologie générale. Masson, Paris Milan Barcelone. Collection Ecologie. pp 328 – 350.

Daintith, 2008 : Microbial extracellular polymeric substances: central elements in heavy metal bioremediation . Indian Journal of Microbiology,.48:49–64

Dawson R.M., 1998. The toxicology of microcystins, Toxicon 36: 953-962.

Devaux J., Lair N. & Amblard C., 1982. Un écosystème lacustre profond : le lac Pavin. In : Problèmes d'écologie « Structure et fonctionnement des écosystèmes limniques », Lamotte & Bourliere, F. Ed. Masson Paris : 1-49.

De Reviers B., 2003. Biologie et phylogénie des algues. Belin, Paris. Collection Sup Sciences. Tome 2 : 255p.

De Silva E.D.,Williams D.E., Andersen R.J., Klix H., Holmes C.F.B. & Allen T.M., 1992. Motuporin, a potent protein phosphatase inhibitor isolated from the Papua New Guinea sponge Theonella swinhoei Gray. Tetrahedron Lett. 33 (12), 1561-1564.
Mackenzie A, Ball A S et VirdeeS R, 2000. L'essentiel en écologie. Berti éditions. 272, 273

Derraz M., 1995. Étude de l'autorisation de dollars une de barrage El Kensera (Maroc). Caractéristique physico-chimiques, biodisponibilité du phosphate segmentaire ecophysiologie de Microcystis est relation des Blue de avec les paramètres environnementaux. Thèse d'état es-science à la faculté de Meknés : 120pp.

Deppe T., Ockenfeld K., Meybohm A., Opitz M. & Benndorf J., 1999. Reduction of Microcystis blooms in a hypertrophic reservoir by a combined ecotechnological strategy. Hydrobiologia 408/409, 31-38.

Descy J.P. & Coste M., 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Rapport final. UNECD-NAMUR, CEMAGREF, Bordeaux CEEB. 112 p.

DHW : Direction de l'Hydraulique de la Wilaya d'El Tart

Dia, A. & Reynaud, P. A., 1982. Le phytoplancton du lac de Guiers : approche qualitative et quantitative. Cah. O.R.S.T.O.M., sér., Biol., n°45, 1982 : 35-47.

Dietrich, D.R. et S.J. Hoeger, 2005. "Guidance values for microcystin in water and cyanobacterial supplement products (blue-green algae supplements): a reasonable or misguided approach?" Toxicology and Applied Pharmacology, vol. 203, p. 273-289.

Dufour P. & Berland B. 1999. Nutrient control of phytoplanktonic biomass in atoll

lagoons and Pacific ocean waters: studies with factorial enrichment bioassays. J. Exp. Mar.

Biol. Ecol., 234 (2) : 147-166.

Duy TN, Lam PKS, Shaw GR et Connell DW, 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. Rev. Environ. Contam.Toxicology. 163:113-186.

- E

Eriksson J.E., Toivela D., Meriluto J.A.O., Karaki H., Han Y.G. & Harstshorne D., 1990

Eriksson J.E., Brautigan D.L., Vallee R., Olmsted J., Fujiki H. & Goldman R.D., 1992. Cytoskeletal integrity in interphase cells requires protein phosphatase activity. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 89 (22), 11093 - 11097.

Ernst, B., L. Dietz, S.J., Hoeger, D.R. Dietrich, 2005. "Recovery of MC-LR in Fish Liver Tissue", Environmental Toxicology, vol. 20, no 4, p. 449-458.

- F

Falconer I. & Humpage A.R., 2000. Preliminary evidence for in vitro tumour initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga Cylindrospermopsis raciborskii containing cylindrospermopsin. Environ. Toxicol. 16: 192-195.

Falconer I.R., Hardy S.J., Humpage A.R., Froscio, S.M., Tozer G.J. & Hawkins P.R. 1999. Hepatic and renal toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) Cylindrospermopsis raciborskii in male Swiss Albino mice. Environ. Toxicol. 14: 143-150.

Fawell John et Nieuwenhuijsen Mark J. (2003). Impact of environmental pollution on health: balancing risk : Contaminants in drinking water. *British Medical Bulletin* . . **68**:199–208

Fisher W.J. & Dietrich D.R., (2000). Pathological and biochemical characterization of microcystin-induced hepatopancreas and kidney damage in carp (Cyprinus carpio).Toxicol. Appl. Pharmacol. 164, 73–81.

Fischer W.J., Hitzfeld B.C., Tencalla F., Eriksson J.E., Mikhailov A. & Dietrich D.R., 2000. Microcystin-LR toxicodynamics, induced pathology,and immunohistochemical localization in livers of blue-green algae exposed rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). Toxicol. Sci. 54 (2), 365-373.

Flöder S. & Sommer U., 1999. Diversity in planktonic communities : An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. Limnol. Oceanogr. 44, 1114-1119.

Fqih Berrada D., 2001. Etude comparée de la qualité des eaux de deux retenues de barrage marocaines : El Kansera et Smir. Physico-chimie, analyse planctonique et bactériologique. Thèse de doctorat National, Fac. Sc. Aï n Chock, Casablanca, 215p.

Frémy P., 1930. Les Myxophycées de l'Afrique-Equatoriale française. Archs. Bot., Caen, 3: 508 pp.

Fritsch F. E. & Rich F., 1929. Contribution to our knowledge of the freshwater algae of Africa. 7. Freshwater algae (exclusive diatoms) from Griqualand West. Transaction of the Royal Society of South Africa 18: 1-92.

Fugiki H., Suganuma M., Suguri H., Yoshizawa S., Takagi K., Nakayasu M., Ojika M., Yamada K., Yasumoto T., Moore R. E. & Sugimura T., 1990. New tumor promoters from marine natural products. In: Marine toxins, origin, structure and molecular pharmacology, Hall, S. & Strichartz, G. (Ed), American Chemical Society, Washington D.C., 418:232-240.

- G

Gadelle F., 1995 – Le monde manquera-t-il bientôt d'eau ? Science et changements planétaires . Sécheresse. Vol 6. No 1. pp 9-14.

Gayral P., 1975. Les algues : Morphologies, Cytologie, Reproduction, Ecologie-ed : DOIN, Paris, p.12, 49, 52.

Ganf, G.G. et R.L. Oliver, 1982. ''Vertical separation of light and available nutrients as a factor causing replacement of green algae by blue-green algae in the plankton of a stratified

Geitler L., 1932. Cyanophyceae. In Kryptogamen-Flora von Deutschland, Oesterreich und der Schweiz, ed. L. Rabenhorst, Volume 14. Akademische Verlagsgesellschaft M.B.H Leipzig.

Goldman C.R.,1960. Primary production and limiting factors in three lakes of the Alaskan peninsula. Ecol. Monogr., 30 : 207-230.

Goldberg J., Huang H.B., Kwon Y.G., Greengard P., Nairn A.C. & Kuriyan J., 1995. Three-dimensional structure of the catalytic subunit of protein serine/threonine phosphatase-1. Nature 376 (6543), 745-753.

Goldstein Bernard D . (2002). Encyclopedia of Public Health. Ed. Lester Breslow..
New York, macmillan Reference USA, **4** :936 – 941

Greuter W., Barrie F.R., Burdet H.M., Chaloner W.G., Demoulin V., Hawksworth D. L., Jorgensen P.M., Nicholson D.H., Silva P.C., Trehane P. & McNeill J., 1994. International Code of BotanicalNomenclature. Koeltz Scientific Books, Koenigstein. Regnum Vegetabile, 131, 389 p.

Grossman, A.R., D. Bhaya et Q. HE, 2001. "Tracking the Light Environment by Cyanobacteria and the Dynamic Nature of Light Harvesting", The journal of biological chemistry, vol. 276, p. 11449-11452. Lake'', Journal of Ecology, vol. 70, p. 829-844.

Gupta N., Pant S.C., Vijayaraghavan R., Rao P.V., (2003). Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice, Toxicology 188, 285-296.

- H

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

Harley. (1985) In : Chevalier, P., Pilote, R., Leclerc, J.M. (2001) In Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobacteries (algues bleues) et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois tributaires du fleuve Saint-laurent.Unité de recherche en santé publique (centre hospitalier de l'université Laval) et institut national de santé publique.151p.

Harris G.J., 1986. Phytoplankton ecology: Structure, function and fluctuation. Chapman and Hall, London.

Havens K.E., James R.T., East T.L., Smith V.H., 2003. N: P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Environmental Pollution 122, 379et 390.

Hawkins P.R., Runnegar M.T.C., Jackson A.R.B. & Falconer I., 1985. Severe

hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya and Subba Raju isolated from a domestic supply reservoir. Appl. Environ. Microbiol. 50: 1292-1295.

Hawkins P.R., Chandrasena N.R., Jones GJ., Humpage A.R. & Falconer I.R., 1997. Isolation and toxicology of cylindrospermopsis raciborskii from an ornamental lake, Toxicon 35, 341-346.

Hendersons-Sellers & Markland, 1990: Decaying lakes; the origin and control of eutrophication.

Hennion M. C, 1999. La chimie au service de l'environnement. Pour la Science, n° 266, décembre 1999. 83-84 pp.

Hennion M.-C & Rivasseau C , 1995. Toxines des cyanobactéries d'eau douce Identification, Analyse et élimination lors du traitement des eaux. 1. Etude Bibliographique. Rapport d'activité de recherche. Ecole supérieur de physique et de chimie industrielles de la ville de Paris. Laboratoire de Chimie Analytique.

Henriksen P., Carmichael W. W., An J. et Moestrup O., 1997 – Detection of an anatoxin a(s)–like anticholinesterase in natural blooms and cultures of Cyanobacteria / blue green algae from danish lakes and in the stomach contents of poisoned birds. Toxicon, 35 : 901-913.

Holmes R.W., 1966. Light microscope observations on cytological manifestations of nitrate, phosphate and silicate deficiency in four marine centric diatomes. J.Phycol., 2: 136-140.

Hooser S.B., 2000. Fulminant hepatocyte apoptosis in vivo following microcystin-LR administration to rats. Toxicol. Pathol. 28 (5), 726-733.

Huisman J., Johansson A.M., Folmer E.O. & Weissing F.J., 2001. Towards a solution of the plankton paradox: the importance of physiology and life history. Ecol. Lett. 4, 408-411.

Hutchinson G. E., 1957. A treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physico and Chemistry. John Wiley and Sons, Inc., New York, 1115 p.

❖ I

Interlandi S.J. & Kilham S.S., 2001. Limiting resources and the regulation of diversity in phytoplankton communities. Ecology 82, 1270-1282.

Ishikawa et al, 2002: Advances in botanical research; 27. Pp.211-256.

❖ J

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. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 231–240

JAEGER E. C. 1972 : A source-book of biological names and terms. 3rd Ed. Charles C. Thomas Publisher

Jeng H . (2007). Encyclopedia of Cancer and Society. Ed. Graham Colditz. , Los Angeles: Sage Publications Inc. **2**: 695-697

Jochimsen E.M., Carmichael W.W., An J., Cardo D.M., Cookson S.T., Holmes C.E.M., Antunes M.B.C., Melo Filho D.A., Jyra T.M., Barreto V., Azevedo S.M.F.O. & Jarvis W.R., 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. New Engl. J. Med. 338, 873-878.

❖ K

Kaebernick M. & Neilan B.A., 2001. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. FEMS Microbiol Ecol, 35, 1-9.

Kadid Y (1989). Contribution à l'étude de la végétation aquatique du lac Tonga. Ingéniorat d'état en agronomie (INA El Harrach)

Karr J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecol. Appl., 1 (1) : 66-84.
Khan S.A.,Wickstrom M.L., Haschek W.M., Schaeffer D.J., Ghosh S. & Beasley V.R., 1996. Microcystin-LR and kinetics of cytoskeletal reorganization in hepatocytes, kidney cells, and fibroblasts. Nat. Toxins 4 (5), 206-214.

Klymchuk, Daniel (2008), Water Exports – The1% Solution, Backgrounder no 62, Frontier Centre for Public Policy,

Klug M.J. & Tiedje J.M., 1993. Response of microbial communities to changing environmental conditions: chemical and physiological approaches. pp. 371-374. In R. Guerrero and C. Pedros-Alio (eds.), Trends in Microbial Ecology, Spanish Society for Microbiology, Barcelona, Spain.

Komarek J. & Anagnostidis K., 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes; 2- Chroococcales. Algological Studies, 43 : 157-226.
Komarek J. & Anagnostidis K., 1989. Modern approach to the classification system of cyanophtes. 4-Nostocales. Arch. Hydrobiol. Suppl., 82(3):247-345.

Komàrek J. & Anagnostidis K., 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. in: Süßwasserflora von Milleleuropa. 19/1, Mollenhauer, D., Fisher, Stuttgart-Jena, 548 pp.

Komàrek J. & Anagnostidis K., 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. in: Süßwasserflora von Milleleuropa. 19/2, Mollenhauer, D., Stuttgart-Jena, pp.

Komarek J., 1991. A review of water-bloom forming Microcystis species, with regard to populations from Japan. Algological studies, 64: 115-127.
Komàrek J., Komàrkovà J. & Kling H., 2003. Filamentous cyanobacteria. In: Freshwater algea of North America, Elsevier (Ed), USA, 117-196.

Kromkamp J., 1987. Formation and functional significance of storage products in cyanobacteria. New Zeal. J. Mar. Fresh. Res., 21 : 457-465.

- L

Lampert W., 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. New Zeal. J. Mar. Fresh. Res. 21 : 483-490.

Lankoff A., Banasik A., Obe G., Deperas M., Kuzminski K., Tarczynska M., Jurczak T. & Wojcik A., 2003. Effect of microcystin-LR and cyanobacterial extract from Polish reservoir of drinking water on cell cycle progression, mitotic spindle, and apoptosis in CHO-K1 cells. Toxicol. Appl. Pharmacol. 189 (3), 204-213.
Lathrop C., 1988. Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green algal blooms in a hypereutrophic lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45 : 2061-2075.

Limam A., 2003 - Contribution à l'étude des conditions du milieu et des peuplements phytoplanctoniques des eaux de la retenue du barrage Joumine en relation avec le réseau de distribution . Diplôme d'Etudes Approfondies INAT. Université de 7 Novembre à Cartage.107 p.

Lund, J.W.G., Kipling, C., Le Cren, E.D., 1958. The inverted microscope method ofestimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. Hydrobiologia 11 (2), 143–170.

❖ M

Makintosh et al, 1990 : Dynamics and structure of a benthic macroinvertebrate community in a lake after drought. Journal of freshwater Ecology, 15(1): 65-69.

Marty J. C., Chiavérini J., Pizay M. D, Avril B., 2002. Seasonal and interannual dynamics of nutrients and phytoplankton pigments in the western Mediterranean Sea at the DYFAMED time-series station (1991–1999). Deep-Sea Research II 49 : 1965–1985.

Martin Elizabeth ., Hine Robert.(2008). A Dictionary of Biology .Oxford University Press. Reference Online

MC Barron E.J. & May V., 1966. Poisoning of sheep in New South Wales by the blue-green alga Anacystic cyanea (Kuetz) Dr. and Dail. Aust. Vet. J., 42, 449-153.

Mc Dermott C.M., Nho C.W., Hoaward W. & Holton B., 1998. The cyanobacterial toxin, Microcystin-LR, can induce apoptosis in a variety of cell types, Toxicon 36. p. 1981-1996.Me barron E. J & May V, 1966. Poisoning of sheep in New South Wales by the blue-green algaes.Anacystis cyanea (Kutz).Aust.V et J; 42, 449-456 pp

Mezrioui N., Oudra B., Oufdou K., Hassani L., Loudiki M . et Darley J., 1994 – Effect of microalgae growing on wastewater batch culture on *E. coli* et *V. cholerae*. Survival. Wat. Sci. Tech., 30(8) : 295-302.

Moss B., 1980 Ecology of Freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford. NP

Mur L.R., Skumberg O.M. & Utkilen H., 1999. Cyanobacteria in the Environment. In : Chorus, I. et Bartram, J 1999. (Eds.). Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public Health consequences, monitoring and management. WHO Ed. E & FN SPON, pp 41-111.

Mynderse J.S., Moore R. E., Kashiwagi M. & Norton T.R., 1977. Antileukemia activity of the Oscillatoriaceae, isolation of debromoaplysiatoxin from Lyngbya. Science 196: 538-540.

❖ N

Nasri H, 2001. Etude de la dynamique spatio-temporelle et des paramètres de croissance des cyanoprocaryotes toxiques. Dans un milieu d'eau douce (cas du barrage chéffia), thèse de magister. Univ d'Annaba, 78pp.

Ngansoumana B.A., 2006. La Communauté Phytoplanctonique du Lac de Guiers (SENEGAL) : Types d'associations fonctionnelles et approches expérimentales des facteurs de regulation. Thèse de Doctorat de 3e Cycle de l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (Sénégal). 144p.

NRA Toxic Algae Task Group, 1990. Toxic blue-green algae. A report by the National Rivers Authority Toxic Algae Task Group. National Rivers Authority Water Quality Series No. 2. 128 pp.

Nsikak Benson. (2008). Encyclopedia of Global Warming and Climate Change. Ed. S. Philander. Vol 3. Thousand Oaks. CA: Sage Publications Inc .**3** :813-817

Nürnberg, G. K., 1984. "The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia", Limnology and Oceanography, vol. 29, no 1, p. 111-124.

- O

Oberemm A., Becker J., Codd G.A. et Steinberg C., 1999 – Effects of cyanobacterial toxins and aqueous crude extracts of cyanobacteria on the developpement of fish and amphibians. Environ. Toxicol., 14 : 77-88.

Oliver R.L. & Ganf G.G., 2000. Freshwater blooms, p. 149-194. In Whitton B. A. & Potts M. [eds.], The Ecology of Cyanobacteria - Their Diversity in Time and Space. Kluwer Academic Publishers.

ONU, 2000 L'avenir de l'environnement mondial, Programmedes Nations Unies pour l'environnement etDeBoeck Université.

Orive et al, (2002) : Nutrients and eutrophication in Estuaries. Devellopments in hydrobiologie. 526pp.

Ouattara A., Podoor N. & Gouréne G., 2001. Etudes préliminaires de la distribution spatio-temporelle du phytoplancton dans un systéme fluvio-lacustre africain (Bassin Bia ; Côte d'Ivoire). Hydroécol. Appl. Tome 13 Vol. 1, pp. 113-132.

Oudra B., El Andaloussi M.D., Franca S.. Barros P., Martins R., Oufdou K., Sbiyyaa B., Loudiki M., Mezrioui N. et Vasconcelos V., 2000 – Harmful cyanobacterial toxic blooms in waste stabilisation ponds. Water Science & Technology 42 (10) : 179-186.

- P

Paerl H.W., Fulton III R.S., Moisander P.H., Dyble J., 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. The Scientific World Journal 1, 76e113.

PATOINE, A., M. D. GRAHAM, AND P. R. LEAVITT. 2006. Spatial variation of nitrogen fixation in lakes of the northern Great Plains. Limnol. Oceanogr. 51: 1665–1677.

Park H.-D., Watanabe M.F., Harada K.-I., Nagai H., Suzuki M., Watanabe M. & Hayashi H., 1993. Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. Nat. Toxins, 1: 353–360.

Paloheimo J.E. & Zimmerman A.P., 1983. Factors influencing phosphorus-phytoplankton

relationships. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 1804-1812.

Park Chris. (2007). A Dictionary of Environment and Conservation : water pollution. Oxford University Press, 2007. Oxford Reference Online www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t2

Pilloto L.S., Douglas RM., Burch M.D., Cameron S., Beers M., Rouch G.J., 1997. Health effects of exposure to cyanobacteria (blue- green algae) during recreational water related activities. Australian and New Zealand Journal of Public Health. 21: 562- 566.

Pilotto L.,Hobson P.,Burch M.D.,Ranmuthugala G.,Attewell R. & Weightman W.,2004. Acute skin irritant effects of cyanobacteria (blue-green algae) in healthy volunteers. Aust. NZ J. Pub. Health 28 (3), 220-224.

Pitois, S, Jackson, MH et BJB Wood, 2000. Problems associated with the presence of Cyanobacteria in recreational and drinking waters. International journal of Environmental Health Research, 10: 203- 218.

Piersen D.C. & Weyhenmeyer G.A., (1994). High resolution measurements of sediment resuspension above an accumulationbottom in a stratified lake. Hydrobiologia. 284: 43-57.

Pourriot R. & Meybeck M., 1995. Limnologie générale, Masson, Paris. 956 p.Redfield A.C., 1934. On the proportion of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton, James Johnston Memorial Volume : 176–192.

Prairie & Soucisse, 1999 in: Chevalier P; Pilote R; Leclerc J.M (2001) in: Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québéquois. 151p.

Prescott, Harley, Klein, 1995. Microbilogie. 472- 473 p.

- Q

Quemerais, Philippe (2005), Synthèse :La gestion de l'eau dans les pays endéveloppement, PlanèteBleue.info, 10 décembre,

- R

Raachi, 2007 : Etude préalable pour une gestion intégrée des ressources du bassin versant du Lac Tonga au Nord-est Algérien. MÉMOIRE PRÉSENTÉ COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE, P :88.

Reynolds C.S. & Walsby A.E., 1975. Water-blooms. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 50, 437-481.

Reynolds C.S., 1984a. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 384p.

Richardson K., Beardall J. & Raven J.A., 1983. Adaptation of unicellular algae to irradiance: An analysis of strategies. New Phytologist, 93 : 157-191.

Rippka R., Deruelles J., Wtarebury J.B., Herdman M. & Stanier R.Y., 1979. Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. J. Gen. Microbiol., 111, A-61.

Rippka R., 1988. Recognition and identification of Cyanobacteria. Methods Enzymol., 167, 28-68.

Robarts R.D. & Zohary T., 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. New Zeal. J. Mar. Fresh. Res., 21 : 391-399.

Robarts R.D. & Southall G.C., 1977. Nutrient limitation of phytoplankton growth in seven tropical man-made lakes, with special reference to Lake McIlwaine, Rhodesia. Arch. Hydrobiol., 79 : 1-35.

Rodier J. (1984). L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 7e Édition, DUNOD, Bordas, Paris, 134 p.

Rodier, J. (1996). L'analyse de l'eau « eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer » (8e édition) Paris : Dunode .1434 pages
Rodier, J. Legube B. Merlet N et coll. (2009). L'Analyse de l'eau *« eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer »* 9e édition Paris Dunode. 1526 pages.

Rouag, 1999. « Inventaire et écologie des reptiles du Parc national d'El Kala ". Mémoire d'ingéniorat d'état en écologie environnement, Université de Annaba, 61 p.

Runnegar M., Berndt N., Kong S.M., Lee E.Y. & Zhang L., 1995a. In vivo and in vitro binding of microcystin to protein phosphatases 1 and 2A. Biochem. Biophys. Res. Commun. 216 (1), 162-169.

- S

Sabour B., 2002 – Etude de blooms d'algues toxiques à cyanobactéries et haptophycées dans le lac de barrage Oued Mellah (Maroc) : Ecologie, Ecophysiologie et toxicologie. Thèse, Université de Hassan II – Mohammadia. pp. 15 – 99.

Schindler D.W., Armstrong F.A.J., Holmm3ren S.K., & Brunskill G.J., 1971. Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. J. Fish. Res. Board Can., 28 : 1763.1782.

Schindler D. W .et autres 1973. Eutrophication of Lake 227 by addition of phosphate and nitrate: the second, third, and fourth years of enrichment, 1970, 1971, and 1972. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30: 1415-1440.

Schindler D. W., 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. Science, 184 : 897–899.

Schindler D.W. & Fee E.J., 1974. Experimental lakes area: Whole-lake experiments in eutrophication. J. Fish. Res. Board Can., 31 : 937-953.

Shimizu Y., 2000. Paralytic shellfish poisoning: Chemistry and mechanism of action. In Seafood and freshwater toxins : pharmacology, physiology and detection. Botana L. D.,NY (ed). p. 151-172.

Seawright A.A., Nolan C.C., Shaw G.R., Chiswell R.K., Norris R.L., Moore M.R. & Smith M.J., 1999. The oral toxicity for mice of the tropical cyanobacterium Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska). Environ. Toxicol. 14: 135-142.

Sellner K G, 1997. Physiology, ecology; and toxic properties of marins cyanobacteria blooms. Limnol . oceanogr ; 42: pp. 1089-1104.

Sevrin-Reyssac J., Blier R., Dumes A. & Ouelette Y., 1996. Epuration du lisier de porcs par des cultures intensives de micro-algues. Bull. Ecol. 35 : 41-68.

Shapiro J., 1997. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. Freshw. Biol. 37 : 307-323.

Sivonen K. & Jones G., 1999. Cyanobacterial toxins. In Toxic Cyanobacteria in water : A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London. 416p.

Skulberg O.M.,Codd G.A. & Carmichael W.W., 1984. Toxic blue-green algal blooms in Europe : a growing problem. Ambio , 13: 244-247.

Skulberg et al, 1993 : Taxonomy of toxic cyanophyceae (cyanobacteria) in : Algal toxins in seafood and drinking water, chap 9 : 145-164.

Smayda, T.J., 1997. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea, Limnol. Oceanogr. 42 (5), 1137–1153.

Smith H., 1982. Annu. Rev. Plant physiol. 33, 481, 518, J.T.O. kirk (1983. light and photosynthesis aquatic ecosystem , Cambridge university,press,Cambridge

Smith V. H., 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science, 221 : 669-671.

Sneath P.H.A. (ed) 1992. International Code of Nomenclature of Bacteria, 1990 Revision.Washington D.C.,American Society for Microbiology p.

Sonzogni W.C. & Chapra S.C., Armstrong D.E., & Logan T.J., 1982. Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. J. Environ. Qual., 11 : 555–563.

Storm Dunlop . (2008) . Dictionary of Weather. Oxford University Press. Reference Online.

Stanier R.Y., Sistrom W.R., Hansen T.A., Whitton B.A., castenholtz R.W., Pfennig N., Gorlenko V.N., Kondratieva E.N., Eimhjellen K.E., Whittenburg R., Gherna R.L. & Trüper H.G., 1978. Proposal to place the nomenclature of the cyanobacteria (blue-green algae) under the rules of the international Code of Nomenclature of Bacteria. Int. J. Syst. Bacteriol., 28, 335-336.

Stewart, I., 2004. Recreational exposure to freshwater cyanobacteria: epidemiology, dermal toxicity and biological activity of cyanobacterial lipopolysaccharides, Université de Queensland, Thèse de Doctorat de Philosophie, 418 p.

Stewart, I., P.M. Webb, P.J. Schluter et G.R. Shaw, 2006. "Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment",
Environmental Health: A Global Access Science Source, vol. 5, no 6, p. 1-13.

Suttle, C. A., 2000. Cyanophages and their role in the ecology of cyanobacteria, p. 563-589, dans B. A. Whitton et M. Potts (éd.), The ecology of cyanobacteria : their diversity in time and space, Boston, Kluwer Academic Publishers.

❖ T

Tang, E.P.Y. et W.F. Vincent, 1999. "Strategies of thermal adaptation by high-latitude cyanobacteria", New Phytologist, vol. 142, no 2, p. 315-323.

Testard P., 1983. Le lac de Créteil : un lac de sabliére peu profond. In « Problémes d'écologie, Ecosystémes limniques » Lamotte, M. & Bourliére, F.

Terao K., Ohmori S., Igarashi K., Ohtani I., Watanabe M.F., Harada K.I., Ito E. & Watanabe M., 1994. Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga Umezakia natans. Toxicon 32: 833-843.

Thomas, J-P. 1975. « Écologie et dynamisme de la végétation des dunes littorales et des terrasses sableuses quaternaires de Jijel à El Kala (Est algérien) ". Thèse de spécialité en écologie végétale, USTL, Montpellier Il, 113 p.

Thébault L. & Lesne J.P., 1995. Les toxines des cyanobactéries : quels risques pour la santé. TSM, 12 : 937-940.

Tiffany L. M., 1951. Ecology of fresh water algae. In: G. M. Smith, ed. Manual of phycology Chronocia Botanica. Waltham, Massachussetts: 293-311.

Tilman D., 1982. Resource competition and community structure. Princeton, New Jersey, Princeton University Press. 296 p.

Törökné A.K.,Palovics A. & Bankine M., 2001. Allergenic (sensitization, skin and eye irritation) effects of freshwater Cyanobacteria - experimental evidence. Environ. Toxicol. 16 (6), 512-516.

❖ U

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-38

❖ V

Vansconcelos V.M., 1999 – Cyanobacterial toxins in Portugal : Effects on aquatic animals and risk for human health. Braz. J. Med. Biol. Res. Mar., 32(3) : 249-254.

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 Grand-Lieu Lake (France). Microbiol. Ecol. 35: 126-135.

Vincent, W.F. et A. Quesada, 1993. Cyanobacterial responses to UV radiation:
implications for antarctic microbial ecosystems, p. 111-124, dans S. WEILER et P.A. PENHALE (éd.), Ultraviolet Radiation in Antarctica: Measurement and Biological Effects. Washington. American Geophysical Union.

Vincent, W.F., 1989. "Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis", Archiv für Hydrobiologie, vol. 32, p. 239-254.

❖ W

Walsby A.E. & McAllister G.K., 1987. Buoyancy regulation by Microcystis in Lake Okaro, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 21, 521-524.

Watanabe M., 1996. Isolation, cultivation and classification of bloom-forming Microcystis in Japan. In Toxic Microcystis. CRC Press. 262p.

Watson *S.* B., Mc Cauley E et Downing J. *A.*, 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. Limnology and Oceanography 42: 487-495.

Wasmund N., 1997. Occurence of cyanobacterial blooms in baltic sea in relation to environmental conditions. Int. Revue ges. Hydrobiol; 82,2. pp. 169-184.

Welch E.B., 1980. Ecological effects of waste water. Cambridge, Cambridge University Press, 337 p.

Wetzel R. G. & Likens G.E., 2000. Limnological Analyses 3rd edition Springer-Verlag.429.

Whitton, B.A. et M. Potts, 2000. Introduction to the Cyanobacteria, p. 1-11, dans **Whitton, B.A. et M. Potts** (éd.), The ecology of cyanobacteria : their diversity in time and space, Boston, Kluwer Academic Publishers.

Woese C.R., 1987. Bacterial evolution. Microbiol Rev. 51: 221-271.

❖ Y

Yoo S.R., Carmichael W.W., Hoehn R.C. & Hrudey S.E., 1995. Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins: A Resource Guide: AWWA Research Foundation and American Water Works Association.

Yoshizawa S.,Matsushima R.,Watanabe M.F.,Harada K., Ichihara A.,Carmichael W.W. & Fujiki H.,1990. Inhibition of protein phosphatases by microcystins and nodularin associated with hepatotoxicity. J.Cancer Res. Clin.Oncol. 116 (6), 609-614.

Yu, S.-Z., 1995. "Primary prevention of hepatocellular carcinoma", J. Gastroenterol Hepatol., vol. 10, p. 674-682.

❖ Z

Zaafour S, **2008.** Rapport d'ADE (Algériens des eaux), wilaya d'Annaba.

Zhou L., Yu H. & Chen K., 2002. Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. Biomed Environ Sci, 15, 166-71.

Zimba P.V, Khoo L., Gaunt P., Carmichael W.W. et Brittain S., 2001 – Confirmation of catfish mortality from Microcystis toxins. J. Fish. Dis., 24 : 41-47.