

Badji Mokhtar Annaba University

جامعة باجي مختار عنابة

Université Badji-Mokhtar d'Annaba



*Laboratoire d'Ecobiologie des
Milieux Marins et Littoraux*

Faculté des Sciences

Département de Sciences de la Mer

Année 2008

Mémoire

Présenté en Vue de l'Obtention du Diplôme de Magistère en Sciences de la Mer

**Evolution des peuplements phytoplanctoniques au
niveau du lac Oubéira Et la lagune El Mellah**

Option :

Environnement littorale

Présenté par :

M^{ELLE} SEHILI NADIRA

PRESIDENT : A.B.DJEBAR (Professeur, Univ. Annaba).
PROMOTEUR : M. BENSOUILAH (Professeur, Univ. Annaba).
EXAMINATEUR : H.FREHI (M.C. Univ. Annaba).
EXAMINATEUR : H.MERAD (M.C. Univ. Annaba).
INVITEE : A.DJEBOURABI (M.A, Centre Univ. Tarf)

Remerciement

Je tiens à remercier comme il se doit les personnes qui ont partagés avec moi ce travail ;

Mes sincères remerciements vont également aux membres du jury ; et à son président **Mr. DJEBAR** qui a consacré une part importante de son temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail.

Je remercie **Mr. BENSOUILAH** qui suit fidèlement mon parcours depuis le DES. Je tiens à le remercier pour son encadrement et son soutien, pour la confiance qu'il m'a témoignée en me confiant ce travail.

Et toute notre reconnaissance à **Mr. FREHI** pour avoir honore par leur présence à fin d'examiner et de juger ce travail.

Mes remerciements s'adressent à **Mr. MERAD** d'avoir examiné mon manuscrit.

Je remercie **Melle AICHA**, j'ai apprécié sa grande chaleur humaine et sa disponibilité quotidienne.

Je ne peux manquer de remercier toute l'équipe du Laboratoire. Je suis extrêmement reconnaissante à ma famille et surtout mon frère **ANIME** et mes amis qui m'ont soutenue et encouragé en tout moment.

Résumé

Cette étude porte sur la détermination des caractéristiques physicochimiques et l'évaluation du niveau d'eutrophisation de l'écosystème lagunaire d'El Mellah et d'un plan d'eau douce Oubéira.

Les résultats des mesures des paramètres physicochimiques de l'eau montrent des variations saisonnières. La température est l'un des facteurs qui répond le plus aux changements climatiques, du fait que les 2 plans d'eau, présentent une faible profondeur.

En référence aux valeurs maximale chlorophylle a établies par Galvez-Cloutier (2002), nous pouvons placer les eaux de la lagune El Mellah dans la catégorie hypereutrophe en période estivale et eutrophe durant toutes les autres saisons. Néanmoins les eaux du lac Oubéira seront classées dans la catégorie hypereutrophe en période printanière et eutrophe durant tout le reste de la période d'étude.

La composition floristique se caractérise par la dominance des Diatomées qui représentent les 2/3 de la population phytoplanctonique récoltée ; quant aux Dinoflagellés et les Cyanobactéries, ils représentent respectivement le 1/5 et le 1/8 de la population phytoplanctonique présente dans la lagune El Mellah. Dans le lac Oubéira, les Cyanobactéries prédominent (densité moyenne proche de 5479167 ind/l), suivis des Diatomées (densité moyenne de 4361833.3 ind/l) et enfin des Dinoflagellés (une densité moyenne proche de 2183500 ind/l).

Les résultats de l'étude qualitative et quantitative du phytoplancton montrent que les taux de genres toxiques les plus forts sont enregistrés par les Dinoflagellés dans la lagune El Mellah et les Cyanobactéries dans le lac Oubéira ; les Diatomées toxiques représentent, dans les 2 lacs, moins du 1/100^{ème} du nombre de genres rattachés à cette classe.

L'évaluation des densités phytoplanctoniques saisonnières montre que les densités les plus fortes sont relevées en été aussi bien dans la lagune (40% de la biomasse algale) que dans le lac Oubeira (38% de la biomasse algale). En ce qui concerne les microalgues toxiques les plus fortes densités sont enregistrées en automne (55% de la biomasse algale toxique) dans la lagune et en été dans l'Oubeira (38% de la biomasse algale toxique).

Les résultats de l'analyse statistique bivariée montrent l'existence, dans l'Oubeira, de corrélations significatives entre les orthophosphates, l'azote ammoniacal et la densité des cyanobactéries et entre le pH de l'eau et la densité des Dinoflagellés et celles des Diatomées. En ce qui concerne, la lagune El Mellah, l'analyse bivariée montre l'existence de corrélations significatives entre la densité des Dinoflagellés et la salinité, entre la densité des cyanobactéries et des nitrates et entre la densité des cyanobactéries et les nitrites.

Mots clés : Lac Oubeira ; lagune El-Mellah ; phytoplancton ; paramètres physicochimiques ; eutrophisation.

Abstract

This study relates to the determination of the physico-chemical characteristics and the evaluation of the level of eutrophication of the ecosystem lagunaire of El Mellah and a plan of Oubéira fresh water.

The results of measurements of the physico-chemical parameters of water show seasonal variations. The temperature is one of the factors which answers the climate changes more, owing to the fact that the 2 water levels, present a low depth

In maximum reference to the values chlorophyll carried by Galvez-Nailsmith (2002), we can place water of the lagoon El Mellah in the hypereutrophe category in summer period and eutrophic during all the other seasons. Nevertheless water of the lake Oubéira will be classified in the hypereutrophe category in spring and eutrophic period during all the study period.

The floristic composition is characterized by the predominance of the Diatoms which account for the 2/3 of the collected phytoplanktonic population; as for Dinoflagellés and Cyanobactéries, they respectively account for the 1/5 and the 1/8 of the phytoplanktonic population present in the lagoon El Mellah. In the lake Oubéira, Cyanobactéries prevail (average density near of 5479167 ind/L), followed Diatoms (average density of 4361833.3 ind/l) and finally of Dinoflagellés (an average density near of 2183500 ind/l).

The results of the qualitative and quantitative study of the phytoplankton show that the rates of the toxic kinds strongest are recorded by Dinoflagellés in the lagoon El Mellah and Cyanobactéries in the lake Oubéira; the toxic Diatoms represent, in the 2 lakes, less of the 1/100ème of the number of kinds attached to this class.

The evaluation of the seasonal phytoplanktonic densities shows as the strongest densities are recorded in summer as well in the lagoon (40% of the biomass algale) that in the lake Oubeira (38% of the biomass algale). With regard to the toxic microalgues the strongest densities are recorded in autumn (55% of the toxic biomass algale) in the lagoon and in summer in Oubeira (38% of the toxic biomass algale).

The results of the bivariée statistical analysis show the existence, in Oubeira, of significant correlations between the orthophosphates, ammoniacal nitrogen and the density of the cyanobacteries and between the pH of water and the density of Dinoflagellés and those of the Diatoms. With regard to, the lagoon El Mellah, bivariée analysis watch the existence of significant correlations between the density of Dinoflagellés and salinity, between the density of the cyanobacteries and nitrates and between the density of the cyanobacteries and nitrites

Key words: Lake Oubeira; El-Mellah lagoon; phytoplankton; physico-chemical parameters; eutrophication.

Listes des figures

Figure 1. Répartition de la zone d'étude.....	4
Figure 2. Carte général de la lagune El Mellah (Benyacoub 2004 modifie.....	6
Figure 3. Carte général du lac Oubeira (Benyacoub 2004 modifie).....	8
Figure 4. Schéma d'un filet à plancton.....	10
Figure 5. Schéma d'un Schéma d'un Radiomètres analytique	

(Pionner 20 et Pionner 30).....	11
Figure 6. Schéma d'un Multi paramètre (Consort 535).....	11
Figure 7. Variation mensuelles de la température de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	19
Figure 8. Variation mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	20
Figure 9. Variation mensuelles du pH de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)	21
Figure 10. Variation mensuelles de la salinité de l'eau la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	22
Figure 11. Variation mensuelles des teneurs en ortho-phosphates de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	23
Figure 12. Variation mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	24
Figure 13. Variation mensuelles des teneurs en Nitrites de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	25
Figure 14. Variation mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	26
Figure 15. Variation mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	27
Figure 16. Proportion des classes composant la communauté microalgale de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	28
Figure 17. Densités moyenne des différentes classes du phytoplancton recensées dans le la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	33
Figure 18. Distributions spatiale de la densité microalgale (a) et celle du phytoplancton toxique (b) dans la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	33

Figure 19. Distributions spatiale des Diatomées dans le lac Oubeira	34
(Janvier – Décembre 2007).....	
Figure 20. Distributions spatiale des Dinoflagellés dans la lagune El Mellah	34
(Janvier – Décembre 2007).....	35
Figure 21. Distributions spatiale des Cyanophycées dans la lagune El Mellah	35
(Janvier – Décembre 2007).....	
Figure 22. Distributions saisonnière du phytoplancton (a) et phytoplancton toxique (b) dans de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	37
Figure 23. Distributions saisonnière de chaque classe d'algues dans la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	38
Figure 24. Variation mensuelles de la densité globale du phytoplancton récoltés dans la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	39
Figure 25. Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctonique récoltées dans la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).	40
Figure 26. Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxiques récoltés dans la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007).....	
Figure 27. Variation mensuelles de la température de l'eau du lac Oubeira	41
(Janvier – Décembre 2007).....	
Figure 28. Variation mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau du lac Oubeira	42
(Janvier – Décembre 2007).....	
Figure 29. Variation mensuelles du pH de l'eau du lac Oubeira	43
(Janvier – Décembre 2007)	
Figure 30. Variation mensuelles des teneurs en ortho-phosphates de l'eau du lac	44

Oubeira(Janvier – Décembre 2007).....	
Figure 31. Variation mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	45
Figure 32. Variation mensuelles des teneurs en Nitrites de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	46
Figure 33.Variation mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	47
Figure 34.Variation mensuelles des teneurs en matière en suspension de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	48
Figure 35.Variation mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	49
Figure 36.Proportion des classes composant la communauté microalgale du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	50
Figure 37.Densités moyenne des différentes classes du phytoplancton recensées dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	53
Figure 38.Distributions spatiale de la densité microalgale (a) et celle du phytoplancton toxique (b) dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	54
Figure 39. Distributions spatiale des Diatomées dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	55
Figure 40. Distributions spatiale des Dinoflagellés dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	55
Figure 41.Distributions spatiale des Cyanophycées dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	55

Figure 42. Distributions saisonnière du phytoplancton (a) et phytoplancton toxique (b) dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	56
Figure 43. Distributions saisonnière du phytoplancton (a) et phytoplancton toxique (b) dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	58
Figure 44. Distributions saisonnière de chaque classe d'algues dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	57
Figure 45. Variation mensuelles de la densité globale du phytoplancton récoltés dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	58
Figure 45. Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctonique récoltées dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	59
Figure 46. Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxiques récoltés dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007).....	60
Figure 47. Diagramme de classement du niveau trophique des lacs.....	69

ANNEXES

Figure 48. Ensemble des régions ayant été touchées par des intoxications de type ASP.	102
Figure 49. Distribution géographique des intoxications de type DSP.....	103
Figure 50. Distribution mondiale des intoxications paralytiques humaines.....	105
Figure 51. Distribution géographique des intoxications de type NSP.....	107

Liste des tableaux

Tableau	Titre	Page
1	Descriptions des sites d'échantillonnages de la lagune El Mellah	08
2	Descriptions des sites d'échantillonnages du lac Oubéira	09
6	Les syndromes associés à l'ingestion de coquillages contaminés par des	101
3	Composition de la flor microalgale récolté dans la Lagune El Mellah toxines phytoplanktoniques (Janvier – Septembre 2007)	29
4	Composition de la flor microalgale récolté dans le lac Oubéira (Janvier – Septembre 2007)	51
5	Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau	71

**Ann
exe**

Sommaire

1- INTRODUCTION.....	1
2 -MATERIEL ET METHODES.....	4
2.1 Zone d'étude	4
2.1.1- La lagune d'El Mellah.....	5
2.1.2- Lac Oubeira.....	6
2.2. Echantillonnage et prélèvement	8
2.2.1. Choix et implantation des stations de prélèvement d'échantillons.....	8
2.3 - Echantillonnage.....	9
2.4- Mesure des paramètres physico-chimiques	11
2.5 Dosage de la Chlorophylle a	11
2.6 Matière en suspension	13
2.7- Dosages des sels nutritifs.....	13
2.7.1 - Dosage de l'Azote Nitreux (les Nitrite NO ₂)	13
2.7.2 L'Azote ammoniacal total...	15
2.7.3 Dosage des Ortho phosphates (PO ₄ ⁻³).....	16
2.7.4- Dosage de l'Azote Nitrique (les Nitrate NO ₃)	17
2.8-Analyse statistique des données.....	17
2.8.1-Analyses univariées.....	17
2.8.2- Analyses bivariées.....	18
3- RESULTATS.....	19
I - Lagune El Mellah.....	19
1- CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX...	19
1.1- La Température.....	19
1.2-L' OXYGENE DISSOUS.....	20
1.3- Le pH.....	21
1.4- La Salinité	22
1.5- Les Orthophosphates	23
1.6- LES NITRATES.....	24
1.7- Les Nitrites.....	25
1.8- L'Azote ammoniacal	26

1.8- La matière en suspension	26
1.9- La Chlorophylle a	27
2- ETUDE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON.....	28
2.1 -Identification des genres récoltés.....	28
2.2- Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah....	32
II - LAC OUBEIRA.....	41
1- CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX.....	41
1-1- La Température.....	41
1.2-L' OXYGENE DISSOUS.....	42
1.3- Le pH.....	43
1.4- Les Orthophosphates	44
1.5- LES NITRATES.....	45
1.6- Les Nitrites.....	46
1.7 -L'azote ammoniacal.....	47
1.8- La matière en suspension	48
1.9- La Chlorophylle a	49
2- ETUDE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON.....	50
2.1 -Identification des genres récoltés	50
2.2- Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira.....	53
4- DISCUSSION.....	62
5-CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	76
BIBLIOGRAPHIE	78
ANNEXE 1.....	93
ANNEXE 2.....	110
ANNEXE 3.....	116
ANNEXE 4.....	119

Introduction

Les pressions exercées par les hommes sur le milieu naturel sont de plus en plus importantes, ce qui entraîne d'année en année, un risque de dégradation accru, de la qualité de notre environnement.

Le domaine de l'eau est un milieu particulièrement sensible aux pressions anthropiques puisque c'est principalement par l'eau que s'effectuent la collecte et le transfert des substances ou composés polluants dans l'environnement (Devidal, 2007). A l'heure actuelle et à l'échelle mondiale, on assiste à une intensification des activités industrielles et agricoles ainsi qu'à une augmentation rapide de la population. Ces activités ont introduit dans les hydrosystèmes (cours d'eau, nappes souterraines, lacs, estuaires, lagunes, océans...) des substances qui ont des répercussions néfastes aussi bien sur l'environnement, que sur la santé humaine. Selon Gold (2002) dans certains écosystèmes, ces produits chimiques peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales et par conséquent, entraînent le dysfonctionnement de la chaîne trophique (faible biodiversité...); ce dysfonctionnement est appelé 'eutrophisation' (Bloundi, 2005)

Depuis sa création par Naumann (1919), alors qu'il ne faisait référence qu'à la composition spécifique du phytoplancton, le concept d'eutrophisation a beaucoup évolué. Il est maintenant défini comme étant l'enrichissement d'un plan d'eau par des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes ou autres producteurs primaires (Kalff, 2002). Les éléments souvent considérés sont le phosphore et l'azote car ces deux éléments limitent généralement la croissance des producteurs primaires plus que tout autre élément (Wetzel et Likens, 2000).

On distingue l'eutrophisation naturelle de l'eutrophisation culturelle ; la deuxième étant un processus d'origine anthropique qui accélère de façon drastique l'évolution d'un plan d'eau vers un état eutrophe. Les sources d'enrichissement sont principalement l'érosion du bassin versant, les eaux usées des zones urbanisées et l'engrais d'origine agricole (Pitois et *al.*, 2001). L'eutrophisation des lacs et des rivières est un problème croissant à l'échelle mondiale et affecte de plus en plus les communautés (Skulberg et *al.*, 1984; Smith 2003). En Europe, Asie et Amériques, ce sont maintenant plus de 40% des lacs qui sont eutrophes (Bartram et *al.*, 1999).

L'eutrophisation d'un lac et donc l'augmentation de la production biologique qui lui est associée a des conséquences majeures sur les paramètres bio-physico-chimiques. Selon Smith (2003) les symptômes des lacs eutrophes et hypereutrophes incluent, entre autres : une turbidité élevée, un déficit sinon une anoxie complète de l'hypolimnion, une réduction de l'aspect esthétique (visuel et odeur), une diminution de la potabilité de l'eau et un changement de la composition de la communauté zooplanctonique et ichtyologique. Une autre conséquence qui est particulièrement critique et à laquelle s'intéresse le présent mémoire est une transition dans la composition spécifique du phytoplancton vers une dominance des cyanobactéries comme cela est rapporté par Dokulil et Teubner (2000).

Le phytoplancton constitue la base de la chaîne trophique, il 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. Ils

sont localisés dans les couches superficielles éclairées des étendues d'eau, généralement de la surface à 100 m de profondeur ; la plupart des microalgues est favorable aux animaux marins, mais certaines sont, en revanche, toxiques pour la faune aquatique, notamment pour les poissons et les coquillages les rendant impropres à la consommation humaine (Ifremer, 2006).

Selon Sournia *et al.* (1990), ce phytoplancton se compose de plus de 6 000 espèces d'algues unicellulaires. Parmi elles, près de 600 espèces sont connues pour provoquer occasionnellement, par leur pullulation, une modification de la couleur de l'eau ; d'autre part, une quarantaine d'espèces provoquent des nuisances diverses telles que des intoxications pour l'homme ou des mortalités vis-à-vis de la faune marine.

L'apparition de ces efflorescences est liée à plusieurs facteurs, notamment aux concentrations élevées en nutriments (Kilham et Kilham, 1984), à la stabilité hydrodynamique (Reynolds *et al.*, 1993), à la température (Reynolds, 1998) et à la lumière (Dusenberry *et al.*, 1999). Ces efflorescences peuvent avoir de nombreuses conséquences sanitaires, écologiques et économiques et peuvent entraîner des dysfonctionnements écologiques majeurs (anoxie, eutrophisation, pollution organique) pouvant conduire à des mortalités de macroinvertébrés et de poissons (Jones, 1987).

Certaines espèces, en particulier des Cyanophycées, des Diatomées et des Dinophycées, sécrètent des toxines (Paerl, 1988) qui sont à l'origine de contaminations ou d'empoisonnements du bétail et même de l'homme. Ces proliférations sont régulièrement rapportées dans différents sites aquatiques en zone tropicale (Arfi et Bouvy, 2003).

La lagune Mellah et le lac Oubeira sont des écosystèmes aquatiques qui appartiennent à un ensemble biogéographique, exceptionnel par sa diversité biologique. Les sites étudiés sont des écosystèmes aquatiques répertoriés dans le registre très élaboré des zones humides.

Les lacs du fait qu'ils constituent le réceptacle des eaux de pluie qui lessivent leurs bassins versants et l'introduction, de plus en plus, des eaux usées des populations riveraines, ont suscités un intérêt particulier quant à la relation entre les niveaux d'eutrophisation et les diverses activités qui se développent tout autour.

Depuis plusieurs décennies, de nombreux travaux sur les caractéristiques physicochimiques, faunistiques et floristiques de divers plans d'eau ont été entrepris (Dradja, 1992 ; Chaibi, 2004 ; Bensafia, 2005). Mais en raison des changements socioéconomiques survenus dans la région, l'évolution de ces plans d'eau risque de devenir de plus en plus inquiétante.

Les objectifs visés dans ce travail sont:

- Le suivi de l'évolution des paramètres physico chimiques des eaux de la lagune El Mellah et du lac Oubeira;
- L'évaluation du niveau trophique de ces 2 plans d'eau;
- L'évaluation qualitative et quantitative des populations phytoplanctoniques peuplant ces 2 plans d'eau.

Matériels et Méthodes

2- Matériel et méthodes

2.1- Zone d'étude

La lagune Mellah et le lac Oubeira sont des écosystèmes aquatiques qui appartiennent à un ensemble biogéographique, exceptionnel par sa diversité biologique. Les sites étudiés sont des écosystèmes aquatiques répertoriés dans le registre très élaboré des zones humides.

Les lacs du fait qu'ils constituent le réceptacle des eaux de pluie qui lessivent leurs bassins versants et celui des eaux usées des populations riveraines, suscitent un intérêt particulier quant à la relation entre les niveaux d'eutrophisation et les diverses activités qui se développent tout autour.



Figure 1 : Répartition de la zone d'étude

2.1.1- La lagune d'El Mellah

La lagune El-Mellah ou «Garrat El Mellah » est située à l'extrême Nord-Est de l'Algérie près de la ville d'EL-Kala à proximité de la frontière Algéro-tunisienne (8° 19' 30" longitudes Est, 36° 53' 50 latitudes Nord), en bordure de la Méditerranée, elle est située dans un milieu

naturel couvert d'une forêt dense de chêne liège, où se trouvent d'autres étendues d'eau douce (lac Oubeira et lac Tonga). Elle est de forme ovoïde, sa longueur, depuis l'exutoire de l'oued Boularoug tout à fait au sud jusqu'à l'amorce du chenal au nord est égale à 4,790 km. Sa largeur maximale à son milieu est égale à 1,950 km environ. Le périmètre du plan d'eau est proche de 13,50 km (M.P.R.H, 2004).

Cet écosystème est l'unique milieu lagunaire en Algérie, son originalité réside dans son caractère saumâtre. D'après sa configuration et les oueds qui s'y jettent, le lac Mellah serait selon Arrignon (1963) une ancienne vallée fluviale envahie par la mer.

Guelorget et *al* (1989), signalent que la circulation des eaux dans le bassin s'effectue en une lente rotation périphérique dans les sens des aiguilles d'une montre en accord avec la direction des vents dominants du secteur Nord-Ouest. Toutefois, les études récentes de Messerer (1999), montrent que les mouvements des lames d'eaux à l'intérieur du lac ne sont pas circulaires, mais sont régis par les mouvements des marées entraînant ainsi des courants qui déplacent ces lames d'eaux du Nord au Sud lors de la pleine mer (flot) et un courant les déplaçant dans le sens opposé lors de basse mer (jusant). Les échanges entre le lac et la mer sont variables en fonction des saisons.

Les activités agricoles occupent une place prépondérante 9 % de la superficie du bassin versant totalisant une superficie cultivée (734 hectares). L'élevage est à l'origine d'une importante production de déjections animales, 130 hectares sont consacrées au parcours du cheptel formé par endroit par de la jachère et des terres délaissées auxquelles s'ajoutent les fertilisants de synthèse d'environ 2612 personnes correspond une dose comprise entre 1 et 1,35 qt/ha .La densité est de 36 habitants/ km² soit le 1/10 de la population totale de la commune d'El Kala, vivent dans le bassin. Cependant, Thomas et *al* (1973), mentionnent un débit de l'ordre de 0.5m³/s dans le sens lagune-mer.

La richesse biologique et la grande production d'invertébrés et de poissons de la lagune s'expliquent par le gradient de variation spatiale et temporelle dans la salinité de l'eau (Morga, 1982).

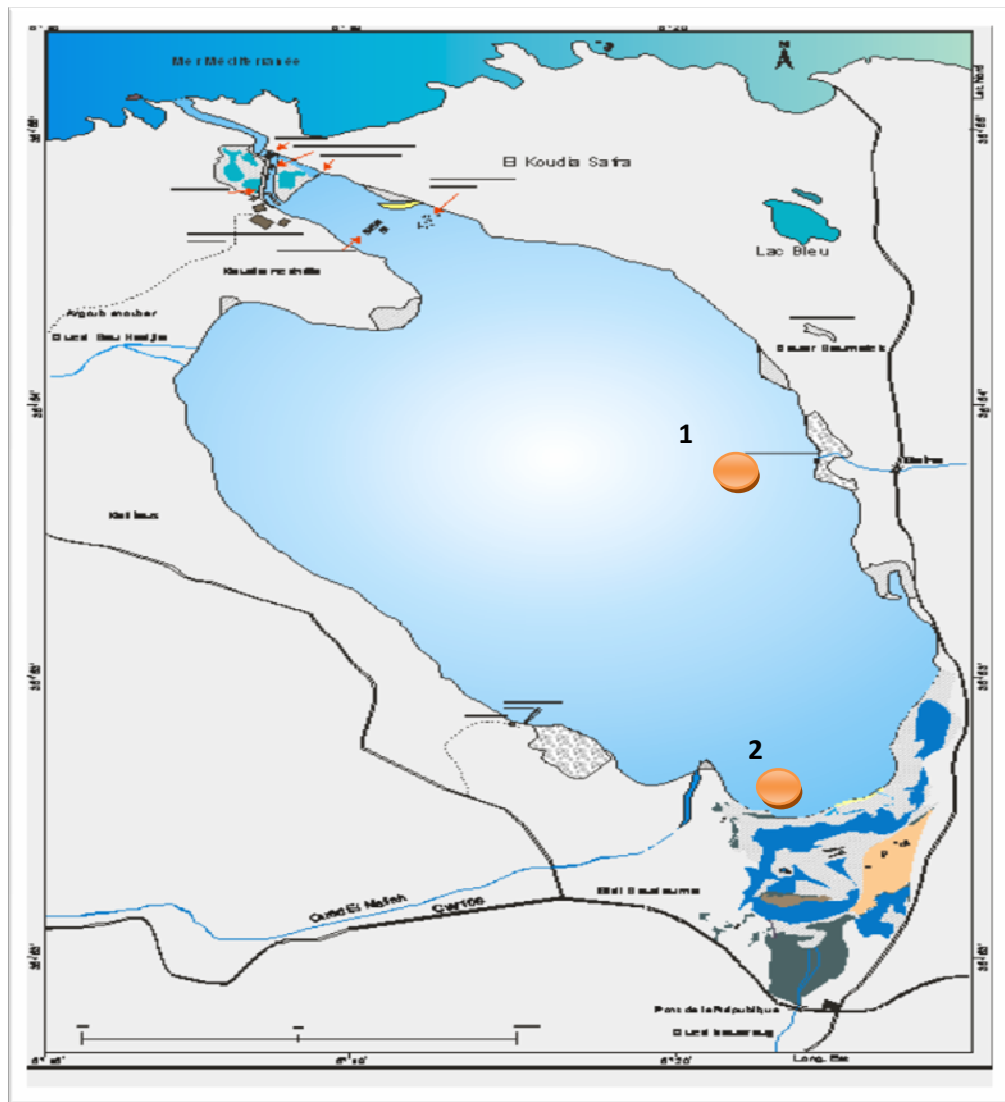


Figure 2 : Localisation des stations d'échantillonnages dans la lagune El Mellah
(M.P.R.H, 2004 modifiée).

2.1.2- Lac Oubeira:

Le lac Oubeira est un étang, c'est-à-dire un plan d'eau douce de moins de 6 m de profondeur, situé à 5 km au sud-ouest d'El-Kala et 54 km à l'est d'Annaba. Ses coordonnées géographiques au centre du plan d'eau sont 36° 50' 695 Nord – 8° 23' 272. Il est distant de 2,3 km du lac Mellah qui se trouve au nord ouest

Ce lac de 2200 ha, profond de 4 mètres au maximum, s'inscrit dans un quadrilatère de 5 x 4 km et développe 19 km de rives. De forme grossièrement carrée, sa longueur selon un axe nord-sud passant par le milieu est de 4,20 km. La largeur selon un axe est-ouest passant par le milieu est de 5,22 km. Le périmètre est égal à 19,80 km. La superficie totale mesurée est de 2256 ha 70 ares 40 ca, soit 2257 ha environ, son altitude moyenne est de 25 m. Fonctionnant de manière endoréique, il est alimenté par

quatre cours d'eau importants : l'oued Demnet Rihana au nord, l'oued Boumerchene au Nord-Est, l'oued Dey L'Graa à l'est et l'oued Messida au Sud. En hiver, à l'occasion des fortes précipitations, les eaux de l'Oued El-Kebir parviennent au lac principalement par l'oued Messida. En été, quand le niveau de l'oued El-Kebir est au plus bas, le système hydrologique fonctionne en sens inverse, l'oued Messida ayant cette singularité de couler dans les deux sens selon la crue ou l'étiage. La pluviométrie annuelle varie entre 700 et 800 mm Le plan d'eau représente environ 22% de la superficie totale du bassin versant.

Le lac Oubeira fait l'objet d'une exploitation halieutique commerciale, il est également utilisé pour l'irrigation et pendant une décennie, il a servi de source d'approvisionnement en eau potable pour la ville d'El Kala.

En 1990, le lac s'est complètement asséché par les effets conjugués d'une longue période de sécheresse et de l'intensification des prélèvements d'eau pour l'irrigation et l'AEP.

Son bassin versant à une surface de 125 Km², la portion du territoire consacrée à l'agriculture (16 % de la superficie), étroitement lié aux pratiques agricoles de la région, les aires de parcours du bassin versant occupent 399 ha, soit 4 %. Ils correspondent, en fait, à la jachère pâturée et aux terres agricoles délaissées, ainsi que les zones urbanisées (5% du territoire) occupent essentiellement deux territoires communaux. Celui d'El Kala au Nord et celui d'Aïn El Assel au Sud soit une densité de population de 135 habitants par km².

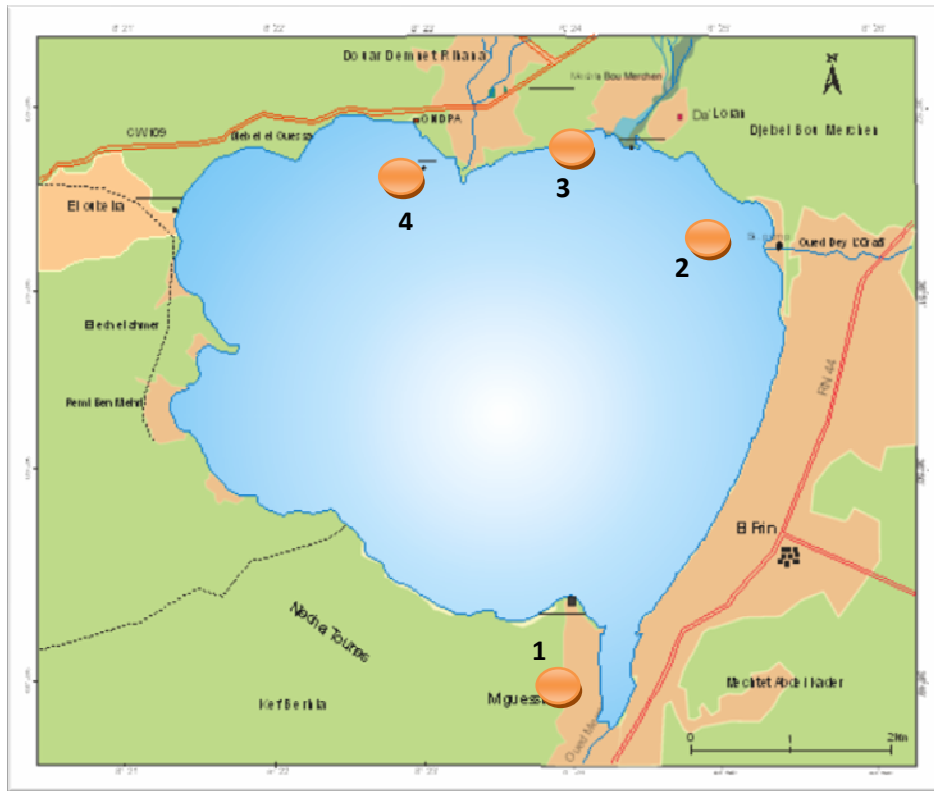


Figure 03 : Localisation des stations d'échantillonnages dans le lac Oubeira
(M.P.R.H, 2004 modifiée).

2.2. Echantillonnage et prélèvement

2.2.1. Choix et implantation des stations d'échantillonnages.

✚ Lac Mellah

L'échantillonnage du phytoplancton a été réalisé dans deux stations du lac Mellah. Dans le choix des stations, nous avons tenu compte de la topographie du lac et de sa bathymétrie, des apports en eau et des données sur la circulation des courants (fig.2)

- **site 1**: dans la berge Sud du lac dans laquelle l'Oued Boularoug se jette; ce site abrite deux populations naturelles : Coque et Palourde
- **site 2** : dans la berge Ouest du lac dans laquelle l'Oued Boumalek se jette.

✚ Lac Oubeira :

Nous avons implanté nos stations d'échantillonnage à l'embouchure des principaux cours d'eau (fig.3)

- Station 01 : Embouchure d'oued Messida

- Station 02 : Embouchure de Dey L'Graa
- Station 03 : Embouchure de Boumerchene
- Station 04 : Embouchure de Demnet Rihana

2.3 Echantillonnage

Les prélèvements des échantillons d'eau sont réalisés mensuellement de Janvier 2007 à Décembre 2007 entre 9^h 00mn et 13^h 00.

L'échantillonnage est réalisé à l'aide d'un filet à phytoplancton de 20 μ m de vide de maille (fig.4). L'opération consiste à filtrer l'eau de surface (à 20cm en dessous de la surface de l'eau), le produit collecté est versé dans une bouteille en verre ombré de 125ml contenant 5ml de formol à 10%.

Les échantillons doivent être transportés dans une glacière au frais et à l'obscurité. S'ils ne sont pas analysés immédiatement, les échantillons peuvent être conservés au réfrigérateur de 24 à 48 h après le prélèvement.

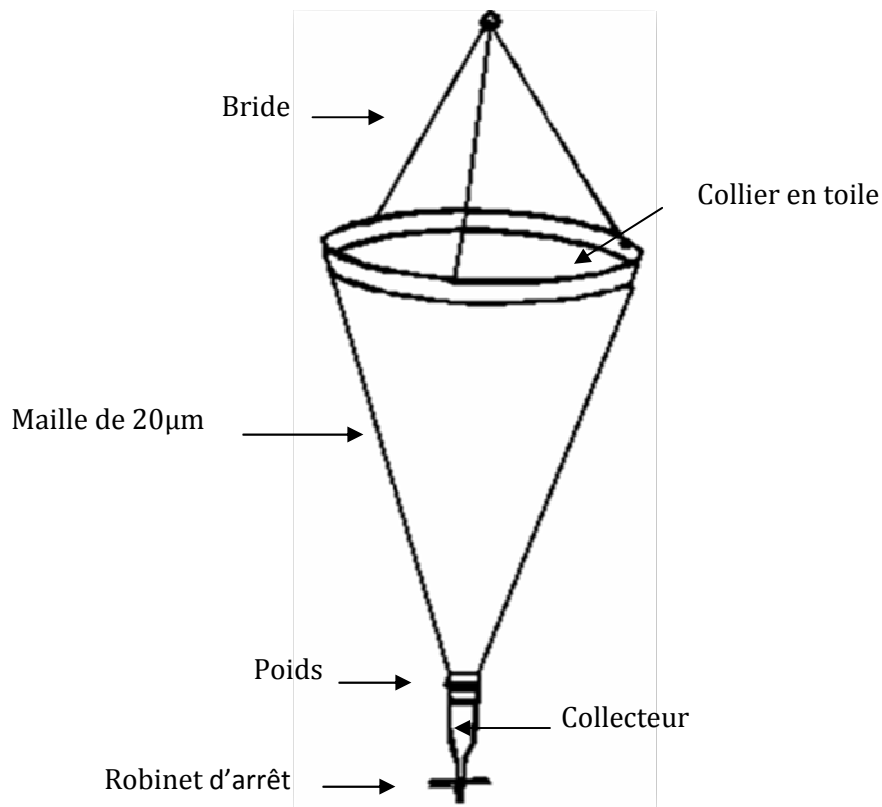


Figure 4 : Schéma d'un filet à plancton

La détermination des genres récoltés est réalisée à partir de l'observation sous microscope optique des caractères morpho anatomiques (forme taille et couleur) représentant les clés d'identification retenues par Gregoire *et al* (1978) ; Bourrelly (1985) ; Michel (1987).

Le dénombrement du phytoplancton se fait généralement à l'aide d'un microscope inverse, selon la méthode d'UTERMÖHL (1958). Par contre dans notre étude, la numération des cellules phytoplanctoniques a été effectuée à l'aide d'un microscope photonique (Motic) selon la méthode utilisée par Leitao *et al* (1983) dont le principe est le suivant :

Chaque échantillon a été soigneusement homogénéisée ; une quantité précise (20 μ l) a été prélevée à l'aide d'une micropipette, puis mise entre lame et lamelle. Le dénombrement au microscope a été réalisé à l'objectif x 40, par un balayage de toute la surface de la lamelle. Afin de minimiser l'erreur, 3 lames ont été dénombrées pour chaque échantillon et seules les valeurs moyennes sont prises en considération.

2.4- Mesure des paramètres physico-chimiques

Les paramètres mesurés sont : la température, le pH, l'oxygène dissous et la salinité.

- Les mesures de la température « T°C », l'oxygène dissous (O₂) et la salinité sont réalisés *in situ*, (au moment de l'échantillonnage) à l'aide d'un multi paramètre (Pionner 20 & 30) (fig.5) ; quant à la mesure du pH, elle est effectuée à l'aide d'un multi paramètre (Consort 535) (fig.6).

L'utilisation de ces appareils consiste à faire plonger la sonde appropriée dans l'eau, après étalonnage, puis à attendre quelques secondes avant de lire le résultat de la mesure, après, bien sur, stabilisation de l'affichage de ce dernier sur l'écran.



Figure 5: Radiomètres analytiques
(Pionner 20 et Pionner 30)



Figure 6 : Multi paramètre (Consort 535)

2.5 - Dosage de la Chlorophylle a :

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.

Le dosage de la chlorophylle a est réalisé selon la méthode monochromatique de Lorenzen (1967) utilisant comme solvant l'acétone à 90%.

❖ Principe de la méthode

➤ Mode opératoire :

- ◆ Placer le filtre sur l'équipement de filtration, l'eau doit être filtrée le plus rapidement possible après le prélèvement ; ceci permet l'élimination grossière du zooplancton.
- ◆ Recouvrir le filtre d'une fine couche de la suspension de carbonate de magnésium (environ 1ml).
- ◆ Verser un volume ($V_1=0.1$ l) de l'échantillon à travers le filtre en fibre de verre.
- ◆ Récupérer le filtre, puis le placer dans un tube à centrifuger contenant un volume d'acétone ($V_2=15$ ml) à 90%.
- ◆ Agiter pendant 1 min, puis déchiqueter le filtre à l'aide d'une baguette en verre à embout coupant.
- ◆ Placer le tube à l'obscurité pendant une vingtaine d'heures au réfrigérateur, de façon à permettre l'extraction de la chlorophylle.
- ◆ Après l'extraction, le tube est centrifugé à 4000 tr / min pendant 5 min.
- ◆ Transférer le surnageant dans la cuve du spectrophotomètre.
- ◆ Effectuer les mesures d'absorbance aux longueurs d'ondes 750 et 665 nm.
- ◆ Acidifier par addition 10 μ l d'HCL dans la cuve, agiter puis attendre 6 min.
- ◆ Mesurer les absorbances brutes des extraits acidifiés à 750 et 665nm

➤ Expression des résultats :

- Les absorbances lues à 665 nm et à 750 nm doivent être corrigées en soustrayant les blancs des cuves.
- Soustraire les absorbances lues à 750 nm avant et après acidification, soit :

E_1 = Absorbance corrigée avant acidification.

E2= Absorbance corrigée après acidification.

La teneur de l'eau en chlorophylle a (mg / l) est calculée selon l'équation suivante:

$$\text{Chlorophylle a (mg / l)} = \frac{26,7 \times (E_1 - E_2) \times V_2}{V_1 \times l}$$

2.6- Matière en suspension (MES)

La connaissance de la quantité de matières en suspension (MES) est importante pour l'étude des milieux aquatiques. D'une part, les particules réduisent la transparence de l'eau et de ce fait la production primaire photosynthétique. D'autre part, elles présentent une surface de contact importante pour les échanges physico-chimiques ou biologiques avec l'eau de mer. Selon leur nature, Elles sont également une source nutritive non négligeable pour la faune.

❖ Principe et méthode

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

Le filtre est séché et pesé avant et après la filtration. La différence de poids permet de connaître le poids sec total de matière en suspension dans le volume filtré correspondant (Aminot et chaussepied, 1983).

❖ Calcul de la teneur en MES

$$\text{MES (mg / l)} = \frac{P_2 - P_1}{V}$$

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).

P2 = poids du filtre après filtration et séchage (mg).

2.7- Dosages des sels nutritifs :

Quatre éléments nutritifs sont dosés par des méthodes colorimétriques (Aminot *et al*, 1983) à l'exception du nitrate (Aoac, 2002)

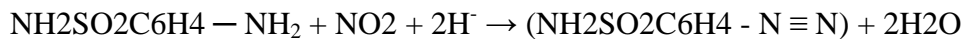
2.7.1 - Dosage de l'Azote Nitreux (les Nitrite NO_2) :

Dans le cycle de l'azote, les ions nitrites sont des intermédiaires entre l'azote ammoniacal et les ions nitrates. Les concentrations généralement trouvées dans les eaux, douces, saumâtres et marines vont de 0 à quelques micromoles d'azote nitreux par litre.

Le dosage est effectué selon la méthode colorimétrique décrite par Aminot *et al* (1983).

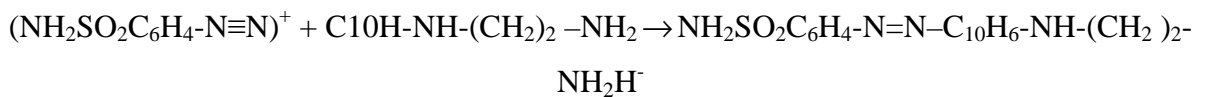
❖ Principe

Cette technique, réalisée par Bendschneider et Robinson (1952), est une des plus sensibles et des plus spécifiques pour l'analyse des eaux naturelles. Elle est basée sur la formation d'un diazoïque après réaction des ions nitrites avec la sulfanilamide en milieu acide ($\text{pH} < 2$) selon la réaction :



Sulfanilamide

Le diazoïque obtenu, réagit avec le N-naphtyl-éthylènediamine pour former le colorant :



❖ Mode opératoire:

- Rincer d'abord une éprouvette de 50 ml avec l'eau à analyser.
- Introduire ensuite dans cette éprouvette 50ml (± 1) de l'échantillon.
- Ajouter, d'abord, 1ml de R1 (SOLUTION DE SULFANILAMIDE) puis mélanger et laisser reposer 2 à 8 mn.
- Ajouter, ensuite, 1ml de R 2 (SOLUTION DE N-NAPHTYL-ÉTHYLÉNEDIAMINE) et mélanger à nouveau puis attendre au moins 10mn (mais pas plus de 2 heures).
- Lire l'absorbance à l'aide d'un spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 543$ nm.

❖ Calcul de la concentration du Nitrite :

$$\text{NO}_2 \text{ (}\mu\text{m/l)} = \frac{D_0 \text{ NO}_2 - 0.0048}{0.0443}$$

NB : La préparation des réactifs R(1) et R(2) est rapportée en annexe.

2.7.2 L'Azote ammoniacal:

L'azote ammoniacal est sous forme d'ions ammonium (NH_4^+) dans la gamme de pH des eaux marines. Il occupe une place particulière dans le cycle de l'azote. Ils sont assimilés par les végétaux aquatiques. Par ailleurs, la dégradation de l'azote organique particulaire ou dissous donne lieu à la formation d'azote ammoniacal (qui peut s'oxyder ensuite en nitrite puis nitrate). Ils participent donc à l'activité autotrophe et à l'activité hétérotrophe. Il est utilisé par le phytoplancton comme source d'azote et oxydé par les bactéries nitrifiantes (Aminot et *al.*, 1983).

❖ Principe

Le dosage est basé sur la réaction signalée par Berthelot (1859). En milieu alcalin, l'ammoniac dissous réagit avec l'hypochlorite pour former une monochloramine. Ce composé, en présence de phénol et en milieu oxydant (excès d'hypochlorite), donne lieu à la formation d'un complexe coloré en bleu (le bleu d'indophénol) que l'on peut doser par spectrophotométrie. A 20°C, la réaction demande 6 h pour se développer. L'absorption est mesurée à 630 nm.

La méthode a été appliquée à l'eau de mer, en particulier par Solorzano (1969) et par Koroleff (1969). La précipitation du calcium et du magnésium en milieu basique est évitée par complexation avec le citrate trisodique.

❖ Mode opératoire

- Prendre 100 ml (± 5 ml) de l'échantillon.
- Ajouter 3 ml du R₁ (SOLUTION DE PHÉNOL-NITROPRUSSATE).
- Boucher et agiter pour bien homogénéiser.
- Ajouter sans attendre 3 ml du R₂ (SOLUTION ALCALINE D'HYPOCHLORITE) boucher et agiter à nouveau.
- Placer immédiatement à l'abri de la lumière pendant 6 à 8 heures (température ambiante).
- Mesurer l'absorbance à $\lambda = 630$ nm.

❖ Calcul de la concentration de L'Azote ammoniacal total

$$\text{NH}_4^+ (\mu\text{m/l}) = \frac{D_o \text{ NH}_4 - 0.0153}{0.0335}$$

NB : Voir en annexe la préparation des réactifs R₁ et R₂.

2.7.3 Dosage des Ortho phosphates (PO_4^{-3})

La méthode de Murphy (1962) reste encore aujourd'hui une des plus rapides et des plus simples pour le dosage des ions orthophosphate dans l'eau de régénération. Elle varie de moins de 0,01 μM dans l'eau de surface (pendant la période de croissance du phytoplancton) à 3 μM en profondeur.

❖ Principe

Cette technique est basée sur la réaction des ions phosphates avec le molybdate d'ammonium, en présence d'antimoine III ; cette réaction aboutit à la formation d'un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique ; cette réduction mène à la formation d'une solution de coloration bleue dont le maximum d'absorbance a lieu à une longueur d'onde égale à 885 nm.

La méthode utilisée pour le dosage des orthophosphates a été mise au point par Murphy et Riley (1962). Les ions orthophosphates sont susceptibles de réagir avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe jaune, le phosphomolybdate d'ammonium. Par réduction de ce complexe, on obtient une coloration bleue. L'utilisation de l'acide ascorbique comme agent réducteur donne les résultats les plus reproductibles et il a l'avantage de pouvoir être utilisé dans un réactif unique : molybdate d'ammonium, acide ascorbique, acide sulfurique et antimonyl tartrate de potassium. L'antimoine fourni par l'antimonyl réduit le temps de développement de la coloration de 24 h à quelques minutes.

❖ Mode opératoire

- Prendre 100ml de l'échantillon;
- Ajouter à cela 10ml du mélange réactif (Formule en annexe);
- Attendre 5 mn et lire l'absorbance à la longueur d'onde $\lambda = 885$ nm.

❖ Calcul de la concentration des Ortho phosphates

$$PO_4^{3-}(\mu\text{M/l}) = \frac{D_0 PO_4^{3-} - 0.00149}{0.0196}$$

NB : La préparation de mélange-réactif est détaillée en annexe.

2.7.4- Dosage de l'Azote Nitrique (les Nitrate NO_3) :

Les Nitrates sont le résultat normal de l'oxydation de l'azote organique (nitrification), en concentration excessives et associées aux phosphates, ils favorisent le phénomène d'eutrophisation.

❖ Mode opératoire

▪ Dans une série de béchers : on met 5 ml d'échantillon de notre eau avec 1 ml de brucine sulfanilique (Aoac, 2002).

- Dans une 2^{ème} série de béchers : on introduit 10 ml de H₂SO₄ (solution)
 - ◆ On mélange les deux séries de béchers en prenant soin de rajouter l'étalon dans le bécher H₂SO₄ goutte à goutte
 - ◆ On verse d'un bécher à l'autre avec précaution 4 à 6 fois.
 - ◆ On met les béchers à l'obscurité pendant 10 minutes.
 - ◆ On introduit 10 ml de H₂O dans un bécher vide, après les 10 minutes de pause
 - ◆ On mélange la 1^{ère} série de béchers comme au paravent (4 à 6 fois) et on les laisse refroidir 20 à 30 minutes à obscurité.
 - ◆ Enfin on complète les volumes à 50 ml puis on les passe au spectrophotomètre pour lecture des absorbance à une longueur d'onde de 410 nm (Aoac, 2002)

◆ Calcul de la concentration des Nitrates

$$NO_3 \text{ (}\mu\text{m/l)} = \frac{D0 \times 0.716 \times 10000}{5}$$

2.8- Analyse statistique des données

2.8-1 Analyse statistique univariée

Nous avons réalisé une comparaison entre la densité en microalgues de la lagune El Mellah et le lac Oubéira l'aide de l'analyse de la variance à un critère de classification (AV1)

- Si $p > 0.05 \Rightarrow$ il n'existe pas de différences significatives entre les sites \Rightarrow NS
- Si $P \leq 0.05 \Rightarrow$ il y a des différences significatives entre les sites \Rightarrow *
- Si $P \leq 0,01 \Rightarrow$ il y a des différences hautement significatives entre sites \Rightarrow **
- Si $P \leq 0,001 \Rightarrow$ il y a des différences très hautement significatives entre les sites \Rightarrow ***

2.8.2-Les corrélations

Pour mettre en évidence une quelconque relation entre les variables mesurées sur les individus, nous avons utilisé le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson (Dagnelie, 2000). Ce coefficient de corrélation, r , mesure l'intensité du lien qui existe entre deux caractéristiques ou variables quantitatives quelconque pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire.

- Si $p > 0.05 \Rightarrow$ il n'existe pas de corrélations.
- Si $P \leq 0.05 \Rightarrow$ il existe une corrélation significative \Rightarrow *

- Si $P \leq 0,01 \Rightarrow$ il existe une corrélation hautement significative $\Rightarrow **$
- Si $P \leq 0,001 \Rightarrow$ il existe une corrélation très hautement significative $\Rightarrow ***$



Résultats

3- RESULTATS

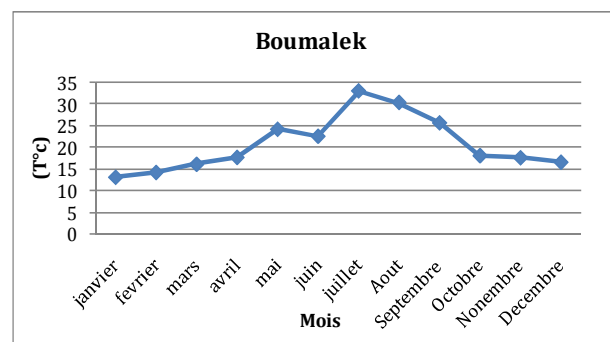
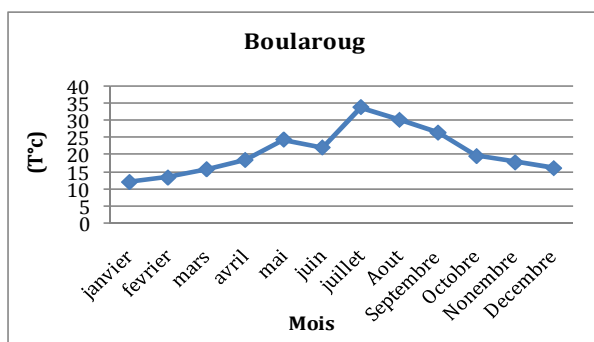
3.1- Lagune El Mellah

3.1.1-CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

3.1.1.1-La Température

La courbe de température de l'eau de la lagune El Mellah montre une évolution similaire dans l'ensemble des stations. Elle est comprise entre 12°C en janvier et 33.7°C en juillet à Boularoug. L'écart de température dépasse 21°C.

Nos relevés font apparaître l'existence de deux périodes : l'une froide et l'autre chaude illustrées par des températures s'échelonnent entre 12°C (min) et 18°C (max) en période froide et 18°C min et 33.7°C max en période chaude (fig.07).



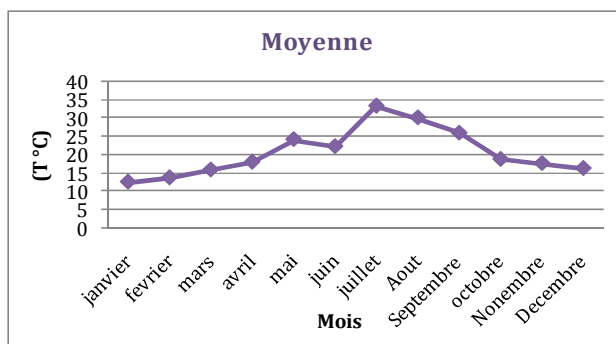


Figure 07 : Variations mensuelles de la température de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

3.1.1.2-L' OXYGENE DISSOUS

Les teneurs en oxygène dissous montrent une variation similaire dans l'ensemble des stations. Les teneurs moyennes en oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah montrent une valeur minimale égale à 5,3 mg/l en juillet et une valeur maximale de 12,16 mg/l au début du mois de février.

L'eau du lac présente des teneurs comprises entre 7 et 13.3 mg/l de janvier à juin ; de juillet à décembre les teneurs relevées avoisinent de 6 mg/l (fig.08).

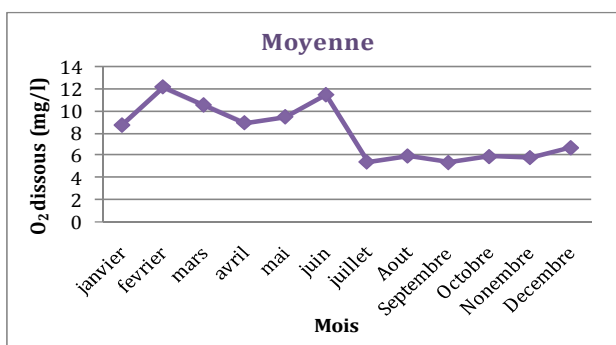
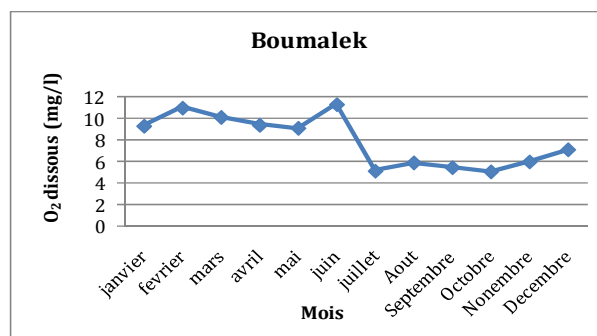
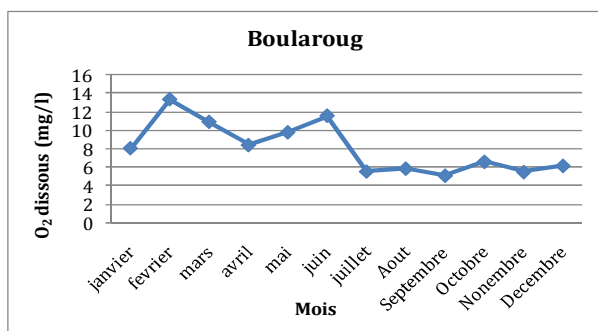


Figure 08 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah

(Janvier – Décembre 2007)

3.1.1.3- Le pH

Le pH de l'eau de la lagune est alcalin, généralement proche de 8. Ce paramètre présente une évolution similaire dans l'ensemble des stations échantillonnées. Les teneurs mensuelles moyennes sont comprises entre 7.33 et 8.62.

Des valeurs supérieures à 8 sont enregistrées durant la période chaude s'étalant de mai à septembre, un pic de 8.66 noté à l'embouchure de l'oued Boumalek (fig.09).

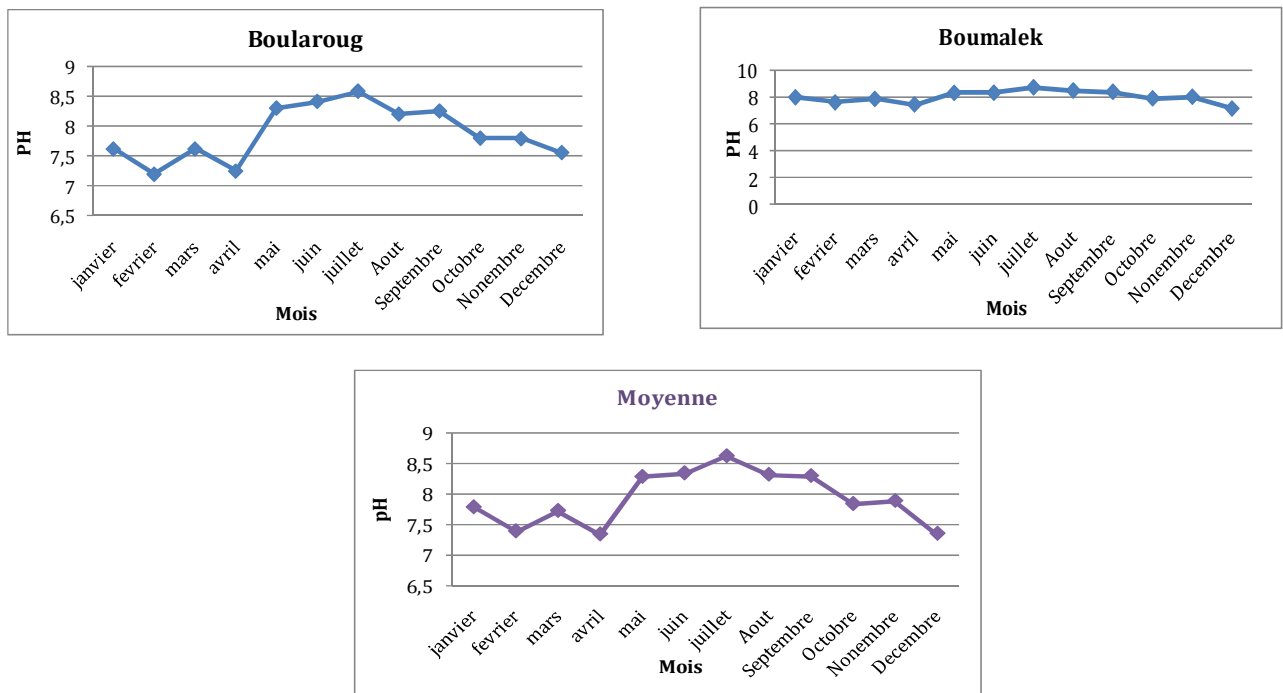


Figure 09 : Variations mensuelles du pH de l'eau de la lagune El Mellah

(Janvier – Décembre 2007)

3.1.1.4- La Salinité

Durant cette période d'étude, la salinité varie de 25g/l à 35.2 g/l. L'évolution de ce paramètre montre une similitude dans l'ensemble des stations d'échantillonnage. Les salinités les plus faibles ont été enregistrées en avril au niveau de l'exutoire de l'oued Boumalek (24.8 g/l) et au sud (25.1 g/l), par ailleurs les salinités les plus élevées (34.9 g/l) sont notées en septembre.

Les données obtenues au cours de ce cycle d'étude montrent l'existence de 2 phases ; dans l'une s'étale de janvier à juin ou les salinités relevées sont comprises entre 25 et 32 g/l, et l'autre de juillet à décembre durant la quelle les salinités relevées varient de 30 à 35 g/l (fig.10).

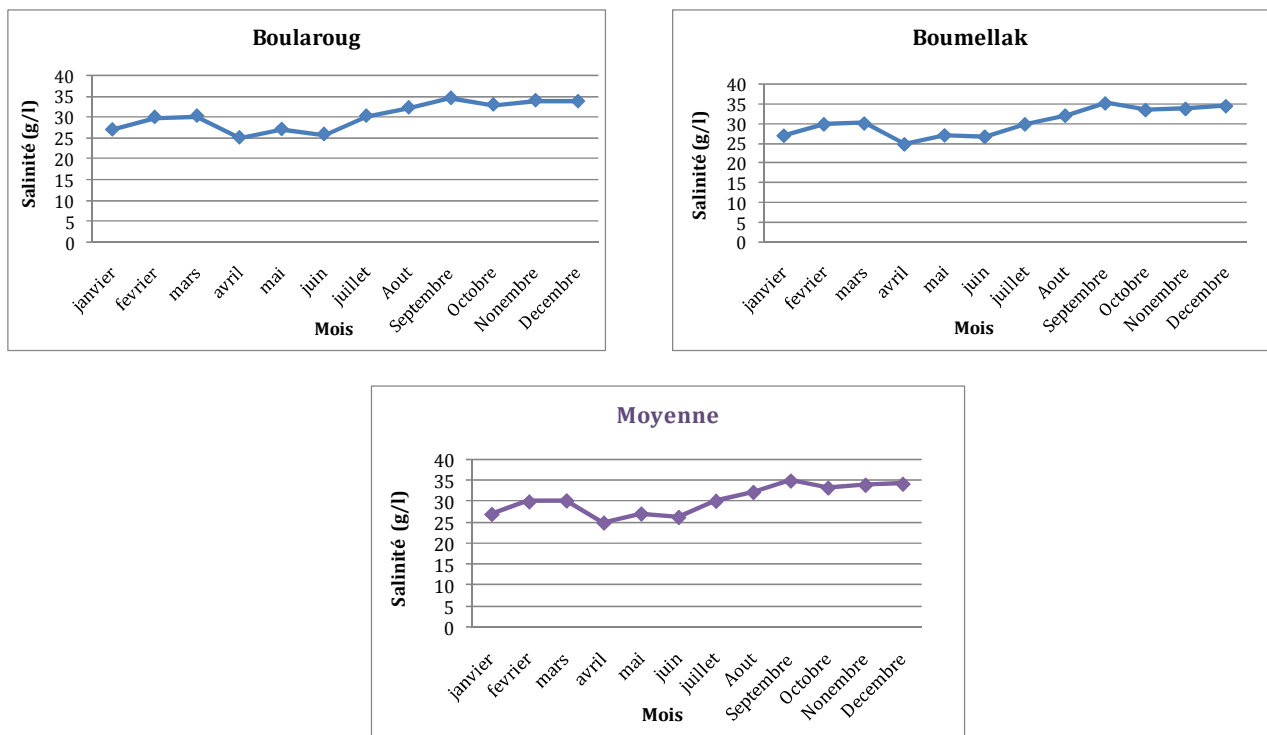


Figure 10: Variations mensuelles de la salinité de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

3.1.1.5- Les Orthophosphates

La figure 11 montre que dans l'ensemble des stations, les concentrations en orthophosphate présentent des variations similaires tout le long de la période d'étude, l'évolution de ce paramètre met en évidence l'existence des faibles teneurs qui ne dépassent pas $1 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ de janvier à septembre.

C'est en octobre que sont notés 2 pics ; l'un de $40 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ au sud et l'autre de $10 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ à l'est de la lagune (fig.11).

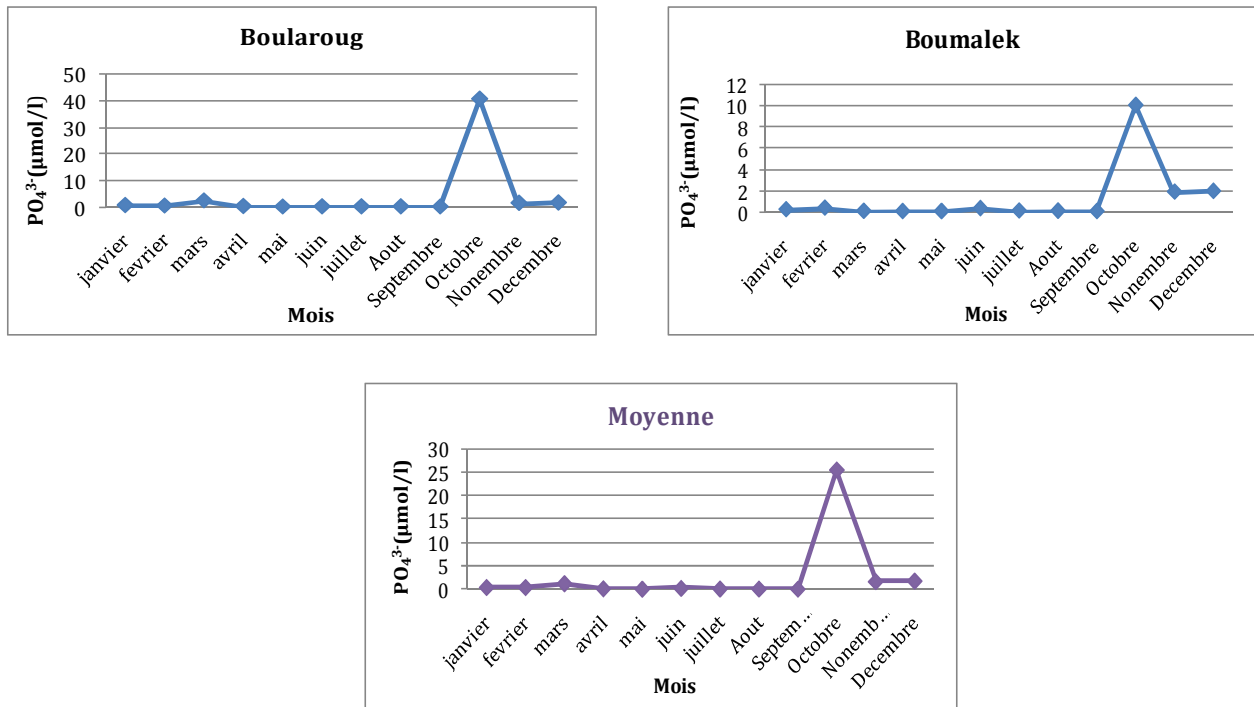


Figure 11: Variations mensuelles des teneurs en ortho-phosphates (en $\mu\text{mol/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

3.1.1.6- LES NITRATES

Les concentrations en Nitrate de l'eau de la lagune connaissent une grande variabilité spatiotemporelle. L'évolution de ce paramètre est caractérisée par la présence de fortes teneurs de novembre à mai et des teneurs très basses de juin à octobre.

C'est toutefois à l'est de la lagune que les teneurs en nitrates les plus élevées sont relevées (comprise entre 30 et 50 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$). Au niveau de Boularoug seul un pic de 50 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ est noté en février.

Les teneurs moyennes en nitrates les plus basses (mois de 5 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$) sont relevées de juin à octobre ; c'est de novembre à mai que des teneurs comprises entre 10 et 35 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ sont enregistrés (fig.12).

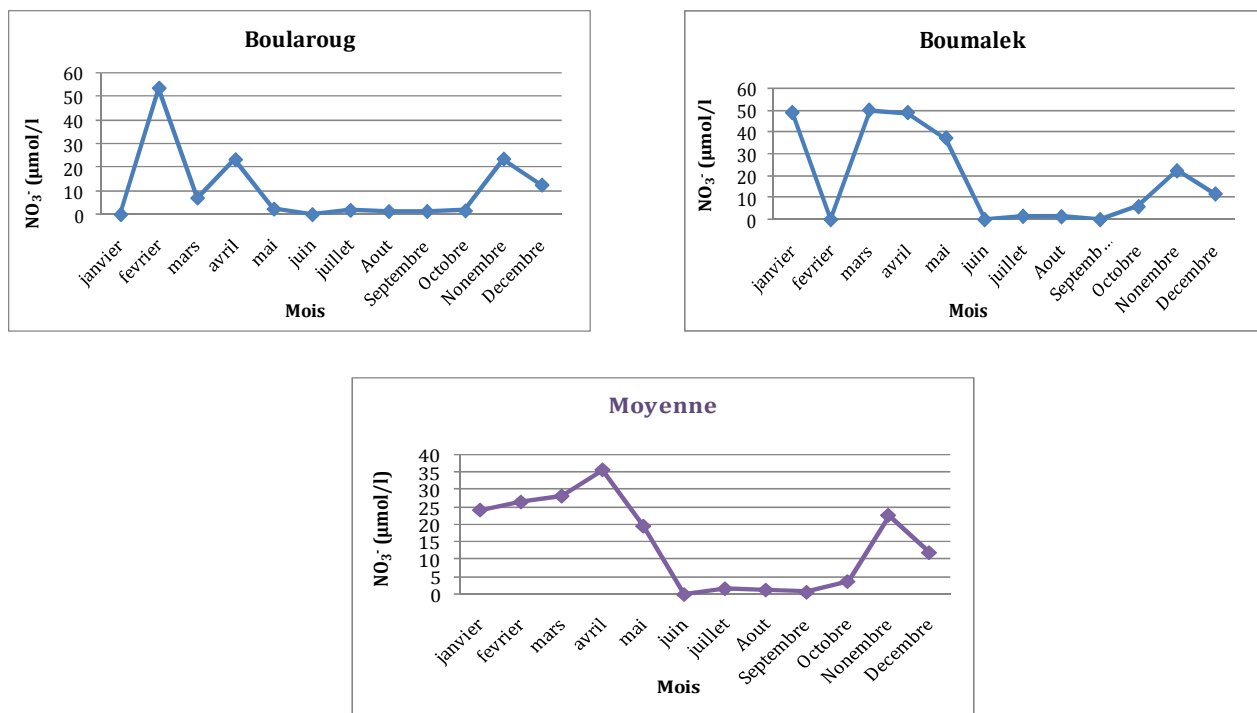


Figure 12 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates (en $\mu\text{mol/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

3.1.1.7- Les Nitrites

Le dosage des nitrites dans les eaux de la lagune fait apparaître des similitudes dans l'évolution des teneurs relevées dans les deux stations ; les concentrations en nitrites sont basses de janvier à septembre puis montrent deux pics l'un de 2.32 $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ à Boularoug en octobre et l'autre de 1.12 $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ à Boumalek en novembre.

L'évolution des teneurs en nitrites se fait en deux phases allant de janvier à septembre durant laquelle les teneurs ne dépassent pas 0.2 $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ et l'autre d'octobre à décembre durant laquelle des teneurs comprises entre 0.3 et 2.32 $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ sont notées (fig.13).

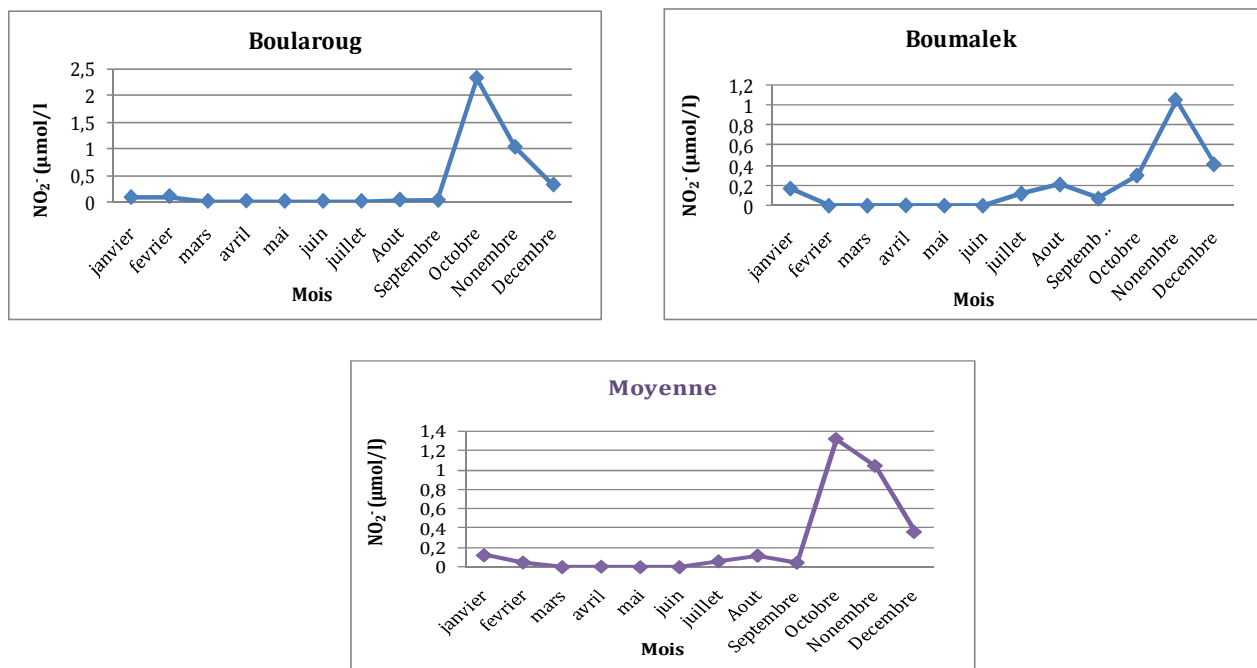


Figure 13 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites (en $\mu\text{mol/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

3.1.1.8- L'Azote ammoniacal

On note une absence totale d'une pollution ammoniacale dans l'ensemble des stations durant toute la période d'étude.

3.1.1.9- La matière en suspension

Nos données montrent que dans l'ensemble des stations échantillonnées la teneur en matière en suspension présente une évolution similaire illustrée par l'apparition de deux pics proche de 180 mg/l en mars et juin.

Les teneurs les plus basses (inférieur à 50 mg/l) sont relevées de septembre à décembre ; des teneurs dépassant 100 mg/l sont toutefois enregistrées de janvier à mars et de juin à août. Par ailleurs, c'est à Boularoug que les teneurs en MES les plus élevées sont notées (fig.14).

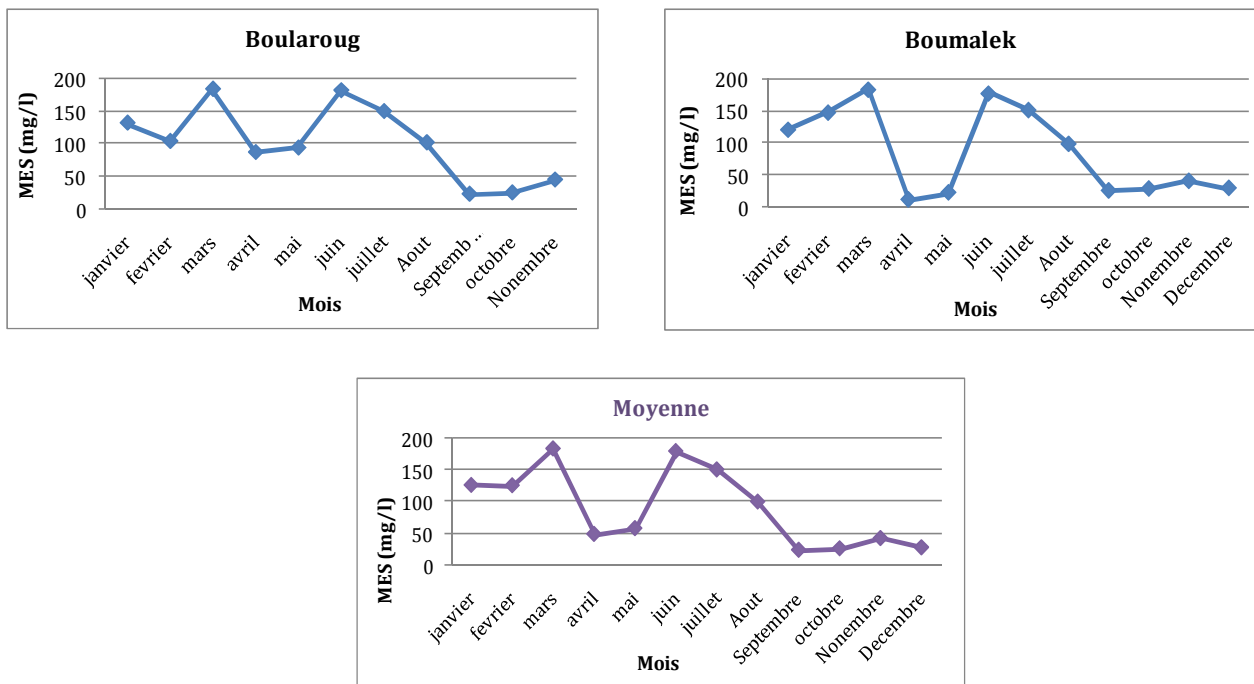


Figure 14 : Variations mensuelles des teneurs en matière en suspension(en mg/l) de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre2007)

3.1.1.10- La Chlorophylle a

Dans les deux stations échantillonnées, l'évolution des teneurs en chlorophylle a montre des similitudes.

Les teneurs en chlorophylle a ne dépassent pas 40 $\mu\text{g/l}$ en période hivernale et automnale ; mais en revanche, elles sont comprises entre 40 et 145.1 $\mu\text{g/l}$ en période printanière et estivale ou un pic est relevé en juillet.

Par ailleurs, c'est en octobre et en mars que les teneurs en chlorophylle a les plus faibles (inférieur à 10 $\mu\text{mol/l}$) sont enregistrées (fig.15).

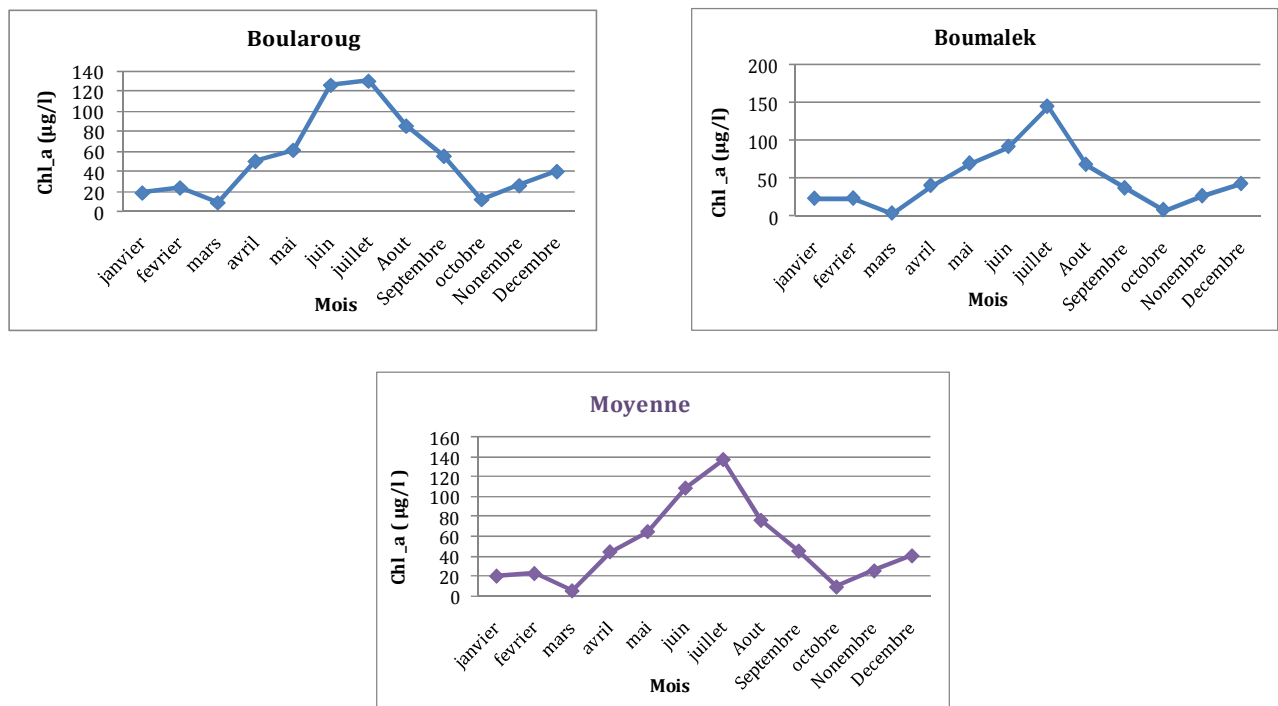


Figure 15 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$) de l'eau de la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

3.1.2- ETUDE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON

3.1.2.1 -Identification des genres récoltés

L'observation des caractères morpho anatomiques du phytoplancton récolté dans la lagune el Mellah nous a permis d'identifier 100 genres représentant trois classes taxinomiques (Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae).

La composition floristique se caractérise par la dominance des Diatomées qui représentent 59% de la population phytoplanctonique récoltée ; quant aux Dinoflagellés et les Cyanobactéries, ils représentent respectivement 24% et 17 % de la population phytoplanctonique recensée dans la lagune El Mellah (fig.16).

Nos données montrent que sur les 100 genres recensés, 26 sont reconnus potentiellement toxiques (tab.3) (ce qui représente 27% de la population phytoplanctonique totale ; ces derniers sont répartis comme suit : 12 genres de Dinoflagellés, 13 genres de Cyanobactéries et 3 genres de Diatomées (Tab.1). Nous notons, par ailleurs, que les genres toxiques rattachés aux communautés de Dinoflagellés et de Cyanobactéries représentent les $\frac{3}{4}$ des genres recensés dans chaque classe ; mais en revanche les Diatomées toxiques ne présentent que $\frac{1}{20}^{\text{ème}}$ du nombre de genres recensés appartenant à cette classe.

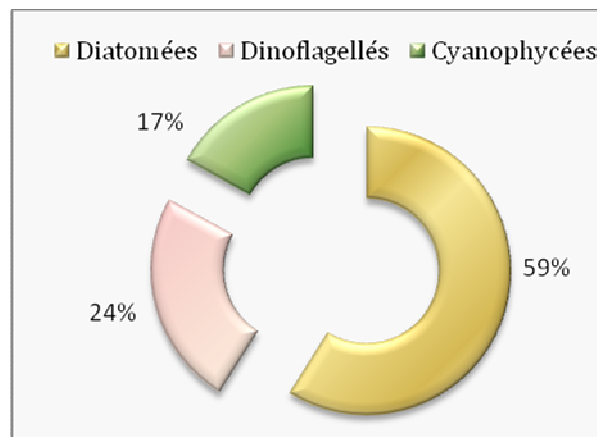


Figure 16: proportion des classes composant la communauté microalgale de la lagune

El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

Tableau 1 : Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans la Lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

CLASSE : CYANOPHYCEAE SCHAFFNER, 1909

Ordre :Chroococcales Wettscin,1924

Famille : Chroococcacées Nâgeli 1849.Catt.etnzell.Algen

*Chroococcus**
Gloecapsa *
*Merismopedia**
*Microcystis**
*Gomphosphaeria**
*Synechococcus**

Ordre :Nostocales

Famille : Nostocacées Durnortier,1829

Anabaena *
Aphanizomenon *
*Cylindrospermum**

Famille : Oscillatoriacées (Gray, 1821)Bory de St Vincent, 1827,Dict,hist.nol 12

Lyngbya *
Oscillatoria *
Pseudanabaena *
*Phormidium**
Spirulina

CLASSE : BACILARIOPHYCEAE (DIATOMOPHYCEAE)

Ordre des Centrales

Famille : Coscinodiscaceae

Coscinodiscus

Famille : Asterolampraceae

Asteromphalus

Famille : Thalassiosiraceae

Thalassiosira
Cyclotella

Famille : Mélosiraceae

Mélosira
Paralia
Druridgea

Famille : Rhizosoleniaceae

Rhizolenia
Guinardia

Famille: Leptocylindraceae

Corethron

Famille :Biddulphiaceae

Biddulphia
Trigonium
Cerataulina
Eucampia

Famille: Eupodiscaceae

Odentella

Pleurosira

Famille: Chaethoceraceae

Chaetoceros

Famille :Lithodesmiaceae

Ditylum

Ordre: Pennales

Famille : Fragilariaceae

Fragilaria

Synedra

Thalassionema

Sceptroneis

Tabellaria

Striatella

Grammatophora

Licmophora

Rhaphoeis

Licmosphenia

Climacosphenia

Gephyria

Opephora

Ardissonia

Asterionella

Diatoma

Famille : Naviculaceae Kütz., 1844

Navicula

Lyrella

Frustulia

Diploneis

Pinnularia

Mastogloia

Rhoiconis

Plagiotropis

Pleurosigma

Gyrosigma sp

Scoliopleura

Stauroneis

Famille : Rhoicospheniaceae

Rhoicosphénia

Famille : Entomoneidaceae

Entomoneis

Famille Cymbellaceae

Cymbella

*Amphora**

Encyonema

Famille: Epithémiaceae

Epithémia

Rhopalodia

Famille: Surirellaceae

Surirella

Campylodiscus
Cymatopleura

Famille : Nitzschiaceae., Grunov, 1860

*Nitzschia**
Bacillaria
Hantzschia
*Pseudonitzschia**
Denticulopsis

Famille: Achnanthaceae

Achnanthes
Cocconeis

Famille: Eunotiaceae

Eunotia

Order: Mastogloiales

Family Mastogloiaceae Mereschkowsky,1903

Aneumastus

Order: Soleniales

Family: Soleniaceae Schütt

Rhizosolenia

CLASSE : DINOPHYCEAE G.S West et Fritsch, 1927

Ordre :Dinophysales Lindemann,1928

Famille: Dinophysaceae Stein, 1883

*Dinophysis**

Ordre : Gymnodiniales Lemmermann, 1910

Famille : Gymnodiniaceae Lankester,1885

*Amphidinium**
*Cochlodinium**
*Gymnodinium**
*Gyrodinium**

Famille: Polykrikaceae Lindemann,1928

Polykrikos

Famille: Warnowiaceae Lindemann,1928

Warnowia

Ordre: Noctilucales Haeckel, 1894

Famille: Noctilucaceae Kent, 1881

*Noctiluca**

Ordre: Peridinales Haeckel, 1894

Famille: Ceratiaceae Kofoid,1907

Ceratium
Fragilidium

<i>Alexandrium*</i>	Famille: Gonyaulacaceae Lindemann, 1928
<i>Gonyaulax*</i>	
<i>Lingulodinium*</i>	
<i>Oxytoxium*</i>	Famille: Oxytoxaceae Lindemann, 1928
<i>Peridinium*</i>	Famille: Peridiniaceae Ehrenberg, 1828
<i>Protoperidinium*</i>	
<i>Scippsiella*</i>	
<i>Pyrophacus</i>	Famille: Pyrophacaceae Lindemann, 1928
<i>Mesoporos</i>	Ordre : Prorocentrales Lemmermann, 1910
<i>Prorocentrum*</i>	Famille : Prorocentraceae Stein, 1883

3.1.2.2- Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah

Densité moyenne par classe recensée

Les résultats de notre dénombrement font apparaître la prédominance des individus de la classe des Diatomées qui comptabilisent une densité moyenne proche de 1389166.6 ind/l ; ces derniers sont suivis par les Dinoflagellés qui représentent moins de 33% de la densité moyenne globale. Quant aux Cyanobactéries leur densité moyenne est de 637500 ind/l ce qui représente 21% de la densité moyenne globale du phytoplancton récolté (fig.17).

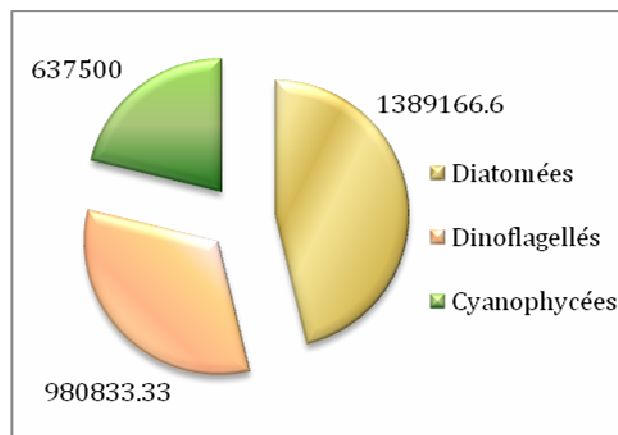


Figure 17 : Densités moyennes des différentes classes de phytoplancton recensées dans la lagune El Mellah (Janvier –Décembre2007)

Distribution spatiale du phytoplancton dans la lagune El-Mellah

L'évaluation de la densité moyenne globale de l'ensemble des microalgues récoltées révèle que la répartition du phytoplancton varie d'une station à l'autre. Nous notons, en effet, que les densités les plus élevées sont relevées au niveau du sud qui abrite 58% de la densité moyenne globale ; la station boumalek ne présente que 42% (fig.18.a).

L'évaluation de la communauté micro algale toxique indique que le plus grand nombre de genres toxiques recensés est relevé au niveau de Boumalek, soit 57% de la densité moyenne globale (fig.18.b) ; par ailleurs, le sud n'abritent que 43% des microalgues recensées.

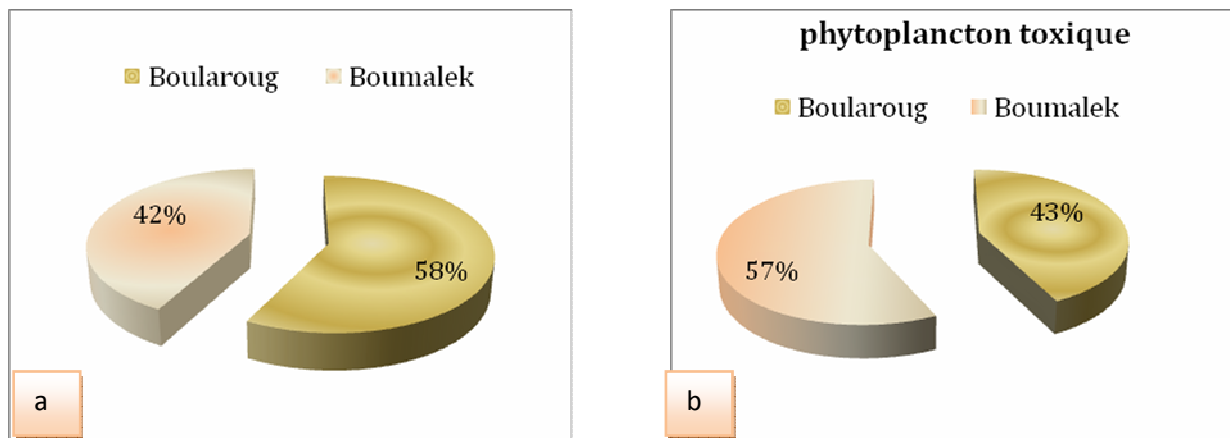


Figure 18: Distribution spatiale de la densité microalgale et du phytoplancton toxique de la lagune El Mellah (Janvier –Décembre 2007)

L'étude de la répartition spatiale des classes recensées montre :

- Que 57% de la densité moyenne globale des Diatomées sont recensées au sud de la lagune et 43% à l'embouchure de l'Oued Boumalek (fig.19) ;
- Que les Dinoflagellés, présentent les mêmes proportions que celles enregistrées par les diatomées (fig. 20) ;
- Que les Cyanobactéries présentent un taux de 58% à Boularoug et 42% de la densité moyenne globale des Cyanobactéries à Boumalek (fig. 21).

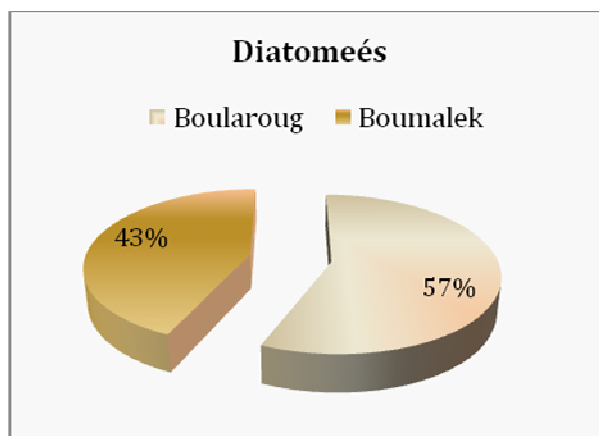


Figure 19: Distributions spatiale des Diatomées dans la lagune El Mellah
(Janvier – Décembre 2007)

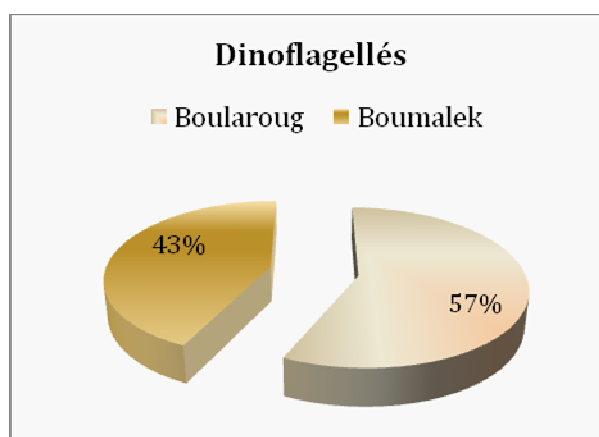


Figure 20 : Distributions spatiale des Dinoflagellés dans la lagune El Mellah
(Janvier – Décembre 2007)

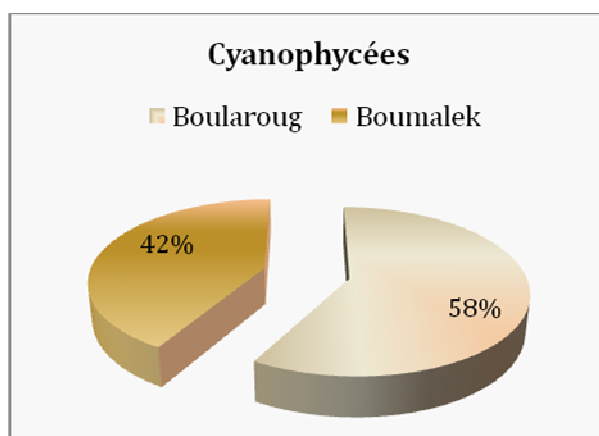


Figure 21 : Distributions spatiale des Cyanophycées dans la lagune El Mellah
(Janvier – Décembre 2007)

Distribution saisonnière du phytoplancton dans la lagune El-Mellah

L'évaluation des densités phytoplanctoniques saisonnières montre que les densités les plus fortes sont relevées en été et en automne, représentant respectivement 40% et 36 % de la biomasse algale. En revanche les densités les plus faibles sont enregistrées en hiver et au printemps (fig. 22.a).

En ce qui concerne les microalgues toxiques (fig. 22.b), les proportions les plus fortes sont enregistrées en automne (55%) et en été (22%) et les plus faibles en hiver (13%) et au printemps (10%).

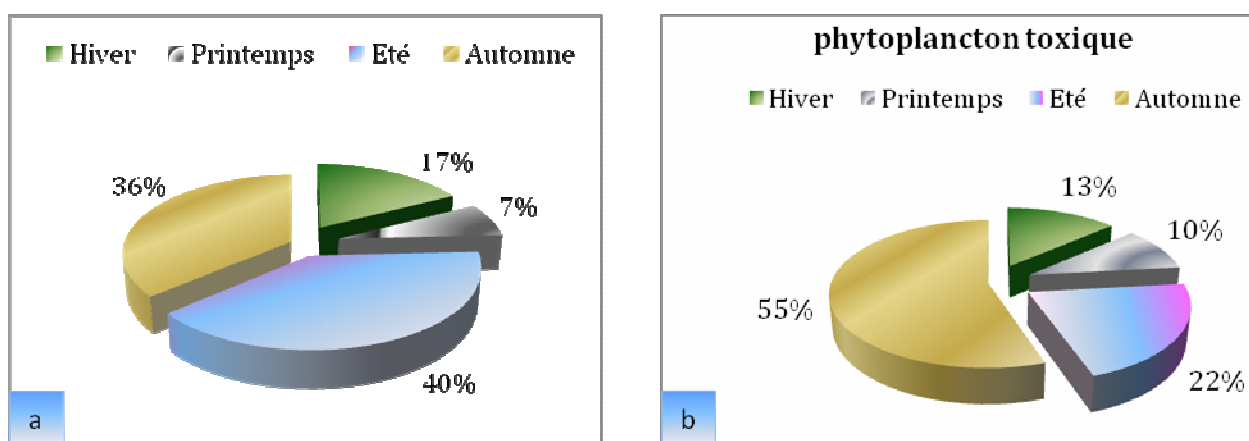


Figure 22 : Distributions saisonnières du phytoplancton et du phytoplancton toxique dans la lagune El Mellah (Janvier –Décembre 2007)

L'étude de la distribution saisonnière de la densité de chaque classe d'algue montre :

- Que les plus fortes densités en Diatomées sont enregistrées en été et en automne, représentant respectivement 38% et 33% de la densité globale en Diatomées récoltées durant toute l'année (fig. 23 a) ;
- En ce qui concerne les Dinoflagellés, les plus fortes densités sont notées en été et en automne; elles représentent respectivement 43 et 34% et en hiver 18% de la densité globale annuelle en Dinoflagellés récoltés (fig.23 b) ;
- Que c'est surtout en automne que les plus fortes densités en Cyanobactéries sont enregistrées ; les individus de cette classe représentent, pendant cette période, 48% et en été 37% de la densité moyenne globale en Cyanobactéries récoltées (fig.23c).

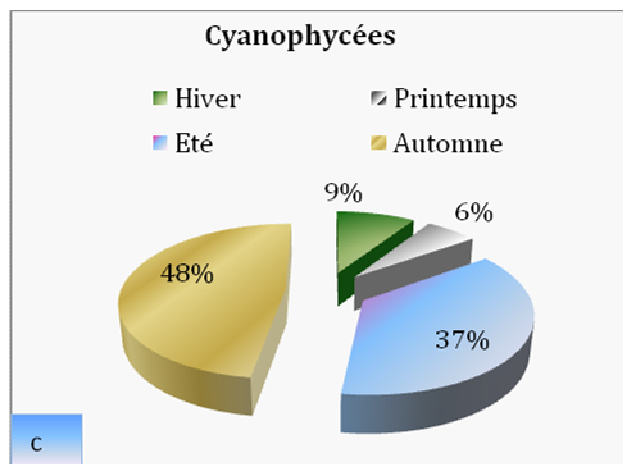
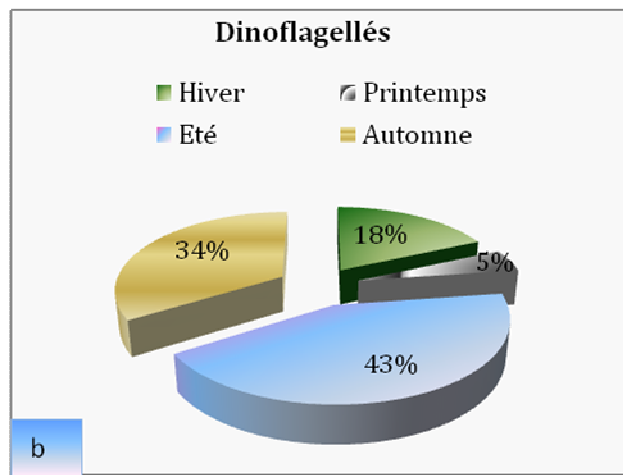
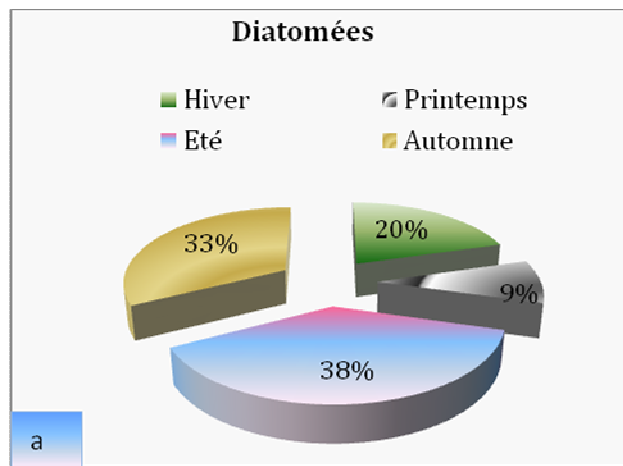


Figure 23: Distributions saisonnières de chaque classe d'algue dans la lagune El Mellah (Janvier – décembre 2007)

■ Distribution temporelle du phytoplancton dans la lagune El Mellah

Sur le plan quantitatif, la densité moyenne globale du phytoplancton s'échelonne entre 700 000 en mars et 5 750 000 ind/l en août. L'allure de la courbe montre que les densités les plus faibles sont enregistrées de mars à mai (de moins de 1 000 000 ind/l). C'est à partir de mai que la population microalgale entame sa croissance pour tripler en juin, quadrupler en juillet et atteindre 6 fois sa valeur de mars.

C'est durant la période s'étalant de juin à décembre que les densités microalgales relevées sont comprises entre 2 500 000 et 5 900 000 ind/l. Des densités de plus de 4 000 000 ind/l sont toutefois notées de juillet à octobre (fig.24).

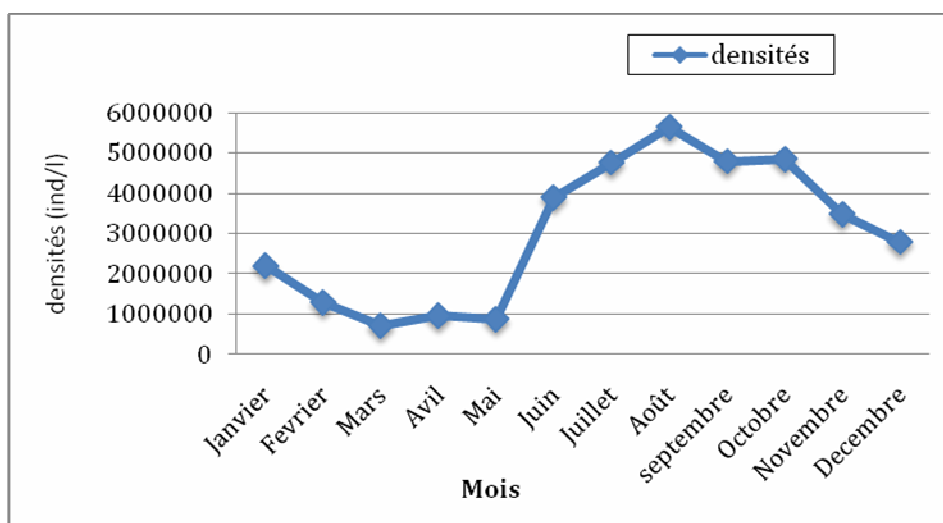


Figure 24 : Variation mensuelles de la densité globale du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

■ L'évaluation de la densité moyenne globale des différentes classes de phytoplancton récolté mensuellement fait apparaître 4 pics (fig.25)

Un pic en janvier qui totalise 1,4 millions d'individus/l dont 71 % sont représentés par des Diatomées. Dans cette classe, 2 genres prédominent: *Nitzschia* et *Amphora* avec des densités de 580 000 et 320 000 ind/l respectivement.

Un pic en juin, représentant une densité proche de 3 millions ind/l dont 60% des spécimens sont des Diatomées, parmi lesquelles prédominent les genres *Navicula* et *Striatialla* totalisant respectivement 740 000 ind/l et 480 000 ind/l.

Un pic en août, qui correspond à une densité proche de 3.5 millions d'ind/l dont 60% des individus sont des Dinoflagellés ; c'est par ailleurs le genre *Prorocentrum* qui enregistre la plus forte densité.

Un pic en septembre de 3,3 millions ind/l dont 71 % sont représentés par des Diatomées. Dans cette classe, 2 genres prédominent : *Rhizolenia*, *Chaetoceros* enregistrant respectivement 260 000 et 280 000 ind/l.

- Les Diatomées prédominent de janvier à juillet et même en septembre, les spécimens de cette classe sont présentes à des densités comprises entre 300000 ind/l en mars et 3500 000 ind/l en septembre ; nous notons, par ailleurs, des densités hivernales qui décroissent de janvier à mars pour se stabiliser en avril-mai et quintupler en juin -juillet. La baisse d'août est suivie d'une hausse d'un facteur 4 en septembre puis d'une chute de la densité qui se rapproche de 1 millions d'ind/l en période automnale.
- Les Dinoflagellés montrent leurs plus basses densités (inférieures à 200 000 ind/l) de février à mai ; leur densité triple en juin et juillet puis est multipliée d'un facteur de 3.5 en août. La chute de densité de septembre est suivie d'une hausse d'un facteur 4 en octobre puis d'une décroissance de novembre à décembre.
- Les Cyanobactéries présentent durant tout le cycle d'étude de très faibles densités en période hivernale et printanière ; c'est à partir de juillet que les spécimens de cette classe voient leurs densités doubler puis tripler respectivement en juillet et en août et durant septembre- octobre pour décroître et atteindre la valeur la plus basse en février.

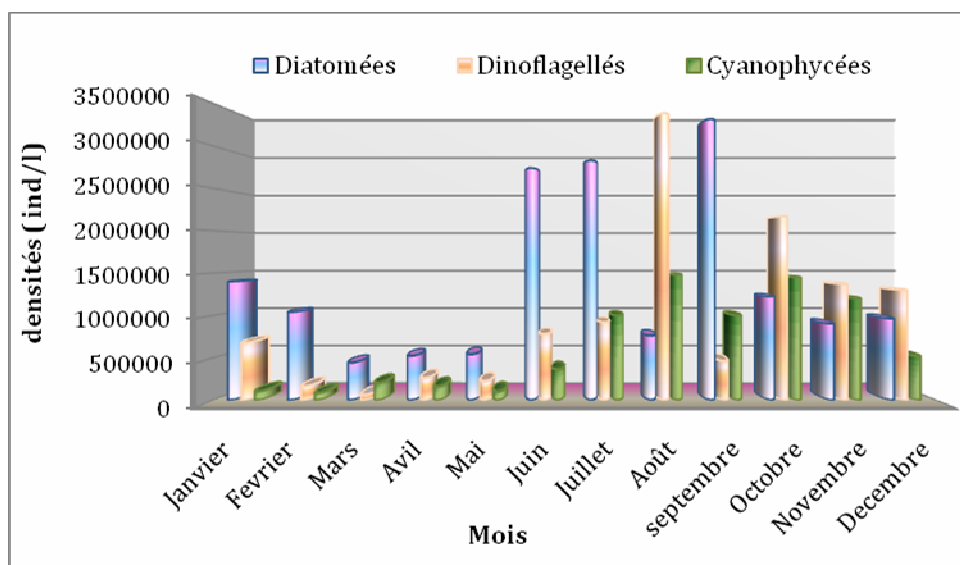


Figure 25 : Variations mensuelles de la densité globale des différentes classes phytoplanctoniques récoltées dans la lagune El Mellah (Janvier –Décembre 2007)

■ La densité moyenne globale du phytoplancton toxique varie entre 40 000 et 1 400 000 ind/l. Les spécimens toxiques rattachés à la classe des Dinoflagellés prédominent durant presque toute l'année à l'exception des mois de mars, avril et juin durant lesquels une prédominance des Diatomées est notée ; en juillet et en août ce sont plutôt les Cyanobactéries qui occupent la place (fig. 26).

- Les densités des Dinoflagellés toxiques sont comprises entre 100 000 ind/l en mars et 1 800 000 ind/l en août ; à l'exception des mois de mars, juin et juillet où les densités en Dinoflagellés sont les plus faibles ; les spécimens toxiques de cette classe dépassent 500 000 ind/l. Les genres toxiques prédominant sont *Prorocentrum* (680 000 ind/l), *Peridinium* (480 000 ind/l) et *Dinophysis* (120 000 ind/l).
- En ce qui concerne les Diatomées toxiques, les densités les plus élevées (proche de 500 000 ind/l) sont notées au printemps ; le reste de l'année, les densités relevées n'excèdent pas 250 000 ind/l. Ce sont les deux genres *Nitzschia* et *Amphora* qui marquent les plus fortes densités (660 000 ind/l).
- Les Cyanobactéries montrent des densités comprises entre 100 000 ind/l en juin et 500 000 ind/l en novembre. En période hivernale et printanière les densités restent inférieures à 200 000 ind/l mais en revanche en période estivale et automnale, les densités relevées varient entre 250 000 et 500 000 ind/l. Nous notons par ailleurs que ce sont les genres *Oscillatoria* et *Microcystis* qui enregistrent les densités les plus élevées, 240 000 et 530 000 ind/l respectivement.

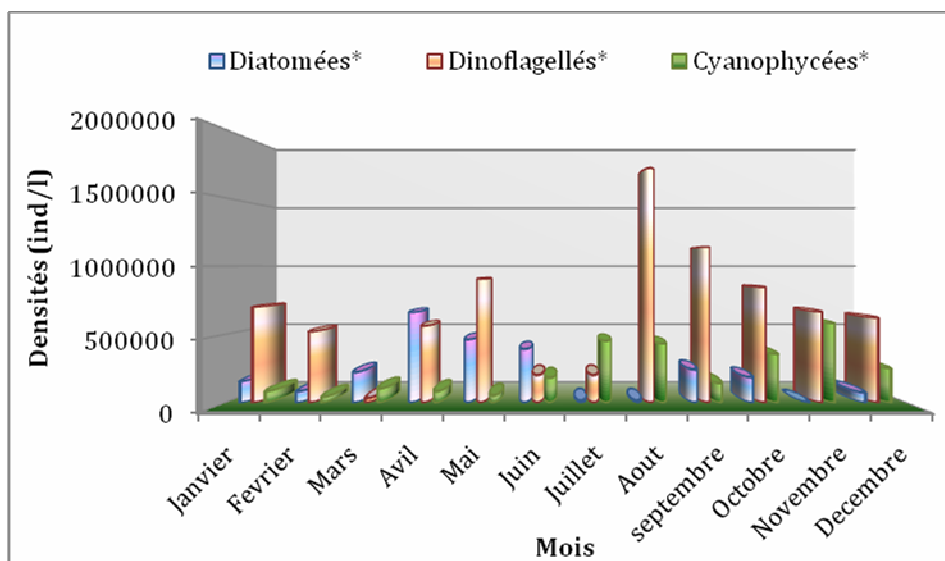


Figure 26 : Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxique récolté dans la lagune El Mellah (Janvier – Décembre 2007)

3.2- LAC OUBEIRA

3.2.1- CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

3.2.1.1- La Température

La courbe de température montre une évolution similaire dans l'ensemble des stations échantillonnées, les données obtenues montrent la présence d'une phase de croissance de janvier à août qui marque un écart de 15°C, suivie d'une phase de décroissance de septembre à décembre. Avec un écart de 10 °C (fig.27).

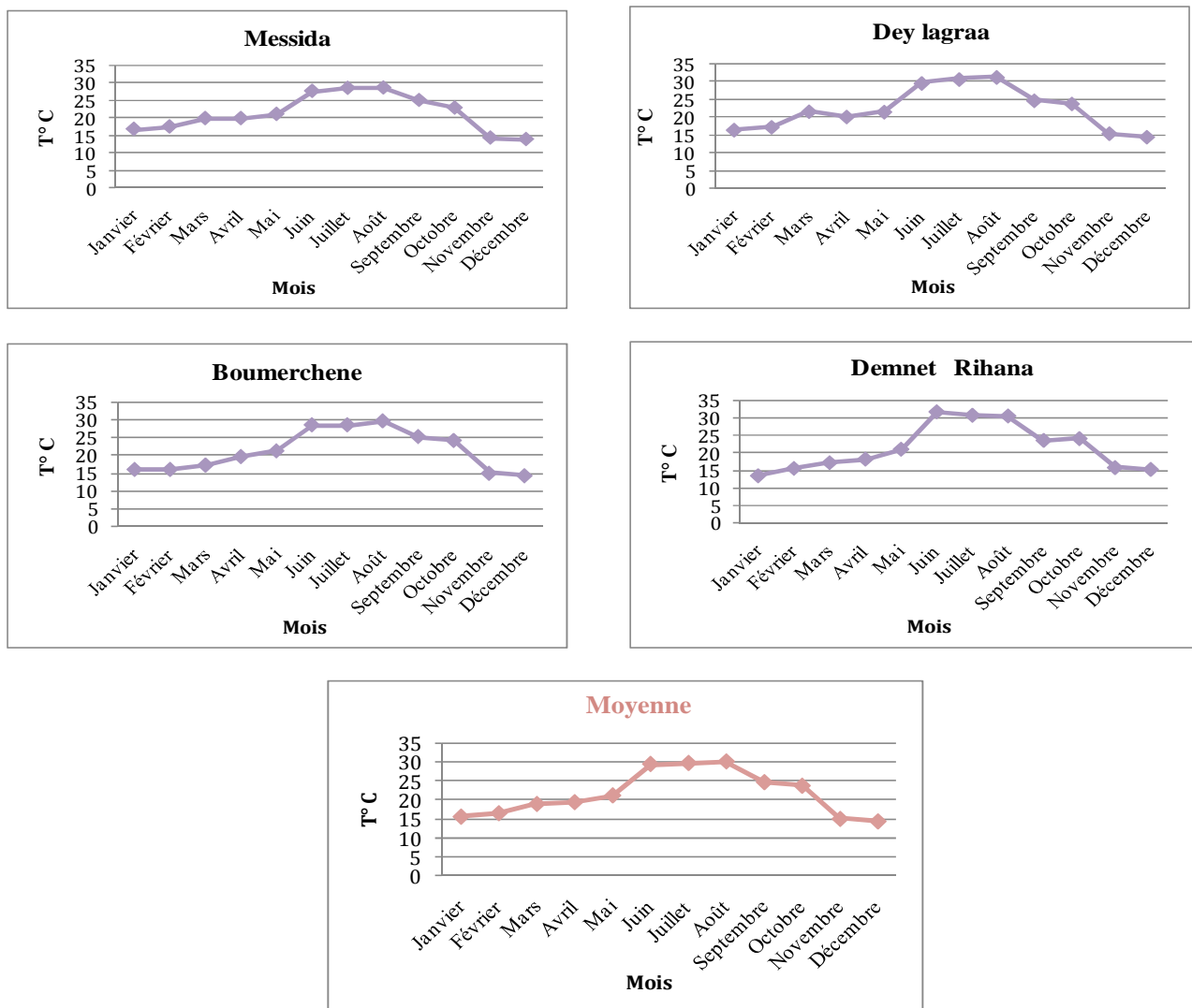


Figure 27: Variations mensuelles de la température de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

3.21.2-L' OXYGENE DISSOUS

Les teneurs moyennes en oxygène dissous de l'eau du lac Oubeira montrent une évolution similaire dans l'ensemble des stations, les teneurs moyennes en oxygène dissous sont comprises dans l'intervalle 15.75 - 4.54 mg/l ; la valeur maximale étant relevée à Demnet Rihana. en janvier et la minimale en août dans ce même site.

Nous notons de janvier à mars des teneurs en oxygène dissous supérieures à 10 mg/l, ces teneurs restent proche de 10 mg/l au printemps puis chutent pour se stabiliser et former un plateau ou les teneurs en oxygène dissous avoisinent de 6 mg/l en automne (fig.28).

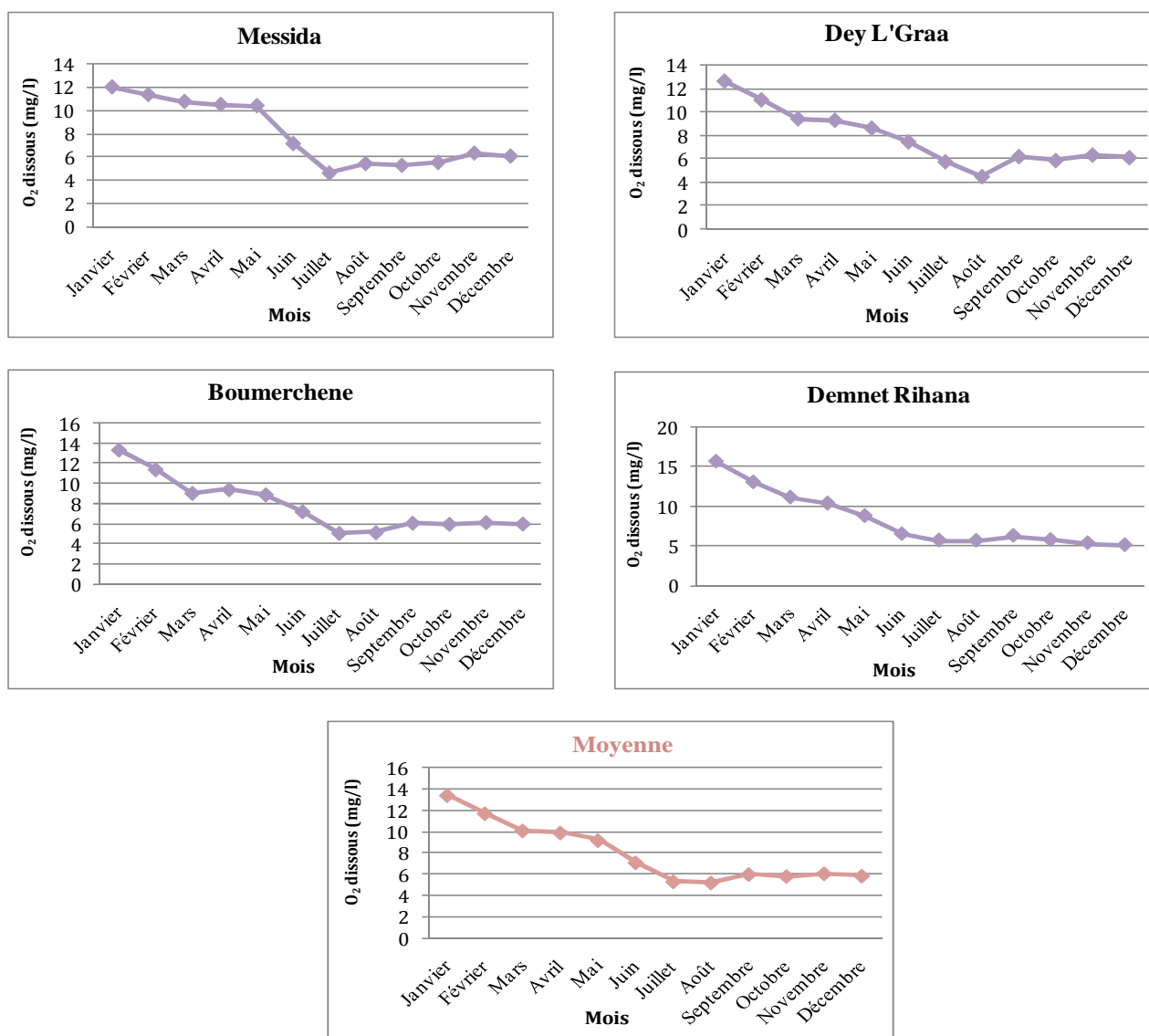


Figure 28 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau du lac Oubeira (Janvier - Décembre 2007)

3.2.1.3- Le pH

Les mesures du pH de l'eau du lac Oubéira présente des variations spatio-temporelles. Les teneurs moyennes de ce paramètre indiquent l'alcalinité de l'eau de ce lac.

Le pH de l'eau du lac Oubéira varie de 6 à 9 selon le mois et surtout la station d'échantillonnage. Il est toutefois noté que le pH moyen est alcalin ; mais en revanche c'est en période estivale et automnale que le pH est le plus souvent proche de 8. Cependant, des baisses sensibles du pH sont relevées à Messida, Dey L'Graa en mars et à Demnet Rihana et Dey L'Graa en septembre (fig.29).

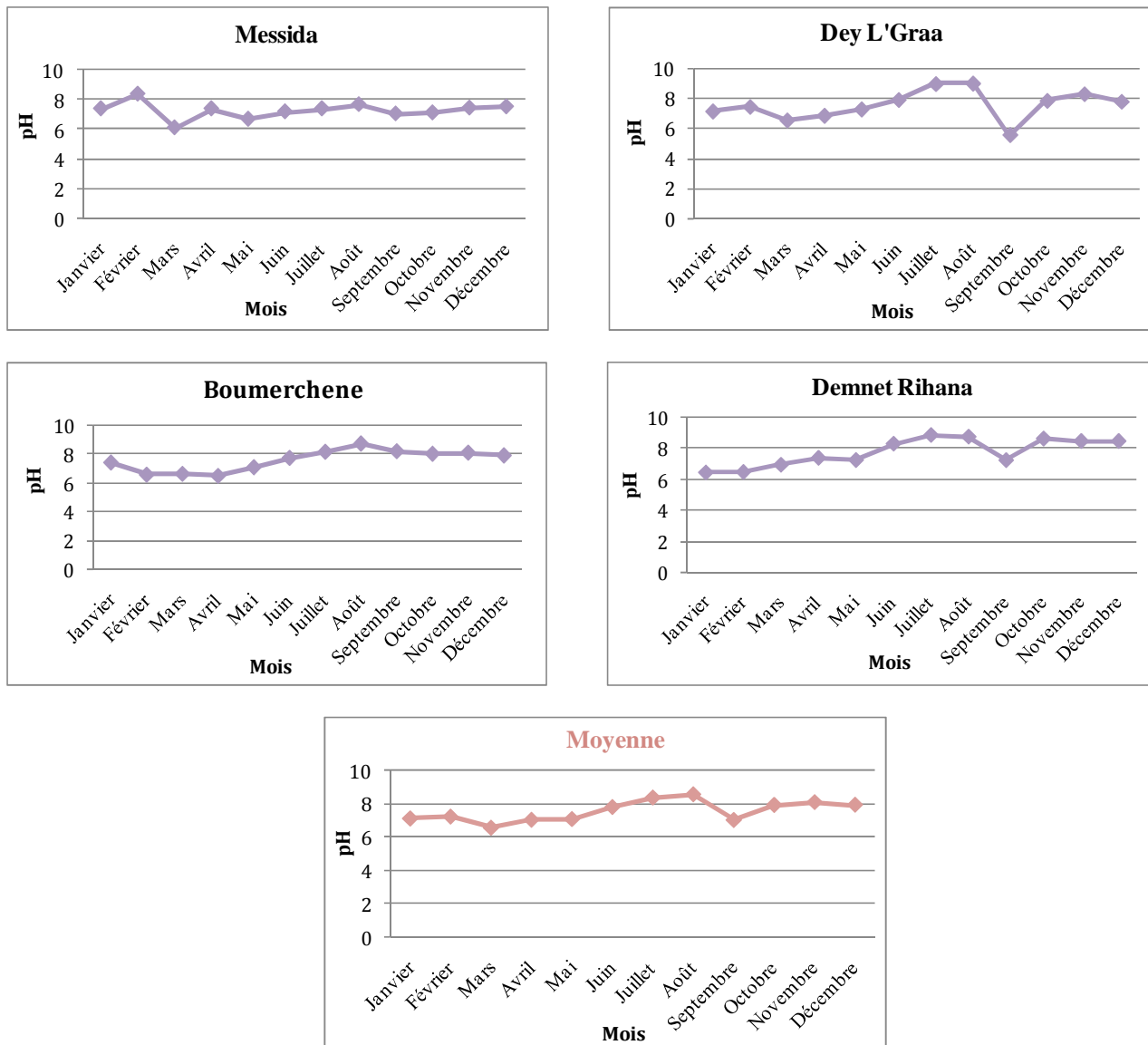


Figure 29 : Variations mensuelles du pH de l'eau du lac Oubeira
(Janvier – Décembre 2007)

3.2.1.4- Les Orthophosphates

Les teneurs sont comprises entre 0 en janvier dans l'ensemble des stations et 33.59 $\mu\text{moles/l}$ en août à Dey L'Graa. C'est toutefois en période estivale qu'une hausse des teneurs est relevée dans l'ensemble des stations. Par ailleurs les teneurs les plus basses sont obtenues en période automnale.

A Messida, les teneurs ne dépassent pas 2 $\mu\text{moles/l}$ sauf en juin, juillet et août où les teneurs relevées sont comprises entre 3 et 4 $\mu\text{moles/l}$ et en octobre où un pic de plus de 6 $\mu\text{moles/l}$ est noté.

A Dey L'Graa à l'exception du pic du mois d'août, la teneur monte jusqu'à plus de 30 $\mu\text{moles/l}$; les concentrations en Orthophosphates ne dépassent pas 5 $\mu\text{moles/l}$.

A Boumarchene, à part un pic proche de 8 $\mu\text{moles/l}$ noté en juillet, les teneurs n'excèdent pas 5 $\mu\text{moles/l}$.

A Demnet Rihana, c'est surtout de mai à juillet que les teneurs dépassent 2 $\mu\text{moles/l}$ pour atteindre 3.7 $\mu\text{moles/l}$ (fig.30).

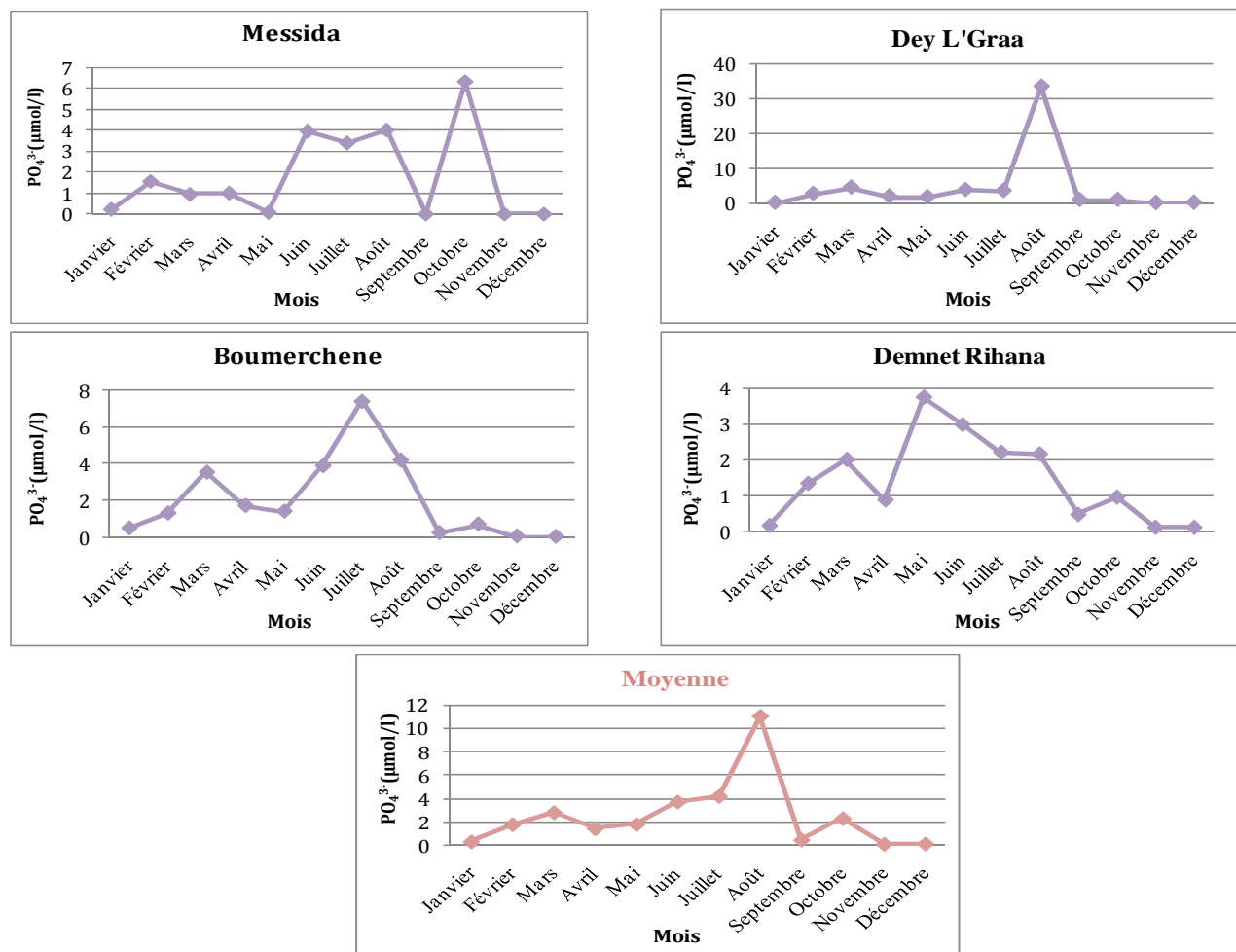


Figure 30: Variations mensuelles des teneurs en ortho-phosphates de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

3.2.1.5- LES NITRATES

Les fluctuations des concentrations en Nitrate apparaissent plus erratiques, l'évolution de cet élément est caractérisée par des fortes teneurs durant la période d'étude. Les teneurs moyennes en nitrates varient de 10 à $\mu\text{moles/l}$ de janvier à août pour baisser en période automnale variant ainsi de 0.07 à $\mu\text{moles/l}$.

Les Nitrates présentent les plus fortes concentrations, en janvier à Dey lagraa (138 $\mu\text{mol/l}$.5) et en juillet à Demnet Rihana (147.8 $\mu\text{mol/l}$). Des concentrations proches de 60 $\mu\text{moles/l}$ sont notées en avril à Messida et en juillet à Bomerchene. (fig.31).

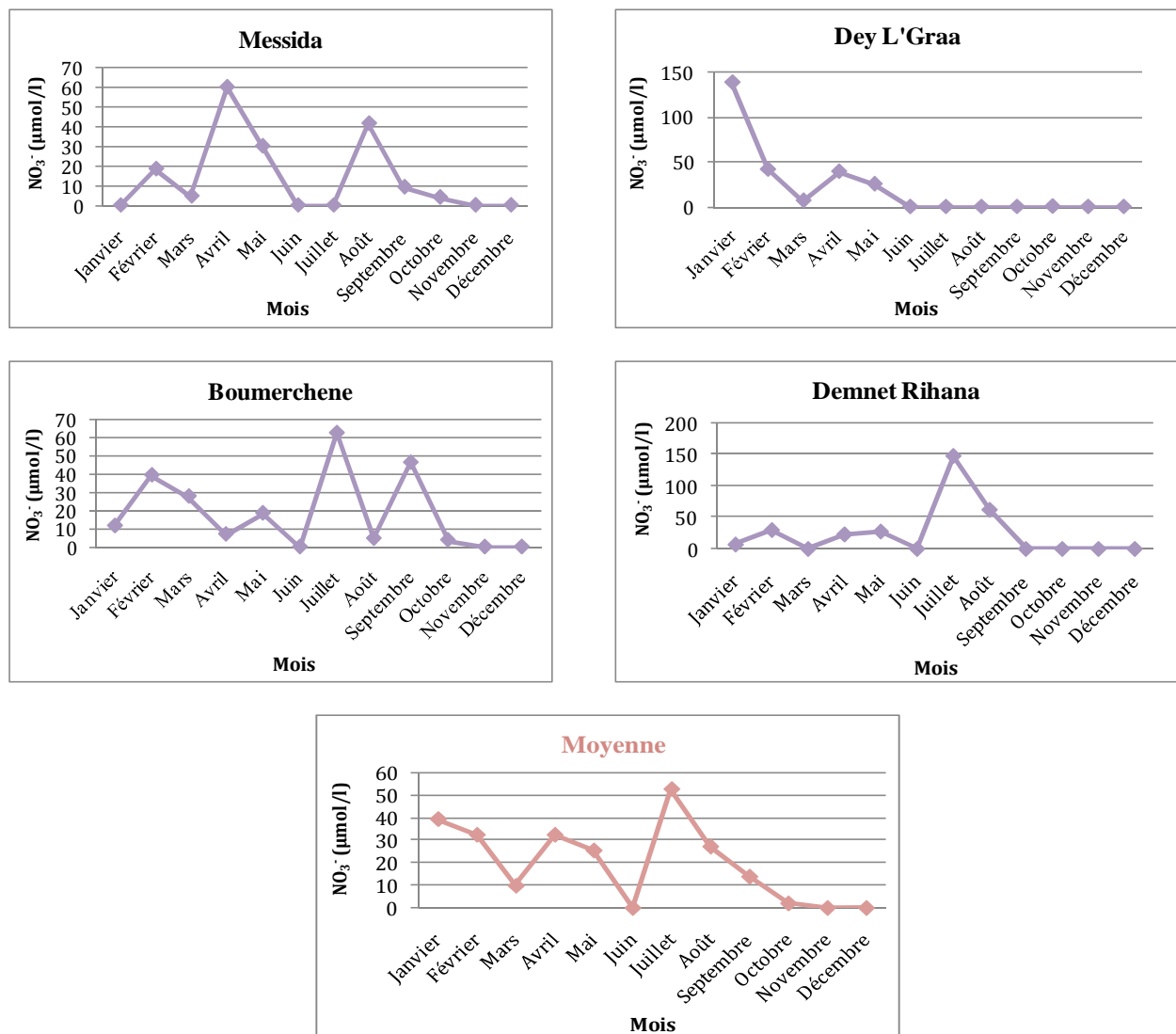


Figure 31 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

3.21.6- Les Nitrites

A Messida les teneurs en nitrites sont généralement comprises entre 0 et 1 $\mu\text{mol/l}$ sauf en juillet- août où des teneurs proches de 3 $\mu\text{mol/l}$ sont relevées.

A Dey L'Graa, les valeurs relevées sont comprises entre 1 et 3 $\mu\text{mol/l}$ à l'exception du pic proche de 7 $\mu\text{mol/l}$ enregistrés en mars et les valeurs proches de 4 $\mu\text{mol/l}$ notées en juillet-août.

A Boumarchene, les Nitrites montrent des teneurs variant de 1 à 3 $\mu\text{mol/l}$ sauf en février, mars et août où elles sont proches de 4 $\mu\text{mol/l}$ et en juillet où un pic de 4.7 $\mu\text{mol/l}$ est atteint.

A Demnet Rihana, les valeurs n'excèdent pas 3 $\mu\text{mol/l}$; des teneurs proches de 2 $\mu\text{mol/l}$ sont relevées en mars et mai et celles proche de 2.5 $\mu\text{mol/l}$ en juin, juillet et août (fig.32).

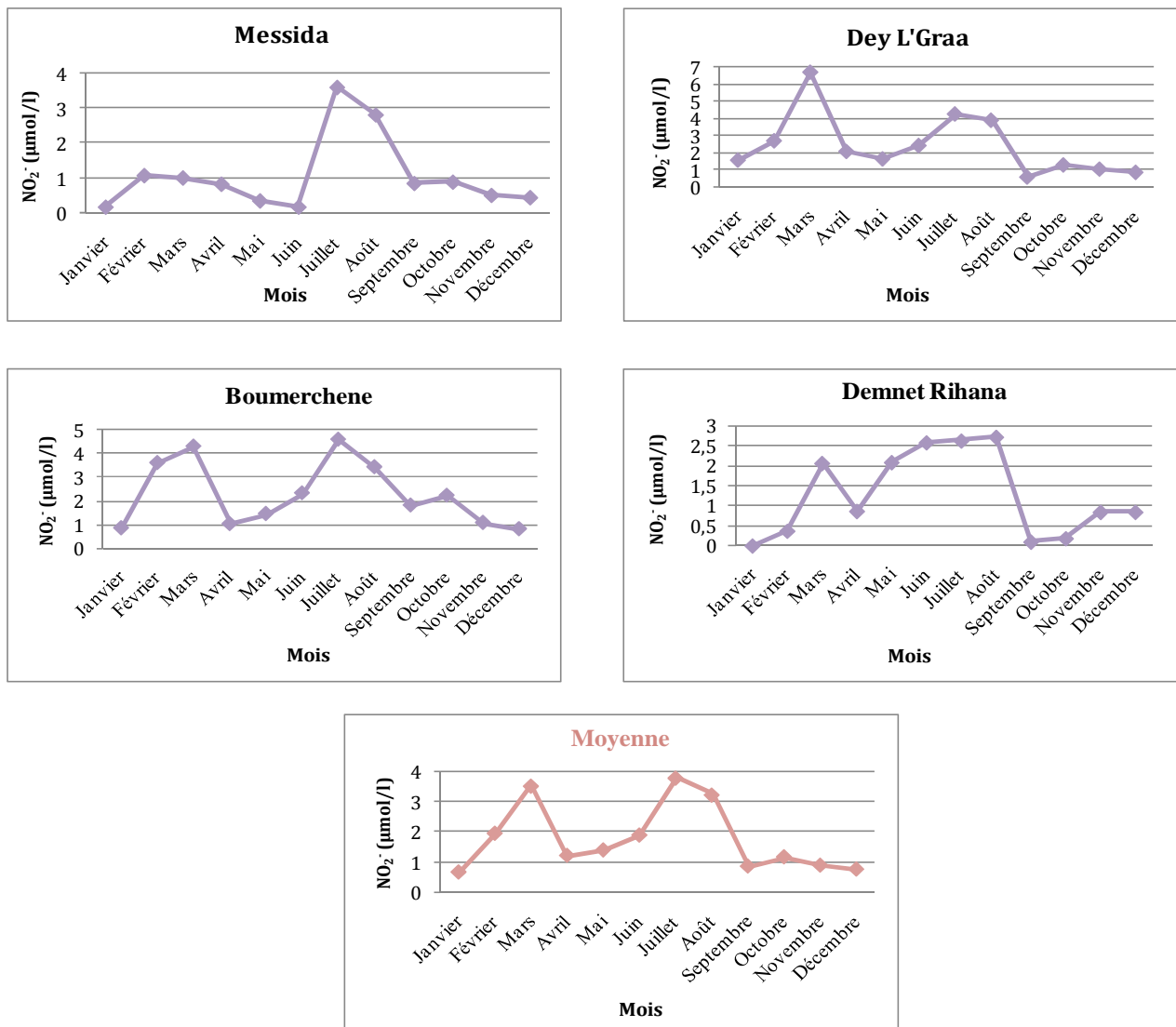


Figure 32: Variations mensuelles des teneurs en Nitrites de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

3.2.1.7 –L'azote ammoniacal

Les teneurs moyennes en azote ammoniacal ne dépassent pas 2 $\mu\text{mol/l}$ à l'exception de juillet et août où des teneurs de 8 et 6 $\mu\text{mol/l}$ sont respectivement relevées. Des valeurs inférieures à 1 $\mu\text{mol/l}$ sont observées de janvier à juin au niveau des embouchures de Messida et Demnet Rihana et de septembre à décembre dans l'ensemble des stations échantillonnées. A Messida des teneurs de 13.27 $\mu\text{mol/l}$ et 9.2 $\mu\text{mol/l}$ sont respectivement relevées en juillet et août ; quant à Demnet Rihana, les valeurs relevées en juillet et août sont respectivement proche de 4 et 6 $\mu\text{mol/l}$. En ce qui concerne Boumarchene, 2 seules valeurs dépassant 3 $\mu\text{mol/l}$ sont relevées en juillet-août (respectivement 6.34 et 6.8 $\mu\text{mol/l}$). A Dey L'Graa, les valeurs de plus de 3 $\mu\text{mol/l}$ sont enregistrées en mars (4.8 $\mu\text{mol/l}$) et en juillet (6.3 $\mu\text{mol/l}$) (fig.33).

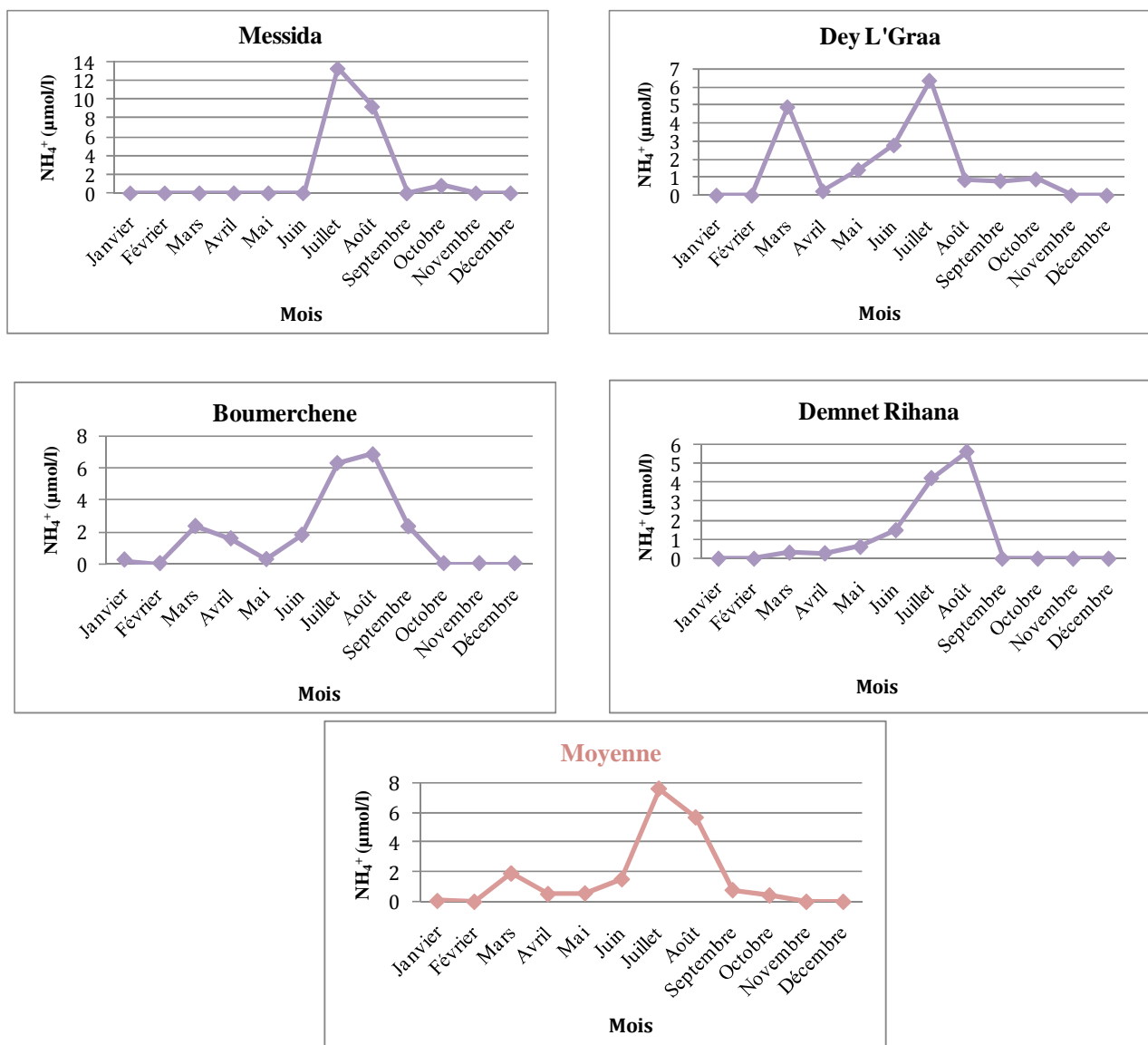


Figure 33: Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

3.2.1.8- La matière en suspension

Les teneurs moyenne en MES sont généralement comprises entre 20 et 60 mg/l sauf en mars et juillet ou des teneurs de plus de 70 mg/l sont relevées et en février, novembre et décembre ou des teneurs de 10 mg/l sont notées.

A Messida les teneurs en MES sont généralement comprises entre 10 et 30 mg/l ; des pics de 40,55.56 mg/l sont respectivement relevés en octobre, juillet et août. A Dey L'Graa un pic de 200 mg/l est relevé en mars ; par ailleurs les teneurs restent relativement élevées (voisines de 30 à 80 mg/l) de mai à octobre.

A Boumarchene les teneurs en MES varient, en général, de 20 à 40 mg/l sauf celles relevées en juin (moins de 20 mg/l) et celles de juillet, août et septembre (respectivement 103, 50,60 mg/l).

Les teneurs en MES relevées à Demnet Rihana montrent des pics de 64,70 et 100 mg/l respectivement en janvier, octobre et juin (fig.34).

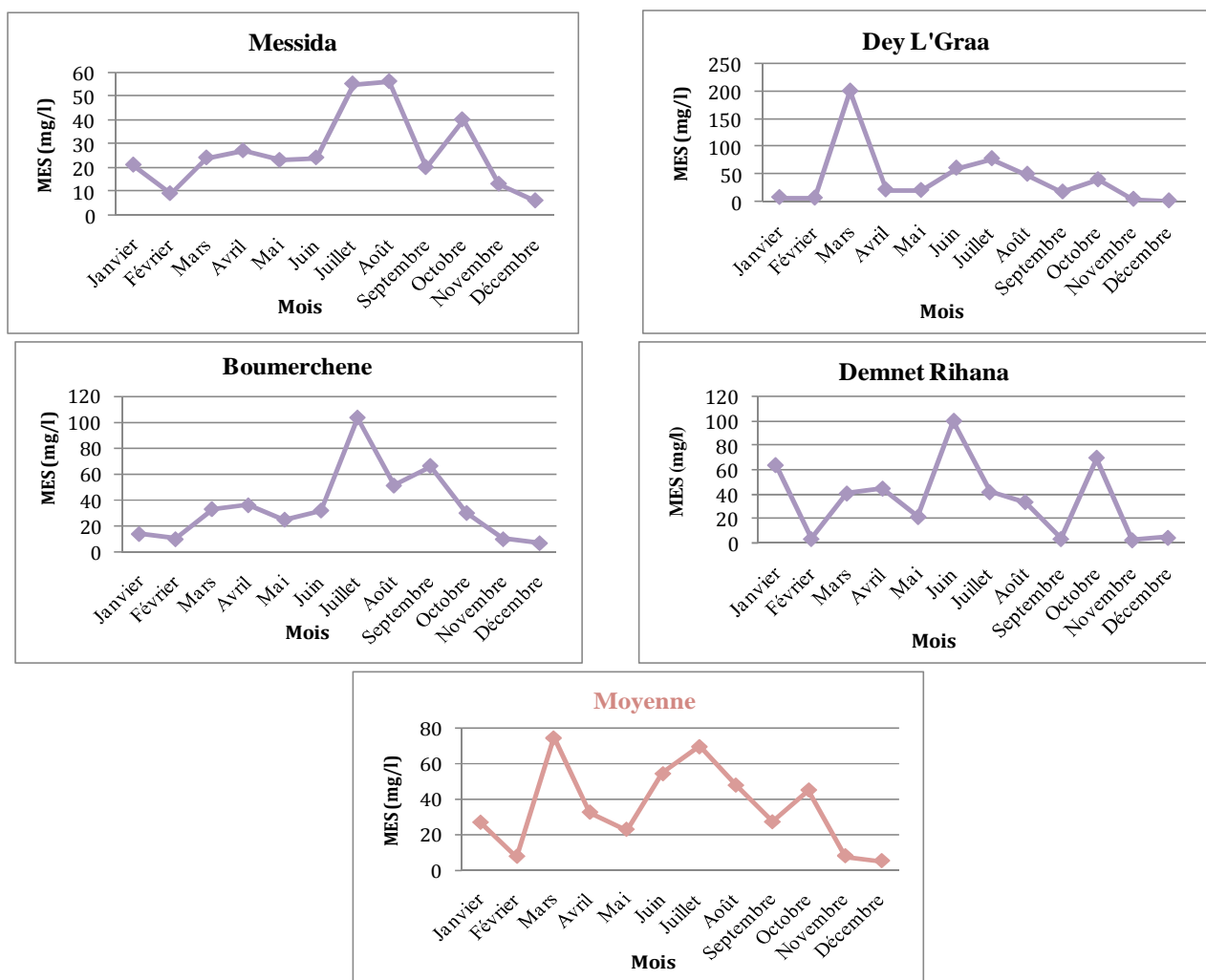


Figure 34: Variations mensuelles des teneurs en matière en suspension de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

3.2.1.9- La Chlorophylle a

Les teneurs en Chlorophylle a montrent des fluctuations dans l'espace et dans le temps.

A Messida, à l'exception de mai, juillet, novembre et décembre où les teneurs en Chlorophylle a sont très faibles, nous notons que les valeurs relevées durant le reste de l'année sont comprises entre 40 et 60 $\mu\text{g/l}$ (sauf en avril où un pic de 105 $\mu\text{g/l}$ est noté). Les teneurs en chlorophylle a relevées à Dey L'Graa fluctuent généralement entre 20 et 60 $\mu\text{g/l}$; nous notons toutefois des teneurs de 70 et 90 $\mu\text{g/l}$ en mars et avril respectivement. Par ailleurs des teneurs de 10, 6 et 1 $\mu\text{g/l}$ sont relevées en janvier, novembre et décembre.

A Boumerchene, les teneurs en Chlorophylle a sont généralement inférieures à 40 $\mu\text{g/l}$ à l'exception du mois de mars, août et octobre où des teneurs respectives de 60, 34 et 58 $\mu\text{g/l}$ sont enregistrées. Les teneurs en Chlorophylle a relevées à Demnet Rihana sont inférieures à 50 $\mu\text{g/l}$ sauf en janvier, avril, septembre et octobre où des concentrations de 64, 83, 154 et 61 $\mu\text{g/l}$ sont respectivement notées (fig.35).

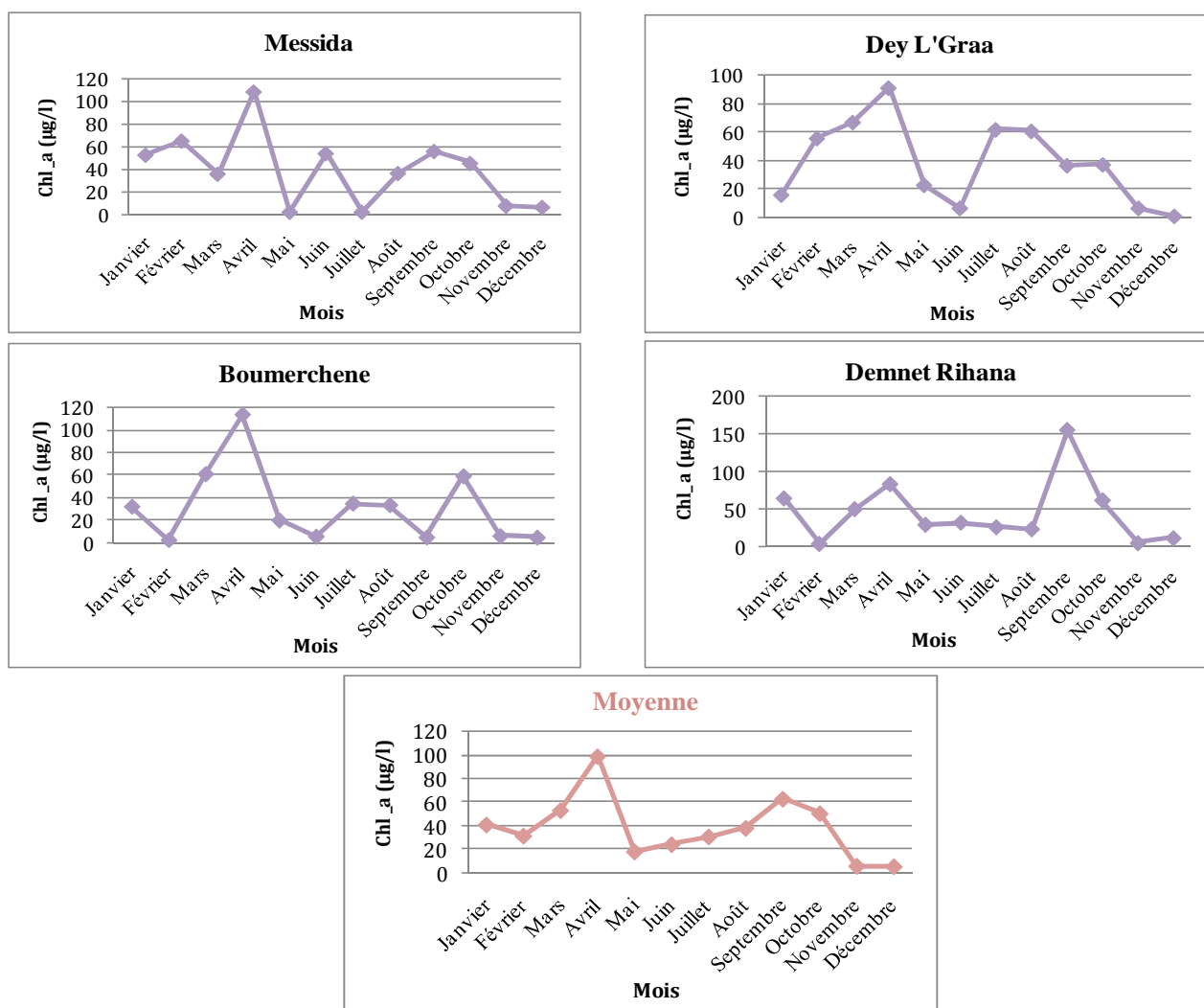


Figure 35 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau du lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

3.2.2- ETUDE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON

3.2.2.1 -Identification des genres récoltés

L'observation des caractères morpho anatomiques du phytoplancton récolté dans le lac Oubéira nous a permis d'identifier 50 genres rattachés à trois classes taxinomiques : Cyanophyceae, Bacillariophyceae et Dinophyceae.

Les Diatomées comprennent 24 genres (soit 51% du nombre total des genres recensés), les Dinoflagellés 8 genres (soit 17% du nombre total des genres recensés) et les Cyanobactéries 15 genres (soit 32% du nombre total des genres recensés) (fig.36).

Nos données montrent que sur les 50 genres recensés, 25 sont reconnus potentiellement toxiques (tableau. 2) ; ces derniers sont répartis comme suit : 8 genres de Dinoflagellés, 14 genres de Cyanobactéries et 2 genres de Diatomées. Il ressort de ces observations que les taux de genres toxiques les plus forts sont enregistrés par les Cyanobactéries et les Dinoflagellés.

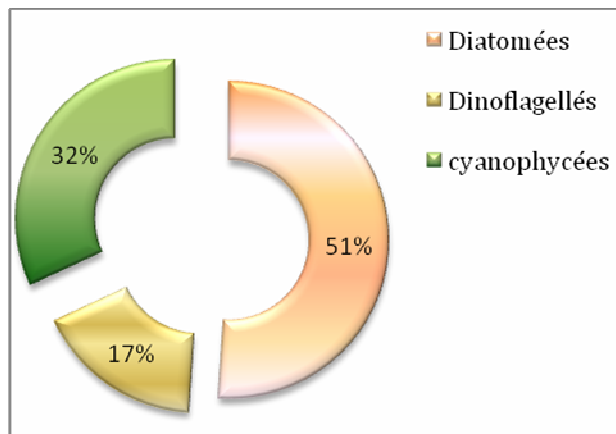


Figure 36 : Proportions des classes composant la communauté microalgale du lac Oubéira

(Janvier – Décembre 2007)

Tableau 2 : Inventaire taxinomique du phytoplancton (>20µm) récolté dans le lac Oubéira (Janvier –
 Décembre 2007)

CLASSE : CYANOPHYCEAE SCHAFFNER, 1909	
Ordre :Chroococcales Wettscin,1924	
Famille : Chroococcacées Nâgeli 1849.Catt.etnzell.Algen	
<i>Chroococcus</i> *	
<i>Merismopedia</i>	
<i>Microcystis</i> *	
<i>Gomphosphaeria</i> *	
Ordre :Nostocales	
Famille : Nostocacées Durnortier,1829	
<i>Nostoc</i> *	
<i>Anabaena</i> *	
<i>Aphanizomenon</i> *	
<i>Cylindrospermum</i> *	
<i>Cylindrospermum</i> *	
Famille : Oscillatoriacées (Gray, 1821)Bory de St Vincent, 1827,Dict,hist.nol 12	
<i>Lyngbya</i> *	
<i>Oscillatoria</i> *	
<i>Pseudanabaena</i> *	
<i>Phormidium</i> *	
<i>Spirulina</i>	
<i>Planktothrix</i> *	
CLASSE : BACILARIOPHYCEAE (DIATOMOPHYCEAE)	
Ordre des Centrales	
Famille : Coscinodiscaceae	
<i>Coscinidiscus</i>	
Famille : Thalassiosiraceae	
<i>Cyclotella</i>	
Famille : Mélosiraceae	
<i>Mélosira</i>	
Famille : Rhizosoleniaceae	
<i>Rhizolenia</i>	
Famille: Leptocylindraceae	
<i>Leptocylindrus</i>	
Famille :Biddulphiaceae	
<i>Cerataulina</i>	
Ordre: Pennales	
Famille : Fragilariaceae	

Fragilaria
Synedra
Striatella
Grammatophora
Licmophora
Diatoma

Famille : Naviculaceae Kütz.,1844

Navicula
Frustulia
Pinnularia
Pleurosigma
Gyrosigma

Famille Cymbellaceae

Amphora *

Famille: Surirellaceae

Surirella

Famille : Nitzschiaceae., Grunov, 1860

*Nitzschia**

Famille: Achnanthaceae

Achnanthes
Cocconeis

Famille: Eunotiaceae

Eunotia

Order: Mastogloiales

Family Mastogloiaceae Mereschkowsky,1903

Order: Soleniales

Family: Soleniaceae Schütt

Rhizosolenia

CLASSE : DINOPHYCEAE G.S West et Fritsch,1927

Ordre :Dinophysales Lindemann,1928

Famille: Dinophysaceae Stein, 1883

*Dinophysis**

Ordre : Gymnodiniales Lemmermann,1910

Famille : Gymnodiniaceae Lankester,1885

*Gymnodinium**

*Gyrodinium**

Ordre: Peridinales Haeckel, 1894

Famille: Ceratiaceae Kofoid,1907

Fragilidium

Famille: Gonyaulacaceae Lindemann, 1928

*Alexandrium**

*Gonyaulax**

Famille: Peridiniaceae Ehrenberg, 1828

*Peridinium**

Ordre : Prorocentrales Lemmermann, 1910

Famille : Prorocentraceae Stein, 1883

*Prorocentrum**

3.2.2.2- Densité moyenne globale du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira

■ Densité moyenne par classe recensée

Le lac Oubéira est caractérisé par la dominance des individus de la classe des Cyanobactéries qui totalisent une densité moyenne proche de 5479167 ind/l; ces derniers sont suivis par les Diatomées qui sont particulièrement abondantes et enregistrent une densité moyenne de 4361833.3 ind/l. Les Dinoflagellés n'apparaissent qu'en nombre restreint dans les échantillons et représentent 14 % des microalgues recensées avec une densité moyenne proche de 2183500 ind/l (fig.37).

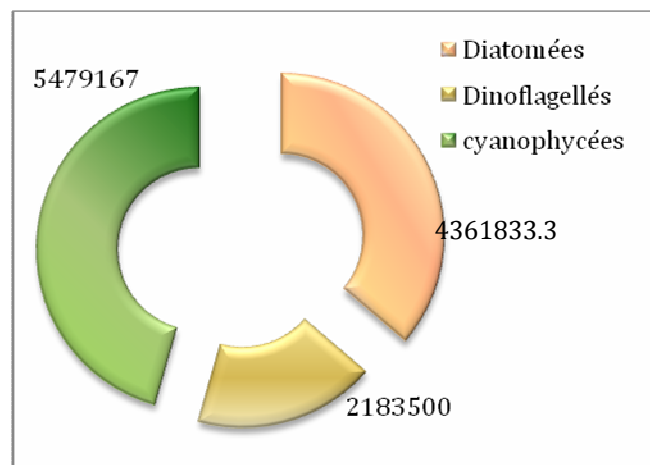


Figure 37 : Densités moyennes de chaque classe phytoplanctonique recensée dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

■ Distribution spatiale du phytoplancton dans le lac Oubéira

L'évaluation de la densité moyenne globale des microalgues récoltées révèle que la répartition du phytoplancton varie d'un site à l'autre. Nous notons, en effet, que les densités les plus élevées sont relevées au niveau de Dey L'Graa et Demnet Rihana qui enregistrent chacune 28% de la densité moyenne globale, suivie de Messida qui enregistre une proportion de 27% ; les 17% restant sont relevés à Boumarchene (fig.38.a).

L'évaluation de la communauté micro algale toxique révèle que c'est à Dey L'Graa que les densités élevées sont observées ; c'est, en effet, au niveau de cette station que le plus grand nombre de genres toxiques est relevé (soit 29% de la densité moyenne globale), suivie de Messida (26%), Demnet Rihana (24%) et Boumarchene (21%) (fig.38.b).

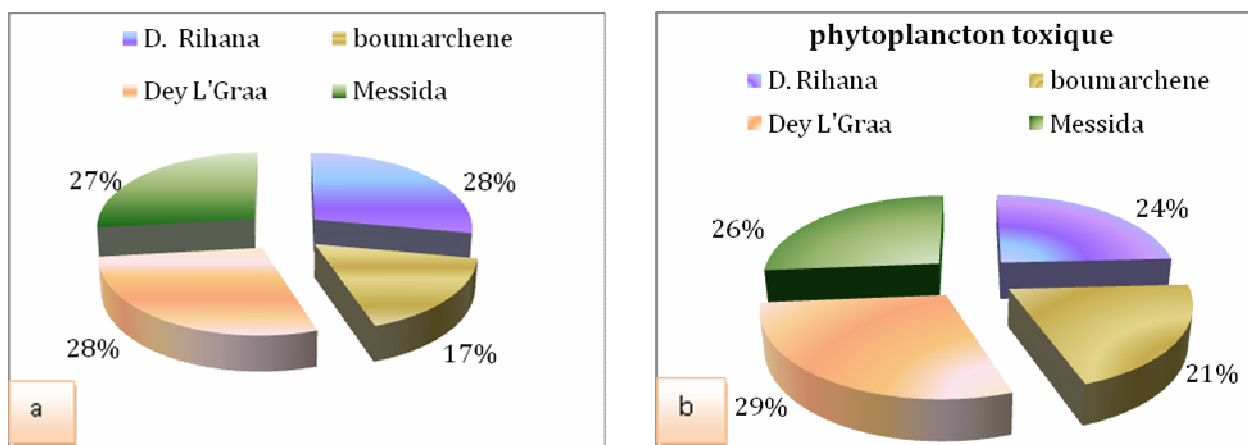


Figure 38 : Distribution spatiale de la densité microalgale (a) et celle du phytoplancton toxique (b) dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

L'étude de la répartition spatiale des classes du phytoplancton recensé montre :

- Que les plus forts taux, en Diatomées, sont enregistrés au niveau de Demnet Rihana (32%) et à l'embouchure de Dey L'Graa (26%). Nous notons, par ailleurs, que des taux plus faibles 24 et 18 % sont relevés à Messida et Boumarchene respectivement (fig.39).
- Que les Dinoflagellés enregistrent les densités les plus élevées au niveau de Dey L'Graa (32%) et Messida (27%) ; Demnet Rihana abrite 23% des Dinoflagellés et Boumarchene seulement 18% (fig. 40).
- Que les Cyanobactéries sont surtout présentes à l'embouchure de Demnet Rihana et Dey L'Graa qui abritent chacune 29 % de la densité moyenne globale en Cyanobactéries, suivie de Messida (27%) et Boumarchene (15%) (fig.41).

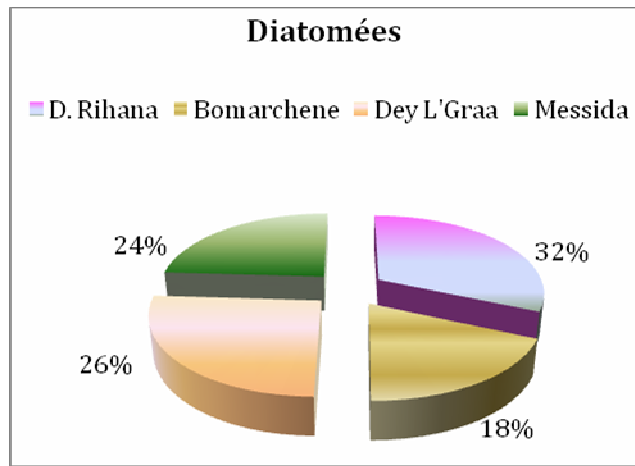


Figure 39: Distribution spatiale des Diatomées dans le lac Oubeira
(Janvier – Décembre 2007)

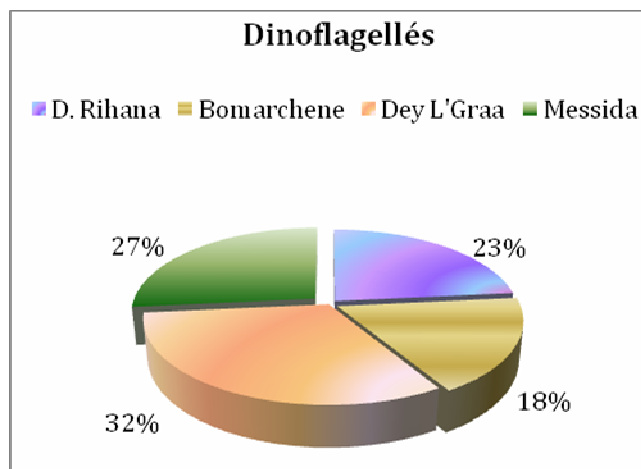


Figure 40: Distribution spatiale des Dinoflagellés dans le lac Oubeira
(Janvier – Décembre 2007)

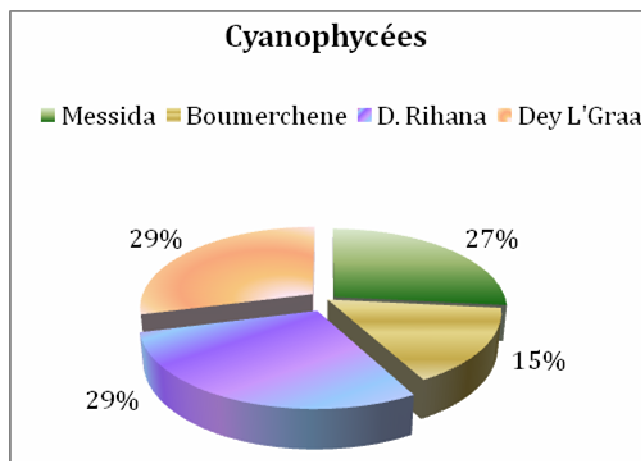


Figure 41: Distribution spatiale des Cyanophycées dans le lac Oubeira
(Janvier – Décembre 2007)

Distribution saisonnière du phytoplancton dans le lac Oubeira

L'évaluation saisonnière des densités microalgale montre que les densités les plus fortes sont enregistrées pendant la période estivale (38%) et printanière (27%). En revanche, c'est en automne et en hiver que les densités les plus faibles sont enregistrées (20 et 15 % respectivement) (Fig.42.a).

En ce qui concerne le phytoplancton toxique, ce dernier est fortement présent en été et au printemps avec des taux respectifs de 38 et 24% ; le reste de la population phytoplanctonique toxique est répartie à des proportions de 20 et 18% respectivement en automne et en hiver (Fig.42.b).

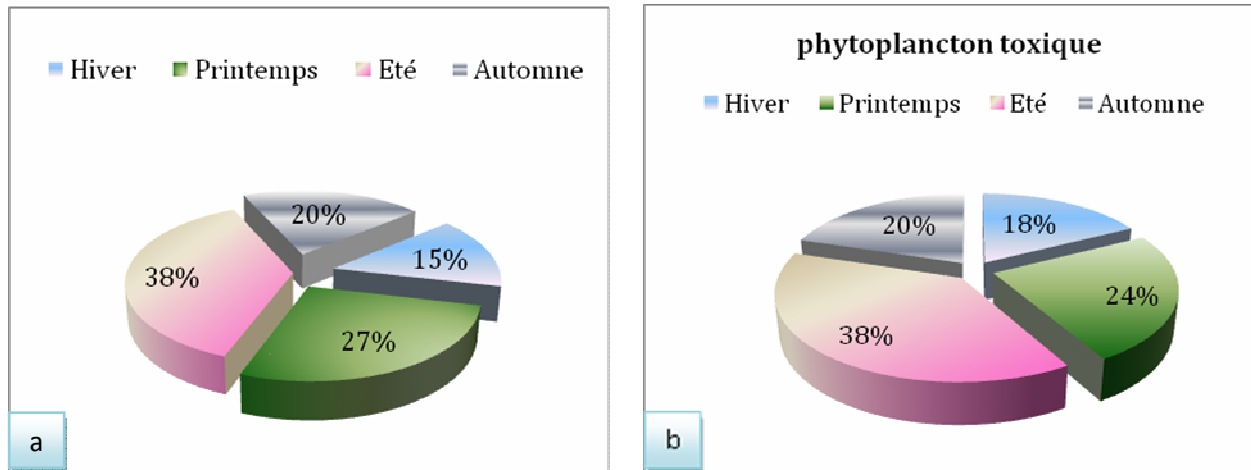


Figure 42 : Distribution saisonnière du phytoplancton (a) et phytoplancton toxique (b) dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

L'étude de la distribution saisonnière de la densité de chaque classe d'algue montre que :

- les Diatomées enregistrent les densités les plus élevées au printemps et en automne ou ils représentent respectivement 33 et 27% de la densité moyenne globale enregistrée par cette classe. Leur densité reste relativement assez élevée en été, mais baisse beaucoup en hiver (fig.43.a).
- C'est en été et en automne que le plus gros des effectifs de Dinoflagellés est relevée (55%) et (20%) respectivement ; en période hivernale et printanière leurs taux atteignent respectivement 19 et 9% (fig.43.b).
- Les Cyanobactéries sont fortement présentes en été et au printemps ou ils représentent respectivement 41 et 30% (soit $\frac{3}{4}$ de la densité moyenne globale enregistrée par cette classe). Des proportions presque égales sont relevées en automne et en hiver (fig.43.c)

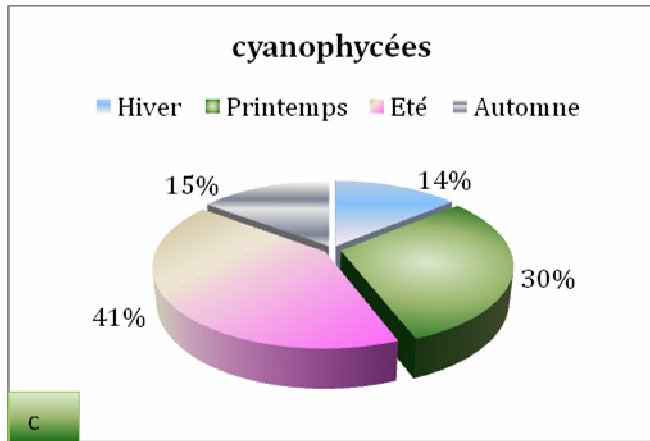
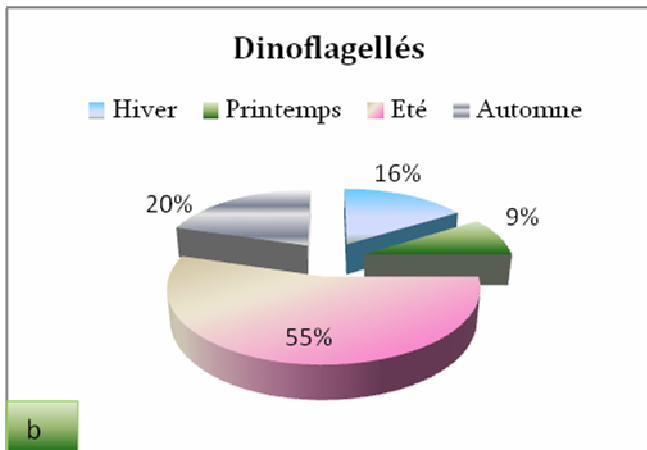
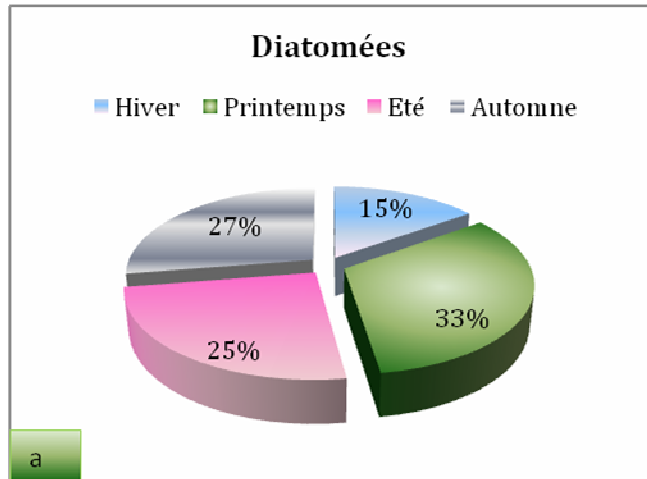


Figure 43: Distribution saisonnière de chaque classe d'algues dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

■ Distribution temporelle du phytoplancton dans le lac Oubeira

Sur le plan quantitatif, la densité moyenne globale du phytoplancton s'échelonne entre 4 600 000 et 22 289 000 ind/l. L'allure de la courbe montre que les densités les plus faibles sont enregistrées en mars, novembre et décembre avec une densité de moins de 6 000 000 ind/l. En revanche les plus fortes densités sont enregistrées d'avril à août, avec deux pics de 18 millions ind/l et de 23 millions ind/l respectivement (fig.44).

En période hivernale un pic de 11 000 000 ind/l est relevé en février ;

En période printanière la population phytoplanctonique triple par rapport à celle de mars et se maintient entre 15 et 20 millions ind/l jusqu'à juillet pour atteindre la valeur maximale de 23 millions ind/l. Par la suite nous relevons une baisse progressive de la densité de la population phytoplanctonique qui atteint sa valeur la plus basse en décembre.

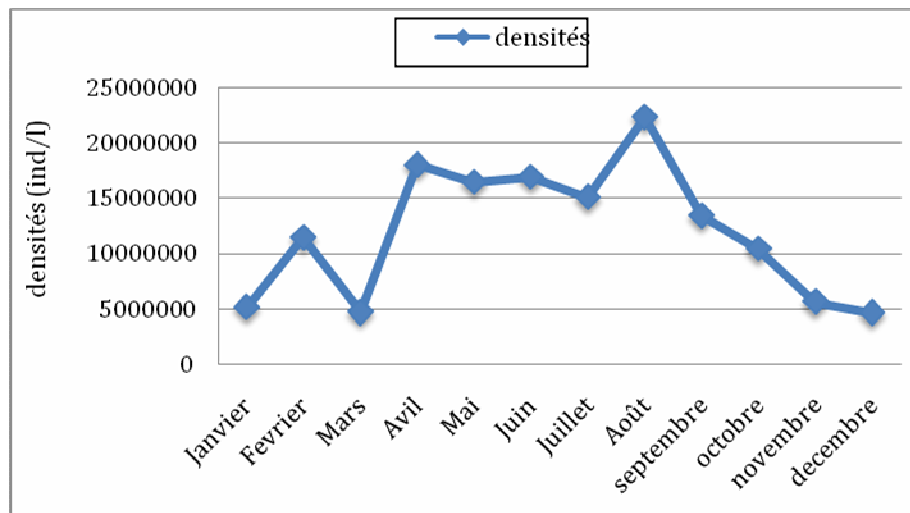


Figure 44: Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton récolté dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

L'évolution de la densité moyenne de chaque classe phytoplanctonique montre une prédominance nette des Cyanophycées ; dans cette classe, 2 genres prédominent : *Microcystis* (2725000 ind/l) au mois d'août et *Oscillatoria* (1 080 000 ind/l) en septembre (fig. 45) ; après les cyanobactéries viennent les Diatomées qui montrent des densités proches de 8 millions ind/l avec un pic de 7.3 millions ind/l enregistré au mois d'avril. Dans cette classe, les genres prédominants sont : *Nitzschia* et *Navicula* qui enregistrent respectivement 660 000 et 740 000 ind/L.

Les Dinoflagellés marquent des densités comprises entre 100 000 et 8 millions ind/l. Les densités les plus faibles sont enregistrées en janvier et en mai. En revanche, c'est en période estivale

que les densités les plus élevées sont relevées (8.3 millions ind/ en juin). Dans cette classe, 2 genres prédominent *Prorocentrum* et *Péridinium* enregistrant respectivement 660 000 et 740 000 ind/L.

Les Cyanobactéries et les Diatomées se disputent la première place en période hivernale ; mais une large prédominance des Cyanobactéries est notée du fait de leur forte présence (proche de 6 8 millions ind/l) en février.

Au printemps les Cyanobactéries montrent une large avance sur les Diatomées en avril et en mai, mais sont devancées par les Dinoflagellés en juin qui enregistrent une densité proche de 8 millions ind/l contre 6.5 millions ind/l pour les Cyanobactéries.

En période estivale, les Cyanobactéries prédominent nettement en juillet et en août, en enregistrant des densités de 10 et 13 millions ind/l contre 5 millions ind/l pour les Diatomées en août ; ces derniers marquent, néanmoins, une légère prédominance en septembre en dépassant les Cyanobactéries de presque 1 millions ind/l

En automne, les Diatomées maintiennent leur densité à 6 millions ind/l (en octobre) pendant que celle des autres classes chutent au dessous de 2 millions ind/l.

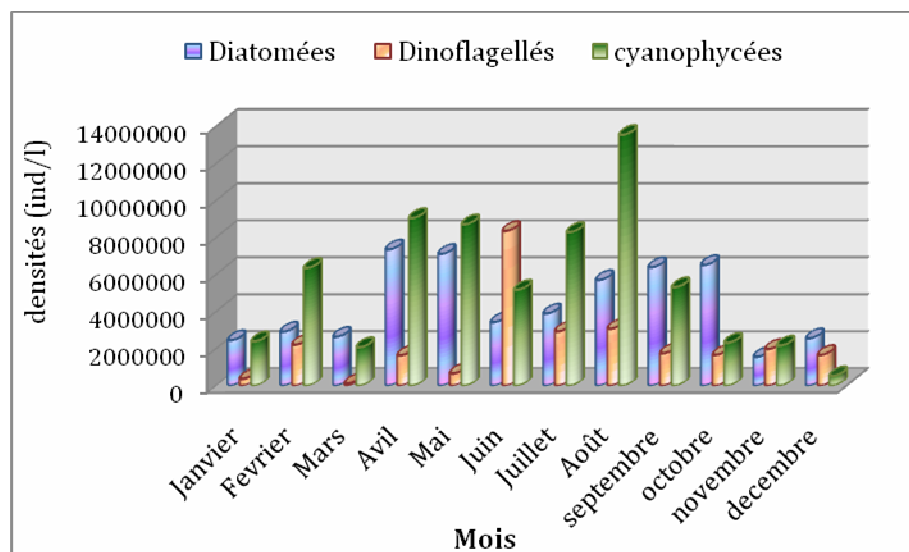


Figure 45 : Variations mensuelles de la densité globale des trois classes phytoplanctoniques récoltées dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

La densité moyenne globale du phytoplancton toxique varie entre 40 000 et 8 700 000 ind/l. L'allure de la courbe montre que les densités les plus faibles sont enregistrées au mois de février et durant la période s'étalant d'avril à octobre (fig. 46).

Nous notons une nette prédominance des Cyanobactéries toxiques dont les densités sont comprises entre 2 et plus de 8 millions ind/l de janvier à octobre ; par ailleurs durant 8 mois sur 10, les densités varient de 4 à plus de 8 millions ind/l ; mais c'est toutefois en période printanière et estivale que plus de 6 millions ind/l sont enregistrés. Dans cette classe, 3 genres prédominent *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Pseudoanabeana* qui enregistrent respectivement des densités de 2885000, 880 333 et 493333 ind/l.

Les Cyanobactéries toxiques sont suivies par les Dinoflagellés toxiques qui montrent des densités variant de 100 000 à 4 millions ind/l. Une forte présence (plus de 2 8 millions ind/l) est notée de juin à août. Ils sont par ailleurs prédominant en novembre et décembre où ils enregistrent plus de 1 millions ind/l. Durant cette période on note la prédominance des genres: *Prorocentrum* (230000 ind/l), *Peridinium* (440000 ind/l) et *Dinophysis* (100 000 ind/l).

En ce qui concerne les Diatomées toxiques bien que présentes durant toute la période d'étude, leurs densités n'excèdent pas 800 000 ind/l (en février). Dans cette classe, on note la prédominance de deux genres toxiques: *Ntzchia* (380 000 ind/l) et *Amphora* (420 000 ind/l).

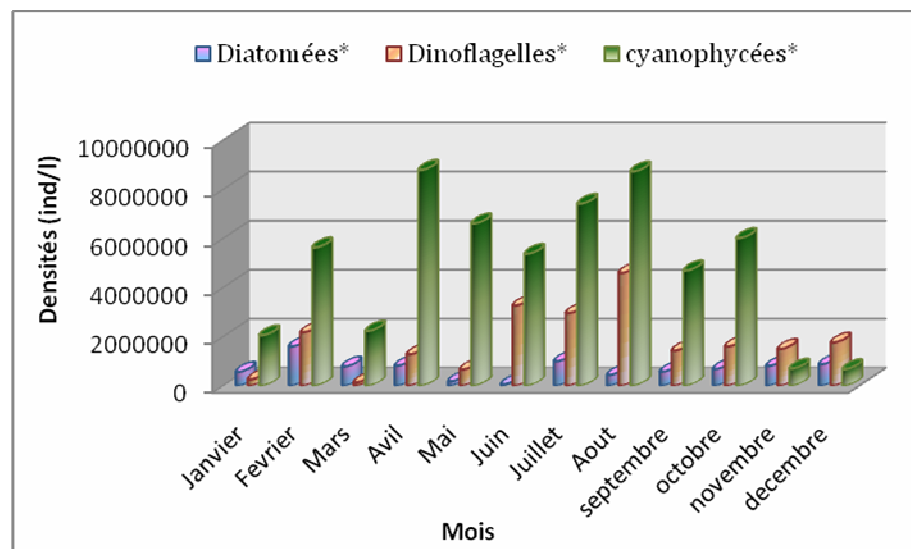


Figure 46 : Variations mensuelles de la densité globale du phytoplancton toxique récolté dans le lac Oubeira (Janvier – Décembre 2007)

4. Résultats de l'analyse statistique :

4.1. Analyse statistique univariée :

4.1.1. Lac Oubeira :

L'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) montre l'absence de différences significatives entre les densités des trois classes phytoplanctoniques : Cyanobactérie, Dinoflagellés, Diatomée au niveau des quatre stations d'échantillonnage

4.1.2. Lagune El Mellah :

L'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) montre l'absence de différences significatives entre les densités des Cyanobactéries, des Dinoflagellés et des Diatomées au niveau des deux stations d'échantillonnage

En ce qui concerne les densités des 3 classes phytoplanctoniques relevées au niveau de chaque lac, l'analyse statistique montre l'existence de différences significatives entre les densités de ces dernières d'un lac à l'autre.

4.2 Analyse statistique bivariée :

4.2.1. Lac Oubeira :

Les résultats de l'analyse bivariée montrent des corrélations significatives entre :

- Les Orthophosphates, l'azote ammoniacal et la densité des Cyanobactéries ;
- Le pH de l'eau et la densité des Dinoflagellés et celles des Diatomées

4.2.2. La lagune EL Mellah :

Les résultats de l'analyse bivariée (voir en annexe 4) montrent l'existence de corrélations significatives entre :

- La densité des Dinoflagellés et la salinité.
- La densité des Cyanobactéries et les nitrates
- La densité des Cyanobactéries et les nitrites.

Discussion

Paramètres physico chimiques

Les mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau des deux lacs montrent que la température, l'oxygène dissous, et le pH présentent des fluctuations saisonnières.

La température est un paramètre physique qui détermine un grand nombre de processus biologiques qui se déroulent dans l'eau.

Nos relevés de la température de l'eau des 2 lacs font apparaître l'existence d'une période froide hivernale avec des valeurs de 13.9 et 12°C enregistrées au mois de janvier respectivement à Oubéira et El Mellah et d'une période chaude avec des maxima de 33.7 °C (El Mellah) et 31.6°C (Oubéira) au mois de juillet. Cette différence de température est le reflet du caractère méditerranéen de la région où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très sévères. Des écarts pareils ont été rapportés dans le lac Oubeira (Amissi et Yahyaoui, 2001), et dans la lagune El Mellah (Semroud, 1983, De Casabianca-Chassany et *al.*, 1991, Grimes, 1994, Refes, 1994, Chaïbi, 2004 et Bensafia, 2005).

Les fluctuations de ce paramètre abiotique sont en relation avec les conditions climatiques locales et plus particulièrement avec la température de l'air et les phénomènes d'évaporation de l'eau, dus à l'augmentation de cette dernière. Cette caractéristique est, comme l'a souligné Semroud (1983), liée à la faible profondeur de la masse d'eau. La forte influence de la température de l'air sur celle de l'eau d'une lagune tunisienne a aussi été rapportée par Vincke (1982).

En ce qui concerne l'oxygène dissous, l'eau de la lagune El Mellah et le lac Oubéira présente une bonne oxygénation durant la saison hivernale, période pendant laquelle les teneurs en oxygène dissous atteignent 15.75 et 13.30 mg/l à Oubéira et El Mellah respectivement ; les basses teneurs sont, cependant, enregistrées en période estivale.

La bonne oxygénation de l'eau en période hivernale et printanière résulte de la baisse de température et de salinité de l'eau, ainsi que des facteurs mécaniques (agitation par le vent) qui représentent le principal facteur de brassage des eaux (Millet, 1989, Belaud, 1996; Schlumberger, 2002). Il favorise les échanges gazeux avec l'atmosphère et augmente la surface de contact entre l'air et l'eau et peut, lorsqu'il est suffisamment puissant, assurer le retour vers la saturation. Ce retour se fera dans le sens d'un dégazage vers l'atmosphère dans le cas d'une sursaturation et dans le sens d'une dissolution dans l'eau en cas de sous-saturation (Ifremer, 2001).

En contre partie, la faible oxygénation enregistrée en période estivale serait en revanche, liée, non seulement à la forte élévation de la température et la salinité qui limite la solubilité de l'oxygène mais aussi à la respiration des organismes aquatiques vivants (faune, flore immergée) et au calme hydrodynamique, illustré par la baisse des débits des échanges, qui empêchent le brassage de l'eau (Lacaze, 1996). A cela s'ajoute la dégradation bactérienne des détritiques qui consomment énormément d'oxygène, à raison de 1 g d'O₂/Kg de matière sèche. Cette consommation sera plus importante avec l'augmentation de la température (Belaud, 1996)

En conclusion, la dissolution de l'oxygène dans l'eau du lac dépend non seulement de la température et la salinité qui ont un impact direct sur le processus de la solubilité de l'oxygène (Zarrad et al., 2002), mais aussi de l'action des vents qui favorise le brassage de l'eau, des échanges avec la mer, de la décomposition de la matière organique (phénomène à l'origine d'une forte consommation d'oxygène), de la pression atmosphérique, de la photosynthèse et des apports en eau douce.

Beaupoil et Bornens (1997) ont fixés, après une étude bibliographique concernant l'effet des hypoxies sur la faune, les seuils suivants pour l'oxygène dissous dans les milieux estuariens bretons :

- Qualité excellente à acceptable : > 5 mg/l
- Qualité moyenne à médiocre : 3 à 5 mg/l
- Qualité mauvaise à très mauvaise : 2 à 3 mg/l

Si on se réfère à ces seuils, nous pouvons dire que durant cette période d'étude, les eaux de la lagune El Mellah et Oubéira présentent une qualité excellente à acceptable durant presque tout le cycle d'étude (les teneurs en oxygène dissous dépassant 5 mg/l) sauf en été où une baisse de la teneur (en dessous de 5 mg/l en juillet et août) est enregistrée dans la partie sud et sud-est du lac Oubéira qui devient alors de qualité moyenne à médiocre à cette période.

Le pH est un paramètre important dans l'étude des milieux aquatique, il est très dépendant des mécanismes chimiques et biologiques.

Le pH de l'eau des deux lacs est légèrement alcalin ; les valeurs dépassant 8.5 sont enregistrées durant la période estivale. Cette alcalinité pourrait être liée à l'augmentation de la biomasse phytoplanctoniques comme le rapporte Seyni (2006), et comme le fait apparaître l'analyse statistique qui montre l'existence de corrélation entre ce paramètre et la densité des Diatomées et des Dinoflagellés dans le lac Oubéira (Dakki, 2003). Cependant, ce paramètre abiotique est fortement influencé par la photosynthèse (Stum et Morgan, 1991), car le phytoplancton en effectuant la photosynthèse libérerait de l'oxygène dans l'eau et consommerait le CO₂ ce qui augmenterait le pH (Martin, 2004). Les variations du pH peuvent être un peu plus grandes en fonction des caractéristiques des plans d'eau et du bassin versant ; les valeurs sont, en général, comprises entre 6.5 et 9 (Schlumberger, 2002) ; elles peuvent dépasser localement 9 en période estivale dans des barrages et des cours d'eau (Francisco et *al.*, 1999) en particulier quand les eaux sont pauvres en bicarbonates et en période intense de photosynthèse (Valdeyron, 1993).

Des résultats similaires sont rapportés par Chaïbi (2004) et Bensafia (2005). Ce pH moyen, est en outre comparable à celui des eaux des fleuves de Gambie (Lô, 1984) et du Sénégal (Gac et Kane, 1986 ; Cogels, 1994) et la lagune de Nador (Dakki, 2003).

Certains auteurs rapportent que les lacs eutrophes ont un pH qui varie entre 5 et 9 et possèdent une faible transparence ; les valeurs du pH relevées durant cette étude nous permettent de classer les 2 lacs dans la catégorie des lacs eutrophes (Seyni, 2006).

La salinité de l'eau de la lagune présente des fluctuations saisonnières ; nous enregistrons, en effet, des salinités faibles, comprises entre 24.9g/l et 29.5 g/l, de janvier à juin, ceci s'expliquerait par la forte dilution des eaux de la lagune engendrée par les apports élevés en eau douce ayant pour origine les fortes précipitations et la faible évaporation de l'eau.

Les fortes salinités de 35.6 et 35.2 g/l sont, en revanche, enregistrées en période chaude du fait de l'action combinée des fortes températures engendrant de fortes évaporations et la baisse des précipitations à l'origine de la baisse des apports en eau douce (Bloundi, 2005) ; par ailleurs, cette forte teneur est due à l'influence des échanges mer-lagune par le biais du chenal ; en effet certains auteurs rapportent que, suite à l'aménagement du chenal en 1988, une forte salinité est enregistrée en avril par rapport à celle relevée en mai ; ces auteurs expliquent cela par l'importance des échanges qui ont eu lieu à cette période dans le sens mer-lagune (Bakalem *et al.*, 1981).

Des observations similaires sont rapportées par Chaibi (2004) dans la lagune El Mellah, (1998) ; Plante-Cuny *et al* (1998), Labbardi *et al* (2004) et Carruesco (1989) dans la lagune de Moulay Bouselham au Maroc

Les éléments nutritifs nécessaires au développement des végétaux aquatiques notamment les algues sont constituées par l'azote sous forme ammoniacale (NH₄), les nitrates (NO₃) et par le phosphore sous forme d'orthophosphate (HPO₄), Ces éléments contrôlent la croissance des algues grâce à leurs concentrations (Sény, 2006).

Dans le lac El Mellah, les concentrations en phosphate enregistrent les valeurs maximales durant la période automnale, durant cette période le brassage des eaux lagunaires, sous l'action des vents, qui sont parfois violents, permet un relargage important du phosphore à partir du sédiment. Cet élément nutritif peut aussi être d'origine exogène marquée par le ruissellement des eaux de pluie sur le continent qui transportent les sels nutritifs issus de la reminéralisation des végétaux terrestres (Thomas, 2000), d'une atmosphère riche en poussière (Lemoalle, 1973), mais aussi par les apports anthropiques (rejets d'eaux usées etc.). Une origine interne peut résulter de la minéralisation de la matière organique issue des algues et des macrophytes aquatiques morts (Goldsborough et Robinson, 1996). Nos résultats sont confortés par ceux de Dakki (2003), qui rapporte une diminution des teneurs en phosphates à partir de la fin de l'automne et durant tout l'hiver ; cet auteur suggère que cet élément est fixé par les sédiments grâce aux phénomènes de complexation et d'adsorption ; les teneurs les plus faibles sont, toutefois, enregistrées en mai, période de reprise de l'activité micro-algale.

En ce qui concerne le lac Oubéira, les orthophosphates présentent de fortes concentrations en période estivale, avec une valeur maximale de l'ordre de 33.59 $\mu\text{mol/l}$ en août ; cette forte teneur

proviendrait probablement des sédiments fins qui agissent comme accumulateur de cet élément dans les conditions oxydantes habituelles pour le relarguer en quantités importantes si le milieu devient réducteur.

Selon Despreaux, (1990), en milieu aquatique, le phosphore soluble se trouve au niveau de la masse d'eau mais aussi dans l'eau interstitielle du sédiment. Les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension peuvent perturber l'état d'équilibre entre les phases dissoutes et particulières par modification des capacités d'adsorption et désorption du sédiment (Banas, 2001 et Combouze, 2004). Cette capacité d'adsorption du phosphore est dépendante du potentiel d'oxydo-réduction et du pH (Despreaux, 1990) ; du fait que l'eau interstitielle est généralement plus riche en forme soluble, si cette couche est réduite le phosphore déjà fixé est relargué entraînant ainsi un enrichissement de la colonne d'eau (Labroue et *al.*, 1995). L'enrichissement des eaux superficielles en phosphore peut être également la conséquence de la remise en suspension du sédiment du fond par la vent, par le comportement fouisseur de certaines espèces de poisson ou par l'activité humaine (Havense, 1991 ; Mainstone et *al.*, 1993). Le relargage de phosphore à partir des sédiments est régi par la T° de l'eau « pour les variations saisonnières », par le temps de séjour « pour les variations annuelles ». De plus le zooplancton, peut fournir 50 à 180% des besoins journaliers en phosphore du phytoplancton. Cependant l'excrétion de phosphore par les plantes est sujette à controverse. Labroue et *al.* (1995) précise que le relargage par les parties vivantes est faible au contraire des parties mortes dont 45 à 80% du phosphore peuvent être lessivées en quelques jours.

En ce qui concerne les faibles concentrations, elles seraient sans doute dues à la forte consommation par la biomasse phytoplanctonique (Syné, 2006).

La concentration du phosphore total est souvent utilisée pour caractériser les lacs selon leur degré de fertilité. Dans les lacs oligotrophes, la concentration est inférieure à 0,32 $\mu\text{mol.l}^{-1}$, elle est comprise entre 0,32 et 0,68 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ dans les lacs mésotrophes et supérieure à 0,97 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ dans les lacs eutrophes (Syné, 2006). En référence à ces valeurs, on peut classer la lagune El Mellah dans la catégorie eutrophe seulement en automne, le reste de l'année, ce lac est mésotrophe. En ce qui concerne le lac Oubéira, il peut être considéré comme oligotrophe en hiver et eutrophe en période estivale.

En ce qui concerne les nitrates, la lagune Mellah présente les valeurs les plus élevées durant la période froide avec une teneur maximale de 53,12 $\mu\text{mol /l}$ dans la partie sud du lac ; ceci est due, d'une part à sa faible utilisation par les végétaux peu actifs à cette période et d'autre part à la bonne oxygénation des eaux relevée à cette même période. En hiver les eaux superficielles, sont riches en sels nutritifs en raison du mélange des eaux et de la faible abondance du plancton.

Le lac Oubéira présente les teneurs élevées en nitrates de 147,8 et 138,5 $\mu\text{mol}/\text{l}$ au mois de janvier et juillet respectivement. Il est, en effet, rapporté que les sédiments constituent une importante réserve de matière organique et de sels nutritifs notamment dans le cas des eaux peu profondes car la matière organique n'a pas le temps de se minéraliser avant son dépôt (Aminot, 1983) et de ce fait, les sédiments constituent une importante réserve de matière organique et de sels nutritifs. Il est, par ailleurs, rapporté que la demande phytoplanctonique pour l'azote régénéré est de l'ordre de 50%, ce qui indique clairement l'importance des sédiments comme source d'azote.

L'azote ammoniacal est absent dans la lagune durant toute la période d'étude, en effet, certains microorganismes dont quelques cyanobactéries sont capables de le fixer alors que d'autres s'activent à le restituer en dénitrifiant les nitrates en milieu aérobie ; car s'il n'est pas utilisé par les microphytes, le NH_4 peut être transformé en nitrite puis en Nitrate dans la zone riche en oxygène. D'après Trintignac et Kerleo, (2004), en dessous de la zone euphotique (zone de la photosynthèse) tout le stock d'azote ammoniacal est pratiquement oxydé en Nitrate ; trois bactéries peuvent assurer cette oxydation : Nitrobacter, Nitrosomonas et Nitrocystis.

D'autre part, en milieu lagunaire le NH_4 peut avoir un comportement conservatif réducteur et peut disparaître lors des floraisons algales, car l'assimilation de l'azote s'effectue sous forme de NH_4 , ceci étant plus avantageux énergétiquement que l'assimilation du nitrate, qui pour se faire, nécessite l'intervention de 2 enzymes pour le réduire en NH_4 (Lacaze, 1996).

Par contre, les résultats du dosage des échantillons d'eau du lac Oubéira révèlent que l'azote ammoniacal est présent avec des teneurs proches de 14 $\mu\text{mol}/\text{l}$ en juillet et août. Selon Syné (2006) l'ammonium est présent dans les surfaces d'eau recevant des rejets anthropiques ; il est aussi présent dans l'hypolimnion anoxique des petits lacs eutrophes (Reynolds, 1979).

Au niveau du sédiment, la libération de l'azote oxydé ou réduit (NH_4) dépend des conditions d'oxydo-réduction, autrement dit, du degré d'anaérobiose à ce niveau, mais en règle générale, les sédiments sont plus riches en azote minéral que la colonne d'eau en raison des grandes quantités de matière organique qui y sont dégradées. Il faut par ailleurs bien noté, que le cycle de l'azote se singularise d'une part par le fait que sa régénération par les bactéries est beaucoup plus lente par rapport aux autres éléments (P, Si) et d'autre part par l'existence d'une phase gazeuse (N_2) qui peut être éliminée en partie vers l'atmosphère, puis réutilisée dans une moindre mesure par les Cyanobactéries (Banas, 2001)

Les concentrations en nitrite présentent les teneurs les plus élevées durant la période automnale au niveau de la lagune El Mellah (des valeurs de l'ordre de 1 $\mu\text{mol}/\text{l}$) ; Par ailleurs, les valeurs maximales de cet élément, dans le lac Oubéira, sont proches de 7 $\mu\text{mol}/\text{l}$ en saison printanière; cette

augmentation du nitrite est vraisemblablement due à une oxydation de l'azote ammoniacal (Neiji et al., 2003)

Les teneurs en matière en suspension présente les valeurs maximales au mois de mars, cette augmentation a pour origine les précipitations abondantes, qui engendrent des crues qui contribue à « l'engraissement » des lacs par les apports allochtones (Dakki, 2003). La faible profondeur du système aquatique serait favorable au transfert des particules sédimentaires vers la colonne d'eau, cette action est réalisée par les vagues créés sous l'effet du vent.

Quant à l'augmentation estivale de la MES dans les deux lacs; elle serait éventuellement liée à l'importante densité micro algale observée à cette période.

La matière organique constitue la fraction la plus importante des matières en suspension. La production phytoplanktonique, peut être une source importante de matière organique (Lesel, 1980) ; elle peut être rapidement consommée par le zooplancton qui lui même va être consommé par les insectes et les poissons alimentant ainsi la chaîne trophique.

Le diagramme de distribution des catégories trophiques établi à partir d'un certain nombre de données (chlorophylle a, phosphore total, MES) recueillies sur une centaine des lacs, permet l'évaluation du niveau trophique des deux lacs.

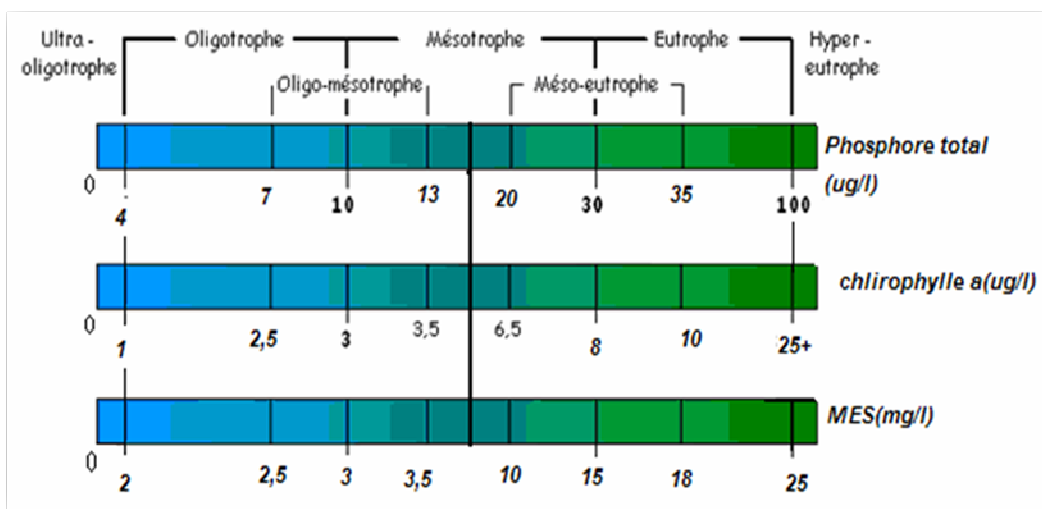


Figure 47 : Diagramme de classement du niveau trophique des lacs (selon le Ministère québécois, 2005)

Si on se réfère aux valeurs de la matière en suspension portées dans ce diagramme nous pouvons classer le lac Oubéira dans la catégorie méso-eutrophe en hiver (13.03 mg/l) et

hypereutrophe (<25 mg/l) en été et au printemps. En ce qui concerne les eaux de la lagune El Mellah, elles peuvent être considérées comme hypereutrophes (26.5- 143 mg/l) durant toute la période d'étude.

La lagune El Mellah présente les valeurs les plus élevées en chlorophylle a durant la période estivale, soit un maximum de 145,1µg/l enregistré en juillet à Boumalek ; ce paramètre est bien corrélé avec la densité des cyanobactéries. Par ailleurs c'est durant la saison automnale que les teneurs élevées en chlorophylle a sont enregistrées au niveau du lac Oubéira; période durant laquelle la chlorophylle a atteint son maximum de 154,26 1µg/l au nord du lac. Ces fortes teneurs constituent une des réponses du milieu aux apports de nutriments; réponse qui intègre les spécificités physiques de la zone considérée ; de plus ces fortes teneurs sont le signe d'une importante production végétale microphyte illustrée par l'apparition d'importantes densités microalgales riches en chlorophylle a.

Les concentrations en chlorophylle sont évoquées par de nombreux pays comme critère synthétique permettant d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne. Cette approche est intéressante car la concentration en chlorophylle constitue une des réponses du milieu aux apports de nutriments, réponse qui intègre les spécificités physiques de la zone considérée. Néanmoins de grandes différences apparaissent dans les valeurs proposées suivant que l'on prend en compte soit les concentrations maximales, soit les concentrations moyennes durant la période productive.

Dans le document intitulé "NOAA's Estuarine Eutrophication Survey", Bricker *et al.* (1999) se réfèrent, pour les estuaires américains, aux concentrations maximales en chlorophylle a suivantes : Eutrophisation faible : < 5µg/l ; Eutrophisation moyenne : 5-20 µg/l ; Eutrophisation élevée : 20-60 µg/l ; Hyper-eutrophisation : > 60 µg/l

Au niveau européen (OSPAR, 1997) des valeurs-seuils fondées sur les concentrations maximales sont également avancées pour identifier les zones eutrophisées ; l'Allemagne propose ainsi la valeur de 25 µg/l. En terme de concentration moyenne durant la période productive, le Royaume-Uni et l'Allemagne font référence à une valeur de 10 µg/l, alors que la Norvège propose des valeurs de 7 et de 20 µg/l pour des situations d'eutrophisation qualifiées respectivement de mauvaise et très mauvaise. Hakanson (1994) et l'Agence Suédoise de Protection de l'Environnement (2000) citent que la valeur moyenne de 5 µg/l est considérée comme caractéristique des zones hypereutrophes.

Pour caractériser au mieux l'état trophique des lacs, on évalue le degré d'eutrophisation en se basant sur différents paramètres comme par exemple les concentrations en phosphore total, chlorophylle-a, ou la clarté des eaux mesurée à l'aide du disque de Secchi (tab.3). En quantifiant ces paramètres pour caractériser la qualité de l'eau, on peut établir une classification des niveaux d'eutrophisation des plans d'eau (Galvez-Cloutier, 2002).

Si on se réfère aux valeurs maximale de la chlorophylle a nous pouvons placer les eaux de la lagune El Mellah dans la catégorie hypereutrophe en période estivale et eutrophe durant toutes les autres saisons. Néanmoins les eaux du lac Oubéira seront classées dans la catégorie hypereutrophe en période printanière et eutrophe durant toute la période d'étude.

Tableau 3: Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau (Galvez-Cloutier, 2002)

<i>Valeurs des seuils de l'état trophique des plans d'eau</i>					
Degré de trophie	P total µg/L	Chlorophylle-a moyenne µg/L	Chlorophylle-a maximum µg/L	Secchi moyenne m	Secchi minimum m
Ultra-oligotrophe	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrophe	< 10	< 2,5	2,5 - 8	> 6	> 3
Mésotrophe	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrophe	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hypereutrophe	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Phytoplancton

L'observation des critères morpho-anatomiques des microalgues récoltés révèle, la présence de trois classes (*Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Dinophyceae*).

La lagune El Mellah a suscité beaucoup d'intérêts de la part des scientifiques de nombreux auteurs ont étudiés les peuplements phytoplanctoniques qu'elle abrite et les niveaux trophiques de ses eaux: (Gimazane, 1982 ; Cataudella, 1982 ; FAO, 1982 ; Semroud, 1983 ; Guelorget *et al.* 1989, Samson-Kechacha et Touahria, 1992, Retima, 1999 ; Chaibi, 2004). La présence des Diatomées et des dinoflagellés a été déjà signalée dans la lagune par Samson et Gaumer, (1979); Guelorget, (1989).

L'étude qualitative du phytoplancton récolté dans la lagune El Mellah nous à permis d'identifier 66 genres rattachés à la classe des Diatomées ; ce qui représente 59% du nombre total de genres recensés. Cette classe est dominée par les genres : *Navicula*, *Chaetoceros* et *Rhizonela* . Au niveau du lac Oubéira, les Diatomées ne comprennent que 24 genres représentés principalement par les genres : *Navicula* et *Fagilaria*. Cette classe est représentée, dans les 2 lacs, par une communauté micro algale commune composée de 24 genres.

Au sein de la communauté micro algales, ce sont surtout les Diatomées qui dominent, en période estivale dans la lagune El Mellah (38% de la densité globale des Diatomées récoltés) et en période printanière dans le lac Oubeira (33% de la densité globale des Diatomées récoltés). Cette dominance estivale des Diatomées dans la lagune El Mellah est confortée par Sakka (2003) qui rapporte une nette dominance des Diatomées, dans la lagune de Bizerte en période estivale, à des taux de 81% de l'abondance totale des microalgues. Cette importance relative des Diatomées a déjà été signalée dans la lagune de Bizerte (Azouz, 1996) ainsi que dans d'autres systèmes côtiers tunisiens, tels que le lac du nord de Tunis et la baie de Tunis (Daly Yahia-Kéfi, 1998 ; Guétari, 2002) et dans plusieurs autres localités du bassin méditerranéen comme la Mer Catalane (Gomis et Fernandez de Puellas, 1995). Cette dominance des Diatomées n'est pas seulement liée à l'augmentation et à la disponibilité des nutriments mais aussi à celle de l'augmentation de la lumière (Sakka, 2003). Il à été, en effet, démontré que la croissance de ces microalgues augmente avec l'élévation de la température et de l'intensité de l'éclairement (Daly Yahia-Kéfi, 1998 ; Montagnes et Franklin, 2001). La forte dominance des Diatomées peut s'expliquer par l'existence, à concentrations suffisantes, de nitrate qu'elles sont aptes à utiliser plus rapidement que les autres taxons du phytoplancton. Selon Abrahami, (2005), cette faculté permet aux Diatomées de se développer très rapidement, leur temps de renouvellement ou «

turn-over» étant particulièrement court (12h environ à 20°C). On observe habituellement que le silicate, élément constitutif des frustules de Diatomées, est le premier élément limitant.

Les successions autogéniques des milieux aquatiques se caractérisent le plus souvent par la dominance de diatomées au printemps, avec un appauvrissement successif de phosphore et de silice (Sommer *et al.*, 1986). Dans les 2 plans d'eau l'évolution saisonnière est ponctuée par des événements récurrents, le printemps est caractérisé par des peuplements assez diversifiés et majoritairement composés de Diatomée ; Ces diatomées, à la base des efflorescences de printemps, ont une stratégie caractérisée par des taux de croissance élevés et un comportement écologique opportuniste (Kilham et Kilham, 1980).

En ce qui concerne les Dinoflagellés, l'observation microscopique nous a permis d'identifier 20 genres dans la lagune Mellah et 8 genres dans le lac Oubéira ; nous notons toutefois la présence de 8 genres communs aux 2 plans d'eau. Il est par ailleurs noté que les individus de cette classe sont dominés par 3 genres : *Prorocentrum*, *Péridinium* et *Dinophysis*.

La forte présence des Dinoflagellés a été enregistrée, dans les 2 lacs, en période estivales ou ces microalgues enregistrent des proportions de 55% et 43% de la densité globale des Dinoflagellés respectivement à Oubéira et El Mellah. Dans l'ensemble des deux lacs, les Dinoflagellés toxiques, enregistrent les plus fortes densités durant la période estivale; au sein de cette classe, ce sont surtout 3 genres potentiellement toxiques qui prédominent : *Dinophysis* (surtout dans la lagune Mellah) *Prorocentrum* et *Gyrodinium* (plus particulièrement dans le lac Oubéira).

Le développement des Dinophycées dépend beaucoup des conditions locales d'éclairement du cours d'eau, mais également de l'hydro-morphologie conditionnant le flux de phosphore (Horner et Welch, 1981 ; Horner *et al.*, 1983 ; Flipo, 2001) ; de plus, les Dinoflagellés dominant surtout pendant la saison chaude, du fait qu'ils soient moins exigeants que les diatomées en sels nutritifs ; ils tendent, par ailleurs, à remplacer ces dernières lorsque les eaux sont peu fertiles.

Par ailleurs, de nombreux auteurs rapportent que l'établissement de thermoclines estivales est également propice aux efflorescences de dinoflagellés (Delmas *et al.*, 1993; Peperzak *et al.*, 1995 ; Carpenter *et al.*, 1995 ; Maestrini, 1998). Il est aussi rapporté que les fronts halins et les stratifications de densité dans les zones de panaches fluviaux sont des sites favorables au développement des dinoflagellés ; c'est le cas des panaches de la Seine (Lassus *et*

al., 1993 ; Cugier, 1999), de la Loire (Gentien *et al.*, 1995), du Rhin (Peperzak *et al.*, 1996), du Rio de la Plata (Carreto et Akselman, 1996) et du Po (Maestrini, 1998).

Plusieurs auteurs soulignent que, de façon générale, les zones où la turbulence est réduite, se révèlent plus favorables au développement des flagellés qu'à celui des diatomées (Berdalet et Estrada, 1993 ; Smayda, 1997) ; les flagellés ont de plus la capacité d'effectuer des mouvements verticaux leur permettant d'accéder aux ressources nutritives en profondeur (nitracline) et à l'énergie lumineuse près de la surface.

Il apparaît donc que, fréquemment, des conditions hydrodynamiques particulières, telles que la présence de fronts ou de stratifications thermiques ou halines, confèrent au milieu une plus grande stabilité verticale, stabilité qui est vraisemblablement une condition nécessaire au développement des efflorescences de dinoflagellés.

En plus de ces caractéristiques physiques propices au développement des dinoflagellés, de nombreux auteurs évoquent l'accroissement des apports en nutriments, en particulier d'azote et de phosphore, comme cause possible de ce développement (Justic *et al.*, 1995 ; Radach *et al.*, 1990 ; Riegman, 1998 ; Smayda, 1990 ; Solic *et al.*, 1997 ; Vollenweider *et al.*, 1992).

En ce qui concerne les Cyanophycées, ces derniers sont représentés par 14 genres relevés dans la lagune El Mellah et 15 genres dans la lac Oubéira. Nous notons, toutefois, une communauté microalgale commune composée de 14 genres. Les genres reconnus potentiellement toxiques sont au nombre de 14 et sont rencontrés dans les 2 plans d'eau ; mais ce sont, en revanche, les genres toxiques : *Microcystis* et *Oscillatoria* qui prédominent durant toute la période d'étude.

Dans la lagune El Mellah, il est noté une forte présence des Cyanophycées (48% de la densité globale des cyanophycées) en période automnale ; Mais dans le lac Oubeira, leur forte présence (43% de la densité globale des cyanophycées) est, en revanche, relevée durant la saison estivale.

Ces dernières sont généralement citées comme les espèces dominantes surtout en eau douce. Elles sont particulièrement favorisées par une élévation de la température (Robarts et Zohary, 1987 ; Mcqueen et Lean, 1987 ; Zevenboo et Mur, 1980), par une carence en azote par rapport au phosphore (Smith, 1986), par de faibles teneurs en CO₂ dans les eaux (Shapiro, 1990). Le rôle de la stratification et du mélange, en tant que facteur responsable des floraisons

de cyanobactéries, a été évalué et observé par de nombreuses études (Zohary et Robarts 1989; Bormans *et al.*, 1997; Brookes *et al.*, 1999; Nakano *et al.*, 2001). En plus de tirer avantage de la stratification pour s'accumuler en surface, les cyanobactéries, du fait de cette accumulation, modifieraient leur environnement de manière à entretenir les conditions qui assurent leur dominance (Vincent, 1989); elles épuiseraient par la photosynthèse les réserves de CO₂ provoquant une augmentation du pH (Shapiro, 1997) et réduiraient la quantité de lumière disponible dans les couches sous-jacentes (Scheffer *et al.*, 1997). De plus, elles amplifieraient la stratification en surface ce qui, d'une part, limiterait la présence des autres espèces incapables de se maintenir dans la colonne d'eau par elles-mêmes et d'autres part, réduirait les flux d'oxygène vers les sédiments, favorisant ainsi la remise en solution des éléments nutritifs (Kumagai *et al.*, 2000).

Les cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures typiquement élevées (25°C) bien qu'elles soient capables de tolérer de faibles températures et de survivre dans les régions polaires (Robarts et Zohary 1987). Mais celles-ci, lorsque soumises à des températures plus élevées, connaissent une croissance plus rapide (Tang *et al.*, 1997) de plus, elles ont la capacité de croître à des pH élevés, certaines cyanobactéries auraient un mécanisme leur permettant d'utiliser le HCO₃⁻ à l'aide d'une enzyme (anhydrase carbonique) capable de le convertir en CO₂ (Talling, 1976). Ces observations confortent les résultats de notre analyse statistique qui révèle l'existence de corrélation positive entre le pH et la densité des Cyanobactéries récoltées dans la lagune El Mellah.

Selon les résultats de nombreux travaux, la croissance du phytoplancton dépend de la température (Buford et Person 1998), des éléments nutritifs (Granéli *et al.*, 1999) et des conditions de la lumière (Levasseur *et al.*, 1984; Finkel, 2001); par ailleurs, il est rapporté que le système se complique par sa grande diversité et permet ainsi la succession phytoplanctonique (Margalef, 1958; Frontier et Leprêtre, 1998).



Conclusion & perspectives

5-CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les variations saisonnières décelées nous permettent d'affirmer que les facteurs majeurs qui influencent le fonctionnement des deux lacs sont liés au rythme des saisons, c'est-à-dire la variation de l'énergie au cours du cycle annuel. Ces variations dont les effets sont immédiats sur l'écosystème sont les vents, les précipitations, la température et l'ensoleillement.

En référence aux valeurs maximale de la chlorophylle a établies par Galvez-Cloutier (2002), nous pouvons placer les eaux de la lagune El Mellah dans la catégorie hypereutrophe en période estivale et eutrophe durant toutes les autres saisons. Néanmoins les eaux du lac Oubeira seront classées dans la catégorie hypereutrophe en période printanière et eutrophe durant toute la période d'étude.

L'étude qualitative du phytoplancton récolté dans les 2 plans d'eau fait apparaître la présence dans la lagune et dans le lac Oubeira d'une communauté de diatomées commune composée de 24 genres. Cette classe est dominée par les genres : *Navicula*, *Chaetoceros* et *Rhizonela* dans la lagune et par *Navicula* et *Fagilaria* dans l'Oubeira. Les spécimens de cette classe prédominent en période estivale dans la lagune El Mellah (38% de la densité globale des Diatomées récoltés) et en période printanière dans le lac Oubeira (33% de la densité globale des Diatomées récoltés).

En ce qui concerne les Dinoflagellés, nous notons, dans les 2 plans d'eau, la présence de 8 genres communs parmi lesquels *Prorocentrum*, *Peridinium* et *Dinophysis* prédominent. La forte présence des Dinoflagellés a toutefois été notée, dans les 2 lacs, en période estivale où ces microalgues enregistrent des proportions de 55% (Oubeira) et 43% (Mellah) de la densité globale des Dinoflagellés.

Les Cyanophycées sont représentés, dans les 2 lacs, par une communauté commune composée de 14 genres reconnus comme potentiellement toxiques ; mais, il est toutefois noté la prédominance des genres toxiques : *Microcystis* et *Oscillatoria*. La forte présence des Cyanophycées est relevée en période automnale dans la lagune El Mellah (48% de la densité globale des cyanophycées) et durant la saison estivale dans le lac Oubeira (43% de la densité globale des cyanophycées).

L'étude de la variation mensuelle de la densité algale révèle que la présence en force des microalgues est une réponse logique au changement saisonnier des conditions physico-chimiques du milieu. Cette forte présence de microalgues en période estivale et automnale n'est pas seulement liée à l'augmentation de la température mais aussi à celle de la disponibilité des nutriments, à l'éclairement et aussi à l'hydrodynamisme. Car en hiver, la production du phytoplancton est limitée par les basses températures, les faibles conditions d'éclairement et le brassage par le vent.

De ce fait, avant de songer à la mise en place d'une exploitation aquacole (conchylicole, piscicole), il serait impératif de :

- bien connaître le taux de renouvellement des eaux de la lagune ; car une connaissance approfondie des apports hydriques par les oueds et du volume des échanges par le chenal permettrait d'évaluer le taux de renouvellement des masses d'eau et décider ainsi de la grandeur de l'exploitation à mettre en place dans le plan d'eau.
- Procéder au suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau
- Procéder au suivi de la structure de la communauté microalgale peuplant le plan d'eau.

Bibliographie

ABRAHAMI , F . 2005- Variations dans l'abondance et la composition du microphytoplancton de la baie de Sainte-Marie (Nouméa). Relations avec les développements de la cyanobactérie filamenteuse *Trichodesmium erythraeum*. Mesure et interprétation des échantillons prélevés lors de la campagne océanographique FRONTALIS 3 relative à l'étude de la zone frontale située dans le Pacifique Equatorial

AMINOT, A et CHAUSSPIED, M. 1983- Manuel des analyses chimiques en milieu marin CNEXO, Brest, 395 p.

AMISSI, L et YAHYAOUI. 2001-Distribution spatio-temporelle des cyanoprocaryotes recensés dans le lac Oubeira 51Pp

- ANDRESEN LEITAO M, P., LASSUS P., MAGGI P., CHAUVIN , J., TRUQUET, P. 1983-** Phytoplankton des zones mytilicoles de la baie de Vilaine et intoxication par les coquillages. Rev. Trav Inst. Pêches mont.. 46 (3) : 233-262
- ANDERSON, D. M. 1995.** Toxic red tides and harmful algal blooms : a practical challenge in coastal oceanography. Rev. Geophys., 33 Suppl. 28 p.
- ANDERSON, D.M., KULIS, D. M., Y.-Z. QI, L. ZHENG, S, LU AND Y, LIN. 1996-** Paralytic shellfish poisoning in southern China. Toxicon 34:579-590
- ARRIGNON, J. 1963-**Contribution à l'inventaire des marécages tourbières et autre zones humides d'Algérie. Ann. Cent. Rech. Exp. Forêt. Alger, 5 : 30-32.
- ARFI R, 2003-**Suivi à haute fréquence de différents types contrastés de petits barrages. Rapport d'une contribution au programme CNRA/IRD « Projet Petits-Barrages », (Côte d'Ivoire). 42p.
- ARZUL G., ERARD,E., VIDEAU C., JEGOU A, M., GENTIEN,P., 1993-** Diatom growth repressing factors during an offshore bloom of Gyrodinium cf. aureolum. In Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea, Smayda T. J. and Shimizu Y., eds. Elsevier Sci. Publ., New York, pp. 719-724.
- ASMMA, S.H., Mohamed-A,C., BOUHEINA, E.G et HASSINE, H.M., 2003-** Variation hierno-Estivale de la communauté phytoplanctonique de la lagune de Bizerte en milieux naturelles et fertilisé en nutriments
- ASSOCIATION DE CHEMISTESAMERICAINS OFFICIELS., 2002-** Méthodes d'analyses officielles 17 th. Ed .Association des chemisettes analytiques officielles, le Maryland, Etats-Unis.
- AZOUZ, A. 1996-** Etude des peuplements et des possibilités d'ostréiculture du lac du Bizerte. Thèse 3^{ème} cycle, 98pp.
- BANAS, D. 2001.** Flux des matières en étang piscicoles extensifs : rétention, sédimentation, exportation. Thèse de l'université de Metz, 237p.
- BARTRAM, J., W. CARMICHAEL, I., CHORUS, G., JONES et SKULBERG, O. M. 1999-** Introduction, p. 1-14. In I. Chorus et J. Bartram [eds.], Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon.
- BAKALEM, A et ROMANO, J.C et SEMROUD. 1981-** Contribution à l'étude des milieux saumâtres en Algérie, les peuplements benthiques du lac Mallah. Rapp. Comm. Int. Mer Médit., 27(4) : 135-136.
- BATES S, S., GARRISON D. L. et HORNER, R. A. 1998-** Bloom Dynamics and Physiology of Domoic-Acid-Producing Pseudo-nitzschia Species", Nato AS1 Series, G, 41, 267-292
- BEAUPOIL, C., BORNENS, P. 1997-** Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes : seuils d'acceptabilité. Station de Biol. Mar. (Concarneau). Ed. Agence de l'Eau Loire-Bretagne. 48 p
- BELAUD, A. 1996-** Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Cépades-Ed, collection POLYTECH, 207p

- BENDSCHNEIDER, K., ROBINSON. R.J. 1952-** A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water, *J. Mar. Res.*, 11, 87-96.
- BEN SAFIA, N. 2005-** Les peuplements de cyanobactéries de deux plans d'eau (Lac Tonga, Lac Oubéira) : Inventaire et dynamique spatiotemporelle
- BENYACOUB. S, 2004.** - Projet : Connaissance des biomasses des lacs de la Wilaya d'El Tarf et établissement des règles de gestion. Etude de base : Caractéristiques hydrologiques des lacs
- BERTHELOT, M.**, *Repert. Chem. Applique* 1, 1859, 284.
- BERDALET, E., ESTRADA, M. 1993-** Effects of turbulence on several dinoflagellates species. In *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*, Smayda T. J. and Shimizu Y, eds, pp. 737-740.
- BERDALET, E., MARRASÉ.C.,ESTRADA.M., ARIN.L., MACLEAN.M.L. 1996-** Microbial community response to nitrogen- phosphorus-deficient nutrient inputs : microplankton dynamic and biochemical characterization.*J.Plancton Res*18 :1627 -1911
- BORMANS, M., MAIER, H., BURCH, M et BAKER, P. 1997-** Temperature stratification in the lower River Murray, Australia: Implication for cyanobacterial bloom development. *Marine and Freshwater Research* 48: 647-654 pp.
- BOUGIS, P. 1974-**Ecologie du plancton marin ,Tome 1, le phytoplancton,collection d'écologie , Eds, Masson , p1- 196.
- BOUCHRITI, N. 1997-** Revue de communication et d'information scientifique et technique agricole, n° 16 p 4
- BOURRELLY, P. 1985-** Les algues d'eau douce, Vol III. Les algues bleues et rouges.Boubée.Eds, Paris.
- BLOUNDI, M.K , 2005-** Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental): Impacts des facteurs anthropiques p1-10.THESE de Doctorat
- BRICKER, S.B., CLEMENT,C. G., PIRHALLA D, E., ORLANDO S, P., FARROW D. R. G. 1999.,-** National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD., 71 p.
- BROOKES, J. D., GANF.G. G., GREEN, D et WHITTINGTON, J., 1999-** The influence of light and nutrients on buoyancy, filament aggregation and flotation of *Anabaena circinalis*. *Journal of Plankton Research* p 21: 327-341.
- BUFORD, MA., PERSON, DC.1998-** Effet of different nitrogen sources on phytoplankton composition in the aquaculture pond. *quat Microb Ecol* 15 :277-284.
- CARRUESCO, CH. 1989-** La lagune de Moulay Bousselham (Côté Atlantique, Maroc) Un environnement côtier artificiel. *Sci. Géol., Mém.*, Strasbourg 84, p. 145-158.
- CARMICHAEL, W.W. 1992-** Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxines. *J. Appl. Bacteriol.*, 72 : 445-459.

- CATAUDELLA, S.1982-** Rapport de la mission effectuée du 19 au 29 octobre en Algérie (lac Melah et lac Oubeira). –FAO / MEDRAP, 37 pp.
- CARPENTER, E. J., JANSON, S., BOJE R., POLLEHNE,F., CHANG, J. 1995-** The dinoflagellate *Dinophysis norvegica* : biological and ecological observations in the Baltic Sea. Eur. J. Phycol. 30, 1-9.
- CARRETO, J. I., AKSELMAN, R. 1996 -** *Gymnodinium catenatum* and autumnal toxicity in Mar del Plata. In Harmful Algae News, IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms, 15, 1-3.
- CEMBELLA, A.D, 1998 -** Ecophysiology and metabolism of paralytic shellfish toxins in marine microalgae", NATO ASI Ser., G, 41, 381-403.
- CHAIBLR, 2004-** Caractéristiques physico-chimiques et evaluation du niveau trophique d'un écosystème lagunaire (la lagune el-mellah). Mémoire de Magister en Ecologie Animale.
- CHRISTOPHE, M. 2006-** Simulation numérique des processus biogéochimiques d'un écosystème littoral du NW de la Méditerranée Baie de Banyuls-sur-Mer
- CHISWELL, R.K., SHAW, G.R., EAGLESHAM,G., SMITH.M.J., NORRIS,R.L., SEAWRIGHT, A.A et MOORE, M.R. 1999-** Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature and sunlight on decomposition. Environ. Toxicol. 14 (1), 155-161.
- CODD, G. A.1995-** Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance, Water Science & Technology, 32(4): 149-156.
- CODD, G. A., METCALF, J.S. et BEATTIE, K.A.1999-** Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. Toxicon 37 (8), 1181-1185.
- COGELS, F.X. 994-** La qualité des eaux de surface dans le delta du fleuve Sénégal et le lac de Guiers. Fonds Documentaire ORSTOM. 48p.
- COHEN, P., HOLMES, C.F.B. et TSUKITAN, Y. 1990-** "Okadaic acid: a new probe for the study of cellular regulation", Trends Biochemical Science, 15, 98-102
- CHORUS, I. et BARTRAME, J. 1999-** Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon. Published on behalf of World Health Organization. London. 416 pages.
- COMBOUZE, P. 2004-** plans d'eau du limousin : eutrophisation 2003. *Aqua-gestion-limousin aquaculture*, 4p.
- CUGIER, P. 1999-** Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si, O) rejetés par la Seine en baie de Seine. Thèse de doctorat, Univ. de Caen, 250 p.
- DAKKI, M. 2003-** Rapport : diagnostic pour l'aménagement des zones humides du nord-est du Maroc : 2. sebkha Bou Areg (lagune de Nador) *Institut Scientifique, Rabat*

- DALY, Y. K, O. 1998-** Le phytoplancton de la baie de Tunis (Analyse systématique quantitative et synécologique des diatomées et des dinoflagellés. Doc., Univ Tunis II, 332pp.
- DE CASABIANCA-CHASSANY M, L., SEMROUD, R ET SAMSON-KECHACHA FL. 1991-** Etude spatio-temporelle des sels nutritifs et des principales variables hydrologiques dans une lagune méditerranéenne : Le lac Mellah (Algérie). *Mésogée*, 51 : 15 – 23.
- DELMAS, D., HERBLAND, A., MAESTRINI, S. Y. 1993-** Do *Dinophysis* ssp. come from the "open sea" along the French Atlantic coast *In* Smayda T. J., Shimizu Y (eds.) *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*, Elsevier Sci. Publ., New York, pp. 489-494.
- DESPREAUX, M. 1990-** Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente, variabilité potentielle. Thèse de Doctorat, Université de Lyon I, 199p
- DEVIDAL, S. 2007-** Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation, rapport interne, Observatoire de l'environnement et du développement durable, Université de Sherbrooke – RAPPEL, Sherbrooke, Québec, Canada, 51 p.
- DOKULIL, M.T et TEUBNER,K. 2000-** Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- DRARADJA, B. 1999-** condition hydro sédimentaire et structure de macrofaune benthique en période printanière d'un écosystème lagune méditerranéen : Lac Mellah (Algérie). mémoire de magistère en Océanographie biologique, LSMAL, (Alger) : 147p.
- DUSENBERRY,J.A., OLSON,R,J et CHISHOLM,S.W., 1999-** Frequency distribution of phytoplankton single-cell fluorescence and vertical mixing in the surface ocean. *Limnol. Oceanogr.* 44: 431-435.
- DUY, T. N., LAMP. K. S., SHAW.G. R et CONNELL.D.W. 2000-** Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 163: 113-186
- ESTRADA, M. 1995 -**Dinoflagellate assemblage in the Iberian upwelling area. In *Harmful Marine Algal Blooms*. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd, pp. 157-162.
- EVITT, W.R. 1961-** Observations on the morphology of fossil dinoflagellates. *Micropaleontology* 7: 385-420.
- FALCONER, I. R. 1999-** An Overview of Problems Caused by Toxic Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Drinking and Recreational Water. *Environmental Toxicology* 14: 5-12.
- FAO., 1982-** Lac Melah : mise en valeur au titre de la pêche et de l'aquaculture. –Rapport FAO/ MEDRAP N°79/033. RV/DEC.
- FASTNER,J., NEUMANN,U., WIRSING, B., WECKESSER, J., WIEDNER,C., FRANCISCO B., ESCORIHUELA,D.,TOURENQ J,N. et PARENT,J. 1999-** Ammoniac et poisson lors de la vidange d'une retenue. *Hydroécol. Appl.*, 11, 153-162

- NIXDORF et CHORUS, I. 1999-** Microcystins (Hepatotoxic Heptapeptides) in German Fresh Water Bodies. *Environmental Toxicology* 14: 13-22.
- FREMY, J.M., LE DOUX.M., NEZAN, E., PICLET,G., BELVEZ, H. 1989-** Evolution de la présence de toxines paralysantes dans les coquillages lors de l'épisode toxique en Aber Wrac'h (1988). *Toxicorama*, 1 (1), p 23-28.
- FRAGA, S. 1995-** Harmful algal blooms in relation to wind induced coastal upwelling and river plumes. In *Dynamics of upwelling in the ICES area*. Hagen E. and Da Silva A.J. eds. N 206, pp. 35-43.
- FINKEL, Z.V. 2001-** Light absorption and size scaling of light-limited metabolism in marine diatoms *Oceanogr* 46 :86-94 p.
- FRONTIER, S et LEPRETRE, A. 1998-** Développements récents en théorie des écosystèmes. *Ann. Inst. Océanogr., Paris*, 74 (1) : 43-87.
- GAC J,Y et KANE, A. 1986-** Le fleuve Sénégal : I. Bilan hydrologique et flux continentaux de matières particulaires à l'embouchure. *Sci. Géol., Bull.*, 39 (1): 99-130.
- GALVEZ-CLOUTIER, R., IZE S., ARSENAULT,S. 2002-** La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation, *Vecteur environnement*, vol 35, n°6, p 18-37.
- GENTIEN, P., LUNVEN, M., LEHAITRE, M., DUVENT, J. L. 1995** -*In-situ* depth profiling of particle sizes. *Deep-Sea Res.* 42 (8), 1297-1312.
- GOLD, C. 2002-** Etude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphtiques des cours d'eau. Approches expérimentales in situ et en laboratoire. Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I, 175 pp.
- GOLDSBOROUGH, L.G et ROBINSON,G.G.C. 1996-** Pattern in wetlands. In *Algal ecology, freshwater benthic ecosystems*. Stevenson R.J., M.L. Bothwell et R.L. Lowe. (eds). Academic Press, San Diego. 77-117.
- GOLUBIC, S., LE CAMPION-ALSUMARD.T.,CAMPBELL, S.E.1999-**Diversity of marine cyanobacteria. Dans: *Bulletin de l'Institut océanographique*, Charpy, L., Larkum, A. W. D. (Ed.), Monaco: p. 53-76.
- GOMIS, C., FERANDEZ DE PUELLES, M.L. 1995-** The phytoplankton cycle in the south-west of Majorcan shelf : seasonal distribution. *Rapp Comm int Mer Medit* 34,207pp.
- GRANÉLI, E., CALSON, P., TUTNER, J.T.,TESTER.P., BECHEMIN, DAWSON ., FUNARI, R. 1999-** Effet of N:P:Si ration and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. I. Nutrient, phytoplankton biomass, and polysaccharide production. *Aquat Microb Ecol* 18:37:54.
- GUETARI, L.J. 2002-** Etude du milieu et de la structuration du phytoplancton côtier du complexe baie de Tunis et lac nord de Tunis. D. E. A., Univ. 7 novembre de Carthage, 182 pp.
- GREGOIRE.T., MAURICE, R. 1978-** Manuel de planctonologie méditerranéenne Tome II.
- GROSSEL, H.1990-** Contribution à la réflexion sur le problème de l'eutrophisation des eaux littorales par les nutriments. Commission Littoral. Rapport IFREMER DEL/BL, 12 p.

- GUELORGET, O., FRISONI, G.F., XIMENS, M. C et PERTHUISOT, J.P. 1989-** Expressions biologiques du confinement dans une lagune méditerranéenne: le lac Melah (Algérie). –Revue d’Hydrobiologie Tropicale, 22 (2) : 87-99.
- GUELORGET, O., FRISONI, G.F., XIMENES, M.C., PERTHUISOT, J.P. 1989-** Expressions biologiques du confinement dans une lagune méditerranéenne : lac El Mellah (Algérie) : Rev. Hydro. Trop. 22 (2): 87-99.
- GRANÉLIE, CARLSSON, P., TURNER, J.T., TESTER, P., BECHEMIN, C., DAWSON, R., FUNARIE. 1999.** Effets of N:P:Si ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. I. Nutrients, phytoplankton biomass, and polysaccharide production. *Aquat Microb Ecol* 18:37-54
- GARNIER, J., BILLEN, G et COSTE, M. 1995-** Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- GRIMES, S. 1994-** Contribution à la connaissance des populations de *Cardium glaucum* (Bruguière, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) et *Brachydontes marioni* (Locard, 1889) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) thèse de Doctorat: 221p.
- GIMAZANE, J-P. 1982-** L’exploitation conchylicole du lac Melah, Algérie. –Rapport de mission FAO (MEDRAP), juin 1982, 13 pp.
- HAKANSON, L. 1994-** A model to predict gross sedimentation in small glacial lakes. *Hydrobiologia* 284: 19–42.
- HAVENSE, K.E. 1991-** Fish induced sediment resuspension: effect on the phytoplankton biomass and community structure in shallow hypereutrophic lake. *J. plankton Res.*, 13, 1163-1176
- HORNER, R.R., WELCH, E.B. 1981-** Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38, 449-457
- HORNER, R.R., WELCH, E.B., VEENSTRA, R.B. 1983-** Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity. In R.G. Wetzel (eds). *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, 121-133
- HUSTEDT, F., 1976-** Das Süßwasser-Flora Mitteleuropas. Bacilliarophyta (Diatomeae). Otto Koeltz Science Publishers. Jena
- HÜRLIMANN, J., KELLER, P., ELBER, F., NIEDERBERGER, LOTTER, K.A.F., 1999-** Phosphorrekonstruktion und daraus abgeleitete Sanierungsziele für eutrophe Seen. Am Beispiel des Wilersees (Kanton Zug). *Gas Wasser Abwasser* 79 (6):
- HÜRLIMANN, J. 1993-** Kieselalgen als Bioindikatoren aquatischer Ökosysteme zur Beurteilung von Umweltbelastungen und Umweltveränderungen. Ph.D. diss., Universität Zürich. 118 S.
- IFREMER, 2001-** réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines (REPHY): Bulletin qualité de l’eau : l’eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France.

IFREMER, 2006- Bilan des connaissances générales : la surveillance dans le Bassin d'Arcachon Phytoplancton et phycotoxines ; laboratoire Environnement Ressources côtier d'Arcachon

IFREMER, 1995- réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines (REPHY): Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français de 1984 à 1995.

ITEMAN- I., RIPPKA, R., TANDEAU DE MARSAC, N., HERDMAN, M.1999- Use of molecular tools for the study of genetic relationships of heterocystous cyanobacteria : Bulletin de l'Institut océanographique, Charpy, L., Larkum, A. W. D. (Ed.), Monaco: p. 13-20.

JONES B., 1987- Lake Okeechobee eutrophication research and management. *Aquatics*. 9: 21-26.

JONES, G.J. et ORR P,T. 1994- Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Wat. Res.* 28 (4), 871-876

JULIEN, A. 2001- Modélisation structurée de la croissance du phytoplancton en chemostat. Thèse de l'Université Grenoble 1, 2001

JUSTIC, D., RABALAIS N, N., TURNER, E. 1995- Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 30 (1), 41-46.

KALFF, J. 2002- *Limnology: Inland water ecosystems.* Prentice-Hall, New Jersey: 592 pp

KAO C,Y. 1993- Paralytic shellfish poisoning, *Algal Toxins in sea food and drinking water*", Academic Press, 75-86.

KELETI, G., SYKORA,JL., LIPPY,EC et SHAPIRO,MA .1979- Composition and biological properties of lipopolysaccharides isolated from *Schizothrix calcicola* (Ag.) Gomont (cyanobacteria). *Applied and Environmental Microbiology*, 38 : 471-477.

KENEFICK, S.L., HRUDEY, S.E., PREPAS, E.E., MOTKOSKY,N. et PETERSON, H.G., ODOROUS. 1992- Substances and cyanobacterial toxins in prairie drinking water sources. *Water Sci. Technol.*, 25(2): 147-154

KILHAM, S et KILHAM,P. 1984- The importance of resource supply rate in determining phytoplankton community structure. In *Trophic interactions within aquatic ecosystems.* Am. Assoc. Adv. Sci. Symp. 85: 7-27.

KOMÁREK, J et FOTT, B. 1983- Chlorophyceae, Chlorococcales. -In G. Huber-Pestalozzi (ed). *Das Phytoplankton des Süßwassers, Die Binnengewasser*, 16 (5). E. Schweizerbart'sché Verlagbuchhandlung, Stuttgart: 1044 pp.

KOROLEFF, F.1969- Direct determination of ammonia in natural water as indophenol. blue. *Int. Counc. Explor. Sea Comm. meet. (hydrography comm.)* 9: 4 pp.

KOROLEFF, F. 1976- Determination of ammonia. In: K. Grasshoff, K., Editor, **1** *Methods of sea water analysis*, Verlag Chemie, RFA p.126-133.

KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT.H., 1997- Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer

, D., (eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (2), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2e éd., 611 p.

KUMAGAI, M., ISHIKAWA, K et CHUNMENG, J. 2002- Dynamics and biogeochemical significance of the physical environment in Lake Biwa. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 7: 345-348.

LABROUE, L., CABPLANCQ, J et DAUTA, A. 1995- Cycle des nitrates : l'azote et le phosphore. In : *Limnologie générale*. Pourriot Ret Meybec M(ED), Masson, Paris, 727-764.

LABBARDI, H., ETTAHIRI, O., LAZAR S., MASSIK, Z., EL ANTRI. (2004) -Etude de la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques caracté d'une lagune côtières et ses zonations écologiques : cas de Moulay Bouselham, Maroc. *C.R. Géosciences*, 1, 10 pp. sous presse.

LANGE-BERTALOT, H., 1978- Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 51: 393-427.

LANGE-BERTALOT, H. 1979a- Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia, Beiheft* 64: 285-304.

LANGE-BERTALOT, H. 1979b- Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 56: 184-219.

LANCELOT, C., BILLEN, G., SOURNIA, A., WEISSE, T., COLIJN, F., VELDHUIS, M. J. W., DAVIES, A., WASSMAN, P., 1987- Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio* 16 (1), 38-46.

LANCELOT, C., ROUSSEAU, V. 1994- Ecology of Phaeocystis : the key role of colony forms. *The Haptophyte Algae*. Green J.C. & B.S.C. Leadbeater eds., Clarendon Press, Oxford. The Systematics Association, Special volume N°. 51, 229-245.

LASSUS, P., PRONIEWSKI, F., MAGGI, P., TRUQUET P., BARDOUIL, M. 1993- Wind-induced toxic blooms of *Dinophysis cf. acuminata* in the Antifer area (France). In *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Smayda T. J. and Shimizu Y., Eds. Elsevier Science Publishers B. V., pp. 519-523

LEDOUX, M et FREMY, J.M. 1992 -Phytoplankton, phycotoxines et intoxications alimentaires. *Rec. Med. Vét.* 1992, 170 (2/3), 129-139

LEE, R.E. 1999- Phycology. Cambridge University Press, 614p.

LE FÈVRE, J. 1986- Aspects of the biology of frontal systems. *Adv. Mar. Biol.* 23, 163-299.

LEMOALLE, J. 1973- Azote et phosphore dans les eaux de pluie à Fort Lamy (1970). *Cahiers ORSTOM série Hydrobiologie*. 7: 95-116.

LESEL, R. 1980- Destrut et decomposition dans les écosystèmes aquatiques. In R. Billard, la pisciculture en Etang, INRA, Publ. Paris, 31-36.

LEVASSEUR, M.E., THERRIT, J.C., LEGENDRE, L., 1984 -Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors *Mar Ecol Prog Ser* 19:211-222.

- Lô, H. M., 1984-** Le bassin de la Gambie en amont de Gouloumbou ; contribution à l'hydrologie et à la dynamique fluviales en domaine tropical humide africaine (République de Guinée et du Sénégal). Thèse de 3^{ème} Cycle, Univ. Nancy II, 396 p.
- LONG, B.M., JONES, G.J et ORR, P.T. 2001-** Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate. *Appl. Microbiol. Microbiol.*, 67 : 278-283
- LOTTER, A.F.1998-** The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. *The Holocene*, 8: 395-405.
- LOTTER, A.F., BIRKS, H. J. B., HOFMANN,W et MARCHETTO, A., 1998-**Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *Journal of Paleolimnology*, 19: 443-463.
- LORENZEN, C.J. 1967-** Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol.oceanogr.*12.343-346.
- LUC BRIENT., CHANTAL, V., GEORGE.S. 2001-**Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons.
- MAESTRINI, S. Y. 1998-** Bloom dynamics and ecophysiology of *Dinophysis* spp. NATO ASI Series, Vol. G 41. *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. Eds D. M. Anderson, A. D.Cembella, and G. M. Hallegraeff, pp. 243-265
- MAINSTONE ,G., GLSON,J et PRR,W. 1993-** Phosphate in fresh water, Standards for nature conservation. *English Nature Research Reports* 73,91p 1993.
- MARGALEF, R., 1958-** Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: *Perspectives in marine biology*, (Buzzati-Traverso A.A., ed.) University California Press, Berkeley, 323-349.
- MARTIN, B.V. 2004-** floraisons de cyanobactéries au lac saint-augustin : dynamique à court terme et stratification, Thèse,Univ Laval p 45
- MASCARENHAS,V., ALTIVO P., FRANCA S., SOUSA ,I., GAGO-MARTINEZ A., RODRIGUEZ-VASQUEZ J,A.,1995-** The dinoflagellate *Alexandrium lusitanicum* isolated from the coast of Portugal : observations on toxicity and ultrastructure during growth phases. In *Harmful Marine Algal Blooms*. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, *Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd*, pp. 71-76.
- MCQUEEN, D. J., LEAN, D. R. S. 1987-** Influence of water temperature and nitrogen to phosphorous ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 44 : 598-604.
- MESSERER,Y. 1999-** Etude morpho-métrique et hydrographique du complexe lacustre d'El-Kala ; cas du lac Oubeira et du lac Mellah. Mémoire de magister, Uni- Annaba.123 p.
- MICHEL, R.,1987-** Atlas du phytoplankton marin "DIATOMOPHYCEES Volume II" . Muséum National d'Histoire Naturelle.

MIKHEYSKAYA, LV., OVODOVA.RG et YU, S. 1977- Isolation and characterization of lipopolysaccharides from cell walls of blue-green algae of the genus *Phormidium*. *Journal of Bacteriology*, 130 : 1-3.

MILLET, B. 1989- Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). *Oceanol. Acta* 12:37-46.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DE L'ENVIRONNEMENT DES PARCS. 2005, QUÉBEC

M.N.R.H., 2004- Ministère de la pêche et des ressources halieutiques Projet : connaissance des biomasses des lacs de la willaya d'El Terf et établissement des règles de gestion. Rapport D'expertise N°1 ; Fonctionnement des lacs, pp :172

MILLER C, B. 2004 - *Biological oceanography*. Blackwell Publishing, Malden MA. 402 pp.

MONTAGNES, D.G.S., FRANKLIN, D.J. 2001- Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content : Reconsidering some paradiagrams. *Limnol Oceanogr* 46:2008-2018.

MOULIN, F., VERNOUX .J.P., FREMY. J.M., LEDOUX .M. 1992- Toxines de Dinoflagellés responsables d'intoxications alimentaires par les produits de la mer. *Microb. Hyg. All.* –Vol 4, n° 11.

MUR, L.R., SKULBERG , O.M et UTKILEN, H. 1999- Cyanobacteria in the environment. In *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Chorus I. & Bartram J. Eds. London and New York, E. & F.N. p. 15-40.

MURPHY, J et RILEY, J.P. 1962- A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acte* 27.31-36.

NAKANO, S. 2001- Cyanobacterial blooms in a shallow lake: A large scale enclosure assay to test the importance of diurnal stratification. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 491-509.

NAUMANN, E. 1919- Nagra synpunkter angående limnoplanktons ekologi med särskild hänsyn till fytoplankton. *Svensk Botanisk Tidskrift* (English transl. by the Freshwater Biological association, no.49) 13: 129-163.

NIEDERHAUSER, P.1993- Diatomeen als Bioindikatoren zur Beurteilung der Belastung elektrolytarmer Hochgebirgsseen durch Säuren und Nährstoffe. *Dissertation Universität Zürich*, 110 S.

NEJI ALOUI , J. HUSSENOT et EL ABEDI, A. 2003- amélioration de la production d'artémia dans les salines tunisiennes par fertilisation minérale: détermination de la dose optimale d'emploi.

NORTON, T., MELKONIAN, M et ANDERSEN, R. 1996- Algal biodiversity. *Phycologia* 35: 308-326.

OSPAR, 1997- Quantitative and Qualitative assessment parameters for the Comprehensive procedure N° 97/15/1.

- PAERL, H. W., 1999-** Physical-chemical constraints on cyanobacterial growth in the Oceans. Dans: Bulletin de l'Institut océanographique, Charpy, L., Larkum, A. W. D. (Ed.), Monaco: p 319-349.
- PAERL, H.W. et MILLIE.D.E. 1996-** Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia* 35(6 supp): 160-167.
- PARTENSKY,F., HESS,W. R., VAULOT, D. 1999-** Prochlorococcus, a marine photosynthetic prokaryote of global significance. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 63(1): 106- 126.
- PEPERZAK, L., SNOEIJER, G. J., DIJKEMA, R., GIESKES, W. W. C., JOORDENS J., PEETERS, J. C. H., SCHOL, C., VRIELING, E. G., ZEVENBOOM, W. 1996-** Development of a *Dinophysis acuminata* bloom in the river Rhine plume (North Sea). In Harmful and Toxic Algal Blooms, Yasumoto T., Oshima Y. and Fukuyo Y., Eds, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 273-276.
- PEPERZAK, L., LAWRENCE,J. P., HAGEL, P. 1995-** *Mitylus edulis* as a biomonitor for the potentially toxic dinoflagellates *Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp. and *Gyrodinium aureolum* in the central North Sea. In Harmful Marine Algal Blooms. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd, pp. 809-814.
- PLANTE-CUNY, M.R., PLANTEA, R., MAZOUNIB, N., FONTAINEA, M.F., SOUCHUB, PH., DESLOUS-GRENZA, CH. 1998-** Oxygen fluxes involving the benthic micro- and Oxygen fluxes involving the benthic micro- and macrophytic components in the Thau Lagoon under pre-anoxic conditions. *Oceanologica Acta*, 21 (6), p. 819-829.
- PAERL.H.W., 1988-** Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnologie et Océanographie*. 33: 823-847.
- PINGREE, R. D., PUGH P, R., HOLLIGAN, P. M., FORSTER, G. R. 1975-** Summer phytoplankton blooms and red tides along tidal fronts in the approaches to the English Channel. *Nature* 258, 672- 677
- PITOIS, S., JACKSON, M et WOOD, B. 2001-** Sources of the eutrophication problems associated with toxic algae: An overview. *Journal of Environmental Health* 64: 25- 32.
- PRESCOTT. H et KLEIN., 1995-** *Microbiology De Boeck-Wesmael*, 1014p.
- PRICED.KISER, W., HANGSEN.H. K. 1991-** California's paralytic shellfish poisoning prevention program. *Journal of Shellfish Research*. 10, 119-145.
- RADACH, G., BERG J., HAGMEIER, E. 1990-** Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research* 10, 305-328.
- RAPALA, J et SIVONEN, K. 1998-** Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Micro. Ecol.*, 36 : 181-192.
- RAVEN, J. A. 1986-** Physiological consequences of extremely small size for autotrophic organisms in the sea. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 214: 1-70.

- REFES, W. 1994-** Contribution à la population de *Ruditapes decussatus* du lac Mellah .Ecologie ,reproduction, dynamique de la population et exploitation. Mémoire de Magistère. Institut des sciences de la mer et aménagement du littoral.Univ Annaba
- REYNOLDS, C.S. 1998-** What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status. *Hydrobiologia*. 369/370: 11-26.
- REYNOLD, C. S.1993-** Scales of Disturbance and Their Role in Plankton Ecology. *Hydrobiologia* 249: 57-171.
- REYNOLDS, C.S., WISEMAN S.W., GODFREY B.M et BUTTERWICK.C. 1983-** Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *J. Plankton Res.* 5:203-234.
- REYNOLDS, C.S. 1979-** The limnology of the eutrophic Meres of the Shropshire-Cheshire Plain : a review. *Field Studies*. 5: 93-173. In : *The ecology of freshwater phytoplankton*. Reynolds C.S. (ed). Cambridge studies in ecology. London New York New Rocelle. 384 p.
- RIEGMAN, R. 1998-** Species composition of harmful algal blooms in relation to macronutrient dynamics. *In Physiological ecology of harmful algal blooms*. Anderson D. M., Cembella A. D. and Hallegraeff G. M. eds. NATO ASI Series, vol G41, pp. 475-488.
- ROBARTS, R.D. et ZOHARY, T. 1987-** Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming Cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 391-399.
- SAMSON , F.L., GAUMER, G. 1979-** Données préliminaires sur l'hydrologie et le phytoplankton du lac El Mellah. Etude préliminaire de lac El Mellah (El Kalla).Doc.int.C.R.O.P. , (Alger) : pp 36-42
- SAMSON-KECHACHA, F-L et TOUAHRIA, T. 1992-** Populations phytoplantoniques et successions écologiques dans une lagune saumâtre : le lac Mellah (Algérie). –Rapport de la Commission Internationale de la Méditerranée, CIESM, 33 : 103.
- SCHMEDTJE, U., BAUERA., GUTOWSKIA., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER.A., MOLLENHAUER.D., SCHNEIDER.S. et TREMP.H. 1998-** Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fliessgewässern. BayerischeS Landesamt für Wasserwirtschaft, München. Informationsberichte Heft 4/99, 516 Seiten.
- SCHANTZ, E.J., GHAZAROSSIAN, V.E., SCHNOES, H. K ., STRONG, F.M., SPRINGER, J.P., PEZZANITE. J.O. et CLARDY.J. 1975-** "The structure of saxitoxine", *Journal of the American Chemical Society*, 97, 1238-1239
- SHAPIRO, J. 1990-** Current.s beliefs regarding dominante by blue-greens : the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. inf. Serein. fheor. angew. Limnol.*, 24 (1) : 38-54.
- SHAPIRO, J. 1997.** The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology* 37: 307-323.
- SCHOPF, J. W. 1993-** Microfossils of the Early Archean apex chert : New evidence of the antiquity of life. *Science* 260: 640-646.

- SELLNER, K.G., 1997-** Physiology, ecology, and toxic properties of marine cyanobacteria blooms. *Limnol. Oceanogr.* 42, 1089-1104
- SEMROUD, R. 1983-** Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranés la lac Mellah (El Kala, Algérie). Thèse de troisième sicle USTHB. Alger 137 page
- SEYNI, S. 2006 -** Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle de Biologie Végétale. Univ Cheik Anta Diop
- SCHEFFER, M., RINALDI .S., GRAGNANI, A., MUR, L. R. et VAN NES, E. H. 1997-** On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology* 78: 272-282.
- SCHOLLHORN, E., GRANÉLIT, E. 1993-** Is the increase of flagellates in costal waters caused by changes in ration of N,P and Si? In Smayada, T.J., Shimizu, Y, (eds) Toxic phytoplankton blooms in the Sea Developments, in Marie Biology Amsterdam, p811-817.
- SIVONEN, K et JONES, G.1999-** Cyanobacterial toxins. In Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. Chorus I. & Bartram J. (eds). London & New-York, Spon, E. et F.N. p. 41-111.
- SIVONEN, K., NIEMELÄ, S.I., NIEMI, R.M., LEPISTÖ.L., LUOMA, T.H et RÄSÄNEN.L.A. 1990-** Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia* 190 : 267-275.
- SCHLUMBERGER, O. 2002-** Mémento de pisciculture d'étang. 4^{ème} édition CEMAGREF, 237p
- SKULBERG, O.M., CARMICHAEL, W.W., CODD, G.A et SKULBERG.R. 1993-** « Taxonomy of Toxic Cyanophyceae (Cyanobacteria) » the Algal Toxins in Seafood and Drinking Water. Londres, Ed. Falconer, Ian R., Academic Press, 145-163.
- SKULBERG, O. M., CODD, G. A et CARMICHAEL, W. W. 1984-** Toxic blue-green algal blooms in Europe: A growing problem. *Ambio* 13: 244-247.
- SMAYDA, T. J. 1990-** Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for global epidemic. In Toxic marine phytoplankton, Graneli E., Sundstrom B., Edler R. and Anderson D. M., Eds. Elsevier, New York., pp. 29-40.
- SMITH G, D et DOAN, N.T. 1999-** Cyanobacterial metabolites with bioactivity against photosynthesis in cyanobacteria, algae and higher plants. *J. App. Phycol.* 11 (4), 337-344.
- SMITH J, C. 1993-** "Toxicity and Pseudo-nitzschia pungens in Prince Edward Island, 1987-1992", *Harmful Algae News*, 6, 1-8.
- SMITH, V. H. 1986-** Predicting the proportion of bluegreen algae in Lake Phytoplankton. *Can. J. Fish. Aqzzatic Si.*, 43 : 148-153.
- SMIT, V. H.1983-** Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science (Washington)* 221: 669-671.
- SOLIC, M., KRSTULOVIC, N., MARASOVIC, I., BARANOVIC, A., PUCHER-PETKOVIC, T., VUCETIC, T. 1997-** Analysis of time series of planktonic communities in

the Adriatic Sea : distinguishing between natural and man-induced changes. *Oceanologica Acta* 20 (1), 131-143.

SOLORZANO, L.1969- Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14(5). 799-801.

SOMMER, U., GLIWITCZ, M., LAMPERT, W. et DUNCAN, A.1986- The PEG-model of succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433- 471.

SOURNIA, A. 1995- Red tide and toxic marine phytoplankton of the world ocean : an inquiry into biodiversity. *Harmful Marine Algal Blooms (Proliférations d'algues marines nuisibles)*. Lassus, Arzul, Erard-Le Denn, Gentien and Marcaillou-Le Baut Eds. Lavoisier, 103-112.

SOURNIA, A., ERARD-LE DENN, E., GRZEBYK, D., LASSUS, P., PARTENSKY, F. 1990- Plancton nuisible sur les côtes de France. *Pour la Science* 153, 60-67.

STUM, W et MORGAN, J.J. 1991- *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters* 2^{ème} Ed., J.Wileyand sons; 790p

TALLING, J. F. 1976- The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *Journal of Ecology* 64: 79-121

TANG, E. P. Y., TREMBLAY, R et VINCENT, W. F. 1997- Cyanobacterial dominance of polar freshwater ecosystems: Are high-latitude mat-formers adapted to low temperature? *Journal of Phycology* 33: 171-181.

TEN-HAGE, L., DELAUNAY, N. 2000- "Okadaic acid production from the marine benthic dinoflagellate *Prorocentrum arenarium* Faust (Dinophyceae) isolated from Europe Island coral reef ecosystem (SW Indian Ocean)", *Toxicon*, 38, 8, 1034-54.

TARUTANI, K., NAGASAKI, K et YAMAGUCHI, M. 2000- Viral impacts on total abundance and clonal composition of the harmful bloom-forming phytoplankton *Heterosigma akashiwo*. *Appl. Environ. Microbiol.* 66 (11), 4916-4920.

THOMAS, J. P., BOUGAZELLI, Net ATTENDER, M.1973- Projet de parc national marin, lacustre et terrestre d'El-Kala, Annaba, Algérie : 64p.

THOMAS, S., 2000- Les différents producteurs primaires d'un petit barrage tropical africain: dynamiques et interactions (Brobo, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat, Université Paris 6. 246 p.

TREGUER, P.Y. 1998- Les intoxications alimentaires humaines causées par les algues phytoplanctoniques toxiques, *Médecine Nutritionnelle*, 145-192.

TRINTIGNAC, A et KERLEO, V. 2004- Impacts des étangs à gestion piscicole sur l'environnement. Etude de synthèse bibliographique, Syndicat Mixte pour le Développement de l'Aquaculture et de la Pêche en Pays de la Loire, 59 p

UTERMÖHL, H. 1958 - Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Method. *Int.Ver. theor. angew. Limnol.*, 9 : 1-39.

VALDEYRON, A. 1993- L'apport des amendements des calciques. *Aqua revue*, 50 ; 12-17p

- VAN EGMOND, H.P., SPEYERS.G.J.A., VAN DEN TOP.H.J. 1991-** Current situation on worldwide revelations for marine phycotoxins. *Journal of National Toxins* vol. 1, 1992.
- VINCKE, M. 1982-** Population dynamics and secondary production of benthos. in : *Marine Benthic dynamics* tenore K-R. and Coull B-C (Eds)., University of South Carolina press, Belle W. Baruch libr. Mar. Sci., II: 1-24.
- VINCENT, W. F, 1989-** Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* 32: 239-254.
- VOLLENWEIDER, R. A., RINALDI, A., MONTANARI, G. 1992-** Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system : results of ten year monitoring along the Emilia romagna coast (Northwest Adriatic Sea). *In Marine Coastal Eutrophication*, Vollenweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 63-106.
- WATERBURY, J.B et VALOIS F, W.1993-** Resistance to co-occurring phages enables marine *Synechococcus* communities to coexist with cyanophages abundant in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.* 59 (10), 3393-3399.
- WASSMANN, P.1994-** Significance of sedimentation for the termination of *Phaeocystis* blooms. *J. Mar. Syst.* 5 (1), 81-100.
- WEISSE, T. TANDE K., VERITY, P., HANSEN, F., GIESKES, W. 1994-** The trophic significance of *Phaeocystis* blooms. *J. Mar. Syst.* 5 (1), 67-79.
- WECKESSER, J., KATZ,A., DREWS,G., MAYER,H et FROMME,I. 1974-** Lipopolysaccharides containing L-acofriose in the filamentous blue-green algae *Anabaena variabilis*. *Journal of Bacteriology*, 120 : 672-678.
- WEISE,G., DREWS,G., JANN,B et JANN, K. 1970-** Identification and analysis of a lipopolysaccharide in cell walls of the blue-green algae *Anacystis nidulans*. i, 71 : 89-98.
- WETZEL, R. G et LIKENS,G. E. 2000-** *Limnological Analyses* 3rd edition Springer-Verlag. 429 pp.
- WHITTON, B.A., ROTT, E et FRIEDRICH, G. 1991-** Use of algae for monitoring rivers. *Institut für Botanik, Universität Innsbruck*, 129-137
- WHO, 1998-** Guidelines for safe recreational water environments : coastal and freshwaters. World Health Organization (document pour consultation publique), 283p.
- WILLÉN, T et MATTSSON,R. 1997-** Water-blooming and toxin-producing cyanobacteria in Swedish fresh and brackish waters, 1981-1995. *Hydrobiologia* 353: 181-192.
- Wright, J.L.C et Cembella, A.D. 1998-** "Ecophysiology and Biosynthesis of polyether marine biotoxins", *Nato ASI Series, G, 41*, 427-451.
- YASUMOTO,T., OSHIMA.Y., SUGAWARA,W., FUKUYO,Y., OGURI.H., IGARASHI,T et FUJITA, N. 1980-** "Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of diarrhoeic shellfish poisoning", *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 46, 1405-1411.

ZARRAD, R., EL ABED, A., ROMDHANE, M. S et MISSAOUI, H. 2002- Les oeufs et les larves de l'anchois et des sardinelles dans le golfe de Tunis : Abondance et cartographie. Actes des 13ème Journées Biologiques de l'ATSB, 20 au 23 Mars 2002

ZEVENBOOM, W., MURL, R.1982- N₂-fixing cyanobacteria : why they do not become dominant in Dutch hypertrophie lakes. Hydrobiol. Bull., 16 (2-3): 289-290.

Sites web:

www.scielo.cl/fbpe/img/gbot/v58n2/img01-02.gif

www.linternaute.com/

www.nodc.noaa.gov/

www.hydrodictyon.eeb.uconn.edu

www.savetheplankton.org

www.forum.mikroskopia.com

www.glf.dfo-mpo.gc.ca

www.thallobionta.szm.sk

Annexes

1- Le phytoplancton

Le phytoplancton est composé de plantes unicellulaires, microscopiques et libres, vivant dans les écosystèmes dulcicoles et marins. Par rapport à beaucoup d'autres organismes, il se répartit de façon plus ou moins homogène dans la colonne d'eau.

La plupart d'entre elles sont favorables aux animaux marins parce qu'elles constituent le premier maillon de la chaîne alimentaire (Ifremer, 2006) en convertissant la matière inorganique des nutriments en matière organique grâce à l'énergie lumineuse (Miller, 2004). Ce processus, la photosynthèse, est possible par la présence de Chlorophylle *a* dans les cellules phytoplanctoniques, seuls organismes à en contenir en milieu pélagique (Christophe, 2006). Ils optimisent leurs conditions de vie dans la zone photique en recourant à plusieurs mécanismes : contrôle de flottabilité à l'aide de vacuoles gazeuses, migration grâce à un flagelle, augmentation de la surface par rapport au volume comme moyen de résistance et divers autres processus métaboliques. Toutefois, certains phytoplanctons (les dinoflagellés et les cyanobactéries, par exemple) pourront être hétérotrophiques pendant de courtes périodes et utiliser des substances organiques dissoutes, ou encore phagotrophiques et absorber des particules de matière organique.

Le phytoplancton est également "responsable" de la production d'une bonne partie de l'oxygène atmosphérique, et constitue une véritable pompe à dioxyde de carbone. En effet, lors de son activité photosynthétique, le phytoplancton emmagasine du dioxyde de carbone (Arino, 2001)

De manière générale, il est relativement facile de classer les algues en cinq groupes caractéristiques appartenant à deux règnes différents sont à distinguer (Jacquet, 2003)

■ Des microalgues Eucaryotes

- les Diatomées,
- les Péridiniens ou Dinophycées,
- les les Silicoflagellés ou Chrysophycées
- les chlorophécées
- les Euglenophycées

■ Des Eubactéries ou vraies bactéries (Procaryotes) **Les Cyanobactéries**

1.1- Les cyanobactéries

Les cyanobactéries, sont des microorganismes unicellulaires naturellement présents en petit nombre dans les milieux aquatiques situés partout sur le globe. font partie des organismes les plus anciens connus sur Terre, des traces fossiles ayant été trouvées dans des sédiments de l'ère Précambrienne et datées de plus de $2,7 \times 10^9$ ans (Raven, 1970 ; Schopf, 1993).

Cette omniprésence résulterait notamment de la capacité de plusieurs espèces à fixer l'azote atmosphérique (Falconer, 1999) classées comme des algues (organismes eucaryotes), des études plus poussées de leur ultrastructure ont permis de les intégrer dans le grand groupe des organismes procaryotes, compte tenu de leur similitude avec les bactéries Gram négatif., ces organismes pouvant être indifféremment appelés cyanobactéries ou algues bleues (Duy et *al.*, 2000).

elles sont présentes dans tous les environnements, depuis les glaces polaires jusqu'aux régions désertiques et même dans les eaux chaudes des geysers (Lee, 1999; Prescott et *al.*, 1995) et colonisent également les milieux pollués aérobies ou anaérobies (Paerl, 1999).

La capacité d'envahissement des milieux aquatiques par les cyanobactéries est telle qu'elles entraînent parfois la quasi-disparition des autres micro-algues. Ceci est dû à une capacité d'adaptation, et donc de compétition par rapport aux autres espèces phytoplanctoniques, que leur confèrent certaines caractéristiques morphologiques et physiologiques. Parmi celles-ci, citons les vacuoles gazeuses, sorte de flotteurs intracellulaires, qui leur permettent de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau et de se situer là où les conditions de lumière ou de nutriments sont les plus favorables (Luc Brient et *al.*, 2001).

La résistance des cyanobactéries aux rayons ultraviolets et la présence dans les cellules de différents pigments photosynthétiques utilisant des longueurs d'onde peu utilisées par les autres espèces de phytoplancton (Mur et *al.*, 1999 ; Paerl et Millie, 1996) constituent d'autres avantages favorisant la compétitivité des cyanobactéries dans les milieux aquatiques. De plus, certaines espèces de cyanobactéries sont dotées d'une bonne capacité de résistance aux infections virales par les cyanophages. (Waterbury et Valois 1993) ont montré que les populations de cyanobactéries étaient dominées par des cellules résistantes aux phages capables de les infecter alors que les populations de microalgues sont très sensibles aux infections virales (Tarutani et *al.*, 2000)

En Europe, la sensibilisation des scientifiques à l'ampleur du problème s'est amorcée au début des années 80 (Skulberg *et al.*, 1984). À ce jour, plus d'une vingtaine de genres de cyanobactéries comportant une ou il semble que la production de ces composés par les cyanobactéries puisse contribuer à augmenter leur avantage compétitif dans l'atteinte de la dominance d'un milieu aquatique (Codd, 1995). Plusieurs espèces susceptibles de produire des cyanotoxines ont été identifiées (Skulberg *et al.*, 1993). La capacité à synthétiser des toxines pourrait conférer un avantage sélectif aux cyanobactéries par rapport aux autres microorganismes autotrophes sur le zooplancton. D'autres métabolites secondaires peuvent aussi inhiber la croissance des microalgues (Smith et Doan, 1999) et l'activité de certains consommateurs (Sellner, 1997).

La quantité de cyanotoxines synthétisée dans le milieu intracellulaire serait directement liée au taux de croissance des cyanobactéries. Un rapport avec le processus de la photosynthèse a ainsi été établi, (Long *et al.*, 2001)

Les toxines de cyanobactéries ou cyanotoxines recouvrent une grande variété de structures chimiques et de mécanismes de toxicité (Sivonen et Jones, 1999) en phase de croissance, les toxines sont essentiellement intracellulaires, moins de 10 à 20 % de la teneur totale en toxine est extracellulaire (Jones et Orr, 1994). Cependant dans certains cas, une proportion importante de la toxine peut être libérée dans le milieu par les cellules en croissance (Chiswell *et al.*, 1999) ou La libération des toxines, qui sont alors dissoutes dans l'eau, apparaît la plupart du temps lors de la sénescence des cellules ou lors de leur lyse par des algicides.

Dans certaines conditions cependant, les cyanobactéries, dont on connaît environ, 120 genres et plus de 1000 espèces (Iteman *et al.*, 1999) qui présentent une très large valence écologique (Partensky *et al.*, 1999). Planctoniques ou benthiques (Golubic *et al.*, 1999) peuvent proliférer jusqu'à dominer le milieu aquatique et former des fleurs d'eau

On connaît mal les facteurs qui entraînent la production de toxines par les cyanobactéries. Des études démontrent que certains des facteurs environnementaux tel que la température, la lumière, les concentrations d'azote, la disponibilité du carbone (sous forme de bicarbonate, de carbonate et de dioxyde de carbone), les concentrations de phosphate et le pH, pourraient être importants. Vu que, les différences d'ordre génétique et les processus métaboliques peuvent aussi jouer un rôle important dans la production de ces métabolites secondaires. Des articles ont montré que la capacité à produire des toxines peut varier dans le temps et dans l'espace à un endroit donné (Ressom *et al.*, 1992)

Les toxines cyanobactériennes tendent à être associées aux cellules cyanobactériennes et peuvent être liées à la membrane ou être présentes à l'état libre à l'intérieur des cellules. Des études réalisées en laboratoire révèlent que les toxines sont libérées principalement lorsque les cellules vieillissent, meurent et libèrent passivement leur contenu. De jeunes cellules en croissance peuvent parfois libérer activement des toxines (Carmichael, 1992). Les concentrations de toxines ne coïncident pas nécessairement avec le volume maximal de la biomasse d'algues. La concentration de toxines par unité de biomasse cyanobactérienne peut varier considérablement dans le temps, indépendamment des fluctuations de la population d'algues bleues.

1.1.1- Fleur d'eau de Cyanobactéries

Les fleurs d'eau sont généralement vertes ou turquoise. Elles ressemblent souvent à

- une « soupe » de particules comme des pois, du brocoli ou des filaments. Ces derniers peuvent rappeler des morceaux de gazon qui seraient extrêmement minces et courts. Les particules peuvent être à peine perceptibles de près. Si des particules sont collées les unes sur les autres, leur agglomération peut mesurer d'une fraction de millimètre à quelques millimètres;
- un déversement de peinture en surface ou bien à de l'écume qui s'est accumulée dans des zones plus fermées;

Une fleur d'eau de cyanobactéries peut présenter des risques pour la santé des gens et des animaux. Les cyanotoxines ne sont pas visibles et certaines peuvent persister pendant des semaines dans le milieu, même après la disparition de la fleur d'eau (Blais, 2006).

Le "grazing" ou broutage par le zooplancton est un autre paramètre qui joue un rôle dans la formation et le maintien des blooms. Le broutage sélectif par le zooplancton peut stimuler la dominance de certaines espèces de cyanobactéries ou même de certaines souches toxiques en éliminant les autres espèces phytoplanctoniques (Luc Brient et *al.*, 2001).

1.2- Les Diatomées

La classe des diatomées, appelées aussi Bacillariophyceae, fait partie de l'embranchement des Heterokontophyta d'après Van den (1993). Une cellule de diatomée est

construite comme une boîte avec un fond (hypothèque) et couvercle (épithèque). L'un des caractères distinctifs essentiels des diatomées est le frustule contenant de l'acide silicique (dioxyde de silicium).

Les diatomées sont des algues unicellulaires, non flagellées dont les espèces vivent libres, forment des colonies ou sont fixées à un substrat par une substance gélatineuse.

Les diatomées représentent 40% de la production primaire de carbone des écosystèmes marins et sont la principale source de silice biogénique à l'échelle de la planète. Elles sont également abondantes en eau douce. Forment la plus vaste des cinq classes de chromophytes unicellulaires forment la majeure partie du plancton dans les mers froides et constituent donc la source principale de nourriture pour les poissons et les autres animaux marins de ces régions. On peut en trouver plusieurs millions par litre d'eau de mer. La classe des diatomées comprend de très nombreuses espèces. Leur nombre exact est cependant inconnu. A l'échelle mondiale, leur nombre dépasse de loin les 10'000 espèces (Norton et *al.*, 1996). Des estimations supposent un nombre d'espèces supérieur d'un facteur 10 à 1'000. En Allemagne, on a recensé jusqu'à maintenant 1'437 taxons d'après les indications de Schmedtje (1998) ; on estime cependant qu'il existe plus de 3'000 taxons.

Cette propriété de la persistance des valves est utilisée aujourd'hui pour reconstruire par exemple l'histoire trophique d'un lac ; les valves de diatomées déposées par ordre chronologique dans les sédiments lacustres sont déterminées, comptées et valorisées au moyen de fonctions de transfert du phosphore (Lotter et *al.*, 1998, Lotter 1998, Hürlimann et *al.*, 1999). Selon le même principe, on peut aussi en déduire si des eaux ont subi une acidification au cours du temps (Niederhauser, 1993). Tant dans la recherche que dans la pratique, les diatomées sont utilisées depuis le début du siècle pour apprécier la qualité des eaux (Lange-Bertalot 1978, 1979a, 1979b, Whitton et *al.*, 1991, Hürlimann 1993).

ce groupe classé en deux ordres :

- Les centrales ou biddulphiales qui présentent presque toutes une symétrie radiaire (étoilée). Cet ordre comprend essentiellement des espèces marines à nombreux plastes et grandes vacuoles.
- Les pennales ou bacillariales regroupent les autres diatomées majoritairement des formes à symétrie bilatérale (pennée), mais aussi des formes à symétrie treillisoidé et à symétrie gonoïde, et possèdent une fente dans la paroi de la valve, le raphé, qui leur permet de se déplacer en glissant (Krammer et Lange-Bertalot, 1997).
- **1.2.1-Fleurs d'eau des Diatomées**

Une fleur d'eau de diatomées ressemble à une suspension de particules brunâtres qui donne aux eaux une apparence turbide. Les particules sont dispersées dans la colonne d'eau. Une fleur d'eau de diatomées peut être observée dans un étang, un lac, une rivière à faible courant ou en aval de ces milieux. Les diatomées sont susceptibles de proliférer assez pour former une fleur d'eau surtout au printemps, de même qu'à l'automne après le brassage des eaux dans des lacs assez profonds. Les fleurs d'eau de diatomées ne présentent aucun risque pour la santé humaine. Toutefois, certaines fleurs d'eau mixtes incluant des diatomées peuvent contenir une densité de cyanobactéries suffisamment importante pour affecter certains usages. En quantité importante, les diatomées peuvent dégager une odeur de « poisson » (Blais, 2006).

1.3)-Les Dinoflagellés

Les dinoflagellés, ou péridiniens, sont des organismes principalement diversifiés dans les zones de plateau continental, mais ils sont également présents en plein océan et en eau douce et se trouvent partout, en zone tropicale, ils peuvent représenter 50% de la biomasse phytoplanctonique. Certaines espèces sont parasites, tandis que d'autres, vivent en symbiose dans les tissus mous d'invertébrés tels que les coraux et confèrent à ces animaux leurs couleurs vives.

Leur structure se caractérise par une thèque cellulosique, formée de deux valves séparées transversalement par un cingulum (sillon) dans lequel est inséré un flagelle dont les battements entraînent la cellule dans un mouvement rotatif spécifique. Leur morphologie est typique, ils sont unicellulaires et biflagellés. La cellule est nue ou enfermée entre deux valves cellulosiques ou recouverte de plaques ornementées. De très nombreuses espèces composent ce groupe constituant une espèce avec 130 genres et environ 1300 espèces. Certaines d'entre elles peuvent être chlorophylliennes ou contenir des caroténoïdes, d'autres encore sont à l'origine d'organismes appelés zooxanthelles, (responsables de marées rouges dans les milieux marins, dulçaquicoles, saumâtres).

Le microscopiste allemand Ehrenberg a été le premier à reconnaître l'identité des dinoflagellés fossiles, dans des coupes minces de silex crétacé. La nature organique de la paroi de ces fossiles a été établie dès le milieu du XIXe siècle, il s'agit de kystes dormants à paroi organique préservable - a été découverte il y a à peine 35 ans (Evitt, 1961).

Les relations entre le développement biologique des algues nuisibles et les facteurs physiques du milieu sont souvent citées ; c'est ainsi que les efflorescences de dinoflagellés (*Gymnodinium*, *Alexandrium*, *Dinophysis*) dans certaines régions sont mises en relation avec la diminution ou la suppression temporaire (liées au régime des vents) d'upwellings côtiers, ce qui provoque la pénétration, puis le développement, d'algues toxiques dans ces sites (Price *et al.*, 1991, Fraga, 1995 ; Mascarenhas *et al.*, 1995 ; Estrada, 1995).

2-Proliférations ou « Bloom » phytoplanctonique

Selon (Sournia *et al.*, 1990), le phytoplancton marin se compose de plus de 6 000 espèces d'algues unicellulaires. Parmi elles, près de 600 espèces sont connues pour provoquer occasionnellement, par leur pullulation, une modification de la couleur de l'eau ; d'autre part, une quarantaine d'espèces provoquent des nuisances diverses telles que des intoxications pour l'homme ou des mortalités vis-à-vis de la faune marine.

A l'échelle nationale, les phycotoxines sont les seuls agents étiologiques identifiés comme véhiculés par les mollusques bivalves et en particulier par les moules. Les fruits de mer mis en cause sont ceux ramassés de manière clandestine à partir de gisements naturels ou sauvages et issus de zones déclarées à insalubrité définitive (Bouchriti, 1997).

Anderson (1995) souligne que depuis les années 70, il y a eu dans le monde une augmentation du phénomène "algues nuisibles" qu'il attribue à plusieurs causes. On constate alors un changement de coloration de l'eau, une odeur parfois nauséabonde à la côte. L'eau devient gluante et peut être à l'origine de phénomènes impressionnants d'écume (foaming) sur le littoral. Il est de plus très vraisemblable que des mortalités constatées résultent de la surcharge organique de l'eau, amenant épisodiquement des anoxies du milieu (Grossel, 1990)

Ces manifestations de sont reconnues dans les zones marines comme pouvant avoir des conséquences dramatiques sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes benthique et pélagique (Lancelot et Rousseau, 1994 ; Weisse *et al.*, 1994 ; Lancelot *et al.*, 1987 ; Wassmann, 1994).

La présence de fronts entre des secteurs stratifiés et des secteurs homogènes, et les phénomènes de convergence qui y sont associés, sont apparus depuis longtemps comme favorables au développement et à l'accumulation de certaines espèces nuisibles, telles que

Gymnodinium en Manche occidentale (Pingree *et al.*, 1975 ; Le Fèvre, 1986 ; Arzul *et al.*, 1993).

Dans le monde il existe des fortes Proliférations toxique

- 44% en Finlande (Sivonen, 1990),
- 48% en Norvège (Willén et Mattsson, 1997),
- 53% en Suède (Willén et Mattsson, 1999),
- 60 à 80% en Danemark
- 72% en Allemagne (FASTNER *et al.*, 1999).

3- Phycotoxines et micro-algues productrices

Le nombre d'espèces toxiques existant au niveau mondial a été estimé à environ 70, c'est à dire 2% du nombre total (Ifremer, 1995) sont produites par certaines espèces d'algues microscopiques naturelles qui prolifèrent lorsque les conditions sont favorables

On distingue trois familles de toxines: (Ifremer, 2006)

-les toxines diarrhéiques (Diarrhetic Shellfish Poisons, DSP)

-les toxines paralysantes (Paralytic Shellfish Poisons, PSP)

-les toxines amnésiantes (Amnesic Shellfish Poisons, ASP)

Tableau 6 : Les syndromes associés à l'ingestion de coquillages contaminés par des toxines phytoplanctoniques.

Type de syndrome	Source	Vecteur	Taux de mortalité
PSP : Paralytic Shellfish Poisoning	Dinophycées	Mollusques bivalves	1-14 %
DSP : Diarrhetic Shellfish Poisoning	Dinophycées	Mollusques bivalves	0 %

ASP : Amnesic Shellfish Poisoning	Dinophycées	Mollusques bivalves	3 %
NSP : Neurotoxic Shellfish Poisoning	Diatomées	Mollusques bivalves	0 %

3.1-Toxines Amnésiantes (ASP : Amnesic Shellfish Poisoning)

Les premiers cas d'intoxications alimentaires amnésiantes ont eu lieu en 1987 au Canada. Des moules récoltées dans l'estuaire de l'Île-du-Prince Édouard ont contaminé 145 personnes qui ont par la suite présenté des troubles digestifs, neurologiques et surtout une perte de mémoire. Parmi elles, quatre personnes sont mortes et d'autres ont présenté des séquelles neurologiques permanentes (Smith, 1993).

La toxine mise en cause, l'acide domoïque, a également été retrouvée dans d'autres bivalves (coques, palourdes, couteaux...) et peu également s'accumuler dans des organismes marins non filtreurs comme les anchois sur lesquels elle n'a pas d'effet, mais peut être mortelle pour les oiseaux qui la consomment.

Origine et répartition :

L'espèce responsable de cette intoxication est la diatomée *Pseudo-nitzschia pungens f. multiseries*. Depuis, elle a été détectée en Nouvelle Zélande et sur les côtes californiennes, alors que d'autres espèces susceptibles d'être toxique ont été mises en évidence dans des pays européens, notamment en Écosse (Bates *et al.*, 1998).



Figure 48 : Ensemble des régions ayant été touchées par des intoxications de type ASP
(Andersen, 1996)

Toutes les espèces du genre *pseudo-nitzschia* ne sont pas toxiques, seules quelques-unes sont reconnues toxigène : *P. pseudodelicatissima*, *P. multiseriis*, *P. australis*. Jusqu'à cette découverte, la production de phycotoxines était attribuée uniquement aux dinoflagellés et aux autres flagellés marins.

3.2-Toxines Diarrhéiques (DSP - Diarrheic Shellfish Poisoning):

C'est aux Pays-Bas dans les années 60, que les premiers cas d'intoxication liée à la consommation de coquillages contaminés par des dinoflagellés ont été observés (Kat, 1979 et Ifremer, 2006).

Ce phénomène s'est ensuite reproduit au Japon dans les années 70. Des travaux japonais ont ensuite permis d'établir une liaison entre la contamination des coquillages et la présence d'un dinoflagellé, *Dinophysis fortii* dans l'eau de mer (Yasumoto *et al.*, 1980).

📍 Origine et répartition :

Les dinoflagellés producteurs de toxines (*Dinophysis spp.*, *Prorocentrum spp.*), sont retrouvés pratiquement partout (océan Pacifique, océan Indien, océan Atlantique). Dans tous les endroits où on les trouve des relations entre leur présence et la contamination de coquillages ont été mises en évidence

Le nombre d'intoxications, élevé au début (4000 en 1983 et 2000 en 1984) a rapidement baissé (moins de 10 à partir de 1985) après la mise en place d'un réseau de surveillance IFREMER qui a permis la fermeture préventive des zones contaminées par ces Dinoflagellés.



Figure 49 : Distribution géographique des intoxications de type DSP (Andersen, 1996)

Plusieurs travaux ont par ailleurs démontré que plusieurs espèces de dinoflagellés des genres *Dinophysis spp* et *Prorocentrum spp* pouvaient synthétiser de l'acide okadaïque, et que celui-ci est la toxine de base des phycotoxines diarrhéiques

Les intoxications diarrhéiques peuvent être dues à la présence d'au moins une des quatre toxines. En France, la principale toxine est l'acide okadaïque, Mais, il existe des variations saisonnières et régionales qui régissent les quantités produites respectivement pour ces toxines (Wright et Cembella, 1998 ; Yasumoto *et al.*, 1980). toutes ces molécules sont des inhibiteurs des phosphatases.

C'est d'ailleurs la contraction des fibres musculaires lisses, qui est à l'origine des diarrhées et des douleurs abdominales (Cohen *et al.*, 1990).

L'apparition des symptômes dépend de la dose de toxines et peut varier de 30 minutes à 2-3 heures. Une guérison complète est possible en trois jours, après un traitement symptomatique et d'appoint.

Puisque dans les cas les plus légers, les symptômes sont relativement bénins, certains auteurs pensent que cette intoxication est largement sous déclarée (Ten Hage et Delaunay, 2000). D'ailleurs, seule l'absence de fièvre associée à ces symptômes permet de distinguer cette intoxication des autres gastro-entérites. Le premier rapport évoquant l'intoxication de personnes, après ingestion de coquillages date de 1798, suites aux intoxications mortelles liées à l'ingestion de moules aux états unis (Kao, 1993) que les symptômes qui avaient été décrits, ont été associés aux toxines paralysantes.

Les fruits de mer les plus associés aux intoxications diarrhéiques sont les moules et les clams de toutes les zones tempérées et froides du globe terrestre. Ces espèces accumulent les toxines dans leur hépatopancréas de manière réversible aussi bien l'été qu'en hiver en fonction des zones géographiques (Ledoux, 1992)

3.3-Toxines Paralysiques (PSP - Paralytic Shellfish Poisoning)

Une dizaine d'espèces d'*Alexandrium* sont connues au niveau mondial pour produire des toxines paralysantes, dites PSP (Paralytic Shellfish Poison), par exemple *A. ostenfeldii*, *A. tamarense* et *A. minutum*

En France, la première "marée" d'algues à toxines paralysantes (PSP) a été détectée en octobre 1988 sur la côte nord-ouest de la Bretagne, deux autres efflorescences de ce type ont ensuite eu lieu en 1989 et 1990 (Frémy *et al.*, 1989). Un nom et une abréviation française ont également été donnés à ce syndrome : Intoxication Paralysante par Fruit de Mer (IPFM).

📍 Origine et répartition :

Les espèces productrices de ce genre de toxines diffèrent en fonction des régions touchées *Alexandrium* (*goniolax* et *protogoniolax*) produisent des toxines paralysantes, qui libère ces toxines. Dans le sud-est asiatique et au Guatemala, un dinoflagellé, *Pyrodinium bahamense* a été responsable d'intoxications paralysantes.



Figure 50 : Distribution mondiale des intoxications paralytiques humaines (Andersen, 1996)

Cependant, il est important de préciser que toutes les toxines paralysantes ne sont pas produites par des microalgues, certaines cyanobactéries d'eau douce peuvent également en produire, quelques-unes peuvent également provenir d'une dégradation ou d'une transformation des toxines algales par les coquillages (activation métabolique).

Les toxines provoquant ces intoxications paralysantes forment une famille d'une vingtaine de molécules chimiquement proches (Shantz *et al.*, 1975). La saxitoxine est la toxine de base, c'est la première à avoir été classée en trois groupes en fonction de leur toxicité (Cembella, 1998)

La saxitoxine et ses dérivés agissent par blocage des canaux sodium voltage-dépendants, ce qui empêche par conséquent la propagation de l'influx nerveux, provoquant ainsi la paralysie dont le syndrome tire son nom (Tréguer, 1998).

La contamination des coquillages par les dinoflagellés toxiques, ou leur kystes, se fait par voie trophique lors des efflorescences. Les fruits de mer associés aux intoxications paralysantes sont, par ordre de croissance : les moules, les palourdes, les myes, les clams, les paires, les huîtres, les coquillages Saint-Jacques et autres pétoncles et coques (Ledoux *et al.*, 1992). La quantité de toxine dans un coquillage peut être réduite en retirant le siphon, les branchies et les glandes digestives qui correspondent aux organes où l'accumulation de toxine est la plus forte (Shantz *et al.*, 1975)

Il y a des différences de sensibilité chez l'Homme puisque, selon certains auteurs, des doses de 400 à 800 µg de saxitoxine par voie orale entraînent les premiers symptômes tandis que des

doses de 1 à 3 mg sont à l'origine du décès d'un Homme adulte ; d'autres auteurs affirment qu'un taux de 1 à 5 $\mu\text{g}/100\text{ g}$ de chair de coquillages provoque une intoxication modérée chez l'adulte et que la dose létale est de 10 μg pour 100 g de tissu (Fremy Ledoux, 1992).

3.4- Neurotoxic Shellfish Poisoning NSP:

Les efflorescences de ces phytoplanctons se manifestent par des marées rouges engendrant des mortalités considérables de poissons et des irritations persistantes des voies respiratoires supérieures chez les baigneurs (Moulin *et al.*, 1992).

L'ingestion de coquillages dont le niveau de contamination dépasse 80 unité souris (Moulin *et al.*, 1992), cause une intoxication alimentaire dont les symptômes ne se font apparaître qu'après 3 heures du repas. L'intoxication atteint le tractus gastro-intestinal (douleurs abdominales, crampes, nausées et diarrhée) et le système nerveux (perte d'équilibre et /ou de coordination, crampes musculaires) (Van Egmond *et al.*, 1991).

Les brevétoxines agissent sur les canaux sodium voltage-dépendants, tout comme la saxitoxine et ses dérivés lors du syndrome de type PSP. Cependant, contrairement à ceux-ci, les brevétoxines ne les bloquent pas, mais activent leur ouverture (Walsh *et al.*, 2003). Les brevétoxines vont ouvrir les canaux sodium pour leur valeur de potentiel de repos normal, elle. Les effets neurologiques aigus périphériques et centraux ont été attribués à cette action des brevétoxines au niveau cellulaire (Berman et Murray, 2000)



Figure 51 : Distribution géographique des intoxications de type NSP

(Andersen, 1996)

4-Toxines associé aux Cyanobactéries

Trois grandes classes de cyanotoxines ont été identifiées : les neurotoxines, les hépatotoxines et les endotoxines de nature lipopolysaccharidique (Carmichael, 1992).

4.1- Les neurotoxines

Comme leur dénomination l'indique, ces toxines agissent principalement sur le système nerveux. On en compte au moins trois types dont la plus connue est l'anatoxine-a qui est surtout retrouvée en Amérique du Nord (Rapala et Sivonen, 1998; WHO, 1998). La saxitoxine et la néosaxitoxine sont des molécules principalement synthétisées par des dinoflagellés du genre *Gonyaulax* (algues microscopiques marines) et qui sont responsables d'intoxications alimentaires suite à la consommation de fruits de mer. On a cependant mis en évidence la synthèse de ces composés par quelques cyanobactéries, notamment *Aphanizomenon flos-aquae*. Les neurotoxines agissent en bloquant les canaux ioniques permettant le transport actif primaire dans la paroi cellulaire (Codd et al., 1999).

Ces molécules sont peu stables et se dégradent rapidement en milieu naturel (Duy et al., 2000). La première neurotoxine identifiée est l'anatoxine-a. Elle a été détectée chez des souches d'*Anabaena*, d'*Aphanizomenon*, d'*Oscillatoria*, de *Cylindrospermum* et de *Microcystis*. Cette toxine a été détectée au Canada, en Finlande, en Ecosse, en Italie et au Japon. Toutes ces substances neurotoxiques entraînent une mort par arrêt respiratoire en perturbant l'activité du système acétylcholine/acétylcholinestérase mais par des mécanismes différents. La contraction musculaire dépend de la production d'acétylcholine qui se fixe au niveau des récepteurs et provoque la contraction, et de sa dégradation par l'acétylcholinestérase, qui fait cesser la contraction. L'anatoxine-a agit comme un agent bloquant les post-synapses neuromusculaires car elle se fixe au niveau des récepteurs de l'acétylcholine.

4.1- Les hépatotoxines

Comme l'indique leur nom générique, ces cyanotoxines se concentrent surtout dans le foie où elles provoquent leurs effets les plus importants. Parmi les hépatotoxines, les microcystines (MC) ont suscité la plus grande part de l'attention, compte tenu de leur répartition planétaire et de leur persistance environnementale. Les microcystines comptent au moins 60 analogues structuraux (congénères). Ce sont des heptapeptides cycliques dont la

structure de base contient sept acides aminés dont plusieurs sont différents de ceux qui forment les constituants habituels des protéines chez les mammifères ou les végétaux supérieurs.

Les hépatotoxines caractérisées chimiquement sont les microcystines, les nodularines et la cylindrospermopsine.

- Les microcystines sont les toxines les plus étudiées et ont été détectées dans le monde entier. Elles ont d'abord été détectées chez le genre unicellulaire *Microcystis*, d'où leur nom, mais sont également synthétisées par des genres filamenteux comme *Anabaena* ou *Oscillatoria/Planktothrix*, *Anabaenopsis* et *Nostoc*.
- Les nodularines sont synthétisées essentiellement par le genre *Nodularia*, genre que l'on rencontre en eau saumâtre. Les microcystines, comme les nodularines, sont des inhibiteurs des protéine phosphatases, enzymes qui ont un rôle très important dans de nombreuses fonctions cellulaires. Il est reconnu qu'elles agissent comme des promoteurs de tumeurs.
- La cylindrospermopsine est synthétisée par l'espèce subtropicale *Cylindrospermopsis raciborskii* et par *Aphanizomenon ovalisporum*. La cible principale de cette toxine est le foie mais elle affecte également le thymus, les reins et le coeur, d'après des expériences sur souris. c'est un inhibiteur de la synthèse des protéines

Les hépatotoxines ont comme organe cible le foie, via la voie biliaire, entraînant des troubles hépatiques. Des animaux intoxiqués par des hépatotoxines montrent des signes de faiblesse, d'anoxie, une pâleur des membranes muqueuses, des vomissements et des diarrhées.

4.3-Les lipopolysaccharides (ou endotoxines LPS)

Les lipopolysaccharides sont des constituants de la partie extérieure de la paroi cellulaire des bactéries Gram négatif ainsi que de celle de la plupart des cyanobactéries. Chez les cyanobactéries, la présence de ces lipopolysaccharides est indépendante du fait qu'une espèce soit reconnue ou non pour synthétiser des cyanotoxines (Keleti et al., 1979). Plusieurs bactéries, comme les salmonelles et *E. coli*, possèdent de telles endotoxines dont le potentiel toxique est toutefois plus important que celui des cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999). Peu de travaux ont été effectués pour caractériser la présence d'endotoxines LPS chez les cyanobactéries, mais des études effectuées dans les années 1970 ont permis d'établir leur localisation chez les espèces suivantes : *Anabaenae variabilis* (Weckesser et al., 1974), *Anacystis nidulans* (Weise et al., 1970), *Phormidium sp* (Mikheyskaya et al., 1977).

Des dermatoses, signalées à Hawaii après des baignades dans l'eau de mer où était présente l'espèce *Lyngbya majuscula*, sont dues à deux agents irritants, l'aplysiatoxine et la debromoaplysiatoxine, qui sont également des promoteurs de tumeurs.

Les lipopolysaccharides, qui sont des endotoxines produites au niveau des membranes des cellules de cyanobactéries causent des réactions tels que fièvre, frissons et hypertension après ingestion. Ils ont été impliqués dans des cas d'irritation par contact. Ils seraient responsables, selon certains auteurs de perturbations gastriques. Selon d'autres auteurs, en raison de leur faible toxicité orale, il est peu probable que ces productions engendrent des problèmes importants dans l'eau de consommation (Luc Brient et *al.*, 2001).

Photographie et schéma des genres dominant du phytoplancton dans la lagune El Mellah et le lac Oubéira

Diatomées



Photographie du genre *Amphiprora*

<http://www.scielo.cl/fbpe/img/gbot/v58n2/img01-02.gif>

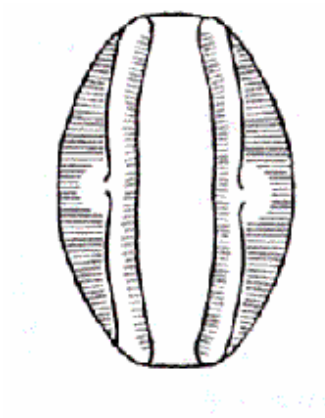


Schéma du genre *Amphiprora* (10 μ)

([Komarek & Fott 1983](#)).



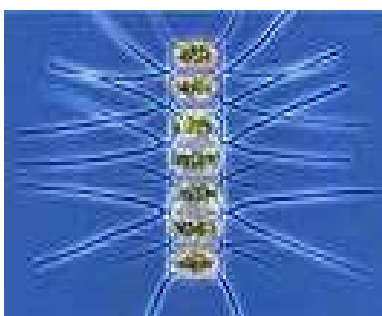
Photographie du genre *Nitzschia* (50 μ m)

<http://www.linternaute.com/1988>.



Schéma du genre *Nitzschia* (50 μ m)

([Krammer & Lange-Bertalot](#)



Photographie du genre *Chaetoceros*

540 x 358 - 102

[http:// www.linternaute.com/.../image/2842.jpg](http://www.linternaute.com/.../image/2842.jpg)

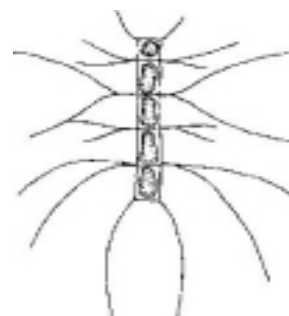
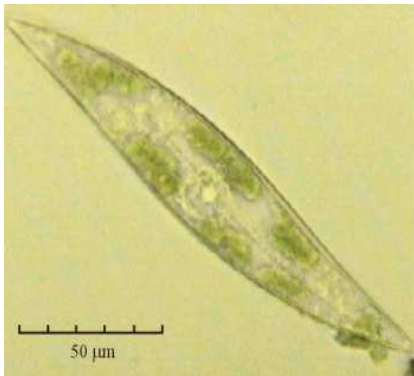


Schéma du genre *Chaetoceros*

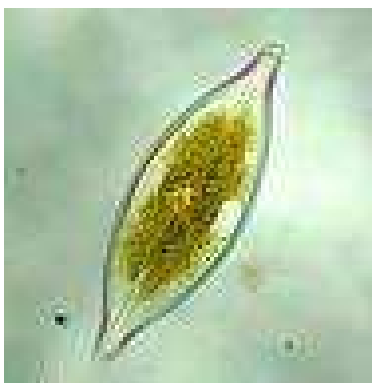
540 x 358 - 102



Photographie du genre *Pleurosigma*
120 x 96 - 9 ko
[http:// www.nodc.noaa.gov/](http://www.nodc.noaa.gov/)



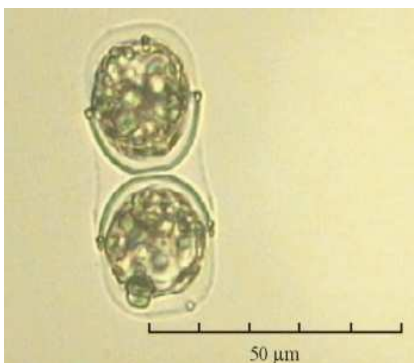
Schéma du genre *Pleurosigma*
120 x 96 - 9 ko
(BOYD W. WALKER, 1961)



Photographie du genre *Navicula*
144 x 144 - 55
[http:// hydrodictyon.eeb.uconn.edu](http://hydrodictyon.eeb.uconn.edu)



Schéma du genre *Navicula*
(Hustedt 1976).



Photographie du genre *Melosira*

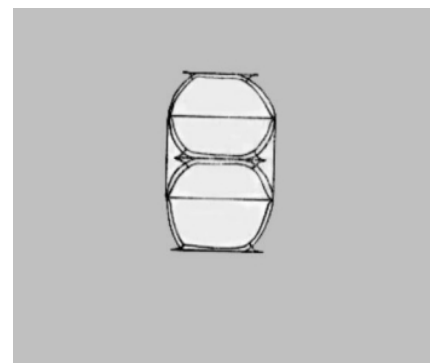
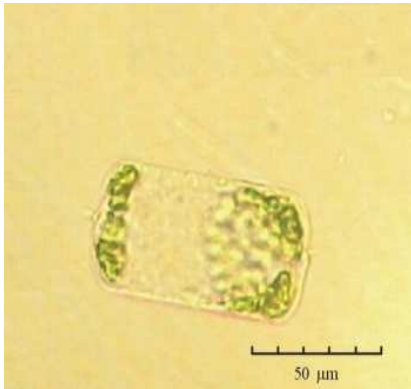


Schéma du genre *Melosira*

<http://www.nodc.noaa.gov/>



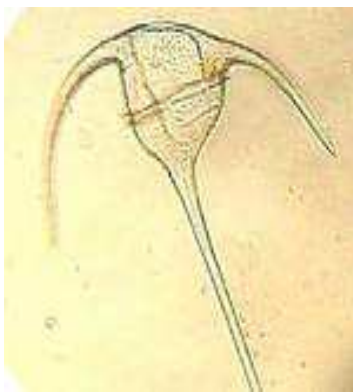
Photographie du genre *Rhizosolenia*



Schéma du genre *Rhizosolenia*

<http://www.nodc.noaa.gov/>

Dinoflagellés



Photographie du genre *Ceratium*

1008 x 924 - 118 ko - jpg

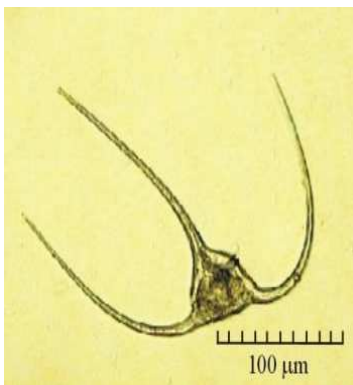
<http://www.savetheplankton.org>



Schéma du genre *Ceratium*

1008 x 924 - 118 ko - jpg

<http://savetheplankton.org>

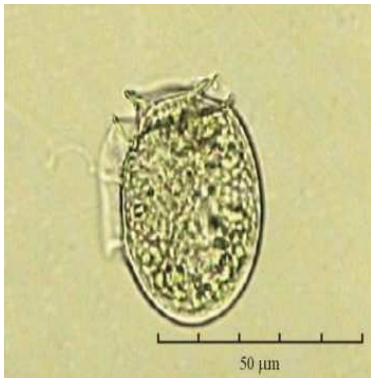


Photographie du genre *Ceratium*



Schéma du genre *Ceratium*

<http://www.nodc.noaa.gov/>



Photographie du genre *Dinophysis* (50µm)
(50µm)

[http:// www.savetheplankton.org](http://www.savetheplankton.org)



Schéma du genre *Dinophysis*

U. Sverdrup., Martin W. Johnson.,
Richard H. Fleming. 1942



Photographie du genre *Dinophysis* (50µm)
(50µm)

<http://www.nodc.noaa.gov/>

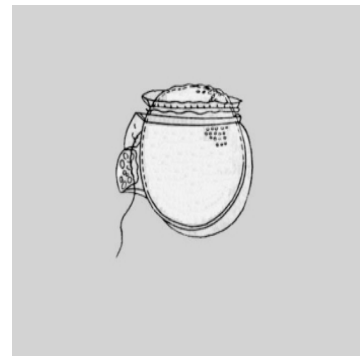
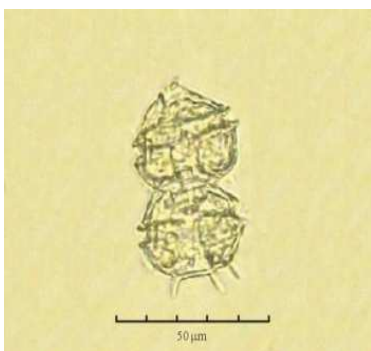


Schéma du genre *Dinophysis*



Photographie du genre *Goniaulax* (50µm)

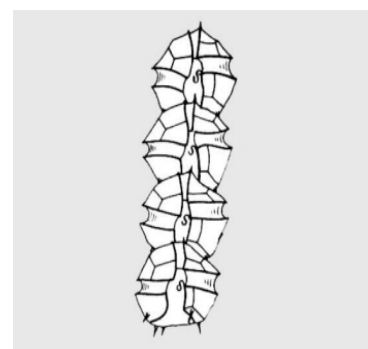


Schéma du genre *Goniaulax* (50µm)

<http://www.nodc.noaa.gov/>



Photographie du genre *Peridinium*,
434 x 487 - 81 ko
<http://www.forum.mikroskopia.com>

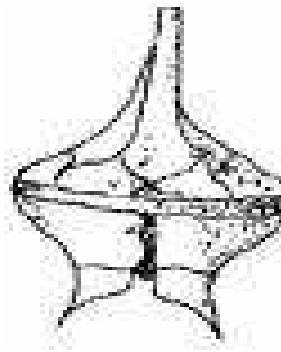
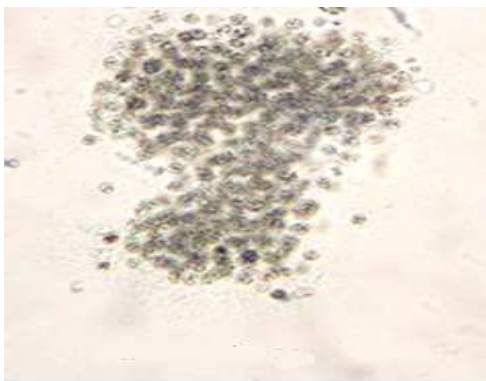


Schéma du genre *Peridinium*,
106 x 153 - 9 ko
[http:// www.glf.dfo-mpo.gc.ca/](http://www.glf.dfo-mpo.gc.ca/)

Cyanobactéries



Photographie du genre *Microcystis*
(Oubeira (2007) (Gr :40 x)



Schéma du genre *Microcystis*
<http://www.thallobionta.szm.sk>



Photographie du genre *Oscillatoria*
(Oubeira (2007)) (Gr : 40x)

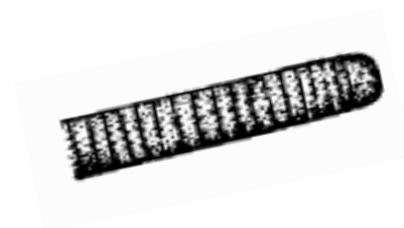


Schéma du genre *Oscillatoria* (10 μ)
<http://www.thallobionta.szm.sk>



Photographie du genre *Pseudoanabaena*
(Tonga et Oubeira (2007)) (Gr : 40x)



Schéma du genre *Pseudoanabaena*
(Bourelly, 1985)

❖ Préparation des réactifs**■ Azote Ammoniacal****RÉACTIF 1 : SOLUTION DE PHÉNOL-NITROPRUSSIATE**

Pour 1 litre :

- ⊕ dissoudre 35g de phénol et 400mg de nitropeussiate de Sodium ($\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}, 2\text{H}_2\text{O}$) dans l'eau déminéralisée ou fraîchement distillée et compléter à 1000 ml.

Ce réactifs doit être conservé au réfrigérateur et à l'abri de la lumière : il n'est stable que quelques semaines et doit être renouvelé s'il prend une teinte verdâtre.

RÉACTIF 2 : SOLUTION ALCALINE D'HYPOCHLORITE

Pour 1 litre de réactif :

- ⊕ Dissoudre 280g de Citrate trisodique « pour analyse » ($\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7, 2\text{H}_2\text{O}$) et 22g de soude dans environ 800ml d'eau déminéralisé ou fraîchement distillée.
- ⊕ Ajouter alors un volume de solution d'hydrochlorite de sodium correspondant à 1.4 ml d'une solution normale (le titre de ces solutions doit être contrôlé périodiquement.
- ⊕ Compléter à 1000 ml.

■ Les Nitrites (NO_2) :**REACTIF 1 : SOLUTION DE SULFANILAMIDE**

Pâtir préparer 500 ml de réactif

- ⊕ Diluer 50 ml d'acide chlorhydrique concentré ($d = 1,8$) dans environ 300 ml d'eau distillée ou déminéralisée.

- ⊕ Dissoudre 5 g de sulfanilamide dans cette solution et compléter à 500 ml.

Cette solution est stable indéfiniment.

RÉACTIF 2 : SOLUTION DE N-NAPHTYL-ÉTHYLÉNEDIAMINE

- ⊕ Dans 500 ml d'eau distillée. Dissoudre 0.5 g de dichlorhydrate de N-1-naphtyl)-éthylènediamine.

- ✚ Conservée cette solution au froid et à l'abri de la lumière. La renouveler tous les mois ou dès qu'il s'y développe une coloration brune. : elle ne se conserve que quelques heures.

■ **Les orthophosphates : PO_4^{-3} :**
REACTIFS :

SOLUTION DE MOLYBDATE D'AMMONIUM

- ✦ Dissoudre 15 g de paramolybdate d'ammonium « pour analyse » $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$, de préférence en poudre fine. Dans 500 ml d'eau distillée ou déminéralisée. En flacon de plastique et à l'abri de la lumière, cette solution est stable indéfiniment.

SOLUTION D'ACIDE SULFURIQUE :

- ✦ Ajouter petit à petit, avec précaution, 140 ml d'acide sulfurique (densité = 1.84) « pour analyse » dans 900 ml d'eau distillée. Laisser refroidir et conserver en bouteille de verre bien bouchée.

SOLUTION D'ACIDE ASCORBIQUE :

- ✦ Dissoudre 54 g d'acide ascorbique ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) dans 500 ml d'eau distillée. En flacon de plastique, cette solution se conserve plusieurs mois. Au congélateur : dégeler juste avant utilisation et recongeler aussitôt après. Au réfrigérateur, en flacon protégé de la lumière, on peut la conserver quelques semaines.

SOLUTION D'OXYTARTRATE DE POTASSIUM ET D'ANTIMOINE :

- ✦ Dissoudre 0.34 g d'oxytartrate de potassium et d'antimoine $(\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$, dans 250 ml d'eau distillée en chauffant si nécessaire. Cette solution se conserve plusieurs mois au congélateur.

Mélange réactif :

Mélanger les réactifs ci-dessus dans les proportions suivantes :

- ✓ 100 ml de solution de molybdate d'ammonium
- ✓ 250ml d'acide sulfurique
- ✓ 100 ml de solution d'acide ascorbique
- ✓ 50 ml d'oxytartrate de potassium et d'antimoine.

Ce mélange réactif qui ne se conserve pas plus de 6 heures doit être préparé immédiatement avant chaque série d'analyses.

Noter que l'on peut préparer un mélange réactif plus stable si l'on n'introduit pas l'acide ascorbique : sa conservation est alors de plusieurs mois toutefois le mélange complet doit être préparé au fur et à mesure des besoins en y ajoutant la solution d'acide ascorbique dans les proportions indiqués.

■ Extraction des pigments

⊕ Suspension de carbonate de magnésium a 1%

Dans 100 ml de l'eau, mettre en suspension 1g de carbonate basique de magnésium (hydroxycarbonate) de pureté analytique. Finement pulvérisé. Cette suspension sera *agitée immédiatement avant l'emploi* pour disperser la poudre.

⊕ Solvant d'extraction Acétone à 90% :

Dans une fiole jaugée de 500 ml. Introduire à la pipette 50 ml d'eau distillée et compléter au trait de jauge avec l'acétone déshydraté

