

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار - عنابة

UNIVERSITÉ BADJI-MOKHTAR ANNABA

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE BIOCHIMIE

LABORATOIRE D'ECOBIOLOGIE DES MILIEUX MARINS ET LITTORAUX



THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat *en sciences*

Option : Microbiologie Appliquée

THEME

**Les cyanobactéries de divers plans d'eau du complexe de zones humides du
PNEK
« Distribution spatio-temporelle et évaluation des risques ».**

Présentée par : Boussadia Meriem Imen

Directeur de thèse Ouzrout Rachid Professeur Univ. Chadli Bendjedid. ElTarf.

Co- directeur de thèse : Bensouilah Mourad Professeur Univ. Badji-Mokhrtar. Annaba.

Membres du Jury

Présidente : Chettibi Houria Professeur Univ. Badji-Mokhrtar. Annaba.

Examineur : Merad Tarek M.C.A. Univ. Badji-Mokhrtar. Annaba.

Examineur: Houhamdi Moussa Professeur Univ. 08 Mai 1945. Guelma.

Examinatrice : Boualleg Chahinez M.C.A. Univ. Mohamed Chrif,
Messaadia. Souk Ahras

Année Universitaire

2016/2017.

Remerciements

Mes plus profonds et sincères remerciements vont à mes deux directeurs de thèse **Ouzrout Rachid** et **Bensouilah Mourad** qui tout au long de ces années ont su m'écouter, me conseiller, m'orienter, me faire confiance, me soutenir et ceci toujours dans la décontraction et la bonne humeur. Croyez-moi, je ne pouvais rêver d'un encadrement aussi parfait, tant dans son dynamisme dans son humanité. C'est à vos côtés que la recherche est devenue pour moi, plus qu'une activité professionnelle, une passion. Il me faudrait probablement plus d'une autre thèse pour vous exprimer tous mes remerciements et ma gratitude envers vous.

Je tiens également à remercier tout particulièrement les membres de mon jury, Mme. **Chettibi Houria**, Mme **Boualleg Chahinez**, monsieur **Merad Tarek** et monsieur **Houhamdi Moussa** pour avoir accepté de lire et juger mon travail.

Un grand merci également à monsieur **Kadri Skander**, pour son aide précieuse et ses encouragements.

Je remercie également **Sehili Nadira** et **Amri Sandra** pour leur collaboration et leur participation technique à ce travail. Je ne vous remercierai jamais assez pour la patience, la gentillesse, le dévouement et le sérieux dont vous avez fait preuve au cours des prélèvements réalisés ensemble.

Merci également à monsieur **Meftah BOUSSAHA** pour m'avoir facilité les opérations de prélèvements au niveau des sites d'étude.

Mes remerciements vont également à toutes les autres personnes du laboratoire **EMMAL** qui de près ou de loin, scientifiquement ou humainement ont participé à la bonne réalisation de ce travail.

Qu'aurais-je pu faire sans une famille comme la mienne qui m'a soutenu tant financièrement que moralement au cours de ces longues années d'études. Merci à vous d'avoir su m'épauler et d'avoir su faire face à mes humeurs parfois massacrantes. J'ai une pensée particulière à ma mère qui a été « derrière moi » et m'encourageait sans cesse.

Je remercie également ma belle-famille pour leurs encouragements,

Un grand merci à **Sana** une oreille attentive, des conseils avisés, toujours disponible et attentionnée...

Enfin, merci à toi, **Ali Boudebbouz**, de m'avoir apporté amour, joie, stabilité et réconfort mais aussi et surtout de m'avoir secoué quand j'en avais besoin. Je t'en suis extrêmement reconnaissante, car sans toi, les choses auraient été beaucoup plus difficiles. J'accorde une mention spéciale à mon petit **Nizar** pour m'avoir apporté joie !

SOMMAIRE

Table des Matières

Table des Matières.....	II
Liste des Figures.....	VI
Liste des Tableaux.....	XI
Liste des symboles.....	XII
Introduction	01
Chapitre I :	Etat des connaissances
1. Les cyanobactéries.....	06
1.1. Caractéristiques générales	06
1.2. Diversité morphologique et adaptations écophysiologicals.	06
1.3. Taxinomie.....	11
1.4. Ecologie des cyanobactéries.....	12
1.4.1. Une bactérie ubiquitaire	12
1.4.2. Symbioses.....	13
1.5. Prolifération des cyanobactéries.....	13
1.5.1. Facteurs environnementaux favorables au développement de proliférations de cyanobactéries	15
1.5.2. Impacts environnementaux et sanitaires des proliférations de cyanobactéries.....	16
2. Les toxines de cyanobactéries.....	19
2.1. Les hépatotoxines.....	20
2.1.1. Les microcystines et les nodularines.....	20
2.1.2. La cylindrospermopsine et ses analogues.....	21
2.2. Les neurotoxines.....	22
2.2.1. Les anatoxines.....	22

2.2.2. La saxitoxine et ses dérivés.....	23
2.2.3. La β -N-méthylamino-L-alanine ou BMAA.....	24
2.3. Les molécules à effet irritants.....	25
3. Fonction métabolique et déterminisme de la production des cyanotoxines.....	25
3.1. Facteurs physico-chimiques.....	26
3.1.1. Le phosphore.....	26
3.1.2. L'azote.....	27
3.1.3. Le fer.....	27
3.1.4. Le pH.....	27
3.1.5. La température.....	27
3.1.6. La luminosité.....	28
3.2. Facteurs biologiques.....	28
3.2.1. Phase de croissance cellulaire.....	28
3.2.2. Présence de compétiteurs et de prédateurs.....	29
3.2.3. Facteurs génétiques.....	29
4. Réglementations relatives aux cyanobactéries et aux cyanotoxines.....	29

Chapitre II: Présentation du Parc National d'El Kala

1. Introduction.....	32
2. Situation géographique.....	32
3. Description du Parc National d'El Kala.....	34
3.1. Le Relief.....	34
3.1.1. Le cordon dunaire littoral.....	34
3.1.2. Les plaines sub-littorales.....	35
3.1.3. Les montagnes telliennes.....	35
3.2. Réseau hydrographique.....	36
3.3. Cadre climatique.....	38
3.3.1. La température.....	38

3.3.2. Les précipitations.....	39
3.3.3. L'hygrométrie.....	39
3.3.4. Le vent.....	40
3.3.5. Synthèse climatique.....	41
Chapitre III :	Matériel & Méthodes
1. Sites d'étude.....	43
1.1. Le lac Oubeira.....	43
1.2. Le lac Tonga.....	46
1.3. La lagune El Mellah.....	47
2. Méthodologie.....	49
2.1. Mise en place de la stratégie d'échantillonnage – Points échantillonnés.....	49
2.2. Variables étudiées.....	53
2.2.1. Mesures physico-chimiques	53
a. Dosage de l'azote nitreux (les nitrites NO_2^-)	54
b. Dosage de l'azote nitrique (les nitrates NO_3^-)	55
c. Dosage de l'azote ammoniacal total ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$).....	56
d. Dosage des Orthophosphates (PO_4^{3-}).....	57
e. Dosage de la matière en suspension (MES).....	58
2.2.1. Mesures biologiques.....	59
3. Paramètre structuraux des peuplements de cyanobactéries	61
3.1. Richesse spécifique "S"	61
3.2. Diversité spécifique ou diversité observée " H' "	61
3.3. L'équitabilité.....	62
4. Analyses statistiques	63
4.1. Analyse bi-variée	63
4.2. Analyse en composantes principales.....	64

Chapitre IV : Physico-chimie des plans d'eau

1. Physico-chimie de l'eau.....	65
1.1. Le lac Oubeira.....	65
1.1.1. La température.....	65
1.1.2. L'oxygène dissous.....	66
1.1.3. Le pH.....	67
1.1.4. La conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$).....	69
1.1.5. Les nitrites (NO_2^-).....	70
1.1.6. Les nitrates.....	72
1.1.7. L'azote ammoniacal (NH_4^+).....	73
1.1.8. Les orthophosphates (PO_4^{3-}).....	75
1.1.9. La matière en suspension (MES).....	76
1.1.10. La chlorophylle a (chl a).....	77
1.2. Lac Tonga.....	79
1.2.1. La température	79
1.2.2. L'oxygène dissous.....	79
1.2.3. Le pH.....	80
1.2.4. La conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$).....	81
1.2.5. Les nitrites (NO_2^-)	81
1.2.6. Les nitrates (NO_3^-)	82
1.2.7. L'azote ammoniacal.....	83
1.2.8. Les orthophosphates.....	83
1.2.9. La matière en suspension.....	84
1.2.10. La chlorophylle a.....	85
1.3. La lagune El Mellah.....	86
1.3.1. La température.....	86

1.3.2. L'oxygène dissous	87
1.3.3. Le pH.....	88
1.3.4. La salinité.....	89
1.3.5. Les nitrites (NO_2^-).....	90
1.3.6. Les nitrates (NO_3^-).....	91
1.3.7. L'azote ammoniacal.....	92
1.3.8. Les orthophosphates (PO_4^{3-}).....	93
1.3.9. Les matières en suspension.....	95
1.3.10. La chlorophylle a.....	96
Discussion	99

Chapitre V : Etude des peuplements de cyanobactéries

I. Etude qualitative des Cyanobactéries récoltées dans le lac Oubeira.....	108
1. Inventaire des espèces planctoniques récoltées.....	108
2. Fréquence d'apparition des espèces recensées dans le lac Oubeira.....	110
II. Etude quantitative des cyanobactéries récoltées.....	111
1. Distribution spatiale des cyanobactéries dans le lac Oubeira.....	111
2. Distribution temporelle des cyanobactéries dans le lac Oubeira.....	112
3. Dynamique saisonnière des cyanobactéries identifiées dans le lac Oubeira	113
4. Distribution spatio-temporelle des cyanobactéries dans les six stations.....	113
5. Densité globale des espèces de cyanobactéries récoltées dans le lac Oubeira.....	115
6. Variation de la densité spécifique dans les six stations de prélèvement.....	115
7. Variation spatio-temporelle des espèces potentiellement toxiques.....	117
III. Etude qualitative des Cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga.....	125
1. Inventaire des espèces de Cyanobactéries récoltées.....	125
2. Fréquence d'apparition des espèces identifiées dans le lac Tonga.....	125
IV. Etude quantitative des cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga.....	126
1. Distribution temporelle des cyanobactéries récoltées.....	126

2. Densité des espèces de cyanobactéries identifiées dans le lac Tonga.....	127
3. Distribution saisonnière des cyanobactéries dans le lac Tonga.....	128
4. Variation temporelle des espèces recensées dans les eaux du Tonga.....	129
V. Etude qualitative des cyanobactéries dans la lagune El Mellah.....	134
1. Inventaire des espèces de cyanobactéries récoltées.....	134
2. Fréquence d'apparition des espèces identifiées.....	134
VI. Etude quantitative des cyanobactéries identifiées dans la lagune El Mellah.....	134
1. Distribution spatiale des cyanobactéries dans la lagune El Mellah.....	134
2. Distribution temporelle des cyanobactéries dans la lagune El Mellah.....	135
3. Densité moyenne des espèces de cyanobactéries recensées.....	136
4. Distribution saisonnière des cyanobactéries dans la lagune El Mellah.....	136
5. Variation spatio-temporelle des cyanobactéries recensées dans la lagune.....	137
VII. Structure des peuplements de cyanobactéries.....	139
VIII. Analyses statistiques.....	141
a. Richesse spécifique.....	140
b. Indice de Shannon et équitabilité.....	141
VIII Résultats Statistiques.....	141
1. Lac Oubeira.....	141
1.1. Résultats du test non paramétrique de Kruskal Wallis.....	141
1.2. Etude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques mesurées dans les eaux du lac Oubeira.....	143
1.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans l'eau de l'Oubeira par l'Analyse en composantes principales (ACP).....	146
1.3.1. Variations inter-stations des paramètres biotiques et abiotiques dans le lac Oubeira.....	147
1.3.2. Variations mensuelles des paramètres biotiques et abiotiques.....	148
1.4. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-stations et inter-mois.....	152
1.4.1. Entre les stations.....	152

1.4.2. Entre les mois.....	153
2. Lac Tonga.....	154
2.1. Résultats du test non paramétrique de Kruskal Wallis.....	154
2.2. Etude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques mesurées dans les eaux du lac Tonga.....	155
2.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans l'eau du Tonga par l'Analyse en composantes principales (ACP).....	159
2.3.1. Variations mensuelles des paramètres biotiques et abiotiques.....	159
2.4. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-mois.....	164
3. Lagune El Mellah.....	167
3.1. Résultats du test non paramétrique de Kruskal Wallis.....	167
3.2. Etude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques mesurées dans les eaux de la lagune El Mellah.....	167
3.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans l'eau de la Lagune par l'Analyse en composantes principales (ACP).....	170
3.3.1. Variations inter-stations des paramètres biotiques et abiotiques dans la lagune El Mellah.....	170
3.3.2. Variations mensuelles des paramètres biotiques et abiotiques	173
3.4. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-stations et inter-mois.....	176
3.4.1. Entre les stations.....	176
3.4.2. Entre les mois.....	177
Discussion	178
Conclusion et perspectives	188

Références bibliographiques

Annexe

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des Figures

Titre de la figure	Page
Figure 1 : Diversité morphologique des cyanobactéries, a : <i>Anabaena</i> , b : <i>Aphanizomenon</i> , c : <i>Spirulina</i> , d : <i>Oscillatoria</i> , e : <i>Woronichinia</i> , f: <i>Chroococcus</i> , g: <i>Merismopedia</i> . Photos : Jason Oyadomari.	07
Figure 2 : Représentation schématique de l'appareil photosynthétique d'une cyanobactérie typique (Kyodo Encyclopedia of Genes and Genomes) (Mary, 2003).	08
Figure 3 : Floraisons de cyanobactéries.	15
Figure 4 : Structure des microcystines (A) et des nodularines (B). X et Z sont des acides aminés variables, R=H ou CH ₃ .	21
Figure 5 : Structure de la cylindrospermopsine.	22
Figure 6 : Structure chimique de l'anatoxine-a, de l'anatoxine-a(S) (Aràoz <i>et al.</i> , 2010).	23
Figure 7 : Structure chimique de la saxitoxine (Aràoz <i>et al.</i> , 2010).	24
Figure 8 : Structure chimique de la BMAA (Aràoz <i>et al.</i> , 2010).	25
Figure 9 : Situation et limites géographiques de l'aire du Parc National d'El Kala (PNEK, 2011).	33
Figure 10 : Carte des pentes du Parc National d'El Kala.	36
Figure 11 : Réseau Hydrographique du Parc National d'El Kala (Benyacoub <i>et al.</i> , 1998).	37
Figure 12 : Le diagramme ombrothermique de la région d'El Kala (2004 - 2010).	41
Figure 13 : Vue satellitaire des sites d'étude. (Source : www.googleearth.com , modifiée).	43
Figure 14 : Position des stations de prélèvement dans le lac Oubeïra (M.P.R.H, 2004 modifiée).	50
Figure 15 : Position de la station de prélèvement dans le lac Tonga (M.P.R.H, 2004 modifiée).	51
Figure 16 : Position des stations de prélèvement dans la lagune El Mellah	52

(M.P.R.H, 2004 modifiée).	
Figure 17 : Photographie du multi-paramètre.	53
Figure 18 : Variations mensuelles de la température de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	65
Figure 19 : Variations mensuelles de la température moyenne de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	66
Figure 20 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en oxygène dissous de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	66
Figure 21 : Variations mensuelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	67
Figure 22 : Variations mensuelles du pH de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	68
Figure 23 : Variations mensuelles du pH moyen de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	69
Figure 24 : Variations mensuelles de la conductivité électrique moyenne de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	69
Figure 25 : Variations mensuelles de la conductivité de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	70
Figure 26 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en nitrites de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	71
Figure 27 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	71
Figure 28 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	72
Figure 29 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en nitrates de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	73
Figure 30 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en azote ammoniacal de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	73
Figure 31 : Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	74
Figure 32 : Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	75
Figure 33 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en orthophosphates de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	76

Figure 34: Variations mensuelles de la teneur moyenne en matière en suspension dans l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	76
Figure 35 : Variations mensuelles de la teneur en matière en suspension dans l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	77
Figure 36 : Variations mensuelles de la teneur en chlorophylle a dans l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).	78
Figure 37: Variations mensuelles de la teneur moyenne en chlorophylle a dans l'eau.	78
Figure 38: Variations mensuelles de la température de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2011).	79
Figure 39 : Variations mensuelles de la teneur de l'oxygène dissous dans l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2011).	80
Figure 40: Variations mensuelles du pH de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2011).	80
Figure 41: Variations mensuelles de la conductivité électrique de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2011).	81
Figure 42: Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2010).	82
Figure 43 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2010).	82
Figure 44 : Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2010).	83
Figure 45 : Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2011).	84
Figure 46 : Variations mensuelles des teneurs en matières en suspension de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2011).	84
Figure 47 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau (lac Tonga : Février 09 - Janvier 2011).	85
Figure 48 : Variations mensuelles de la température de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	86
Figure 49 : Variations mensuelles de la teneur en oxygène dissous de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	87
Figure 50 : Variations mensuelles du pH de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	88
Figure 51 : Variations mensuelles de la salinité de l'eau dans les 6 stations	89

(Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	
Figure 52 : Variations mensuelles de la teneur en nitrites de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	90
Figure 53 : Variations mensuelles de la teneur en nitrates de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	92
Figure 54 : Variations mensuelles de la teneur en azote ammoniacal de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	93
Figure 55 : Variations mensuelles de la teneur en orthophosphates de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	94
Figure 56 : Variations mensuelles de la teneur en matières en suspension de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	96
Figure 57 : Variations mensuelles de la teneur en chlorophylle a dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).	98
Figure 58 : Distribution spatiale des cyanobactéries dans le lac Oubeira.	112
Figure 59 : Distribution temporelle des cyanobactéries dans le lac Oubeira.	112
Figure 60 : Distribution saisonnière des cyanobactéries dans le lac Oubeira.	113
Figure 61 : Distribution spatio-temporelle des cyanobactéries dans les six stations du lac Oubeira.	114
Figure 62 : Densité globale des espèces de cyanobactéries récoltées (lac Oubeira : Février 09-Janvier 2010).	115
Figure 63 : Densité des espèces de cyanobactéries récoltées dans les six stations du lac Oubeira.	116
Figure 64. a. : Distribution spatio-temporelle des espèces du genre <i>Microcystis</i> .	118
Figure 64.b. : Distribution spatio-temporelle des espèces du genre <i>Microcystis</i> .	119
Figure 65 : Distribution spatio-temporelle des espèces du genre <i>Oscillatoria</i>	120
Figure 66 : Distribution spatio-temporelle de l'espèce <i>Woronichinia naegeliana</i> .	121
Figure 67 : Distribution spatio-temporelle de l'espèce <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .	121

Figure 68: Distribution spatio-temporelle de l'espèce <i>Aphanizomenon issatschenkoi</i> .	122
Figure 69: Distribution spatio-temporelle de l'espèce <i>Pseudanabaena limnitica</i> .	123
Figure 70 : Distribution spatio-temporelle de l'espèce <i>Phormidium sp.</i>	123
Figure 71 : Distribution spatio-temporelle des espèces du genre <i>Anabaena</i> .	124
Figure 72 : Distribution temporelle des cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga (Février 09 – Janvier 2011).	127
Figure 73 : Densité des différentes espèces de cyanobactéries identifiées dans le lac Tonga.	128
Figure 74: Distribution saisonnière des cyanobactéries dans le lac Tonga.	129
Figure 75: variation temporelle de l'espèce <i>M. aeruginosa</i> dans le lac Tonga.	130
Figure 76: Variation temporelle de l'espèce <i>O. rubescens</i> dans le lac Tonga.	130
Figure 77: Variation temporelle de l'espèce <i>Phormidium sp.</i> dans le lac Tonga.	131
Figure 78: Variation temporelle de l'espèce <i>Pseudanabaena limnitica</i> le lac Tonga.	131
Figure 79: Variation temporelle de l'espèce <i>Woronichinia naegeliana</i> dans le lac Tonga.	132
Figure 80: Variation temporelle de l'espèce <i>A.planctonica</i> dans le lac Tonga.	132
Figure 81: Variation temporelle de l'espèce <i>Lyngbya sp.</i> dans le lac Tonga.	133
Figure 82: Variation temporelle de l'espèce <i>Merismopedia regularis</i> dans le lac Tonga.	133
Figure 83: Répartition spatiale des cyanobactéries dans la lagune El Mellah.	135
Figure 84: Distribution temporelle des cyanobactéries dans la lagune El Mellah (Février 2009 – Août 2010).	135
Figure 85: Densité moyenne des différentes espèces de cyanobactéries récoltées dans la lagune El Mellah (Février 2009 – Août 2010).	136
Figure 86: Distribution saisonnière des cyanobactéries dans la lagune El Mellah (Février 2009 – Août 2010).	136
Figure 87: Variation temporelle de l'espèce <i>M. aeruginosa</i> dans la lagune El Mellah.	137
Figure 88: Variation temporelle de l'espèce <i>Gomphosphaeria sp.</i> dans la lagune El Mellah.	138

Figure 89: Variation temporelle de l'espèce <i>Merismopedia sp.</i> dans la lagune El Mellah.	138
Figure 90: Variation temporelle de l'espèce <i>Phormidium sp.</i> dans la lagune El Mellah.	139
Figure 91: Variation temporelle de l'espèce <i>Chroococcus minutus</i> dans la lagune El Mellah.	139
Figure 92: Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.	144
Figure 93: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter stations au niveau du lac Oubeira. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 39.91%, axe 2 : 31.47%. a/projection des stations sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.	148
Figure 94: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Oubeira. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 28.95%, axe 2 : 28.02%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.	150
Figure 95: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Oubeira. Plan factoriel (1,3) : axe 2 : 28.02%, axe 3 : 15.03%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.	151
Figure 96: Classification ascendante hiérarchique des stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Oubeira). Les stations sont indexées par des chiffres.	152
Figure 97: Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Oubeira). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).	153
Figure 98: Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.	156
Figure 99: Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.	158
Figure 100: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Tonga. Plan factoriel (1,2).	160
Figure 101: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Tonga. Plan factoriel (2,3).	161
Figure 102: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au	163

niveau du lac Tonga 2010. Plan factoriel (1,2)	
Figure 103: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter mois au niveau du lac Tonga 2010 . Plan factoriel (2,3)	164
Figure 104: Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année 2009 selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Tonga). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).	165
Figure 105: Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année 2010 selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Tonga). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).	166
Figure 106: Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.	169
Figure 107: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter stations au niveau de la lagune El Mellah. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 41.11%, axe 2 : 25.47%. a/projection des stations sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.	171
Figure 108: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter stations au niveau de la lagune El Mellah. Plan factoriel (2,3) : axe 1 : 25.47%, axe 2 : 20.53 %. a/projection des stations sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.	172
Figure 109: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter mois au niveau de la lagune. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 29.44%, axe 2 : 22.24%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.	174
Figure 110: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter mois au niveau de la lagune El Mellah. Plan factoriel (1,3) : axe 2 : 22.24%, axe 3 : 18.15%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.	175
Figure 111: Classification ascendante hiérarchique des stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (El Mellah). Les stations sont indexées par des chiffres.	176
Figure 112: Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (El Mellah). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).	177

Liste des Tableaux

Titre du tableau	Page
Tableau 1 : Classification des cyanobactéries selon les systèmes bactériologiques (I.C.N.B, Lapage <i>et al.</i> ,1992) et botaniques (I.C.B.N, Mc Neill <i>et al.</i> , 2006).	12
Tableau 2 : Exemples d'intoxications animales liées aux toxines de cyanobactéries (d'après Chorus and Bartram, 1999).	18
Tableau 3 : Exemples d'intoxications humaines liées aux toxines de cyanobactéries.	19
Tableau 4 : Valeurs guides retenues par l'OMS (OMS, 2003) pour la qualité des eaux de baignades.	30
Tableau 5 : Moyenne des températures pour la période : (2004-2010) (Station météorologique d'El Kala, 2010).	38
Tableau 6 : Moyenne des précipitations pour la période : (2004-2010) (Station météorologique d'El Kala, 2010).	39
Tableau 7 : Moyenne de l'humidité pour la période : (2004-2010) (Station météorologique d'El Kala, 2010)	40
Tableau 8 : Moyenne du facteur vent pour la période : (2004-2010) (Station météorologique d'El Kala, 2010).	40
Tableau 9 : Valeurs limites du système de classification trophique des eaux selon l'O.C.D.E. (1982).	107
Tableau 10 : Distribution des morphotypes de cyanobactéries dans le lac Oubeira en fonction des stations.	109
Tableau 11 : Fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries identifiées dans le lac Oubeira.	111
Tableau 12 : Fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga.	126
Tableau 13 : Fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries récoltées	134

dans la lagune El Mellah.	
Tableau 14 : Paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries dans les lacs Oubeira et Tonga.	140
Tableau 15 : Paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries dans lagune El Mellah.	141
Tableau 16 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations du Lac Oubeira).	142
Tableau 17 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations (lac Oubeira).	144
Tableau 18 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2009 du Lac Tonga).	154
Tableau 19 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2010 du Lac Tonga).	155
Tableau 20 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2009 (lac Tonga).	156
Tableau 21 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2010 (lac Tonga).	158
Tableau 22 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations de la lagune El Mellah).	168
Tableau 23 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations (lagune El Mellah).	169

Liste des Symboles

m : Mètre

Km : kilomètre

O.N.D.P.A. : Office National de Développement et de Production Aquacole

M.P.R.H. : Ministère des Pêches et des Ressources Halieutiques

A.P.E. : Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord

SCOR UNESCO : Comité scientifique sur la recherche océanique de l'organisation des nations unies pour l'éducation, la science et la culture

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

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

OMS : Organisation Mondiale de Santé

r : Coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN

ha : hectare

Km² : kilomètre carré

°C : degré Celsius

mg : milligrammes

ml : millilitre

λ : longueur d'onde

nm : nanomètre

min. : Minutes

μmol	: micromole
GF	: Glass Fibre
tr	: tours
μl	: microlitre
μm	: Micromètre
L/l	: Litre
cm	: centimètre
μg	: microgrammes
max.	: Maximum
min.	: Minimum
Cell.	: Cellule.

Introduction

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

Aujourd'hui encore, les cyanobactéries contribuent de manière directe et indirecte à l'économie et à la société (Chorus et Bartram, 1999). En effet, elles participent de façon majeure à la production de biomasse phytoplanctonique de nombreux lacs et océans et ainsi au fonctionnement de leurs réseaux trophiques associés. Elles sont responsables du maintien de la stabilité structurelle et de la fertilité de nombreux milieux aquatiques et terrestres. Elles ont également été recensées dans de nombreuses associations symbiotiques réalisées avec des plantes, des algues, des protistes ainsi que des animaux (Whitton et Potts, 2000) ; leurs utilisations dans divers domaines, tels que la pharmaceutique, la cosmétique, les bioénergies, et l'agroalimentaire, sont en cours de réflexion et/ou d'optimisation (Singh *et al.*, 2005; Parmar *et al.*, 2011).

L'apparition soudaine de fortes densités de cyanobactéries est un constat fait depuis des décennies. Cependant, les phénomènes d'efflorescences algales ont augmenté en intensité, en fréquence et en distribution géographique (Anderson, 2009; Araoz *et al.*, 2009). Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer cet accroissement : (i) une augmentation des pressions anthropiques, (ii) les changements climatiques (Moore *et al.*, 2008), et de façon concomitante, (iii) une attention accrue de la part des scientifiques.

Il est actuellement reconnu que ces efflorescences ou bloom sont influencées par de nombreux facteurs. Certains sont des facteurs environnementaux alors que d'autres sont des caractéristiques des cyanobactéries qui leur confèrent une forte valeur sélective.

Les causes environnementales les plus souvent rapportées comme étant favorables au développement d'efflorescences de cyanobactéries sont des concentrations élevées en nutriments, une grande stabilité de la colonne d'eau ainsi que des conditions météorologiques favorables (Chorus et Bartram, 1999 ; Heisler *et al.*, 2008).

Introduction

Lors des épisodes de fleurs d'eau, les cyanobactéries prennent le pas sur les autres organismes phytoplanctoniques grâce à diverses adaptations morphologiques et physiologiques. En effet, certaines espèces sont capables de former des colonies ou des filaments de grande taille pour limiter la prédation ; elles peuvent aussi synthétiser des vésicules à gaz pour mieux résister à la sédimentation et réguler le positionnement dans la colonne d'eau ; elles peuvent posséder des nitrogénases pour fixer l'azote atmosphérique et ainsi mieux profiter des apports en phosphore excédentaire (Misson, 2011). Cependant, Les efflorescences à cyanobactéries constituent une problématique environnementale car elles perturbent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Landsberg 2002, Rondel *et al.*, 2008) à travers leur impact sur les réseaux trophiques, la diversité des communautés planctoniques, la mortalité de poissons et d'autres organismes... .

Les proliférations de cyanobactéries occasionnent également des nuisances pour les différents usages de l'eau (production d'eau potable, activités récréatives...), et des problèmes sanitaires émergents dont la prise en compte par les pouvoirs publics s'est accrue ces dernières années, car de nombreuses espèces de cyanobactéries sont capables de synthétiser des métabolites secondaires toxiques pour les animaux et les hommes (Funari et Testai 2008). Les cyanotoxines ont différentes natures chimiques et ont pour organes-cible le foie, le système nerveux ou la peau et les muqueuses (Carmichael 1992, 1997). Ces toxines sont intracellulaires et synthétisées par les populations de cyanobactéries en croissance, puis libérées dans le milieu à l'occasion de leur sénescence (Lance, 2008). Des cas avérés d'intoxication et de mortalité animale et humaine par ces toxines ont été rapportés dans le monde entier (Chittick *et al.*, 2002, Stewart *et al.*, 2008).

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

Face aux problèmes environnementaux et sanitaires croissants qui accompagnent les proliférations de cyanobactéries, de nombreux travaux ont été initiés sur le déterminisme de ce phénomène et sur la production de cyanotoxines (Graham *et al.*, 2006, Kardinaal *et al.*, 2007, Li *et al.*, 2007, Tan *et al.*, 2008). Cependant, si on connaît désormais les conditions

générales favorisant le développement des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques, l'ampleur et la durée de ces proliférations restent très difficiles à prévoir d'une année à l'autre pour un même écosystème. Il en est de même pour le potentiel toxique de ces proliférations qui peut subir des variations importantes dans le temps et dans l'espace pour une même espèce de cyanobactérie (Sabart, 2009).

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

Partout dans le monde, le déficit en eau par rapport aux besoins de la population ne cesse d'augmenter ; Par ailleurs, cette situation risque de s'aggraver au cours des prochaines années du fait de l'impact des changements climatiques tel que signalé par de nombreux auteurs (Heisler *et al.*, 2008; Reichwaldt et Ghadouani, 2012). En Algérie, et plus particulièrement dans le nord du pays, l'importante urbanisation des bassins versants des plans d'eau et l'utilisation accrue de fertilisants risquent d'engendrer une eutrophisation des eaux naturelles et l'augmentation de la fréquence de blooms de micro-algues toxiques ; à cela, il faut rajouter les autres micropolluants contenus dans les rejets aussi bien urbains qu'agricoles dans les plans d'eau servant de réceptacle.

A l'heure actuelle, les recherches sur les cyanobactéries et le dosage des cyanotoxines, à partir de plans d'eau destinés à divers usages, sont devenus une obligation, notamment après les recommandations de l'OMS et l'évolution du contexte réglementaire sur les eaux de surface et leur surveillance au niveau européen (Chorus et Bartram, 1999, 2012) et au niveau national (journal officiel n°75.2009, journal officiel n°18, mars 2011, journal officiel n°13, 09 mars 2014).

Cette thèse porte sur l'étude des variations des facteurs environnementaux influençant la mise en place, l'évolution et la distribution des cyanobactéries (ou déclenchant leur prolifération) au niveau de trois plans d'eau du complexe des zones humides du PNEK : les lacs Tonga et Oubeira et la lagune El Mellah.

Le choix de cette thématique repose principalement sur le fait que la dynamique spatio-temporelle de l'abondance des cellules d'une espèce donnée et l'apparition d'un bloom est impossible à prévoir. En effet, les proliférations peuvent apparaître et disparaître dans une très courte échelle de temps (quelques jours), ou au contraire s'installer durant plusieurs semaines, voire plusieurs mois, et une forte variabilité interannuelle peut être observée à la fois dans la nature des espèces qui prolifèrent, dans l'importance de ces proliférations et enfin dans la qualité et les concentrations en toxines produites.

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

- La caractérisation de la qualité physico chimique des eaux des trois sites retenus dans le cadre de l'étude en mesurant la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, la salinité, les MES et les sels nutritifs (nitrate, nitrite, ammonium et orthophosphate), pouvant influencer le développement des cyanobactéries à leur niveau.
- L'étude de la dynamique, spatiale et temporelle, des populations de cyanobactéries recensées dans les eaux des trois sites.
 - L'évaluation du niveau trophique des plans d'eau par le dosage de la chlorophylle a.
 - L'étude de l'influence de certains paramètres environnementaux (biotiques et abiotiques) sur le développement et la croissance des cyanobactéries dans les eaux des trois sites, par l'application d'analyses statistique appropriées.

- La détermination des périodes à risque et les différents niveaux d'alertes relatifs au danger que représentent les cyanobactéries (qualitativement et quantitativement) pour l'ensemble des usagers de ces trois plans d'eau.

Cette thèse s'articule autour de 5 chapitres :

Chapitre I : présente l'état des connaissances, dans lequel, nous rappelons les caractéristiques éco-physiologiques des cyanobactéries, les avancées de la recherche afin d'apporter des éléments explicatifs permettant de mieux comprendre l'occurrence des cyanobactéries, et les mesures recommandées.

Chapitre II : comporte une présentation des caractéristiques géomorphologique, pédologiques, hydrauliques et climatologique du P.N.E.K, compte tenu de son importance biologique et écologique.

Chapitre III : comprend le matériel ainsi que les différentes méthodes et techniques utilisées pour l'identification des cyanobactéries, leur dénombrement, l'étude des paramètres abiotiques, ainsi que les méthodes statistiques réalisées pour l'explication des résultats obtenus.

Chapitre IV : dans ce chapitre seront consignés les résultats et interprétation des paramètres physico-chimiques étudiés ainsi que leur discussion.

Chapitre V : il est destiné à la présentation des résultats relatifs aux peuplements de cyanobactéries rencontrés dans les trois sites. Afin de mieux comprendre la relation entre la variation des paramètres biotiques et abiotiques et les cyanobactéries, nous avons effectué des analyses statistiques appropriées. Puis nous terminons par une conclusion et des perspectives.



1. Les cyanobactéries

1.1. Caractéristiques générales

Les cyanobactéries sont des procaryotes à Gram négatif, photosynthétiques qui ont été également appelées cyanophycées, cyanophytes ou algues bleues.

Les cyanobactéries sont classées du point de vue systématique dans le règne des Bacteria (Garrity *et al.*, 2001). Ces micro-organismes ont longtemps été rangés dans le règne végétal car ils présentent, outre des propriétés spécifiques des bactéries, des caractéristiques propres aux algues :

- la structure cellulaire est similaire à celle des bactéries et caractérisée en particulier par l'absence de noyau et d'organites intracellulaires (absence de mitochondrie, d'appareil de Golgi et de réticulum endoplasmique),
- comme les algues, la plupart des cyanobactéries possède de la chlorophylle a et non de la bactériochlorophylle comme certaines bactéries. Ces pigments photosynthétiques sont localisés au niveau des thylacoïdes au lieu d'être enfermés dans les chloroplastes comme dans les systèmes photosynthétiques eucaryotes. Elles renferment aussi généralement des phycobiliprotéines et réalisent une photosynthèse productrice d'oxygène en utilisant l'eau comme donneur d'électrons. Ces pigments accessoires sont responsables, en fonction de leur présence et de leurs concentrations relatives, de la couleur bleue (phycocyanine, allophycocyanine) ou rouge (phycoérythrine) de certaines espèces de cyanobactéries (Briand, 2008).

1.2. Diversité morphologique et adaptations écophysiologiques

Les cyanobactéries présentent une très grande diversité morphologique (Bourrelly, 1985) (fig.1) puisqu'elles peuvent être unicellulaires sphériques, ellipsoïdales, cylindriques, ovoïdes ou piriformes, isolées ou en colonies de formes très variées, sous forme filamenteuse pluricellulaire, unisériées (une seule série de cellules jointives) ou plurisériées (plusieurs séries de cellules jointives), avec ou sans gaine et ramifications. La paroi cellulaire peut être entourée d'un mucilage.

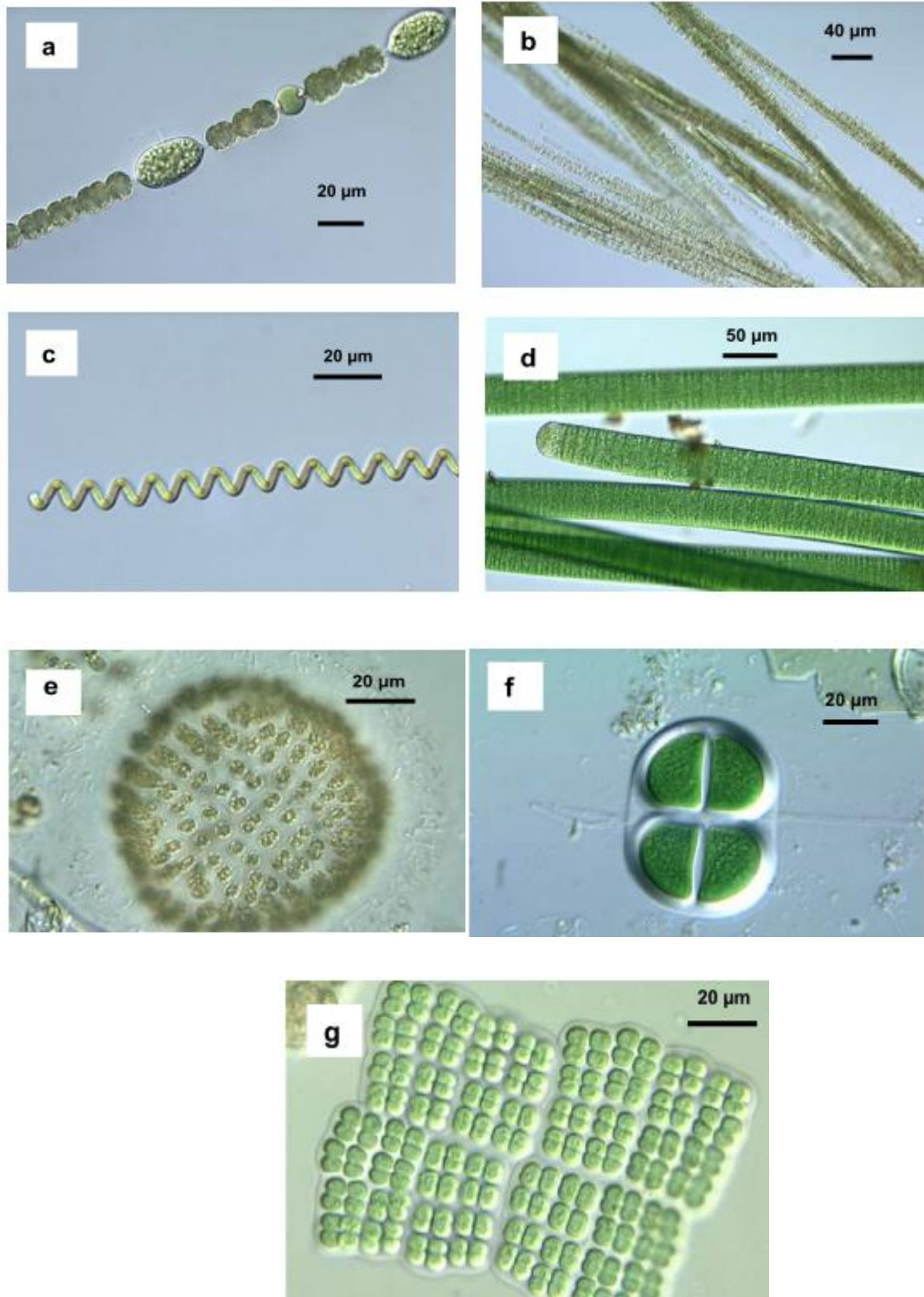


Figure 1: Diversité morphologique des cyanobactéries, **a** : *Anabaena*, **b** : *Aphanizomenon*, **c** : *Spirulina*, **d** : *Oscillatoria*, **e** : *Woronichinia*, **f** : *Chroococcus*, **g** : *Merismopedia*. Photos : Jason Oyadomari

http://www.keweenawalgae.mtu.edu/ALGAL_PAGES/cyanobacteria.htm

Les cyanobactéries « typiques » possèdent une antenne collectrice de lumière, le phycobilisome (fig.2), qui est un très bon modèle pour étudier le transport des électrons, la régulation lumineuse et la biogenèse des complexes solubles multi protéiques. En tant que bactéries, les cyanobactéries possèdent des avantages expérimentaux comparés aux plantes supérieures. Elles sont faciles à faire pousser sur milieu soit solide soit liquide, les acides nucléiques et les protéines sont facilement isolables, et il est relativement facile de réaliser des études génétiques. Les cyanobactéries ont donc tout naturellement servi d'organismes modèles pour l'étude d'un certain nombre de processus cellulaires communs aux organismes photosynthétiques (Mary, 2003).

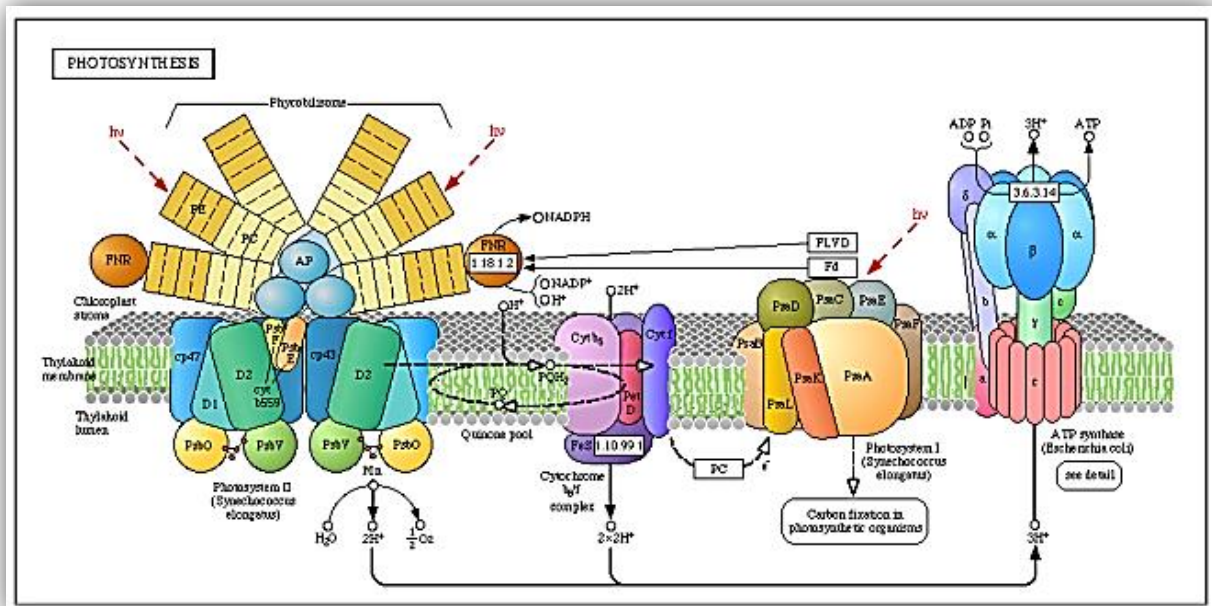


Figure 2 : Représentation schématique de l'appareil photosynthétique d'une cyanobactérie typique (Kyodo Encyclopedia of Genes and Genomes) (Mary, 2003).

Les cyanobactéries possèdent plusieurs types de réserves. Les **réserves azotées** sont constituées par la cyanophycine (polypeptide formé d'arginine et d'asparagine) tandis que les **réserves carbonées** sont formées par de l'amidon cyanophycéen et des gouttelettes lipidiques et les **réserves phosphorées** se présentent sous forme de granules de polyphosphate. Certaines cyanobactéries possèdent par ailleurs des granules d'acide poly- β -hydroxybutyrique (PHB), ainsi que des carboxysomes (contenant l'enzyme RuBisCo permettant la fixation du carbone inorganique).



La reproduction des cyanobactéries est uniquement asexuée et elle repose sur une simple multiplication végétative (voie amitotique ou fission binaire) ou sur la formation de spores (nanocystes, endospores, akinètes). Chez les formes filamenteuses, les trichomes se brisent au niveau des nécriides (cellules dégénérantes), des hétérocystes, ou en donnant des fragments pluricellulaires, les hormogonies. (Sabart, 2009).

Certaines cyanobactéries sont dotées de caractéristiques morphologiques, physiologiques et métaboliques leur permettant d'optimiser leur croissance et leur reproduction dans certaines conditions environnementales.

Fixation de l'azote atmosphérique : De nombreux genres filamenteux (*Anabaena*, *Nostoc*, *Aphanizomenon*,...) possèdent la faculté de différencier des hétérocystes, cellules spécialisées dans la fixation aérobie du diazote N_2 et sa transformation en azote assimilable grâce à la nitrogénase. La capacité à fixer l'azote atmosphérique confère aux cyanobactéries un avantage sur les autres espèces phytoplanctoniques dès que les ressources en azote minéral deviennent limitantes dans le milieu.

Forme coloniale ou filamenteuse : De nombreux genres de cyanobactéries sont organisés sous forme de filaments ou de trichomes (e.g. *Anabaena*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*...) qui peuvent être assemblés en faisceaux (e.g. *Aphanizomenon*), ou sous forme de colonies (e.g. *Microcystis*, *Aphanothece*...). Cette organisation les rend plus difficiles à consommer par la plupart des organismes brouteurs du zooplancton.

Formation de cellules de résistance : Certains genres cyanobactériens (*Anabaena*, *Nostoc*,...) sont capables de différencier des cellules spécialisées appelées akinètes qui leur permettent de résister dans des conditions environnementales défavorables.

Protection contre les UV : Les cyanobactéries sont munies de dispositifs de protection contre les UV (Sinha & Hader 2008, Sommaruga *et al.*, 2009). Elles utilisent des mécanismes actifs de réparation de l'ADN, des acides aminés proches de la mycosporine, des gaines polysaccharidiques absorbantes et des photoantioxydants comme les caroténoïdes.

Adaptation chromatique : En fonction de la nature de la lumière disponible pour réaliser la photosynthèse, les cyanobactéries sont capables de modifier, au niveau transcriptionnel, l'expression de gènes impliqués dans la synthèse des

phycobilisomes et définissant la composition qualitative de ces derniers (Kehoe & Gutu 2006). Ce mécanisme, qualifié de mécanisme d'adaptation chromatique complémentaire (ACC), correspond à une évolution du ratio cellulaire entre la phycocyanine et la phycoérythrine. Ce type d'adaptation a été mis en évidence chez de nombreuses cyanobactéries possédant la phycoérythrine (Tandeau de Marsac *et al.*, 1977).

Mobilité verticale et horizontale : Certaines cyanobactéries sont capables de se déplacer dans la colonne d'eau par glissement (Hoiczuk, 2000) et par rotation hélicoïdale des filaments tournant sur eux-mêmes. Certains genres (*Microcystis*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*,...) possèdent des vésicules à gaz qui sont des structures cylindriques creuses remplies de gaz. Ces vésicules à gaz ont une densité huit fois inférieure à celle de l'eau. Elles confèrent ainsi aux cyanobactéries qui en possèdent une flottabilité qu'elles régulent en fonction des conditions de leur environnement afin d'optimiser leur position verticale dans la colonne d'eau, et ce grâce à l'utilisation d'un ballast d'hydrates de carbone résultant de l'activité photosynthétique des cellules (Rabouille *et al.*, 2003). Cela leur permet de réaliser des migrations verticales journalières. Les vésicules à gaz jouent également un rôle important dans le cycle annuel de développement (e.g. *Microcystis*) en permettant notamment le passage de la phase benthique à la phase planctonique. Elles permettent également à *Planktothrix rubescens* de se positionner à une profondeur précise de la colonne d'eau (dans le métalimnion) (Bright *et Walsby* 2000 ; Walsby 2005 ; Jacquet *et al.*, 2005).

Production de métabolites secondaires : De nombreux genres cyanobactériens synthétisent des métabolites secondaires (Welker *et vonDöhren* 2006) dont certains sont toxiques pour les autres organismes, et permettent ainsi aux cyanobactéries toxiques de limiter leur consommation par les organismes phytoplanctonophages (zooplancton, poisson).



1.3. Taxinomie

La classification des cyanobactéries dépend à la fois du Code International de Nomenclature Botanique (I.C.B.N) (Mc Neill *et al.*, 2006) et du Code International de Nomenclature des Bactéries (I.C.N.B) (Lapage *et al.*, 1992) (tab. 1).

Dans la nomenclature botanique, les cyanobactéries appartiennent toutes à la classe des cyanophycées qui est divisée en quatre ordres (Chroococcales, Nostocales, Oscillatoriales, Stigonématales), eux-mêmes divisés en familles regroupant environ 150 genres et 2000 espèces. Dans la nomenclature bactériologique, les cyanobactéries se répartissent dans 5 sous-sections.

La **sous-section I** comprend les cyanobactéries unicellulaires se divisant par fission binaire (e.g. *Gloeobacter*, *Gloeocapsa*, *Gloeotheca*, *Synechococcus*, *Synechocystis*) ou par bourgeonnement (e.g. *Chamaesiphon*).

La **sous-section II** est constituée des cyanobactéries unicellulaires qui se divisent par fission multiple (formation de baeocytes mobiles et immobiles) ou par fission binaire et multiple (e.g. *Dermocarpa*, *Xenococcus*, *Dermocarpella*, *Myxosarcina*, *Chroococciopsis*).

La **sous-section III** regroupe les cyanobactéries filamenteuses dépourvues de cellules différenciées (e.g. *Spirulina*, *Oscillatoria*, *Pseudanabaena*).

La **section IV** regroupe les cyanobactéries filamenteuses qui possèdent des cellules différenciées telles que les hétérocystes et les akinètes (e.g. *Anabaena*, *Nodularia*, *Cylindrospermum*, *Scytonema*, *Calothrix*).

Enfin, la **sous-section V** contient des cyanobactéries filamenteuses hétérocystées présentant des ramifications vraies (e.g. *Chlorogloeopsis*, *Fischerella*).



Tableau1 : Classification des cyanobactéries selon les systèmes bactériologiques (I.C.N.B, Lapage *et al.*, 1992) et botaniques (I.C.B.N, Mc Neill *et al.*, 2006).

CLASSIFICATION BACTERIOLOGIQUE	CLASSIFICATION BOTANIQUE
<p>Sous-section I</p> <p>unicellulaires ou coloniales, multiplication par fission binaire et/ou formation d'exospores</p>	<p>Chroococcales</p> <p>unicellulaires ou coloniales</p>
<p>Sous-section II</p> <p>unicellulaires ou coloniales, multiplication par fissions multiples (baeocytes) ou en combinaison par fission binaire</p>	
<p>Sous-section III</p> <p>filamenteuses unisériées, non hétérocystées, sans ramification, à division cellulaire perpendiculaire à l'axe du trichome</p>	<p>Oscillatoriales</p> <p>filamenteuses unisériées, non hétérocystées</p>
<p>Sous-section IV</p> <p>filamenteuses, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes), à division cellulaire dans un seul plan</p>	<p>Nostocales</p> <p>filamenteuses, pas de ramification vraie, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes)</p>
<p>Sous-section V</p> <p>filamenteuses, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes), présentant des ramifications, à division cellulaire dans plusieurs plans</p>	<p>Stigonematales</p> <p>filamenteuses, différenciation cellulaire (hétérocystes et akinètes), présentant des ramifications</p>

1.4. Ecologie des cyanobactéries

1.4.1. Une bactérie ubiquitaire

Les cyanobactéries sont des algues largement distribuées dans le monde, vivant dans la mer, dans les eaux douces et dans les eaux saumâtres ; il en existe aussi dans les sols humides (van den Hoek *et al.*, 1995).Elles sont également capables de s'imposer au sein des

milieux aux conditions plus extrêmes (Castenholz, 2001). Des espèces ont été retrouvées sur des surfaces rocheuses de régions désertiques (Yeager *et al.*, 2007), ou encore dans des lacs à salinité élevée ou même hypersalins (Dillon, 2009). Elles peuvent être benthiques ou pélagiques, solitaires, en colonies ou en filaments.

1.4.2. Symbioses

Certains genres (*Anabaena*, *Nostoc*, *Calothrix*, *Fischerella*, *Scytonema*) peuvent former des associations symbiotiques avec divers organismes tels que des algues (diatomées) (Brehm *et al.*, 2003), des champignons pour former des lichens (Taylor *et al.*, 1997, Miura & Yokota 2006), des bryophytes (Solheim *et al.*, 2004, Adams & Duggan 2008), des ptéridophytes (Peters and Meeks 1989), des plantes (gymnospermes et angiospermes) (Rai *et al.*, 2000 ; Bergman *et al.*, 2008), des animaux (Lambert *et al.*, 1996, Lee *et al.*, 2001).

1.5. Prolifération des cyanobactéries

Dans les conditions environnementales qui leur sont favorables, les cyanobactéries connaissent des phases de prolifération massive, aussi qualifiée d'efflorescence, ou plus spécifiquement « floraison » (« bloom » en langue anglaise), des études paleolimnologiques suggèrent que ces blooms sont des phénomènes naturels, mais très souvent favorisés par eutrophisation anthropique (Mc Gowan *et al.*, 1999).

Les floraisons de cyanobactéries proviennent de la redistribution verticale en surface d'une population déjà présente (Reynolds et Walsby, 1975).

Les proliférations de ces micro-organismes se traduisent par la production, sur une courte période de temps (quelques jours), d'une biomasse importante et par une forte diminution de la diversité spécifique dans le compartiment phytoplanctonique puisqu'une ou deux espèces deviennent alors très largement dominantes (Afssa et Afsset, 2006).

La prolifération excessive de cyanobactéries, peut donner à l'eau une couleur verdâtre, bleue ou turquoise et parfois une texture quasi visqueuse avec formation de croûte en surface (fig.3), surtout dans des secteurs où il ya très peu de mouvement en surface. Lorsque les proliférations se concentrent à la surface il peut y avoir formation d'une écume bleue ou



verte dont la surface tend à sécher au soleil, cette écume peut cependant être déplacée par le vent ou le courant (Duy *et al.*, 2000). Il faut toutefois noter que l'absence d'écume en surface ne signifie pas l'absence de prolifération, cette dernière pouvant être répartie uniformément dans la colonne d'eau ; une coloration verdâtre de l'eau peut alors servir d'indicateur.

Il est très difficile de définir un seuil de biomasse caractérisant l'apparition d'une prolifération. En effet, celui-ci devrait dépendre du statut trophique de l'écosystème aquatique concerné. Ainsi, dans les milieux oligo-mésotrophes, des concentrations en chlorophylle a peuvent représenter des valeurs très élevées de biomasse, en revanche ces mêmes valeurs sont considérées comme faibles ou moyennes dans les milieux eutrophes, il faudrait donc prendre également en compte l'évolution temporelle de la biomasse pour définir une situation de prolifération (Afssa et Afsset, 2006).

D'autres groupes de phytoplancton ont aussi la capacité de former des floraisons en eau douce, notamment certaines espèces de dinoflagellés et de chrysophycées mais ces floraisons sont moins fréquentes que celles des cyanobactéries et sont associées à des conditions différentes.

Les floraisons de dinoflagellés sont généralement associées aux milieux salés (Paerl, 1988). Dans les lacs, elles préfèrent des milieux bien mélangés et riches en éléments nutritifs (Reynolds, 1984) alors que les chrysophytes ont tendance à former des floraisons dans les lacs oligotrophes de climats nord tempéré (Nicholls, 1995). Malgré ces exemples, les cyanobactéries demeurent sans conteste le groupe principal formant des floraisons en eau douce qui, en plus, peuvent être nocives (Paerl *et al.*, 2001).



Etang du Moulin à Muzillac

(Brient, 2001)



Oued el Mellah Maroc

(Bouaïcha, 2002)



Lac Grand Lieu

(Lance, 2006)



Retenue de Villerest

(Sabart, 2009)

Figure 3 : Floraisons de cyanobactéries

1.5.1. Facteurs environnementaux favorables au développement de proliférations de cyanobactéries

Le développement des proliférations de cyanobactéries est le plus souvent associé à trois facteurs principaux :

- des concentrations élevées en nutriments (azote et/ou phosphore) qui sont souvent les éléments nutritifs limitants dans les plans d'eau (Chorus et Mur, 1999),
- une stabilité de la colonne d'eau au moment du développement (Visser *et al.*, 1996),



- des conditions météorologiques favorables en terme de luminosité et température permettant des taux de croissance importants (Mur *et al.*, 1999).

Ainsi, les proliférations de cyanobactéries apparaissent le plus souvent dans les milieux eutrophes (enrichis en nutriments) et lorsque les masses d'eau sont stratifiées, c'est-à-dire en période estivale. Ces conditions sont en fait favorables au développement de toutes les espèces du compartiment phytoplanctonique mais elles génèrent des compétitions entre ces diverses espèces qui aboutissent, par exclusion compétitive, à la dominance d'une espèce au dépend des autres.

Un autre processus des changements globaux actuels, l'augmentation des concentrations en CO₂ atmosphérique, pourraient favoriser les proliférations de cyanobactéries (Elliott *et al.*, 2005).

1.5.2. Impacts environnementaux et sanitaires des proliférations de cyanobactéries

Les proliférations de cyanobactéries elles-mêmes et les toxines produites au cours de ces proliférations ont des effets négatifs à différents niveaux :

- **Sur l'environnement et le cadre de vie :**
 - modification de l'aspect de la ressource par une coloration inhabituelle (bleue, rouge ou verte), des irisations en surface et/ou des masses d'écume se déplaçant au gré des vents ;
 - nuisance olfactive lors de la décomposition de la prolifération.
- **Sur les organismes du milieu :**
 - perturbation de la biodiversité de l'écosystème aquatique ;
 - perturbation des réseaux trophiques aquatiques car les cyanobactéries sont peu ou pas consommées par le zooplancton et leur prolifération s'effectue le plus souvent au détriment du développement des autres microorganismes photosynthétiques (compétition pour les nutriments et la lumière) ;
 - mortalités de poissons, par intoxication ou diminution de la teneur en oxygène de l'eau ;



- mortalités d'oiseaux, par intoxication directe ou via leur alimentation (mollusques, poissons,...) ;
 - intoxication d'animaux domestiques ou sauvages (tab.2) par abreuvement à proximité d'écumes toxiques ([Briand et al., 2003](#)).
- **Sur les usages anthropiques de l'eau :**
- coloration, odeur et texture de l'eau pouvant décourager la baignade ;
 - troubles cutanés ou des muqueuses suite à des baignades dans des eaux affectées par des efflorescences ;
 - perturbation du fonctionnement des procédés de traitement des eaux d'alimentation, notamment mécaniquement par colmatage des filtres ou des membranes, ou par consommation accrue en réactifs de traitement et génération de sous-produits de désinfection et par dérèglement des réactions de floculation par suite des changements rapides de pH des eaux entrant dans la filière ;
 - dégradation, par la présence de métabolites odorants, de la qualité organoleptique des eaux d'alimentation mal traitées ;
 - induction de risques sanitaires (tab.3) par ingestion, inhalation ou exposition par dialyse si les toxines sont mal éliminées ;
 - perturbation des appareillages de dialyse par colmatage accéléré, si le traitement en amont est insuffisant ([afssa et afsset, 2006](#)).



Tableau 2 : Exemples d'intoxications animales liées aux toxines de cyanobactéries (d'après Chorus et Bartram, 1999).

Cyanobactéries	Animaux décédés	Toxicité/toxines	Pays
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Bétail	Hépatotoxicité/MC	Argentine
	Bétail	Hépatotoxicité/Hépatot	Norvège
	Moutons	oxicité/Hépatotoxicité/	Australie
	Chiens	MC	Angleterre
			France
	Truites	Hépatotoxicité/ MC	Ecosse
	Bétail, Rhinocéros blanc	Hépatotoxicité/MC	Afrique
	Canards	Hépatotoxicité/MC	Japan
<i>Anabaena circinalis</i>	Bétail, Moutons	Neurotoxicité/SAX	Australie
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Chiens,	Neurotoxicité/ANTX-a	Etas-Unis
	Canards Bétail	Neurotoxicité/ANTX-a	Canada
	Oiseaux aquatiques	Neurotoxicité/ANTX- a	Canada
<i>Oscillatoria sp.</i>	Chiens	Neurotoxicité/ANTX-a	Ecosse, Irlande
<i>Planktothrix agardhii</i>	Oiseaux aquatiques,	Hépatotoxicité	Finlande
	Poissons		
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Bétail, Moutons	Hépatotoxicité/CYL	Australie


Tableau 3 : Exemples d'intoxications humaines liées aux toxines de cyanobactéries.

	Cyanobactéries/Toxines	Effet	Pays
Par ingestion	<i>Microcystis sp.</i>	épidémie de gastro-entérite	Etats Unis
	<i>Microcystis sp.</i> et <i>Anabaena circinalis</i>	nausées, diarrhées	Canada
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	épidémie de gastro-entérite	Zimbabwe
	<i>Phormidium sp.</i> <i>Lyngbia sp.</i>	entérite	Etats Unis
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	épidémie de gastro-entérite hépatite, vomissements, diarrhées...	Australie
Par hémodialyse	Microcystines	117 intoxications, 60 morts	Brésil

2. Les toxines de cyanobactéries

Les toxines de cyanobactéries ou cyanotoxines recouvrent une grande variété de structures chimiques et de mécanismes de toxicité (Sivonen and Jones 1999). En fonction de leur mode d'action, les cyanotoxines sont classées en hépatotoxines (organe cible principal : le foie), en neurotoxines (organe cible : le système nerveux) ou en dermatotoxines (organe cible : la peau). Les toxines de cyanobactéries peuvent être considérées essentiellement comme des endotoxines libérées dans le milieu au cours de lyse algale, lorsque les cellules vieillissent ou à la suite d'un traitement algicide qui les font éclater (Duy et al., 2000).

Elles sont également classées suivant leur structure chimique. Ce sont en majorité des peptides cycliques ou des alcaloïdes.



2.1. Les hépatotoxines

Les hépatotoxines des cyanobactéries sont plus abondantes que les neurotoxines et peuvent être divisées en deux groupes : des héptapeptides cycliques de faible poids moléculaire, les microcystines et les nodularine, et un composé de structure alcaloïdique, la cylindrospermopsine. Les hépatotoxines de structure peptidique sont les toxines qui agissent principalement sur le foie, mais d'autres organes peuvent également être atteints tels les intestins et les reins (Sivonen et Jones, 1999). Elles sont synthétisées entre autres par certaines espèces de *Microcystis*, *Nodularia*, *Anabaena* et *Planktothrix* (van Apeldoorn et al., 2007). La nodularine est moins fréquente dans l'environnement que les microcystines. La cylindrospermopsine est principalement rencontrée dans les régions tropicales (Duy et al., 2000).

2.1.1. Les microcystines et les nodularines

Ce sont des peptides cycliques à sept acides aminés pour les microcystines (formule générale : cyclo-[D-alanine 1 -X 2 -D-MeAsp 3 -Z 4 -Adda 5 -D-glutamate 6 -Mdha7]) et à cinq acides aminés pour les nodularines (formule générale :cyclo-[D-MeAsp 1 -L-arginine 2 -Adda 3 -D-glutamate 4 -Mdhb 5] (fig.4). Leur masse moléculaire est comprise entre 800 et 1100 daltons (Da). Il existe de nombreux variants structuraux de ces molécules et l'on compte à l'heure actuelle neuf variants de la nodularine (Codd et al., 2005) et plus de 70 variants de microcystines (Sivonen & Jones 1999). Leur toxicité sur souris exprimée en DL 50 à 24 h en i.p. est de 50 à plus de 1200 µg.kg⁻¹.

Ces toxines sont solubles dans l'eau et très stables : 90 % de dégradation en 2 à 6 semaines à la lumière. Les toxines de ces deux familles restent stables et résistantes à l'hydrolyse chimique ou à l'oxydation à pH neutre. Les microcystines et les nodularines restent actives après ébullition. Dans les échantillons naturels et à l'obscurité, les microcystines peuvent persister plusieurs mois voire des années (Sivonen et Jones 1999). Les microcystines peuvent être oxydées par ozonation ou par des agents oxydants forts, ou dégradées par d'intenses radiations ultraviolettes (UV) (Sivonen et Jones 1999).

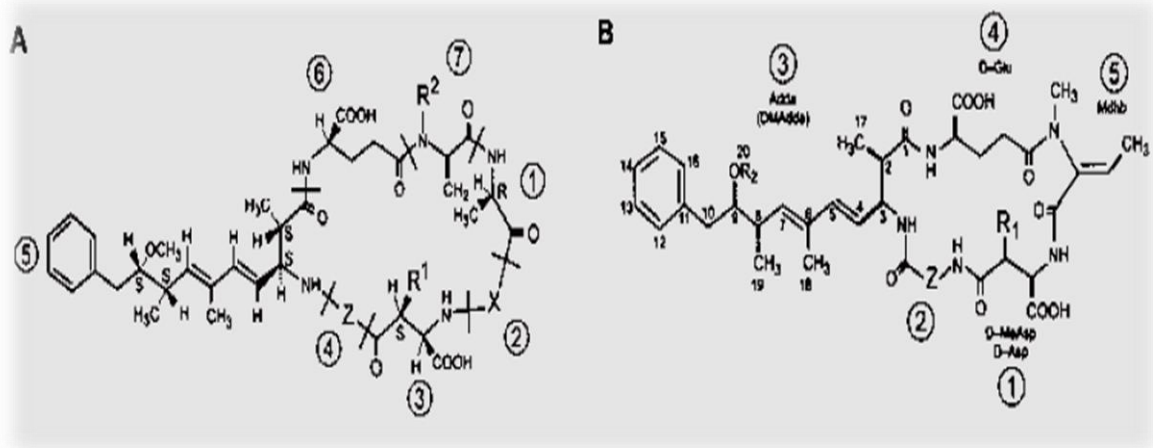


Figure 4 : Structure des microcystines (A) et des nodularines (B). X et Z sont des acides aminés variables, R=H ou CH₃

2.1.2. La cylindrospermopsine et ses analogues

La cylindrospermopsine est un alcaloïde de 415 Da possédant une unité guanidine tricyclique (fig. 5). C'est une molécule avec une structure de zwitterion, très polaire et très soluble dans l'eau (Chiswell *et al.* 1999), dont la toxicité exprimée en DL50 a 24 h en injection intra péritonéale sur souris est de 2,1 mg.kg⁻¹ (Ohtani *et al.* 1992). Cette molécule est peu stable dans un extrait algal (90 % de dégradation en 2-3 jours à la lumière du soleil), mais seule en solution sa demi-vie est supérieure à 10 jours (Chiswell *et al.* 1999). A ce jour, deux variants de la cylindrospermopsine sont répertoriés, un toxique, la 7 épicylindrospermopsine et un non toxique, la désoxycylindrospermopsine (Briand *et al.* 2003).

L'organe cible de la CYN est le foie mais d'autres organes tels les reins, les poumons, le thymus, la rate, les glandes surrénales, l'intestin et le cœur peuvent également être affectés (Hawkins *et al.*, 1985).

Les espèces actuellement connues comme productrices de cylindrospermopsine sont : *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Anabaena bergii*, *Umezakia natans* et *Raphidiopsis curvata*.

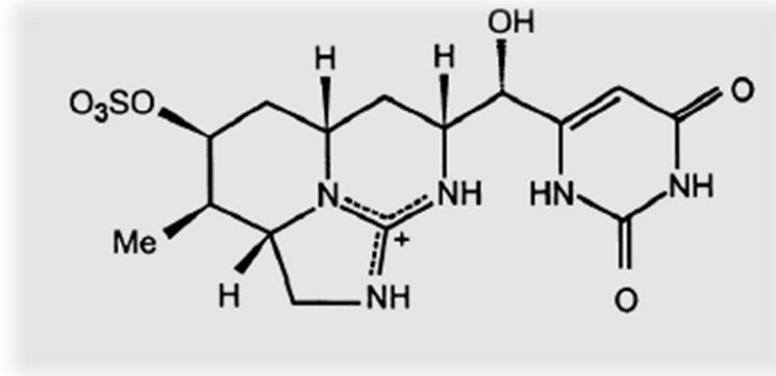


Figure 5 : Structure de la cylindrospermopsine

2.2. Les neurotoxines

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

2.2.1. Les anatoxines

Toutes les ATX font partie de la famille des alcaloïdes.

L'ATX-a est une amine secondaire bi-cyclique appelée 2-acétyl-9-azabicyclo [4-2-1] non-2-ène et pesant 165 Da (figure 8). Cette toxine soluble dans l'eau est un puissant agent de dépolarisation postsynaptique qui agit en mimant l'effet de l'acétylcholine (Sivonen et Jones, 1999). L'ATX-a est relativement stable à la noirceur et se dégrade rapidement à la lumière du soleil lorsqu'elle est seule en solution (Stevens et Krieger, 1991). Sa dégradation est plus rapide en milieu alcalin. La toxicité de l'ATX-a est DL50 ip 24h 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c. chez des souris (Devlin et al., 1977) (fig.6).

L'ATX-a(s) est un ester phosphate d'une N-hydroxy-guanine de 252 Da (figure 8). Elle est un inhibiteur irréversible de l'acétylcholinestérase. Le (s) signifie facteur de salivation, car cette toxine engendre une hyper salivation. L'ATX-a (s) s'avère très toxique, soit environ dix fois plus que l'ATX-a; sa DL50 ip 24h chez des souris est 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c. (Carmichael, 2001). Elle est

relativement stable en milieu acide ou neutre et devient instable en milieu alcalin ou à des températures élevées (>40°C)

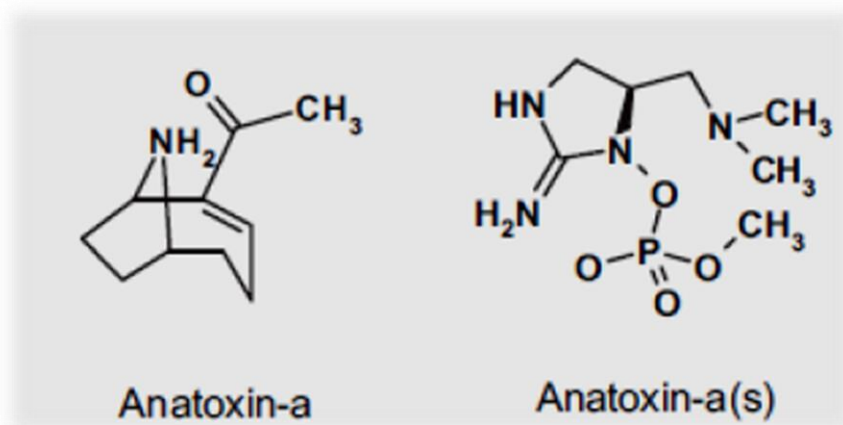


Figure 6 : Structure chimique de l'anatoxine-a, de l'anatoxine-a(S)

(Aràoz *et al.*, 2010).

2.2.2. La saxitoxine et ses dérivés

Elles sont également produites, outre par les cyanobactéries, par certaines espèces de dinoflagellés marins (Robillot et Hennion 2001) et sont responsables, en milieu marin, d'intoxications neurologiques parfois mortelles connues sous le nom d'intoxication paralysante par les fruits de mer (IPFM) ou de « paralytic shellfish poisoning » (PSP) des anglo-saxons. Ce sont des alcaloïdes à un noyau tetrahydropurique (fig.9). Vingt-cinq variants moléculaires de 241 à 491 Da sont connus à ce jour. Certains de ces variants sont non sulfatés tels que la saxitoxine, mono-sulfatés tels que les gonyautoxines (GTXs) ou doublement sulfatés tels que les C-toxines. Des études en laboratoire ont montré une grande stabilité de ces molécules, elles peuvent persister plusieurs mois dans l'eau.

Des métabolites plus toxiques peuvent se former. Par exemple, l'évolution de C-toxines en GTXs par ébullition peut conduire à une augmentation transitoire de la toxicité d'un extrait, avant que ces dernières ne se dégradent (Negri et Jones 1995; Sivonen et Jones 1999).

Les STXs et leurs dérivés ont le même mécanisme d'action, à savoir bloquer les canaux de sodium des neurones, ce qui empêche la transmission de l'influx nerveux (Kao, 1993). Elles inhibent aussi les canaux de calcium et de potassium des cellules cardiaques, ce qui rend la propagation de leur potentiel d'action impossible (Su *et al.*, 2004). Le niveau de toxicité des dérivés de ce groupe est variable avec une DL50 ip 24h chez des souris entre 10 et 30 µg/kg p.c. (Chorus *et al.*, 2000). La STX est le membre de ce groupe de toxines qui a la toxicité la plus élevée (Kao, 1993).

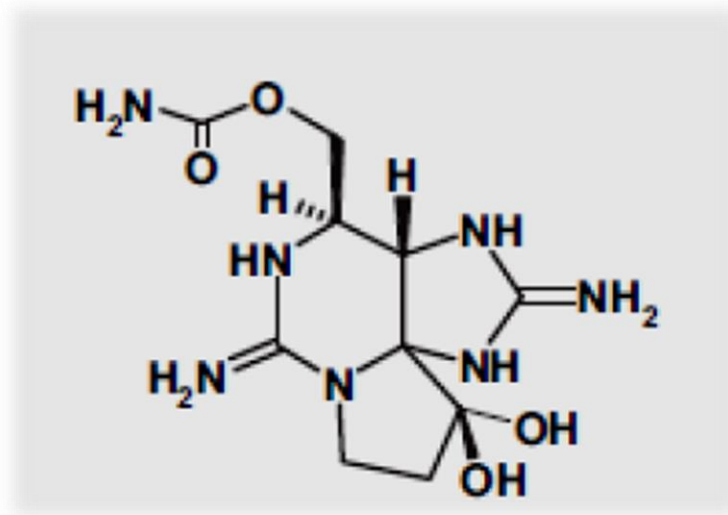


Figure 7 : Structure chimique de la saxitoxine (Aràoz *et al.*, 2010).

2.2.3. La β-N-méthylamino-L-alanine ou BMAA

La β-N-méthylamino-L-alanine est une molécule de type acide aminé non impliquée dans la synthèse ribosomale de protéine (Fig. 8). La BMAA est une neurotoxine qui provoque une excitation des neurones et qui serait à l'origine de maladies neurodégénératives (sclérose amyotrophique latérale, Alzheimer, Parkinson) (Spencer *et al.*, 1987). Cox *et al.* (2005) ont détecté la BMAA chez 95 % des genres (20/21) et 97 % des souches (29/30) de cyanobactéries étudiées provenant des Etats-Unis d'Amérique, d'Europe, d'Inde, d'Israël ou de différents océans ou mers. Selon ces auteurs, cette molécule serait produite par toutes les cyanobactéries symbiotiques, planctoniques

ou benthiques, qu'elles soient terrestres ou aquatiques (eau douce, eau saumâtre ou milieu marin).

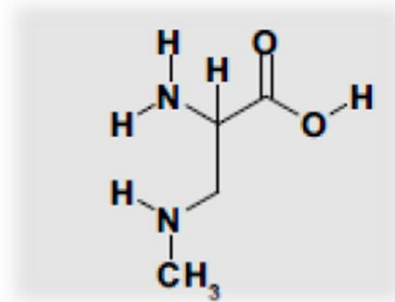


Figure 8 : Structure chimique de la BMAA (Aràoz *et al.*, 2010).

2.3. Les molécules à effet irritants

La lyngbyatoxine A, les aplysiatoxines et la debromoaplysiatoxine sont des alcaloïdes, responsables de cas de fortes irritations cutanées et d'inflammation gastro-intestinales et dont la présence n'a été démontrée à ce jour que dans les eaux de mer (Mynderse *et al.*, 1977). La lyngbyatoxine A a par ailleurs une structure similaire à la télécidine A produite par un actinomycètes (*Streptomyces*) qui est un agent potentiel de promotion tumorale (Fugiki *et al.*, 1984). Aplysiatoxines et debromoaplysiatoxine sont également de potentiels agents promoteurs de tumeurs et des activateurs de protéines kinase C (Fugiki *et al.*, 1990).

Les lipopolysaccharides (LPS) sont des endotoxines constitutives de la paroi cellulaire de cyanobactéries ou d'autres bactéries Gram négatives. Elles sont constituées d'un sucre et d'un lipide. C'est ce dernier qui est responsable de réactions allergiques et toxiques chez les animaux et les humains et à l'origine d'irritations cutanées (Sivonen et Jones, 1999).

3. Fonction métabolique et déterminisme de la production des cyanotoxines

La fonction métabolique des cyanotoxines reste à élucider. Cette problématique de recherche se structure autour des questions suivantes :

- Pourquoi les cyanobactéries synthétisent-elles des cyanotoxines ?
- Quel(s) bénéfice(s) en retirent-elles ?
- Ce phénomène est-il la résultante d'une sélection clonale ?

Deux hypothèses peuvent être considérées :



- dans la première, les toxines sont des métabolites secondaires des cyanobactéries, dont la production, régulée au niveau cellulaire, est une réponse au stress. L'une des approches pour tester cette hypothèse est d'étudier le contrôle de la production des toxines en relation avec les variations des facteurs de l'environnement;
- la seconde hypothèse émergente est que les toxines sont des métabolites primaires, dont l'expression est constitutive. Le taux de production de microcystines par cellule dépendrait du taux de croissance des cellules et serait donc indirectement influencée par les facteurs environnementaux (Briand *et al.*, 2005). La proportion relative de clones possédant ou non les gènes de synthèse des toxines déterminerait le niveau global de toxicité de la population qui prolifère. (Afssa et Affset, 2006).

Quelque soit l'hypothèse envisagée, des paramètres environnementaux physicochimiques ou biologiques influencent la synthèse et la libération des cyanotoxines.

3.1. Facteurs physico-chimiques

Différents facteurs physico-chimiques ont des effets sur la synthèse et la libération des cyanotoxines. Ces facteurs abordés dans la littérature sont les suivants : phosphore, azote, fer, pH, température et luminosité.

3.1.1. Le phosphore

Le phosphore est un facteur important à considérer pour la synthèse des cyanotoxines, car il s'agit du facteur qui contribue plus à la prolifération des cyanobactéries et donc plus de toxines sont synthétisées. En milieu naturel, le phosphore est le principal élément limitant (Van Coillie, 2011).

Selon Sivonen et Jones (1999), une augmentation de la quantité de MCs (synthétisée par *Anabaena sp.*, *Microcystis aeruginosa* et *Oscillatoria agardhii*) d'ATX-a (synthétisée par *Aphanizomenon sp.*) est observée lorsque le phosphore est présent en quantité plus importante dans le milieu.



3.1.2. L'azote

L'effet de l'azote sur la synthèse des cyanotoxines diffère selon qu'il s'agisse ou non de souches de cyanobactéries fixatrices d'azote. Les souches d'*Anabaena sp.*, d'*Aphanizomenon sp.* capables de fixer l'azote atmosphérique montrent des niveaux de MC, ATX-a et NOD intracellulaires plus élevées lorsqu'elles sont dans des milieux de culture sans azote (Pattanaik *et al.*, 2010; Rapala *et al.*, 1997). Au contraire, les souches d'*Oscillatoria sp.* et de *Microcystis sp.* non fixatrices d'azote produisent des toxines en quantité plus importante lorsque le niveau d'azote est élevé dans le milieu (Sivonen, 1990).

3.1.3. Le fer

L'influence du fer sur la production de toxines est contradictoire. D'une part, les travaux d'Utkilen et Gjølme (1995) suggèrent un rôle positif du fer sur la synthèse de la MC chez les souches *Microcystis aeruginosa*. Les études menées par Lyck *et al.* (1996) montrent aussi que des quantités de MCs sont plus importantes lorsque *Microcystis aeruginosa* est en présence de fer en concentration élevée. D'autre part, les résultats des travaux d'Amé *et al.* (2003) indiquent une baisse des quantités de MCs lorsqu'il y a une hausse de la concentration en fer dans le milieu.

3.1.4. Le pH

Selon Van der Westhuizen et Eloff (1983), la synthèse de MC par *Microcystis aeruginosa* est plus importante à des pH élevés ou faibles. Par contre, les travaux de Jaiswal *et al.* (2007) soutiennent que le pH n'a pas d'effet significatif sur la synthèse de toxines par *Microcystis aeruginosa*. Les études qui ont trait à l'effet du pH sur la synthèse et l'excrétion des cyanotoxines sont très peu nombreuses dans la littérature scientifique et ne permettent pas de conclure sur l'effet du pH.

3.1.5. La température

Diverses études réalisées sur l'effet de la température sur la production de toxines de cyanobactéries montrent que les différentes souches et espèces de cyanobactéries n'ont pas toutes les mêmes températures optimales de croissance. En effet, la synthèse de toxines est plus élevée à des températures entre 18°C et 25°C alors que des



températures basses (10°C) ou très élevées (30°C) diminuent la quantité de toxines produites (Sivonen and Jones, 1999). Par exemple, la synthèse de MCs par *Anabaena sp.* est maximale à 25°C (Rapala and Sivonen, 1998; Rapala et al., 1997) alors que celle de NOD par *Nodularia spumigena* l'est à 19-20°C (Lehtimäki et al., 1997). Rapala et al. (1997) ont observé même une corrélation entre les différentes formes chimiques de toxines produites et les différentes températures; par exemple, *Anabaena sp.* synthétise des MCs-LR à des températures situées sous 25°C alors que des MCs-RR sont produites à des températures supérieures à 25°C.

3.1.6. La luminosité

Plusieurs études constatent que les concentrations les plus faibles en toxines sont observées sous de faibles intensités lumineuses (2-21 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$). La production de quantités plus élevées de toxines est atteinte sous des conditions lumineuses plus importantes (20-142 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$) (Rapala and Sivonen, 1998). Utkilen and Gjølme (1992) ont aussi rapporté qu'au-delà d'un seuil maximal d'intensité lumineuse, variable selon les souches de cyanobactéries, une diminution de la synthèse des cyanotoxines a lieu. Chaque souche de cyanobactéries a sa plage de longueur d'onde lumineuse pour sa croissance optimale. Les différences entre les résultats des différentes études peuvent s'expliquer en partie par cet effet de souches, mais également par des facteurs des milieux de cultures.

3.2. Facteurs biologiques

Trois facteurs biologiques peuvent influencer la synthèse et la sécrétion des cyanotoxines.

3.2.1. Phase de croissance cellulaire

L'âge de la culture des cyanobactéries influence la quantité de toxines produites. La synthèse des MCs atteint son maximum pendant la phase logarithmique de croissance des cyanobactéries (Sivonen, 1996). De plus, la concentration maximale d'ATX-a est également favorisée lors cette même phase de croissance. La majorité des études indique que les cyanobactéries synthétisent le maximum de toxines



lorsqu'elles sont dans leurs conditions optimales de croissance (Kaebernick and Neilan, 2001).

3.2.2. Présence de compétiteurs et de prédateurs

Pattanaik *et al.*, (2010) montrent que La présence d'*Aphanizomenon sp.* dans le même milieu de culture que *Nodularia spumigena* n'a eu aucun effet sur la concentration intracellulaire de NOD ou sur la sécrétion de NOD par *Nodularia spumigena*. De plus, le taux de croissance d'*Aphanizomenon sp.* n'a pas été affecté par la présence de *Nodularia spumigena*.

L'étude réalisée par Jang *et al.* (2003) rapporte que la présence de prédateur comme le zooplancton induit une augmentation de la synthèse de MCs par *Microcystis sp.*. Ceci mène à une hypothèse, à savoir que les toxines sont synthétisées comme mécanisme de défense.

3.2.3. Facteurs génétiques

La variation de la quantité de MC synthétisée résulte de changements au niveau de la transcription des gènes qui codent pour cette toxine et subséquemment au niveau du nombre de copies d'ARNm (Tillet *et al.*, 2001).

Tonk *et al.* (2005) ont observé que l'intensité de la lumière influence sur la synthèse de diverses variantes de MCs. Par exemple, lorsqu'elle est exposée à une forte intensité lumineuse, la cyanobactérie *Planktothrix agardhii* synthétise des variantes plus toxiques de MCs.

Il est établi qu'une multitude de facteurs influencent la synthèse et la sécrétion des cyanotoxines dans l'environnement (Kardinaal and Visser, 2005). Par contre, aucun résultat ne se révèle incontestable pour les effets de ces différents facteurs.

4. Réglementations relatives aux cyanobactéries et aux cyanotoxines

Au cours de ces dix dernières années, de nombreux pays à travers le monde se sont trouvés confrontés à de graves problèmes sanitaires et environnementaux liés aux proliférations ou aux accumulations excessives de cyanobactéries dans les réservoirs d'eau

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

Actuellement, la surveillance des proliférations à cyanobactéries est réalisée grâce à des indicateurs de biomasse comme la concentration en chlorophylle a (Chl a), à des indicateurs d'abondance et aussi grâce à l'identification des espèces présentes. En effet, au niveau international, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande depuis 2003, à partir de ces paramètres, des seuils pour les eaux de baignades (tab. 4).

Tableau 4 : Valeurs guides retenues par l'OMS (OMS,2003) pour la qualité des eaux de baignades.

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

La surveillance et le contrôle sanitaire sont effectués sous la responsabilité de la personne publique ou privée responsable de la gestion de la zone de baignade ou de loisirs nautiques. La surveillance sanitaire est organisée en prenant en compte trois aspects : la vulnérabilité



des eaux (site à faible risque ou à risque), le comptage cellulaire et le dosage des microcystines en équivalent microcystine-LR.

En ce qui concerne les eaux de distribution, en 1998, après avoir évalué les risques pour la santé humaine liés aux hépatotoxines de type microcystines, l'OMS a énoncé des conduites à tenir et recommandé une concentration limite tolérée de **1 µg en microcystine- LR totale (libre + fixée sur des cellules) par litre d'eau potable** (OMS, 1998 ; 2004). C'est la valeur en dessous de laquelle la consommation d'eau peut être considérée sans danger.



1. Introduction

La région d'El Kala est caractérisée par un enchevêtrement de plusieurs composantes qui a donné lieu à un décor particulier et spécifique. Ces composantes se traduisent dans la géologie, l'hydrologie, le climat ainsi que le sol (De Belair, 1990). A ce sujet, Boughazelli et al., (1977) ont souhaité la création d'un parc naturel au niveau de cette région (P.N.E.K). Ce projet remonte à 1973 où une étude réalisée par THOMAS révéla l'importance et la nécessité de projeter les zones humides d'El Kala, mais ce n'est qu'en 1983 que le parc fut créé par le décret 83-462 du 23 juillet 1983.

La création du P.N.E.K est d'une importance capitale du point de vue scientifique, écologique, socio-économique, touristique et culturel et a des buts bien précis, c'est de préserver le patrimoine naturel national et toute intervention artificielle incompatible avec le milieu et d'assurer la reproduction et le développement des espèces végétales et animales.

2. Situation géographique

Le Parc National d'El Kala est situé à l'extrême Nord-est algérien, il est intégralement inclus dans la Wilaya d'EL TARF. Correspondant presque au tiers de la superficie globale de son territoire (fig.9). Il est limité :

- Au Nord, par la mer Méditerranée.
- Au Sud, par les contreforts des monts de la Medjerda.
- A l'Est, par la frontière Algéro-tunisienne.
- A l'Ouest, par l'extrémité de la plaine alluviale d'Annaba.

Ses coordonnées géographiques sont : 36°52 Nord et 8°27 longitudes au niveau de la ville d'El Kala.

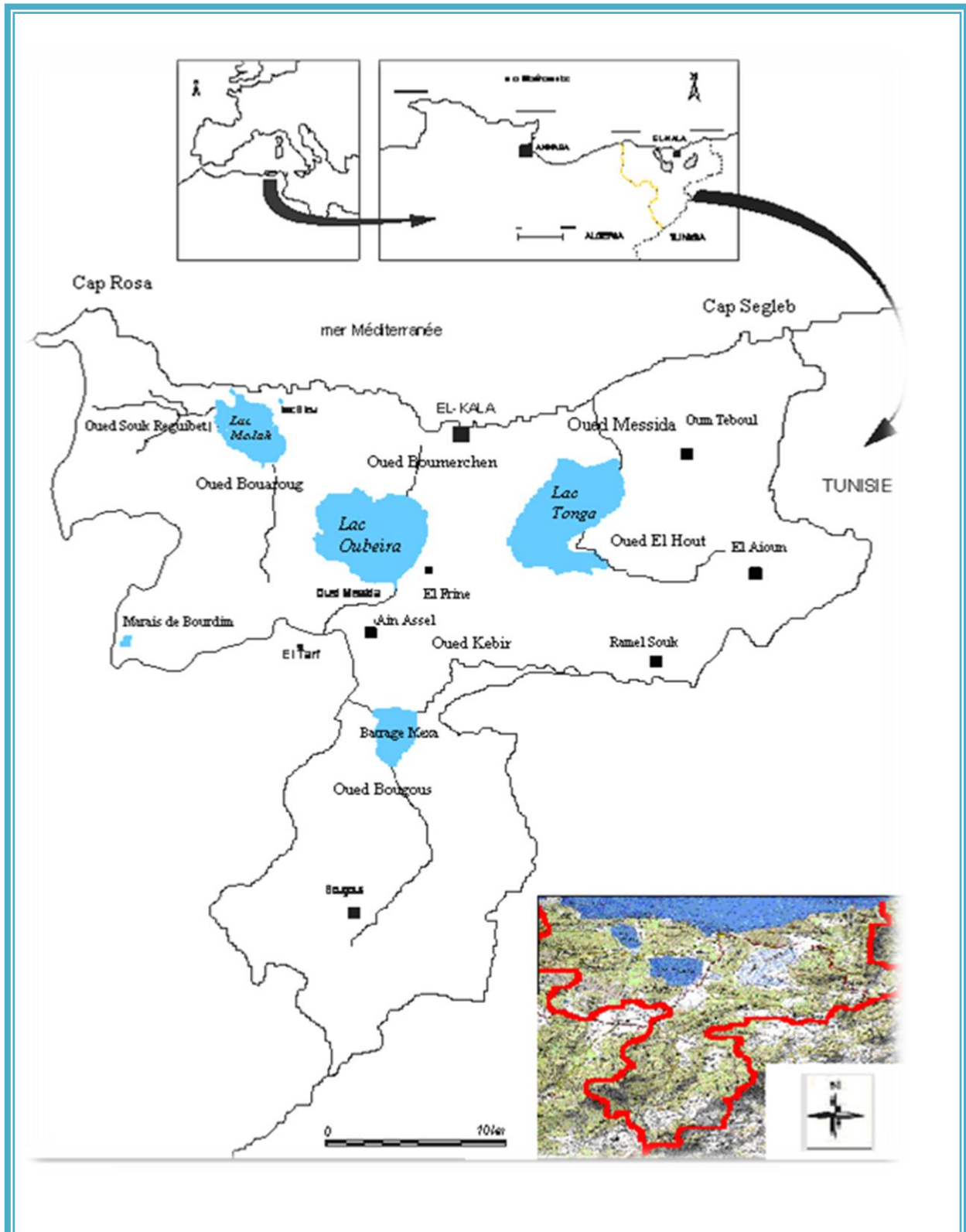


Figure 9: Situation et limites géographiques de l'aire du Parc National d'El Kala

(PNEK, 2011).



3. Description du Parc National d'El Kala

La diversité géomorphologique, pédologique et hydraulique fait du Parc National d'El-Kala une mosaïque de milieux naturels originaux.

3.1. Le Relief

Le relief du Parc National d'El Kala se compose d'une juxtaposition de dépressions dont certaines sont occupées par des formations lacustres ou palustres et des hautes collines de forme variées. Ainsi, on distingue du littoral vers le sud, des formations collinaires basses (dunaires ou non) de 30 à 310 m de haut (Djebel Koursi) avec une moyenne de 100 m de haut, ces collines se prolongent sur 15 km vers le sud et s'interrompent au niveau de la vallée de l'oued Kébir, de grandes dépressions inter collinaires hébergent dans cet ensemble les principaux lacs Tonga, Oubeira et Mellah. Au Sud le relief passe en moins de 40 km de 0 à 1200 m d'altitude (Djebel Ghorra). On distingue les différentes unités morpho-structurales suivantes :

3.1.1. Le cordon dunaire littoral

Le cordon dunaire littoral s'étend sur une longueur de 40 Km d'Ouest en Est, et se prolonge vers le Sud jusqu'au pied de Djebel Segleb, formé essentiellement de sable quaternaire. Quatre niveaux de formations dunaires peuvent être identifiés, en se dirigeant du littoral vers l'intérieur des terres :

- Les plages à sable blanc ;
- Les dunes littorales dont la partie occidentale vers Bordj Ali Bey ;
- Les dunes sub-littorales à sable gris à l'Est ;
- Les dunes intérieures à sable rouge dont la couleur est due aux dépôts de fer plus à l'Est.

Tout le système dunaire est fixé par une végétation entretenue par une ressource en eau de surface et souterraine considérable (système de nappes libres dans les dunes).

Les dunes mortes ou fixes sont les plus anciennes donc les plus éloignées du rivage. Elles sont fixées par une végétation dense (chêne Kermès, maquis ...) bien stabilisées, même en cas de destruction du couvert végétal par le feu.

Les principales dunes sont celles de Cap Rosa, de Mezira, et de la Messida.



3.1.2. Les plaines sub-littorales

Elles présentent un relief plat à ondulé et occupent environ 40% du territoire de la région d'El Kala. Au Nord, elles sont caractérisées par les alluvions et permettent des cultures très variées. Au Sud, elles se réduisent à une série de petites vallées drainant les affluents d'oued Kébir-Est. Dans la partie Nord, on rencontre une multitude de cuvettes et de dépressions inter-collinaires occupées par des lacs et des étangs de toutes tailles. L'altitude ne dépasse pas les 300 mètres.

La plaine d'Oum Teboul à l'Est et celle de Boumalek à l'Ouest sont les plus importantes. Ces dépressions en relation avec les dunes littorales présentent un intérêt hydrogéologique considérable, d'ailleurs leurs réserves alimentent en eau potable les collectivités d'Oum Teboul, El Gantra El Hamra, Boumalek....etc.

3.1.3. Les montagnes telliennes

Une partie du versant Nord des monts d'El Kala s'élève pour atteindre une altitude moyenne de 1100 mètres. Les monts, dont les lignes de crêtes sont approximativement orientées Ouest, Sud-ouest – Est, Nord-est, ont subi des phénomènes de torsion qui ont brutalement changé leur direction générale vers le Nord-est. Des prolongements vers la mer de ce mouvement du relief sont observés en deux points particuliers : le Cap Rosa et le Cap Segleb.

En effet, le relief se caractérise par un pendage important : 09% de pentes faibles, 11% moyennes, 80% fortes à très fortes, ce qui constitue exceptionnellement un paysage montagneux fortement parcouru par un réseau hydrographique bien développé en altitude pour acheminer ses eaux vers le domaine des plaines au Nord (fig 10.)

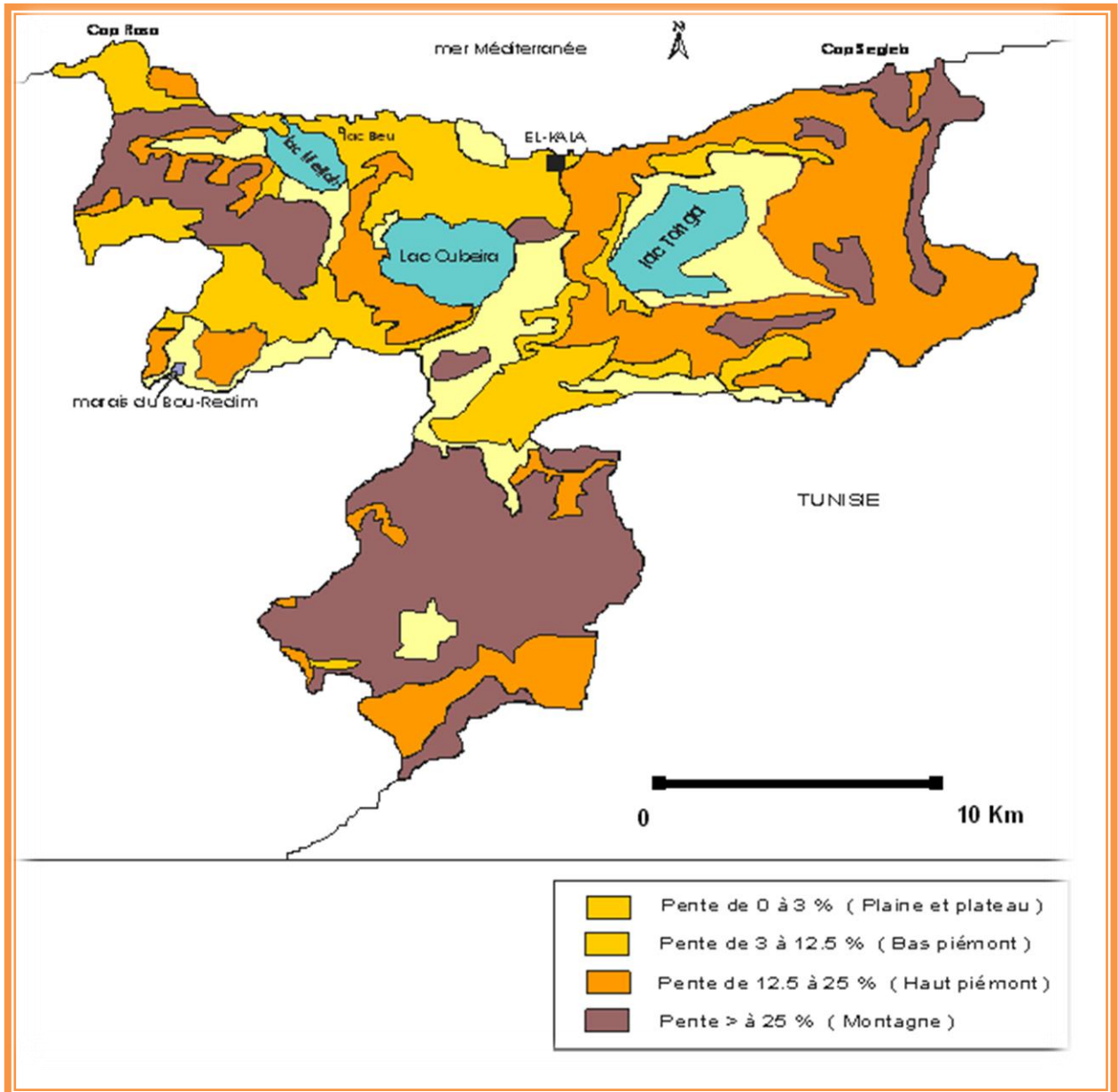


Figure 10 : Carte des pentes du Parc National d'El Kala

3.2. Réseau hydrographique

Le P.N.E.K occupe au total une superficie de 5500 ha d'eau et constitue le complexe le plus diversifiée d'Algérie (Belhadj, 1996). En effet, cette eau est sous forme de plans d'eau de taille et de nature diverse (lac Tonga 2700 ha, lac Oubeira 2200 ha, lagune d'El-Mellah 860 ha) (fig.11) , de nappes souterraines (nappe superficielle et nappe captive profonde superposées d'El Tarf, nappe semi captive et nappe superficielle d'Oum Teboul, nappe du cordon dunaire), et de sources (source de Bougles, source de

Bourdim et source d'El Bhaim et qui totalisent un débit de 12700m³/J) ainsi que d'un réseau important d'Oueds (au Sud, se localise oued Bougous, oued Melloula qui rejoignent l'oued El Kebir ; Oued et Hout, Oued El Eurg, Oued Messida sont à l'Est ; oued Boularroug, oued Mellah, oued R'guibet, oued Boumerchene, oued day L'Gràa, oued Messida sont à l'Ouest) et de Chabàas, creusés par l'érosion hydrique (Benyacoub et al., 1998).

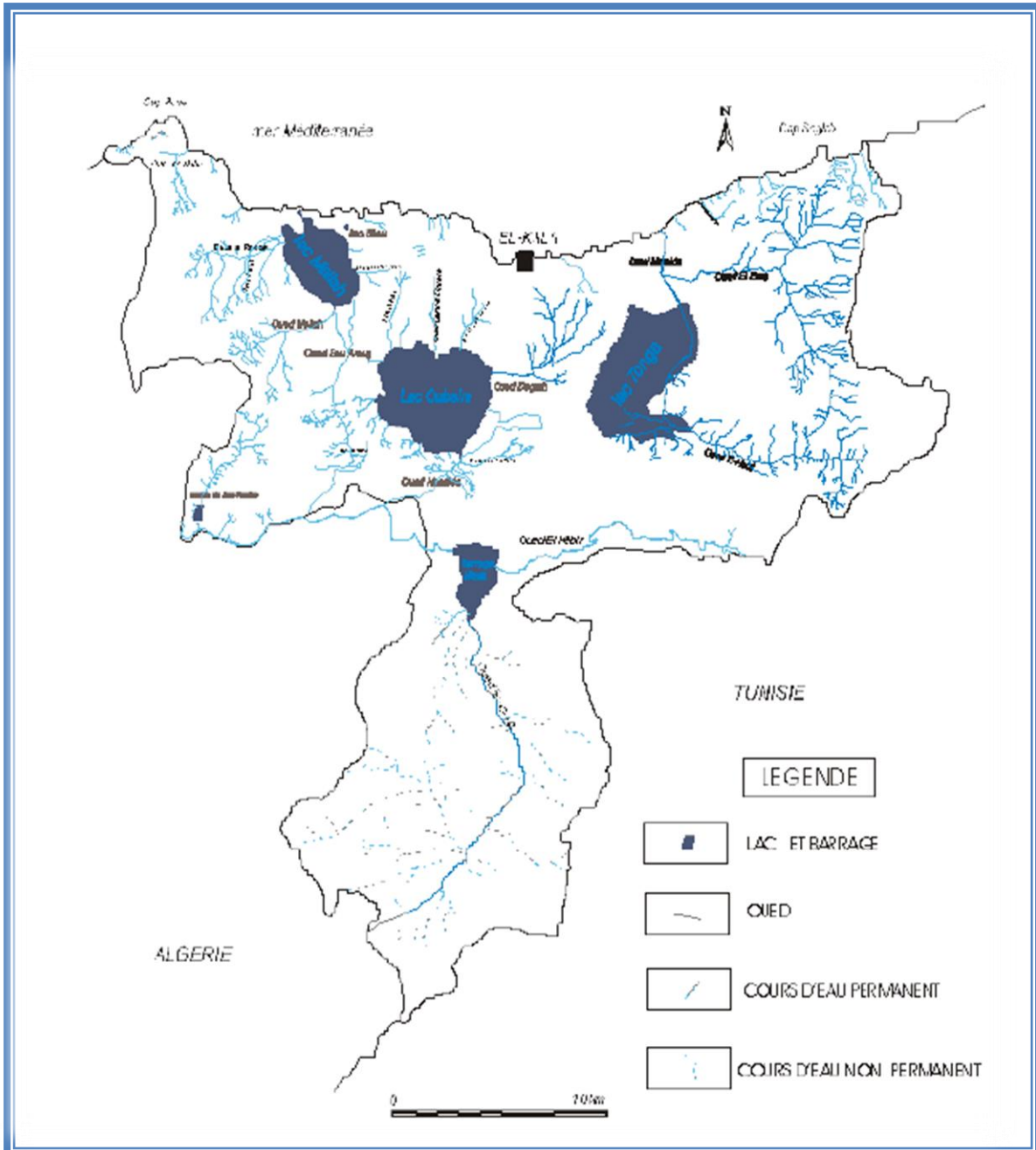


Figure 11 : Réseau Hydrographique du Parc National d'El Kala (Benyacoub et al., 1998)



3.3. Cadre climatique

L'analyse climatologique réalisée dans le cadre de cette étude est basée sur des données officielles de l'Office National de la Météorologie recueillies sur une période de 07 années (2004-2010) au niveau de la station météorologique la plus proche du permis qui est celle d'El Kala. Ainsi, les données recueillies s'étalent sur des périodes pouvant nous permettre une bonne compréhension du climat. Estienne et Godard (1970) recommandent une durée de 10 ans pour les relevés de températures et pour les pluies permettant de connaître les traits moyens du climat.

3.3.1. La température

La température est un facteur qui agit directement sur la croissance, le maintien de la stratification du lac, le cycle de phosphore, et la taxonomie des cyanobactéries. Ce paramètre est fonction de l'altitude, de la distance par rapport à la mer et varie également en fonction des saisons (Ozenda, 1982) (tab.5).

Tableau 5 : Moyenne des températures pour la période : (2004-2010). (Station météorologique d'El Kala, 2010).

Année	Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOÛT	SEP	OCT	NOV	DEC
2004-2010	T Min °C	9.25	9.13	9.93	12.35	15.48	17.94	21.91	23.55	19.85	17.34	12.92	8.6
	T max °C	16,31	16,6	17,88	20.78	23.74	27.48	30.8	30.90	28.52	26.21	20.8	17.06
	T M+m/2	12,78	12.85	13.90	16.56	19.61	22.89	26.35	27.22	22.68	21.77	16.86	12.83

D'après le tableau 5, nous constatons que la température maximale du mois le plus chaud « M » est enregistrée au mois d'Août avec une moyenne de 30.9 °C.

La température minimale du mois le plus froid « m » se situe au mois de décembre avec une moyenne de 8.6 °C.



3.3.2. Les précipitations

La pluviométrie constitue un facteur écologique d'importance fondamentale, elle agit d'une part sur la disponibilité des nutriments précurseurs de la croissance des cyanobactéries et d'autre part sur leur abondance.

Tableau 6 : Moyenne des précipitations pour la période : (2004-2010). (Station météorologique d'El Kala, 2010).

Année	Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEP	OCT	NOV	DEC
2004-2010	P(mm)	109,01	78.43	115.61	87.31	29.62	9.77	2.82	12.54	70.11	63.51	109.01	130.5

D'après le tableau ci-dessus, la station d'El Kala présente une moyenne des précipitations annuelles de 818 mm pour la période (2004-2010).

Notons également que les précipitations atteignent leurs valeurs minimales en saison estivale avec une valeur de 2.82 mm relevé en juillet.

La saison pluvieuse s'étale approximativement du mois d'octobre au mois de mars. Les pics sont atteints au cours du même mois et en décembre, avec 130,50 mm.

3.3.3. L'hygrométrie

La proximité de la mer jouant le rôle de condensateur des masses d'air tropical, et les zones humides depuis les marais de la Mekhada jusqu'au lac Tonga subissant une évaporation parfois intense du fait de l'ensoleillement, sont à l'origine d'une humidité atmosphérique élevée, qui durant la saison sèche favorise le maintien d'une végétation éprouvée par un important déficit hydrique (Benyacoub, 1993) (tab.7).



Tableau 7 : Moyenne de l'humidité pour la période : (2004-2010). (Station météorologique d'El Kala, 2010).

Année	Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEP	OCT	NOV	DEC
2003-2010	H(%)	75,62	70.81	72.35	72.16	69.57	69.16	67.11	67.95	68.62	71.55	72.77	75.87

La présence des zones humides dans le Parc National d'El Kala le considère comme un site particulièrement humide.

L'analyse des données du tableau 7 révèle que l'humidité varie entre 67% et 76%, le pic est toutefois relevé le mois de décembre.

3.3.4. Le vent

D'une manière générale la période hivernale se caractérise par des régimes de Nord et de Nord-Ouest forts. En revanche, la période estivale se caractérise par des vents de Nord-Est et Sud ou Sud-Est chauds. Le sirocco, qui souffle environ 14 jours par an, résulte des dépressions qui se forment sur la mer Méditerranée, il a une influence très importante sur le cycle d'eau dans la nature, il augmente l'évapotranspiration et favorise la sécheresse et l'apparition de violents incendies de forêts (Dajoz, 1971).

Tableau 8 : Moyenne du facteur vent pour la période : (2004-2010). (Station météorologique d'El Kala, 2010).

Année	Mois	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEP	OCT	NOV	DEC
2003-2010	V(m/s)	4.38	4.27	4.16	3.88	3.17	3.26	3.05	3.04	3.7	3.78	4.15	4.29

Le tableau 8 montre que les vents les plus violents soufflent en hiver et au début du printemps avec une vitesse moyenne maximale de 4.38m/s enregistrée en janvier (période 2004-2010).

3.3.5. Synthèse climatique

* Le diagramme ombrothermique de Gausсен et Bagnouls (1953)

Le diagramme ombrothermique de Gausсен et Bagnouls (1953) est une méthode graphique qui permet de définir les périodes sèche et humide de l'année, où sont portés en abscisses les mois, et en ordonnées les précipitations (P) et les températures (T), avec $P = 2T$. Un mois est sec lorsque le total des précipitations P (mm) est égal ou inférieur au double de la température T (°C), une période sèche est une suite de mois secs, elle peut s'exprimer par ($P < 2T$) (fig.12).

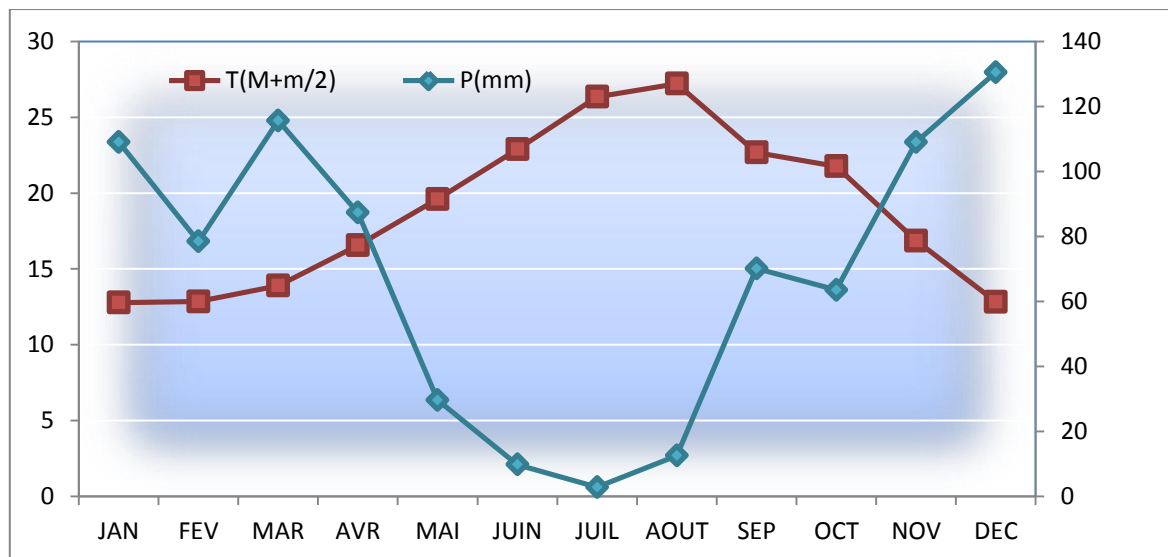


Figure 12 : Le diagramme ombrothermique de la région d'El Kala (2004 - 2010).

Le diagramme ombrothermique de Gausсен et Bagnouls (1953) pour la période (2004 – 2010) où ($P = 68,18\text{mm}$ et $M = 30,90\text{C}^\circ$ et $m = 8,60\text{C}^\circ$), montre que l'année est répartie en une saison sèche allant de la période du fin Avril au mois d'octobre et une saison humide débutant de la fin Octobre au mois d'Avril.

✿ Le climagramme d'EMBERGER (1955)

Emberger (1930) a cherché une expression synthétique du climat méditerranéen capable de rendre compte de la sécheresse, de ses variations et de ses relations avec la végétation.

Le quotient pluvio-thermique Q2 réunit les données météorologiques des principaux facteurs climatiques qui sont les précipitations et la température.

La formule s'établit de la façon suivante :

$$Q_2 = \frac{1000 P}{\frac{(M+m)(M-m)}{2}}$$

Q : le quotient pluviométrique d'EMBERGER.

P : Pluviométrie annuelle moyenne en millimètre = 68,18 mm

M : Moyenne maximale du mois le plus chaud = 30,90 °C

m : Moyenne minimale du mois le plus froid = 8,6 °C

Après application de la formule, nous obtenons la valeur de Q2 égale à 154,80 pour la période de (2004 - 2010), ce dernier situe la région d'El Kala dans l'étage humide dans le climagramme d'EMBERGER,

1. Sites d'étude

Les lacs, Oubeira, Tonga et la lagune El Mellah (fig.13) qui font l'objet de notre travail se singularisent par la pérennité de leurs plans d'eau qui persistent au plus fort de la saison sèche, et qui se localisent dans des dépressions où s'est installée la forêt humide et où domine l'aulnaie qui remonte souvent très loin le long des cours d'eau (Baba Ahmed, 2005).



Figure 13 : Vue satellitaire des sites d'étude. (Source : www.googlearth.com, modifiée).

1.1. Le lac Oubeira

▪ Localisation

Le bassin versant du lac Oubeira est situé à 5 km au Sud-Ouest d'El Kala et 54 km à l'Est d'Annaba. Il se trouve dans le Parc National d'El Kala qui est localisé à l'extrême Nord-Est du pays faisant frontière avec la Tunisie. Le lac Oubeira est situé au centre d'un bassin

versant de 9800 ha, d'une profondeur de 4 m, c'est l'eau douce la plus profonde de la région avec une surface moyenne de 2200 ha et un périmètre d'environ 32 km. Il s'insère dans un rectangle dont la plus grande longueur est de 7 km et la plus grande largeur est de 3,5 km de forme subcirculaire, son diamètre mesure 5 à 6 km.

Le lac Oubeira est une cuvette presque circulaire sans écoulement vers la mer (il s'agit d'un système endoréique) ; les terres dans le bassin versant sont partagées entre le domaine forestier où les parcelles privées sont rares et les terrains agricoles en grande partie de statut privé utilisés essentiellement pour la culture des arachides, le maraîchage et le pâturage (Messerer, 1999).

▪ Géologie

D'après la carte géologique de Joleaud (1936), les différentes formations géologiques rencontrées dans le bassin versant du lac Oubeira sont :

- Les alluvions lacustres couvertes d'eau l'hiver, formées d'argiles dont l'imperméabilité est liée aux argiles de Numidie.
- Les alluvions limoneuses au fond des vallées de pléistocène, formées de sables et limons.
- Les grès à hélices qui par désagrégation ont donné les dunes.
- Les formations du Pontien qui présentent deux faciès des argiles sableuses grises, jaunes ou rouges, et des argiles marneuses, salifères et argiles rouges gypseuses.
- Les grès de Numidie, quartzeux, souvent blanchâtres parfois assez friables, transgressifs sur les argiles de Numidie et formant des reliefs abrupts.
- Les marnes argilo-schisteuses de couleurs variées avec intercalations de petits bancs de grès quartzeux développés surtout sur les pentes de vallées et groupées sous le nom d'argiles de Numidie.

Les argiles, grès et calcaires noirs à nummulites de l'Eocène moyen.

- Le bassin versant du lac Oubeira est constitué de diverses formations géologiques : les sols de marécages, dont la fraction la plus importante se situe à l'Est du lac , les autres sont dispersés à proximité de Chabet, alluvions limoneuses du fond des vallées de l'oued El Kebir et des tributaires des trois lacs, surtout présentes à l'Est, les dépôts récents du lac

rassemblés au Nord et au Nord-Ouest du lac, les dunes présentes au Nord, les argiles de Numidie.

Le lac Oubeira est entouré par un cercle de collines de nature argilo-gréseuses, formant un bassin versant de 9800 ha (De Belair, 1990). Il est ainsi dominé au Nord-Ouest par Djer El Ousaa (132 m), au Nord-Est par Kef Bou Merchène (164m) dont la pente s'achève au niveau de la rive Ouest, les collines de la forêt de Brabtia constituent une limite commune entre les bassins versants de l'Oubeira et du Mellah. Au Sud-Ouest du lac s'élève la forêt de l'Oubeira jusqu'à 188m.

La rive Est du lac est longée par la route national 44, à l'Est de la quelle culminent les hauteurs de la Calle et d'El Frine à 175m environ.

Le lac est installé dans une large cuvette synclinale (Marre ,1987) dans laquelle les argiles numidiennes du tertiaire, généralement décapées surtout les massifs environnants, ont pu se maintenir, créant au-dessus des grès perméables une couverture imperméable, de dépôts récents du Quaternaire qui sont présents quasiment tout autour du lac (Joleaud, 1936).

▪ Hydrologie

Le lac Oubeira est alimenté par des cours d'eau importants : l'oued Demnet Rihane au Nord, l'oued Boumerchene au Nord-Est, l'oued Dey l' Grâa à l'Est et l'oued Messida au Sud. En hiver, à l'occasion des fortes précipitations, les eaux de l'oued El Kébir parviennent au lac principalement par l'oued Messida

En été, quand le niveau de l'oued El Kébir 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 (Marre, 1987).

1.2. Le lac Tonga

▪ Localisation

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

▪ Géologie

Selon la carte géologique de Joleaud (1936), les formations géologiques rencontrées dans le bassin du lac Tonga sont les suivants :

- Les alluvions lacustres couvertes d'eau l'hiver, formées d'argiles dont l'imperméabilité est liée aux argiles de Numidie.
- Les alluvions limoneuses au fond des vallées du Pléistocène, formées de sable et limon.
- Les grés à hélices qui par désagrégation ont donné les dunes.
- Les formations du Pontien qui présentent deux faciès argiles sableuses grises, jaunes ou rouges ; conglomérats et sables rouges ou jaunes à *Archaelix solignaci* et des argiles marneuses, salifères et argiles rouges gypseuses ; dans le bassin du lac Tonga c'est le premier faciès qui domine.
- Les grés de Numidie, quartzeux, souvent blanchâtres, parfois assez friables, transgressifs sur les argiles de Numidie et formant des reliefs abrupts. Ils recouvrent 33% de la superficie du bassin versant.
- Les marnes argilo-schisteuses de couleurs variées avec intercalation de petits bancs de grés quartzeux développés surtout sur les pentes des vallées et groupées sous le nom d'argiles de Numidie.

- Les argiles, grès et calcaires noirs à nummulites de l'Éocène moyen. Le bassin versant du lac Tonga de 150 km² est constitué de diverses formations géologiques: Sols de marécages, formés de limons de bas-fonds, alluvions limoneuses formées de sable et limons récents, formations du Pontien, formées de conglomérats à ciments argileux, grès de Numidie qui sont quartzeux, blanchâtres, formant des reliefs abrupts, argiles de Numidie, formées de marnes argilo-schisteuses, argiles, grès et calcaires noirs de l'Éocène moyen qui constituent les contre forts entourant le lac.

▪ Hydrologie

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

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

1.3. La lagune El Mellah

▪ Localisation

Localisée dans un site naturel couvert d'une forêt dense de chêne liège, la lagune Mellah est l'unique lagune en Algérie. Elle fait partie d'un ensemble de dépressions du complexe de zones humides d'un parc national . La lagune Mellah se situe à l'extrême Nord-Est algérien (8° 20' E et 36° 54' N), en bordure de la mer Méditerranée entre les deux caps Rosa et Roux. Elle se trouve ainsi à une distance d'environ 10 Km à l'Est de Cap-Rosa et à 15 Km à l'Ouest de la ville d'El-Kala.

▪ Géologie

La lagune Mellah correspondrait à une ancienne vallée fluviale envahie par la mer (Arrignon, 1963). Elle se trouve insérée dans des collines d'alluvions quaternaires, où

les mouvements tectoniques y ont fortement contribué (Morel, 1967). D'autre part, Guelorget *et al.*, (1989) la qualifient comme étant une dépression endoréique lacustre würmienne, envahie par la mer lors de la remontée eustatique flandrienne. La lagune est un milieu paralique recouvrant une superficie d'environ 865 hectares. D'une forme ovoïde allongée du Nord-Nord-Ouest au Sud-Sud-Est, elle s'étend sur une longueur de 4,5 Km du Nord au Sud et sur une largeur de 2,5 Km d'Est en Ouest, avec une profondeur moyenne de 3,5 m (Gimazane, 1982). Dans la région Nord-Est de la lagune, un cordon dunaire s'élevant jusqu'à plus de 177 m, orienté du Nord-Ouest au Sud- Est.

▪ Hydrologie

Le bassin versant avec un périmètre de 56,15 Km, couvre une superficie de 81,45 Km². Il est en majorité une zone dunaire et montagneuse occupée par des chênaies (chêne vert *Quercus ilex* et chêne liège *Quercus suber*) (Anonyme, 2005). La région peu urbanisée, est occupée par une population très clairsemée dans des habitations identifiées par la présence de maisons en majorité de type traditionnel. Cette population vit principalement d'élevage bovin et caprin, et des cultures d'arachides. De ce fait, les apports continentaux ne comportent que les produits du lessivage des sols. Les apports de ce bassin s'effectuent par l'intermédiaire de trois Oueds : Rguibet au Nord-Ouest, El-Mellah au Sud-Ouest et Boularoug au Sud. De plus, une partie de l'eau recueillie dans le bassin versant du Mellah s'infiltré et alimente les nappes souterraines, elles-mêmes en communication probable avec la lagune. L'apport des ruisseaux peut être estimé à environ 20 millions m³ par an (Messerer, 1999).

La dynamique des eaux de la lagune est influencée par les mouvements de l'eau marine pénétrant par le chenal d'une part, et par les apports directs d'eau douce lors des pluies et les eaux charriées par les oueds : El Mellah, Boularoug et R'guibet d'autre part.



2. Méthodologie

2.1. Mise en place de la stratégie d'échantillonnage – Points échantillonnés

Dans le cadre de notre étude, 13 points de prélèvements ont été définis au niveau des écosystèmes du complexe de zones humides (les lacs Oubeira, Tonga et la lagune El Mellah) avec une fréquence de deux prélèvements par mois.

Le choix des stations d'échantillonnage était en fonction des caractéristiques hydrographiques de ces plans d'eau, points sous les vents dominants ou à l'aval des affluents.

- Au niveau du lac Oubeira :

Les prélèvements ont été effectués durant la période s'étalant de de Février 2009 à Janvier 2010 au niveau de six stations :

- ▣ **Station 1** : à l'embouchure de l'Oued Demnet Rihane (DR).
- ▣ **Station 2** : à l'embouchure de l'Oued Boumerchene (B).
- ▣ **Station 3** : à l'embouchure de l'Oued Dey L'Gràa (DL).
- ▣ **Station 4** : à l'embouchure de l'Oued Messida (M).
- ▣ **Station 5** : située à l'Ouest du lac, c'est un point alimenté par un cours d'eau permanent (EL).
- ▣ **Station 6** : c'est le point central du lac (C) (fig.14).

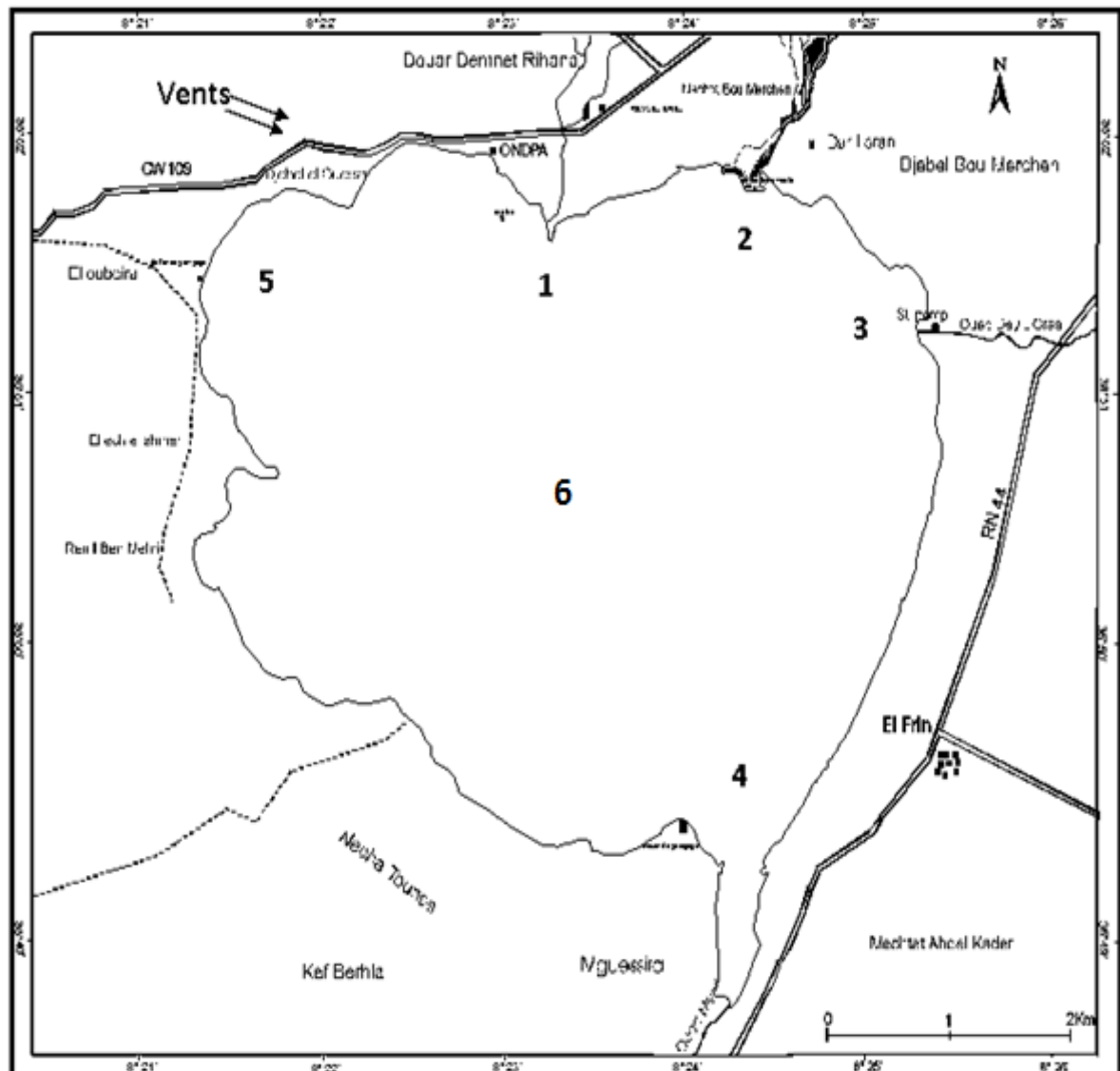


Figure 14: Position des stations de prélèvement dans le lac Oubeïra

(M.P.R.H, 2004 modifiée).

- **Au niveau du lac Tonga :**

L'échantillonnage a été réalisé durant 2 cycles allant du mois de Février 2009 jusqu'au mois de Janvier 2011, au niveau d'une seule station située au près des vannes (fig.15).

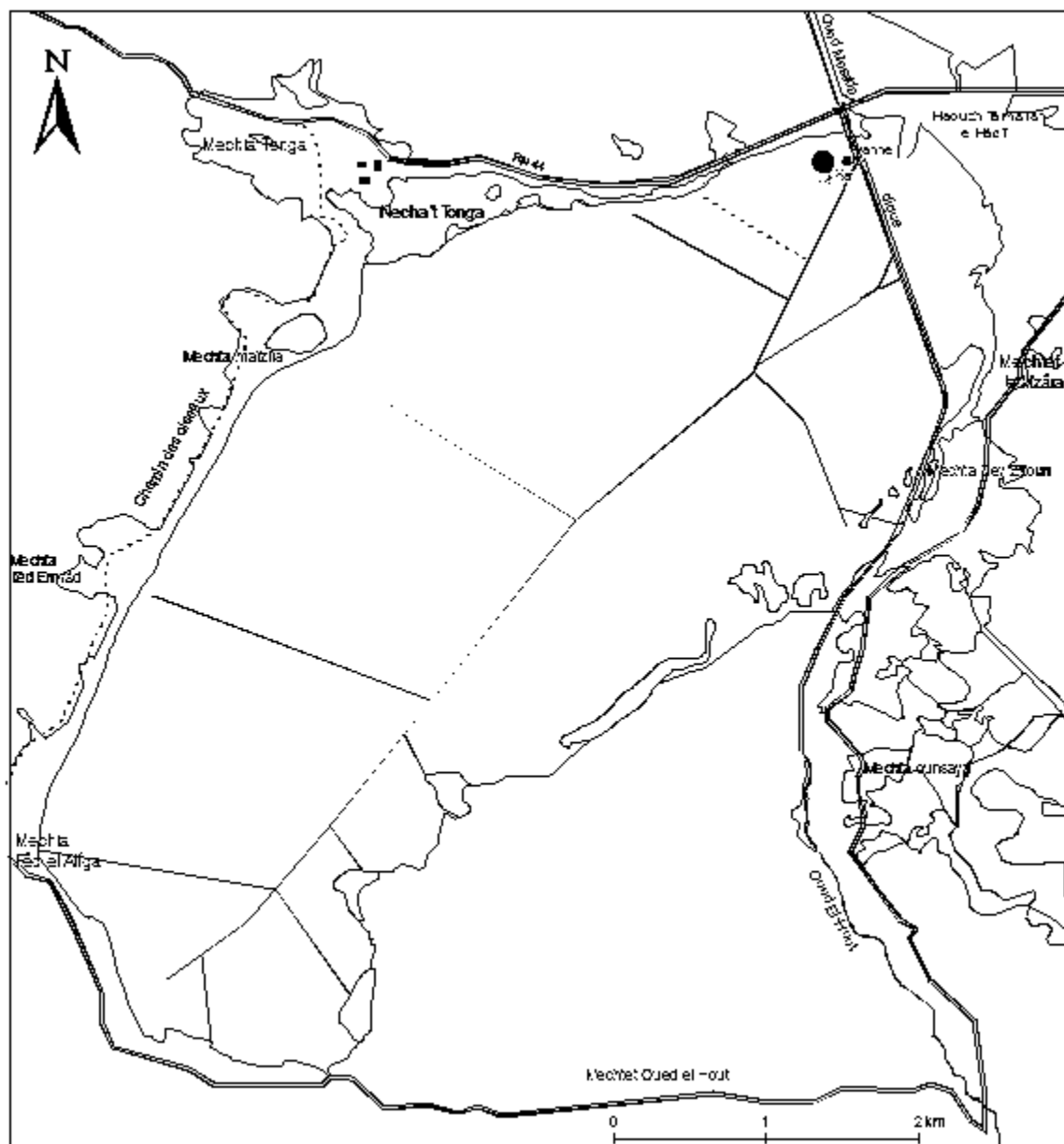


Figure 15: Position de la station de prélèvement dans le lac Tonga

(M.P.R.H, 2004 modifiée).

- **Au niveau de la lagune El Mellah :**

Les prélèvements ont été effectués au cours de la période s'étalant de Février 2009- Août 2010. Six points d'échantillonnage ont été choisis :

- **Station 1 :** au près des tables qui représente le point d'élevage d'organismes à savoir les poissons, les crustacés...etc (T).
- **Station 2 :** à l'embouchure de l'Oued R'guibet (SR).

- ▣ Station 3 : à l'embouchure de l'Oued Boularoug (Sud).
- ▣ Station 4 : point où l'Oued Boumalek se jette (B).
- ▣ Station 5 : c'est le point central du lac (C).
- ▣ Station 6 : au niveau du chenal reliant la lagune avec la mer (CH) (fig.16).

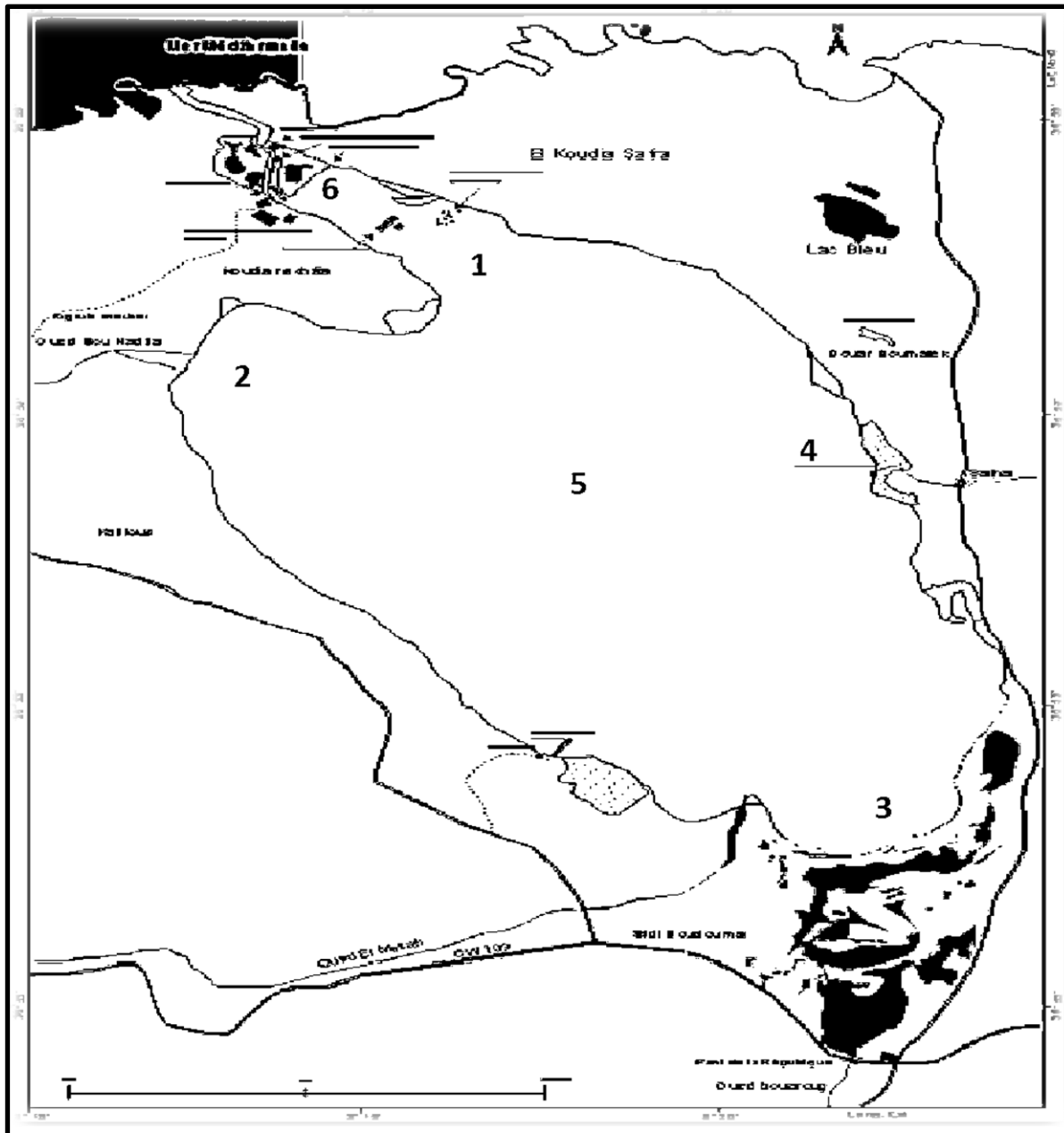


Figure 16 : Position des stations de prélèvement dans la lagune El Mellah

(M.P.R.H, 2004 modifiée).

2.2. Variables étudiées

Durant la période d'étude, 2 prélèvements mensuels d'eau par sites et au niveau de chaque station ont été effectués sous la surface (0.5m), pour l'étude des variables physico-chimiques et biologiques.

2.2.1. Mesures physico-chimiques

Pour chaque point de prélèvement, les paramètres suivants ont été relevés *In situ* à l'aide d'un multi-paramètre (Modèle : WTW Multi 340i/SET-82362, Weilheim, Germany) (fig.17) :

- la température de l'eau
- le pH
- la conductivité (en $\mu\text{S cm}^{-1}$)
- la concentration en oxygène dissous (en mg L^{-1}).
- la salinité (cas de la lagune).



Figure 17 : Photographie du multi-paramètre.

- Des prélèvements d'eau ont été effectués pour mesurer les concentrations en sels minéraux (ammonium, nitrate, nitrite, orthophosphate), ainsi que les matières en suspension, à l'aide de bouteilles en polypropylène, conservées par la suite dans une

glacière, jusqu'à arriver au laboratoire (EMMAL, Univ.Badji-Mokhtar, Annaba) où les différents dosages ont été effectués.

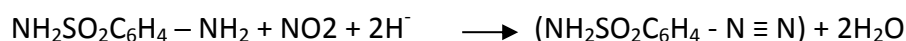
Les sels nutritifs ont été dosés selon [Aminot et Kérouel \(2004\)](#), à l'exception des nitrates qui ont été dosés selon [Aoac \(2002\)](#).

a. Dosage de l'azote nitreux (les nitrites 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.

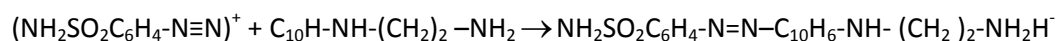
▣ Principe

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 R(1) puis mélanger et laisser reposer 2 à 8 mn.
- Ajouter, ensuite, 1ml de R(2) et mélanger à nouveau puis attendre au moins 10 mn (mais pas plus de 2 heures).
- Lire l'absorbance à l'aide d'un spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 543 \text{ nm}$.

R(1) : SOLUTION DE SULFANILAMIDE.

R(2) : SOLUTION DE N-NAPHTYL-ÉTHYLÉNIAMINE.

NB:

- La concentration des nitrites a été déterminée à partir de la courbe d'étalonnage.
- La préparation des réactifs est rapportée en annexe.

b. Dosage de l'azote nitrique (les nitrates NO_3^-) :

L'ion nitrate est la forme oxydée stable de l'azote en solution aqueuse. Il entre dans le cycle de l'azote comme support principal de la croissance du phytoplancton. Il est ensuite régénéré à partir des formes organiques, par les bactéries. Lorsque la vitesse de régénération devient inférieure à la vitesse d'utilisation, les ions nitrates deviennent un facteur limitant de la croissance des algues.

▣ Principe

L'ion nitrate donne avec la brucine dans un milieu d'acide sulfurique une couleur jaune, La vitesse de la réaction varie selon la température.

▣ Mode opératoire

- Dans un premier bécher : pipeter 5 ml d'échantillon à analyser clair, ajouter 1 ml de brucine sulfanilique.
- Dans un deuxième bécher, introduire 10 ml d'acide sulfurique.

- Mélanger le contenu des deux béchers (1- 2), en prenant soin d'ajouter le contenu du premier bécher dans l'acide sulfurique goutte à goutte.
- Verser d'un bécher à l'autre avec précaution 4 à 6 fois.
- Mettre à l'obscurité et laisser reposer pendant 10 mn.
- Introduire 10 ml d'eau distillée dans le bécher vide, après les 10 mn de pause, mélanger au premier bécher comme auparavant (4 à 6).
- Laisser refroidir à l'obscurité 20 à 30 mn, et compléter le volume jusqu' à 50 ml.
- Lire l'absorbance à l'aide d'un spectrophotomètre à la longueur d'onde

$\lambda = 410 \text{ nm}$.

NB :

- La concentration des nitrates a été déterminée à partir de la courbe d'étalonnage.
- La préparation des réactifs est rapportée en annexe.

c. Dosage de l'azote ammoniacal total ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$):

L'azote ammoniacal est présent sous deux formes en solution. L'ammoniac NH_3 , et l'ammonium NH_4^+ .

L'azote ammoniacal provient des excréments animales et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés. Il est utilisé par le phytoplancton comme source d'azote.

▣ Principe

Le dosage de l'azote ammoniacal a été effectué après fixation immédiate sur terrain de l'échantillon par addition de deux réactifs.

▣ Mode opératoire

- Prendre 100 ml (plus au moins 5 ml) de l'échantillon.
- Ajouter 3 ml du R (1)'.
- Boucher et agiter pour bien homogénéiser.
- Ajouter sans attendre 3 ml du R (2)', boucher et agiter à nouveau.
- Placer immédiatement à l'abri de la lumière pendant 6 à 8 heures

(à température ambiante).

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

R(1)' : SOLUTION DE PHÉNOL-NITROPRUSSATE.

R(2)' : SOLUTION ALCALINE D'HYPOCHLORITE.

NB :

- La concentration de l'azote ammoniacal a été déterminée à partir de la courbe d'étalonnage.
- La préparation des réactifs R(1)' et R(2)' est rapportée en annexe.

d. Dosage des Orthophosphates (PO_4^{3-}) :

Le dosage des orthophosphates a été réalisé selon la méthode de Murphy et Riley (1962); cette dernière reste jusqu'à présent une des méthodes les plus rapides et les plus simples pour le dosage des orthophosphates dans l'eau.

▣ 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.

▣ Mode opératoire

- Prendre 100ml de l'échantillon.
- Ajouter à cela 10ml du mélange réactifs.
- Attendre 5 mn et lire l'absorbance à $\lambda = 885$ nm.

NB :

- La concentration des orthophosphates a été déterminée à partir de la courbe d'étalonnage.
- La préparation du mélange - réactifs est rapportée en annexe.

e. Dosage de la matière en suspension (MES) :

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

▣ Principe et méthode

La détermination de la matière en suspension dans l'eau a été réalisée par l'application de la méthode de pesée différentielle après filtration d'échantillon sur un filtre en fibre de verre WHATMAN GF/C 47 μ m de porosité.

Le filtre a été pesé avant et après filtration. La différence de poids permet de connaître le poids sec total de la matière en suspension dans le volume filtré correspondant.



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

P1 = poids du filtre avant filtration (mg).

P2 = poids du filtre après filtration (mg).

V = volume d'eau filtrée (litre).

2.2.1. Mesures biologiques

▣ Estimation de la biomasse phytoplanctonique

300 à 500 mL d'eau ont été prélevés pour estimer la biomasse phytoplanctonique. Après filtration sur filtre Whatman GF/C™ (GE Healthcare Ltd., UK) et extraction à l'acétone (SCOR-UNESCO, 1966), la concentration en chlorophylle a (en $\mu\text{g L}^{-1}$) a été déterminée par spectrophotométrie.

- Protocole expérimental

- Placer le filtre en place sur l'équipement de filtration.
 - Recouvrir le filtre d'une fine couche, environ 1 ml de la suspension de carbonate de magnésium.
 - Verser un volume de l'échantillon à travers le filtre en fibre de verre.
 - Récupérer le filtre, le placer dans un tube à centrifuger contenant un volume d'acétone ($V_2 = 15 \text{ ml}$) à 90%.
 - Agiter, 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 $\lambda = 663, 645 \text{ et } 630 \text{ nm}$.
- La concentration de la chlorophylle a est calculée selon l'équation :

$$\text{Chlorophylle } a \text{ } (\mu\text{g/L}) = \frac{\{(11.64 \times DO \text{ à } 663\text{nm}) - (2.16 \times DO \text{ à } 645 \text{ nm}) - (0.1 \times DO \text{ à } 630\text{nm}) \times v\}}{V \times l}$$

- DO : Densité optique.
- v : Volume du solvant d'extraction (ml).
- l : longueur du trajet optique (cm).
- V : Volume de l'échantillon filtré (L).

▣ Identification et dénombrement des cyanobactéries

250 mL d'eau ont été concentré à l'aide d'un filet à plancton de 20µm de vide de maille (Hydro-Bios, Kiel, Germany) et fixés par du formol 5% de concentration finale (v/v) pour l'identification morphologique par un microscope photonique des espèces phytoplanctoniques selon (Hindák, 1992; Komàrek and Kling, 1991; Komàrek and Anagnostidis, 1989, 1998, 2005).

Les principaux critères morpho-anatomiques retenus sont :

- la structure des micro-algues (unicellulaire ou filamenteuse) ;
- La présence ou non : d'une gaine gélatineuse, d'akinètes et d'hétérocystes.
- Position des hétérocystes au sein du filament.
- La taille cellulaire.

A partir de cet échantillon un comptage cellulaire des espèces de cyanobactéries a été effectué à l'aide d'une cellule hématimétrique (Nageotte), il s'agit d'une lame spéciale composée de 40 bandes correspondant à une surface donnée et un volume de 50µL. Les densités cellulaires ont été déterminées selon Brient (2001) en utilisant un microscope optique (Carl Zeiss, Axiostar plus 1169-149, Germany).

La méthode consiste à :

- Prendre un sous échantillon de 1ml, à partir duquel un volume de 50µl est prélevé et injecté sous la lamelle fixée préalablement sur la cellule de comptage après humidification des surfaces rodées.
- Observation microscopique sous les objectifs x10 et x 40.

- Comptage des cyanobactéries rencontrées sur les 20 bandes horizontales de la cellule Nageotte.

Cette opération est répétée plusieurs fois (3 à 5 observations), la densité algale est ainsi déterminée selon la formule suivante :

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

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

Moy : moyenne des cellules dénombrées.

20 : 20 bandes sur lesquelles le dénombrement est effectué.

40 : 40 bandes correspondant à la grille de la cellule de dénombrement.

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

V : volume du sous échantillon (ml).

Rq : Pour chaque point, ces mesures ont été faites en duplicats.

3. Paramètre structuraux des peuplements de cyanobactéries

3.1. Richesse spécifique "S":

C'est le nombre d'espèces "S" contactées au moins une fois au terme de "N" relevés (Blondel, 1975). La richesse spécifique peut bien être un critère distinctif des écosystèmes ou des stations étudiées au sein d'un écosystème donné. Dans notre cas, nous assimilons l'ensemble des relevés réalisés pendant l'année à un peuplement statistique. S sera mesuré sur l'ensemble de l'année.

3.2. Diversité spécifique ou diversité observée "H'":

La diversité d'un peuplement, qui exprime son degré de complexité, est calculée à partir de l'indice de Shannon et Weaver (1949). (Benyacoub, 1993).



$$H' = - \sum P_i \log_2 P_i$$

P_i : Fréquence relative de l'espèce i dans un peuplement.

H' : exprime en Bit par individu (Binary digit).

Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèces dont la distribution d'abondance est équilibrée. A l'inverse, une valeur faible correspond soit à un peuplement caractérisé par un petit nombre d'espèces pour un grand nombre d'individus, soit à un peuplement dans lequel il y a une espèce dominante.

La diversité varie en fonction de la richesse du peuplement et de la distribution d'abondance des espèces de ce dernier. Plus la richesse est élevée et la distribution d'abondance équilibrée, plus la diversité est forte. Les fortes valeurs de H' traduisent généralement un degré élevé de complexité et de maturité d'un peuplement et, par la même, la complexité des facteurs mis en jeu dans l'environnement (Benyacoub, 1993).

La diversité maximale d'un peuplement $H' \text{ max}$ se calcule comme suit:

$$H' \text{ max} = \log_2 S$$

S : Richesse totale de ce peuplement

$H' \text{ max}$: Diversité théorique maximale.

3.3. L'équitabilité

L'équitabilité est le rapport de la diversité observée à la diversité maximale. Elle mesure le degré d'équilibre et de complexité d'un peuplement par l'écart de H' à $H' \text{ max}$ (Benyacoub, 1993).

$$E = H' / H \text{ max}$$

Quand E est proche de 1, la diversité observée est proche de la diversité maximale. Elle traduit alors une distribution d'abondance proche de l'équilibre. A l'inverse, quand E est proche de 0, la diversité observée est faible et illustre une distribution d'abondance fortement hiérarchisée qui est le reflet d'un environnement simple, contraignant, dans lequel peu de facteurs structurent le peuplement (Benyacoub, 1993).

Les matrices des différents paramètres de structure des peuplements de cyanobactéries ont été établies sous MICROSOFT EXCEL.

4. Analyses statistiques

4.1. Analyse statistique bivariable :

L'analyse statistique bivariable consiste à calculer les corrélations linéaires simples entre les différentes variables deux à deux (Dagnelie, 2007).

Les corrélations entre les séries de paramètres sont évaluées par le coefficient de corrélation non-paramétrique de Spearman (r) pour analyser l'intensité des relations entre nos paramètres.

▣ Les corrélations

Le 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.

Ce coefficient est compris entre -1 et $+1$. Il est en valeur absolue, d'autant plus proche de 1, la liaison entre les deux variables est nette. A l'inverse, si le coefficient est nul ou approximativement nul c'est que les deux variables ne sont pas corrélées entre elles.

D'autre part, le signe du coefficient de corrélation indique si la relation entre les deux variables (séries d'observations) est croissante ou décroissante. En effet, lorsque le coefficient de corrélation est positif, les valeurs élevées d'une variable correspondent aux valeurs élevées de l'autre variable et les valeurs faibles d'une variable correspondent aux valeurs faibles de l'autre variable. Par contre, lorsque la corrélation est négative, les valeurs élevées d'une variable correspondent, dans l'ensemble, aux valeurs faibles de l'autre variable et vice-versa.

- Si $p > 0.05$: il n'existe pas de corrélation.
- Si $p \leq 0.05$: il existe une corrélation significative entre les stations (*).
- Si $p \leq 0.01$: il existe une corrélation hautement significative entre les stations (**).
- Si $p \leq 0.001$: il existe une corrélation très hautement significative entre les stations (***)).

Des comparaisons inter-sites et inter-mois ont été effectuées à l'aide du **test de Kruskal-Wallis**.

4.2. Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode mathématique d'analyse de données qui va chercher à représenter au mieux dans un espace réduit (un plan), des objets qui sont décrits par un grand nombre de variables définissant un espace multidimensionnel. Cette analyse permet donc d'étudier les relations de proximité entre ces objets et la contribution des diverses variables à cette structuration. Par la suite, des arbres de classification (analyse hiérarchique) ont été tracés afin de mieux visualiser les similitudes entre nos mois et stations (Scherrer, 2009)

Pour nos analyses statistiques, nous avons utilisé quelques bibliothèques (en anglais packages) statistiques et graphiques : corrplot (Wei, 2013) et FactoMineR (Husson *et al.*, 2014). Tous les packages ont été téléchargés à partir du site web officiel de CRAN (The Comprehensive R Archive Network) : <http://cran.r-project.org/web/packages/>.



1. Physico-chimie de l'eau

1.1. Le lac Oubeira

1.1.1. La température

Les températures de l'eau au niveau des 6 stations suivent la même évolution ; la température maximale est relevée en août et la minimale en février (fig.18)

Nos relevés font apparaître l'existence de deux périodes, l'une froide s'étendant du mois de novembre au mois d'avril et l'autre chaude s'étalant du mois de Mai au mois d'octobre. Durant ces périodes les températures s'échelonnent entre 9.3°C et 18.4°C en période froide et entre 19°C et 29.2°C en période chaude (fig.19).

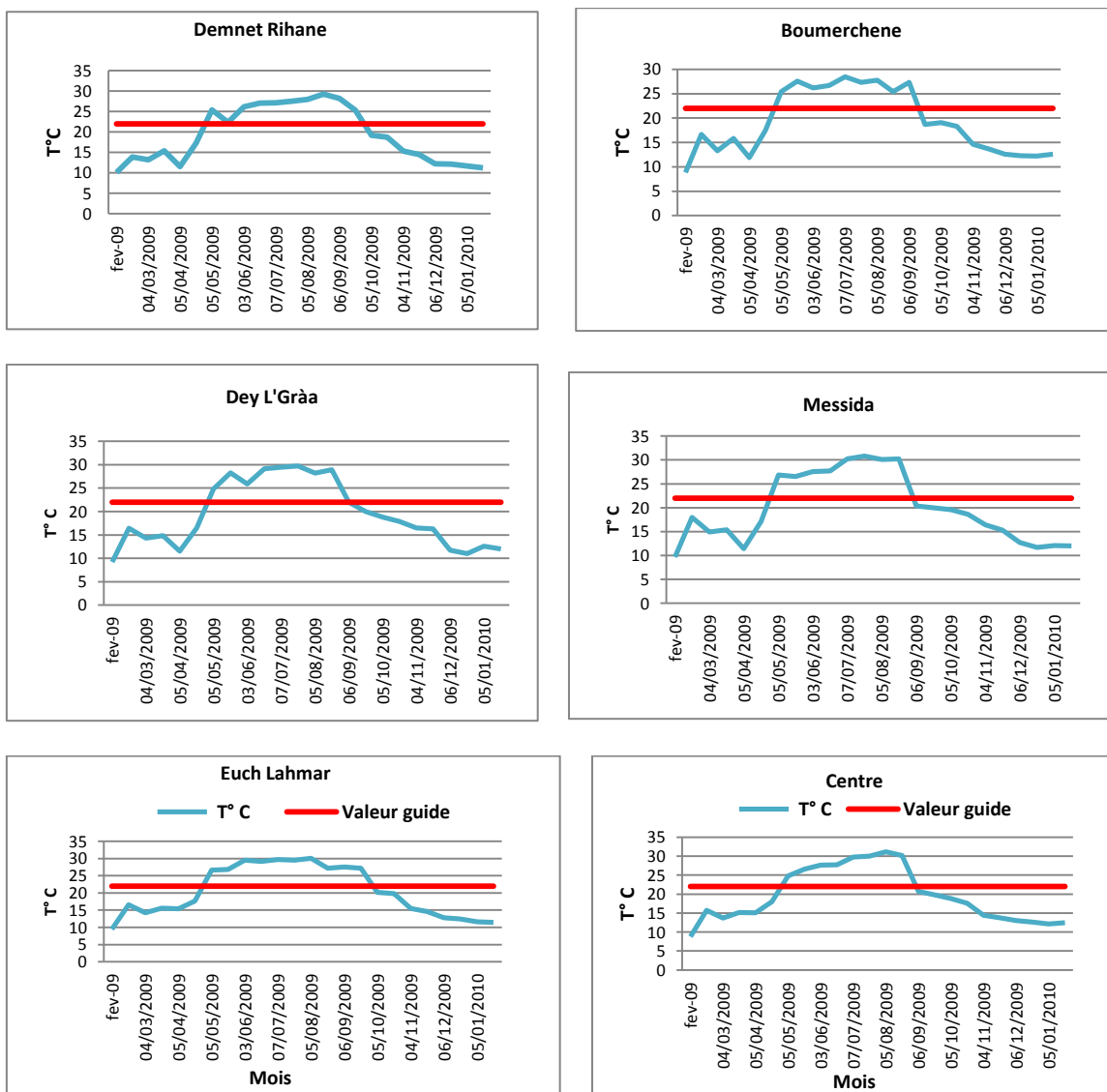


Figure 18 : Variations mensuelles de la température de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

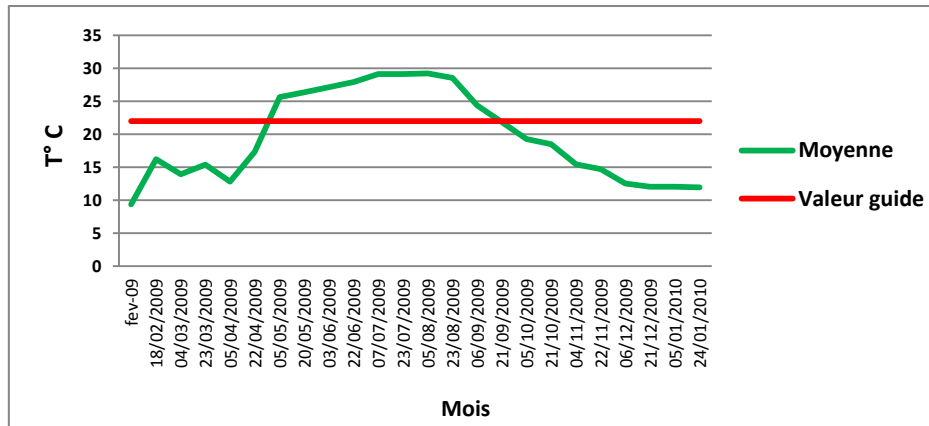


Figure 19 : Variations mensuelles de la température moyenne de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

Nous notons toutefois que la température de l'eau dans le lac Oubeira en période chaude, dépasse la valeur limite de la température des eaux de surfaces de 22°C selon les normes françaises (L'INERIS, 2014).

1.1.2. L'oxygène dissous

Les teneurs moyennes en oxygène dissous de l'eau du lac Oubeira sont comprises dans l'intervalle 13.38 - 5.27 mg/l (fig.21).

Les eaux de l'Oubeira montrent des teneurs en oxygène dissous dépassant 10 mg/l en période hivernale et automnale et inférieures à 6mg/l en période estivale ; des teneurs intermédiaires sont notées au printemps. La valeur maximale étant relevée à Messida le mois de Février et la minimale en Juillet à Boumerchene (fig. 20).

Nous notons toutefois que les teneurs basses relevées, ne sont jamais au-dessous de la valeur minimale fixée par le Journal Officiel de la République Algérienne J.O.R.A, (2014).

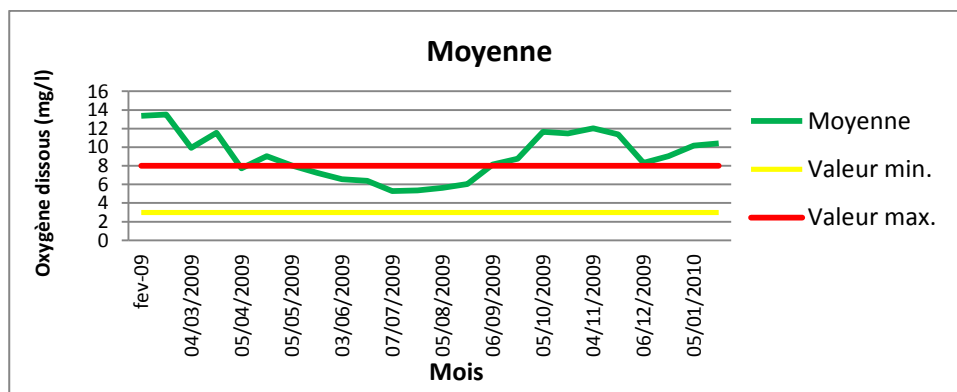


Figure 20 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en oxygène dissous de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).



Figure 21 : Variations mensuelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

1.1.3. Le pH

Le pH de l'eau du lac Oubeira est alcalin, il varie de 6 à 9. Nous notons toutefois, que les fortes valeurs du pH (entre 8.03 et 9.30) dépassant la valeur limite (8.5) fixée par les normes françaises, sont enregistrées en périodes estivale et automnale. En revanche, des valeurs inférieures à 8 sont notées en période hivernale et

printanière. Par ailleurs, c'est au mois d'avril que les valeurs les plus basses sont relevées (6.75) (fig.23).

Les valeurs du pH des eaux des différentes stations ne montrent pas de différences significatives.

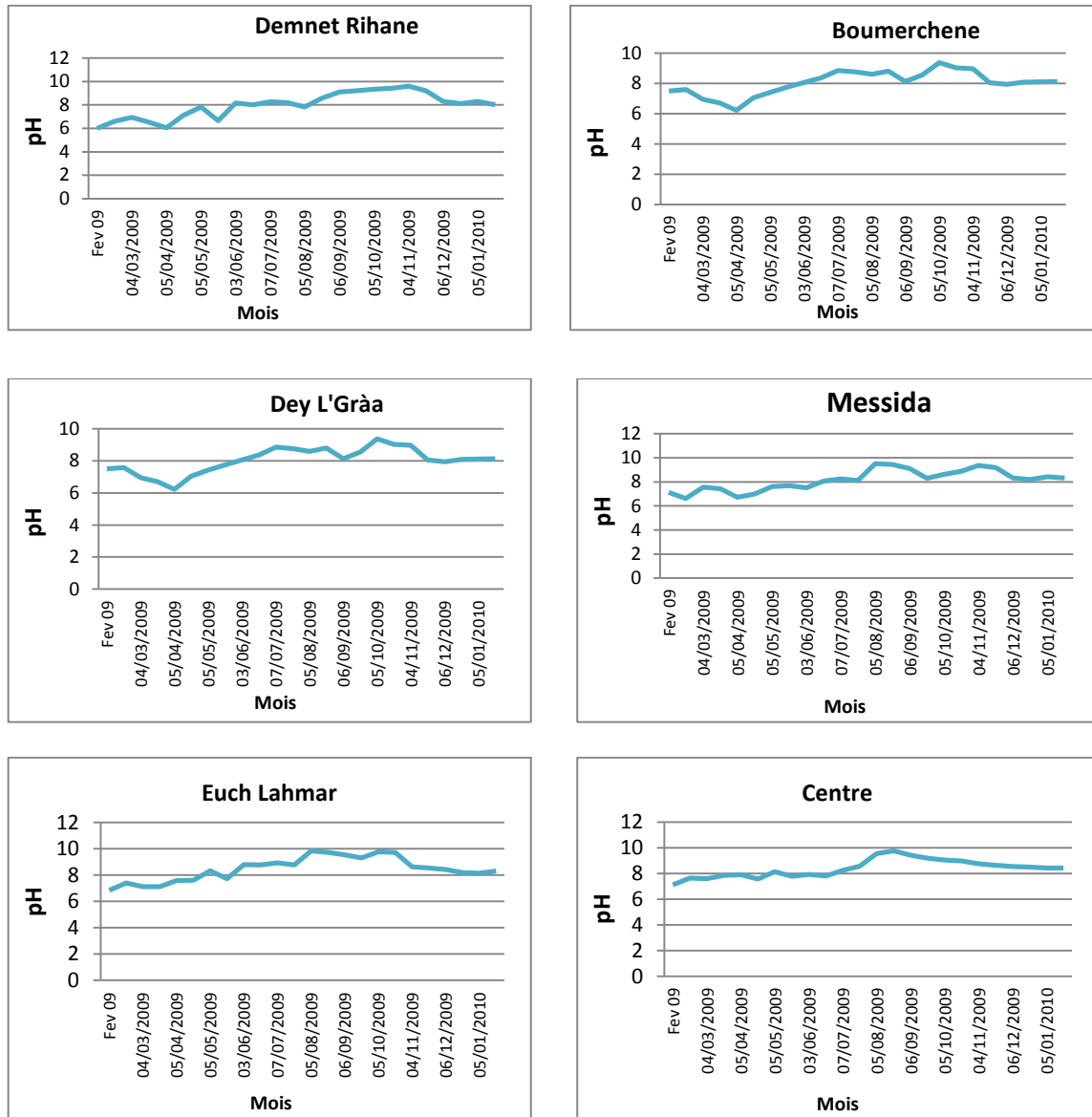


Figure 22 : Variations mensuelles du pH de l'eau dans les 6 stations

(Lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

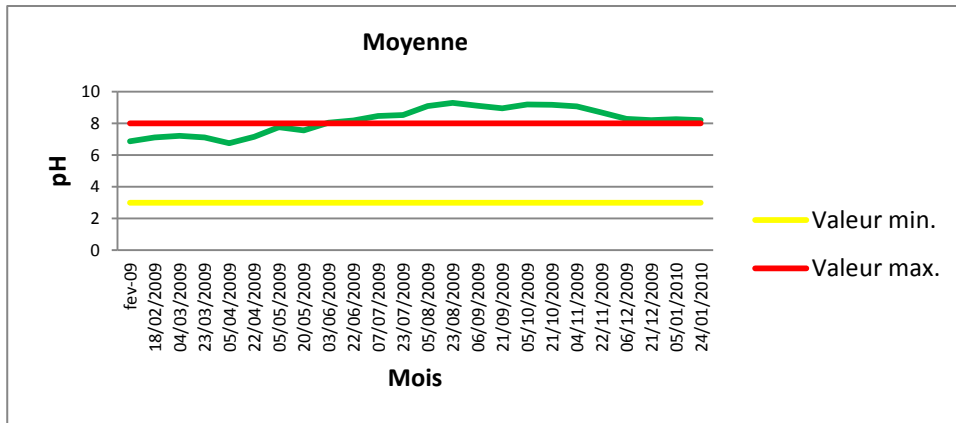


Figure 23 : Variations mensuelles du pH moyen de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

1.1.4. La conductivité électrique (µS/cm)

Les valeurs relatives à ce paramètre montrent des variations spatio-temporelles similaires dans l'ensemble des stations d'échantillonnage (fig.24). A l'exception du mois d'avril où la conductivité atteint sa valeur minimale dans l'ensemble des stations, nous notons que la conductivité des eaux de l'Oubeira reste comprise entre 400 et 500 µS/cm et ne dépassent jamais la valeur fixée par la norme française (INERIS, 2014) qui est de l'ordre de 1100 µS/cm (fig.24). Les valeurs proches de 500 µS/cm sont le plus souvent rencontrées en période estivale ; nous notons, toutefois, des valeurs aussi élevées en période hivernale à Dey L'Gràa, Messida, Euch Lahmar et le centre (fig. 25).

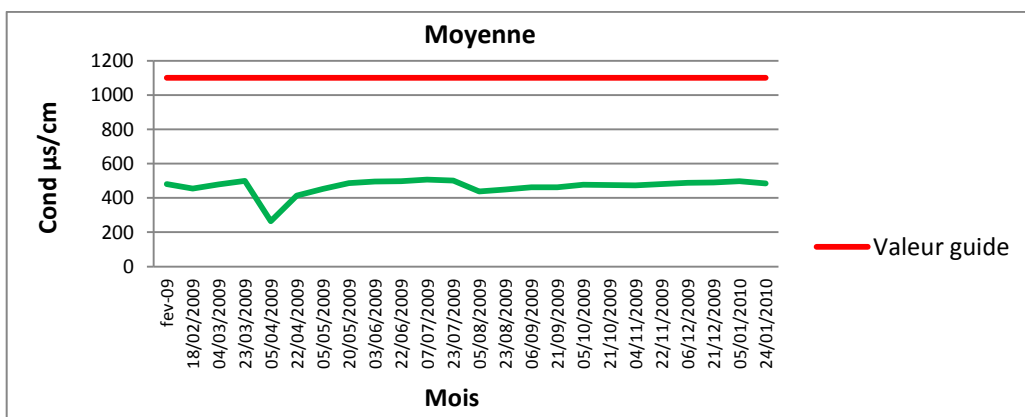


Figure 24 : Variations mensuelles de la conductivité électrique moyenne de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

Les valeurs de la conductivité de l'eau montrent des différences significatives entre les stations de prélèvement ($p=0.02^*$).

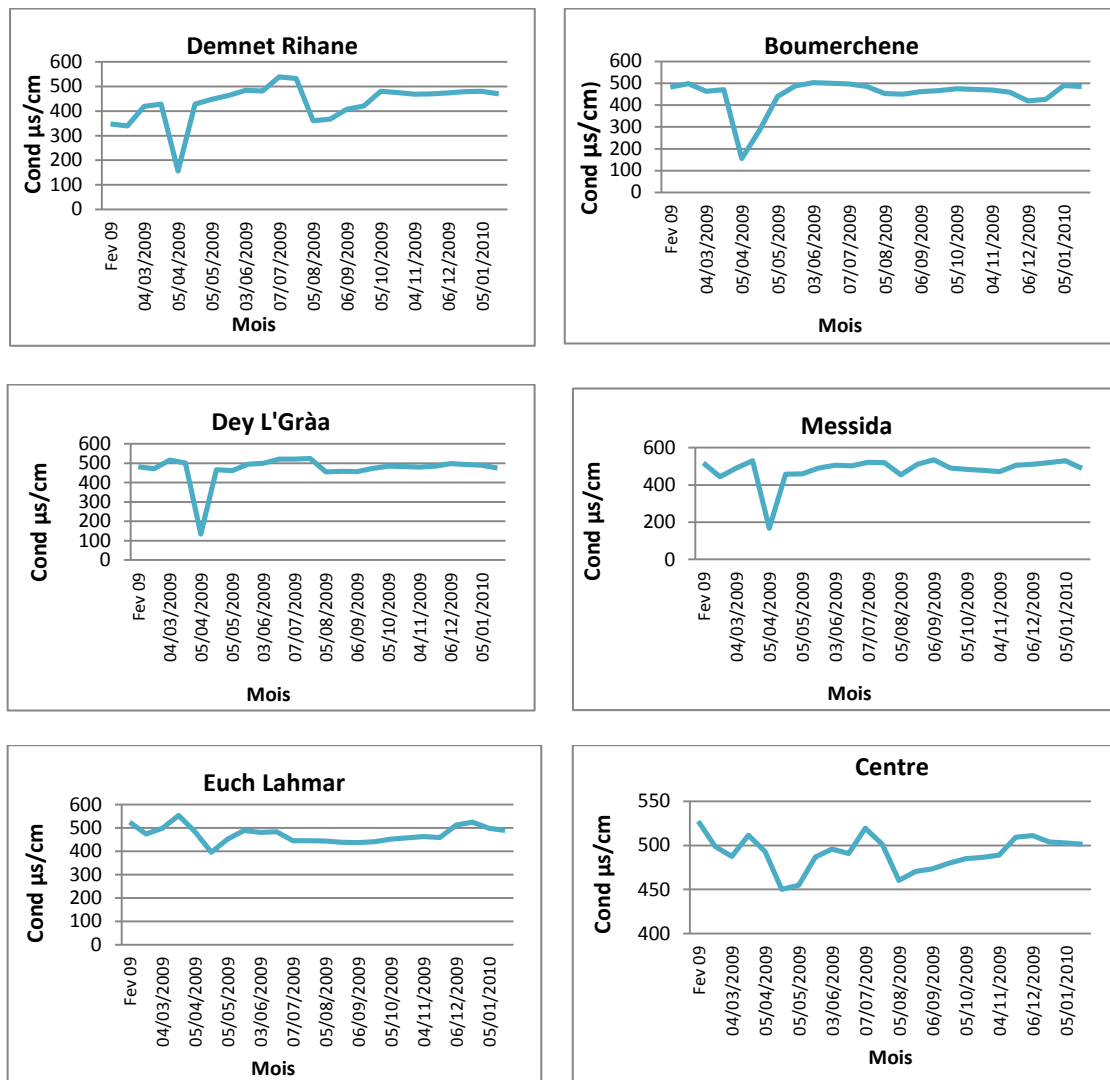


Figure 25 : Variations mensuelles de la conductivité de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

1.1.5. Les nitrites (NO_2^-)

Les teneurs en nitrites des eaux du lac Oubeira montrent des variations similaires dans l'ensemble des stations de prélèvement. Les fortes teneurs en nitrites apparaissent le plus souvent en périodes hivernale et printanière et les plus faibles en périodes estivale et automnale. Nous notons, par ailleurs, que durant toute la période d'étude les concentrations en nitrites ne dépassent pas 0.32mg/l à l'exception du pic (de l'ordre de 0.80 mg/l) noté en avril au niveau de la station Boumerchene sans pour autant dépasser la valeur maximale fixée

par le J.O.R.A, (2014) (fig. 27). Les teneurs en nitrites de l'eau ne montrent pas de différences significatives des différentes stations.

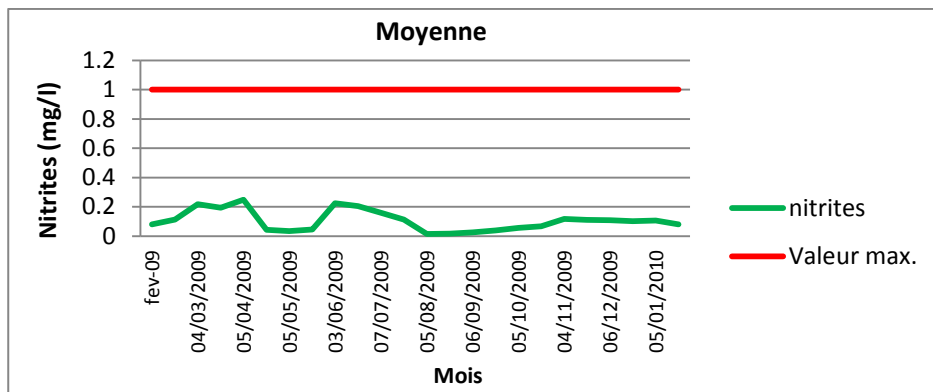


Figure 26: Variations mensuelles de la teneur moyenne en nitrites de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

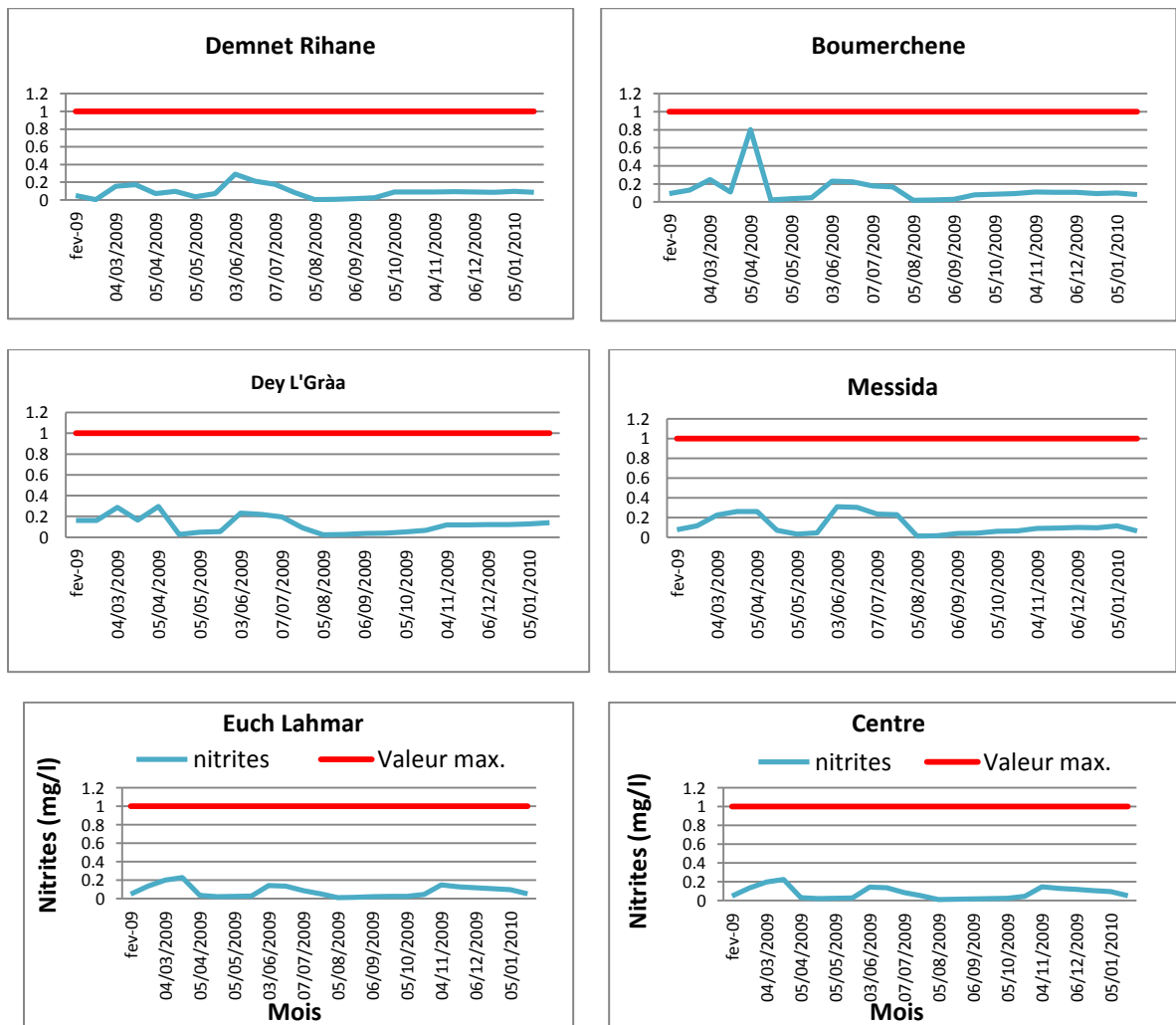


Figure 27 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

1.1.6. Les nitrates

Les teneurs en nitrates relevées dans les eaux de l'ensemble des stations montrent des fluctuations similaires illustrées par la présence de pics en hiver et en automne. A Demnet Rihane les valeurs n'excèdent pas 0.4 mg/l à l'exception du pic de février (proche de 0.5 mg/l) ; A Boumerchene les teneurs en nitrates sont le plus souvent inférieures à 0.3 mg/l sauf en mars et en avril (pics proches de 0.5 mg/l), en octobre (proche de 0.7mg/l) et en décembre (proche de 1 mg/l). A Dey L' Grâa, les teneurs restent inférieures à 0.4 mg/l sauf en mars et en décembre (proche de 0.8 et 1.3 mg/l respectivement) ; A Messida, à l'exception des pics relevés en avril (0.96 et 0.70 mg/l) et en novembre (proche de 1 mg/l), les teneurs en nitrates varient de 0 à 0.6 mg/l. A Euch Lahmar, les valeurs relevées sont inférieures à 0.3 mg/l sauf en mars et en décembre où des pics proches de 0.5 mg/l sont notés. Au centre du lac, à l'exception du pic de Décembre (proche de 0.8 mg/l) les teneurs en nitrates n'excèdent pas 0.5 mg/l (fig.28).

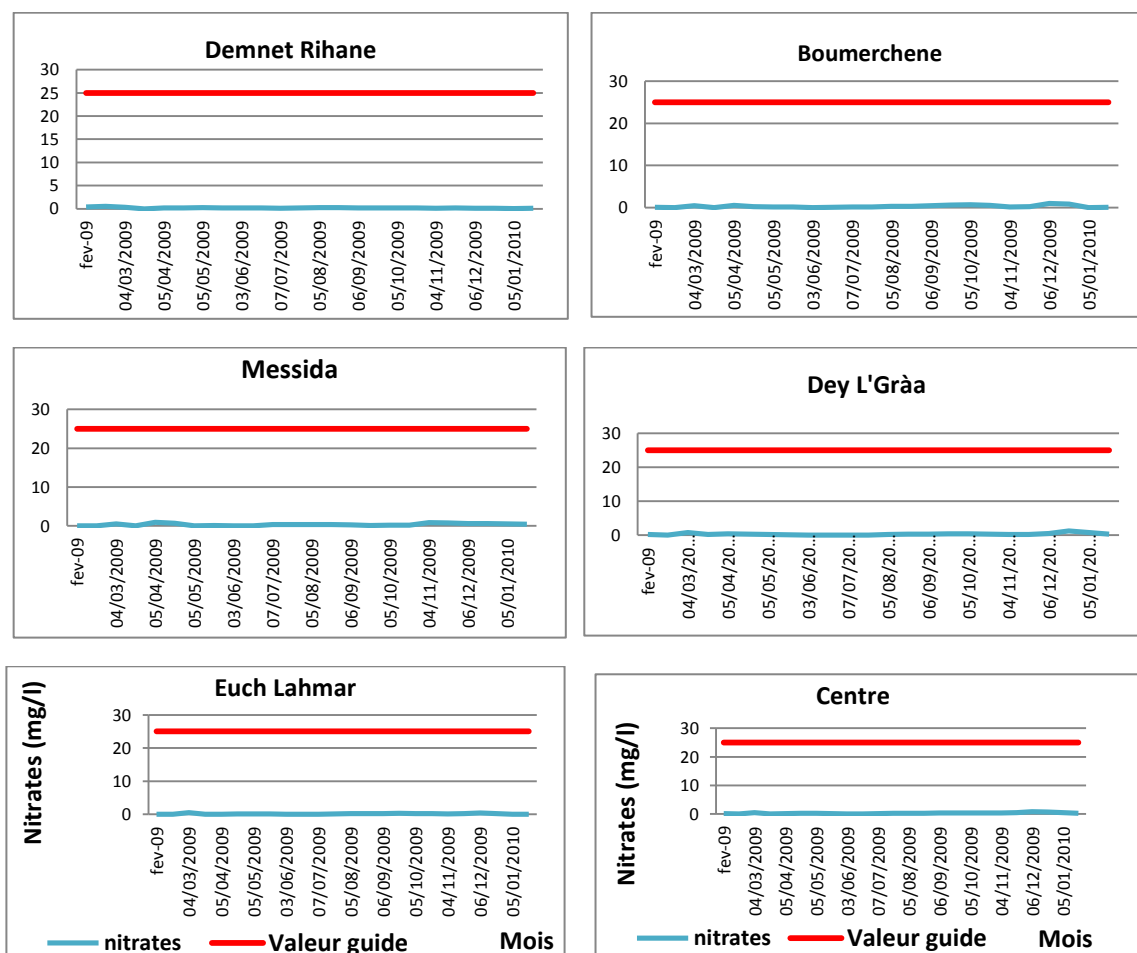


Figure 28 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau dans les 6 stations

Les teneurs en nitrates des eaux de l'Oubeira montrent des différences significatives d'une station à l'autre ($p=0.03^*$).

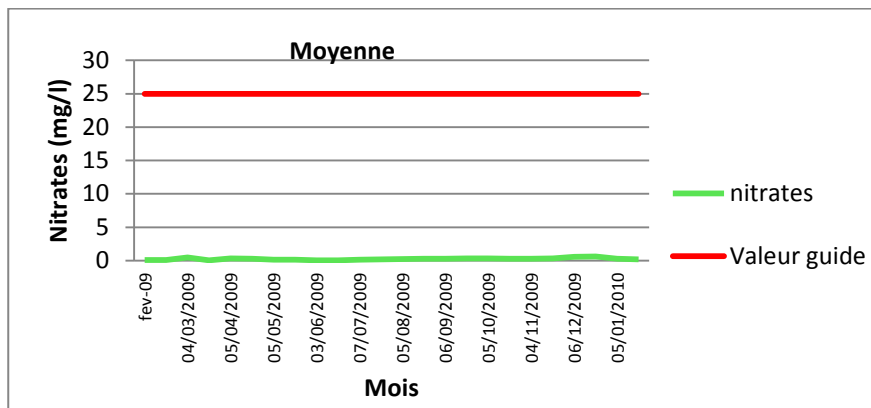


Figure 29 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en nitrates de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

Nous notons que les teneurs en nitrates contenues dans les eaux du lac Oubeira sont inférieures aux valeurs de 25 mg/l admises par [les normes françaises \(INERIS ,2014\)](#)

1.1.7. L'azote ammoniacal (NH_4^+)

A l'exception des pics rencontrés en hiver et en automne, les teneurs moyennes en azote ammoniacal sont le plus souvent inférieures à 0.03 mg/l (fig. 30). Nous notons à Demnet Rihane, un pic (0.08 mg/l) en mars et des valeurs comprises entre 0.10 et 0.29 mg/l d'octobre à décembre ; à Boumerchene, c'est en mars et en octobre que sont enregistrés des pics respectifs de l'ordre de 0.09 et 0.13 mg/l.

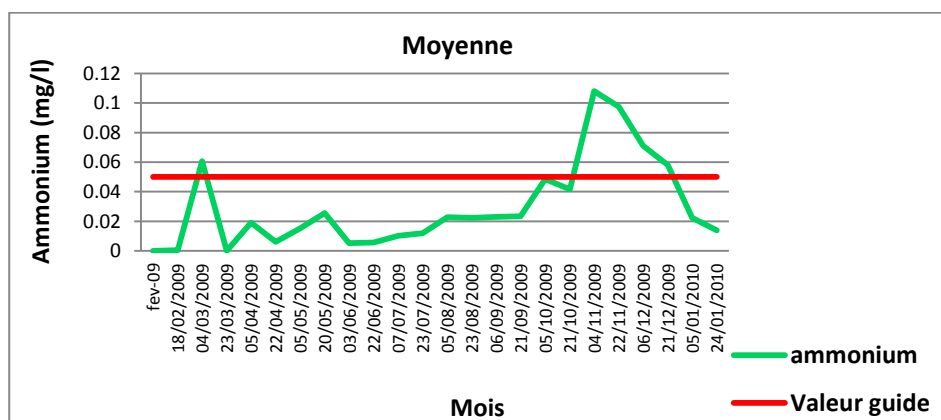


Figure 30 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en azote ammoniacal de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

A Dey L'Gràa des pics de l'ordre de 0.09 et 0.06 mg/l sont notés en Mars-Août respectivement. A Messida, un pic de l'ordre de 0.09 mg/l est relevé en Mars ; Quant à Euch Lahmar, c'est la station où les teneurs en azote ammoniacale sont les plus basses (< 0.04 mg/l). En ce qui concerne les eaux du centre du lac, les teneurs en azote ammoniacal sont le plus souvent inférieures à 0.08 mg/l sauf en Novembre (0.29 mg/l/l) et en Décembre (0.20 mg/l) (fig.31).

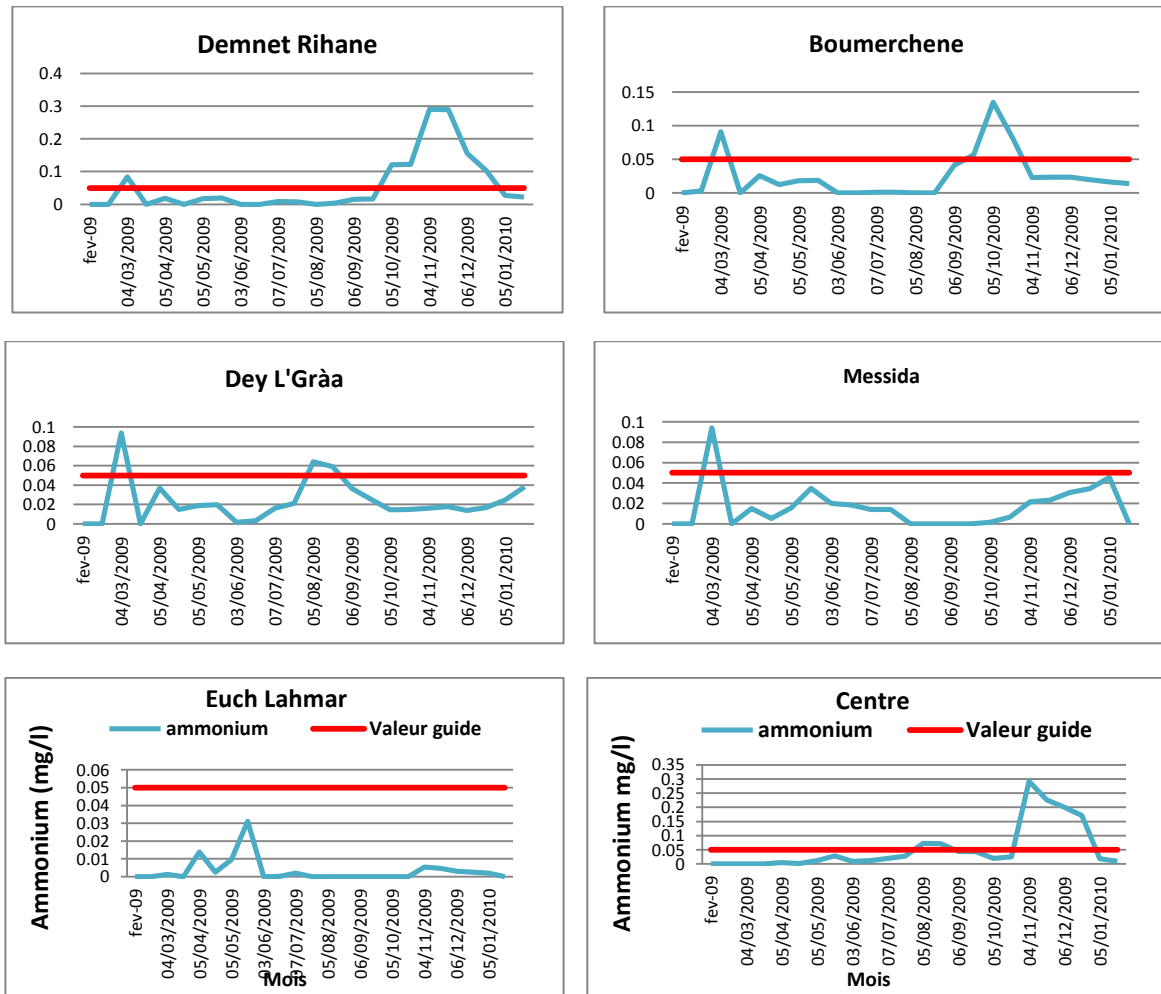


Figure 31 : Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

Les teneurs en azote ammoniacal des eaux de l'Oubeira montrent des différences hautement significatives entre les différents points échantillonnés ($p=0.002^*$).

Nous notons qu'à l'exception de la station de Euch Lahmar, les teneurs de l'azote ammoniacale relevées dans les eaux de l'Oubeira dépassent la valeur guide (0.05mg/l) (INERIS, 2014).

1.1.8. Les orthophosphates (PO_4^{3-})

Dans les eaux de l'Oubeira les orthophosphates montrent, à l'exception de certains pics, des teneurs moyennes comprises entre 0 et 0,56 mg/l (fig. 33). Nous notons, à Demnet Rihane et à Boumerchene la présence de pics en mai (proche de 0.8 mg/l) et en juillet (proche de 1mg/l) ; A Dey L'Gràa, un pic en mai (proche de 0.7mg/l), à Messida et Euch Lahmar deux pics en mars et en mai (respectivement proche de 0.4 et 0.3 mg/l). Dans les eaux du Centre les teneurs en orthophosphates montrent un 1^{er} pic en mai (> 0.4 mg/l) et un 2^{ème} en octobre (de l'ordre de 1.30 mg/l) (fig.32).

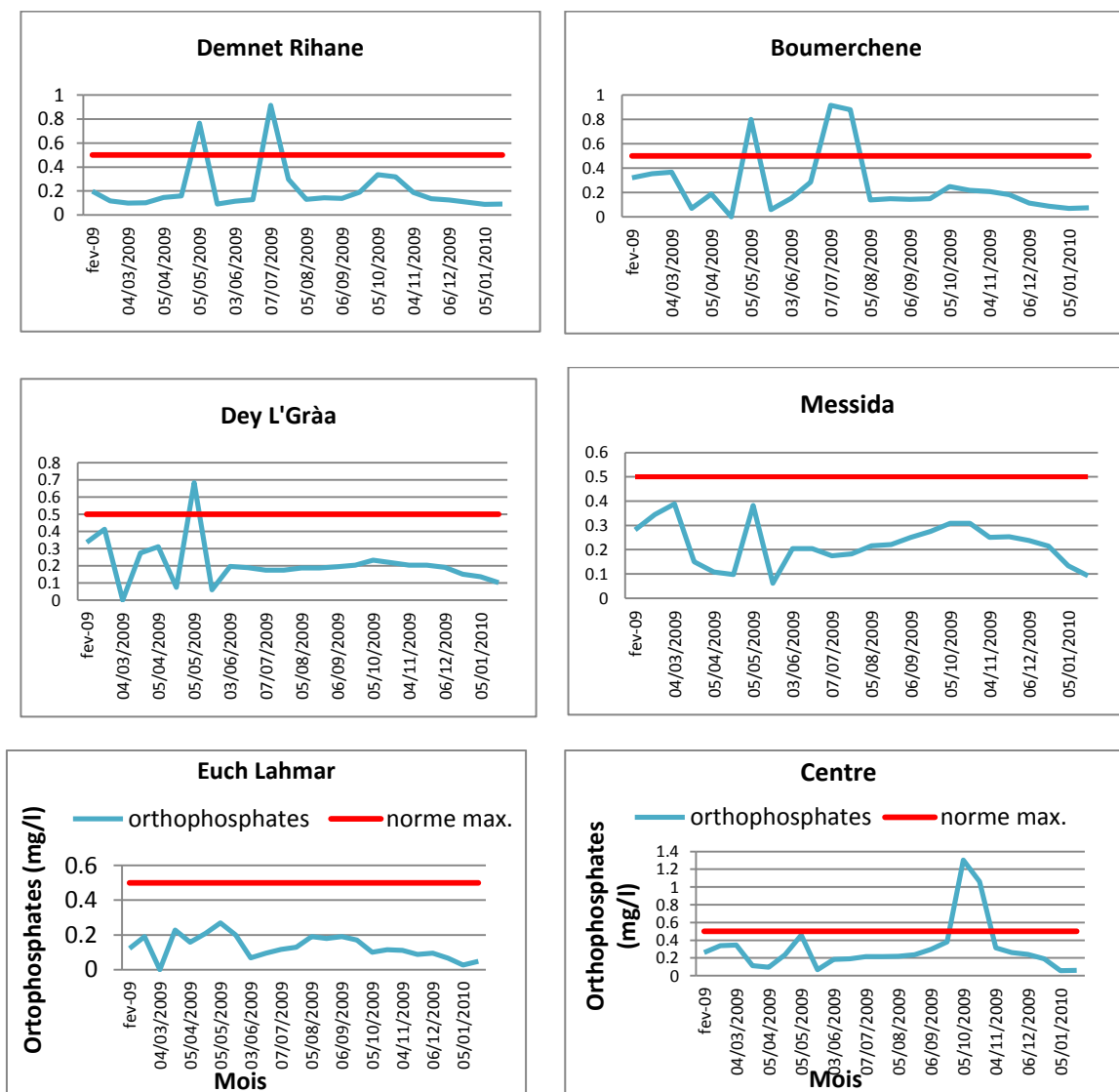


Figure 32 : Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau dans les 6 stations (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

Les teneurs en orthophosphates de l'eau ne montrent pas de différences significatives entre les stations de prélèvement.

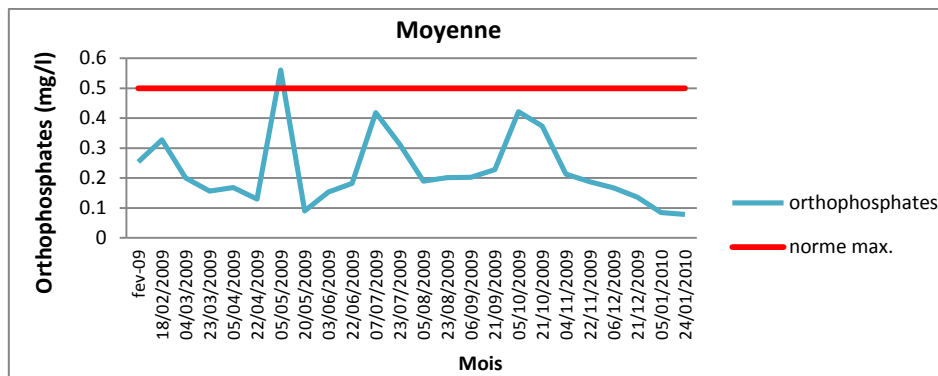


Figure 33 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en orthophosphates de l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

Nous notons qu'à l'exception des stations de Messida et Euch Lahmar, les teneurs en orthophosphates des eaux de l'Oubeira dépassent la concentration maximale admissible par les autorités algériennes (Hamed *et al.*, 2012).

1.1.9. La matière en suspension (MES)

Les MES contenues dans les eaux de l'Oubeira montrent des teneurs moyennes variant de 20 à 100 mg/l, à l'exception du pic printanier de plus de 300mg/l (fig. 35). Nous notons dans les eaux de Demnet Rihane, Boumerchene, Euch Lahmar et du centre que les teneurs maximales ne dépassent pas 150mg/l ; en revanche à Dey L'Gràa et Messida les teneurs en MES sont relativement plus élevées ; quant aux valeurs maximales elles sont de l'ordre de 1022 et 1481mg/l respectivement à Dey L'Gràa et Messida (fig.34).

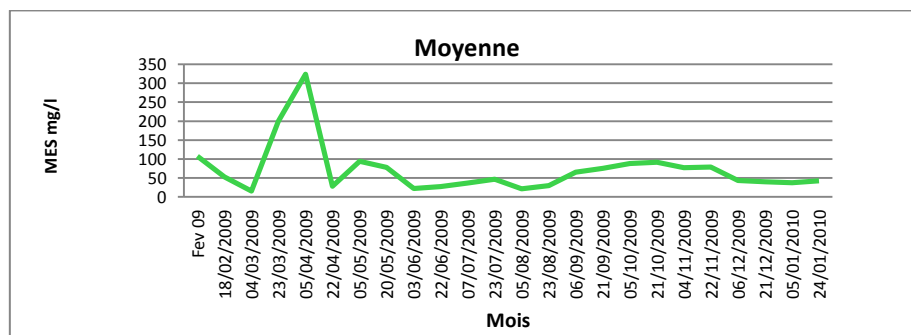


Figure 34 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en matière en suspension dans l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

Les teneurs en MES des eaux de l'Oubeira ne montrent pas de différences significatives entre les stations.

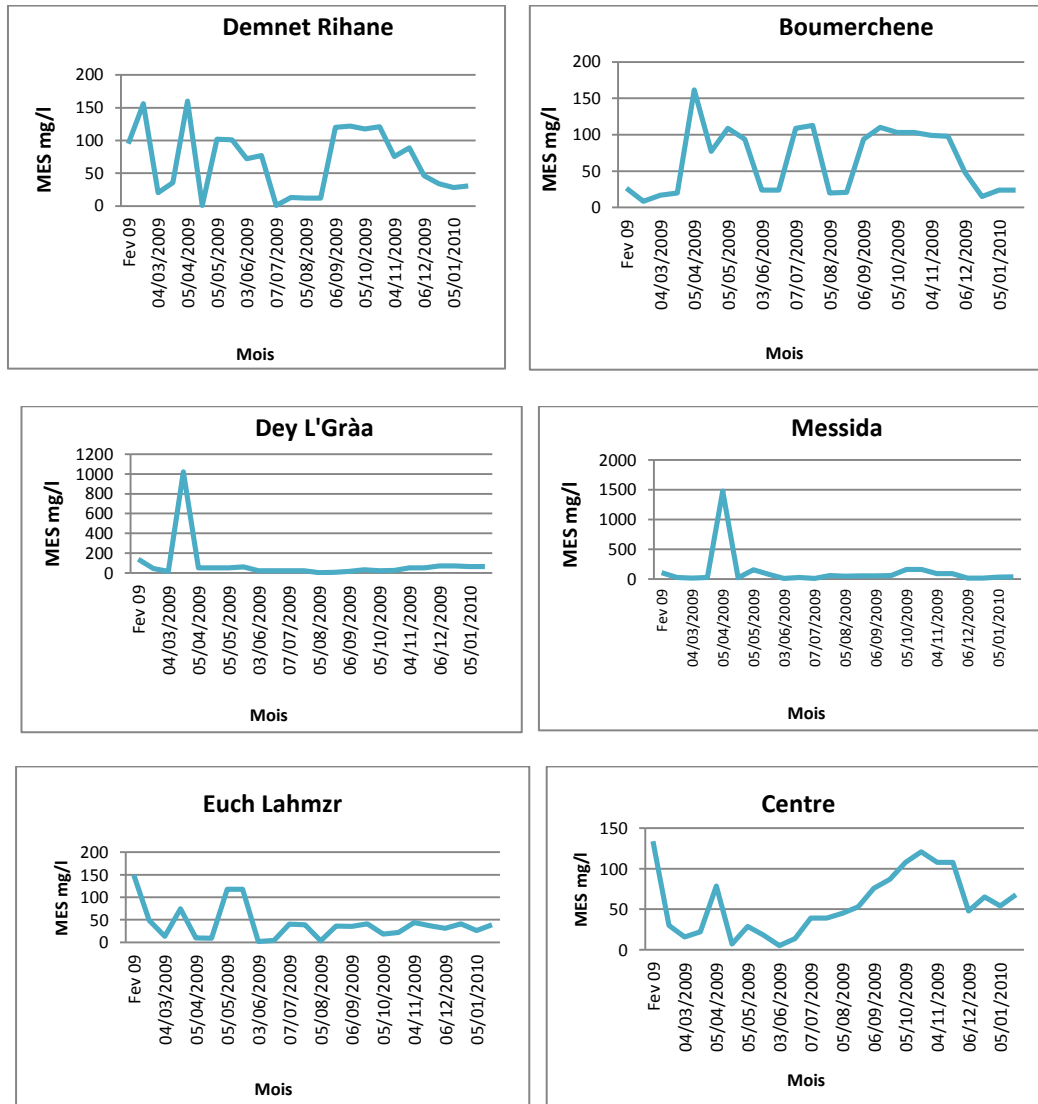


Figure 35 : Variations mensuelles de la teneur en matière en suspension dans l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

1.1.10. La chlorophylle a (chl a)

Les teneurs moyennes en chlorophylle a contenues dans les eaux de l'Oubeira n'excèdent pas 35 µg/l durant la période s'étalant de décembre à juillet mais varient de 50 à 300 µg/l du mois d'août à novembre (fig. 37). Les valeurs maximales sont le plus souvent enregistrées en octobre et novembre. Nous notons toutefois que les valeurs les plus élevée

(plus de 350µg/l) sont relevées dans le centre du lac. En revanche, c'est au niveau de Demnet Rihane que les teneurs les plus faibles (< à 160µg/l) sont enregistrées (fig.36).

Les teneurs en chlorophylle a des eaux du lac Oubeira ne montrent pas de différences significatives entre les stations.

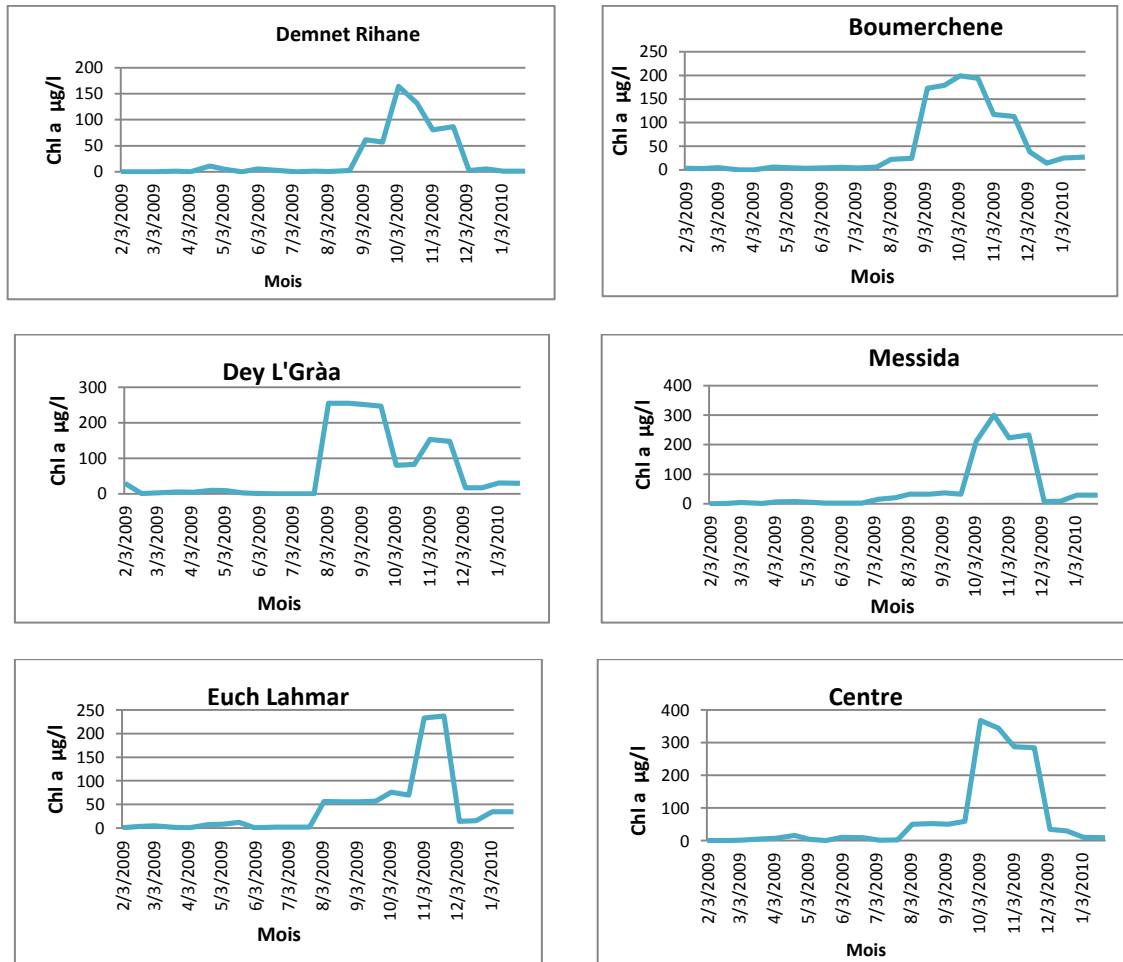


Figure 36 : Variations mensuelles de la teneur en chlorophylle a dans l'eau (lac Oubeira : Février 09 - Janvier 2010).

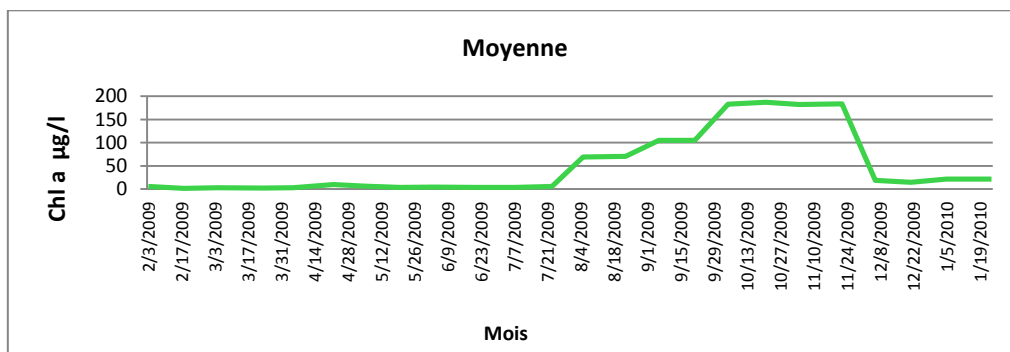


Figure 37 : Variations mensuelles de la teneur moyenne en chlorophylle a dans l'eau.

1.2. Lac Tonga

1.2.1. La température

La courbe de la température de l'eau du lac Tonga montre des variations saisonnières illustrées par des températures basses en hiver et élevées en été. L'écart entre la température minimale et maximale est de l'ordre de 13 et 18°C respectivement durant le 1^{er} et le 2^{ème} cycles ; Par ailleurs, les températures de plus de 25°C sont enregistrées de juin à octobre uniquement durant le 2^{ème} cycle d'étude car durant le 1^{er} cycle la température n'excède pas 25°C; ce qui suggère que les températures des eaux du Tonga sont plus chaudes durant l'année 2010 (fig.38).

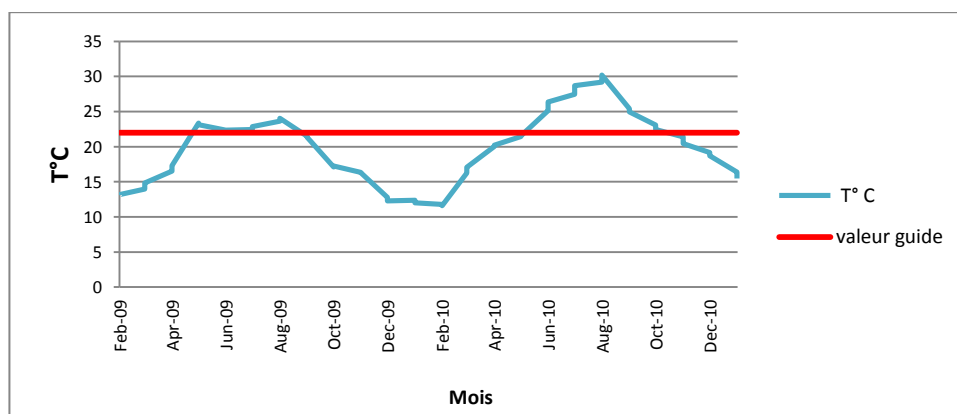


Figure 38 : Variations mensuelles de la température de l'eau du lac Tonga

(Février 09 - Janvier 2011).

Les températures de l'eau montrent des différences très significatives entre les 2 cycles d'échantillonnage ($p = 0,01^{**}$).

La température des eaux du Tonga dépasse en période estivale la valeur guide (22°C) admise par les autorités françaises (INERIS, 2014).

1.2.2. L'oxygène dissous

La figure ci-dessous montre que les concentrations en oxygène dissous dans les eaux du lac Tonga subissent d'importantes fluctuations en relation avec les saisons. Nous notons, toutefois, que l'évolution des teneurs en oxygène dissous n'est pas similaire d'une année à l'autre. Durant le 1^{er} cycle les teneurs sont élevées en hiver puis chutent en été (jusqu'à 2 mg/l) pour ensuite remonter légèrement (4 mg/l) en automne. Durant le 2^{ème} cycle, les

valeurs sont nettement plus basses ; elles ne dépassent pas 5 mg/l en hiver et baissent en dessous 2 mg/l au printemps et en été pour ensuite remonter progressivement jusqu'à l'atteinte de la valeur 9 mg/l en janvier (fig.39).

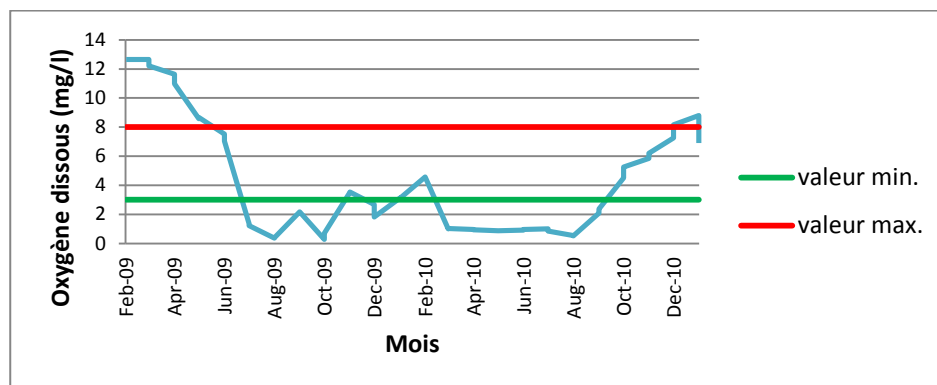


Figure 39 : Variations mensuelles de la teneur de l'oxygène dissous dans l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les teneurs en oxygène dissous de l'eau montrent des différences significatives d'un cycle à l'autre ($p=0.04^*$).

Nous notons, toutefois, des valeurs inférieures à la valeur guide minimale (3 mg/l) (J.O.R.A, 2014) durant les 2 périodes : juillet-octobre (2009) et mars-septembre (2010).

1.2.3. Le pH

Le pH des eaux du lac Tonga est généralement alcalin ; les valeurs sont comprises entre 6,66 et 7,71. Des valeurs supérieures à 7.4 sont enregistrées en période automnale du 1^{er} cycle et en période printanière du 2^{ème} cycle (fig. 40). Les valeurs inférieures à 7 sont, en revanche, notées en période printanière du cycle 1 et au début de l'hiver du cycle 2.

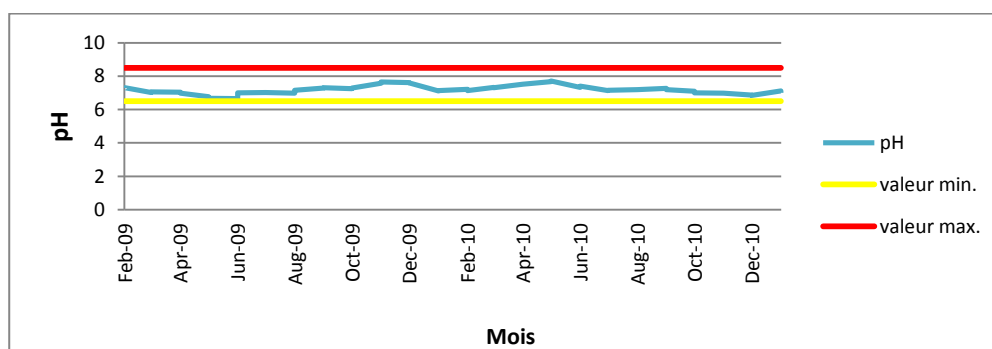


Figure 40 : Variations mensuelles du pH de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les valeurs du pH de l'eau du Tonga montrent des différences significatives entre les 2 cycles ($p= 0.04^*$). De point de vue qualité, le pH de ce plan est conforme aux normes françaises (INERIS,2014) fixées pour les eaux douces superficielles.

1.2.4. La conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Les données relatives à la concentration de l'eau du lac en ions montrent que ce paramètre varie en fonction des saisons sans dépasser la valeur guide admise par les autorités françaises (INERIS,2014). Durant le cycle 1, les valeurs de la conductivité de plus de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont notées en février et en mars et du mois d'août au mois d'octobre ; en revanche, durant le cycle 2, les valeurs les plus élevées (plus de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont enregistrées durant la période s'étalant de mai à octobre (fig. 41). Les valeurs de la conductivité les plus faibles sont enregistrées le mois d'avril (412 $\mu\text{S}/\text{cm}$) du cycle 1 et le mois de février (418 $\mu\text{S}/\text{cm}$) du cycle 2.

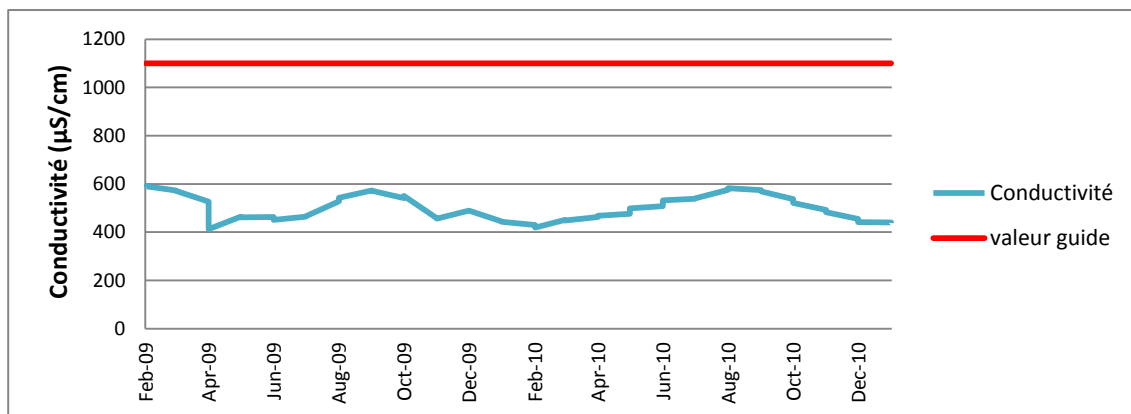


Figure 41 : Variations mensuelles de la conductivité électrique de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les valeurs de la conductivité électrique de l'eau du lac Tonga ne montrent pas de différences significatives entre les 2 cycles d'étude.

1.2.5. Les nitrites (NO_2^-)

Les résultats du dosage des nitrites contenus dans les eaux du lac Tonga montrent que les teneurs sont le plus souvent inférieures à 0.1 mg/l, sauf en avril du cycle 1 (proche de 0.3 mg/l), de novembre 2009 à février 2010 (teneurs comprises entre 0.14 et 0.61 mg/l) (fig.42).

Les teneurs en nitrites relevées dans les eaux du lac Tonga ne montrent pas de différences significatives entre les 2 cycles d'échantillonnage.

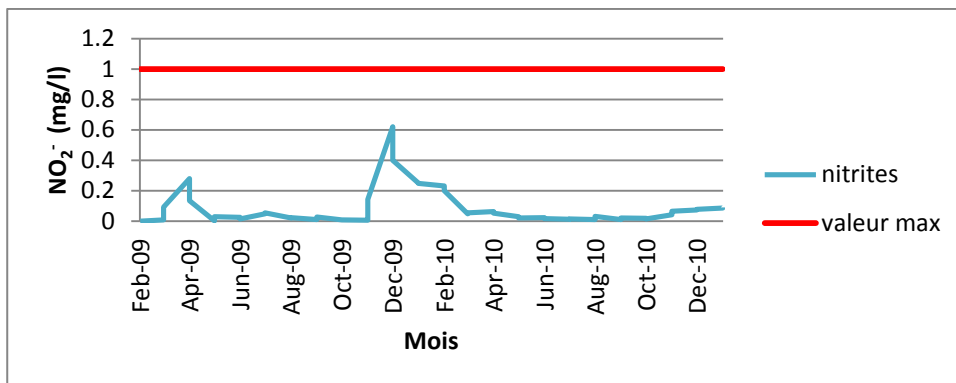


Figure 42 : Variations mensuelles des teneurs en nitrites de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Nous notons que les teneurs de l'eau du lac Tonga en nitrites sont inférieures à la valeur guide (1mg/l) admise par les autorités algériennes (J.O.R.A, 2014)

1.2.6. Les nitrates (NO₃⁻)

Les teneurs en nitrates contenues dans les eaux du Tonga varient de 0.05 à 0.88 mg/l. Durant le cycle 1, les valeurs rencontrées ne dépassent pas 0.2 mg/l sauf au printemps où les teneurs varient de 0.06 à plus de 0.80 mg/l et en août (plus de 0.2 mg/l). Durant le cycle 2, des teneurs de moins de 0.1 mg/l sont notées en hiver et à la fin de l'automne ; nous enregistrons, de mars à octobre des teneurs en nitrates variant de 0.2 à 0.6 mg/l (fig. 43).

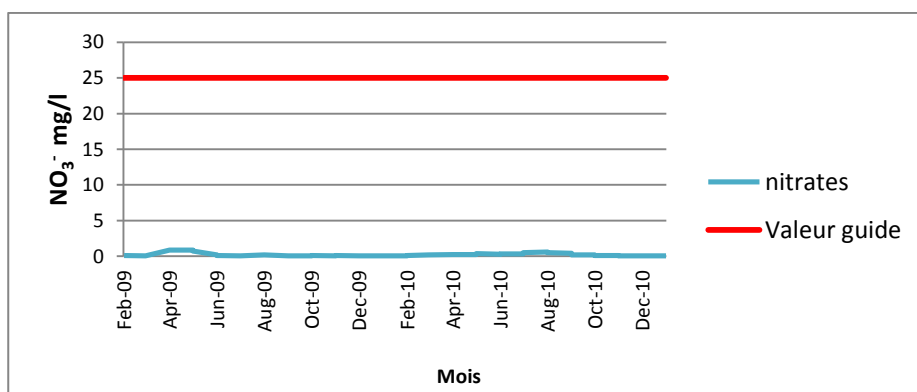


Figure 43 : Variations mensuelles des teneurs en nitrates de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les teneurs en nitrates dosées dans les eaux du Tonga ne montrent pas de différences significatives entre les 2 cycles d'étude et restent au-dessous de la valeur guide (25 mg/l) fixée par les autorités françaises (INERIS, 2014).

1.2.7. L'azote ammoniacal

Les données obtenues montrent que les teneurs en NH_4^+ sont généralement faibles (inférieures à 0.02 mg/l). C'est seulement au mois d'avril du cycle 1 que les teneurs dépassent la norme française fixée (0.05 mg/l) et atteignent la valeur de 0.09 mg/l. Au cours du cycle 2, c'est en avril et mai que des valeurs de l'ordre de 0.022 et 0.024 $\mu\text{mol/l}$ sont respectivement enregistrées (fig.44)

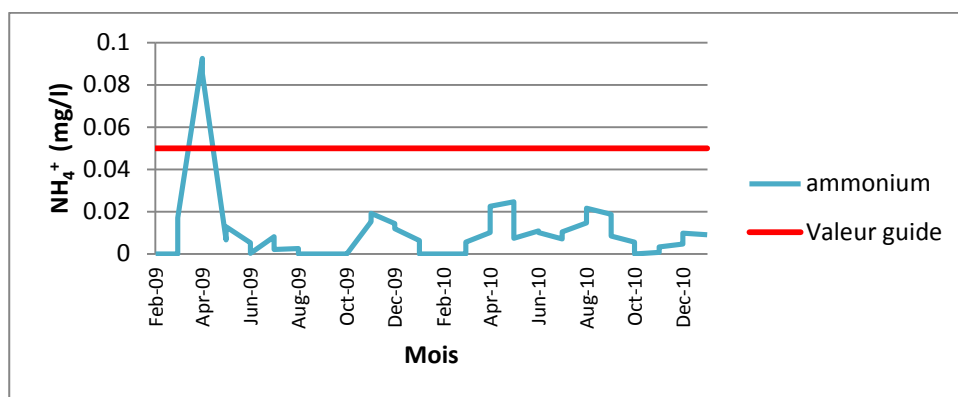


Figure 44 : Variations mensuelles des teneurs en azote ammoniacal de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les teneurs en azote ammoniacale relevées dans les eaux du lac Tonga ne montrent pas de différences significatives entre les 2 cycles d'étude.

1.2.8. Les orthophosphates

Les teneurs en orthophosphates enregistrées dans les eaux du Tonga sont comprises entre 0 et 0.33 mg/l. Durant le cycle 1, les fluctuations sont relativement importantes d'un mois à l'autre ; nous notons, en effet, un pic hivernal (de 0.13 mg/l), un pic printanier (de 0.14 mg/l) et un pic estival (de 0.32 mg/l) et un pic automnal (de 0.28 mg/l). Durant le cycle 2, les teneurs en orthophosphates montrent une phase d'augmentation progressive de janvier (0,04 mg/l) à

août (0.33 mg/l) puis en phase de diminution d'août à décembre (de 0.33 à 0.007 mg/l) (fig.45).

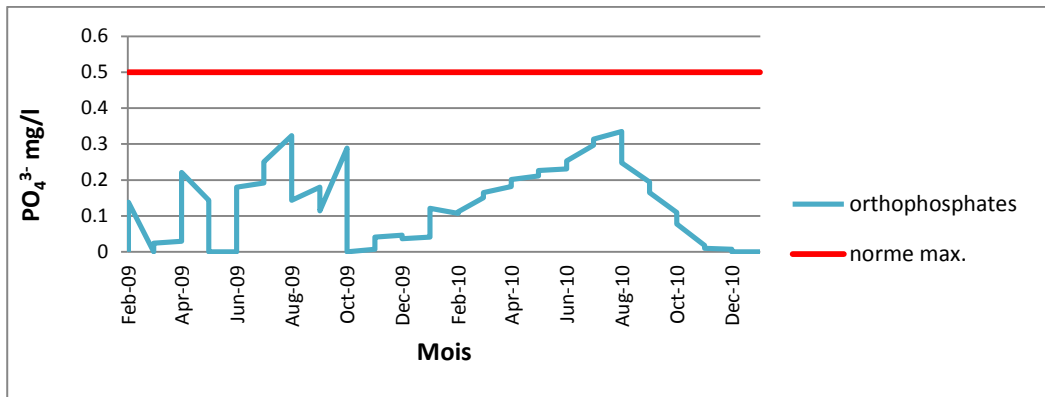


Figure 45 : Variations mensuelles des teneurs en orthophosphates de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les teneurs en orthophosphates contenues dans les eaux du lac Tonga ne présentent pas de différences significatives entre les 2 cycles d'étude, et restent inférieures aux normes algériennes (0.05 mg/l) (Hamed *et al.*, 2012).

1.2.9. La matière en suspension

Les teneurs en MES ne dépassent généralement pas 20 mg/l sauf en Juin et juillet 2009 où des teneurs de 31 mg/l et 42 mg/l sont respectivement relevées. Durant le cycle 2, c'est au mois d'août que la valeur maximale (15.25 mg/l) est relevée (fig.46).

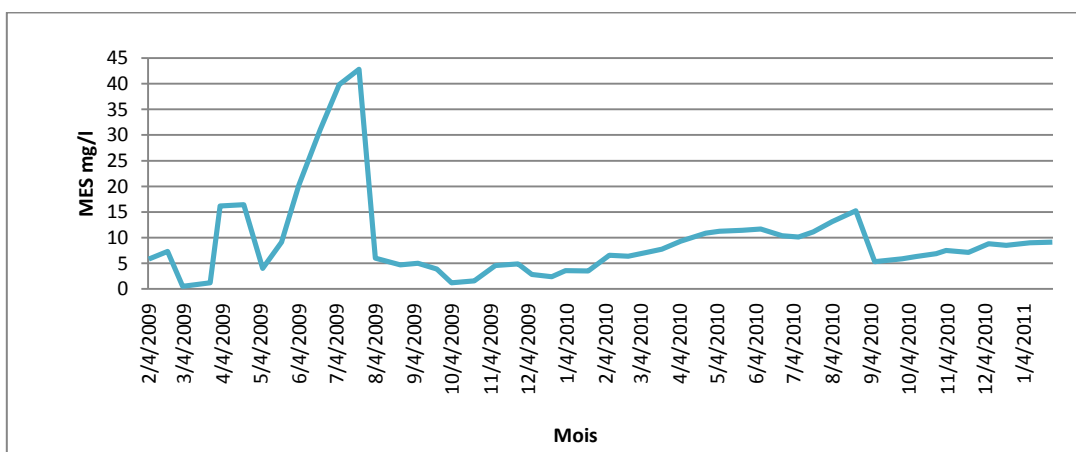


Figure 46 : Variations mensuelles des teneurs en matières en suspension de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les teneurs en MES relevées dans les eaux du lac Tonga ne montrent pas de différences significatives entre les 2 années d'étude.

1.2.10. La chlorophylle a

Les teneurs en chlorophylle a présentent des variations temporelles illustrées durant le cycle 1, par des teneurs faibles (moins de 3 $\mu\text{g/l}$) de janvier à août et des valeurs comprises entre 3 et 16 $\mu\text{g/l}$ de septembre à décembre. Durant le cycle 2, les teneurs en chlorophylle a varient de 0 à 14 $\mu\text{g/l}$; elles sont faibles (de 0 à 5 $\mu\text{g/l}$) en hiver et au printemps et élevées en été et en automne (de 5 à 14 $\mu\text{g/l}$) ; des teneurs de plus de 10 $\mu\text{g/l}$ étant enregistrées en août, septembre et octobre (fig.47).

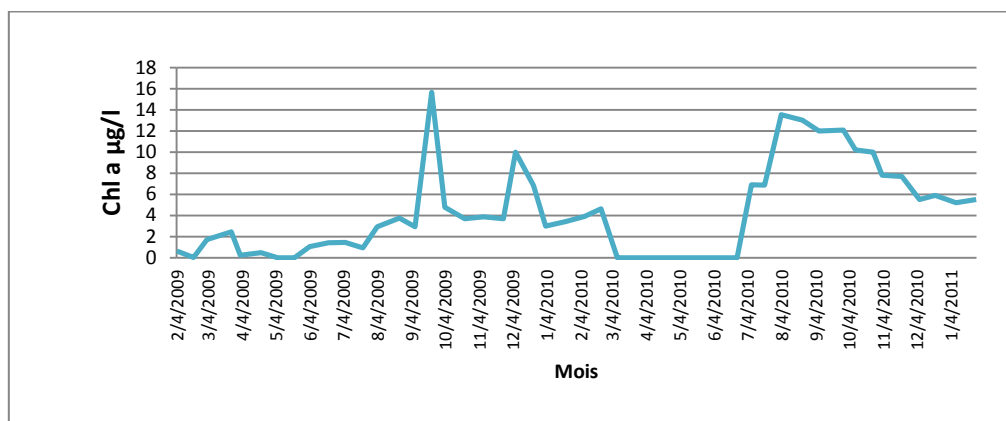


Figure 47 : Variations mensuelles des teneurs en chlorophylle a de l'eau du lac Tonga (Février 09 - Janvier 2011).

Les teneurs en chlorophylle a relevées dans les eaux du lac Tonga ne montrent pas de différences significatives entre les 2 cycles d'étude.



1.3. La lagune El Mellah

1.3.1. La température

La température de l'eau de la lagune El Mellah montre des variations similaires dans l'ensemble des stations retenues. Elle varie entre 8.2 et 31.1°C et montre ainsi un écart de plus de 22°C.

Les températures de l'eau sont en phase de croissance de février à août puis en phase de décroissance d'août à janvier. Les températures de plus de 20°C sont généralement notées du mois d'avril à octobre et celles de moins de 20°C de novembre à mars (fig.48).

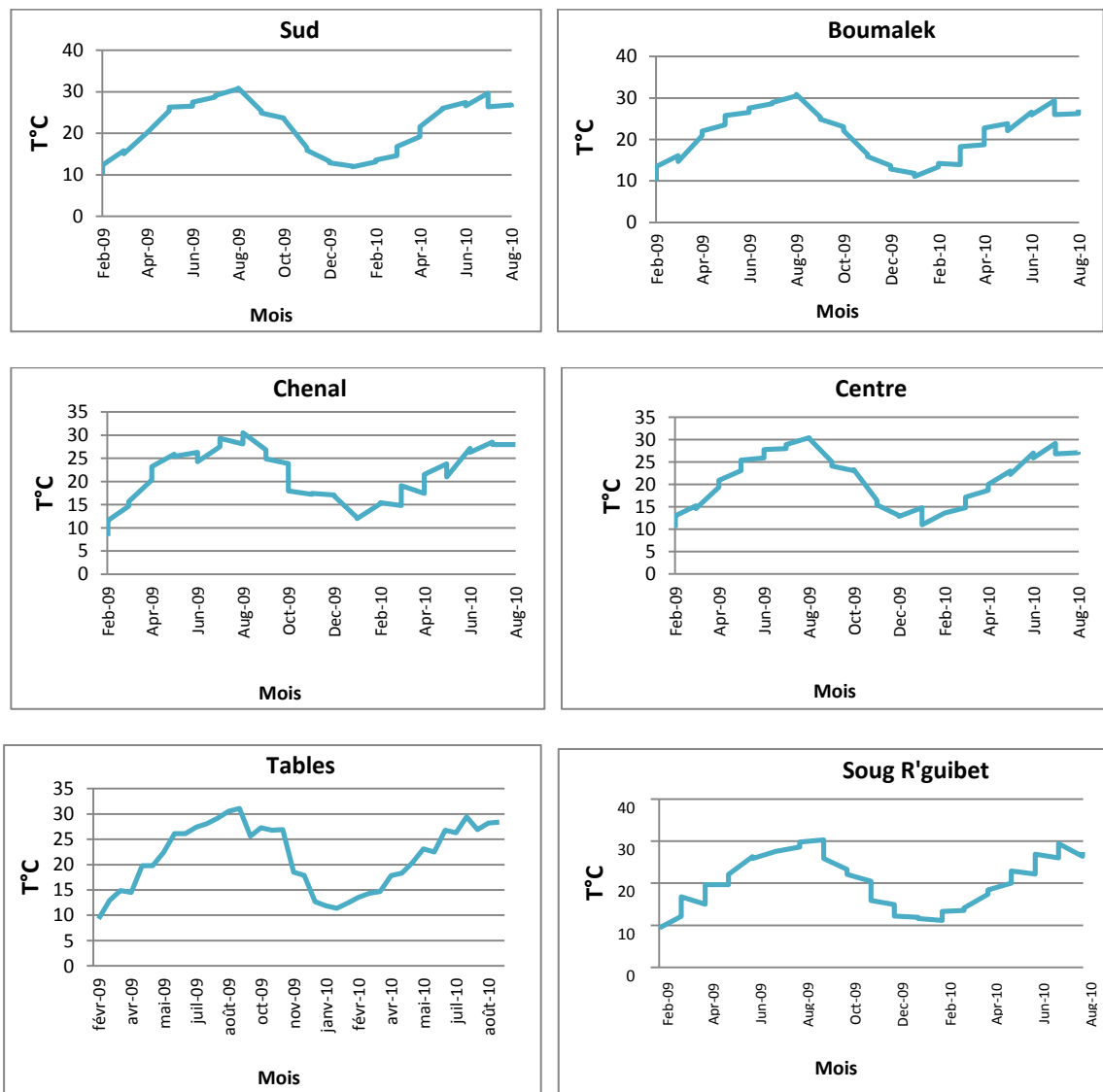


Figure 48 : Variations mensuelles de la température de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

1.3.2. L'oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous montrent une variation similaire dans l'ensemble des stations. Durant le cycle 1, les teneurs moyennes en oxygène dissous de l'eau de la lagune El Mellah varient entre 6 et 14 mg/l ; à l'exception des valeurs de moins de 8mg/l notées en février, juin et juillet les eaux de la lagune jouissent d'une bonne oxygénation (de 8 à 14mg/l) durant le reste de l'année. Toutefois, à partir de février 2010, les eaux de la lagune montrent des teneurs en oxygène dissous relativement basses (comprises entre 5 et 8 mg/l de mars à août 2010)(fig.49).

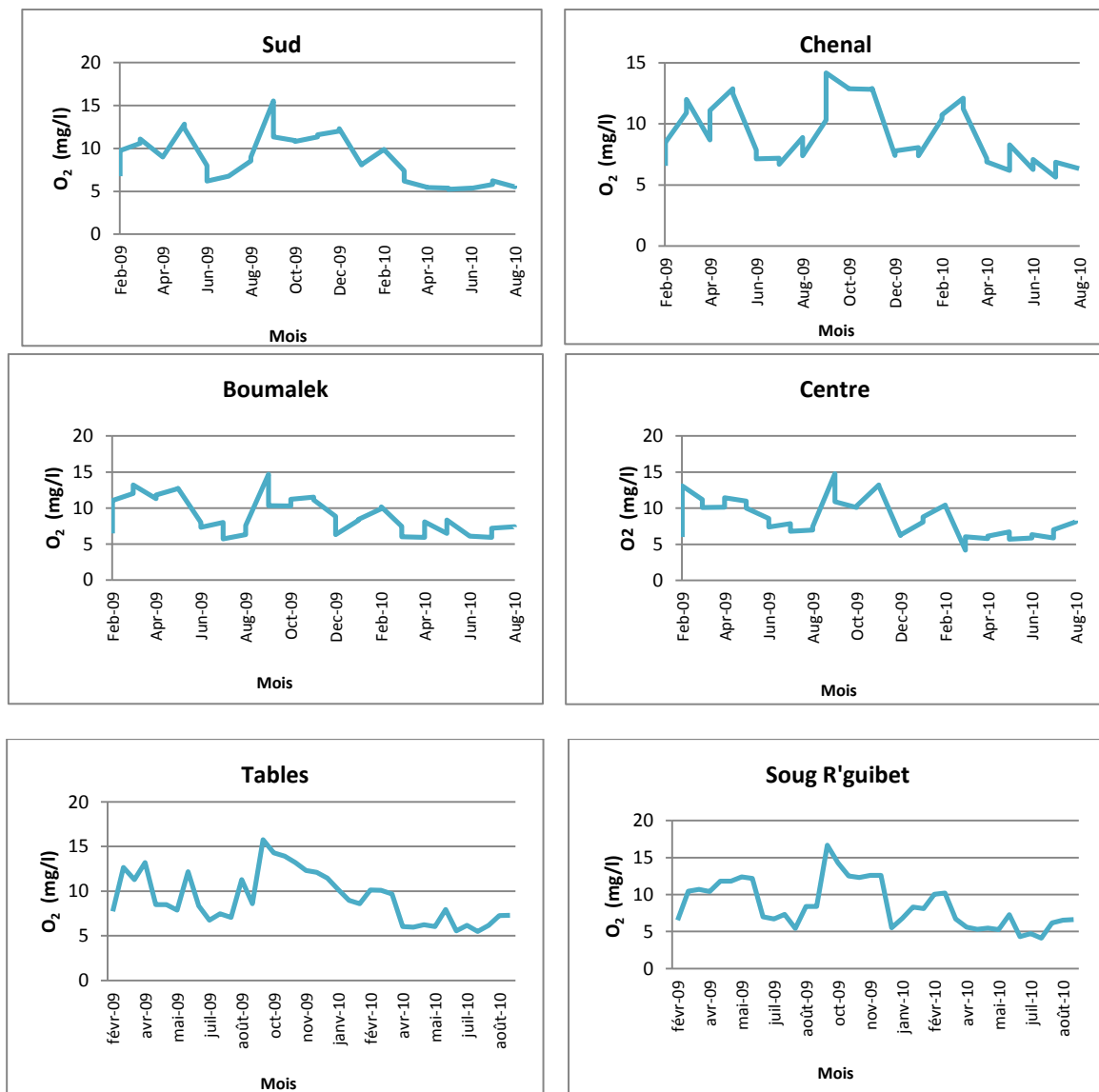


Figure 49 : Variations mensuelles de la teneur en oxygène dissous de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

Les teneurs en oxygène dissous de l'eau la lagune ne montrent pas de différences significatives entre les stations.

1.3.3. Le pH

Les eaux de la lagune sont alcalines ; les valeurs du pH varient de 7 à 8,7 durant le cycle 1 de l'étude et sont nettement au-dessus de 8 durant la période s'étalant de février à août 2010 (fig. 50).

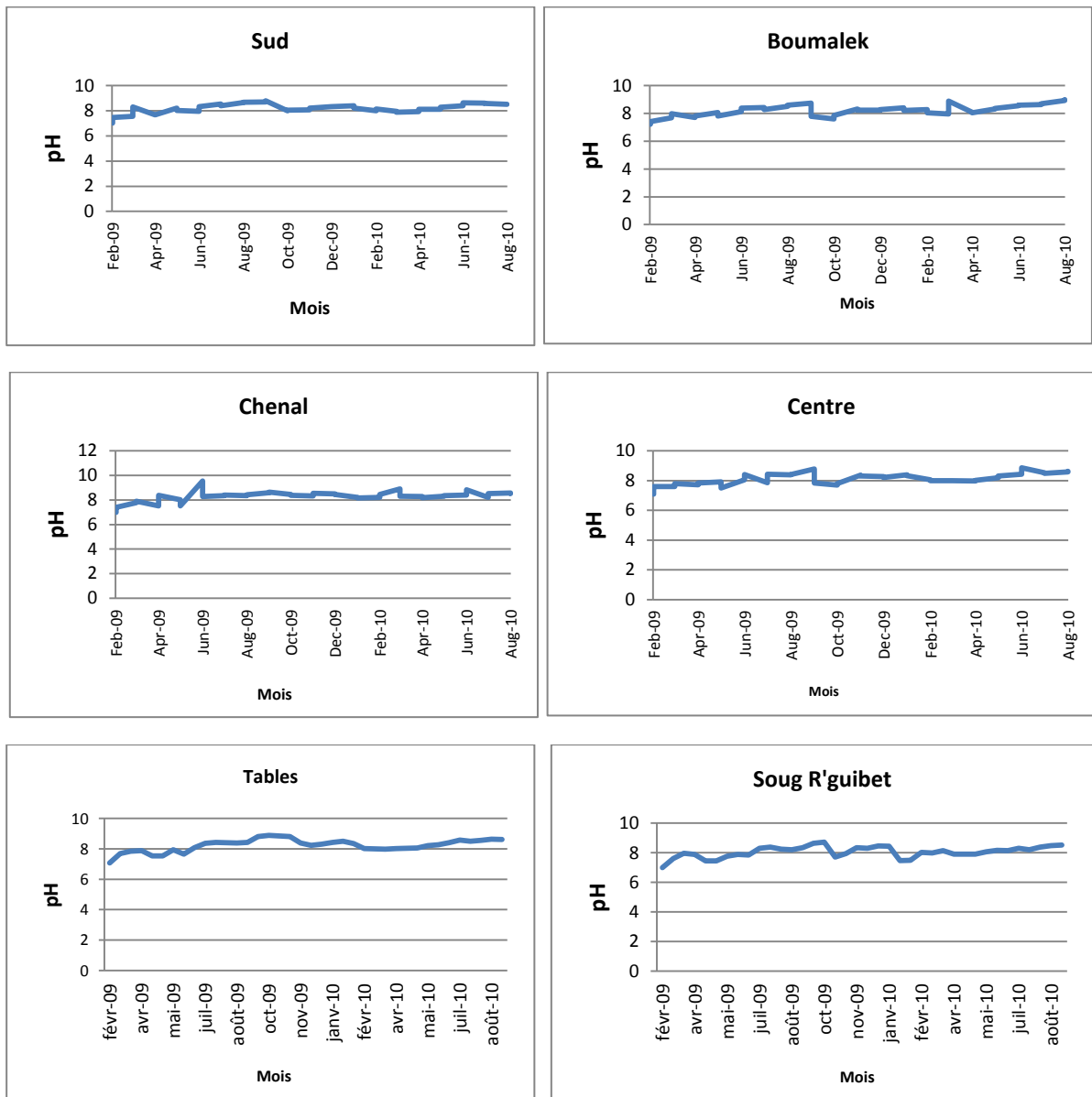


Figure 50 : Variations mensuelles du pH de l'eau dans les 6 stations

(Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

Les valeurs du pH de l'eau de la lagune ne montrent pas de différences significatives entre les stations de prélèvement.

1.3.4. La salinité

Durant le cycle 1 de l'étude, la salinité moyenne est comprise entre 17g/l et 28 g/l. La salinité est basse en période printanière et élevée en été et en automne ; Nous notons, de février à juillet 2009, des salinités de moins de 22g/l et durant le reste du cycle d'étude des valeurs qui oscillent entre 22 et 28 g/l. Ce sont toutefois les eaux du chenal qui montrent les salinités les plus élevées (36 g/l en août). Durant la période s'étalant de février à août 2010, la salinité des eaux de la lagune est nettement plus élevée ; les valeurs relevées varient de 23 à 25 g/l de février à juin et de 26 à 30 g/l de juillet à août 2010 (fig. 51).

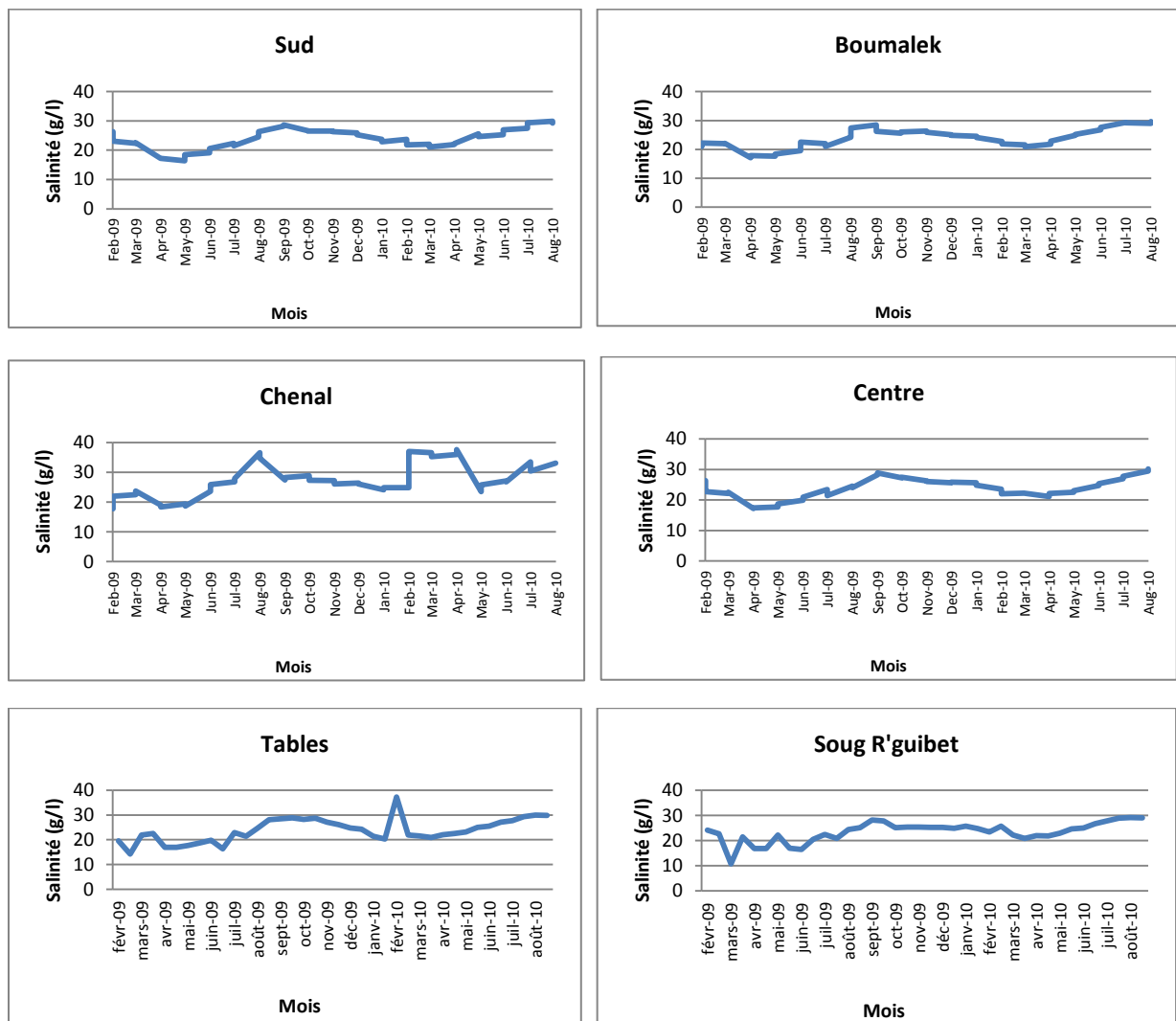


Figure 51 : Variations mensuelles de la salinité de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

Les valeurs de la salinité de l'eau de la lagune montrent des différences très hautement significatives entre les 6 stations d'échantillonnage (p= 0,001***).

1.3.5. Les nitrites (NO_2^-)

Durant le cycle 1 de l'étude, les teneurs moyennes en nitrites notées dans les eaux de la lagune varient de 0,1 à 4 $\mu\text{mol/l}$. Les teneurs les plus faibles sont relevées dans les stations Sud et Boumalek où les valeurs fluctuent entre 0 et 1.38 $\mu\text{mol/l}$ et 0 et 1.71 $\mu\text{mol/l}$ respectivement. Dans les eaux des stations Soug R'guibet, Tables et Chenal les teneurs en nitrites sont le plus souvent inférieures à 2 $\mu\text{mol/l}$ à l'exception du mois de Mars où des pics de 5.38, 4.38 et 5.34 $\mu\text{mol/l}$ sont relevés respectivement. Dans la station Centre de la lagune, nous notons la présence de 2 pics de l'ordre de 5.58 et 12.81 $\mu\text{mol/l}$ en Mars et en Décembre respectivement (fig.52). De février à août 2010, les teneurs moyennes en nitrites oscillent entre 0,1 et 0,9 $\mu\text{mol/l}$; des teneurs de plus de 1 $\mu\text{mol/l}$ sont enregistrés au niveau de Boumalek (5 pics), le Centre (4 pics) et Soug R'guibet (2 pics).

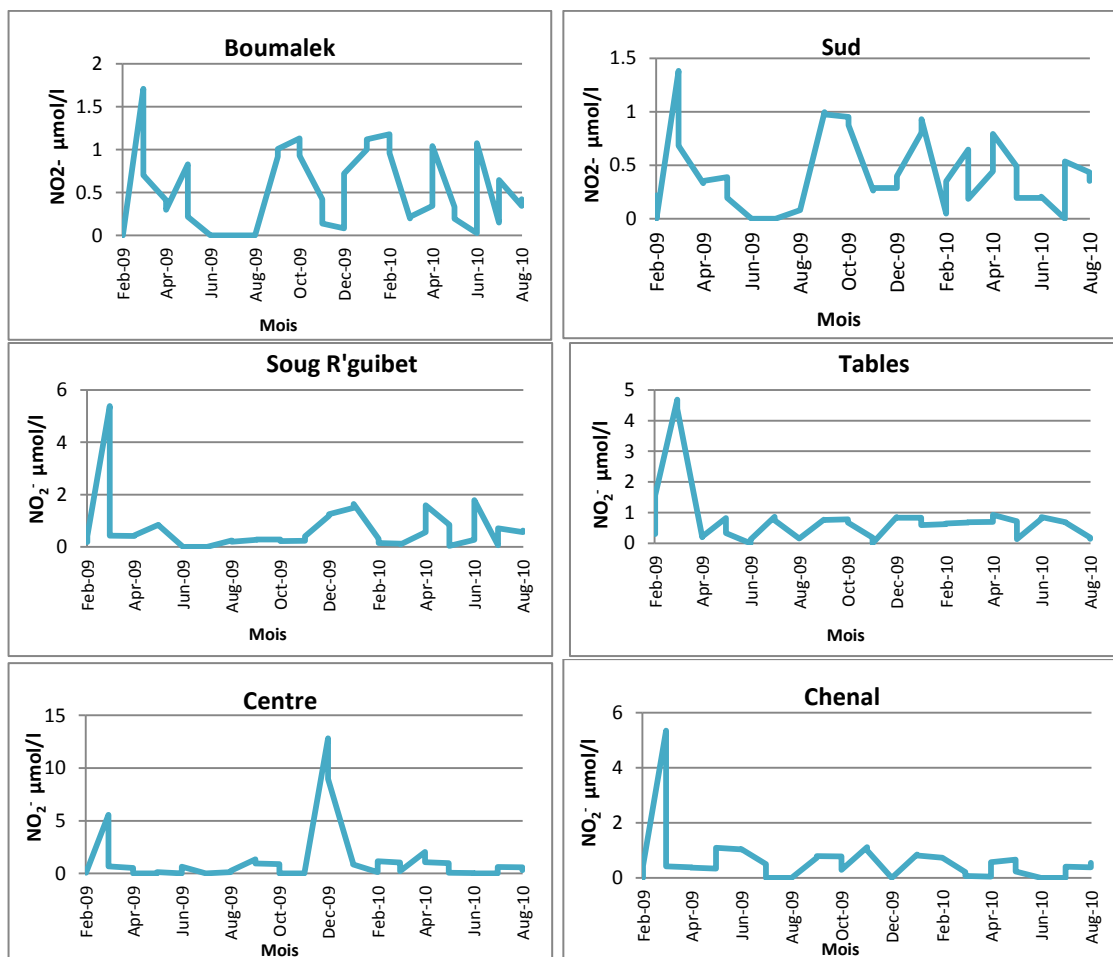


Figure 52 : Variations mensuelles de la teneur en nitrites de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

Les teneurs en nitrites enregistrées dans les eaux de la lagune montrent des différences significatives ($p=0.03^*$) d'une station à l'autre.

1.3.6. Les nitrates (NO_3^-)

Les concentrations moyennes en nitrates enregistrées durant le cycle 1 varient de 0 à 4,95 $\mu\text{mol/l}$. Nous notons toutefois des variations d'une station à l'autre ; Dans le chenal et à Soug R'guibet les teneurs ne dépassent pas 3,8 (en décembre) et 4,2 $\mu\text{mol/l}$ (en août) respectivement ; Dans le Sud et le Centre les valeurs maximales (proche de 5 $\mu\text{mol/l}$) sont notées respectivement en février et en juillet ; Les eaux de Boumalek et des Tables montrent des teneurs en nitrites les plus élevées en février (8,8 $\mu\text{mol/l}$ et 9,61 $\mu\text{mol/l}$ respectivement). Durant la période comprise entre février et août 2010, les teneurs moyennes en nitrates varient entre 3,5 et 16,5 $\mu\text{mol/l}$. Nous notons, au niveau du Sud des pics en mars (plus de 16 $\mu\text{mol/l}$) et en mai (plus de 18 $\mu\text{mol/l}$), au niveau de Boumalek des valeurs comprises entre 13 et 29 $\mu\text{mol/l}$ en mars et avril, au niveau du chenal deux pics (proche de 14 $\mu\text{mol/l}$) en avril, au Centre un pic (de plus de 15 $\mu\text{mol/l}$) en mars, au niveau des Tables deux pics de plus de 20 et de 16 $\mu\text{mol/l}$ (respectivement en avril et en mai), à Soug R'guibet des valeurs comprises entre 10 et 29 $\mu\text{mol/l}$ de mars à mai (fig. 53).

Les teneurs en nitrates relevées dans les eaux de la lagune montrent des différences significatives ($p=0.03^*$) d'une station à l'autre.

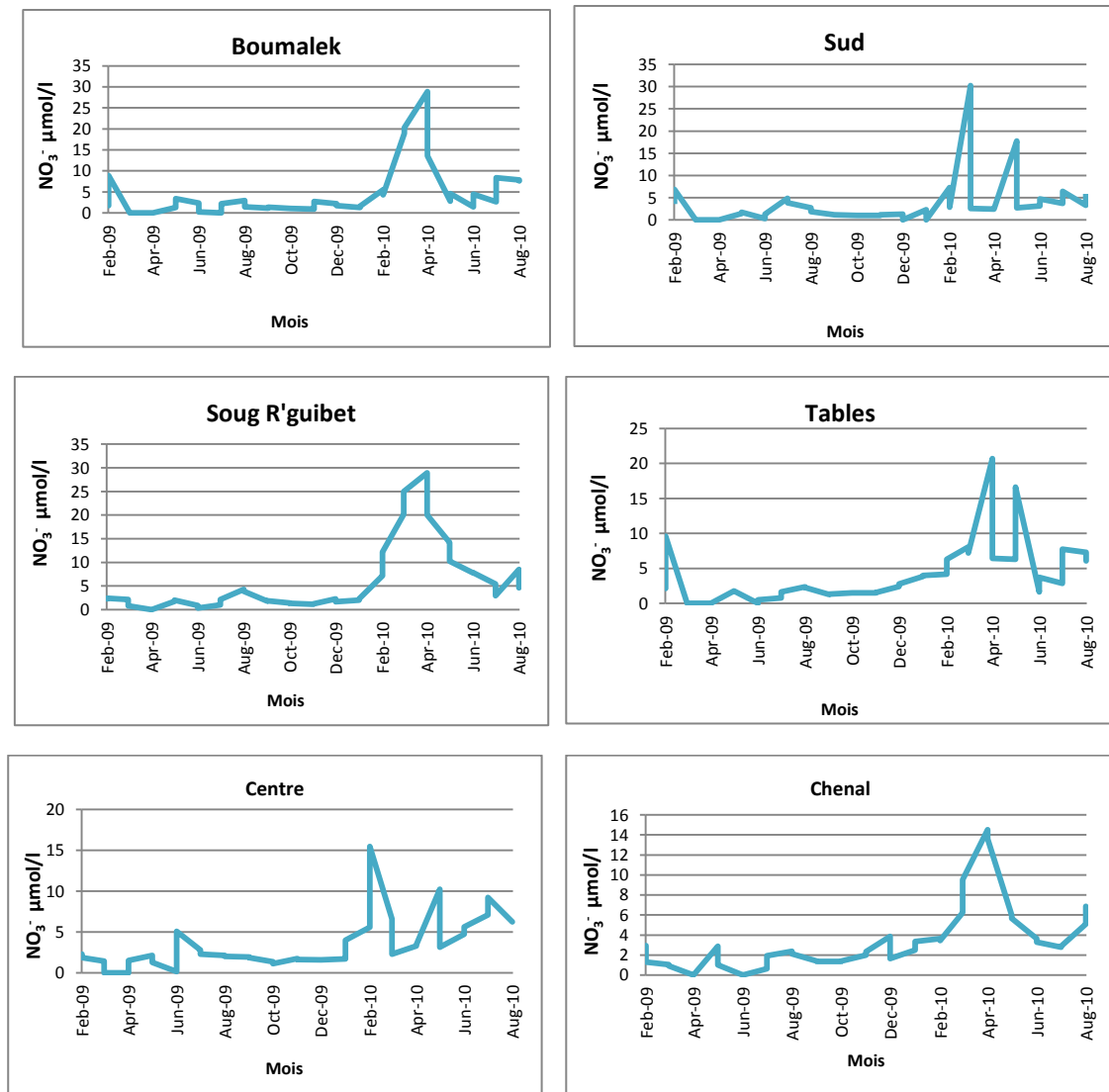


Figure 53 : Variations mensuelles de la teneur en nitrates de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

1.3.7. L'azote ammoniacal

Les concentrations moyennes en azote ammoniacal enregistrées durant le cycle 1 varient de 0 à 2 $\mu\text{mol/l}$; nous notons toutefois des variations d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre. Les teneurs de moins de 1 $\mu\text{mol/l}$ sont notées dans les eaux du Centre (de 0 à 0,14 $\mu\text{mol/l}$) et du Sud (0 à 0,7 $\mu\text{mol/l}$) ; Dans les eaux de Boumalek et des Tables les teneurs maximales sont respectivement 1,45 et 2,5 $\mu\text{mol/l}$. C'est dans les eaux du Chenal et de Soug R'guibet que les maximales sont proche de 5 $\mu\text{mol/l}$. Durant la période s'étalant de février à août 2010, les teneurs en azote ammoniacal ne dépassent pas 0,5 $\mu\text{mol/l}$; Quant aux pics enregistrés au niveau des stations ils restent dans l'intervalle 0,4 -0,9 $\mu\text{mol/l}$ (fig. 54)

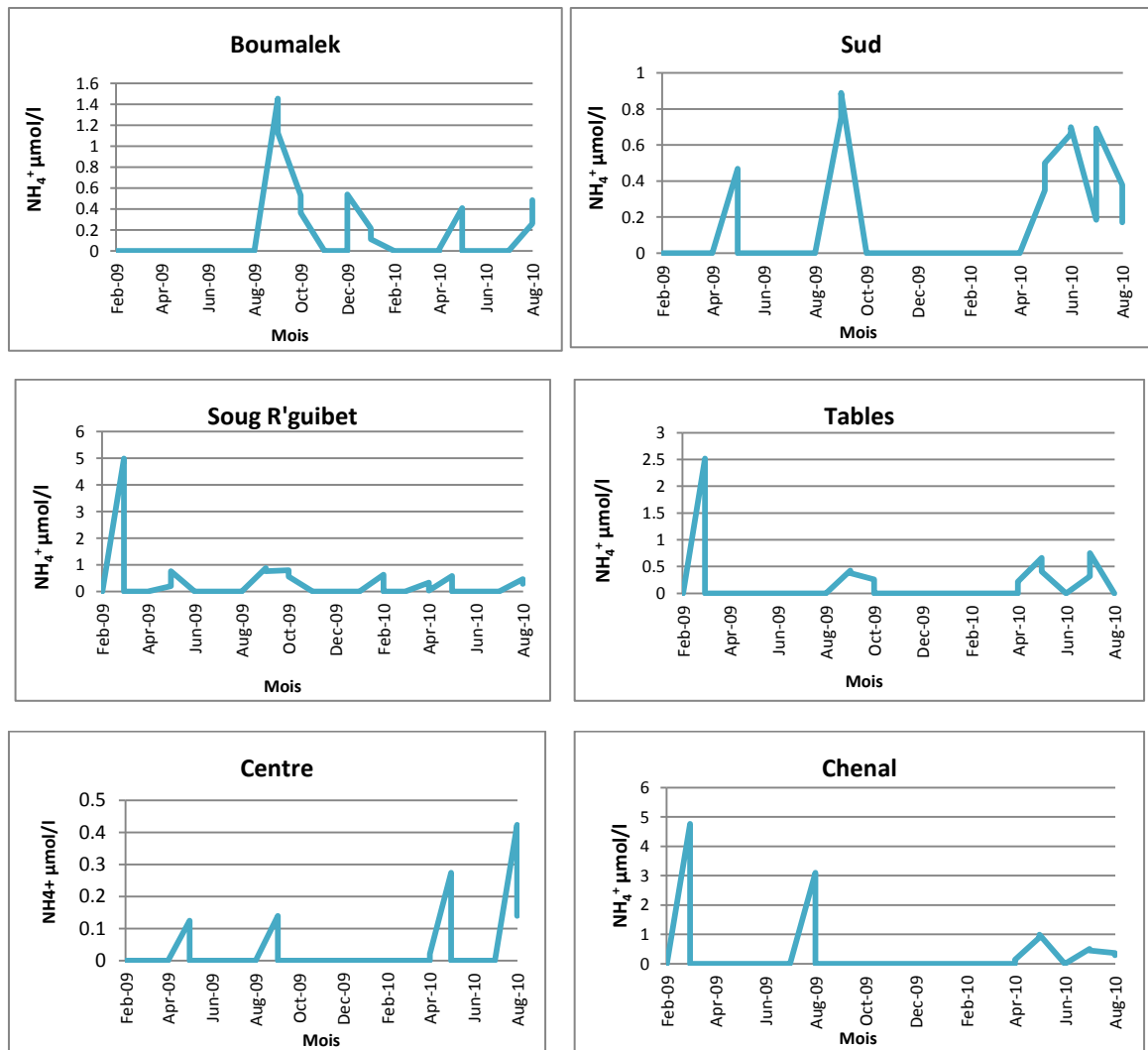


Figure 54 : Variations mensuelles de la teneur en azote ammoniacal de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

Des différences significatives ($p=0.01^*$) sont notées entre les teneurs en azote ammoniacal relevées dans les 6 stations.

1.3.8. Les orthophosphates (PO_4^{3-})

Dans les eaux de la lagune, durant le cycle 1, les concentrations moyennes en orthophosphates varient de 0,1 à 4,8 $\mu\text{mol/l}$. Dans la partie Sud, les teneurs en orthophosphates oscillent entre 0 et 12 $\mu\text{mol/l}$ et montrent deux pics l'un en mars et l'autre en juillet ; dans le centre, les valeurs relevées varient de 0 à 7,7 $\mu\text{mol/l}$ et présentent un 1er pic en février et un 2^{ème} en mars. Les eaux des tables et de Soug R'guibet montrent des teneurs comprises dans l'intervalle 0 - 5 $\mu\text{mol/l}$ et des pics en février et janvier au niveau des Tables et en mars, septembre et octobre au niveau de Soug R'guibet. Au niveau du Chenal et

de Boumalek les valeurs rencontrées varient de 0 à 4 $\mu\text{mol/l}$ et montrent des pics en février, décembre et janvier, pour le 1^{er}, et en février, mai et septembre pour le second (fig.55).

De Février à août 2010, les teneurs moyennes en orthophosphates oscillent entre 0,9 et 4,19 $\mu\text{mol/l}$; en revanche au niveau des stations les teneurs montrent d'importantes fluctuations. Au niveau de Soug R'guibet, les Tables et Boumalek les valeurs sont comprises entre 0 et 5 $\mu\text{mol/l}$ avec la présence de pics en mai et en juin ; Dans les eaux du Centre, les teneurs varient de 0,4 à 8,3 $\mu\text{mol/l}$ avec un pic en mai. C'est au niveau du Sud et du Chenal que les teneurs atteignent 11,68 et 14,5 $\mu\text{mol/l}$ respectivement ; nous notons la présence d'un seul pic en juin dans les eaux du Sud ; en revanche, les eaux du Chenal montrent des teneurs variant de 9 à 15 $\mu\text{mol/l}$ de mars à avril et des valeurs comprises entre 3 et 6 $\mu\text{mol/l}$ les autres mois.

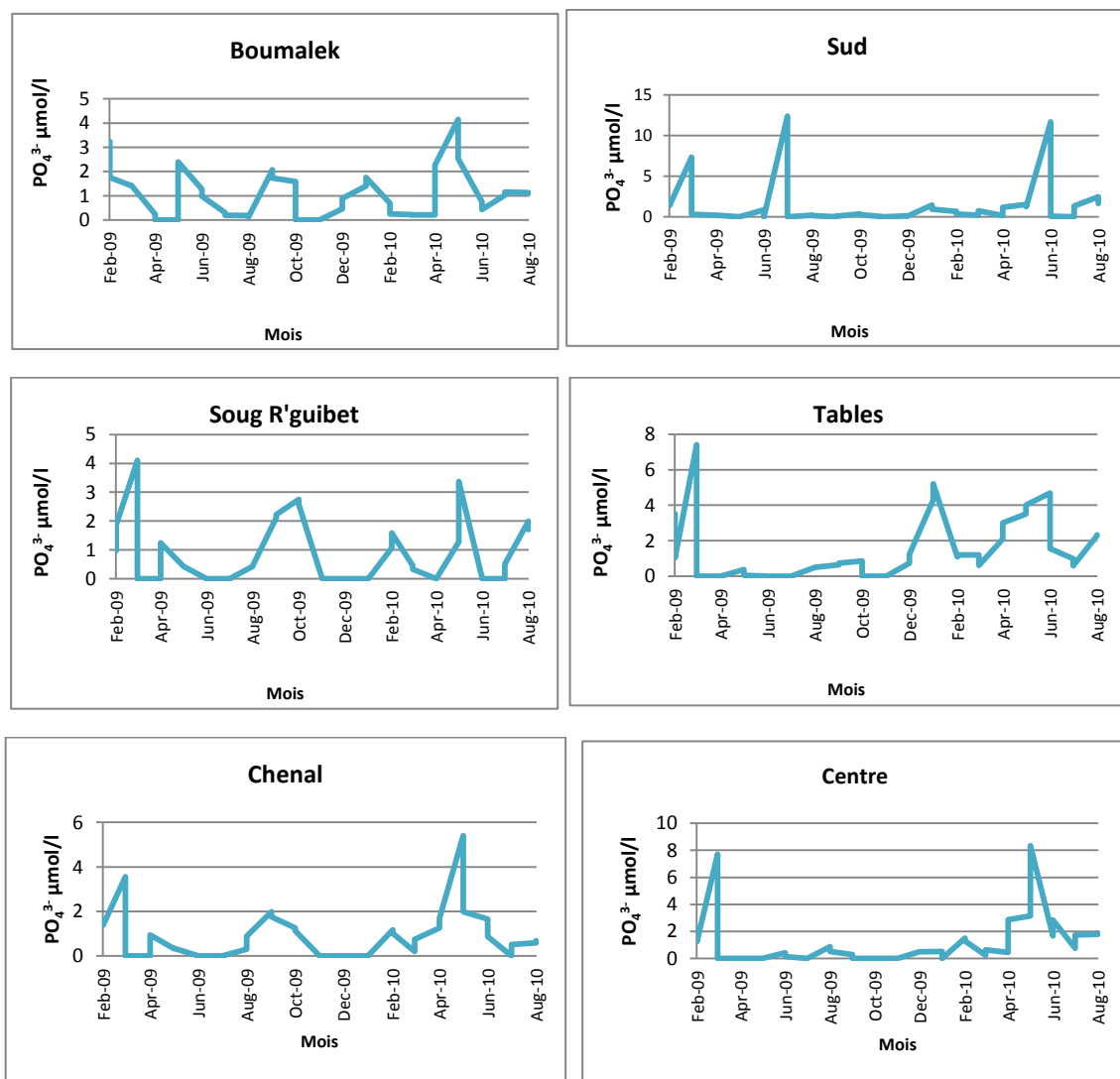


Figure 55 : Variations mensuelles de la teneur en orthophosphates de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

Des différences significatives ($p=0.04^*$) sont notées entre les teneurs en orthophosphates enregistrées dans les 6 stations.

1.3.9. Les matières en suspension

Les MES montrent des teneurs moyennes variant de 68 à 513 mg/l. Cependant, les valeurs relevées dans les différentes stations présentent de fortes fluctuations d'un mois à l'autre. Dans la partie Sud et à Boumalek les valeurs sont comprises dans l'intervalle 12 – 594 mg/l avec la présence de pics de plus de 400 mg/l en mars, avril et août (fig. 56); Les eaux du Centre et des Tables abritent des teneurs en MES comprises entre 40 et 490mg/l avec des pics de plus de 300mg/l en février, mars, avril, août, décembre et janvier au niveau du centre et un seul pic en août au niveau des Tables. Dans les eaux du Chenal et Soug R'guibet les valeurs oscillent entre 14 et 870mg/l ; dans le chenal les pics de plus de 400mg/l sont notés en juin-juillet-août et janvier, quant à Soug R'guibet les pics de plus de 300mg/ sont rencontrés en février, mars, juillet, août et janvier. Ce sont toutefois les eaux du Chenal qui abritent les teneurs en MES les plus élevées (les valeurs dépassant le plus souvent 300mg/l).

Les teneurs moyennes en MES relevées durant la période s'étalant de février à août 2010 oscillent entre 207 et 331mg/l. Dans le Sud et Boumalek, les valeurs varient de 46 à 356mg/l et présentent des pics en février, mai et juillet ; les eaux du centre et de Soug R'guibet abritent des teneurs en MES comprises entre 230 et 370 mg/l avec des pics de plus de 300mg/l en juin et juillet dans la 1^{ère} station et de mai à juillet dans la seconde station. Au niveau des Tables les valeurs fluctuent entre 138 et 632mg/l et montrent des pics de plus de 300mg/l en avril et en juin. C'est au niveau du Chenal que les teneurs en MES sont les plus élevées ; elles sont comprises entre 218 et 508 mg/l et dépassent le plus souvent 320mg/l.

Des différences très hautement significatives sont notées entre les teneurs en MES enregistrées dans les eaux des 6 stations.

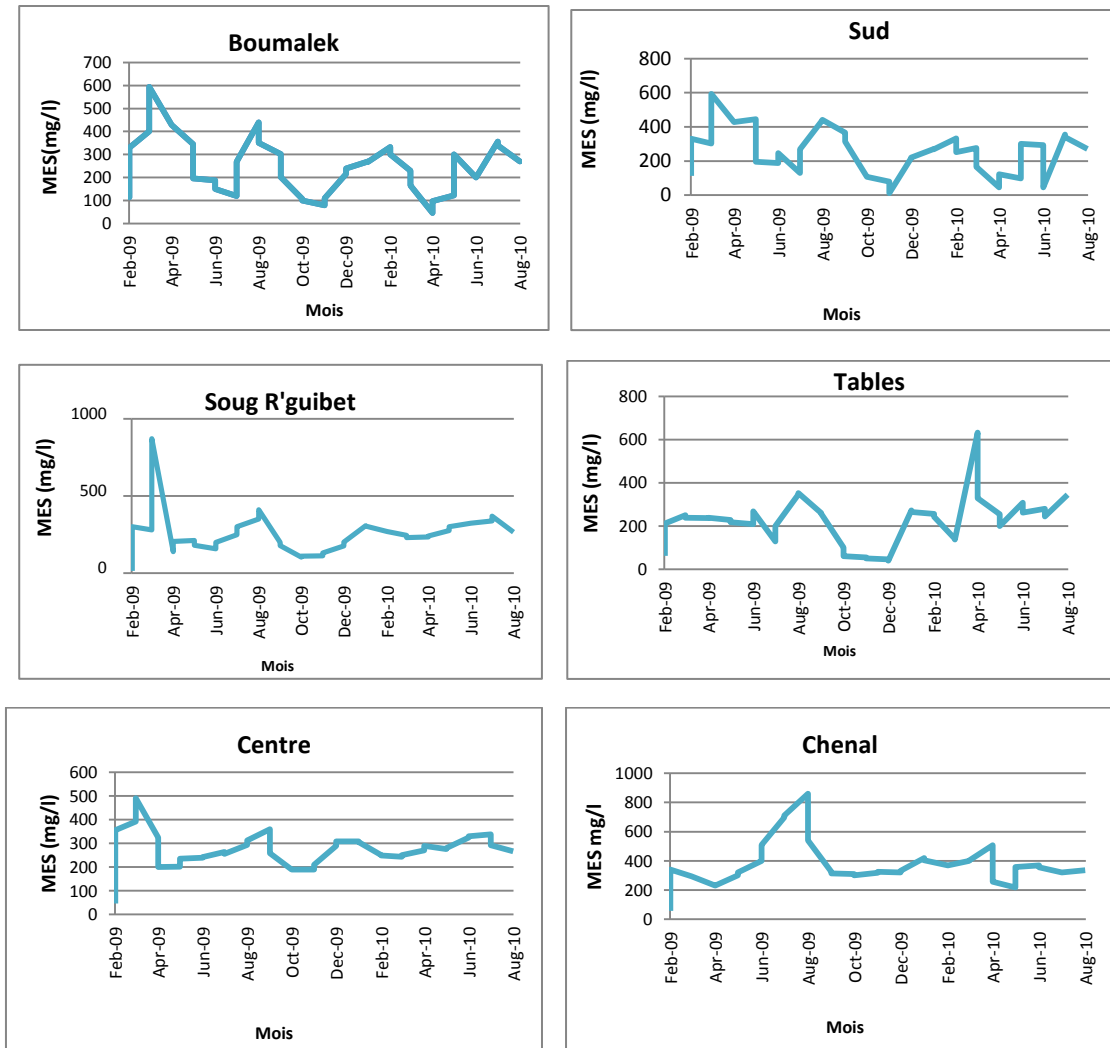


Figure 56 : Variations mensuelles de la teneur en matières en suspension de l'eau dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

1.3.10. La chlorophylle a

Les eaux de la lagune montrent, durant le cycle 1, des teneurs moyennes en chlorophylle a comprises entre 0,8 et 23 µg/l ; toutefois au niveau des stations nous notons des variations d'un mois à l'autre et d'une station à l'autre. Au niveau de la partie Sud de la lagune, les teneurs relevées varient entre 0 et 27,5 µg/l et montrent des pics de plus de 15 µg/l en février, septembre, octobre, décembre et janvier. A Boumalek, les valeurs fluctuent entre 0 et 20 µg/l et présentent des pics de plus de 10 µg/l en mars, mai, septembre et janvier ; les teneurs les plus faibles étant rencontrées de juin à août. Dans le Chenal, les teneurs varient entre 0 et 31 µg/l et montrent des pics de plus de 13 µg/l en février, mars, avril, août et septembre. Les eaux du Centre abritent les teneurs en chlorophylle a les plus faibles ; elles



sont comprises entre 0 et 28 mais ne présentent que deux pics de plus de 10 $\mu\text{g/l}$ (en février et en novembre). Au niveau des Tables, les valeurs sont le plus souvent inférieures à 10 $\mu\text{g/l}$ à l'exception des pics de février (27 $\mu\text{g/l}$), novembre (13 $\mu\text{g/l}$), décembre (17 et 32 $\mu\text{g/l}$) et janvier (60 et 17 $\mu\text{g/l}$). A Soug R'guibet les teneurs oscillent entre 0 et 29 $\mu\text{g/l}$ avec seulement deux pics de plus de 20 $\mu\text{g/l}$ (en février et en septembre) ; les teneurs n'excèdent pas 10 $\mu\text{g/l}$ de mars à août et de novembre à janvier.

Les teneurs moyennes en chlorophylle a relevées, durant la période s'étalant de février à août 2010, fluctuent entre 0 et 63 $\mu\text{g/l}$ et montrent des pics de plus de 20 $\mu\text{g/l}$ de mai à juillet. La chlorophylle a montrent des valeurs comprises entre 0 et 63 $\mu\text{g/l}$ au Sud (un pic en mai), entre 0 et 100 $\mu\text{g/l}$ à Boumalek (3 pics de plus de 20 $\mu\text{g/l}$ en mai juin), entre 0,4 et 37 $\mu\text{g/l}$ dans le Chenal (un pic de plus de 20 $\mu\text{g/l}$), entre 0 et 70 $\mu\text{g/l}$ dans le Centre (avec deux pics en mai), entre 0 et 85 $\mu\text{g/l}$ au niveau des tables (2 pics en mai et 2 autre en juillet), entre 0 et 81 $\mu\text{g/l}$ à Soug R'guibet (2 pics en mai et en juin (fig.57).

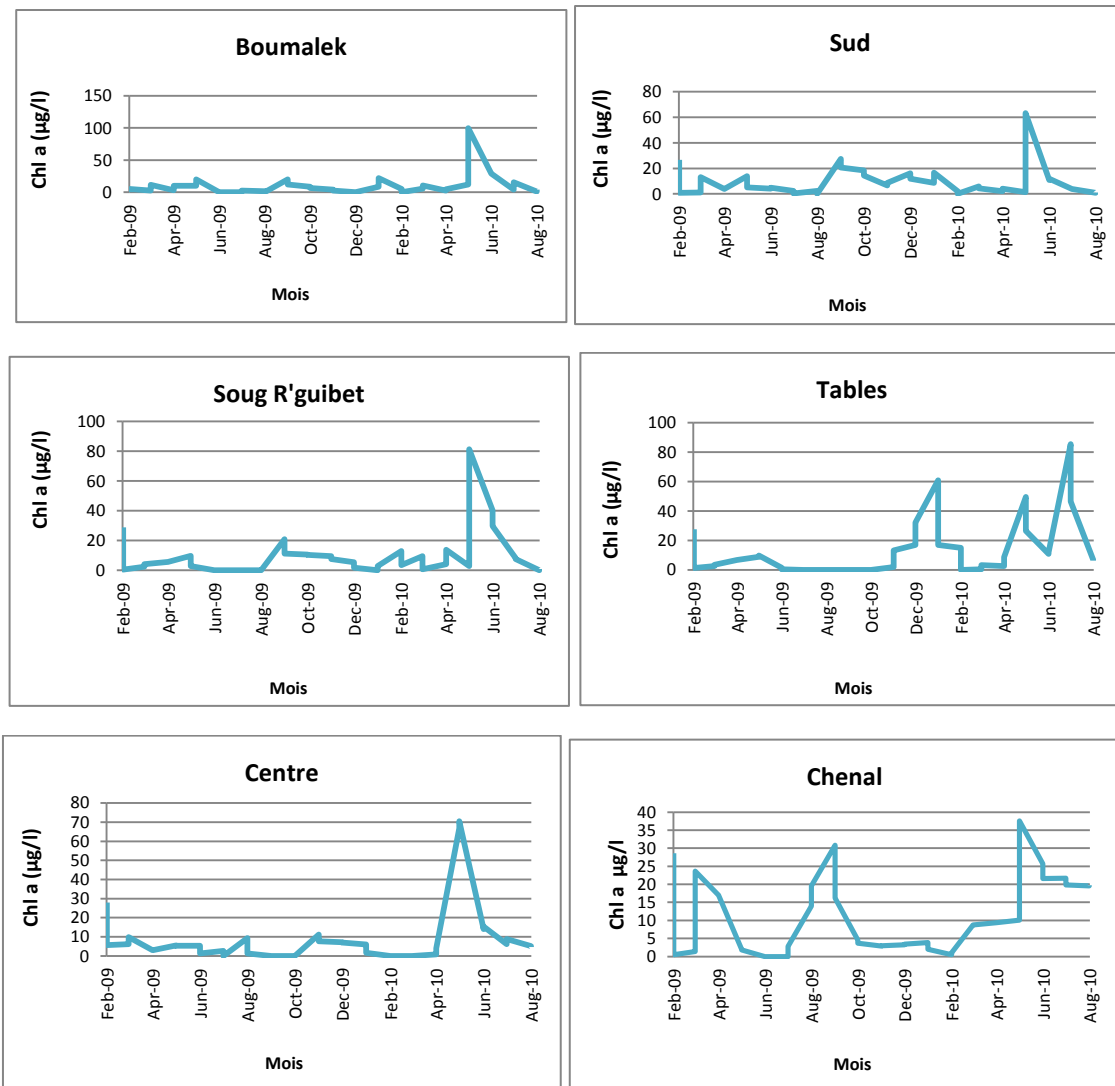


Figure 57 : Variations mensuelles de la teneur en chlorophylle a dans les 6 stations (Lagune EL Mellah : Février 09 – Août 2010).

La comparaison des teneurs en pigment chlorophyllien relevées à partir des 6 stations montre des différences très hautement significatives ($p=0.001^{***}$).

Discussion

Le suivi des fluctuations des paramètres physico-chimiques est d'une importance majeure pour la compréhension d'une part du biotope, et d'autre part pour déterminer la relation qui peut exister entre les micro-organismes ciblés et les différents paramètres environnementaux.

Selon [Rodier et al., \(2005\)](#) la température joue un rôle important dans l'augmentation de l'activité chimique, bactérienne et l'évaporation des eaux ; Elle varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la nature géologique du sol et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sédiment. Les trois plans d'eau étudiés subissent des fluctuations saisonnières qui les conduisent à des températures minimales en hiver et maximales en été. Cette différence de température est le reflet du caractère méditerranéen de la région ou les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très sévères. Cette caractéristique, est liée à la faible profondeur de la masse d'eau dans les trois hydrosystèmes retenus dans le cadre de cette étude. Des résultats similaires ont été rapportés dans la lagune El Mellah ([Semroud, 1983](#) ; [De Casabianca-Chassany et al., 1991](#) ; [Grimes, 1994](#) ; [Refes, 1994](#) ; [Chaïbi, 2004](#) ; [Sehili, 2008](#)). Les résultats de travaux réalisés dans le lac Oubeira, mentionnent des écarts de 21°C ([Abdi et al., 2013](#)) et de 15°C ([Djabourabi et al., 2014](#)). Dans le barrage Mexa, [en 2008, Saoudi](#) signale un écart de 17°C ; dans le barrage de Lebna en Tunisie, [El Herry, \(2008\)](#) rapporte un écart de 19.7°C.

Dans les milieux aquatiques l'oxygène dissous est essentiel pour toutes les formes vivantes, y compris les organismes responsables des processus de purification des eaux naturelles. La détermination de la concentration en oxygène dissous est fondamentale dans l'évaluation de la qualité de l'eau du fait qu'il soit impliqué dans tous les processus chimiques et biologiques des trois plans d'eau. Des concentrations inférieures à 5 mg/l peuvent compromettre le fonctionnement et la survie des communautés biologiques et au-dessous de 2 mg/l elles peuvent mener à la mort de la plupart des poissons ([Chapman et Kimstach, 1996](#)). Les teneurs en oxygène dissous enregistrées dans les trois plans d'eau montrent une oxygénation bonne en période humide et médiocre en période sèche. Des observations similaires aux nôtres ont été apportées par [Djabourabi et al., \(2014\)](#) dans le lac Oubeira, par [Saoudi et al., \(2015\)](#) dans la retenue du barrage Mexa, par [Nasri et al., \(2007\)](#) dans les eaux superficielles du barrage Cheffia en Algérie et par [El Herry et al., \(2008\)](#) dans la

retenue de Lebna en Tunisie. [Draredja \(1992\)](#) rapporte que dans les eaux de surface la zone la mieux oxygénée est celle située sous l'influence marine. Dans les eaux de l'étang de Thau, les teneurs en oxygène dissous montrent des fluctuations variant entre 3,10 et 16 mg/l ; selon [Laugier et al. \(1999\)](#), ces variations seraient directement liées aux conditions climatiques locales ainsi qu'aux activités biologiques dont l'étang est le siège.

Il est admis que la température est un paramètre physique qui détermine un grand nombre de processus biologiques qui se déroulent dans l'eau. Elle permet également la détermination de la valeur de saturation des gaz dissous et notamment celle de l'oxygène dissous ([Aminot, 1983](#)). La bonne oxygénation de l'eau en période hivernale résulte de la baisse de température et de la salinité de l'eau ainsi que du brassage mécanique (agitation par le vent) qui représentent les principaux facteurs d'oxygénation des eaux ([Schlumberger, 2002](#)). Le vent favorise les échanges gazeux avec l'atmosphère et augmente la surface de contact entre l'air et l'eau ; par ailleurs, il peut, selon sa puissance, 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 contrepartie, 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 les faibles 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 ; [Belaud \(1996\)](#), rapporte que cette consommation sera plus importante avec l'augmentation de la température.

Le pH est un paramètre important dans l'étude des milieux aquatiques. Il est très dépendant des mécanismes chimiques et biologiques. Parmi les facteurs qui influent sur les valeurs de pH, on cite la température, l'activité photosynthétique et la salinité. Le pH représente une variable-clé ; il diminue avec l'acidification et augmente souvent avec l'eutrophisation ([Moss et al., 2003](#)). Le pH des eaux des trois hydrosystèmes étudiés est généralement alcalin traduisant ainsi le niveau de l'activité photosynthétique. Des corrélations très hautement significatives ont été notées entre les valeurs de ce paramètre

et la densité des espèces répertoriées dans les trois écosystèmes. En effet, cette alcalinité des eaux et les faibles fluctuations du pH notées sont rapportées par [Djabourabi et al., \(2014\)](#) dans le lac Oubeira, par [Saoudi et al., \(2015\)](#) dans le barrage Mexa, [Nasri et al., \(2007\)](#) dans le barrage Cheffia, par [El Herry et al., \(2008\)](#) dans le barrage Lebna. Selon [Dussart \(1992\)](#), dans les eaux douces, le pH est assez variable en fonction de l'heure du jour, de la température, de l'insolation, de l'intensité lumineuse, de l'assimilation chlorophyllienne et de la respiration des organismes vivants. En milieu naturel ou en zone agricole éloignée des sources de rejets industriels, le pH de l'eau dépend surtout de la nature géologique du bassin versant ([Wetzel, 2001](#) ; [Hade, 2002](#) ; [CEAEQ, 2006](#)). Les eaux naturelles ont un pH qui est aussi fonction des concentrations en gaz carbonique dissous et en hydrogénocarbonates ([Boeglin, 2000](#)). Les valeurs élevées du pH relevées dans la lagune seraient liées, à l'effet de l'eau de mer qui possède un pH naturellement basique ([Rodier et al., 2005](#)).

La minéralisation des eaux, représentée par la teneur totale d'une eau en sels dissous, dépend essentiellement des terrains traversés par les cours d'eau ([Nisbet et Vernaux, 1970](#)). La salinité est un paramètre important du fait qu'elle influence plusieurs propriétés de l'eau telle que la conductivité, la densité ou le point de congélation. Elle intervient aussi dans la sélection des organismes vivants dans un hydrosystème donné. La conductivité est une mesure de la quantité de substances dissoutes dans l'eau, déterminée par la capacité de l'eau à conduire une charge électrique. Toutes les substances dissoutes contribuent à la conductivité de l'eau ([Chapman et Kimstach, 1996](#)).

Les valeurs de la conductivité montrent une évolution similaire dans les deux hydrosystèmes ; elles sont élevées en été et basses en hiver. Ces variations saisonnières s'expliqueraient par le phénomène de dilution que connaissent les plans d'eau en période humide ([Nassali et al., 2005](#)) et la forte évaporation et le faible débit de l'eau notés en période sèche ([El Morhit et al., 2008](#)). L'augmentation de la conductivité en période estivale serait favorisée par l'accélération du processus bactérien de la minéralisation de la matière organique ([Silva & Sacomani, 2001](#)) au niveau des lacs Oubeira et Tonga. Des résultats similaires ont été signalés par [Saoudi et al., \(2015\)](#) à Mexa, par [Bensafia \(2005\)](#) et [Boussadia \(2008\)](#) dans les eaux des deux lacs Tonga et Oubeira, par [Khatabi \(2002\)](#) dans les bassins d'Etueffont en France. Selon [Rodier et al. \(2005\)](#), la variation de la conductivité est induite

par la présence, dans le milieu, d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique ; Cette mobilité dépend de la nature des ions dissous (tels que les ions de calcium (Ca^{2+}), de sodium (Na^+), de chlorure (Cl^-), des bicarbonates (HCO_3^-), etc.) et de leurs concentrations.

En ce qui concerne la salinité, les teneurs rencontrées dans les eaux de la lagune oscillent entre 17,40 et 30.43 g/l, les faibles salinités sont enregistrées en période humide et les plus fortes en période sèche. Ces fluctuations s'expliqueraient selon [Bloundi \(2005\)](#) par les fortes températures qui engendrent de fortes évaporations en combinaison avec les faibles précipitations à l'origine de la baisse des apports en eau douce ; par ailleurs, les fortes teneurs seraient aussi liées aux échanges mer-lagune à travers le chenal. Des observations similaires ont été rapportées par [Chaibi \(2004\)](#) dans la lagune El Mellah et par [Benhalima et al., \(2015\)](#), dans le canal Messida. Ces auteurs rapportent que les valeurs de la conductivité relevées dans la station proche de la mer (sous influence marine) montraient des fluctuations en relation avec l'alternance de mouvement des échanges entre le canal et la mer illustrées par le flot (mer-canal) et le jusant (canal-mer).

D'après [Sény \(2006\)](#), les éléments nutritifs nécessaires au développement des végétaux aquatiques, notamment les algues, sont constituées par l'azote sous forme ammoniacale (NH_4), les nitrates (NO_3) et par le phosphore sous forme d'orthophosphate (HPO_4) ; Ces éléments contrôlent la croissance des algues grâce à leurs concentrations dans l'eau. Les formes minérales de l'azote, notamment les nitrites, nitrates et ammonium qui représentent les formes majoritaires dans les milieux aquatiques, sont des molécules biogènes. Elles sont assimilées en tant que source d'azote pour la synthèse de la biomasse, l'azote étant indispensable à la constitution de nombreuses molécules (protéines, acides nucléiques). Le suivi des teneurs en NH_4 , NO_3 , et NO_2 est souvent systématique dans les programmes de surveillance de la qualité générale des eaux ([Aminot et Kérouel, 2004](#)), car ces éléments jouent un rôle crucial dans l'eutrophisation des eaux ([Howarth et Marino, 2006](#)).

Les nitrates, représentent la forme la plus oxygénée de l'azote ; ils sont rencontrés dans les eaux naturelles et leur teneur est variable suivant la saison et selon l'origine des eaux ([Dussart, 1992](#)). Les teneurs en nitrates contenues dans les eaux du Tonga varient de 0.05 à 0.88 mg /l et montrent les valeurs les plus élevées au printemps et l'automne du cycle 1 et au printemps et l'été du cycle 2. Les eaux de l'Oubeira enregistrent des teneurs moyennes

en nitrates variant de 0,03 à 0.60 mg/l avec des pics printaniers. Au niveau de la lagune les concentrations moyennes en nitrates varient de 0 à 16,5 µmol/l et présentent des pics printaniers. Les concentrations élevées enregistrées en période printanière seraient liées à la bonne oxygénation des eaux et à la faible utilisation des nitrates par les végétaux qui sont peu actifs à cette période de l'année. En hiver les eaux superficielles, sont riches en sels nutritifs en raison du mélange des eaux et de la faible abondance du plancton engendrée par les basses températures. Les fluctuations notées entre les différentes stations de prélèvement seraient liées aux activités anthropiques (épandage d'engrais et élevage du bétail) que les eaux de ruissellement charrient vers les plans d'eau ainsi qu'aux processus de minéralisation favorisée par les températures élevées en période estivale. Les faibles valeurs enregistrées s'expliqueraient par la baisse de l'oxydation des nitrites en nitrates du fait de la faible teneur en oxygène dissous dans l'eau. [Rodier et al., \(2005\)](#) rapportent que dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est variable suivant la saison et l'origine des eaux ; Il peut varier de 1 à 15 mg/l et de même une concentration de 2 ou 3 mg/l, peut être considérée comme normale.

Les nitrites représentent une fraction du NID de l'ordre de 10% ([Aminot et Chaussepied, 1983](#)); Ils proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammonium (la nitrification n'étant pas conduite à son terme), soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action de dénitrification ou de minéralisation. Dans les eaux naturelles les nitrites sont présents à de faibles teneurs.

Dans les eaux de la lagune, les teneurs moyennes en nitrites notées varient de 0,1 à 4 µmol/l avec des pics hivernaux. Dans le lac Tonga les nitrites montrent des teneurs le plus souvent inférieures à 0.1 mg/l, sauf en avril du cycle 1 (proche de 0.3 mg/l), de novembre 2009 à février 2010 (teneurs comprises entre 0.14 et 0.61 mg/l). Dans l'Oubeira, les fortes teneurs en nitrites apparaissent le plus souvent en période hivernale et printanière et les plus faibles en périodes estivale et automnale. Les fluctuations relevées dans les trois hydrosystèmes seraient liées, en période humide, aux ruissellements et lessivages des terres agricoles fertilisées ; en période sèche, leur présence serait, en revanche, tributaire des excréments des animaux et de la dégradation de la matière organique ([Idrissi, 2006](#)). 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 et Chaussepied,1983).

Les résultats du dosage de l'ion ammonium dans les eaux des trois hydrosystèmes montrent des différences d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre. Les teneurs en azote ammoniacal varient de 0 à 2 $\mu\text{mol/l}$ dans les eaux de la lagune et de 0 à 0.1 mg/l dans celles du Tonga et de l'Oubeira. Des pics proches de 5 $\mu\text{mol/l}$ équivalent de 0.09 mg/l sont notés en mars dans la lagune (Chenal et Soug R'guibet), et en mars et en avril dans le Tonga. En ce qui concerne l'Oubeira, nous notons la présence de pics proche de 0.09 mg/l en mars à Demnet Rihane, Boumerchene, Dey L'Gràa et Messida ; c'est toutefois en automne que des teneurs comprises entre 0.1 et 0.28 $\mu\text{mol/l}$ sont enregistrées à Demnet Rihane (d'octobre à décembre), le centre (de novembre à décembre) et Boumerchene (en octobre) ; les valeurs maximales étant rencontrées en novembre à Demnet Rihane et le centre. La mise en évidence de pics en ammonium à différentes au niveau de différentes stations auraient pour origine une contamination récente par les matières organiques en décomposition, par la matière inorganique contenue dans les sols et l'eau, par l'excrétion des organismes vivants.

La présence d'éléments phosphorés dans l'eau est liée à la nature des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Selon Levi (2007), dans les eaux de surface, le PO_4 est un facteur limitant ; son excès induit, durant les périodes de réchauffement des eaux (début printemps, été, automne), l'eutrophisation du milieu et favoriserait ainsi une croissance accrue des végétaux supérieurs, des algues (chlorophycées, pyrophytes), des diatomées et des cyanobactéries accompagnée le plus souvent de production de toxines

Les teneurs en orthophosphates rencontrées dans les eaux des trois hydrosystèmes montrent des différences d'une station à l'autre, d'un mois à l'autre et d'une année à l'autre. Les teneurs en orthophosphates présentent dans les eaux sont comprises entre 0,07 et 4,8 $\mu\text{mol/l}$ dans la lagune, entre 0 et 0.56 mg/l dans l'Oubeira et entre 0 et 0.33 mg/l dans le Tonga. Selon le plan d'eau, les pics sont relevés soit en hiver et au printemps dans la lagune, soit en été et en automne dans le Tonga ; quant à l'Oubeira, les teneurs dépassant 0.2 mg/l peuvent être observées au printemps, en été et en automne (à Demnet Rihane), en hiver, au printemps et en été (à Boumerchene), en hiver et au printemps (à Dey L'Gràa), au printemps et en automne (à Messida), en hiver (à Euch Lahmar), en hiver, au printemps et en automne

(au Centre). Dans le barrage Mexa, [Saoudi \(2015\)](#) rapporte des concentrations en orthophosphate comprises entre 0.07 et 0.39 mg/l en 2010 et de 0.37 à 0.45mg/l en 2011 ; par ailleurs, cette auteure note que c'est durant la période hivernale que les valeurs maximales sont enregistrées. Cet élément nutritif peut avoir une origine exogène illustrée par le ruissellement des eaux de pluie sur le sol ; ces dernières draineraient ainsi les sels nutritifs issus de la reminéralisation des végétaux terrestres ([Thomas, 2000](#)). Il peut avoir pour origine les apports anthropiques (rejets d'eaux usées etc.) qui interviennent dans le processus d'enrichissement des plans d'eau et leur eutrophisation. La minéralisation de la matière organique issue des algues et des macrophytes aquatiques morts représenterait l'origine endogène des apports en orthophosphates ([Goldsborough et Robinson, 1996](#)). La forte teneur proviendrait 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 ([Boucher-Ravenhorst \(2005\)](#) ; [Gachter et Muller \(2003\)](#)). En milieu aquatique, le phosphore soluble se trouve au niveau de la masse d'eau mais aussi dans l'eau interstitielle du sédiment ([Despreaux, 1990](#)). Les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension peuvent perturber l'état d'équilibre entre les phases dissoutes et particulaires par modification des capacités d'adsorption et désorption du sédiment ([Banas, 2001](#) ; [Combouze, 2004](#)). Selon [Despreaux, \(1990\)](#), cette capacité d'adsorption du phosphore dépendrait du potentiel d'oxydo-réduction et du pH car 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 des sédiments du fond par le 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» et 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. En ce qui concerne les faibles concentrations, elles seraient sans doute liées à la forte consommation par la biomasse phytoplanctonique ([Syné, 2006](#)).

Les teneurs en MES relevées dans les eaux des trois hydrosystèmes varient d'une saison à l'autre et d'une année à l'autre ; nous notons des valeurs comprises entre 15 et 323 mg/l dans l'Oubeira, entre 68 à 513 mg/l dans la lagune et entre 0,5 et 42 mg/l dans le Tonga durant le cycle 1 et entre 5 et 15 mg/l dans ce même plan d'eau durant le cycle 2. Quant aux teneurs les plus élevées, elles sont enregistrées en hiver et au printemps dans l'Oubeira et la lagune et au printemps et en été dans le Tonga. Les valeurs, relativement élevées pendant l'hiver et le printemps, peuvent être attribuées aux apports sédimentaires allochtones véhiculés par les affluents à partir du bassin versant durant cette période humide (fortes précipitations) ainsi qu'à l'action des vents, qui sont plus forts et plus fréquents à cette période de l'année ; Ces derniers provoquent des turbulences qui remettent en suspension les particules du sédiment. D'après [El-Morhit \(2009\)](#), les MES dans les eaux superficielles peuvent provenir soit des effets de l'érosion naturelle du bassin versant suite à de violentes précipitations, soit des rejets d'eaux résiduares urbaines. Dans le Tonga, les fortes teneurs en MES relevées en été seraient liées à la poussée micro algale observée à cette période en réponse aux facteurs environnementaux. Nous notons, des corrélations significatives entre les MES et la température de l'eau. Selon [Gaujous, \(1995\)](#), les efflorescences micro-algues pourraient être à l'origine de l'élévation de la turbidité de l'eau.

La Chlorophylle a, montre des fluctuations d'une saison à l'autre, d'une année à l'autre et d'une station à l'autre. Nous notons des teneurs en chlorophylle a comprises entre 0 et 16 µg/l dans le Tonga, entre 0 et 300 µg/l dans l'Oubeira, entre 0 et 63 µg/l dans la lagune. Ce pigment est fortement présent dans l'Oubeira et le Tonga en été et en automne ; en revanche, dans la lagune sa forte présence est plutôt notée en hiver et au printemps. [Saoudi \(2015\)](#), note, dans la retenue de Mexa, la présence des teneurs les plus élevées en chlorophylle (a) en période estivale et automnale.

Le niveau élevé de chlorophylle-a reflète la présence d'une importante biomasse phytoplanctonique qui, selon [Galvez-Cloutiers et al., \(2000\)](#), est typique des milieux eutrophes.

L'accroissement de la biomasse algale dans l'Oubeira, serait essentiellement liée aux apports élevés en azote et en phosphore ; il est en effet noté l'existence de corrélations positives entre la chlorophylle a et ces nutriments. [Sondergaard et al., \(2003\)](#) ont constaté qu'un

apport croissant d'azote et de phosphate s'accompagnait souvent par une augmentation de la biomasse végétale et de la turbidité de l'eau, laquelle peut réduire la transparence, ainsi que d'autres changements biologiques souvent indésirables tels que des changements dans la structure des populations d'espèces présentes. [Ekou et al., \(2011\)](#) constatent, dans une lagune ouest africaine, que les pics de concentration en Chlorophylle-a sont en relation avec l'augmentation des rejets d'eaux usées urbaines. Au niveau de Mexa, [Saoudi \(2015\)](#) note que les teneurs en chlorophylle a et les densités microalgales évoluent avec similitude suggérant ainsi que ce pigment serait un bon indicateur de biomasse algale globale. Selon [Izaguirre \(2001\)](#), cet indicateur est influencé par les températures très élevées et les fortes intensités lumineuses.

Selon [Ramade \(1999\)](#), la mesure de la concentration en chlorophylle a fourni un bon indice du niveau d'eutrophisation. Pour caractériser l'état trophique des lacs, le système élaboré par [l'O.C.D.E. \(1982\)](#) (tab.9), largement utilisé au niveau international, a été choisi. Ce système combine l'information concernant l'état des nutriments et la biomasse algale et fournit une base pour l'évaluation et la tendance de l'état trophique du plan d'eau. Sur la base de cette grille diagnostique, nous pouvons placer les eaux du Tonga dans la catégorie mésotrophe et celles de la lagune El Mellah et l'Oubeira dans les catégories eutrophe et hypereutrophe respectivement.

Tableau 9 : Valeurs limites du système de classification trophique des eaux (selon [l'O.C.D.E. \(1982\)](#)).

Degré de trophie	P total µg/ L	Chlorophylle a 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



I. Etude qualitative des Cyanobactéries récoltées dans le lac Oubeira

1. Inventaire des espèces planctoniques récoltées

L'observation des caractères morfo-anatomiques des spécimens récoltés dans le lac Oubeira nous a permis d'identifier 25 morphotypes de cyanobactéries appartenant respectivement aux ordres des Chroococcales, des Oscillatoriales et des Nostocales ; ces micro-organismes recensés sont de formes variables, nous observons toutefois, des espèces unicellulaires de forme **coloniale ou isolée** :

▣ Chroococcales :

- Le genre *Microcystis* avec 6 espèces : *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. flos aquae*, *M. viridis*, *M. wesenbergii* et *M. botrys* ;
- Les espèces : *Woronichinia naegeliana*, *Chroococcus minutus*, *Aphanocapsa sp.*, *Merismopedia regularis*, *Gloeocapsa gelatinosa*, *Chlorogloea sp.* et *Synechococcus sp.*

D'autres sont représentées sous une forme **filamenteuse** :

▣ Oscillatoriales :

- Le genre *Oscillatoria* avec 3 espèces : *O. rubescens*, *O. attenuata*, et *Oscillatoria sp.*
- Lyngbya avec 2 espèces : *Lyngbya sp.1* et *Lyngbya sp.2*.
- Les espèces *Pseudanabaena limnetica*, *Phormidium sp.*, *Arthrospira maxima*, *Spirulina sp.*,

Parmi les cyanobactéries hétérocystées 4 espèces ont été identifiées, soit:

- Le genre *Anabaena* auquel sont rattachées 2 espèces : *A. planctonica* et *A. maxima* ;
- *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Aphanizomenon issatschenkoi*.

Sur les 25 espèces identifiées, 5 seulement ne sont pas dotées d'un pouvoir toxique connu : *Arthrospira maxima*, *Spirulina sp.*, *Merismopedia regularis*, *Gloeocapsa gelatinosa* et *Chlorogloea sp.*

La répartition des différents morphotypes de cyanobactéries dans les six stations d'échantillonnage est représentée dans le tableau suivant :



Tableau 10: Distribution des morphotypes de cyanobactéries dans le lac Oubeira en fonction des stations.

Espèces Stations	DR	B	DL	M	EL	C
CHROOCOCCALES						
<i>M. aeruginosa,</i>	1	1	1	1	1	1
<i>M. viridis</i>	1	1	1	1		1
<i>M.flos aquae</i>	1	1	1		1	1
<i>M. wesenbergii</i>	1	1	1	1	1	1
<i>M. botrys</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Woronichinia naegeliana</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Aphanocapsa sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Merismopedia regularis</i>		1				
<i>Gloeocapsa gelatinosa</i>						1
<i>Synechococcus sp</i>				1	1	
<i>Chlorogloea sp.</i>	1	1	1	1	1	1
OSCILLATORIALES						
<i>O. rubescens</i>	1	1	1	1	1	1
<i>O. attenuata</i>						1
<i>Oscillatoria sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Lyngbya sp.1</i>	1	1	1		1	1
<i>Lyngbya sp.2</i>	1	1		1		1
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Phormidium sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Arthrospira maxima</i>	1	1	1			
<i>Spirulina sp.</i>	1	1	1			
NOSTOCALES						
<i>A. planctonica</i>	1	1	1	1		1
<i>A. maxima</i>	1	1	1	1		
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1	1	1	1		1
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	1	1	1	1		1

Le tableau ci-dessus montre que les six stations échantillonnées sont colonisées par, pratiquement, les mêmes espèces de cyanobactéries.

- Les stations Demnet Rihane (DR), Boumerchene (B) et Dey L'Gràa (DL) abritent 20 morphotypes en commun; l'espèce *Merismopedia regularis* est présente uniquement à Boumerchene et l'espèce *Lyngbya sp.2* est absente à Dey L'Gràa.
- La station Centre contient 20 morphotypes et diffère des autres stations par le fait que les espèces *Gloeocapsa gelatinosa* et *Oscillatoria attenuata* ne sont rencontrées qu'à son niveau.
- La station Sud contient 18 morphotypes du fait de l'absence des espèces : *Lyngbya sp.1* et *M.flos aquae*
- Enfin Euch Lahmar, c'est la station où le nombre de morphotypes le plus faible (14) est signalé.

2. Fréquence d'apparition des espèces recensées dans le lac Oubeira

L'estimation de la fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries récoltées dans les eaux de l'Oubeira montre que 68% des espèces composant la population recensée sont rares. Par ailleurs, les espèces *Microcystis aeruginosa* et *Woronichinia naegeliana* sont régulières. En revanche, les espèces *Pseudanabaena limnetica*, *Chroococcus minutus*, *O. rubescens*, *Oscillatoria sp* *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Aphanizomenon issastschenkoi* sont accessoires (tab.11).



Tableau 11: Fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries identifiées dans le lac Oubeira.

Espèce	Fréquence d'apparition (%)	Observation
<i>Microcystis aeruginosa</i>	70.83	Régulier
<i>Woronichinia naegeliana</i>	55.55	
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	32.63	
<i>Chroococcus minutus</i>	44.44	
<i>O. rubescens</i>	30.55	Accessoire
<i>Oscillatoria sp.</i>	44.44	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	26.38	
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	36.11	
<i>A. planctonica</i>	18.05	
<i>A. maxima</i>	6.49	
<i>Lyngbya sp.1</i>	12.5	
<i>Lyngbya sp.2</i>	4.16	
<i>Arthrospira maxima</i>	2.77	
<i>Spirulina sp</i>	3.47	
<i>Aphanocapsa sp.</i>	19.44	
<i>Merismopedia regularis</i>	0.69	Rare
<i>Gloeocapsa gelatinosa</i>	0.69	
<i>Synechococcus sp</i>	2.08	
<i>Chlorogloea sp.</i>	9.72	
<i>M. viridis</i>	6.94	
<i>M.flos aquae</i>	15.27	
<i>M. wesenbergii</i>	12.5	
<i>M. botrys</i>	22.91	
<i>Phormidium sp.</i>	14.58	
<i>O. attenuata</i>	1.38	

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

II. Etude quantitative des cyanobactéries récoltées

1. Distribution spatiale des cyanobactéries dans le lac Oubeira

Les cyanobactéries récoltées dans le lac Oubeira montrent des proportions variables d'une station à l'autre ; Les proportions de cyanobactéries par station suivent l'ordre décroissant suivant Centre>Boumalek>Messida>Dey L'Gràa>Demnet Rihane>Euch Lahmar. Les stations centre, Boumerchene et Messida abritent 70% des cyanobactéries récoltées. C'est à

Demnet Rihane et Euch Lahmar que les plus faibles proportions sont notées (respectivement 10 et 5%)(fig. 58).

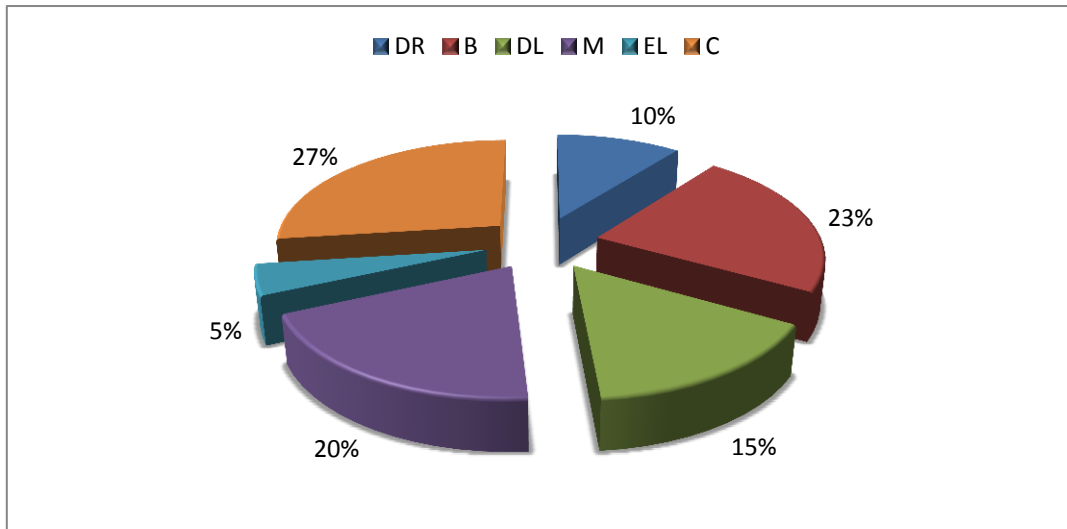


Figure 58: Distribution spatiale des cyanobactéries dans le lac Oubeira.

2. Distribution temporelle des cyanobactéries dans le lac Oubeira

Les densités de cyanobactéries rencontrées dans les eaux de l’oubeira oscillent le plus souvent entre 10 000 et 177 000 cell/ml, sauf durant la période qui s’étale du mois d’août au mois de novembre ou les densités cellulaires enregistrées varient de 790 000 à plus de 3 600 000 cell/ml ; la valeur maximale (3 613 250 cell/ml) étant relevée en Octobre (fig.59)

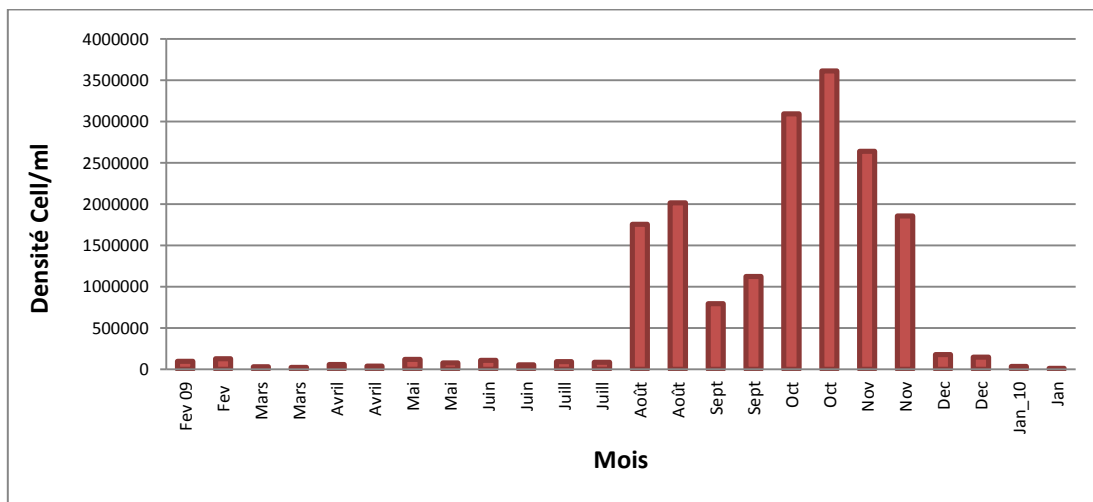


Figure 59: Distribution temporelle des cyanobactéries dans le lac Oubeira.

3. Dynamique saisonnière des cyanobactéries identifiées dans le lac Oubeira

L'évaluation saisonnière des densités de Cyanobactéries récoltées à partir des eaux du lac Oubeira montre que c'est en automne que plus des 2/3 de la biomasse microalgale sont rencontrés; C'est essentiellement en été et en automne que le plus fort de la biomasse cyanobactérienne (95%) est rencontrée. L'hiver et le printemps n'abritent pas plus de 5% de la biomasse globale (fig. 60).

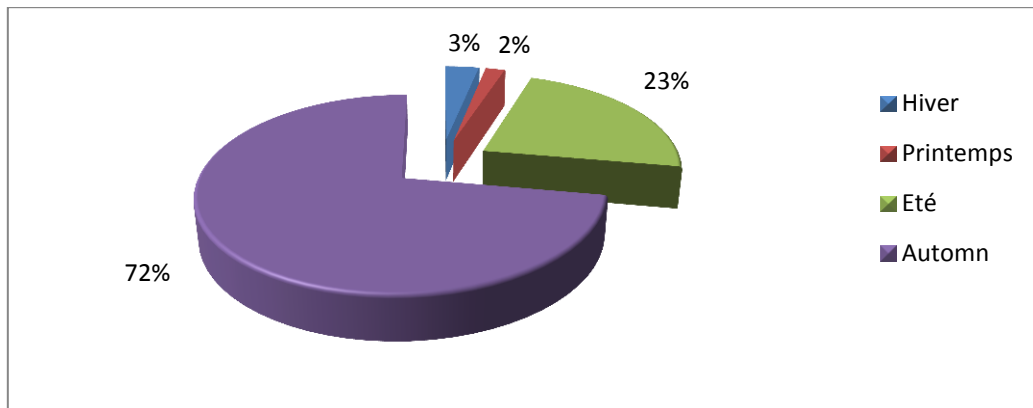


Figure 60: Distribution saisonnière des cyanobactéries dans le lac Oubeira.

4. Distribution spatio-temporelle des cyanobactéries dans les six stations

Le calcul de la densité des cyanobactéries recensées dans chaque station fait apparaître l'existence de variations spatio-temporelles similaires entre les points échantillonnés avec toutefois des différences de densités d'une station à l'autre.

Au niveau du Centre les eaux abritent des densités comprises entre 0 et 1 400 000 cell/ml ; les densités ne dépassent pas 7000 cell/ml sauf en avril et en mai (38 000 et plus de 100 000 cell/ml respectivement) et durant la période s'étalant d'août à novembre où les valeurs fluctuent entre 177 000 et 1 400 000 cell/ml ; la maximale étant notée en octobre.

Au niveau de la station Euch Lahmar les densités oscillent entre 0 et 424 000 cell/ml avec, le plus souvent, des valeurs qui ne dépassent pas 11 000 cell/ml exceptés les pics de plus de 20 000 cell/ml enregistrés de juillet à novembre ; la densité maximale étant notée en août.

A Messida, les densités varient de 0 à 600 000 cell/ml avec la présence de pics de plus de 20 000 cell/ml en février, mai et de juillet à décembre ; la maximale étant relevée en août



A Dey L'Gràa les densités oscillent entre 600 et 700 000 cell/ml avec toutefois des pics de plus de 10000 cell/ml en février, juin et d'août à décembre ; la densité maximale est notée en novembre.

A Boumerchene les densités varient de 6 000 à 1 275 000 cell/ml ; les valeurs de plus de 12 000 cell/ml sont notées en février, avril et de mai à janvier ; la densité maximale étant relevée en octobre.

A Demnet Rihane les cyanobactéries montrent des densités variant de 0 à 540 000 cell/ml avec des pics de plus de 10 000 cell/ml en février, avril et d'août à décembre ; la densité maximale est enregistrée en novembre (fig.61)

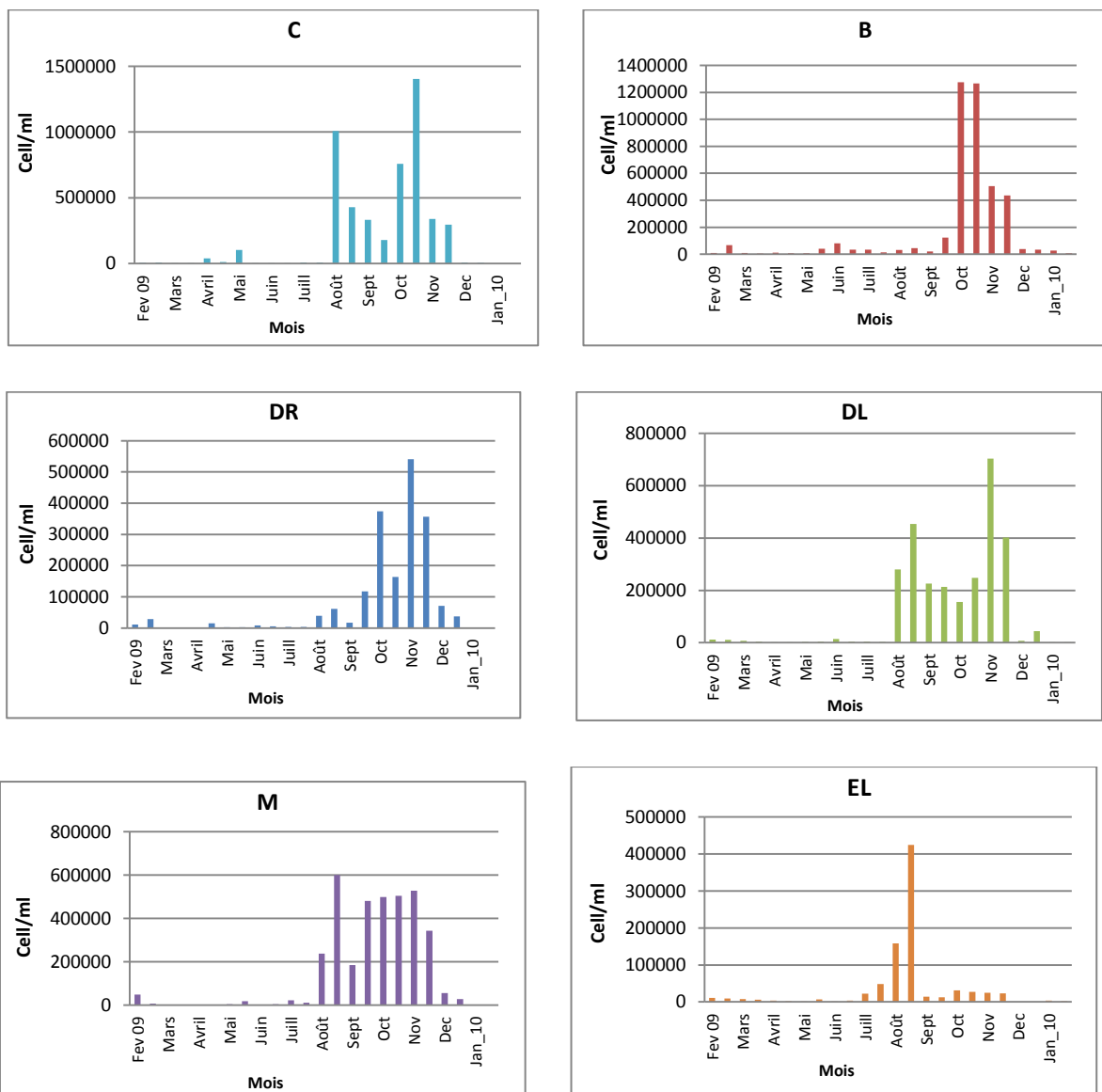


Figure 61: Distribution spatio-temporelle des cyanobactéries dans les six stations du lac Oubeira.

5. Densité globale des espèces de cyanobactéries récoltées dans le lac Oubeira

Le suivi de la densité globale des cyanobactéries identifiées dans les eaux du lac Oubeira montre la dominance nette de l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoi* qui présente une densité cellulaire moyenne de 59 812,14 cell/ml ; cette dernière est suivie des espèces *Microcystis flos aquae*, *Oscillatoria rubescens* et *Cylindrospermopsis raciborskii*, qui enregistrent des densités de l'ordre de 19 943,11 cell/ml, 17 998,76 cell/ml et 13 055,34 cell/ml respectivement. Les espèces *M.aeruginosa*, *M.botrys* et *Oscillatoria* sp. sont présentes à des densités comprises entre 2000 et 4000 cell/ml ; En ce qui concerne les autres espèces, les densités cellulaires n'excèdent pas 1000 cell/ml (fig. 62).

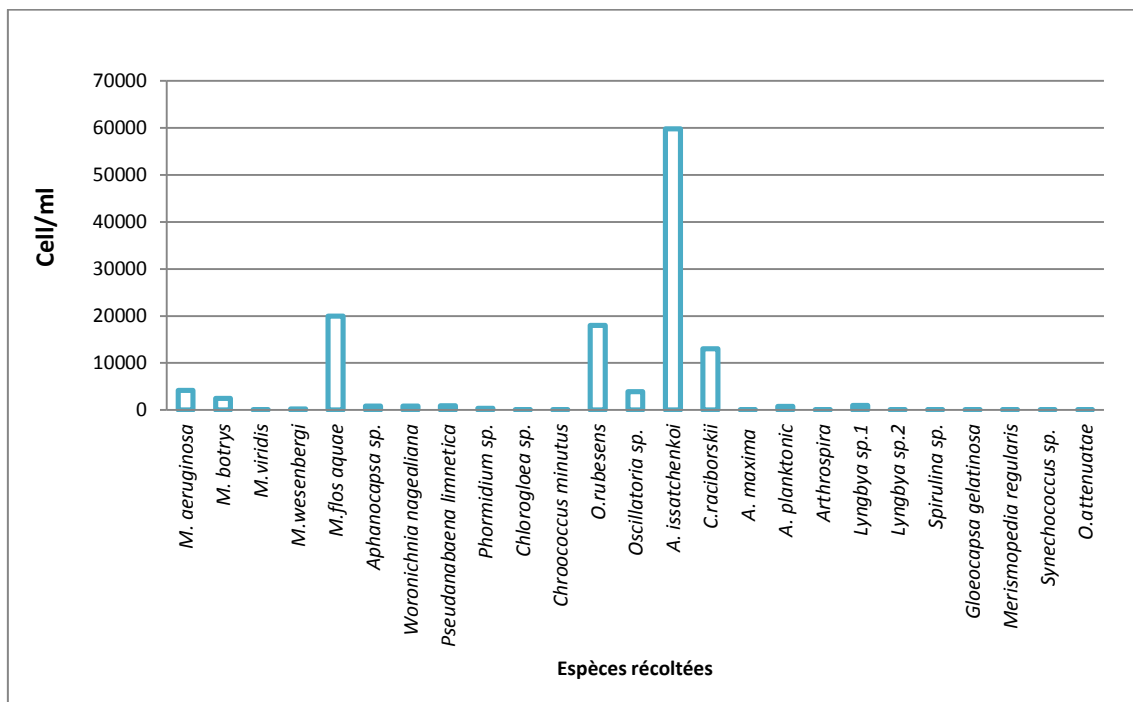


Figure 62 : Densité globale des espèces de cyanobactéries récoltées

(lac Oubeira : Février 09-Janvier 2010).

6. Variation de la densité spécifique dans les six stations de prélèvement

Les résultats du dénombrement des espèces de cyanobactéries recensées au niveau de chaque station montrent la dominance de l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoi* dans les échantillons d'eau des stations Demnet Rihane, Dey L'Gràa, Messida et le centre ;

nous notons toutefois à la deuxième place, la présence de *Oscillatoria rubescens* à Dey L'Gràa et le Centre ; au niveau du centre, la troisième place est occupée par l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii*.

A Boumerchene, deux espèces prédominent, la première place est occupée par l'espèce toxique *Microcystis flos aquae* et la seconde par *Aphanizomenon issatschenkoi*.

A Euch Lahmar, c'est l'espèce *Oscillatoria rubescens* qui montre une nette dominance (fig.63).

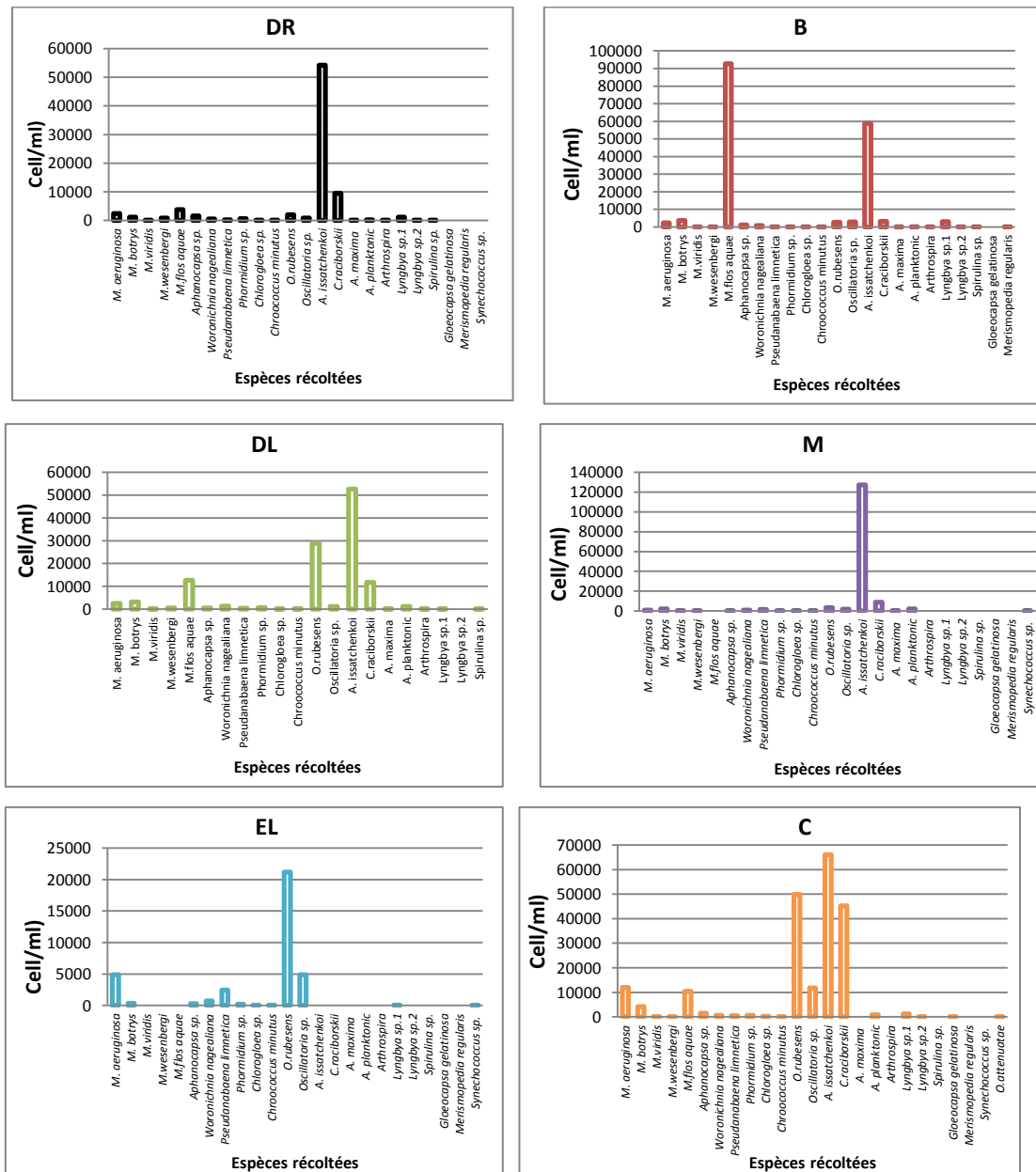


Figure 63: Densité des espèces de cyanobactéries récoltées dans les six stations du lac Oubeira.



7. Variation spatio-temporelle des espèces potentiellement toxiques

▣ *Microcystis*

Il ressort de la figure ci-dessous que les espèces du genre *Microcystis* évoluent de manière différente selon la saison et le site.

L'espèce *M.aeruginosa* montre des densités comprises entre 0 et 115 000 cell/ml avec des pics de plus de 10 000 cell/ml en avril, août, octobre et novembre. Cette espèce est le plus souvent absente en décembre et janvier et selon les stations en février, mars, avril, mai, juin et novembre (fig.64.a). Nous notons, toutefois, que selon la station, *M.aeruginosa* est présente dans 60 à 83% des échantillons. Les densités maximales sont relevées dans les eaux du centre aux mois d'octobre et d'août (respectivement 115 100 et 48 400 cell/ml).

La présence de l'espèce *M.botrys* est notée au printemps et en automne à des densités variant de 0 à 99 000 cell/ml. Elle est faiblement représentée au centre, à Euch Lahmar et demnet Rihane (respectivement 4,1%, 16,6% et 20% des échantillons) et relativement plus présente à Boumerchene, Dey L'Graa et Messida (dans 29 à 37% des échantillons). Les pics sont enregistrés en mai au Centre (99 000 cell/ml), à Messida (plus de 18 000 cell/ml) à Boumerchene (39 000 cell/ml) et à Euch Lahmar (6020 cell/ml) et en décembre à Dey L'Gràa (44 000 cell/ml) et Demnet Rihane (14 400 cell/ml).

Selon la station, l'espèce *M. viridis* est rencontrée dans 4 à 12% des échantillons prélevés; elle est par ailleurs absente à Euch Lahmar. Quand elle est présente, la densité de *M. viridis* n'excède pas 2000 cell/ml, à l'exception des mois de Février et Octobre où des densités supérieures à 3000 cell/ml sont relevées dans les stations Demnet Rihane et Dey L'Gràa.

L'espèce *M.wesenbergii* montre des densités comprises entre 0 et 360 cell/ml en période hivernale (février et Mars) au niveau des stations Boumerchene, Messida, Euch Lahmar et le centre. En revanche à Demnet Rihane sa présence est notée en août, septembre et octobre où les densités varient de 800 à plus de 10 000 cell/ml. A Dey L'Gràa, *M.wesenbergii* est rencontré en octobre et novembre à des densités comprises entre 1200 et 6000 cell/ml (fig.64.b).



En ce qui concerne l'espèce *M. flos aquae*, elle n'est pas rencontrée à Messida et Euch Lahmar. Sa présence est notée une fois au centre (109 000 cell/ml en octobre) ; A Dey L'Gràa, sa présence est limitée aux mois d'octobre et novembre à des densités comprises entre 9000 et 158 000 cell/ml ; A Demnet Rihane elle enregistre des densités de l'ordre de 7000 cell/ml (en avril) et 28 400 et 55 600 cell/ml (en décembre). C'est au niveau de Boumerchene que *M. flos aquae* est fréquemment rencontrée (dans 46% des échantillons); nous notons sa présence en juin (1100 cell/ml) et de septembre à janvier ou les densités fluctuent entre 8400 et 980 000 cell/ml) (fig.64.b)

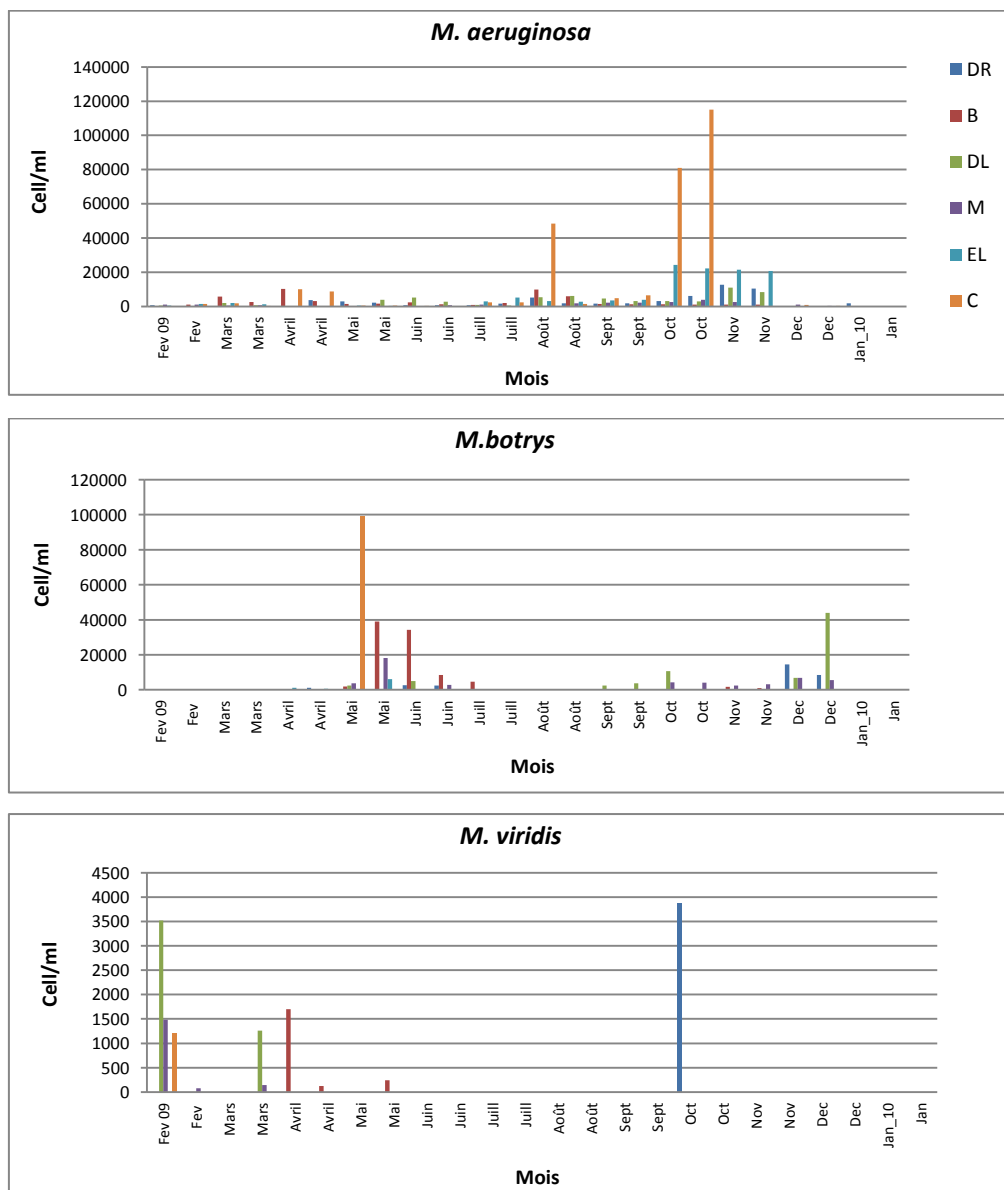


Figure 64.a: Distribution spatio-temporelle des espèces du genre *Microcystis*.

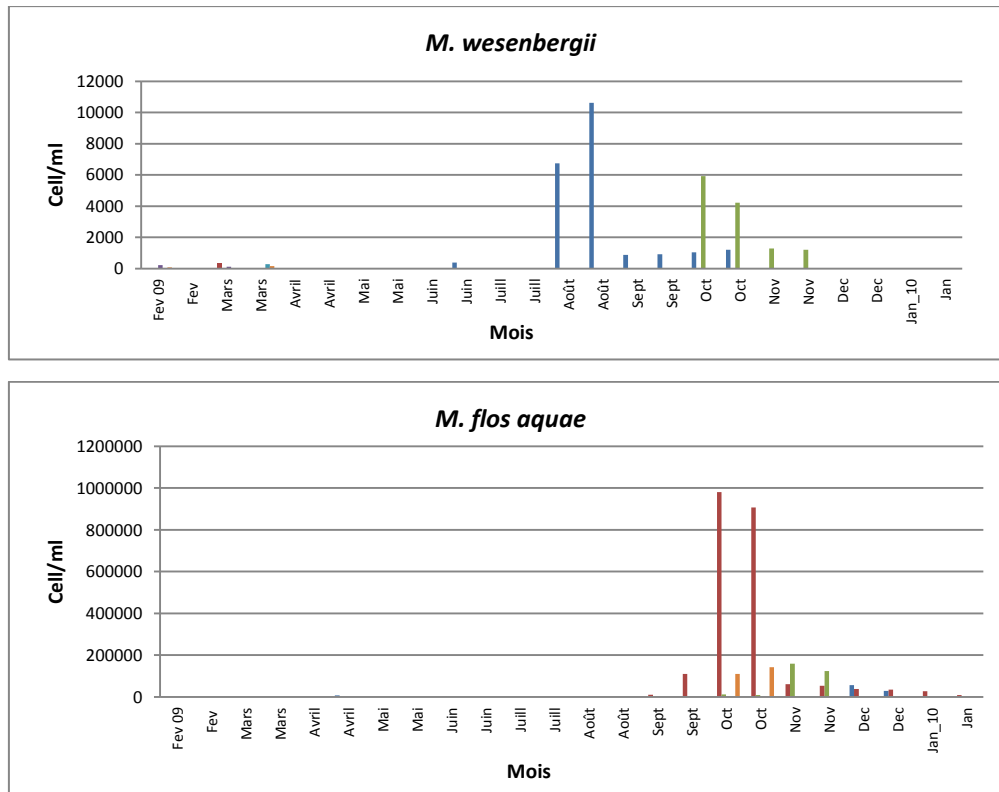


Figure 64.b: Distribution spatio-temporelle des espèces du genre *Microcystis*.

▣ *Oscillatoria*

L'espèce *Oscillatoria rubescens* n'est pas rencontrée dans les eaux de l'Oubeira en hiver ou printemps (de janvier à mai). En période automnale et estivale elle montre des densités qui varient de 288 à plus de 708 000 cell/ml ; elle est présente dans l'ensemble des stations, le mois d'Août, où elle enregistre les densités maximales (708 480 cell/ml au centre, 374 400 cell/ml à Euch Lahmar et 303 840 cell/ml à Dey L'Graa. Sa présence varie d'une station à l'autre ; nous la rencontrons dans 16% des échantillons à Euch Lahmar, dans 25% des prélèvements à Messida et Boumerchene, dans 33% des prélèvements à Demnet Rihane et le Centre et dans plus de 41% des échantillons prélevés à Dey L'Graa.

Dans les eaux de l'Oubeira l'espèce *Oscillatoria sp.* montre des densités comprises entre 280 et 167 560 cell/ml. Sa présence varie d'une station à l'autre ; en revanche elle n'est pas rencontrée au mois de mai dans l'ensemble des stations. Les proportions d'échantillons qui abritent cette espèce sont selon l'ordre décroissant suivant : Boumerchene (71%)>Euch Lahmar (63%)>Dey L'Gràa (50%)> Demnet Rihane (38%)> Messida (25%)> Centre (21%). Les densités enregistrées sont le plus souvent inférieures à 20 000 cell/ml, sauf durant les mois de Février, Juin, Juillet et Octobre où des pics

respectifs de 28 400 cell/ml (Messida), 38 340 cell/ml (Boumerchene), 24 140 cell/ml (Euch Lahmer) et 167 560 cell/ml et 110 220 cell/ml (centre) sont enregistrés (fig.65).

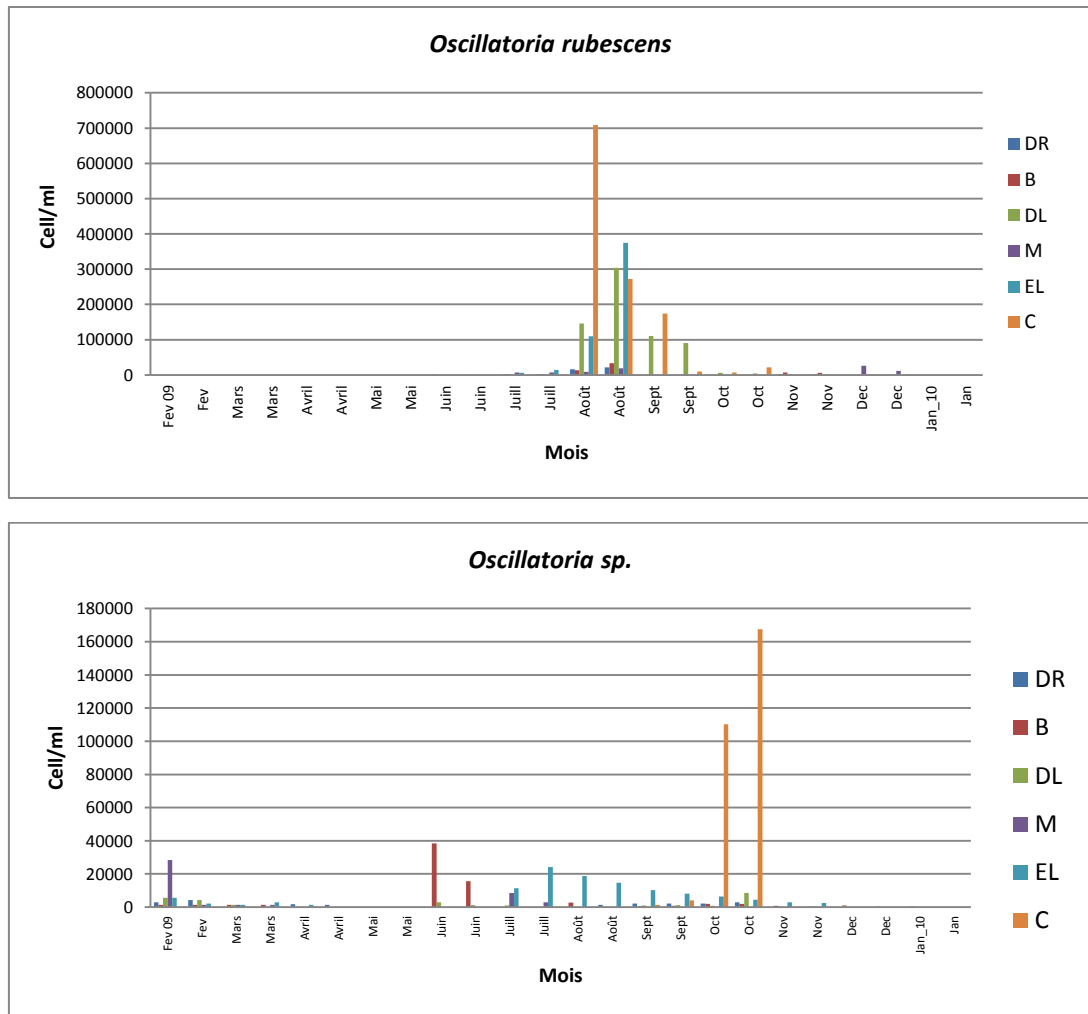


Figure 65: Distribution spatio-temporelle des espèces du genre *Oscillatoria*.

▣ *Woronichinia naegaliana*

L'espèce *Woronichinia naegaliana* montre des densités qui oscillent entre 400 et 6800 cell/ml ; elle est présente dans l'ensemble des stations en février, mars, septembre, octobre et novembre ; nous notons toutefois son absence dans l'ensemble des stations en mai et en janvier. Elle est présente dans plus de 60% des prélèvements d'eau des stations Dey L'Gràa, Messida et Euch Lahmar dans lesquels des densités de plus de 6000 cell/ml sont notées (fig.66).

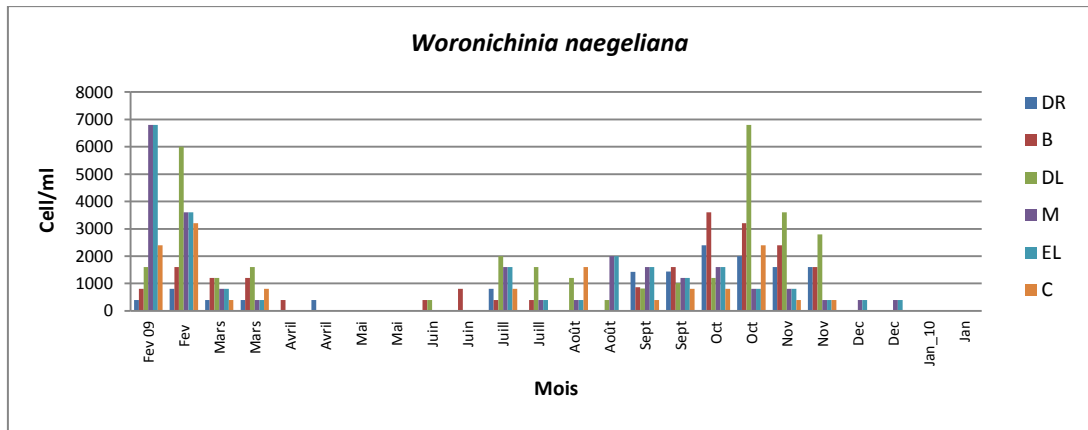


Figure 66: Distribution spatio-temporelle de l'espèce *Woronichinia naegeliana*.

▣ *Cylindrospermopsis raciborskii*

L'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* est rencontrée dans les eaux de l'Oubeira en période estivale et automnale à des densités comprises entre 220 et plus de 700 000 cell/ml. Elle est absente à Euch Lahmar ; toutefois, elle apparait dans 30 à 40% des échantillons d'eau de Messida, du Centre et de Dey L'Gràa. Des densités de plus de 100 000 cell/ml sont enregistrées en octobre à Dey L'Gràa (plus de 138 000 cell/ml) et le Centre (plus de 259000 et plus de 700 000 cell/ml)(fig.67).

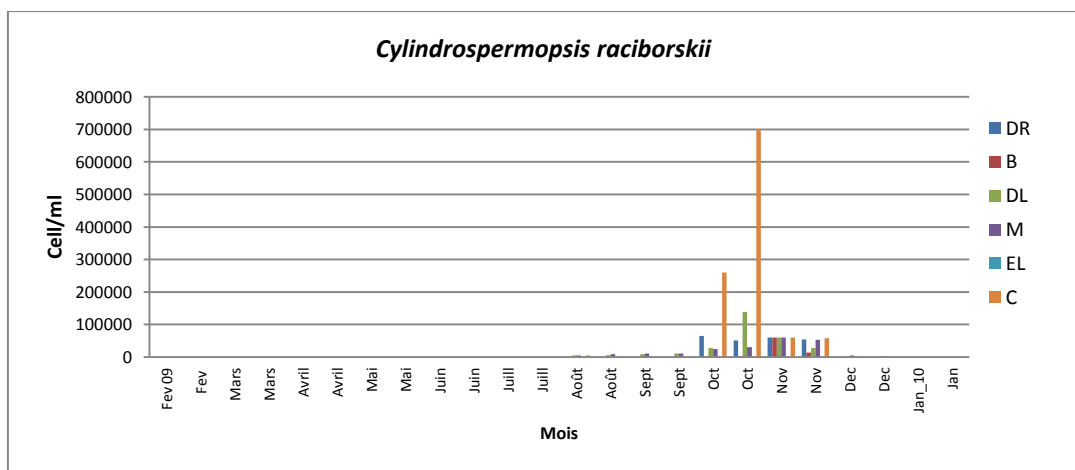


Figure 67: Distribution spatio-temporelle de l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii*.

▣ *Aphanizomenon issatschenkoii*

Cette espèce est rencontrée, dans les eaux de l'Oubeira, en été et en automne à des densités qui oscillent entre 600 et 514 000 cell/ml. Les eaux de Euch Lahmar n'abritent pas cette espèce. Le nombre d'échantillons abritant des densités de plus de 100 000 cell/ml sont de l'ordre de 4/11 à Demnet Rihane, de 4/12 à Boumerchene, de 4/9 à Dey L'Graa, de 8/10 à Messida et au Centre. Ce sont, toutefois, les eaux de Messida qui abritent les densités les plus élevées car 7 sur 8 échantillons comptent entre 200 000 et plus de 500 000 cell/ml ; La densité maximale (514760 cell/ml) étant enregistrée à Messida le mois d'Août (fig.68).

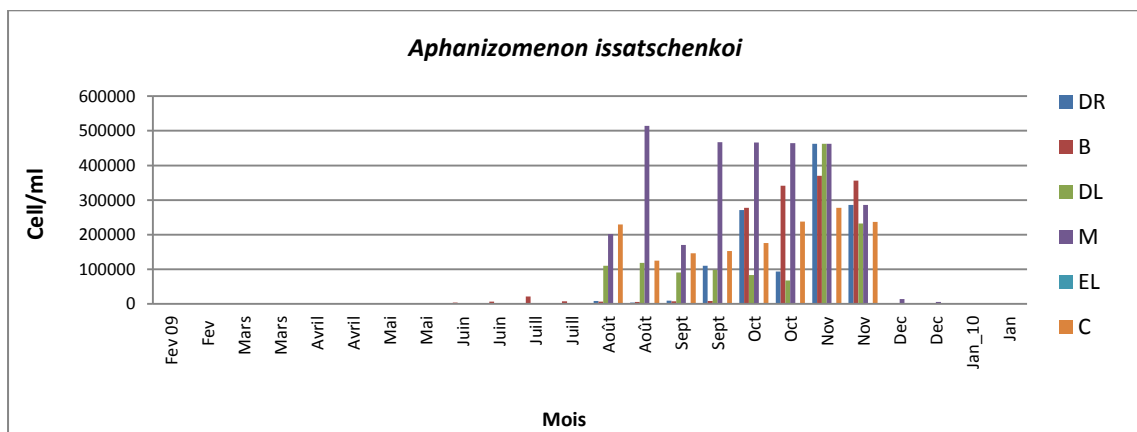


Figure 68: Distribution spatio-temporelle de l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoii*.

▣ *Pseudanabaena limnitica*

L'espèce *Pseudanabaena limnitica* est présente dans les eaux de l'Oubeira à des densités qui varient de 140 à 29 cell/ml avec des pics enregistrés en août de plus de 17 000 cell/ml (à Messida), de 29 000 cell/ml (à Euch Lahmar) et de 11 000 cell/ml (au Centre). Sa présence change d'une station à l'autre ; elle est rencontrée au niveau du Centre dans moins de 10% des prélèvements, à Demnet Rihane dans 25% des échantillons, à Messida et Euch Lahmar dans 30 à 35% des échantillons, à Boumerchene et Dey L'Gràa dans 45 à 50% des prélèvements(fig.69).

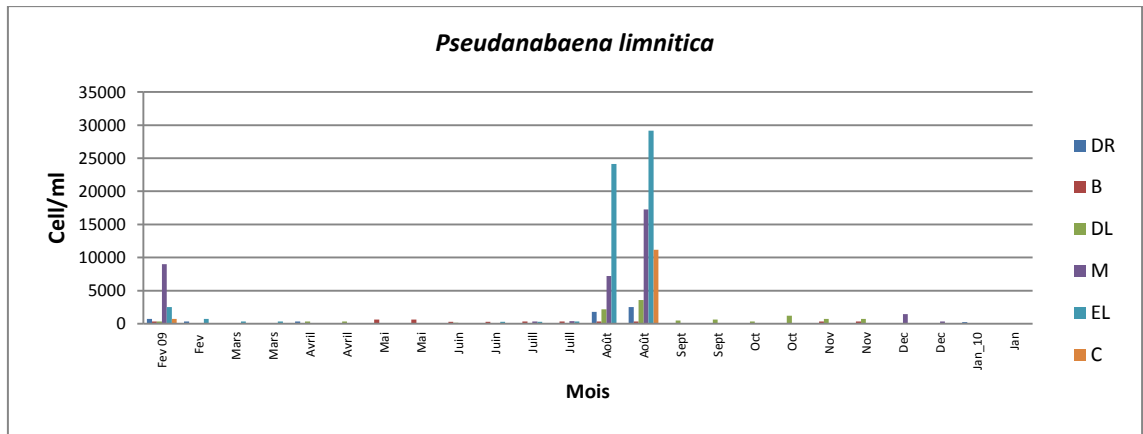


Figure 69: Distribution spatio-temporelle de l'espèce *Pseudanabaena limnitica*.

▣ *Phormidium sp.*

L'espèce *Phormidium sp.* est très faiblement représentée car elle est rencontrée dans 8 à 10% des prélèvements à des densités variant de 120 à 13 000 cell/ml. La présence de l'espèce est très marquée le mois d'Août au niveau des stations de Demnet Rihane, Dey L'Gràa et le centre où des densités dépassant 6000 cell/ml sont enregistrées. Les valeurs les plus faibles sont relevées à Boumerchene et Euch Lahmar (fig.70)

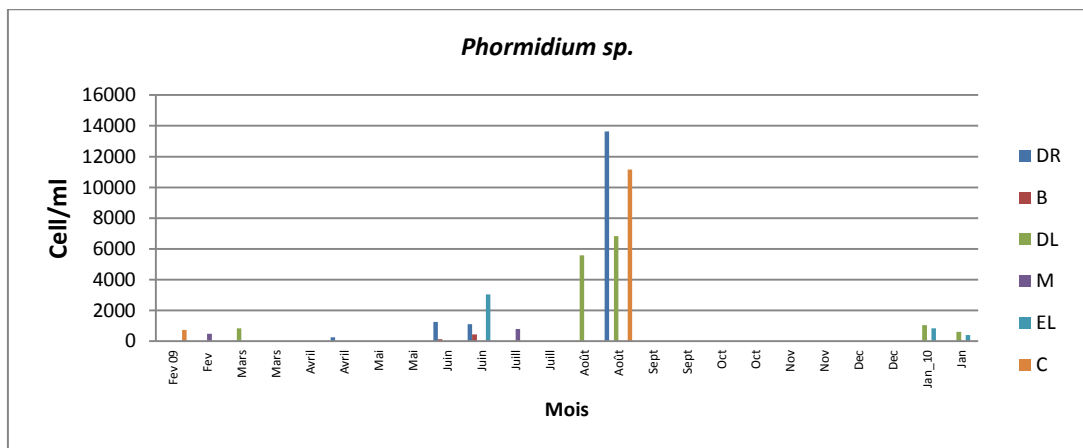


Figure 70: Distribution spatio-temporelle de l'espèce *Phormidium sp.*



▣ **Anabaena**

Dans les eaux de l'Oubeira, l'espèce *A.planctonica* montre des densités comprises entre 25 et 37 000 cell/ml. Elle est présente à Euch Lahmar et Boumerchene dans seulement 8% des prélèvements et à Demnet Rihane dans 16% à des densités qui ne dépassent pas 6000 cell/ml. Sa présence est relativement plus marquée à Dey L'Gràa, au Centre et à Messida ; elle est en effet rencontrée dans 20 à 25% des prélèvements à des densités de plus de 9000 cell/ml en août (fig.71).

En ce qui concerne l'espèce *A.maxima*, elle est très faiblement représentée du fait qu'elle soit rencontrée dans seulement 4 à 16% des prélèvements à des densités de moins de 1000 cell/ml ; elle est, par ailleurs, absente à Euch Lahmar et le Centre.

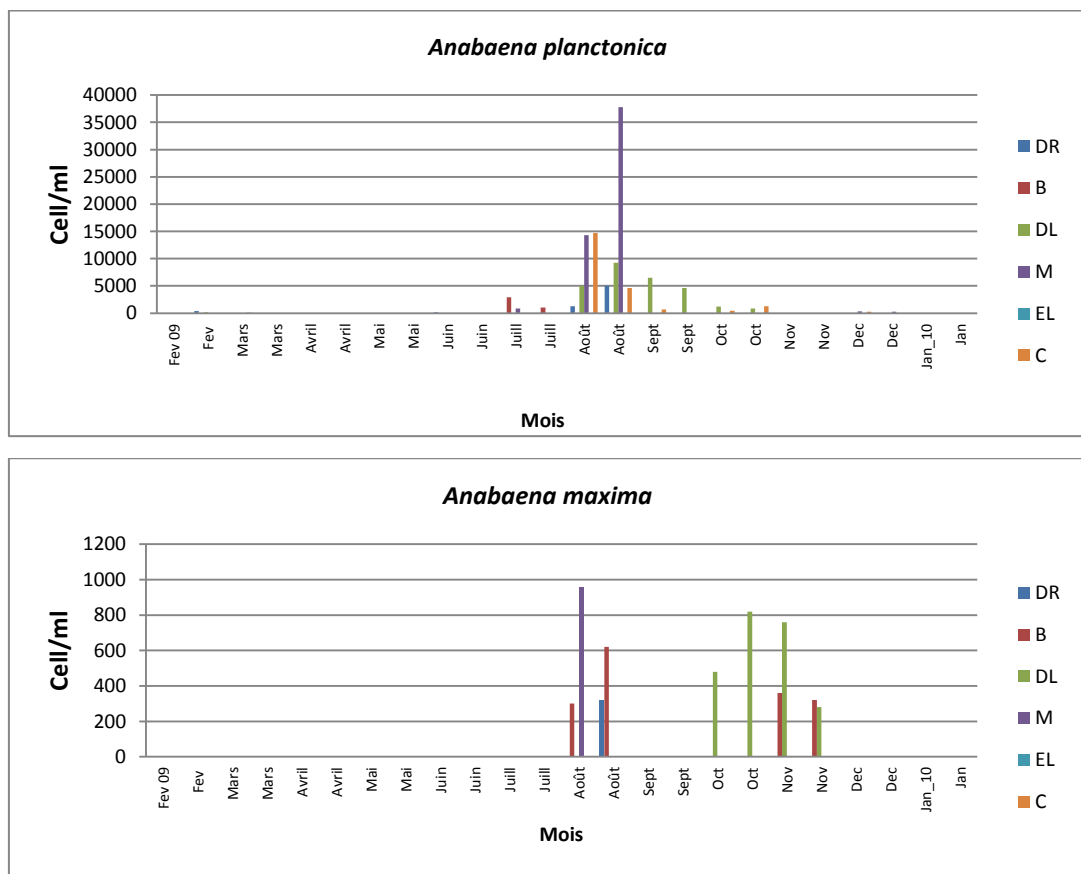


Figure 71: Distribution spatio-temporelle des espèces du genre *Anabaena*.



III. Etude qualitative des Cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga

1. Inventaire des espèces de Cyanobactéries récoltées

L'observation des caractères morpho-anatomiques des cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga au cours de ces deux cycles d'étude (Février 2009 – Janvier 2010 et Février 2010 – Janvier 2011) nous a permis d'identifier 8 espèces : 3 sous forme coloniale appartenant à l'ordre des Chroococcales (*Microcystis aeruginosa*, *Woronichnia nagealiana* et *Merismopedia regularis*) et 5 sous forme filamenteuse rattachées à l'ordre des :

- ▣ Oscillatoriales : *Pseudoanabaena limnitica*, *Oscillatoria rubescens*, *Lyngbya sp.* et *Phormidium sp.*
- ▣ Nostocales : *Anabaena planctonica* (tab.12).

Sur les 8 espèces identifiées, seule l'espèce *Merismopedia regularis* ne représente aucune toxicité connue.

2. Fréquence d'apparition des espèces identifiées dans le lac Tonga

Il ressort du tableau ci-dessous que la fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries recensées change d'un cycle à l'autre ; nous notons, en effet, que parmi les espèces considérées comme rares durant le 1^{er} cycle, seule *Lyngbya sp.* a conservé ce statut ; en revanche, *Microcystis aeruginosa* et *Woronichinia nagealiana* ont acquis le statut de régulier et *Pseudanabaena limnitica* et *Anabaena planctonica* celui d'accessoire.

L'espèce *Merismopedia regularis* absente durant le cycle 1 obtient le statut d'espèce rare. En ce qui concerne les espèces ayant le statut d'accessoire durant le 1^{er} cycle, *Phormidium sp.* a acquis celui de constant et *Oscillatoria rubescens* celui de régulier

Tableau 12 : Fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries recensées dans le lac Tonga.

Espèces	Fréquence d'apparition 1 ^{er} cycle	Observation	Fréquence d'apparition 2 ^{ème} cycle	Observation
<i>Microcystis aeruginosa</i>	8.33	Rare	62.5	Régulier
<i>Woronichinia naegeliana</i>	8.33		54.16	Régulier
<i>Pseudanabaena limnitica</i>	8.33		41.66	Accessoire
<i>Lyngbya sp.</i>	8.33		16.66	Rare
<i>Anabaena planctonica</i>	12.5		29.16	Accessoire
<i>Merismopedia regularis</i>	0	Absente	4.16	Rare
<i>Phormidium sp.</i>	33.33	Accessoire	83.33	Constant
<i>Oscillatoria rubescens</i>	45.83		66.66	Régulier

Omniprésent : F% = 100 %, Constant : $75 \leq F\% \leq 100$, Régulier : $50 \leq F\% \leq 75$

Accessoire : $25 \leq F\% \leq 50$, Rare : $0 \leq F\% \leq 25$.

IV. Etude quantitative des cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga

1. Distribution temporelle des cyanobactéries récoltées

Au cours du cycle 1, les cyanobactéries sont rencontrées dans seulement 54% des échantillons prélevés dans le Tonga. Ces microalgues sont peu ou pas représentées en période automnale et hivernale (de novembre à mai, la densité n'excède pas 900 cell/ml). Les densités enregistrées varient de 640 à plus de 39 000 cell/ml et montrent des pics de plus de 20 000 cell/ml d'août à octobre (valeur maximale de l'ordre de 39 680 cell/ml en août (fig.72.a)).

Durant le cycle 2, les cyanobactéries sont présentes durant toute l'année à des densités comprises entre 1120 et 42 234 cell/ml. C'est en période automnale et hivernale

que des densités inférieures à 150 000 cell/ml sont enregistrées (fig.72.b). En revanche, du mois de mai à août des pics de plus de 20 000 cell/ml sont notés ; la valeur maximale (plus de 42 000 cell/ml) étant relevée en août.

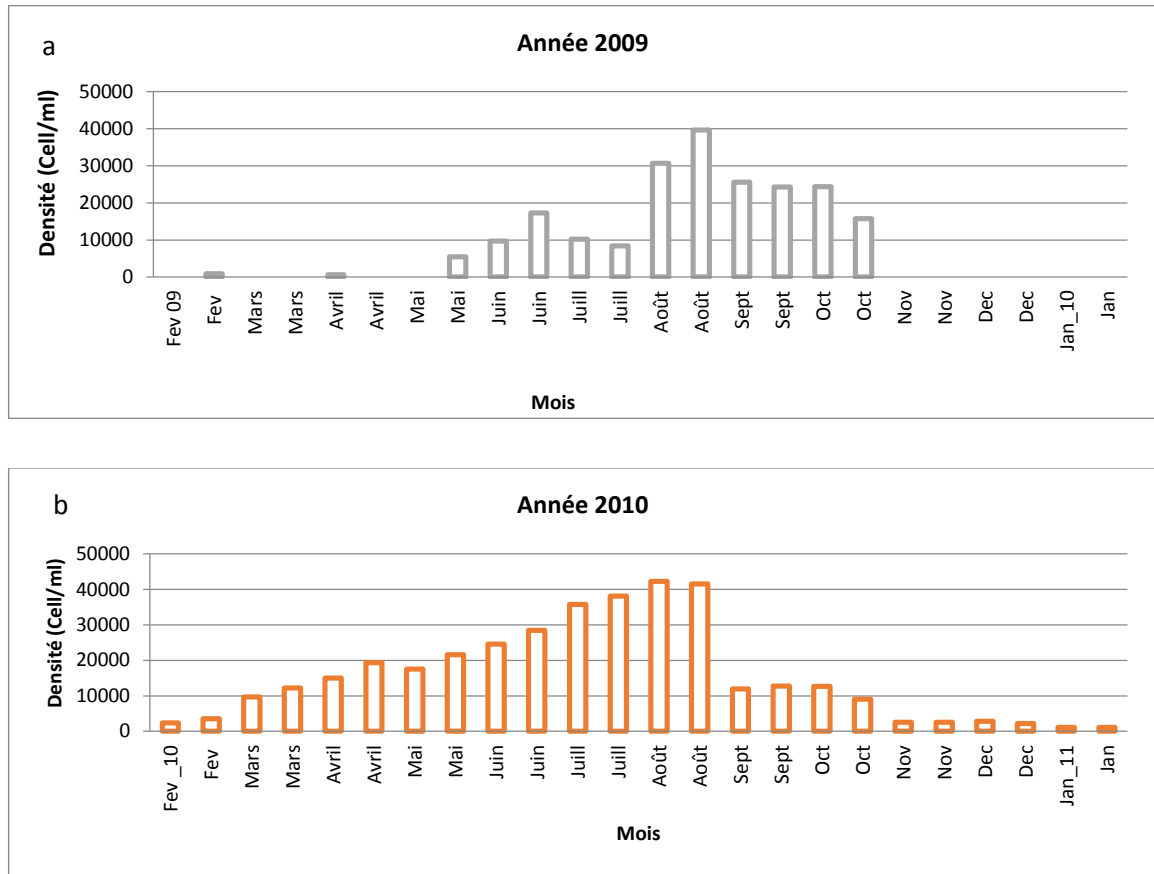


Figure 72 : Distribution temporelle des cyanobactéries récoltées dans le lac Tonga (Février 09 – Janvier 2011).

L'analyse statistique univariée, montre l'absence de différences significatives entre les 2 cycles de prélèvement.

2. Densité des espèces de cyanobactéries identifiées dans le lac Tonga

Les résultats de la numération des spécimens rattachés aux espèces de cyanobactéries identifiées durant le cycle 1 font apparaître la prédominance nette de l'espèce *Oscillatoria rubescens* qui présente une densité de 178 960 cell/ml, suivie par les espèces *Phormidium sp.* (39 600 cell/ml), *Microcystis aeruginosa* (4 400 cell/ml); les densités enregistrées par les autres espèces recensées ne dépassent pas 2 000 cell/ml (fig. 73.a). Au cours du cycle 2, c'est l'espèce *Microcystis aeruginosa* qui prédomine avec une densité de 160 600 cell/ml suivie par les espèces *Oscillatoria rubescens*, *Phormidium sp.*, *Anabaena planctonica* et *Woronichinia*

naegeliana avec des densités respectives de 125 860 cell/ml, 39 600 cell/ml, 15 400 cell/ml et 14 280 cell/ml.(fig. 73.b).

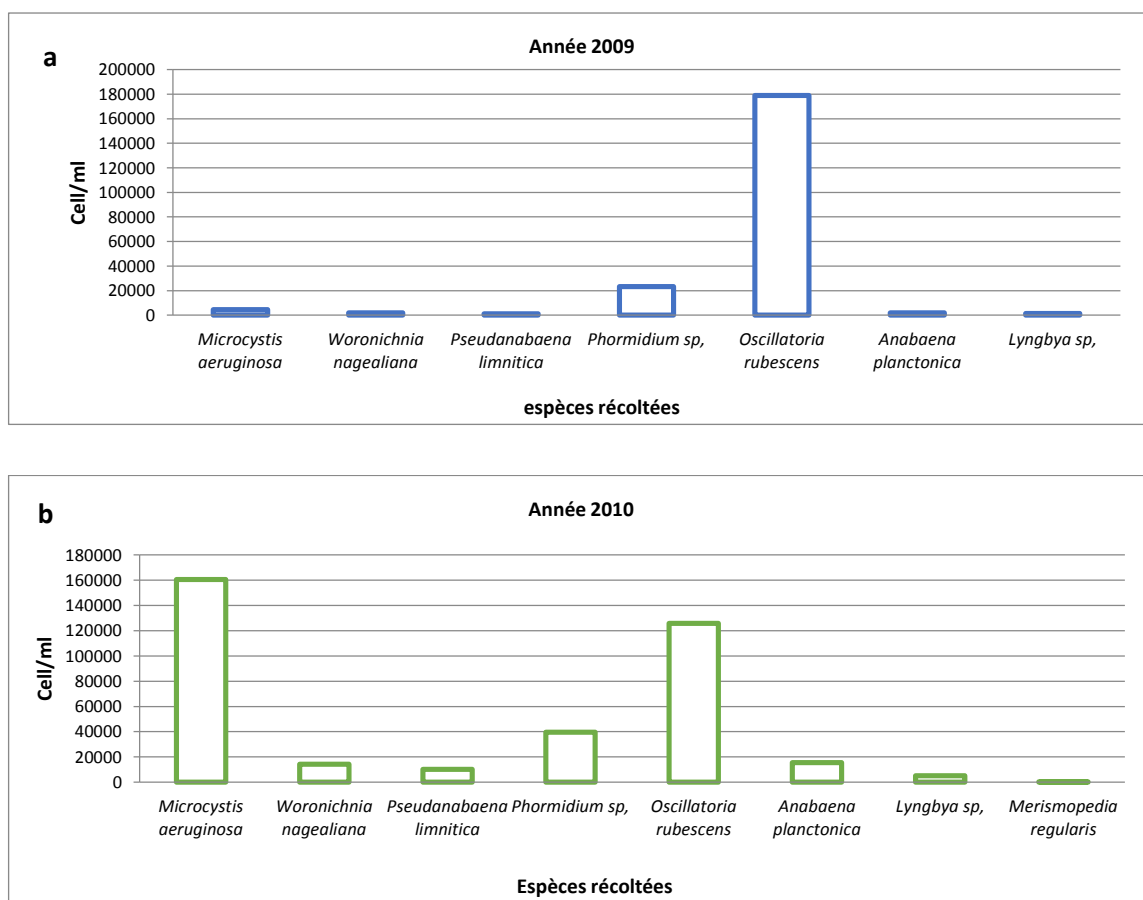


Figure 73: Densité des différentes espèces de cyanobactéries identifiées dans le lac Tonga.

3. Distribution saisonnière des cyanobactéries dans le lac Tonga

L'évaluation des densités micro-algales durant le cycle 1 montre que 97% des cyanobactéries récoltées sont rencontrés en été (55 %) et en automne (42%) ; les 3% restant sont rencontrés au printemps ; l'hiver n'abritant pas de cyanobactéries (fig.74).

Durant le cycle 2, apparaissent des changements dans la distribution des cyanobactéries illustrés par une augmentation des proportions de microalgues en hiver (de 0 à 3%), au printemps (de 3 à 26%) et en été (de 55 à 57%) et leur forte baisse en automne (de 42 à 14%).

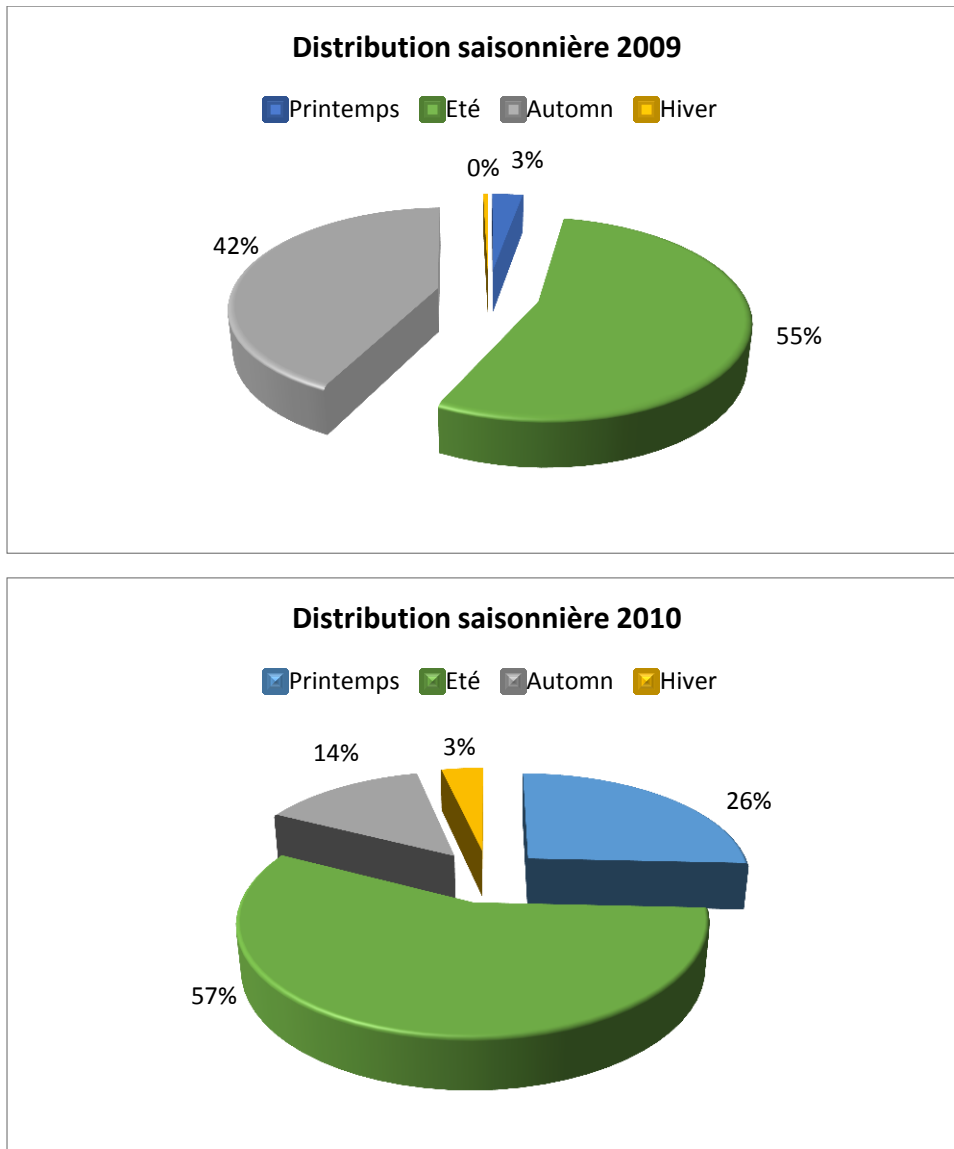


Figure 74 : Distribution saisonnière des cyanobactéries dans le lac Tonga.

4. Variation temporelle des espèces recensées dans les eaux du Tonga

▣ *Microcystis aeruginosa*

La présence de cette espèce est signalée uniquement le mois de Juillet du premier cycle avec une densité qui dépasse pas 2200 cell/ml. En revanche, durant le deuxième cycle, *M. aeruginosa* est rencontrée dans plus de 62% des échantillons (du mois Mars à Octobre) à des densités qui varient de 2200 à 22 000 cell/ml. Par ailleurs, des valeurs de plus de 10 000 cell/ml sont relevées de mai à août. Dans les eaux du Tonga, *M. aeruginosa* montre une absence hivernale. (fig.75)

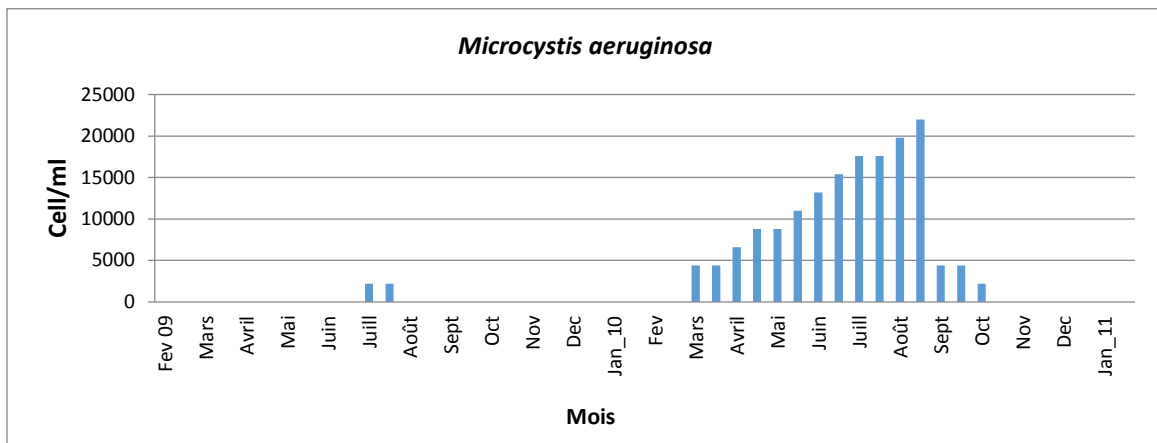


Figure 75 : Variation temporelle de l'espèce *M. aeruginosa* dans le lac Tonga.

▣ ***Oscillatoria rubescens***

Une absence hivernale de l'espèce *O. rubescens* est constatée durant les 2 cycles d'étude. Elle est rencontrée de mai à octobre du cycle 1 (dans 45% des échantillons) à des densités variant de 3000 à 40 000 cell/ml et de mars à octobre du cycle 2 (dans 66% des échantillons) à des densités comprises entre 2500 à 17 000 cell/ml. Les densités sont nettement plus importantes durant le premier cycle où des valeurs de plus de 20 000 cell/ml sont notées du mois d'Août au mois d'Octobre (fig.76).

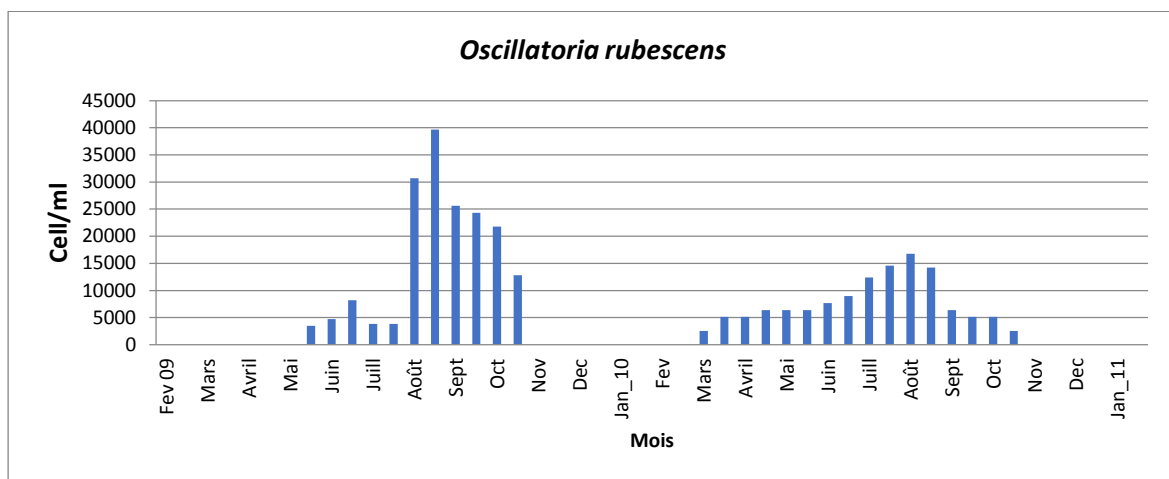


Figure 76 : Variation temporelle de l'espèce *O. rubescens* dans le lac Tonga.

▣ *Phormidium sp.*

La présence de l'espèce *Phormidium sp.* est notée dans 33% et 87% respectivement durant le cycle 1 et le cycle 2. Les densités relevées, durant le cycle 1, oscillent entre 900 et 8100 cell/ml ; des valeurs de plus de 3000 cell/ml sont enregistrées en juin et juillet. Durant le cycle 2 la présence de l'espèce est notée du mois de février à décembre avec des densités qui s'échelonnent entre 900 et 5400 cell/ml ; c'est toutefois en octobre que la densité la plus élevée est notée (fig.77)

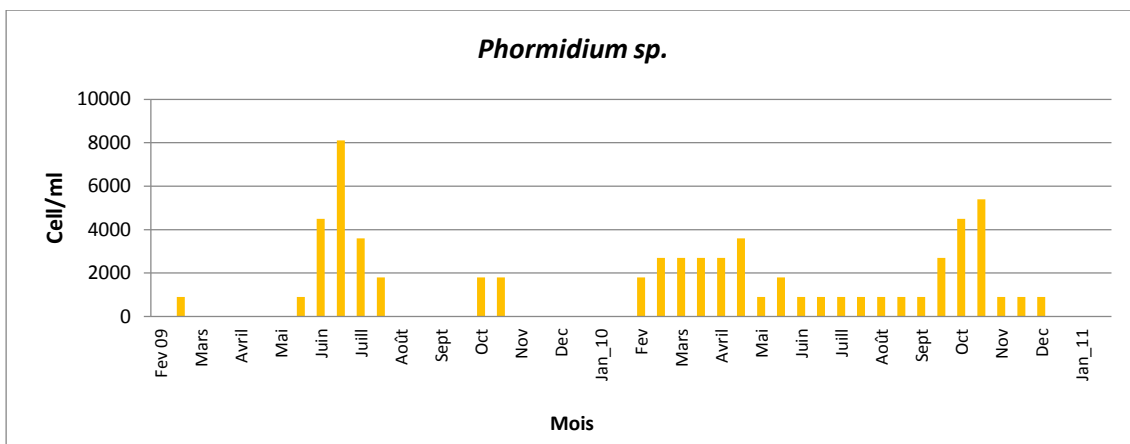


Figure 77 : Variation temporelle de l'espèce *Phormidium sp.* dans le lac Tonga.

▣ *Pseudanabaena limnitica*

Au cours du premier cycle, la présence de l'espèce *Pseudanabaena limnitica* n'est signalée qu'au mois de Juillet avec une densité proche de 500 cell/ml. Par ailleurs, durant le deuxième cycle, cette espèce est présente dans 41% des échantillons (d'avril à août) à des densités qui oscillent entre 560 et 2240 cell/ml. La valeur maximale est enregistrée le mois d'Août (fig.78).

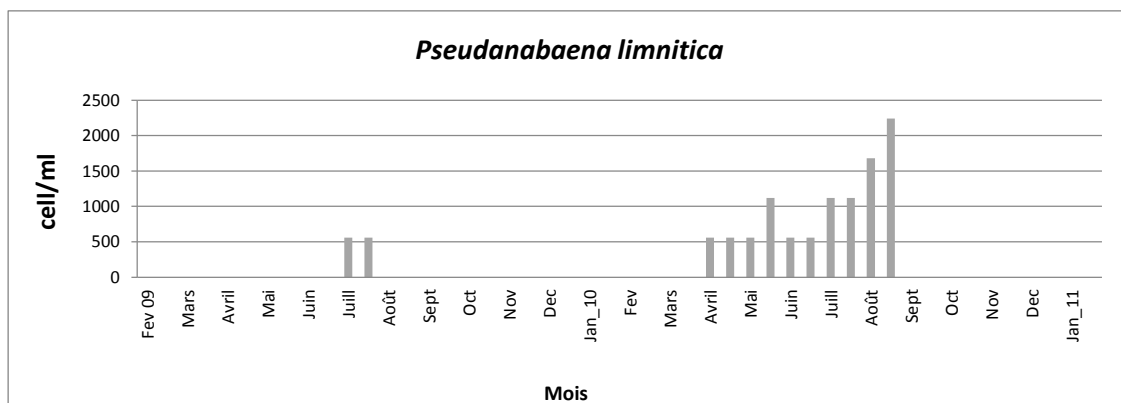


Figure 78 : Variation temporelle de l'espèce *Pseudanabaena limnitica* dans le lac Tonga.

▣ *Woronichinia naegeliana*

A l'exception du mois d'Octobre où des valeurs de 820 et 1120 cell/ml sont relevées, *Woronichinia naegeliana* n'est pas rencontrée dans les eaux du Tonga durant le premier cycle. Cette espèce est présente, durant le cycle 2, dans plus de 54% des échantillons à des densités comprises entre 280 et 2240 cell/ml. Elle apparaît en février et du mois d'août à janvier ; la valeur maximale étant notée en décembre (fig.79).

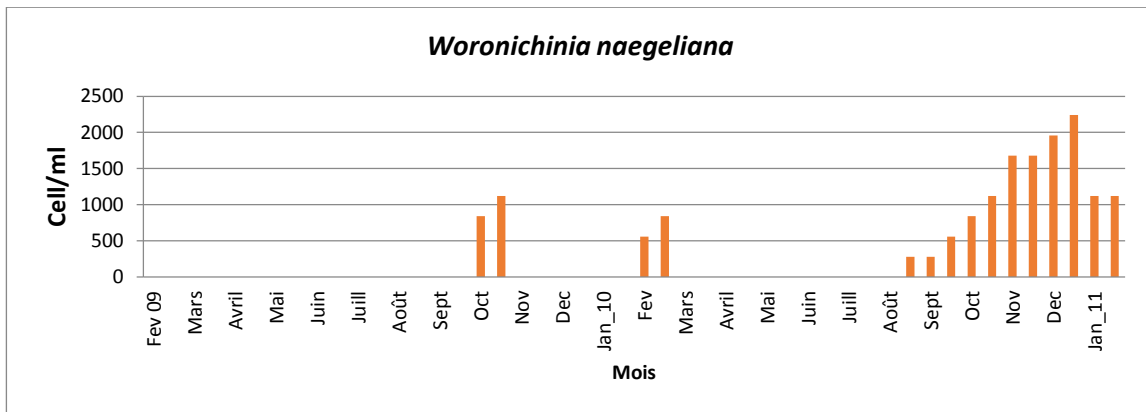


Figure 79 : Variation temporelle de l'espèce *Woronichinia naegeliana* dans le lac Tonga.

▣ *Anabaena planctonica*

L'espèce *A. planctonica* est rencontrée en mai et juin (au printemps) du cycle 1 à des densités inférieures à 1000 cell/ml ; durant le cycle 2, elle est présente de mai à août (printemps-été) à des densités comprises entre 1000 et 3500 cell/ml ; le pic étant relevé en juillet (fig.80).

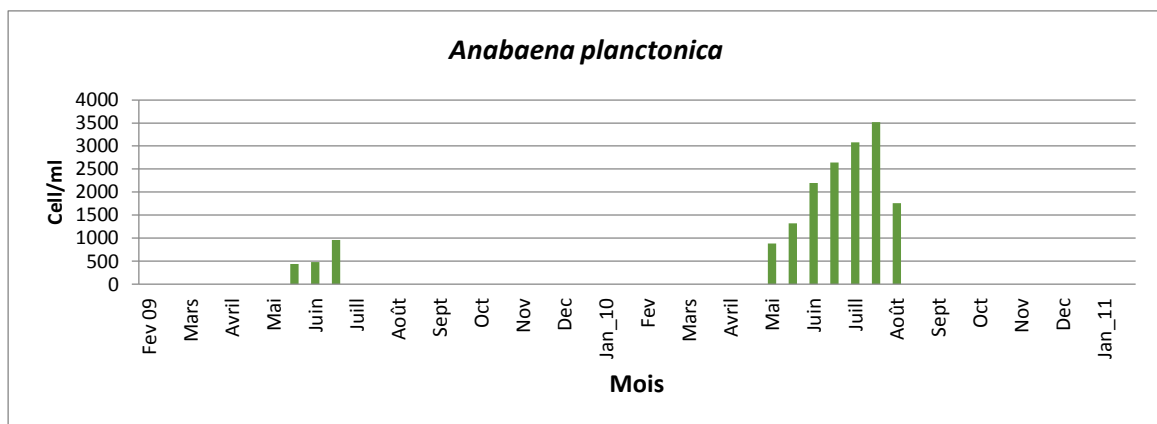


Figure 80 : Variation temporelle de l'espèce *A. planctonica* dans le lac Tonga.

▣ *Lyngbya sp.*

Cette espèce n'est présente qu'aux mois d'avril et mai du cycle à des densités n'excédant pas 640 cell/ml ; durant le cycle 2, *Lyngbya sp.* apparait en juillet et août avec des densités comprises entre 600 et 1920 cell/ml (fig.81).

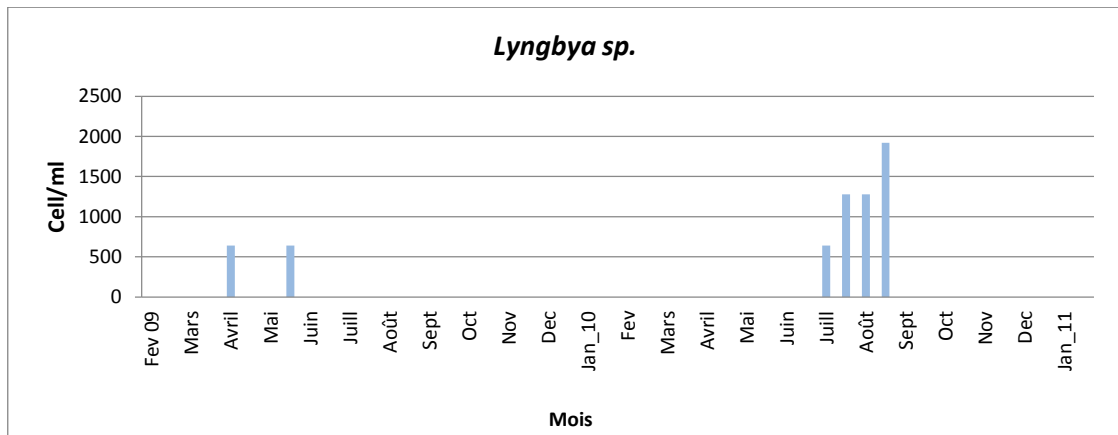


Figure 81 : Variation temporelle de l'espèce *Lyngbya sp.* dans le lac Tonga.

▣ *Merismopedia regularis*

Durant les deux cycles d'étude, l'espèce n'est signalée qu'au mois d'août 2010 avec une densité inférieure à 50 cell/ml (fig.82).

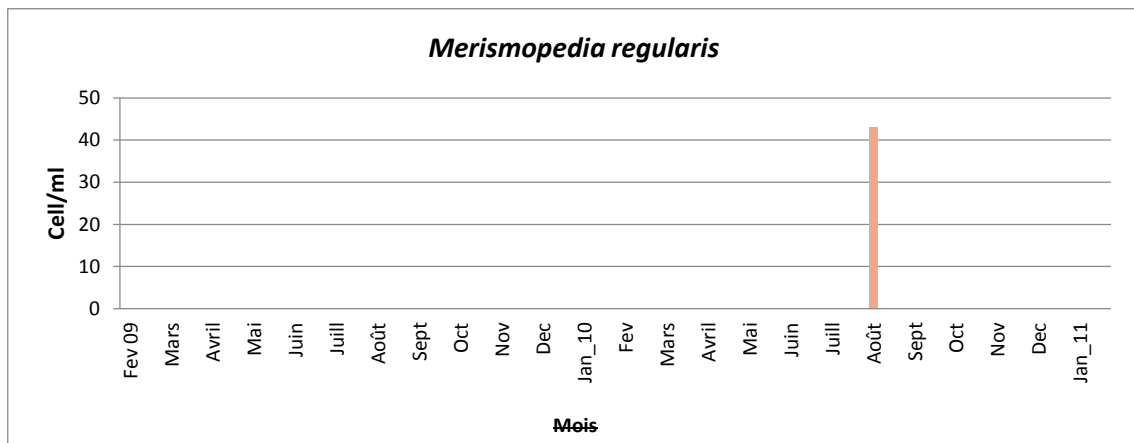


Figure 82 : Variation temporelle de l'espèce *Merismopedia regularis* dans le lac Tonga.



V. Etude qualitative des cyanobactéries dans la lagune El Mellah

1. Inventaire des espèces de cyanobactéries récoltées

L'observation des caractères morfo-anatomiques des cyanobactéries récoltées dans les eaux de la lagune El Mellah nous a permis d'identifier 5 espèces appartenant respectivement aux ordres des Chroococcales et des Oscillatoriales; ces micro-organismes recensés sont représentés sous 2 formes : des espèces unicellulaires de forme **coloniale ou isolée** : *Microcystis aeruginosa* ; *Merismopedia sp.* ; *Chroococcus minutus* ; *Gomphosphaeria sp.* et une espèce de forme filamenteuse : *Phormidium sp.*

2. Fréquence d'apparition des espèces identifiées

Le calcul de la fréquence d'apparition des espèces récoltées montre que l'ensemble des 5 espèces répertoriées dans les eaux de la lagune El Mellah sont rares (tab.13).

Tableau 13 : Fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries recensées dans la lagune El Mellah.

Espèce	Fréquence d'apparition (%)	Observation
<i>Microcystis aeruginosa</i>	10.52	Rare
<i>Chroococcus minutus</i>	5.26	
<i>Merismopedia regularis</i>	15.25	
<i>Phormidium sp.</i>	10.52	
<i>Gomphosphaeria sp.</i>	5.26	

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

VI. Etude quantitative des cyanobactéries identifiées dans la lagune El Mellah

1. Distribution spatiale des cyanobactéries dans la lagune El Mellah

L'évaluation des densités de cyanobactéries identifiées dans la lagune El Mellah, montre une répartition hétérogène au niveau des six stations d'échantillonnage. Nous notons, en effet, que c'est la station Sud qui abrite 71% (presque les 2/3) de la population

microalgale récoltée ; elle est suivie par la station Soug R'gibet qui en héberge 17%, Boumalek (7%), les Tables (4%) et le Centre (1%). C'est au niveau des eaux du Chenal que les cyanobactéries sont absentes (fig.83).

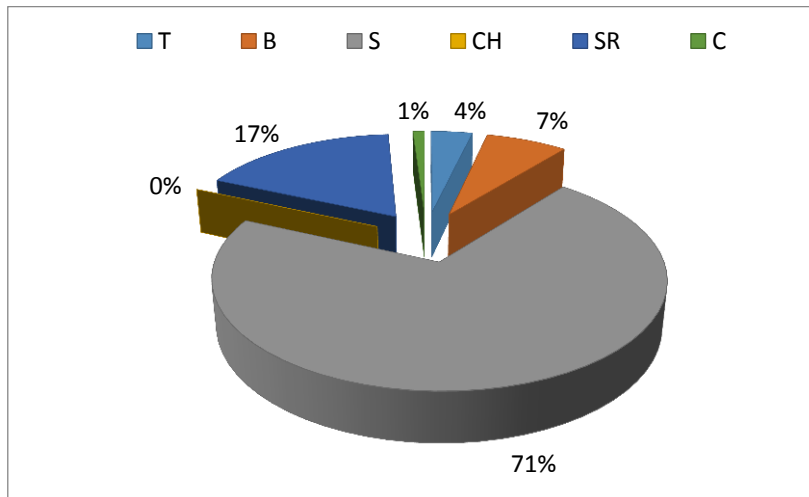


Figure 83 : répartition spatiale des cyanobactéries dans la lagune El Mellah.

2. Distribution temporelle des cyanobactéries dans la lagune El Mellah

L'examen des prélèvements d'eau de la lagune montre que moins du tiers des échantillons abrite des cyanobactéries. Les densités enregistrées sont comprises entre 300 et 10 000 cell/ml. Par ailleurs, c'est en mai, juin et juillet que des densités supérieures à 6000 cell/ml sont notées (fig.84).

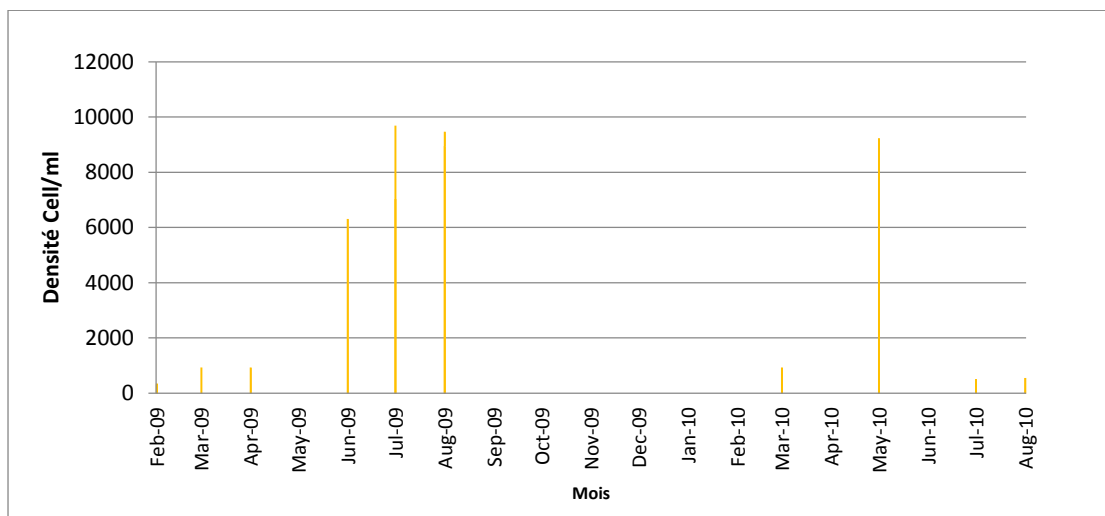


Figure 84 : Distribution temporelle des cyanobactéries dans la lagune El Mellah (Février 2009 – Août 2010).

3. Densité moyenne des espèces de cyanobactéries recensées

Les résultats relatifs au dénombrement des cyanobactéries identifiées dans la lagune montrent la dominance nette de l'espèce *M. aeruginosa* qui présente une densité moyenne de 45 240 cell/ml ; cette dernière est suivie par les espèces : *Phormidium sp.* et *Merismopedia sp.* dont les densités respectives sont : 7200 cell/ml et 1640 cell/ml. Les 2 espèces restantes présentent des densités moyennes inférieures à 1000 cell/ml (fig.85).

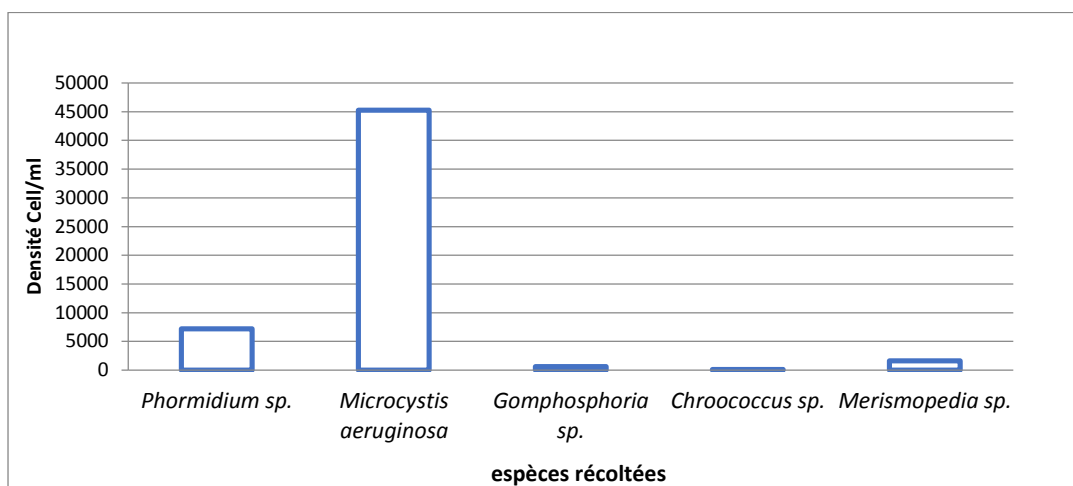


Figure 85 : Densité moyenne des différentes espèces de cyanobactéries recensées dans la lagune El Mellah (Février 2009 – Août 2010).

4. Distribution saisonnière des cyanobactéries dans la lagune El Mellah

Nos résultats montrent des variations saisonnières. C'est en été et au printemps que les peuplements de cyanobactéries sont fortement présents avec des taux respectifs de 76% et 21%. Une faible présence et une absence sont toutefois signalées en hiver (3%) et en automne (0%) (fig.86).

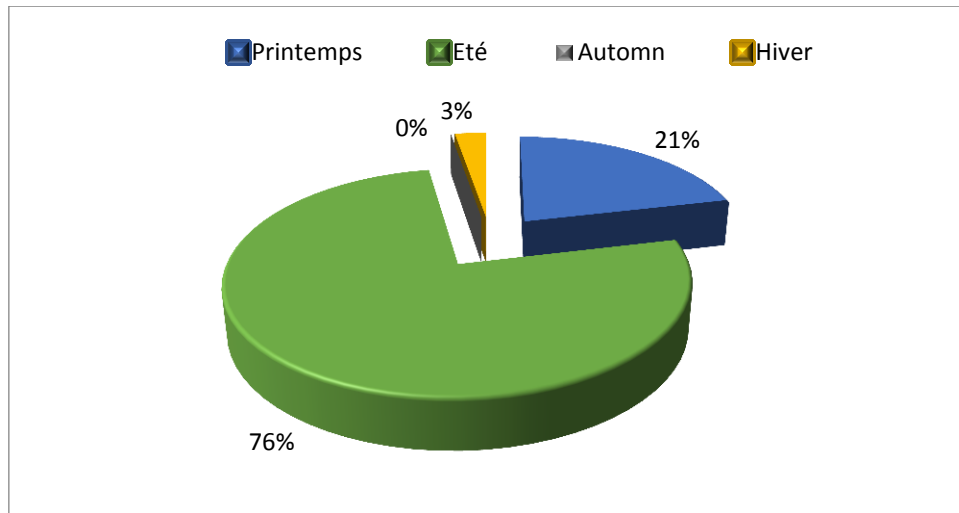


Figure 86 : Distribution saisonnière des cyanobactéries dans la lagune El Mellah (Février 2009 – Août 2010).

5. Variation spatio-temporelle des cyanobactéries recensées dans la lagune

▣ *Microcystis aeruginosa*

Sa présence est relevé uniquement au niveau des stations Boumalek et Sud. Au niveau de cette dernière une forte présence estivale est notée avec des densités qui varient de 4400 à 8400 cell/ml. A Boumalek, l'espèce n'est signalée que le mois de Mai/10 avec une densité de 2800 cell/ml (fig.87).

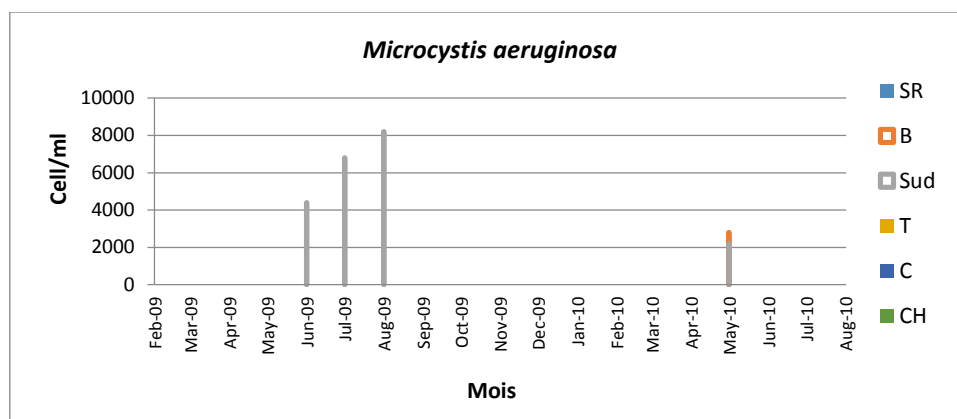


Figure 87 : variation temporelle de l'espèce *M. aeruginosa* dans la lagune El Mellah.

▣ *Gomphosphaeria sp.*

L'espèce n'est rencontrée qu'au centre de la lagune au mois de Février/09 avec une densité qui ne dépasse pas 350 cell/ml (fig.88).

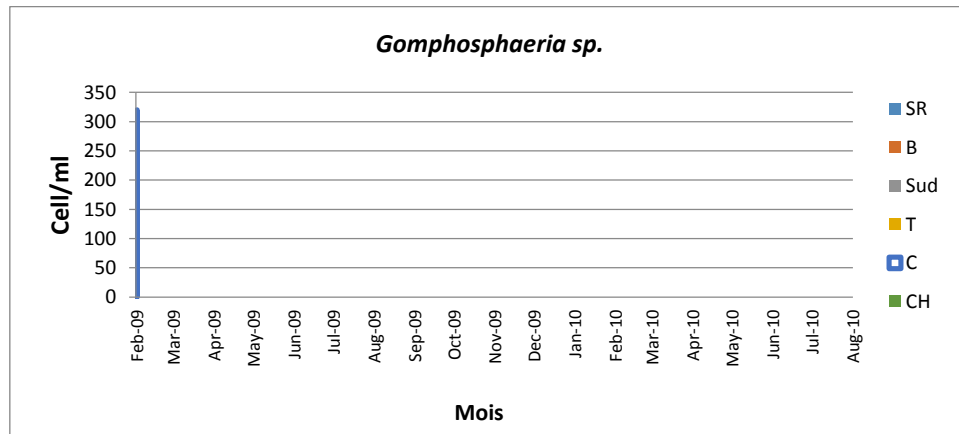


Figure 88 : Variation temporelle de l'espèce *Gomphosphaeria sp.* dans la lagune El Mellah.

▣ *Merismopedia sp.*

L'espèce est présente seulement à Boumalek et Sud. Sa présence à Boumalek se limite au mois d'août 2009 (avec une densité de 520 cell/ml), quant au Sud, *Merismopedia sp.* est rencontrée dans 4 échantillons en période estivale à des densités comprises entre 40 et 520 cell/ml. C'est en août que plus de 500 cell/ml sont enregistrées (fig.89).

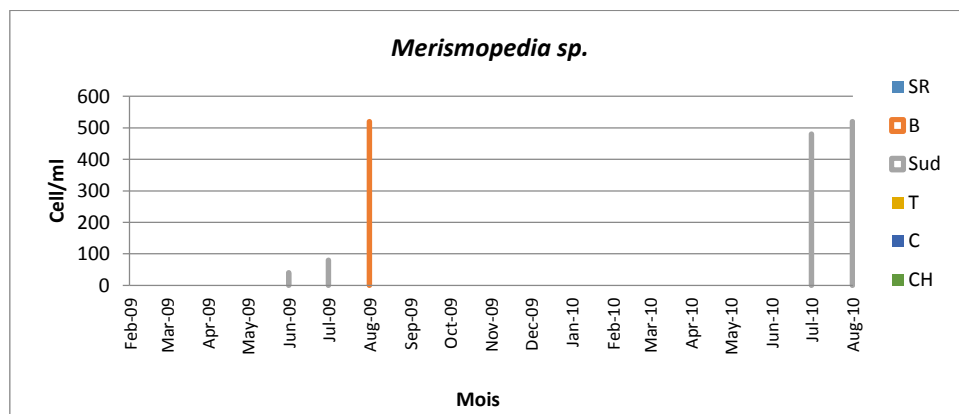


Figure 89 : Variation temporelle de l'espèce *Merismopedia sp.* dans la lagune El Mellah.

▣ *Phormidium sp.*

L'espèce *Phormidium sp.* est rencontrée dans les eaux de Boumalek en avril (900 cell/ml), en mars (900 cell/ml) dans les tables et en juin (1800 cell/ml) et en juillet (2700 cell/ml) dans le Sud. (fig.90).

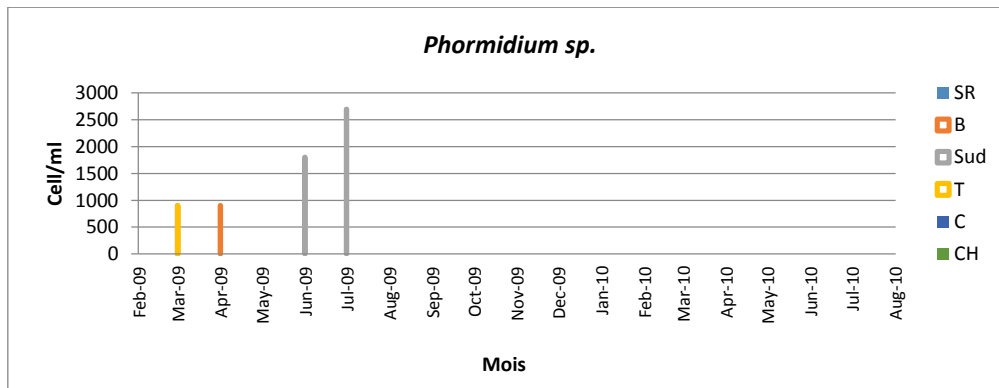


Figure 90 : Variation temporelle de l'espèce *Phormidium sp.* dans la lagune El Mellah.

▣ *Chroococcus minutus*

La présence de cette espèce est signalée uniquement à Soug R'gibet en Juin et Juillet/09 avec des densités respectives de 40 et 80 cell/ml (fig.91).

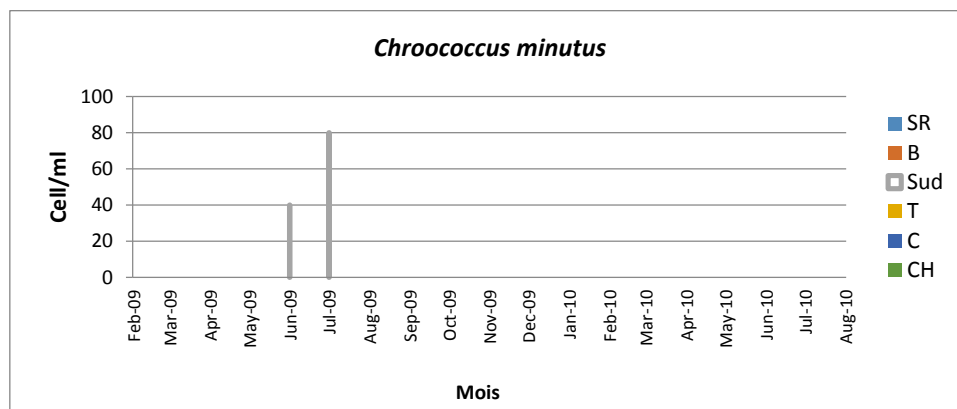


Figure 91 : Variation temporelle de l'espèce *Chroococcus minutus*. dans la lagune El Mellah.

VII. Structure des peuplements de cyanobactéries

La comparaison des paramètres structuraux des peuplements des cyanobactéries permet de mettre en évidence les différences qui les caractérisent dans les diverses stations ainsi que les conditions générales qui prévalent dans ces dernières.

Le tableau ci-dessous présente l'ensemble des paramètres structuraux mesurés pour chaque peuplement de cyanobactéries.

Tableau 14 : Paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries dans les lacs Oubeira et Tonga.

	DL	DR	C	B	M	EL	Tonga
Richesse "S"	13	14	13	15	13	11	8
Genre dominant	<i>A.issatschenkoi</i>	<i>A.issatschenkoi</i>	<i>A.issatschenkoi</i>	<i>M.flos aquae</i>	<i>A.issatschenkoi</i>	<i>O. rubescens</i>	<i>O.sp.</i>
Diversité "H"	0.16	0.79	0.81	1.4	0.54	1.36	1.49
Equitabilité "E"	0.06	0.3	0.31	0.53	0.21	0.68	0.71

a. Richesse spécifique

Le tableau 14 révèle que la richesse la plus importante est relevée à Boumerchene et Demnet el Rihane suivi de Messida, Dey L'Gaà et le centre qui ont la même richesse spécifique. En revanche la station de l'Ouest possède le plus faible nombre d'espèce. Par ailleurs, le Tonga représente le plan d'eau douce le plus pauvre en espèce.

On outre, il ressort du même tableau que l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoi* est dominante dans l'ensemble du lac Oubeira, à l'exception de la station de Boumerchene où c'est *M. flos aquae* qui prédomine. A Euch Lahmar, c'est toutefois *Oscillatoria rubescens* qui est abondante

Dans le lac Tonga, c'est l'espèce *Oscillatoria sp.* qui domine.

En ce qui concerne la lagune El Mellah, le tableau 15 montre que la station du Sud héberge le grand nombre d'espèce suivi par les stations Boumalek, Soug R'guibet et tables qui possèdent 2 espèces de cyanobactéries. Tandis qu'au centre du lac une seule espèce a été répertoriée.

Sur le plan spécifique on constate que l'espèce *M. aeruginosa* prédomine dans l'ensemble des stations à l'exception du centre, où on note la dominance de l'espèce *Gomphosphaeria sp*

b. Indice de Shannon et équitabilité

Au niveau du lac Oubeira, c'est la station de Boumerchene qui présente les valeurs les plus importantes (H= 1.4, E= 0.53), dans les autres stations ces indices de variabilité varient de (H= 0.16- 1.36 ; E= 0.06-0.68).

Dans la lagune El Mellah, les valeurs des indices de diversité et d'équitabilité sont égaux dans l'ensemble des stations Soug R'guibet, Tables et Boumalek (H=3.64, E=0.39). Au centre l'indice de Shannon est proche de ces dernières, en revanche l'équitabilité est nulle. Au Sud les valeurs de Shannon sont moins importantes mais l'équitabilité est de l'ordre de 1.37 (tab.15).

Tableau 15: Paramètres structuraux des peuplements de cyanobactéries dans lagune El Mellah.

	Sud	SR	T	CH	C	B
Richesse "S"	3	2	2	0	1	2
Genre dominant	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	0	<i>Gomphosphaeria sp.</i>	<i>M. aeruginosa</i>
Diversité "H"	1.5	3.64	3.64	0	2.99	3.64
Équitabilité "E"	1.37	0.39	0.39	0	0	0.39

VIII. Résultats Statistiques

1. Lac Oubeira

1.1. Résultats du test non paramétrique de Kruskal Wallis

Nous notons, entre les mois, l'existence de différences très hautement significatives (***) en ce qui concerne les paramètres suivants : les densités (compt.), la chlorophylle a (chl.a), le pH, l'oxygène dissous, les orthophosphates (PO_4^{3-}), Nitrites (NO_2^-) et Température (T°). Les

teneurs en NO_3^- montrent des différences hautement significatives (**) d'un mois à l'autre ; quant à celles des MES et NH_4^+ les différences sont significatives (*).

En ce qui concerne les différences entre les stations, les résultats de l'application du test de Kruskal Wallis font apparaître l'absence de différences significatives pour l'ensemble des paramètres mesurés sauf en ce qui concerne la conductivité (cond.) et l'azote ammoniacale (NH_4^+) qui montrent une différence significative (*) (tab.16).

Tableau 16 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations du Lac Oubeira).

	COM PT	Chl a	pH	O ₂ D	Cond	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	T	MES
Inter-Mois	$\chi^2=$ 48.62	χ^2 =52.6 1	$\chi^2=$ 60.67	$\chi^2=$ 54.52	$\chi^2=$ 32.08	$\chi^2=$ 22.47	$\chi^2=$ 30.75	χ^2 =33.5 1	$\chi^2=$ 53.15	χ^2 =67.1 2	$\chi^2=$ 23.21
	ddl=11										
	P=0,0 00	P = 0,000	P= 0,000	P = 0,000	P= 0,000	P= 0.020	P= 0.001	P= 0.000	P = 0,000	P = 0,000	P =0,0 00
Inter-Station	$\chi^2=$ 4.84	$\chi^2=$ 3.72	$\chi^2=$ 2.742	$\chi^2=$ 0.353	$\chi^2=$ 13.83	χ^2 =12.42	$\chi^2 =$ 6.30	$\chi^2=$ 9.51	χ^2 =5.94	$\chi^2=$ 0.81	$\chi^2 =$ 2.87
	ddl= 5										
	P= 0.435	P=0.5 89	P=0.7 39	P= 0.996	P= 0.016	P = 0.029	P= 0.27	P= 0.090	P= 0.311	P= 0.97	P = 0.71



1.2. Etude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques mesurées dans les eaux du lac Oubeira

Nous avons calculé les coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN `r` entre les onze variables biotiques et abiotiques prises deux à deux pour l'ensemble des six stations dans les eaux du lac Oubeira.

Il est à noter que ces coefficients de corrélations mesurent l'intensité de la relation linéaire existant entre les variables prises 2 à 2. Ils peuvent être utiles notamment, en rapport avec la notion de régression simple, dans la prévision d'un paramètre biotique ou abiotique en fonction des autres paramètres. Les résultats de cette analyse sont présentés dans la figure 92.

L'examen de la matrice de corrélations nous indique clairement que les densités moyennes annuelles des cyanobactéries (comptage en cell/ml) sont positivement corrélées (fortes corrélations : $r= 0.93$) avec les teneurs moyennes annuelles de la chlorophylle (a).

Nous notons l'existence d'une forte corrélation négative des MES avec la conductivité de l'eau ($r = -0.73$).

Nous avons ensuite remarqué que les teneurs moyennes annuelles en NH_4 sont positivement corrélées ($r= 0.67$, $r= 0.53$) respectivement avec les teneurs moyennes annuelles en chlorophylle a et les densités moyennes annuelles en cyanobactéries (Compt. Cell/ml).

Il ressort de l'examen de la matrice de corrélations qu'il existe une forte corrélation positive ($r = 0,63$) entre les teneurs moyennes annuelles en NO_3 et les teneurs moyennes annuelles en NH_4 .

Le pH est corrélé positivement ($r = 0.72$, $r = 0.72$) avec les teneurs moyennes annuelles en Chlorophylle a (Chl-a en $\mu\text{g}/\text{l}$) et les densités moyennes annuelles des cyanobactéries (compt. Cell/ml). En ce qui concerne la température de l'eau, elle est corrélée négativement (forte corrélation $r = -0.75$) avec les teneurs en oxygène dissous dans l'eau (tab.17)

Tableau 17 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations (lac Oubeira).

	Chla	compt	Cond	MES	NH4	NO2	NO3	O2	pH	PO4	T°
Chla	1.00										
compt	0.93	1.00									
Cond	0.05	0.01	1.00								
MES	0.01	-0.03	-0.73	1.00							
NH4	0.67	0.53	0.17	-0.00	1.00						
NO2	-0.40	-0.44	0.09	0.15	-0.08	1.00					
NO3	0.29	0.22	-0.17	0.15	0.63	-0.20	1.00				
O2	0.38	0.33	0.01	0.29	0.32	-0.08	0.13	1.00			
pH	0.72	0.72	0.33	-0.56	0.42	-0.51	0.23	-0.16	1.00		
PO4	0.26	0.37	0.20	0.04	-0.08	-0.29	-0.30	-0.00	0.18	1.00	
T	-0.03	0.09	0.12	-0.40	-0.34	-0.18	-0.48	-0.75	0.40	0.40	1.00

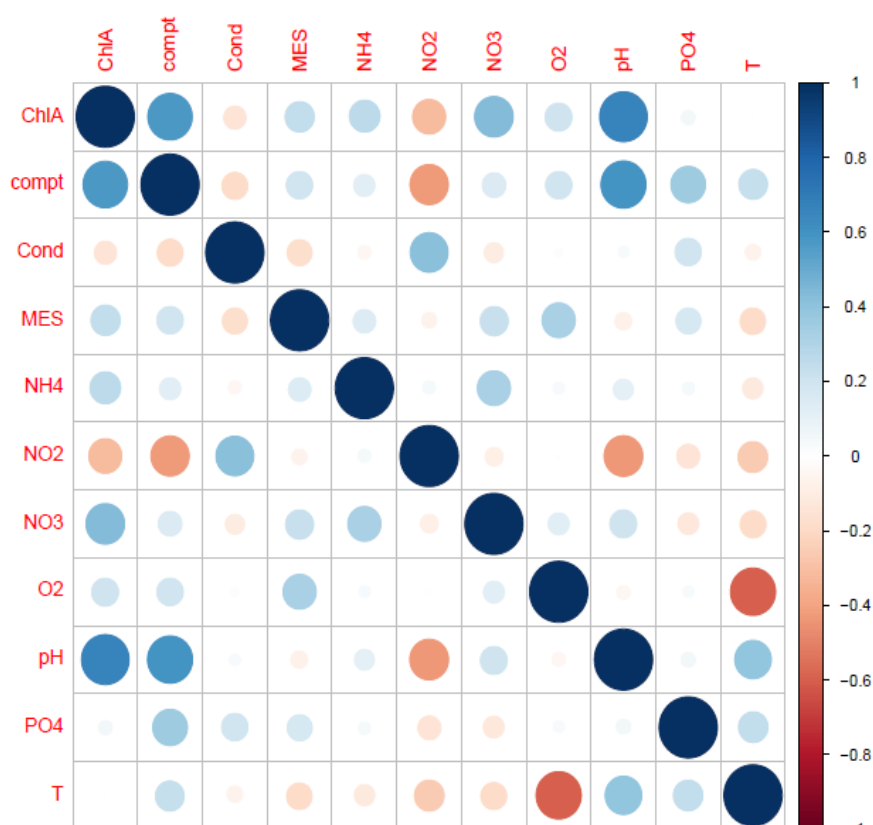


Figure 92 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.



Au niveau de chaque station, l'analyse bivariée montrent l'existence :

- **Demnet Rihane :**
 - Une corrélation positive entre *M.aeruginosa* et le pH (0.55**).
 - Une corrélation positive entre *O.rubescens* et la T° (0.44*).
 - Une corrélation positive entre *Oscillatoria sp.* et les NO₃ (0.58**).
 - Une corrélation positive entre *A.issatschenkoi* et le pH (0.61**).
 - Une corrélation positive entre *C.raciborskii* et les pH (0.59**).

- **Boumerchene**
 - Une corrélation positive entre la densité de *M.botrys* et la T° (0.43*).
 - Une corrélation négative entre la densité d'*A. issatschenkoi* (0.47*) et le pH.

- **Centre du lac**
 - Une corrélation positive entre le pH et la densité des espèces : *Oscillatoria rubescens* (0.57*), *Aphanizomenon issatschenkoi* (0.70***), *Anabaena* (0.51**).
 - Une corrélation positive entre la densité de *M.wesenbergii*/NO₂ (0.41*).
 - Une corrélation positive entre la densité d'*Oscillatoria rubescens*/T° (0.45*).
 - Une corrélation positive entre les PO₄³⁻ et la densité : d'*Oscillatoria sp.* (0.88***), d'*Aphanizomenon issatschenkoi* (0.49**) et celle de *C.raciborskii* (0.78***).
 - Une corrélation positive entre la densité d'*Aphanizomenon issatschenkoi* et le NH₄ (0.51**).

- **Dey L'Grà**
 - Une corrélation positive entre le pH et la densité des espèces : *Aphanizomenon issatschenkoi* (0.51**), *Oscillatoria rubescens* (0.56**), *M.aeruginosa* (0.57**), et *Anabaena* (0.46*).
 - Une corrélation positive entre la concentration du NH₄ et la densité des espèces : *Pseudanabaena* (0.43*), *Phormidium* (0.59**), *Oscillatoria rubescens* (0.51*).
 - Une corrélation positive entre la densité de *Woronichinia naegeliana* / Od (0.47*).



○ **Messida**

- Une corrélation positive entre le pH la densité des espèces : *Aphanizomenon issatschenkoi* (0.68**), *C.raciborskii* (0.59**), *M.aeruginosa* (0.42*), *Anabaena* (0.43*), *M.viridis* (0.47*),
- Une corrélation positive entre la densité d'*Anabaena*/ T° (0.41*).
- Une corrélation positive entre la densité d'*Aphanocapsa*/NO₂ (0.41*).
- Une corrélation positive entre les teneurs des PO₄³⁻ et la densité des espèces suivants : *C. raciborskii* 0.88***), *M.aeruginosa* (0.44*), *Aphanizomenon issatschenkoi* (0.73***), et *Chroococcus* (0.73***).

○ **Euch Lahmar**

- Une corrélation positive entre la densité d'*Anabaena* et les éléments : NO₂ (0.44*) et NO₃ (0.42*).
- Une corrélation positive entre la densité d'*Oscillatoria* et le pH et la T° (r=0.51**, r= 0.54**) respectivement.
- Une corrélation positive entre la densité de *Pseudanabaena*/pH (0.41*).

1.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans l'eau de l'Oubeira par l'Analyse en composantes principales (ACP)

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) comme une approche descriptive préliminaire et exploratoire a permis de visualiser la structuration de la variation temporelle et spatiale au niveau du lac Oubeira en fonction de onze variables biotiques et abiotiques mesurées: (comptage des cyanobactéries, chlorophylle (a), température de l'eau, pH, l'oxygène dissous, conductivité, MES, nitrate, nitrite, ammonium et phosphate); l'ACP a aussi permis de rechercher l'existence d'éventuelles similitudes entre les différents mois et stations.

L'ACP a été utilisé comme un outil de modélisation des relations linéaires entre les variables biotiques et abiotiques afin de caractériser la qualité des eaux du lac Oubeira. Il est à souligner, que la variable comptage des cyanobactéries (Compt.) a été utilisé en tant que variable quantitative supplémentaire dans la réalisation de l'ACP par le package FactoMineR. De plus, L'ACP a été réalisée sur des données centrées-réduites (ACP normée).



1.3.1. Variations inter-stations des paramètres biotiques et abiotiques dans le lac Oubeira

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les mêmes variables biotiques et abiotiques (fig. 93) montre la variation inter-stations au niveau du lac Oubeira.

Le plan factoriel des deux premiers axes principaux présente clairement une variation inter-stations, dont les deux axes expliquent ensemble 71,38 % de cette variation totale.

Le premier axe explique 39.91% de la variation totale; il est corrélé négativement avec les variables T° ($r=-0.92$, $\cos^2= 0.86$), pH ($r=-0.93$, $\cos^2= 0.87$) et cond. ($r = -0.60$, $\cos^2= 0.36$). Par ailleurs, il est corrélé positivement avec les variables O₂ ($r= 0.84$; $\cos^2= 0.70$).

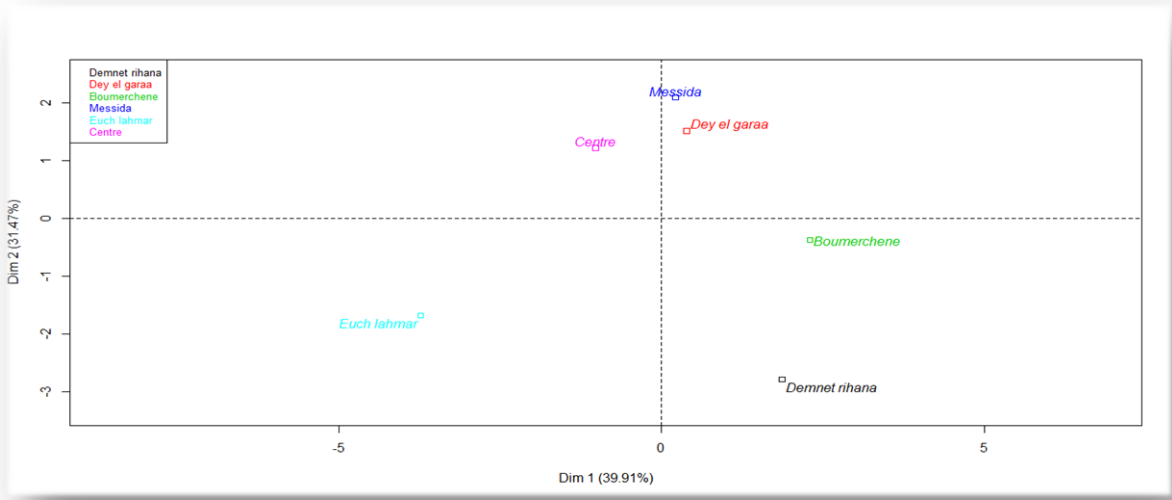
Ce premier axe sépare la station Euch Lahmar du reste des autres stations.

Quant à l'axe 2, il explique, 31.47% de la variation totale; cet axe est construit essentiellement par les variables NO₃ ($r=0.91$, $\cos^2= 0.83$), Chl. a ($r= 0.86$; $\cos^2= 0.74$) Cond. ($r= 0.76$; $\cos^2= 0,58$) et Compt. ($r= 0.65$; $\cos^2= 0,43$). Cet axe a permis de regrouper les stations Messida, Centre et Dey L'Gràa ; ces dernières hébergent 70% de la population cyanobactérienne récoltée. Les stations Boumerchene et Demnet Rihane sont relativement moins chargées en cyanobactéries et la station Euch Lahmar est celle qui abrite la densité la plus faible.

Le calcul du coefficient de corrélation non-paramétrique de Spearman montre que cette variable est corrélée positivement avec la Chlorophylle (a) ($r= 0.93$).

Il est à noter que la comparaison inter-stations, par l'application du test non paramétrique de Kruskal Wallis, révèle des différences significatives ($p<0.05$) seulement pour les variables suivantes : conductivité et azote ammoniacale.

a



b

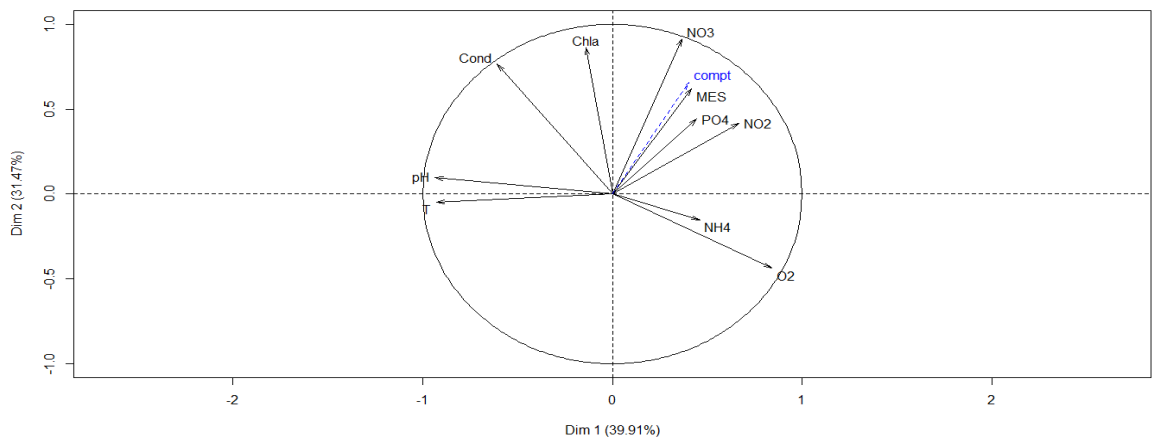


Figure 93 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter stations au niveau du lac Oubeira. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 39.91%, axe 2 : 31.47%. a/projection des stations sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.

1.3.2. Variations mensuelles des paramètres biotiques et abiotiques

Notre analyse en composantes principales (ACP) montre clairement que les trois premiers axes factoriels expliquent ensemble 72 % de notre variation totale. Les deux premières composantes principales plan (1-2), (fig.94) de l'ACP réalisée sur onze variables biotiques et abiotiques a restitué près de 56.97% de l'information (variabilité inter-mois).

L'axe 1 explique 28,95 % de la variabilité totale ; cet axe nous a permis de dégager la spécificité des mois d'août, septembre, octobre, novembre et décembre par rapport aux autres mois, du fait qu'il est construit essentiellement par les variables pH ($r = 0.89$; $\cos^2 = 0.80$), Chloro (a) ($r = 0.84$), et compt. ($r = 0.80$), qui contribuent fortement à sa construction ($\cos^2 = 0.71$, $\cos^2 = 0.65$ respectivement). Il est utile de signaler la corrélation positive de cet axe, bien que moins forte que les précédentes, avec la variable NH_4 ($r = 0.69$, $\cos^2 = 0.48$). Cette structuration plus ou moins saisonnière pourrait être expliquée par les fortes corrélations positives citées précédemment. Par ailleurs, sur cet axe, la variable supplémentaire Compt. semble être fortement corrélée positivement avec la chlorophylle (a).

Par ailleurs, l'axe 2 explique, à lui seul 28.02 % de la variation totale ; cet axe, est corrélé négativement avec la variable T° qui contribue d'une façon importante à sa construction ($r = -0.89$, $\cos^2 = 0.79$) sans oublier les autres corrélations positives notées avec les variables O_2 dissous ($r = 0.69$, $\cos^2 = 0.47$), MES ($r = 0.63$, $\cos^2 = 0.40$) et NO_3 ($r = 0.61$, $\cos^2 = 0.37$). Cet axe nous a permis de dégager la particularité des saisons hivernale et printanière qui se distinguent par des eaux à T° basses à l'origine de teneurs en oxygène élevées qui permettent l'augmentation des teneurs en nitrates; quant aux MES leurs teneurs élevées s'expliqueraient par l'importance des apports liés aux précipitations de la période humide.

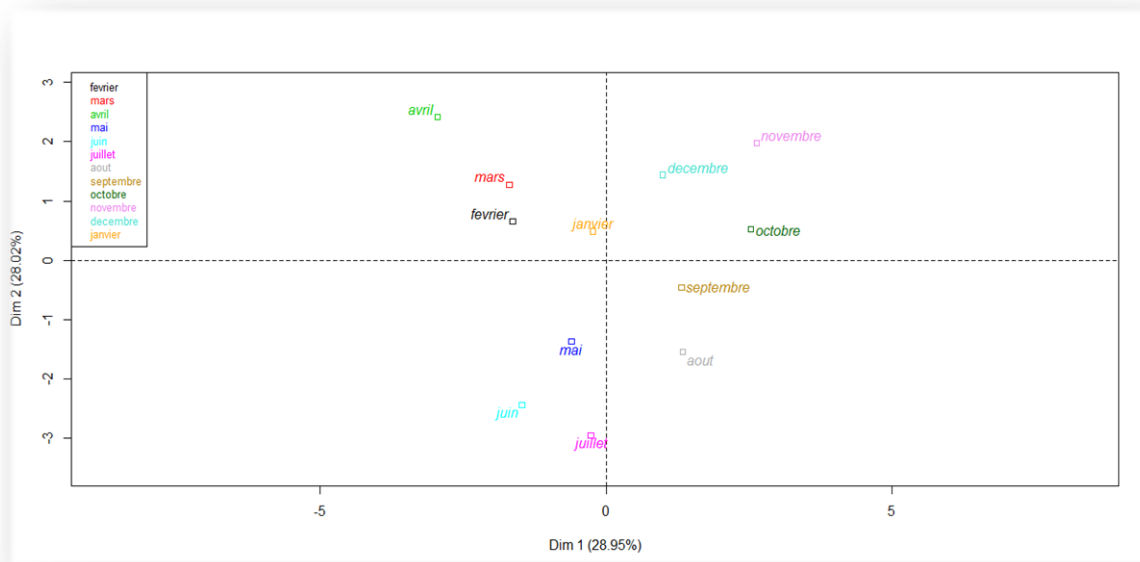
Le calcul du coefficient de corrélation non-paramétrique de Spearman montre que la densité en cyanobactéries est corrélée positivement avec la Chlorophylle (a) ($r = 0.93$).

La figure 95, montre le plan factoriel (1-3) de l'ACP ; nous notons que les variables cond. Et NO_2 contribuent à la construction de l'axe 3 ($\cos^2 = 0,31$ et $\cos^2 = 0,25$) avec lequel, elles sont corrélées négativement ($r = -0,63$ et $r = -0.50$). Cet axe explique 15.03 % de la variation totale; selon l'axe 3 nous pouvons dire que le mois d'avril se caractérise par des concentrations élevées en NO_2 . Cet axe est positivement corrélé avec les variables MES ($r = 0.56$, $\cos^2 = 0,31$) et PO_4^{3-} ($r = 0.56$, $\cos^2 = 0,31$).

La comparaison non-paramétrique entre les mois par l'application du test de Kruskal Wallis révèle Nous notons, entre les mois, l'existence de différences très hautement significatives (***) en ce qui concerne les paramètres suivants : les densités (compt.), la chlorophylle a (chl.a), le pH, l'oxygène dissous, les orthophosphates (PO_4^{3-}), Nitrites (NO_2) et Température (T°). Les teneurs en NO_3 montrent des différences hautement significatives (**) d'un mois à

l'autre ; quant aux teneurs des matières en suspension et celles de NH_4^+ , les différences sont significatives (*). Ce résultat justifie la variation significative des paramètres biotiques et abiotiques d'un mois à l'autre au niveau du lac Oubeira.

a



b

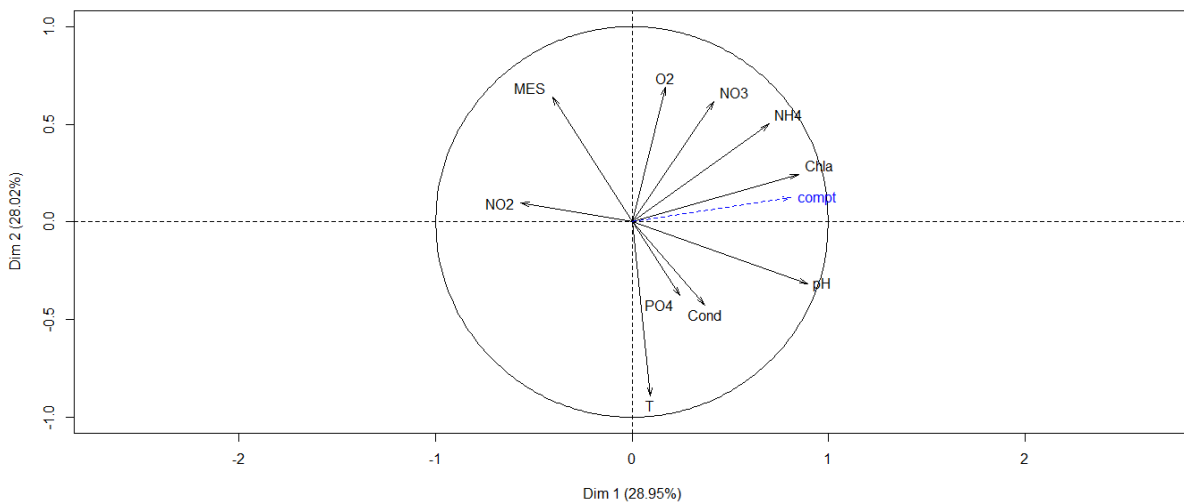


Figure 94 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Oubeira. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 28.95%, axe 2 : 28.02%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.

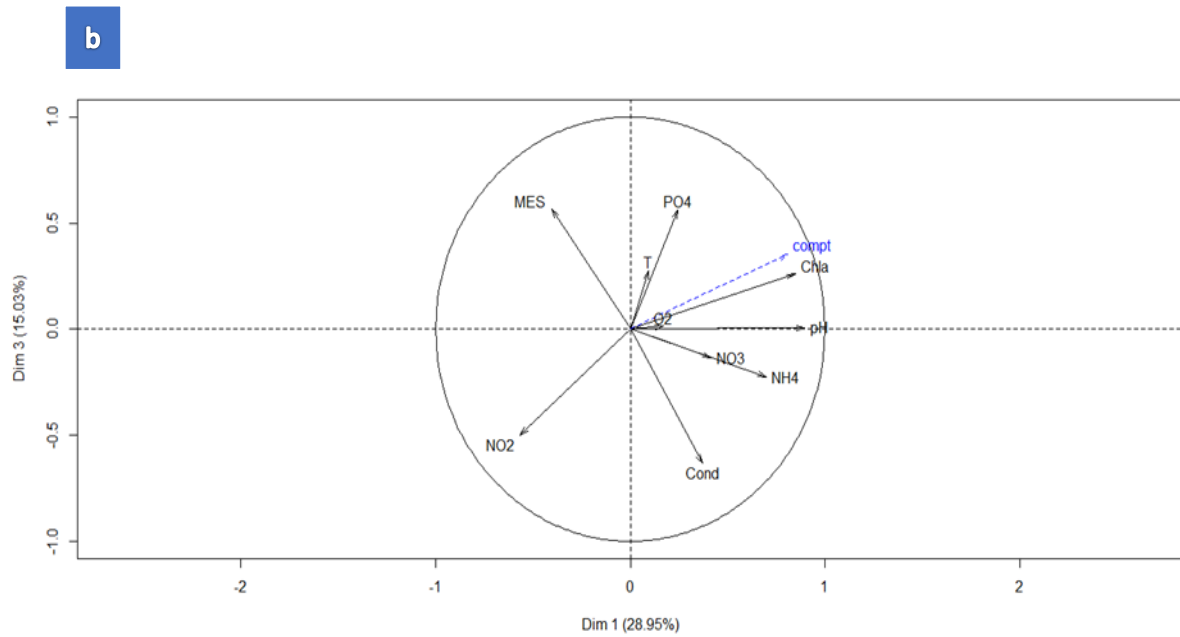
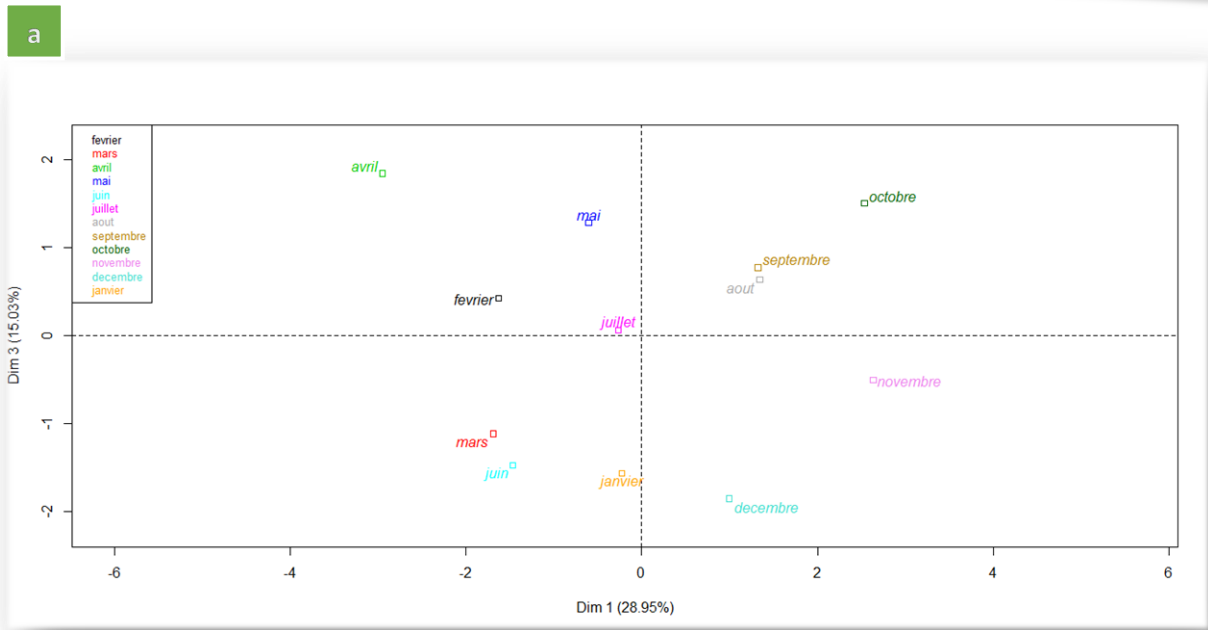


Figure 95: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Oubeira. Plan factoriel (1,3) : axe 2 : 28.02%, axe 3 : 15.03%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.

1.4. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-stations et inter-mois

1.4.1. Entre les stations

La figure 96 montre le dendrogramme issu de la CAH basée sur la variation inter-stations des paramètres biotiques et abiotiques. L'examen de ce dendrogramme indique l'existence de trois clusters.

Le premier cluster comprend la station 5 Euch Lahmar, située dans la partie Nord-Ouest du lac; la moins exposée aux vents. C'est la station où le nombre de morphotypes le plus faible (14) est signalé ; elle abrite, par ailleurs, les densités en cyanobactéries les plus faibles.

Le deuxième cluster regroupe les stations 1 (Demnet Rihane) et 3 (Dey L'Gràa) situées dans la partie Nord du lac. Les eaux de ces stations sont faiblement chargées en cyanobactéries (à peine 25% des cyanobactéries récoltées).

Enfin, le troisième cluster regroupe les stations 2 (Boumerchene), 4 (Messida) et 6 (centre) ; ces 3 stations hébergent 70% de la population cyanobactérienne récoltée.

Généralement, la typologie des dendrogrammes obtenus par classification ascendante hiérarchique (CAH) concorde avec les plans factoriels des ACP sur la variation des paramètres biotiques et abiotiques et sur la structuration de la variation inter-stations au niveau du lac Oubeira.

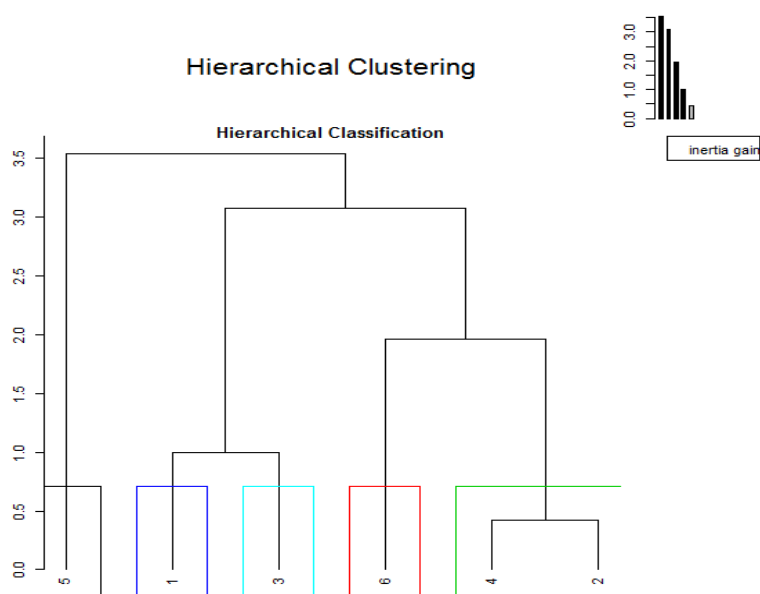


Figure 96: Classification ascendante hiérarchique des stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Oubeira). Les stations sont indexées par des chiffres.

1.4.2. Entre les mois

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les mois, au niveau du lac Oubeira (fig.97), montre qu'il existe des divergences entre les douze mois par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés.

Nous pouvons distinguer trois groupes (clusters) plus ou moins homogènes :

Un premier groupe composé des mois chauds (mai, juin, juillet, août, septembre) qui se caractérisent par des températures relativement élevées. Un deuxième groupe comprenant les mois d'octobre et novembre qui se caractérisent par les plus fortes teneurs en cyanobactéries et un troisième groupe composé des mois froids (décembre-janvier, février-mars, et avril). Le mois d'avril se singularise par l'enregistrement des teneurs en MES relativement élevées.

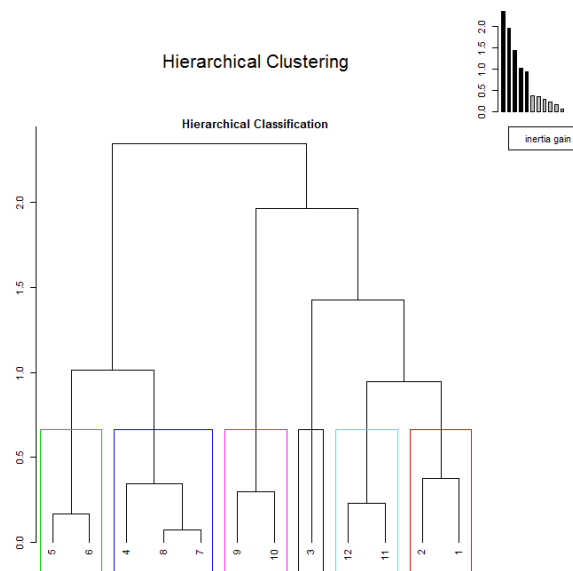


Figure 97: Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Oubeira). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).

2. Lac Tonga

2.1. Résultats du test non paramétrique de Kruskal Wallis

- Année 2009

D'un mois à l'autre, nous notons, l'existence de différences significatives (*) en ce qui concerne les paramètres suivants : la densité des cyanobactéries (compt.), la chlorophylle a (chl.a), le pH, l'oxygène dissous (O₂D), la conductivité (Cond), la Température (T°), et les MES (tab.18).

Tableau 18 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2009 du Lac Tonga).

	COMPT	Chl. a	pH	O ₂ D	Cond	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	T	MES
	χ ² = 21.05	χ ² = 21.17	χ ² = 21.22	χ ² = 22.66	χ ² = 20.90	χ ² = 18.37	χ ² = 19.07	χ ² = 10.03	χ ² = 17.99	χ ² = 22.75	χ ² = 21.77
ddl= 11											
	P= 0.0328	P= 0.0315	P= 0.031	P= 0.019	P= 0.034	P= 0.073	P= 0.059	P= 0.527	P= 0.081	P= 0.0191	P= 0.026

- Année 2010

Durant l'année 2010, nous notons d'un mois à l'autre des différences significatives (*) pour l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques étudiés à l'exception de l'azote ammoniacale (tab.19).



Tableau 19 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2010 du Lac Tonga).

	COMP T	Chl a	pH	O2D	Cond	NH ₄ ⁺	NO ₃	PO ₄	NO ₂	T	MES
Inter-Mois	$\chi^2 =$ 22.27	$\chi^2 =$ 22.89	$\chi^2 =$ 22.42	$\chi^2 =$ 22.17	$\chi^2 =$ 22.66	$\chi^2 =$ 18.35	$\chi^2 =$ 21.42	$\chi^2 =$ 22.52	$\chi^2 =$ 20.66	$\chi^2 =$ 22.76	$\chi^2 =$ 22.33
	ddl= 11										
	P= 0.022	P= 0.018	P= 0.021	P= 0.023	P= 0.0197	P= 0.0737	P= 0.029	P= 0.020	P= 0.037	P= 0.019	P= 0.021

2.2. Etude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques mesurées dans les eaux du lac Tonga

Les résultats du calcul des coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN `r` entre les onze variables biotiques et abiotiques prises deux à deux dans les eaux du lac Tonga durant l'année 2009 sont présentés dans le tableau et la figure ci-dessous.

La matrice de corrélations (tab.20) nous montre clairement que les teneurs annuelles de la chlorophylle (a) sont corrélées positivement avec le pH ($r= 0.65$) et négativement avec les MES et l'oxygène dissous ($r=-0.64$ et $r=-0.62$ respectivement).

Nous notons l'existence de corrélations positives entre les densités annuelles des cyanobactéries (comptage en cell/ml) et la température ($r=0.79$) et les teneurs en orthophosphates ($r=0.83$). En revanche, des corrélations négatives sont notées entre la densité de ces micro-organismes et les teneurs en nitrites ($r=-0.62$) et en azote ammoniacale ($r=-0.67$).

Il ressort du tableau 20 une corrélation négative entre les valeurs de l'oxygène dissous et celles des orthophosphates ($r=-0.69$).



Nous notons aussi que les teneurs en orthophosphates sont corrélées avec les températures relevées dans les eaux du Tonga ($r=0.65$).

Tableau 20 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2009 (lac Tonga).

	ChIA	Compt	cond	MES	NH4	NO2	NO3	O2	pH	PO4	T
ChIA	1.0000000										
Compt	0.1032192	1.0000000									
cond	0.1611211	0.25850029	1.0000000								
MES	-0.6409817	0.30306931	-0.34385965	1.0000000							
NH4	-0.2112728	-0.67028965	-0.46561498	0.1093490	1.0000000						
NO2	0.2307692	-0.62287441	-0.48686590	-0.1050790	0.7042428	1.0000000					
NO3	-0.5894773	0.02143076	-0.36203922	0.5623910	0.3639599	0.01052638	1.0000000				
O2	-0.6293706	-0.55168877	0.06655001	0.1295974	0.3239517	-0.08391608	0.30175624	1.0000000			
pH	0.6503497	-0.25982761	0.32224218	-0.5078817	-0.1549334	0.12587413	-0.40702005	-0.18181818	1.0000000		
PO4	0.0979021	0.83287207	0.02451843	0.3957975	-0.4507154	-0.19580420	0.03157914	-0.69230769	-0.2937063	1.0000000	
T	-0.1888112	0.79016068	-0.05604212	0.5113843	-0.1690183	-0.41958042	0.26666831	-0.39860140	-0.5664336	0.65734266	1.0000000

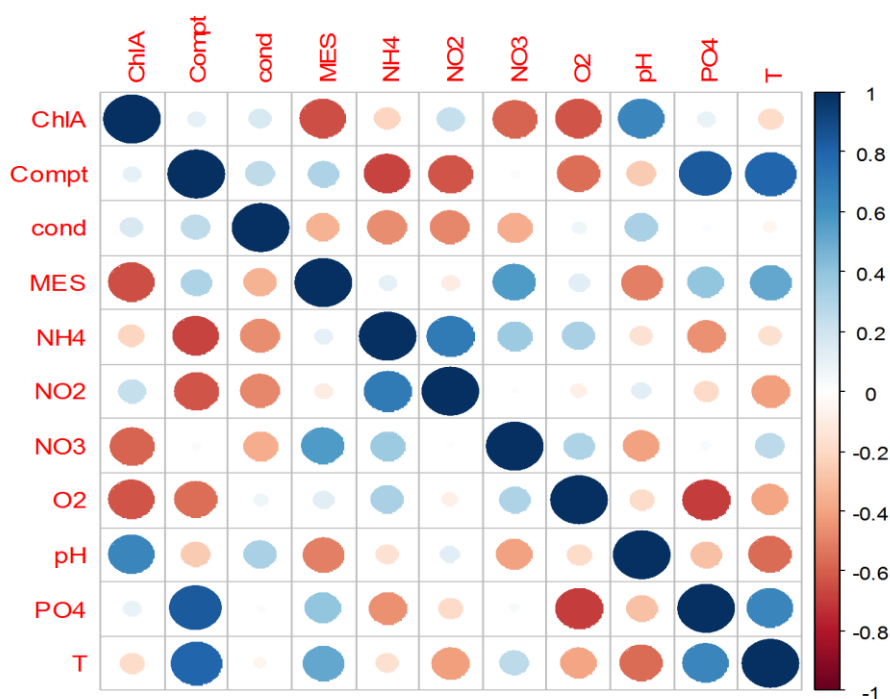


Figure 98 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.



En ce qui concerne l'année 2010, l'examen de la matrice de corrélation (fig.99) et (tab.21) nous montre l'existence de fortes corrélations positives entre les densités annuelles de cyanobactéries (comptage en Cell/ml) et les paramètres suivants : la conductivité ($r=0.69$), les MES ($r=0.62$), les nitrates ($r=0.95$), l'azote ammoniacale ($r=0.69$), le pH ($r=0.63$), les orthophosphates ($r=0.98$) et la température (0.79). En revanche, les densités de ces micro-organismes sont corrélées négativement avec les teneurs en nitrites ($r=-0.67$) et les teneurs en oxygène dissous ($r=-0.96$).

Nous notons l'existence d'une corrélation positive :

- de la teneur en chlorophylle a avec la conductivité de l'eau ($r=0.61$).
- de la conductivité avec les teneurs en nitrates ($r=0.79$), avec les teneurs en orthophosphates ($r=0.62$) et avec la température ($r=0.95$).
- de la teneur en MES avec la teneur en azote ammoniacale ($r=0.67$), avec les teneurs en orthophosphates ($r=0.60$).
- de la teneur en azote ammoniacale avec les teneurs en nitrates ($r=0.71$) et en orthophosphates ($r=0.64$).
- des teneurs en nitrates avec les orthophosphates ($r=0.93$) et la température ($r=0.83$).
- du pH avec les orthophosphates ($r=0.64$)
- des orthophosphates avec la la température ($r=0.74$).

Une corrélation négative est notée :

- Entre la conductivité et les teneurs en nitrites ($r=-0.90$).
- entre les MES et l' O_2 dissous ($r=-0.67$),
- Entre les nitrites et les nitrates($r=-0.76$), entre les nitrites et les orthophosphates ($r=-0.64$), entre les nitrites et la température ($r=-0.87$).
- Entre les nitrates et l'oxygène dissous ($r=-0.93$).
- Entre l'oxygène dissous et le pH ($r=-0.72$), PO_4^{3-} ($r=-0.95$), NH_4 ($r=-0.67$) et la température ($r=-0.65$).

Dans les deux cycles d'autres corrélations significatives ont été déterminées :



- Une corrélation positive entre la densité de *M.aeruginosa*/T° (0.78***), *Lyngbya*/T° (0.64***), *Pseudanabaena*/T° (0.69***), *Oscillatoria rubescens*/T° (0.64***), *Oscillatoria sp.*/T° (0.83***), *Anabaena*/T°(0.59**).
- Une corrélation positive entre la densité de *M.aeruginosa* / PO₄³⁻ (0.90***), ainsi qu'avec les MES (0.91***), *M.aeruginosa* / NH₄ (0.55**), *M.aeruginosa* / pH (0.40*).
- Une corrélation positive entre la densité d'*Oscillatoria sp.*/pH° (0.40*).

Tableau 21 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'année 2010 (lac Tonga).

	ChIA	Compt	cond	MES	NH4	NO2	NO3	O2	pH	PO4	T
ChIA	1.00000000										
Compt	0.01067785	1.00000000									
cond	0.61575585	0.69930070	1.00000000								
MES	-0.24914977	0.62937063	0.2307692	1.00000000							
NH4	0.01604485	0.69702384	0.5078817	0.6795107	1.00000000						
NO2	-0.41894875	-0.67951067	-0.9036791	-0.1541158	-0.37894737	1.00000000					
NO3	0.16016771	0.95804196	0.7902098	0.5384615	0.71103437	-0.7635739	1.00000000				
O2	0.12457488	-0.96503497	-0.5524476	-0.6713287	-0.67600804	0.5359027	-0.9300699	1.00000000			
pH	-0.56335236	0.63747909	0.1366027	0.3922948	0.59473684	-0.2000000	0.5884422	-0.7250449	1.00000000		
PO4	-0.05338924	0.98601399	0.6293706	0.6013986	0.64448435	-0.6409817	0.9370629	-0.9580420	0.6409817	1.00000000	
T	0.46626599	0.79720280	0.9510490	0.4545455	0.58493960	-0.8756581	0.8321678	-0.6573427	0.1891421	0.74125874	1.00000000

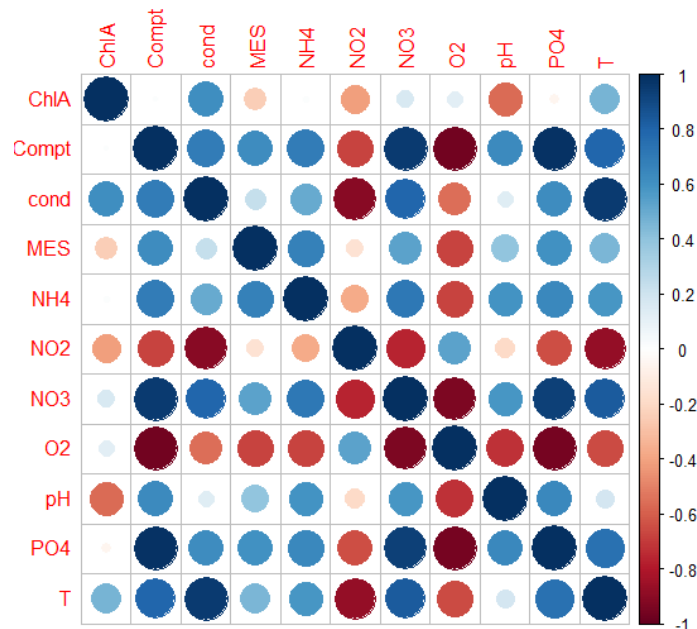


Figure 99 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.

2.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans l'eau du Tonga par l'Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP a été utilisé comme un outil de modélisation des relations linéaires entre les variables biotiques et abiotiques (comptage des cyanobactéries, chlorophylle (a), température de l'eau, pH, l'oxygène dissous, conductivité, MES, nitrate, nitrite, ammonium et orthophosphate) afin de caractériser la qualité des eaux du lac Tonga ; l'ACP a aussi permis de rechercher l'existence d'éventuelles similitudes entre les différents mois.

Il est à souligner, que la variable comptage des cyanobactéries (Compt.) a été utilisé en tant que variable quantitative supplémentaire dans la réalisation de l'ACP.

2.3.1. Variations mensuelles des paramètres biotiques et abiotiques

- Année 2009

Trois axes factoriels expliquant 76% de la variation totale ont été retenus à partir de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur onze variables biotiques et abiotiques des eaux du Tonga. Les deux premières composantes principales plan (1-2) expliquent ensemble 58.6% de la variabilité inter-mois (fig.100).

L'axe 1 explique à lui seul 33.32% de l'information ; cet axe est corrélé positivement avec les variables : température ($r=0.64$, $\cos^2=0.41$), nitrates ($r=0.67$, $\cos^2=0.45$) et MES ($r=0.62$, $\cos^2=0.39$): Cette structuration permette de caractériser la période chaude allant du mois d'avril jusqu'au mois d'août. Par ailleurs, cet axe dégage le mois d'avril des autres mois par les fortes teneurs en nitrates et en azote ammoniacale relevées. La composante 1 est fortement corrélé négativement avec le pH ($r=-0.86$, $\cos^2=0.74$) et la chl a ($r=-0.77$, $\cos^2=0.60$). Sur cet axe, la variable supplémentaire Compt.s emble être fortement corrélée positivement avec la température et les orthophosphates.

L'axe 2 explique 25,34 % de la variabilité totale ; cet axe, est corrélé négativement avec la variable T° ($r = -0.63$, $\cos^2= 0.40$) et les orthophosphates ($r = -0.72$, $\cos^2= 0.52$), ces 2 paramètres participent d'une façon importante dans l'établissement de cette composante. Des corrélations positives sont également notées avec les variables O₂ ($r = 0.72$, $\cos^2= 0.51$), NH₄ ($r = 0.65$, $\cos^2= 0.42$). Cet axe montre clairement la particularité de la saison froide qui



se distingue par des eaux à T° basses, une bonne oxygénation de l'eau et des apports plus importants en sels minéraux.

L'axe 3 n'explique que 17.39% de l'information. Sur le plan factoriel (2-3), nous notons que la conductivité électrique est corrélée négativement avec l'axe 3 ($r = -0.74, \cos^2 = 0.54$). En revanche les nitrites sont corrélés positivement ($r = 0.62, \cos^2 = 0.43$). Nous pouvons dire que les mois d'avril et décembre se singularisent par les fortes teneurs en nitrites (fig.101).

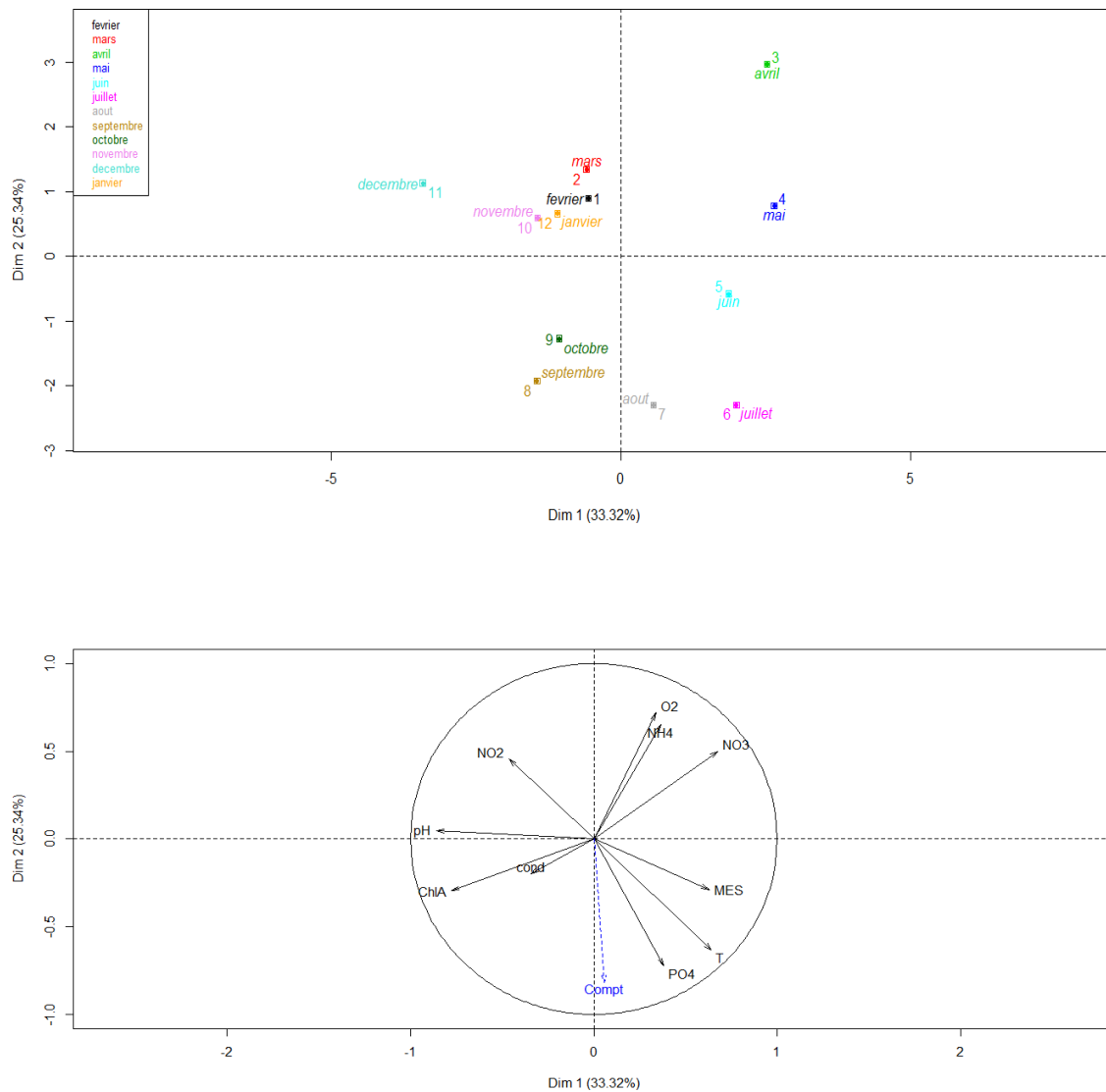


Figure 100 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Tonga . Plan factoriel (1,2).

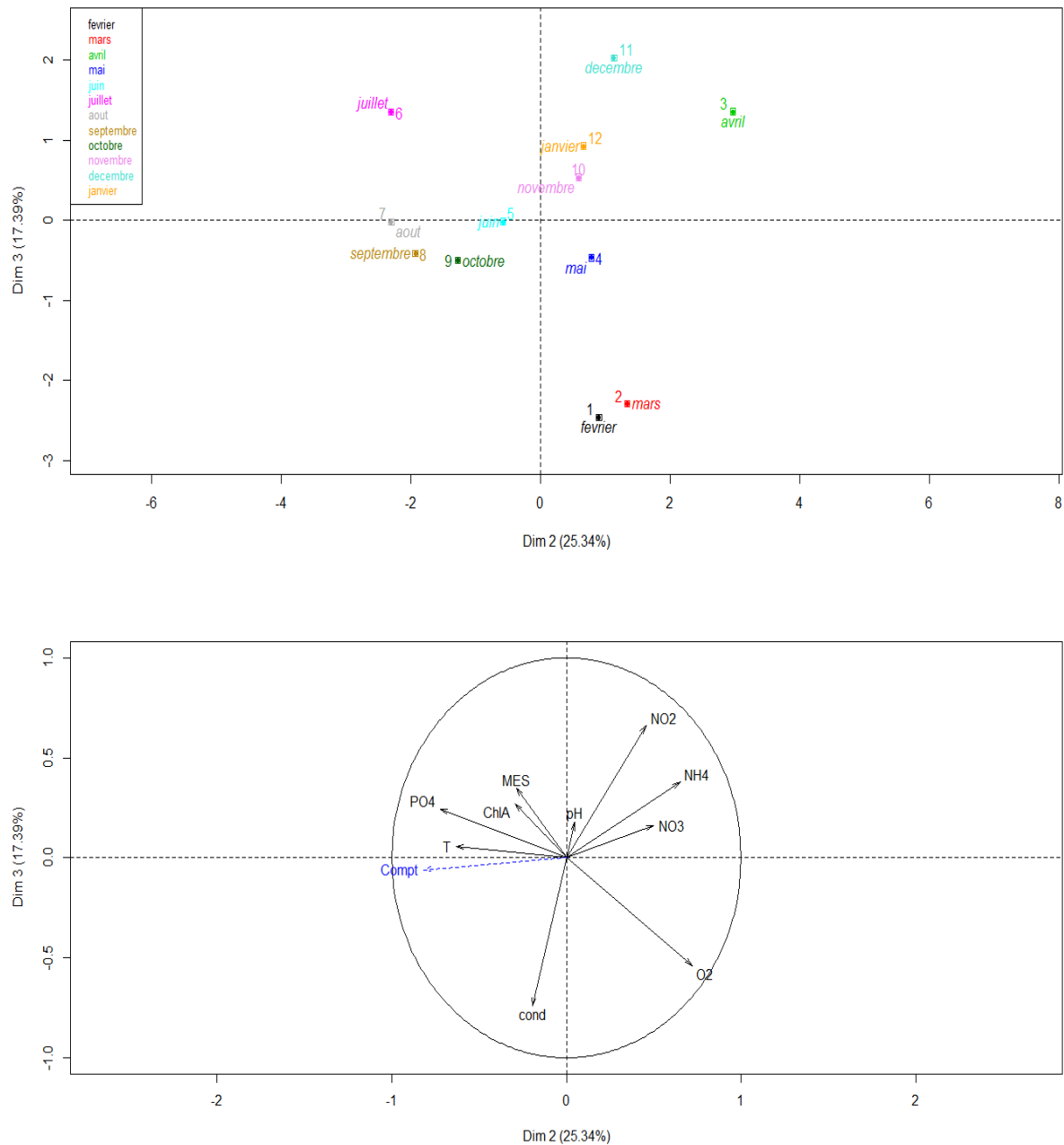


Figure 101 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Tonga. Plan factoriel (2,3).

- Année 2010

L'analyse en composantes principales (ACP) des résultats relatifs aux paramètres biotiques et abiotiques de l'eau du lac Tonga enregistrés durant l'année 2010 montre que les trois premiers axes retenus expliquent ensemble 87,88 % de la variation totale.



Le plan factoriel des deux premiers axes principaux présente clairement une variation inter-mois, dont les deux axes expliquent 80.27 % de cette variation (fig.102).

Le premier axe explique 57.40% de la variation totale; il est corrélé négativement avec les variables O₂ dissous ($r=-0.82$, $\cos^2= 0.68$), et les nitrites ($r = -0.71$, $\cos^2= 0.51$). Par ailleurs, il est fortement corrélé positivement avec les variables T°($r= 0.87$; $\cos^2= 0.76$) , Cond. ($r=0.80$, $\cos^2= 0.64$), NO₃ ($r=0.96$, $\cos^2=0.93$), NH₄ ($r=0.79$, $\cos^2= 0.62$), PO₄³⁻ ($r=0.89$, $\cos^2= 0.80$), et MES ($r = 0.69$, $\cos^2= 0.48$).

Il ressort aussi de l'analyse en composantes principale (plan 1-2) que La variable continue supplémentaire (Compt.) est fortement corrélée avec la composante 1, ce qui permet de dégager la particularité des mois d'avril, mai, juin, juillet, août, et septembre par rapport aux autres mois. Période où les fortes densités de cyanobactéries sont marquées.

En ce qui concerne l'axe 2, il explique, 22.87% de la variation totale; cet axe est établie essentiellement par les variables pH($r=-0.77$, $\cos^2= 0.60$) et Chl. a ($r= 0.91$; $\cos^2= 0.82$). Nous pouvons dire que le mois d'août se singularise par les fortes teneurs en pigment chlorophyllien.

Sur le plan factoriel (2-3) de l'ACP (fig.103) ; nous notons que le paramètre MES est corrélé positivement avec l'axe 3 ($r= 0,62$, $\cos^2= 0.60$), qui explique seulement 7.60% de la variation totale. Ces teneurs élevées en MES traduisent, d'une part, la poussée algale relevée durant les périodes printemps-été et d'autre part elles sont liées aux ruissellements durant la période humide (décembre-janvier).

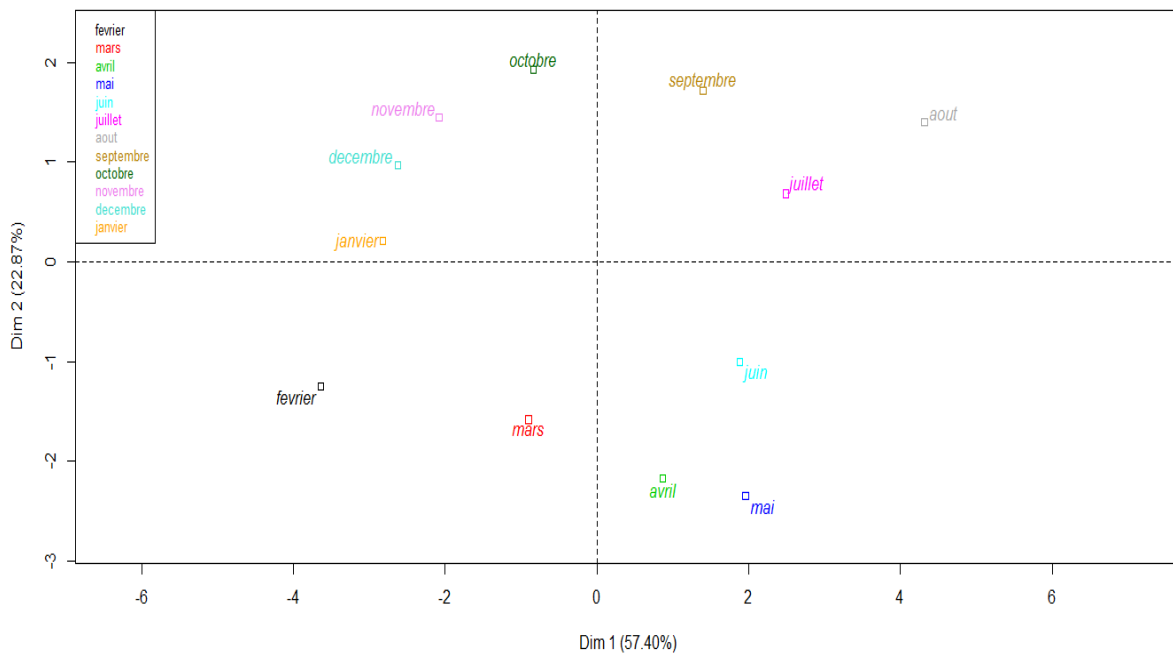
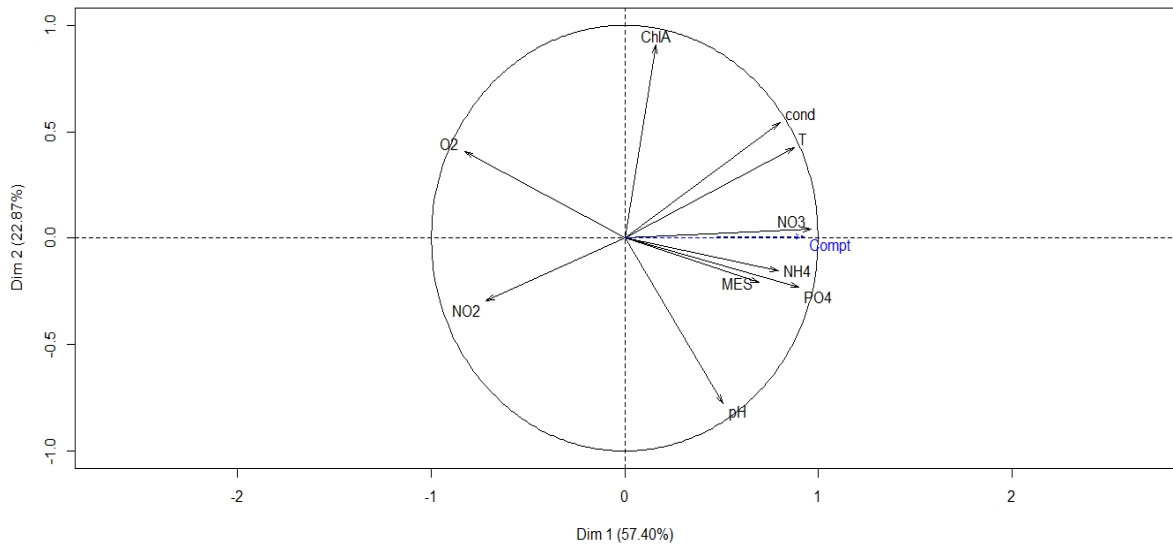


Figure 102: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter-mois au niveau du lac Tonga 2010 . Plan factoriel (1,2)

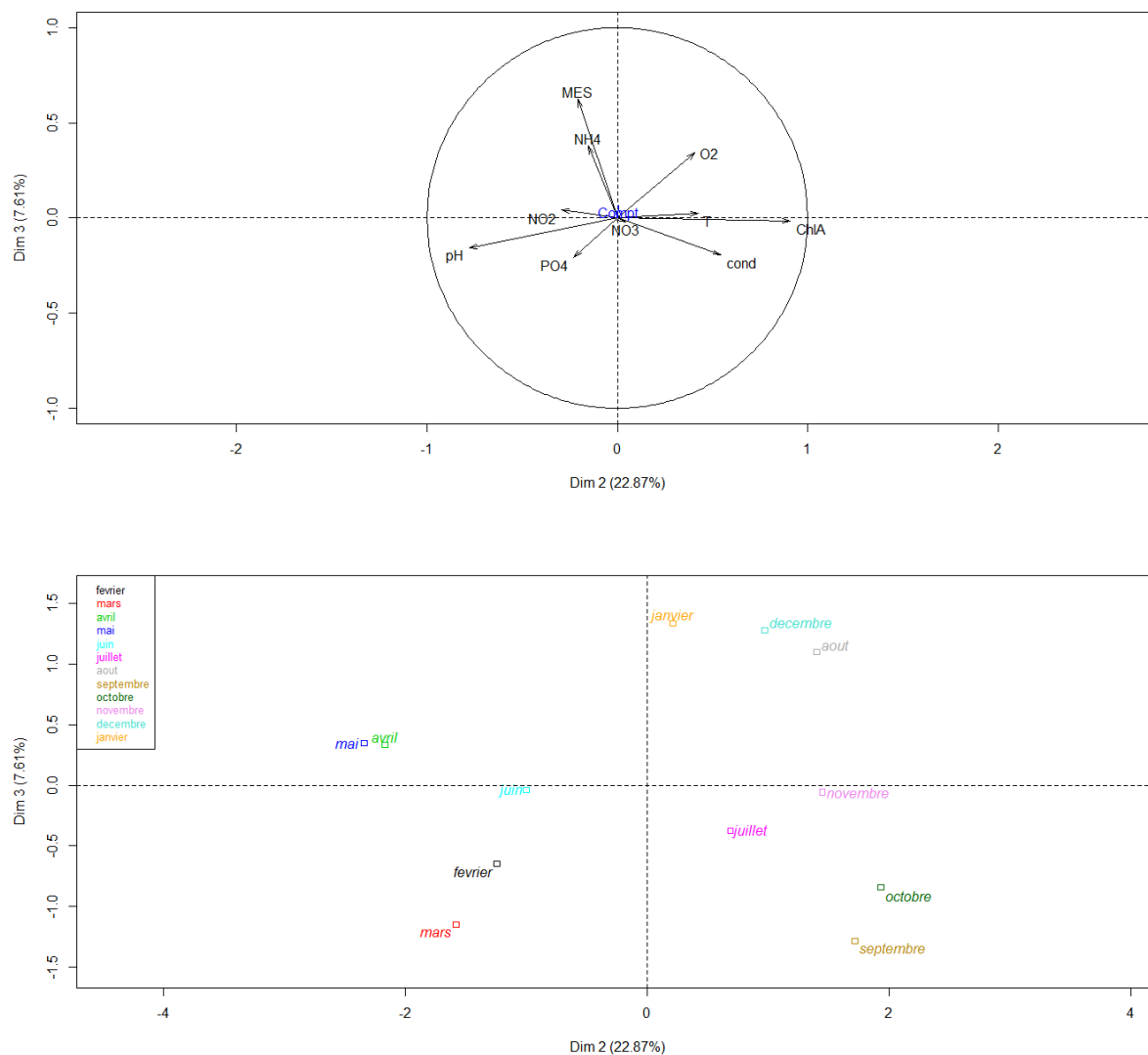


Figure 103 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter mois au niveau du lac Tonga 2010. Plan factoriel (2,3)

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

- **En 2009**

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

L'examen du dendrogramme issu de la CAH basée sur la variation inter-mois des paramètres biotiques et abiotiques (fig.104) indique l'existence de trois clusters. Le premier cluster englobe les mois froids (février, mars, novembre, décembre et janvier) ; un deuxième

groupe comprenant les mois chauds (juin, juillet, août, septembre et octobre) associés à un développement marqué de cyanobactéries en réponse aux teneurs importantes d'orthophosphates relevées.

Et enfin, un troisième représenté seulement par les mois de mars-avril qui se caractérisent par des concentrations élevées en éléments azotés : nitrites, nitrates et azote ammoniacale.

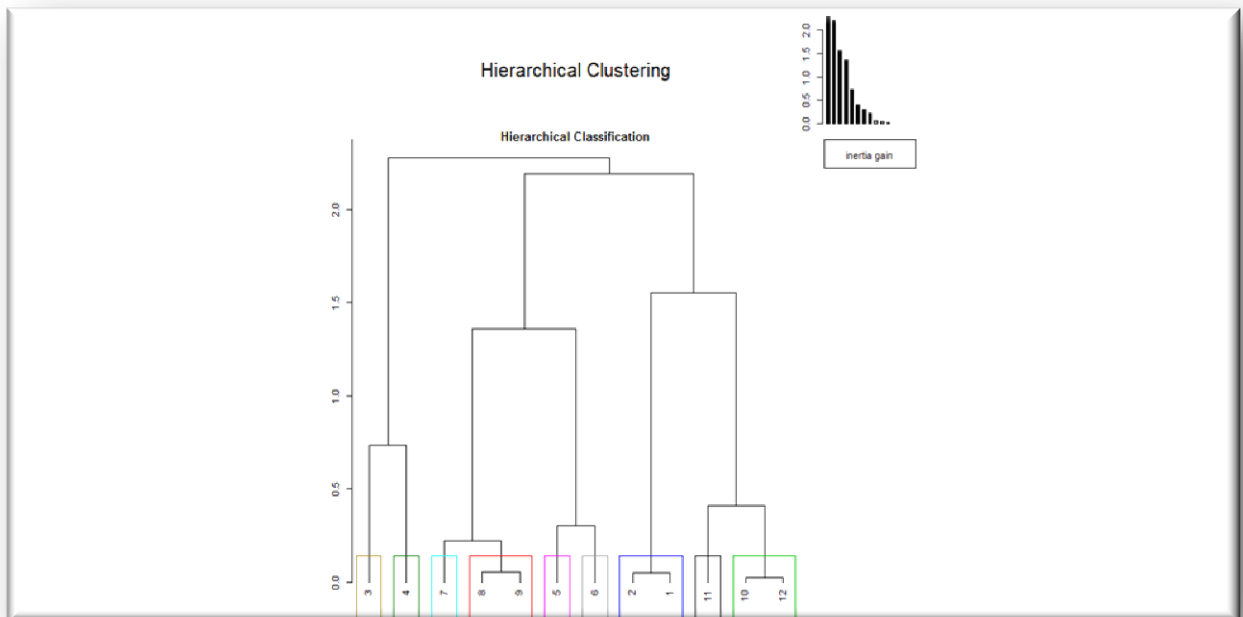


Figure 104 : Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année 2009 selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Tonga). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).

- *En 2010*

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les mois, au niveau du lac Tonga (Fig.105), montre qu'il existe des divergences entre les douze mois par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés.

Nous pouvons distinguer deux groupes (clusters) plus ou moins homogènes : un premier groupe composé des mois froids : février, octobre, novembre, décembre et janvier. Un deuxième groupe comprenant les mois de mars, avril, mai, juin, juillet, août et

septembre) qui se caractérisent par les plus fortes biomasses de cyanobactéries et par les plus fortes teneurs éléments azotés et phosphorés.

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

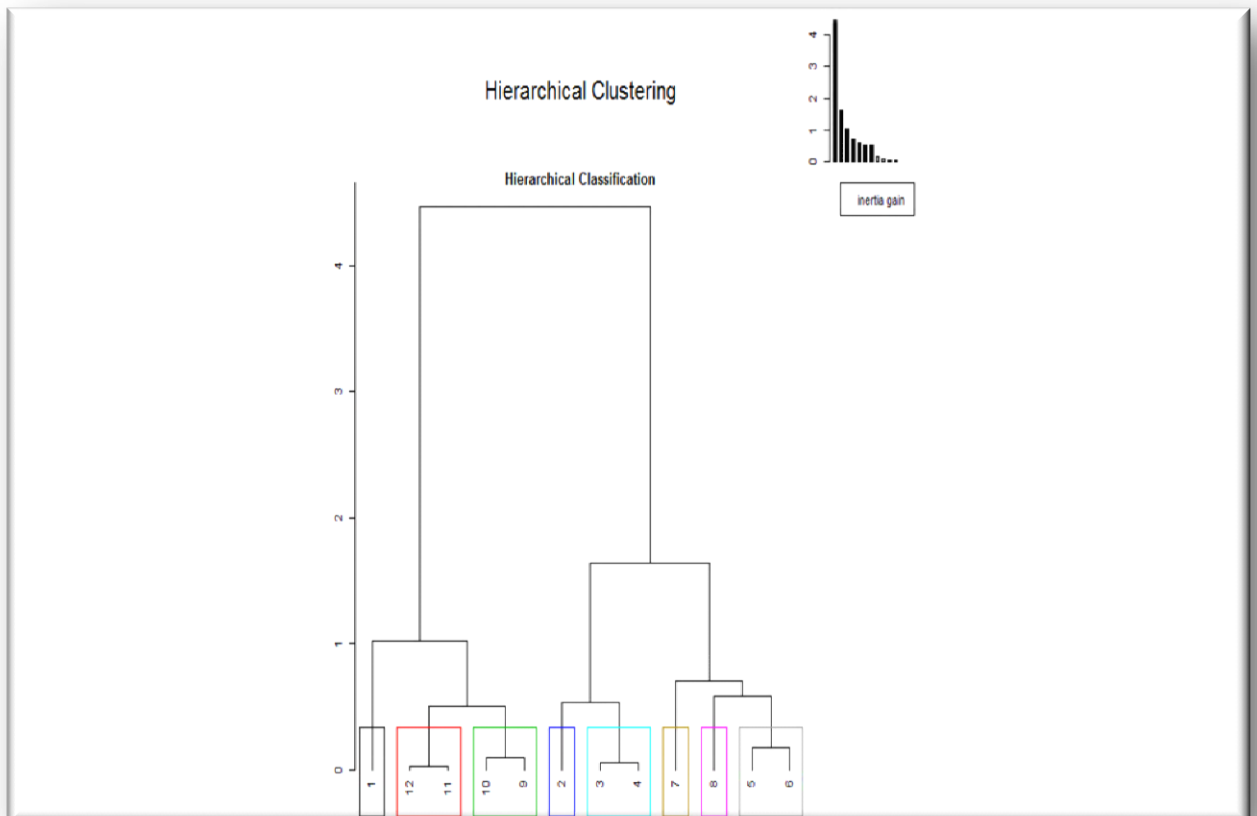


Figure 105 : Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année 2010 selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (Tonga). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).



3. Lagune El Mellah

3.1. Résultats du test non paramétrique de Kruskal Wallis

D'après le tableau ci-dessous nous notons l'existence, entre les mois, de différences très hautement significatives (***) pour les paramètres : Température (T°), oxygène dissous, nitrites (NO_2^-) nitrates (NO_3^-), et les MES; En ce qui concerne Les teneurs en azote ammoniacale (NH_4), le pH, et la salinité les différences sont hautement significatives (**); En revanche, les teneurs en chlorophylle a montrent des différences significatives (*) d'un mois à l'autre.

Quant aux différences inter stations, les résultats de l'application du test de Kruskal Wallis font apparaitre l'existence de différences très hautement significatives (***) pour la salinité et les orthophosphates et des différences significatives (*) pour les MES.

3.2. Etude de la corrélation linéaire simple entre les variables biotiques et abiotiques mesurées dans les eaux de la lagune El Mellah

Les coefficients de corrélation linéaire simple de SPEARMAN `r` ont été calculés entre les onze variables biotiques et abiotiques prises deux à deux pour l'ensemble des six stations dans les eaux de la lagune El Mellah. Ils peuvent être utiles notamment, en rapport avec la notion de régression simple, dans la prévision d'un paramètre biotique ou abiotique en fonction d'autres paramètres. Les résultats de cette analyse sont présentés dans le tableau 23 et la figure 106.

L'examen de la matrice de corrélations (tab.23) nous montre de faibles corrélations positives entre les teneurs moyennes annuelles de la chlorophylle (a) et les teneurs moyennes de l'oxygène dissous ($r=0.32$) et celles des orthophosphates ($r=0.40$). En revanche avec la température, ce pigment est corrélé négativement ($r=-0.45$).

Nous notons l'existence de corrélations positives entre les teneurs moyennes annuelles de l'oxygène dissous et celles des nitrites ($r=0.34$), et de l'azote ammoniacale ($r=0.32$).

Nous avons remarqué aussi que les teneurs moyennes annuelles en NO_2 sont négativement corrélées ($r=-0.42$) avec la température de l'eau de la lagune.

Tableau 22 : Résultats de l'application du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (appliqué entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations de la lagune El Mellah).

	NH ₄	compt a	T	pH	O2D	Con d	Sal	NO ₃	PO ₄	NO ₂	Ch.a	MES
Inter-Mois	$\chi^2=28.22$ 2	$\chi^2=12.413$	$\chi^2=68.7$ 6	$\chi^2=27.19$ 4	$\chi^2=55.8$ 04	$\chi^2=$ /	$\chi^2=29.8$ 85	$\chi^2=44.86$ 5	$\chi^2=3.0$ 38	$\chi^2=40.35$ 8	$\chi^2=22.59$ 9	$\chi^2=33.82$ 4
	ddl=11											
	P=0.002 9	P=0.333 4	P=0,000	P=0.0042 9	P=0.000	P=//	P=0.00 1652	P=0.000	P=0.694	P=0.000	P=0.020	P=0.000 3
Inter-Station	$\chi^2=2.643$ 6	$\chi^2=8.070$ 9	$\chi^2=0.332$	$\chi^2=7.5$ 642	$\chi^2=0.9135$ 6	$\chi^2=$ =//	$\chi^2=26.628$	$\chi^2=2.513$ 2	$\chi^2=2$ 9.885	$\chi^2=0.95$ 96	$\chi^2=3.568$ 5	$\chi^2=13.85$ 2
	ddl=5											
	P=0.754 7	P=0.152 4	P=0.9 97	P=0. 1819	P=0.9692	P=//	P=0.00	P=0.77	P=0. 001	P=0.965 8	P=0.613	P=0.016 58

Tableau 23 : Matrice de corrélation de SPEARMAN calculée entre les paramètres biotiques et abiotiques pour l'ensemble des 12 mois et des 6 stations (lagune El Mellah).

	ChIA	Comp	MES	NH4	NO2..	NO3	O2	pH	PO4	Sal	T
ChIA	1.00000000										
Comp	-0.134847286	1.00000000									
MES	-0.143256961	0.09868488	1.00000000								
NH4	0.136279141	-0.10030384	0.021229257	1.00000000							
NO2..	0.198899849	-0.20617787	0.183459854	0.28764130	1.00000000						
NO3	0.007818933	-0.08755124	-0.041413440	-0.10060322	-0.19645246	1.00000000					
O2	0.327188763	-0.17775582	-0.075958323	0.39006156	0.34306953	-0.185332064	1.00000000				
pH	-0.007729586	0.03565608	-0.031909933	0.12887519	-0.10689091	0.037445365	0.01383952	1.00000000			
PO4	0.405687279	0.14461141	0.006566435	0.27518239	0.23697641	0.151952421	0.15289920	-0.056639985	1.00000000		
Sal	-0.018727032	-0.14802032	0.038840650	0.11465527	0.04685625	0.160018182	0.16804412	0.154225980	-0.154037951	1.00000000	
T	-0.452147448	0.17454530	0.174572674	0.06273854	-0.42980458	-0.125449960	-0.11524176	0.245922739	-0.248101018	0.06200453	1.00000000

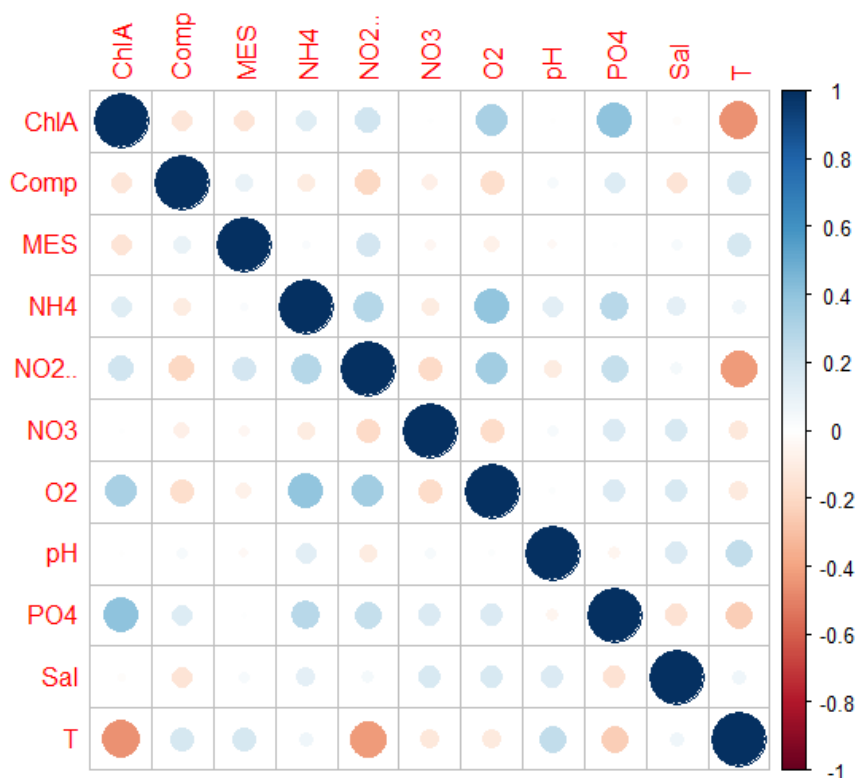


Figure 106 : Corrélogramme (corrplot) présentant les corrélations entre les 11 paramètres biotiques et abiotiques. Couleur bleue : corrélation positive ; couleur rouge : corrélation négative ; absence de couleur : corrélation non significative.

A l'échelle des stations des corrélations significatives sont signalées :

- Au Sud : Une corrélation positive entre *M.aeruginosa*/PO₄³⁻ (0.56**).

- Au centre : Une corrélation négative est distinguée entre *Gomphosphaeria* et les paramètres : T° (-0.38*) et pH (-0.61***).
- A Boumalek: Une corrélation positive est signalée entre *M. aeruginosa* et la température (0.47**).

3.3. Variation des paramètres environnementaux biotiques et abiotiques dans l'eau de la Lagune par l'Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est utilisée dans le but de visualiser la structuration de la variation spatio-temporelle en fonction de onze paramètres biotiques et abiotiques mesurés: (comptage des cyanobactéries, chlorophylle (a), température de l'eau, pH, l'oxygène dissous, salinité, MES, nitrates, nitrites, ammonium et orthophosphates) dans les eaux de la lagune; l'ACP nous permet également de répertorier les similarités entre les mois et les points de prélèvement.

Il est à souligner que, la variable comptage des cyanobactéries (Compt.) a été utilisé en tant que variable quantitative supplémentaire dans la réalisation de l'ACP.

3.3.1. Variations inter-stations des paramètres biotiques et abiotiques dans la lagune El Mellah.

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les mêmes variables biotiques et abiotiques (fig.107 et fig .108) montre la variation inter-stations au niveau de la lagune El Mellah.

Le plan factoriel des deux premiers axes principaux présente clairement une variation inter-stations, dont les deux axes expliquent ensemble 66.58 % de cette variation totale.

Le premier axe explique 41.11% de la variation totale; il est corrélé négativement avec les variables salinité ($r=-0.80$, $\cos^2=0.64$), et nitrites ($r = -0.72$, $\cos^2=0.52$). Par ailleurs, il est corrélé positivement avec les variables T° ($r= 0.62$; $\cos^2= 0.38$), O₂ dissous ($r= 0.72$; $\cos^2= 0.52$), pH($r= 0.72$; $\cos^2= 0.52$), orthophosphates ($r= 0.81$; $\cos^2= 0.66$) et Chlorophylle a ($r= 0.87$; $\cos^2= 0.75$). La variable supplémentaire (compt.) est corrélée positivement avec la composante 1 ($r= 0,47$; $\cos^2= 0,22$) et semble corrélée avec les éléments phosphorés et la température de l'eau qui contribuent fortement à sa construction.

Cet axe permet le regroupement des stations : Sud, Soug R'guibet et Boumalek qui hébergent 87% de la population de cyanobactéries.



En ce qui concerne l'axe 2, il explique, 25.47% de la variation totale; cet axe est construit essentiellement par les variables NO₃ ($r=0.86$, $\cos^2= 0.73$) et MES ($r= -0.82$; $\cos^2= 0,68$). Nous pouvons dire que les stations centre et tables sont caractérisées par des concentrations plus ou moins importantes en nitrates par rapport aux restes des stations.

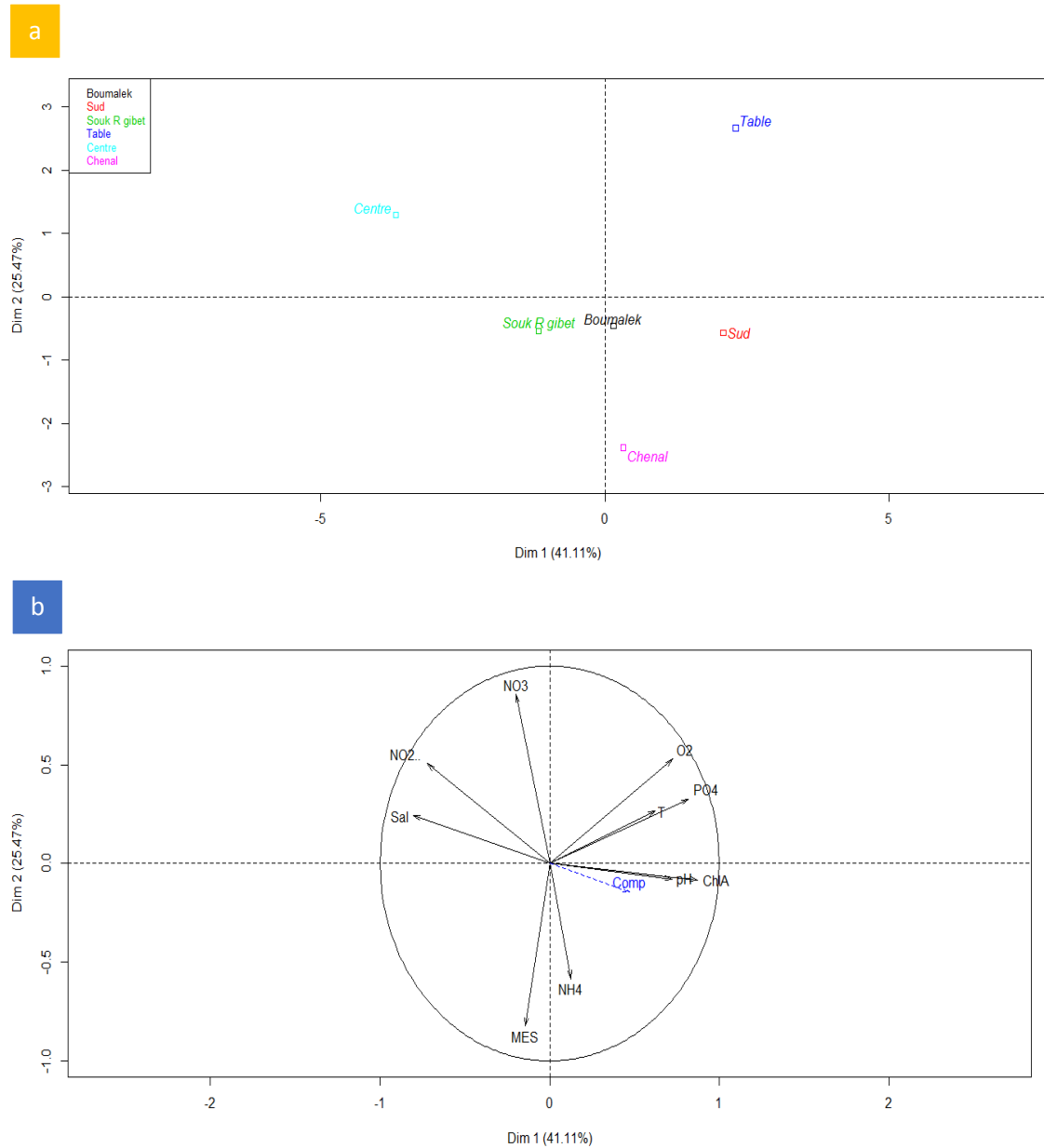


Figure 107: Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter stations au niveau de la lagune El Mellah. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 41.11%, axe 2 : 25.47%. a/projection des stations sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.



Il est à noter que la comparaison inter-stations, par l'application du test non paramétrique de Kruskal Wallis, révèle des différences très hautement significatives ($p < 0.001$) pour les variables : salinité et orthophosphates, et des différences significatives ($p < 0.05$) seulement pour les MES.

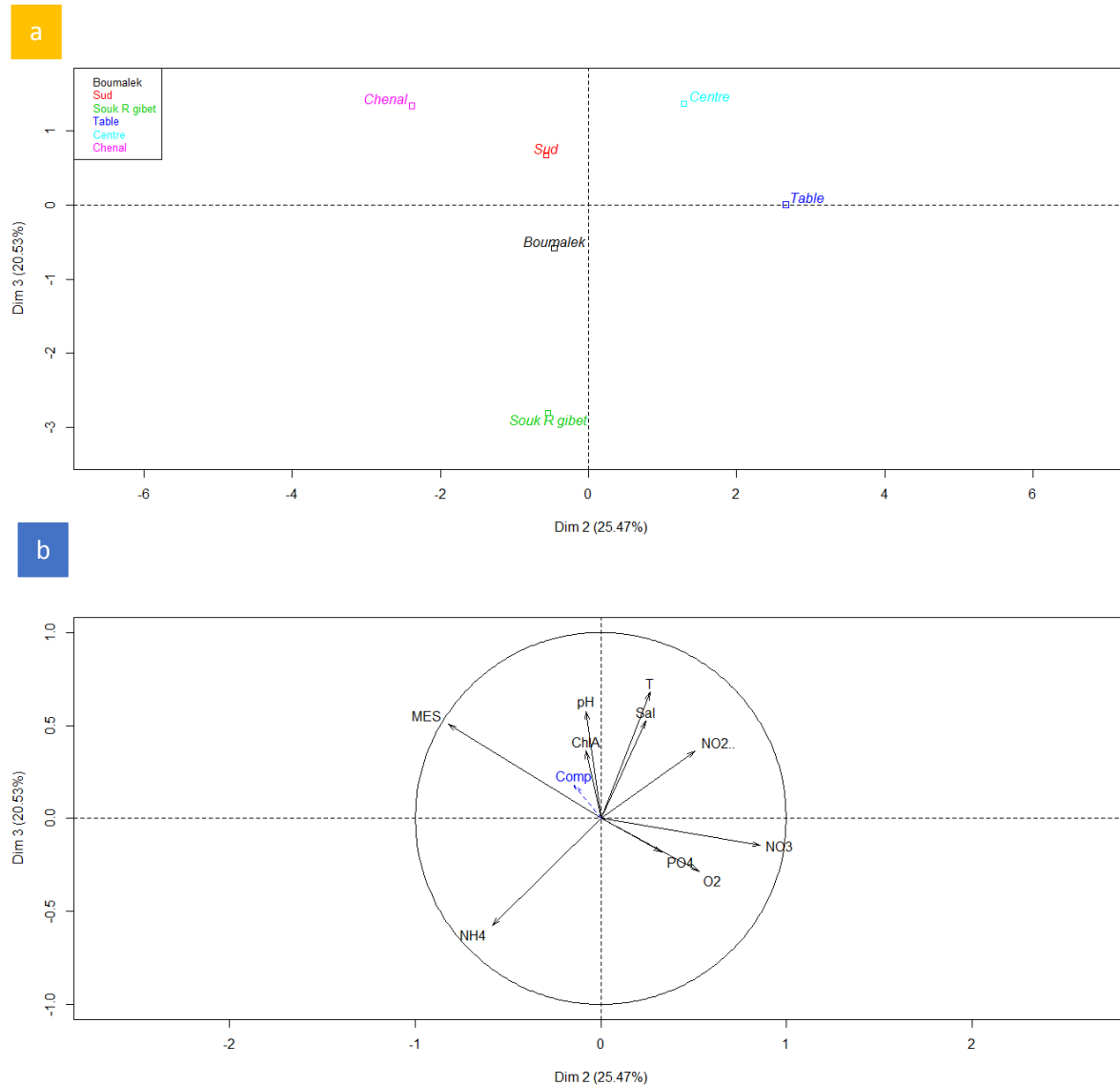


Figure 108 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter stations au niveau de la lagune El Mellah. Plan factoriel (2,3) : axe 1 : 25.47%, axe 2 :20.53 %. a/projection des stations sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.



3.3.2. Variations mensuelles des paramètres biotiques et abiotiques

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée à partir de onze variables biotiques et abiotiques montre clairement que les trois premiers axes factoriels expliquent ensemble 69.83% de la variation totale. Les deux premières composantes principales (plan 1-2), (fig.109) représentent un taux de 51.67% de la variabilité inter mois.

L'axe 1 explique 29,44 % de la variabilité totale, il est construit essentiellement par les variables nitrites ($r= 0.76$; $\cos^2= 0.59$), azote ammoniacale ($r= 0.72$; $\cos^2= 0.52$), orthophosphates ($r= 0.80$; $\cos^2= 0.64$) et chlorophylle a ($r= 0.64$; $\cos^2= 0.41$), qui contribuent fortement à sa construction. Il est utile de signaler la forte corrélation négative de cet axe avec la variable température ($r=-0.65$, $\cos^2=0.42$).

La composante 1 permet de dégager la spécificité du mois de mars par rapport aux autres mois de l'année où les fortes teneurs en orthophosphates sont relevées.

Par ailleurs, l'axe 2 explique, à lui seul 22.24% de la variation totale ; cet axe, est corrélé négativement avec les nitrates ($r=-0.61$, $\cos^2=0.37$). Des corrélations positives sont notées avec les variables NH_4 ($r = 0.69$, $\cos^2= 0.47$) et MES ($r = 0.63$, $\cos^2= 0.40$). Cet axe montre clairement les caractéristiques des périodes printemps-été où les teneurs en azote ammoniacale sont aussi importantes; quant aux MES leurs teneurs élevées s'expliqueraient par l'importance des apports liés aux précipitations durant le mois de mars. Par ailleurs, la variable continue (compt.) est corrélée positivement avec la composante 2, ceci pourrait relier l'abondance printano-estivale des cyanobactéries dans les eaux de la lagune aux éléments azotés et particulièrement aux teneurs de l'azote ammoniacale qui constitue une source trophique préférentielle pour ces micro-organismes (fig.110).

L'axe 3 explique 18.16 % de la variation totale, cet axe est fortement corrélée positivement avec les deux variables salinité ($r = 0.88$, $\cos^2= 0,78$) et pH($r = 0.75$, $\cos^2= 0,57$). Nous pouvons dire que les mois de septembre, octobre, novembre et décembre se caractérisent par des concentrations élevées en sels.

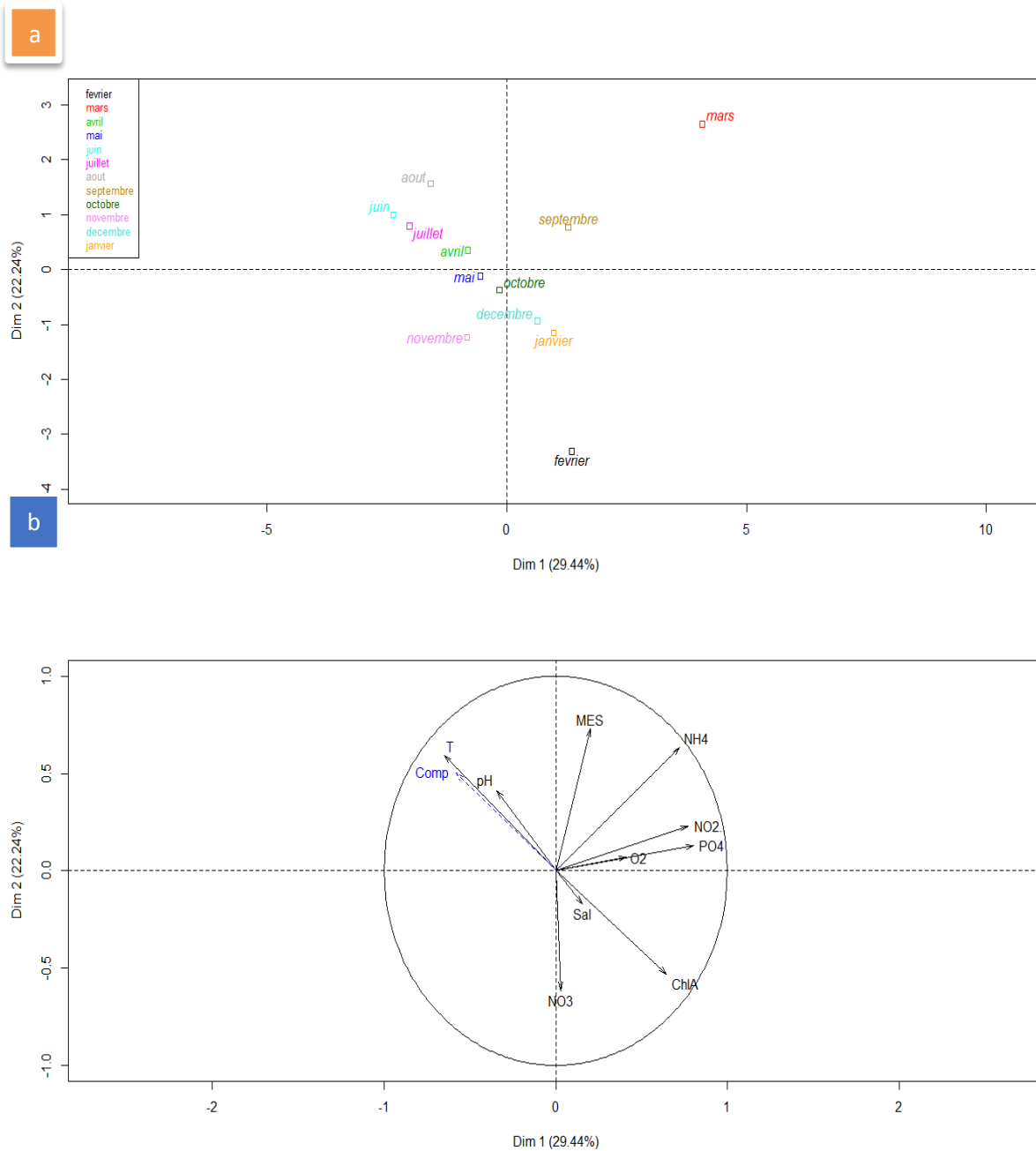


Figure 109 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter mois au niveau de la lagune. Plan factoriel (1,2) : axe 1 : 29.44%, axe 2 : 22.24%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.

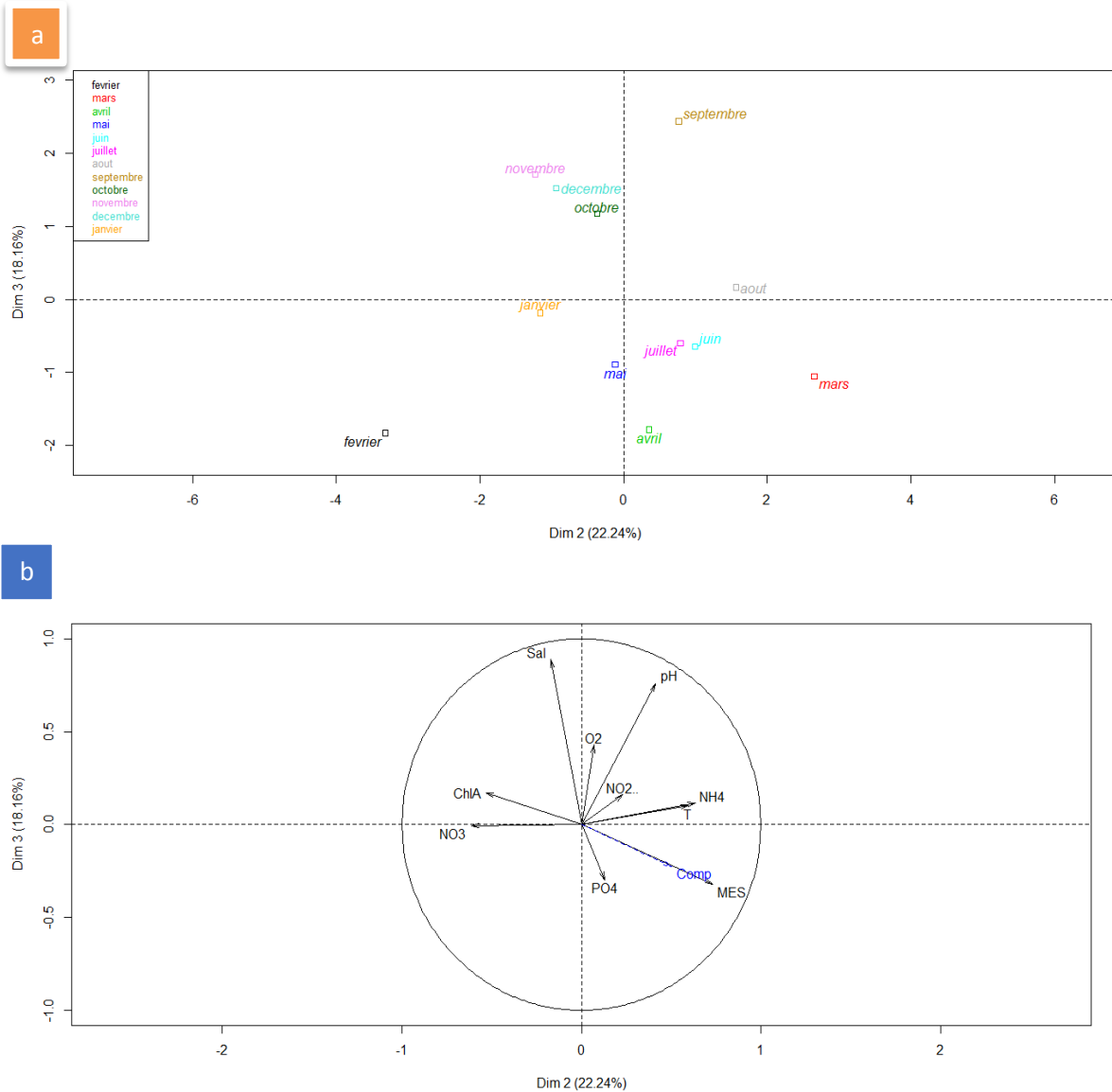


Figure 110 : Analyse en Composante Principale basée sur la variation inter mois au niveau de la lagune El Mellah. Plan factoriel (1,3) : axe 2 : 22.24%, axe 3 : 18.15%. a/projection des mois sur les deux premiers axes principaux. b/ cercle de corrélations des variables biotiques et abiotiques avec les deux premiers axes principaux.

La comparaison non-paramétrique entre les mois par l'application du test de Kruskal Wallis révèle l'existence de différences très hautement significatives (***) pour les paramètres: Température (T°), oxygène dissous, nitrites (NO₂⁻) nitrates (NO₃⁻), et MES. Des différences hautement significatives pour l'azote ammoniacale (NH₄), le pH, et la salinité les (**). En ce qui concerne la chlorophylle a, le test montre des différences significatives (*). Ce résultat justifie la variation significative des paramètres biotiques et abiotiques d'un mois à l'autre dans la lagune El Mellah.

3.4. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variabilité inter-stations et inter-mois

3.4.1. Entre les stations

La figure 111 montre le dendrogramme issu de la CAH basée sur la variation inter-stations des paramètres biotiques et abiotiques. L'examen de ce dendrogramme indique l'existence de trois clusters.

Le premier cluster regroupe les stations des embouchures : 1(Boumalek) ,2(Sud) ,3(Soug R'guibet) , et 4(Chenal) : stations riches en éléments phosphorés et en population phytoplanctonique. Il est important à noter aussi que les stations Boumalek , Sud, Soug R'guibet hébergent le taux le plus élevé de la population cyanobactérienne.

Le deuxième cluster comprend la station des tables où des teneurs plus ou moins importants sont relevés.

Enfin, le troisième cluster regroupe la station 5 (centre) qui se singularise par des teneurs marquées en nitrites.

Généralement, la typologie des dendrogrammes obtenus par classification ascendante hiérarchique (CAH) concorde avec les plans factoriels des ACP sur la variation des paramètres biotiques et abiotiques et sur la structuration de la variation inter-stations au niveau de la lagune El Mellah.

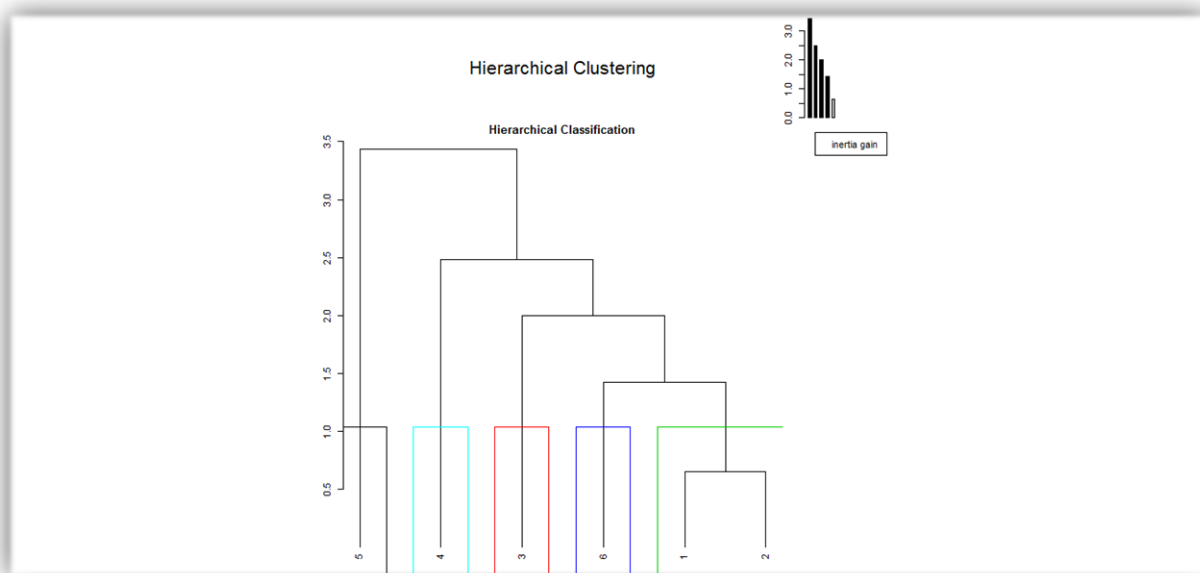


Figure 111: Classification ascendante hiérarchique des stations d'échantillonnage selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (El Mellah). Les stations sont indexées par des chiffres.

3.4.2. Entre les mois

L'analyse du dendrogramme basée sur les distances euclidiennes entre les mois, au niveau de la lagune (fig.112), montre qu'il existe des divergences entre les douze mois par rapport à la variation de l'ensemble des paramètres biotiques et abiotiques mesurés.

Nous pouvons distinguer trois groupes (clusters) plus ou moins homogènes :

Un premier groupe composé des mois chauds et des eaux riches en NH_4 et en cyanobactéries (avril, mai, juin, juillet, août). Un deuxième groupe composé des mois froids (septembre, octobre, novembre, décembre, janvier et février). Un troisième groupe comprend le mois de mars qui se singularise par l'enregistrement des teneurs élevées en orthophosphates et en MES.

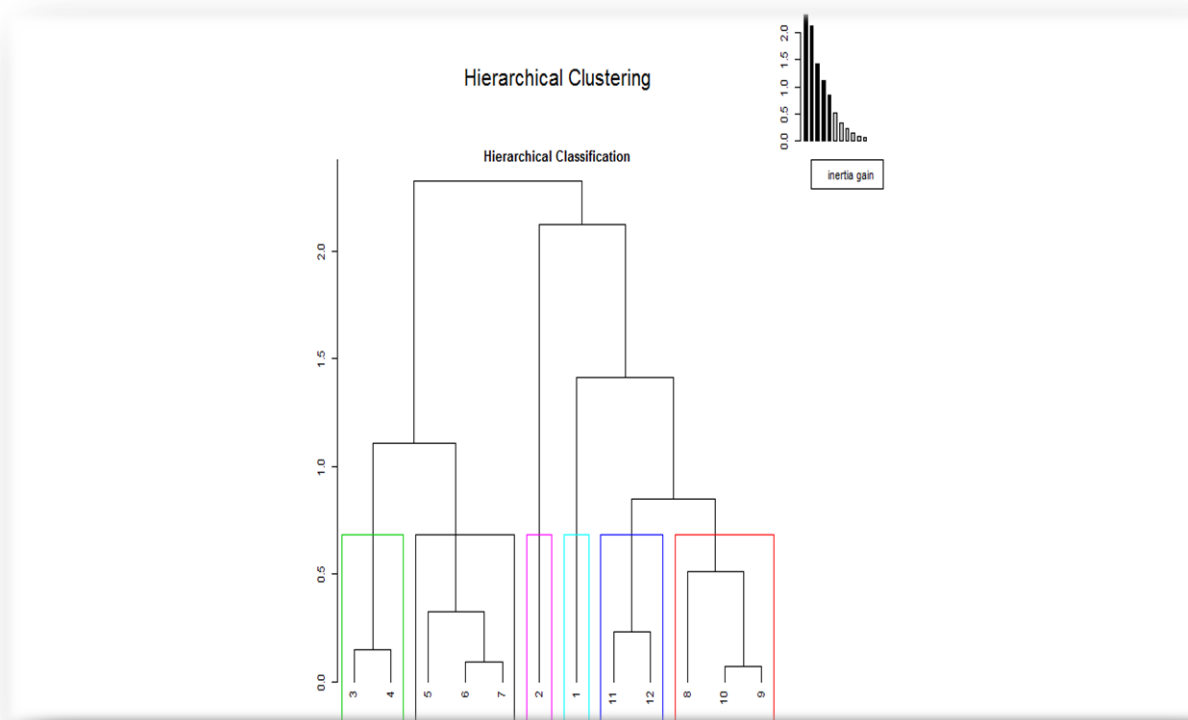


Figure 112 : Classification ascendante hiérarchique des mois de l'année selon la variation des paramètres biotiques et abiotiques (El Mellah). Les mois sont indexés par des chiffres (NB : 1 correspond à février).

Discussion

Les résultats obtenus ont permis de montrer que la population de cyanobactéries recensées au niveau de chaque plan d'eau est distincte et fortement tributaire des facteurs environnementaux. Les différences de structure de la population et de la dynamique de cyanobactéries entre les lacs Tonga, Oubeira et la lagune El Mellah sont assez marquées.

L'observation des caractères morpho-anatomiques des cyanobactéries récoltées dans les trois écosystèmes (Oubeira, Tonga et la lagune El Mellah) nous a permis d'identifier 28 espèces de cyanobactéries: *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. flos aquae*, *M. wesenbergii*, *M. botrys*, *Woronichinia naegeliana*, *Gomphospaeria sp.*, *Chroococcus minutus*, *Aphanocapsa sp.*, *Merismopedia regularis*, *Merismopedia sp.*, *Gloeocapsa gelatinosa*, *Chlorogloea sp.*, *Synechococcus sp.*, *O. rubescens*, *O. attenuata*, *Oscillatoria sp.*, *Lyngbya sp.1*, *Lyngbya sp.2*, *Pseudanabaena limnetica*, *Phormidium sp.*, *Arthrospira maxima*, *Spirulina sp.*, *Anabaena planctonica*, *Anabaena maxima*; *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Aphanizomenon issatschenkoi*.

Il est important à noter que le lac Oubeira présente une diversité spécifique plus importante (25 espèces recensées) que celle observée dans le lac Tonga (8 espèces inventoriées) et dans la lagune (5 espèces présentes). Nous notons en effet que l'ensemble des espèces recensées est présent dans le lac Oubeira, à l'exception des espèces *Merismopedia sp.* et *Gomphospaeria sp.* qui sont rencontrées uniquement dans la lagune El Mellah.

Il ressort, par ailleurs, de nos observations que les peuplements de cyanobactéries rencontrés dans les lacs Tonga et Oubeira présentent une structure de base commune composée de 8 espèces (*Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana*, *Merismopedia regularis*, *Pseudoanabaena limnetica*, *Oscillatoria rubescens*, *Lyngbya sp 1.* et *Phormidium sp.*). En ce qui concerne la lagune seules les espèces *Chroococcus minutus* et *Phormidium sp.* sont communes aux eaux de l'Oubeira et El Mellah.

La majorité des espèces recensées est considérée comme potentiellement toxique. Mazur (2003), rapporte que la dominance des espèces productrices de toxines dans les plans d'eau, est un phénomène, fréquemment observé dans les eaux douces et saumâtres du monde entier.

Depuis les années 90, de nombreux travaux réalisés dans divers plans d'eau algériens (barrages, lacs, lagune...) ont révélé la présence de toxine (microcystine) et d'un grand nombre de genres de cyanobactéries auxquels sont rattachées des espèces reconnues potentiellement toxiques (Bouaicha et Nasri, 2004 ; Nasri *et al.*, 2007 et 2008 ; Amrani *et al.*, 2009 ; Ouartsi *et al.*, 2011 ; Djabourabi *et al.*, 2014 ; Amrani *et al.*, 2014).

Nos résultats d'identification corroborent ceux de travaux antérieurs réalisés sur ces plans d'eau (Djabourabi, 2014 ; Sehili, 2008 ; Boussadia, 2008 ; Bensafia, 2005 et Chaibi, 2004) où la composition générique est presque identique. En revanche, le nombre de genres récoltés diffère d'une année à l'autre. Dans la lagune El Mellah, Sehili (2008) signale la présence de 14 genres de cyanobactéries contre 5 espèces recensées dans la présente étude. Quant à Bensafia (2005) et Boussadia (2008), elles rapportent l'existence de plus de 15 genres de cyanobactéries dans les 2 plans d'eau douce Oubeira et Tonga. Par ailleurs, il est important de signaler dans les eaux du lac Oubeira, la présence pour la première fois des 2 espèces *Aphanizomenon issatschenkoi* et *Cylindrospermopsis raciborskii*.

L'estimation de la fréquence d'apparition des espèces de cyanobactéries recensées montre que c'est *Microcystis aeruginosa* et *Woronichinia naegeliana* qui sont régulières dans les eaux de l'Oubeira et dans celles de Tonga (cycle II) ; Toujours dans le lac Tonga, l'espèce *Merismopedia regularis* absente durant le cycle 1 obtient le statut d'espèce rare durant le cycle II. En ce qui concerne les espèces ayant le statut d'accessoire durant le 1^{er} cycle, *Phormidium sp.* a acquis celui de constant et *Oscillatoria rubescens* celui de régulier. O'Farrell *et al.*, (2007), suggère que la diversité dans la fréquence d'apparition des différents genres est due aux fluctuations des facteurs environnementaux.

L'évaluation saisonnière des densités de Cyanobactéries récoltées à partir des eaux du lac Oubeira montre que c'est en automne que plus des 2/3 de la biomasse micro-algale sont rencontrés; C'est essentiellement en été et en automne que le plus fort de la biomasse cyanobactérienne (95%) est rencontrée. L'hiver et le printemps n'abritent pas plus de 5% de la biomasse globale. Dans les eaux du lac Tonga, les cyanobactéries sont rencontrées dans seulement 54% des échantillons prélevés au cours du cycle 1 ; des pics de plus de 20 000 cell/ml sont enregistrés d'août à octobre. Durant le cycle 2, les cyanobactéries sont présentes durant toute l'année mais c'est de mai à août que des pics de plus de 20 000

cell/ml sont notés. Dans la lagune, moins du tiers des échantillons abrite des cyanobactéries ; c'est en période printanière que des densités supérieures à 6000 cell/ml sont notées.

Une forte présence automnale a été également signalée par Bensafia (2005), dans le lac Oubeïra ; En revanche, Boussadia (2008), a noté de fortes proportions en cyanobactéries en période estivale dans les 2 plans d'eau douce Oubeira et Tonga. Quant à Sehili (2008), elle rapporte une forte présence des cyanobactéries en période automnale dans la lagune El Mellah. Dans ces mêmes plans d'eau, Djabourabi (2014) signale la forte présence des Cyanobactéries en période automnale dans la lagune El Mellah et le lac Tonga (respectivement 48% et 37% de la densité globale) et durant la saison estivale dans le lac Oubeira à des proportions de 41% de la densité globale. Dans le barrage de Mexa, Saoudi (2015) rapporte que la diversité en cyanobactéries est plus élevée en été mais c'est en automne que plus de 95% de la densité globale sont enregistrés.

L'augmentation de la présence des cyanobactéries serait liée à l'augmentation des températures (Carey *et al.*, 2012) ; Zhang *et al.*, 2012), à la réduction des turbulences de l'eau, à la concentration en nutriments (particulièrement le phosphore) et au pH élevé. De nombreuses études montrent une poussée massive des cyanobactéries en période estivale et automnale (Burchardt et Pawlik-Skowronska, 2005 ; Misson, 2011 ; Raoufou Radji *et al.*, 2013).

Les résultats de l'évaluation des densités moyennes des espèces recensées dans le lac Oubeira révèlent une prédominance nette de l'espèce *Aphanizomenon issatschenkoi*, suivi des espèces *Oscillatoria rubescens*, *Microcystis flos aquae* et *Cylindrospermopsis raciborskii*. Dans les eaux du Tonga, durant le cycle I, ce sont *Oscillatoria rubescens* et *Phormidium sp.* qui occupent respectivement la première et la seconde position ; En revanche, durant le cycle II, c'est *Microcystis aeruginosa* qui domine ; elle est suivie par *Oscillatoria rubescens* et *Anabaena planctonica*. Dans la lagune El Mellah, ce sont *Microcystis aeruginosa* et *Phormidium sp.* qui occupent respectivement la première et la seconde place.

Dans les trois plans d'eau, Djabourabi (2014) note la prédominance des genres toxiques : *Microcystis* et *Oscillatoria*. Saoudi (2015) note aussi la prédominance de *Microcystis* et *Oscillatoria*.

Le genre *Microcystis* est le constituant majeur des efflorescences à cyanobactéries dans les lacs eutrophes et hypereutrophes. Il fait partie des espèces de cyanobactéries toxigéniques les plus étudiées et géographiquement les plus distribuées (Takamura et Watanabe, 1987 ; Carmichael, 1994 ; Sivonen et Jones, 1999). *Microcystis* est bien présent à l'échelle du continent africain ; dans la partie Nord de l'Afrique, il est à l'origine de formation d'efflorescences en Algérie (Nasri et al., 2007 et 2008 ; Ouartsi et al., 2011 ; Djabourabi et al., 2014 ; Amrani et al., 2014) , en Tunisie (EL Herry et al., 2008) et au Maroc (Oudra et al., 2002).

Dans les plans d'eau du complexe des zones humides, la dominance des genres *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oscillatoria* et *Anabaena* a déjà été rapportée dans des études antérieures (Bensafia, 2005 ; Sehili, 2008). La dominance de ces espèces est liée à leurs stratégies adaptatives et leurs différences écophysiologiques qui leur confèrent des réponses spécifiques aux conditions environnementales (Rolland, 2013).

Les espèces rattachées aux genres *Planktothrix*, *Microcystis*, *Anabaena* et *Aphanizomenon* présentent, selon Arnaud (2009), des caractéristiques écologiques qui leur sont propres et ne se retrouvent pas dans le même type de milieu et/ou à la même période de l'année. Dans son étude sur les cyanobactéries présentes dans les eaux de Mexa, Saoudi (2015) note l'existence d'une alternance des groupes de cyanobactéries illustrée par la prédominance des *Chroococcales* en période automnale et hivernale et celles des *Oscillatoriales* en période printanière et estivale. D'après Reynolds, (1984), cette alternance trouve son explication dans le fait que certaines espèces de cyanobactéries dominent lorsque les conditions de mélange sont présentes ; C'est le cas des Oscillatoriaceae telles que *Oscillatoria* et *Planktothrix*. Selon Havens, (2007) et Huisman et al., (2004), ce sont généralement les conditions de stabilité de la colonne d'eau due à l'absence de précipitations, qui favoriseraient le développement d'espèces telles que *Anabaena spp.*, *Aphanizomenon spp.*, *Microcystis spp.*.

L'étude de la distribution spatiale des cyanobactéries rencontrées dans le lac Oubeïra montre que c'est au niveau du centre que les proportions les plus élevées sont enregistrées. Cette accumulation des cyanobactéries dans le point central de l'oubeira s'expliquerait par le fait que c'est la zone la plus profonde et la plus exposée aux divers facteurs

environnementaux (courant, turbidité, nutriment, luminosité, T°...); de par sa position cette zone offre plus d'opportunité de croissance à certaines espèces de cyanobactéries en leur permettant une mobilité verticale.

Notre résultat est conforté par celui de [Bensafia \(2005\)](#), qui rapporte, dans ce même plan d'eau, une forte présence des cyanobactéries à Messida et au centre. Selon certains auteurs, la flottaison des cyanobactéries est fortement favorisée durant les périodes de grandes turbidités et de pH élevé de l'eau. Selon [Reynolds et Walsby, \(1975\)](#) et [Pearl et al., \(2011\)](#), cette capacité de flotter leur permet de rester proche de la surface de l'eau où elles pourront profiter de la luminosité et du CO₂ atmosphérique; ce dernier est, habituellement, à de très faibles teneurs dans les eaux où le rythme de la photosynthèse est élevée et le pH supérieur à 9. D'après [Vincent, \(1989\)](#), 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 leur assurant leur dominance. Elles épuiseraient par la photosynthèse les réserves de CO₂ provoquant une augmentation du pH ([Shapiro, 1997](#)) ce qui est le cas de notre plan d'eau dont le pH est proche de 9.

En ce qui concerne la lagune El Mellah, la densité la plus élevée des cyanobactéries a été relevée dans les eaux de la partie Sud qui reçoit les eaux des Oueds Boularoug et Mellah; nous notons, par ailleurs, leur absence relative dans le chenal; cette différence dans la distribution des cyanobactéries serait liée à leur intolérance à la salinité du chenal et à leur prolifération préférentielle dans les eaux douces charriées par les oueds. Nos résultats sont confortés par ceux de [Djabourabi \(2014\)](#) qui signale une proportion élevée de cyanobactéries dans la partie Sud de la lagune El Mellah.

D'après [Sabart, \(2009\)](#), ces micro-organismes sont connus pour leur caractère ubiquitaire; ils sont capables de se développer dans des milieux très variés et de s'adapter à des conditions environnementales « extrêmes »: ils sont adaptés à un large spectre de température (eaux thermales, lacs arctiques et antarctiques), de pH (eaux carbonatées et tourbières acides), de salinité (lacs hypersalés à oligotrophes). [Leloup \(2013\)](#) rajoute que les cyanobactéries sont capables de coloniser aussi bien les eaux douces (lacs, rivières, étangs, estuaires) que le milieu marin. D'autre part, la courantologie rectiligne des eaux superficielles de la lagune du Nord au Sud pourrait être à l'origine de pareille distribution des cyanobactéries; car selon [Hedger et al. \(2004\)](#), la physique des masses d'eau serait un des

paramètres ayant le plus d'importance sur la répartition spatiale des communautés phytoplanctoniques au sein des écosystèmes ; l'auteur rajoute que l'impact du vent, à travers les mouvements d'advection, est considéré comme étant la cause principale de l'hétérogénéité horizontale de la distribution du phytoplancton. Les cyanobactéries équipées de vésicules à gaz, plus sujettes à ces mouvements d'advection, tendront alors à former des accumulations en surface. De même, [Oliver et al., \(2012\)](#) confirment que La distribution spatiale des cyanobactéries dans la colonne d'eau est très hétérogène. De larges variations peuvent apparaître, sur l'échelle de quelques millimètres et diffèrent selon les paramètres environnementaux (vents, courants, conditions de croissance) et les capacités adaptatives des taxons considérés (motilité, capacité à former des colonies, forme de la cellule).

Les études de [Serra et al.,\(2007\)](#); [Caron et al.,\(2008\)](#) montrent aussi que La stratification thermique est une source principale d'hétérogénéité sur le plan vertical. Des périodes de stratification de l'ordre de quelques heures sont suffisantes pour induire des hétérogénéités spatiales marquées. [Boehrer et Schultz \(2008\)](#) rajoutent que la capacité d'un plan d'eau à se stratifier dépend de sa morphologie, dont la profondeur est certainement le paramètre le plus important, mais les lacs peu profonds y sont également soumis. Nos résultats de l'analyse bi variée viennent conforter l'hétérogénéité spatiale relevée et sa relation avec les paramètres environnementaux étudiés.

Les corrélations notées entre la densité des cyanobactéries et les paramètres environnementaux relevés dans les trois plans d'eau du complexe des zones humides expliquent cette variation dans la distribution temporelle de ces micro-organismes.

Nos données relatives à l'évolution spatio-temporelle des différentes espèces de cyanobactéries identifiées dans l'ensemble des trois écosystèmes montrent que la dynamique des différents taxons de cyanobactéries est très variable et dépendante de leurs propriétés écophysiologiques qui constituent la première expression de la plasticité écologique des espèces.

L'espèce *Aphanizomenon issatschenkoii* révisée comme *Cuspidothrix issatschenkoii* identifiée pour la première fois dans les eaux de l'Oubeira domine la communauté de cyanobactéries par son bloom caractéristique observé à partir du mois d'Août. La

prolifération massive de cette espèce a été justifiée par les corrélations significatives notées entre sa densité et la concentration en azote ammoniacale et le pH du milieu. D'après [Reynolds et al., \(2002\)](#) ; [Padisak et al., \(2009\)](#) l'espèce est classée dans le groupe fonctionnel H1 ; ce groupe tolérerait les faibles concentrations d'azote et serait plus sensible dans les conditions où le phosphore est limitant. Selon [Mimeault, \(2002\)](#), une accumulation à long terme des nutriments en présence d'autres conditions favorables (température, lumière, vent) seraient à l'origine de proliférations abondantes des cyanobactéries. En 2004, [Moustaka–Gouni et al.,\(2010\)](#), signale la présence d'un bloom d'*Aphanizomenon* dans le lac méditerranéen Doirani ; L'apparition du bloom de l'espèce est la résultante d'une synergie entre plusieurs facteurs environnementaux. [Fadel \(2014\)](#) et [Gao \(2012\)](#) montrent que l'augmentation du pH de l'eau provoque la remise en solution des éléments phosphorés à partir du sédiment, ce qui confirme les caractéristiques du groupe fonctionnel établi par Reynolds.

En ce qui concerne l'espèce *M.aeruginosa*, [Misson \(2011\)](#) rapporte que *Microcystis* est une cyanobactérie qui se développe préférentiellement dans les écosystèmes aquatiques riches en nutriments, dans une eau à plus de 15°C, stratifiée thermiquement et peu turbide. Cette niche écologique assez peu restrictive explique l'ubiquité de *Microcystis* dans les eaux du complexe des zones humides. Selon [Lehman et al., \(2008\)](#) *Microcystis* présente de grandes capacités de résistance à la salinité, expliquant ainsi sa présence dans divers écosystèmes d'eau saumâtre.

[Wang et al., \(2011\)](#) rajoutent que la stabilité de la colonne d'eau induite par l'intensité des vitesses de vent combinée à la disponibilité de la lumière dans la colonne d'eau constituent d'autres facteurs qui affectent fortement la distribution spatiale de l'espèce *Microcystis aeruginosa*.

L'espèce *Woronichinia naegeliana* est généralement rencontrée en période froide et semble adaptée aux conditions de turbulence, l'analyse statistique montre des corrélations significatives entre la densité de cette espèce et la teneur en oxygène dissous, la T° et le pH. [Rolland \(2013\)](#), montre que l'espèce à une capacité de dormance dans le sédiment et confirme que sa présence dans la colonne d'eau dépend de certains facteurs tels que : l'intensité de la lumière, le mélange de la colonne d'eau et la disponibilité des nutriments.

La présence de l'espèce *Planktothrix rubescens* anciennement connu sous l'appellation *Oscillatoria rubescens* est corrélée avec le pH, la température et l'azote ammoniacal. [Jaquet et al., \(2005\)](#) montrent que la croissance de l'espèce est tributaire à la température et à la disponibilité des éléments azotés ; elle est aussi capable de flotter dans la colonne d'eau, une caractéristique qui lui permet d'approvisionner des ressources nutritionnelles dans les deux extrémités de la colonne d'eau. [Fadel \(2014\)](#) rajoute que la large taille de *Planktothrix rubescens* lui confère une protection contre le broutage zooplanctonique.

Pour l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii*, aucune corrélation n'a été notée entre sa densité et les facteurs abiotiques étudiés dans les eaux de l'Oubeira. Les récentes études de [Posselt et al., \(2009\)](#) suggèrent que l'espèce préfère les eaux caractérisées par des valeurs élevées du pH, de la température, de l'ammonium, du phosphore, mais de faibles intensités lumineuses.

Sur la base des résultats obtenus par l'application du test de SPEARMAN et en concordance avec l'analyse en composantes principales (ACP), nous notons que la présence des cyanobactéries est fortement corrélée avec le pH et les températures relativement élevées, la concentration en nutriments (particulièrement les orthophosphates et l'azote ammoniacale) élevée. Il faut noter que les variations du pH et la teneur en sels minéraux sont les conséquences du bloom de cyanobactéries apparu dans le lac Oubeira.

Nos résultats sont en accord avec ceux de [Wongsai et Luo \(2007\)](#) ; ces derniers rapportent que les « fleurs d'eau » surviennent en général dans les conditions de pH alcalin et de températures supérieures à 20 °C, de faible intensité lumineuse, de concentration élevée en nutriments (phosphore et azote). Ces nutriments sont généralement limitant en milieu naturel ; cependant, en conditions eutrophes, ils sont présents en concentrations élevées et favorisent la croissance du phytoplancton et donc des cyanobactéries. En revanche, dans leurs récents travaux, [Zhang et al., \(2012\)](#) montrent que les événements de blooms de cyanobactéries n'étaient pas liés au rapport d'éléments azotés/éléments phosphorés. Cette absence de consensus pourrait être une résultante de la capacité de stockage dont disposent les cyanobactéries ; car selon [Mur et al., \(1999\)](#) cette possibilité de

stockage dont disposent les cyanobactéries est déterminante dans la mesure où elle leur confère un avantage compétitif à long terme.

Par ailleurs, [Zhang et al., \(2012\)](#) considèrent que les conditions lumineuses sont déterminantes à l'initiation et à la durée des blooms de cyanobactéries et favorisent ainsi leur dominance quand la disponibilité de la lumière est plus longue. Il faut se rappeler que Les cyanobactéries disposent de pigments qui leur confèrent un avantage compétitif devant les autres communautés algales ([Osborne et Raven, 1986](#)). Les principaux pigments jusqu'ici connus des cyanobactéries sont la chlorophylle a et les phycobiliprotéines (allophycocyanine, phycocyanine, phycoérythrine). Ces derniers leur permettent d'exploiter toute longueur d'onde disponible. Selon [Ndong \(2014\)](#), une simple compétitivité à la lumière ne peut pas expliquer la dominance des cyanobactéries. En effet, selon cet auteur, les caractères éco-physiologiques, en particulier la flottabilité des cyanobactéries leur permet d'augmenter leur biomasse, de manière rapide, en facilitant l'accès aux éléments nécessaires à leur croissance (nutriments, lumière). Cependant, il faut rappeler que cette flottabilité est également fonction de l'intensité lumineuse ([Kromkamp et Walsby, 1990](#); [Belov et Giles, 1997](#); [Wallace et Hamilton, 1999](#)).

Les études de [Paerl et Huisman, \(2009\)](#) et [Granéli et al., \(2011\)](#) signalent qu'une hausse des températures liée au réchauffement climatique pourrait jouer un rôle crucial dans l'expansion géographique et l'augmentation de la biomasse de cyanobactéries ; toutefois, les optimums de température varient d'une espèce à l'autre. Il faut noter que la température de l'eau affecte sa viscosité dans la mesure où elle tend à diminuer lorsque la température de l'eau augmente. De ce fait, en analysant la loi de Stokes utilisée dans les modèles de mouvement des cyanobactéries ([Carey et al., 2012](#)), il apparaît que leur vitesse de mouvement serait inversement proportionnelle à la viscosité ([Reynolds, 2006](#)). De ce fait, la formation de blooms ainsi que le mouvement seraient facilités pendant les périodes de températures élevées dans la colonne d'eau.

En plus de la température, le pH constitue un autre facteur influençant la prolifération des cyanobactéries. [Leloup \(2013\)](#) rapporte que lorsque le pH est compris entre 8 et 10, les cyanobactéries sont dominantes tandis que certains types d'algues sont inhibés.

Et enfin, Une grande stabilité du plan d'eau et la stratigraphie de celui-ci avantagent le développement des cyanobactéries, car leur faculté à se déplacer dans la colonne d'eau leur permet de profiter des nutriments en profondeur et de la lumière en surface du plan d'eau ([Ouellet, 2012](#)).

Conclusion

Il ressort de cette étude :

- Que les conditions climatiques ont une influence sur les paramètres abiotiques et biotiques des eaux. Avec le réchauffement climatique la fréquence et la durée de ces blooms risquent de montrer une hausse.

- Les quatre éléments nutritifs (orthophosphates, azotes nitreux, nitrique et ammoniacal) dosés montrent des taux élevés au printemps et en été ; en rapport avec les précipitations et le lessivage des sols ainsi que le phénomène de relargage des éléments piégés dans le sédiment au cours du temps.

- Compte tenu de la teneur maximale de la chlorophylle a, en référence aux valeurs guides définies par l'OCDE (1982), nous pouvons considérer le lac Oubeira comme hypereutrophe, le lac Tonga mésotrophe et la lagune El Mellah eutrophe.

- Que la diversité en cyanobactéries est plus importante en eau douce (25 espèces dans le lac Oubeira, 8 espèces dans le Tonga et 5 espèces dans la lagune El Mellah.

- Que parmi les cyanobactéries récoltées la majorité est susceptible de produire des toxines.

- Que les espèces communes aux trois plans d'eau sont : *M. aeruginosa*, *Phormidium sp.*, et *Chroococcus minutus*. La présence de ces espèces reflète leur plasticité écologique et leur capacité adaptative.

- Que la présence des 2 espèces *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Aphanizomenon issatschenkoi* est décrite pour la première fois dans le lac Oubeira. Initialement, l'espèce *C. raciborskii* avait une distribution strictement tropicale, mais actuellement elle montre un comportement invasif. En ce qui concerne l'espèce *A. issatschenkoi*, sa présence dans l'Oubeira a concordé avec le bloom qui s'est déclenché au mois d'août et s'est étalé jusqu'à novembre. L'analyse statistique révèle l'existence de corrélations significatives entre la biomasse de l'espèce et le pH, l'azote ammoniacale et les orthophosphates.

- Que le suivi de la dynamique temporelle des cyanobactéries fait apparaître une forte présence automnale de ces micro-organismes dans le lac Oubeira ; en revanche, c'est en été que les proportions les plus fortes sont enregistrées dans le lac Tonga et la lagune El Mellah.

- Que le suivi de la dynamique spatiale des cyanobactéries montre la présence de fortes densités dans les eaux douces (Tonga et Oubeira). En eau saumâtre, les densités sont moindres et leur prolifération est surtout notée au niveau des embouchures des oueds qui l'alimentent.

- Qu'au sein d'un même plan d'eau (cas du lac Oubeira et la lagune El Mellah), les résultats de l'analyse statistique (test de Kruskal Wallis et analyse en composantes principales) montrent, entre les stations de prélèvement, l'existence de différences significatives à très hautement significatives pour la majorité des paramètres biotiques et abiotiques étudiés.

- Que des dissimilarités temporelles ont été également signalées pour l'ensemble des paramètres biotiques et biotiques au niveau des trois écosystèmes aquatiques étudiés.

- Que la dynamique spatio-temporelle des populations cyanobactériennes est contrôlée par l'interaction de paramètres hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques. L'ensemble de ces interactions (ou tout au moins celles qui sont reconnues comme prépondérantes) doit être pris en compte pour expliquer l'apparition d'efflorescences algales ou d'événements de toxicité.

- Que les eaux de la lagune et le Tonga, montrent (en référence aux valeurs guides admises par l'OMS), le plus souvent, des densités en cyanobactéries qui les classent dans le niveau d'alerte 1. En revanche les eaux du lac Oubeira présentent des densités qui le classe dans le niveau d'alerte 2.

- Que cette mise en évidence de cyanobactéries toxigènes dans ces plans d'eau implique, un suivi régulier des communautés de cyanobactéries et des cyanotoxines. Le couplage des outils tels que les sondes spectrofluorimétriques et les tests d'immunodiagnostic sur bandelettes pour la surveillance des cyanobactéries permettra dans l'avenir d'obtenir une première évaluation sur le terrain du potentiel toxique d'une prolifération.

Perspectives :

○ Les principales questions qui intéressent les scientifiques doivent intégrer des données sur la génétique, la physiologie et l'écologie des cyanobactéries afin (i) de mieux comprendre les capacités adaptatives de ces organismes et leur écologie pour mieux prévoir leur prolifération et (ii) de mieux identifier leurs toxines, leurs effets sur la santé et l'influence de l'environnement sur la toxicité potentielle de ces proliférations.

Il serait judicieux de :

▪ Poursuivre les travaux entrepris dans le cadre de cette étude tout en recherchant les toxines dans toute la chaîne trophique relative à ces plans d'eau ; mais en recherchant, aussi, ces toxines dans la faune et la flore peuplant ces eaux ainsi que dans les végétaux irrigués par celles-ci ;

▪ De s'intéresser aux espèces de cyanobactéries benthiques qui pourraient constituer un inoculum pour d'éventuelles efflorescences ;

▪ de mieux définir les paramètres environnementaux ayant un impact sur la survie sédimentaire des cyanobactéries (hauteur d'eau, nature du substrat sédimentaire...) et sur la remise en suspension de ces dernières (la lumière et la température ...).

▪ De s'intéresser aux facteurs de contrôle top-down (à l'impact de la prédation par les protozoaires et le zooplancton) ainsi qu'au processus de compétitions entre les communautés phytoplanctoniques et les espèces productrices et non productrices de toxines.

○ D'un point de vue pratique, certaines mesures sont à appliquer par les gestionnaires des eaux superficielles en accord avec les recommandations de l'OMS et de l'état algérien (JORA, 2014).

▪ Pousser les autorités à bien former le personnel chargé de la gestion des plans d'eaux et à programmer des campagnes d'informations des citoyens sur les problèmes engendrés par les cyanobactéries et les toxines :

- Chez l'homme, la présence récurrente de toxine dans son alimentation serait à l'origine de cancer ;

- Dans le plan d'eau, la genèse de problèmes sanitaires suite à la formation des produits de dégradation par une oxydation à faible rendement ; pour éviter cela, préconiser, surtout quand les blooms persistent, l'élimination physique complète avant tout traitement chimique.

- La récurrence des blooms de cyanobactéries sur ces plans d'eau aura un impact écologique négatif sur la diversité de la faune et la flore.

- Pousser les autorités à imposer aux citoyens l'application des mesures de réduction des charges de fertilisants dans les bassins versants ;

- Traitements des eaux usées avant leur déversement dans les oueds qui alimentent les lacs.

▪ Tous les plans d'eau algériens destinés aussi bien à l'approvisionnement en eau potable qu'à l'irrigation de terre agricole, ou à l'aquaculture devraient faire l'objet de suivis rigoureux en accord avec les recommandations de l'OMS et de l'état algérien (JORA, 2014).

- De ce fait une collaboration des différents acteurs (gestionnaire, autorité et citoyens) est recommandée pour tout protocole de surveillance des efflorescences de cyanobactéries ;

- Des compétences sont requises pour la réalisation d'un suivi efficace et rapide ; car La fréquence d'échantillonnage ainsi que la période et la distribution spatiale (surface et colonne d'eau) des sites de prélèvements doivent être optimisées afin de cumuler le maximum d'informations cruciales pour arriver à une meilleure gestion du plan d'eau.

Il faut, par ailleurs, rappeler que ce phénomène d'eutrophisation auquel est liée l'efflorescence de cyanobactéries concerne divers secteurs : les ressources en eau, l'agriculture, l'environnement, la pêche et l'aquaculture, le tourisme et la santé.

Références Bibliographiques

A

Abdi, A., Branes, Z., Ounissi, M., & Amblard, C. (2013) Dynamic densities and specific cyanobacteria biomass of Oubeira lake (National parc of El Kala, Algeria). *European Journal of Scientific Research*, Vol.99 N^o 2, pp.287-296.

Adams, DG., Duggan, PS. (2008) Cyanobacteria- bryophyte symbioses. *J Exp Bot.* 59(5): 1047-58. Review.

AFSSA, AFSSET (2006) Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau. Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives, France, pp. 232.

Amé, M.V., del Pilar Díaz, M. and Wunderlin, D.A. (2003) Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina): A field and chemometric study. *Environmental Toxicology*, vol. 18, n^o 3, p. 192-201.

Aminot, A. et Chaussied, M. (1983) Manuel des analyses chimiques en milieu marin CNEXO, Brest, 395 p.

Aminot, A., et Kérouel, R. (2004) Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ifremer. p :155-276.

Amissi, L. et Yahiaoui, W. (2001) Distribution spatio-temporelle des Cyanoprocaryotes recensés dans le lac Oubeira. Mémoire d'ingénieur d'état en aquaculture .Université d'Annaba. pp : 52.

Amrani, A., Nasri, H., Azzouz, A., Kadi, Y., & Bouaïcha, N. (2014) Variation in cyanobacterial hepatotoxin (microcystin) content of water samples and two species of fishes collected from a shallow lake in Algeria. *Arch Environ Contam Toxicol*, 66(3), 379-389.

Andersen, R.A. (2005) Algal culturing techniques. Academic Press.

Anderson ,D.M. (2009) Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean and Coastal Management* 52: 342-347.

Anonyme. (2005) Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural. Direction Générale des Forêts, Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (Réserve intégrale du lac El Mellah, Wilaya d'El Taref). 4-5p.

A.P.E (2012) Suivi des cyanobactéries et évolution de l'état trophique au lac Saint Charles. Rapport d'étape 2011. Quebec.144p.

Araoz , R ., Molgo, J., Tandeau de Marsac, N. (2009) Neurotoxic cyanobacterial toxins. Toxicon doi:10.1016/j.toxicon.2009.07.036.

Aráoz, R., Molgó, J. and Tandeau de Marsac, N. (2010) Neurotoxic cyanobacterial toxins. Toxicon, vol. 56, n° 5, p. 813-828.

Arrignon, J. (1963) Contribution à l'inventaire des marécages tourbières et autres zones humides d'Algérie. Ann. Cent. Rech. Exp. Forêt. Alger, 5 : 30-32.

Arnaud, C. (2009) Déterminisme des efflorescences et de la toxicité des cyanobactéries en milieu périurbain (Ile- de- France). Thèse de Doctorat en écologie microbienne et écotoxicologie, Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, 244 p.

B

Baba Ahmed, F. (2005) Evaluation de la contamination fécale de trois plans d'eau du complexe des zones humides d'El Kala (Oubeira, Mellah, Tonga). Thèse de Magister, Université Annaba, 117 p.

Banas, D. (2001) Flux des matières en étang piscicoles extensifs : rétention, sédimentation, exportation. Thèse de doctorat de l'université de Metz, 237p.

Belaud, A. (1996) Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Ed, collection POLYTECH, 207p.

Belhadj, G. (1996) Contribution à la cartographie des Orthocénoses en Algérie : Atlas de l'avifaune nicheuse du parc national d'El Kala. Thèse de magister, I.N.A, Harrach, Alger, 207 p.

Belov, A. P., and Giles, J. D. (1997) Dynamical model of buoyant cyanobacteria. Hydrobiologia, 349(1-3) : 87-97.

Bensafia, N. (2005) Les peuplements de cyanobactéries de deux plans d'eau (lac Tonga, lac Oubeira) : Inventaire et dynamique spatio-temporelle. Mémoire de magister en Sciences de la Mer. Univ. Annaba. 180p.

Bensdira, E. (2000) Les cyanoprocaryotes dans le barrage de hammam Dbegh. Approche taxonomique et distributions spatio- temporelle. Diplôme d'ingénieur d'état en aquaculture. Univ. Annaba. 31p.

Benyacoub, S. (1993) Écologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El-Kala (Nord-Est Algérien). Thèse de doctorat. Université de Bourgogne. 273 p.

Benyacoub, S. (1996) Diagnose écologique de l'avifaune du parc national d'El-Kala. Expertise 107 projet banque mondiale. 96 p.

Benyacoub, S., Louanchi, M., Baba ahmed, R., Benhouhou, S., Boulahbel, R., Chalabi, B., Haou, F., Rouag, R. & Ziane, N. (1998) Plan directeur du parc national d'El Kala et du complexe des zones humides (wilaya d'El Tarf), 300 p.

Bergman, B., Gallon, J.R., Rai A.N., Stal, L.J. (1997) N₂ fixation by non-heterocystous cyanobacteria. FEMS Microbiol. Rev. 19:139-185.

Bloundi, M.K. (2005) Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental): Impacts des facteurs anthropiques. THESE de Doctorat p1-10.

Boeglin, J.C. (2000) Contrôle des eaux douces et de consommation humaine. Ed. Techniques de l'ingénieur. 24p.

Bouaïcha, N., & Nasri, A.B. (2004) First report of cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Algerian freshwaters. Environ Toxicol, 19(5): 541-553.

Boualleg, C. Et Kouachi, N. (2001) Ecobiologie des cyanoprocaryotes récoltés dans le barrage de Ain **Dalia** (Souk Ahras). Diplôme d'ingénieur d'état en aquaculture. Univ. Annaba.55p.

Boucher-Ravenhorst, C. (2005) La problématique des cyanobactéries au lac Abitibi, 29p.

Bougazelli, N., Djender, M., et Thomas, J.P. (1977) Projet de Parc National Marin, Lacustre et Terrestre d'El Kala (Algérie). Rapport présenté à la consultation d'experts sur les parcs marins et zones humides de la Méditerranée du PNUE, Tunis (cité dans www.unepwcmc.org/sites/pa/0714P.htm), 64 p.

Boulesnane, N. et Chaibi, R. (2002) Les Cyanophycées dans un plan d'eau douce : le lac Oubeira ; inventaire et dynamique. Mémoire d'ingénieur d'état en Aquaculture. Univ. Annaba. 60 pp.

Boumezbeur, A. (1993) Ecologie et biologie de la reproduction de l'Erismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) et du fuligule nyroca (*Fuligila nyroca*) sur le lac Tonga et le lac des oiseaux est algérien. Mesure de protection et de gestion du lac Tonga. Thèse de doctorat, USTL Montpellier, 254 p.

Boumezbeur, A., Naziha, A. (2003) Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar : Réserve intégrale du Lac Oubeira (Wilaya d'El Tarf). Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural Direction Générale des Forêts, Algérie, 7 p.

Boumezbeur, A. (2005) Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar : Réserve intégrale du Lac El Mellah (Wilaya d'El Tarf). Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural Direction Générale des Forêts, Algérie, 16 p.

Bourelly, P. (1985) Les algues d'eau douce. Vol III. Les algues bleues et rouges. Boubée. Eds, Paris.

Boussadia, M.I. (2008) Les cyanobactéries peuplant les lacs Tonga et Oubeira « Parc national d'El Kala » Inventaire et distribution spatio-temporelle. Mémoire de magister en Microbiologie moléculaire. Univ. Annaba.170p.

Brehm, U., Krumbein, W.E., Paliniska, K.A. (2003) Microbial spheres: a novel cyanobacterial diatom symbiosis. *Naturwissenschaften* 90:136-140.

Briand, J., Jacquet, S., Bernard, C. and Humbert, J. (2003) Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research*, vol. 34, n° 4, p. 361-377.

Briand, J.F., Jacquet, S., Flinois, C., Avois-Jacquet, C., Maissonette, C., Leberre B. and Humbert J.F. (2005) Variations in the microcystin production of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) assessed from a four-year survey of Lac du Bourget (France) and from laboratory experiments. *Microbial Ecology*. 50 (3) : 418-428.

Briand, E. (2008) Contribution à la compréhension du déterminisme des proliférations de la mise en place des proliférations de cyanobactéries et de leur production de toxines. Thèse de doctorat du muséum national d'histoire naturelle.270 pp.

Bright, D.I., Walsby, A.E. (2000) The daily integral of growth by *Planktothrix rubescens* calculated from growth rate in culture and irradiance in Lake Zurich. *New Phytol.* 146(2): 301-316

C

Calathea, S. (2004) Le Soleil et les Terriens. *CLEFS CEA* 49 : 86- 92.

Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., and Brookes, J. D. (2012) Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research.*, 46(5): 1394-1407.

Carmichael, W.W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites, the cyanotoxins. *J. Appl. Bacetrial.*72: 445-459.

Carmichael, W.W., Eans, W.R., Yin, Q.Q., Bell, .P, Moczydlowsky, E. (1997). Evidence for paralytic shellfish poisons in the freshwater cyanobacterium *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) comb.nov. *Appl Environ Microbiol.* 63: 04-3110

Carmichael, W.W. (2001) Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 7, n° 5, p. 1393-1407.

Carmichael, W. (1994) The toxins of cyanobacteria. *Scientific American*, 170(1): 78-86.

Caron, D.A., Stauffer, B., Moorthi, S., Singh, A., Batalin, M., Graham, E.A., Hansen M., Kaiser, W.J., Das, J., Pereira, A., Dhariwal, A., Zhang, B., Oberg, C. and Sukhatme, G.S. (2008) Macro- to fine-scale spatial and temporal distributions and dynamics of

phytoplankton and their environmental driving forces in a small mountane lake in southern California, USA. *Limnology and Oceanography*, 53(5): 2333-2349.

Castenholz, R.W. (2001) Phylum BX. Cyanobacteria. Oxygenic Photosynthetic Bacteria. In: *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Volume 1: The Archaea and the Deeply Branching and Phototropic Bacteria. Second Edition.* G. Garrity, D. R. Boone, and R. W. Castenholz (eds.) Springer-Verlag, New York.

Chaibi, R. (2004) Caractéristique physicochimique et évaluation du niveau tropique d'un écosystème lagunaire (la lagune El - Mellah). Mémoire de magistère. Univ. Annaba. 195p.

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

Chiswell, R.K., Shaw, G.R., Eaglesham, G., Smith, M.J., Norris, R.L., Seawright, A.A. and Moore, M.R. (1999) Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. *Environmental Toxicology*, vol. 14, n° 1, p. 155-161.

Chittick, E., Puschner, B., Walsh, M., Gearhart, S., St Leger, J., Skocelas, E., Branch, S. (2002) Blue-green algae microcystin toxicosis in captive Chilean flamingos. *Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians*. Milwaukee, USA 115-116.

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

Chorus, I. and Mur, L. (1999) Preventative measures. In *Toxic Cyanobacteria in Water : a guide to their public health consequences, monitoring and management.* Chorus I. & Bartram J. (eds). London, Spon, E. & F.N. p. 235-273.

Chorus, I., Falconer, I.R., Salas, H.J. and Bartram, J. (2000) Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews*, vol. 3, n° 4, p. 323-347.

Chorus, I. (2012) Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Dessau-Roßlau, Allemagne, ISSN 1862-4804, 151p.

Codd, G.A., Lindsay, J., Young, F.M., Morrison, L.F. and Metcalf, J.S. (2005) Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures. In *Harmful cyanobacteria.* Huisman J. Matthijs H.C.P. & Visser P.M. (eds). Dordrecht, The Netherlands, Springer. p. 1-24.

Cox, P.A., Banack, S.A., Murch, S.J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R.R., Metcalf, J.S., Morrison, L.F., Codd, G.A. and Bergman, B. (2005) Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 5074-5078.

D

De Belair, G. (1990) Structure, fonctionnement et perspective de gestion de quatre éco-complexe lacustres et marécageux (El Kala, Algérie), extrême orientale. Thèse de doctorat, Université USTL Montpellier II 193p + annexes.

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.

Despreaux, M. (1990) Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente, variabilité potentielle. Thèse de Doctorat, Université de Lyon I, 199 p.

Devlin, J.P., Edwards, O.E., Gorham, P.R., Hunter, N.R., Pike, R.K. and Starvic, B. (1977) Anatoxin-a, a toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae* NRC-44h. *Canadian Journal of Chemistry*, vol. 55, n° 8, p. 1367-1371.

Dillon, J.G., Miller, S., Bebout, B., Hullar, M., Pinel, N., Stahl, D.A. (2009) Spatial and temporal variability in a stratified hypersaline microbial mat community. *FEMS Microbiol Ecol.* 68(1):46-58.

Djabourabi, A. (2014) Impact de facteurs environnementaux et de microalgues toxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves).Thèse de Doctorat en Sciences de la Mer.Univ. Annaba.210p.

Djabourabi, A., Sehil, N., Boussadia, M., Samar, F., & Bensouilah, M. (2014) Fluctuations des Paramètres Physico Chimiques et des Communautés Phytoplanctoniques dans le lac Oubeira (Nord-Est Algérien).*European Journal of Scientific Research*, 118(2) : 183-196.

Draredja, B. (1992) « Conditions hydrosédimentaires et structure de la macrofaune benthique en période printanière d'un écosystème lagunaire méditerranéen : lac Mellah (Algérie) ». Thèse Magister en Océanographie biologique, ISMAL (Alger) :147p.

Dussart, B. (1992) Limnologie. L'étude des eaux continentales. 2ème édition. Collection « faunes et flores actuelles ». 680 p.

Duy, T.N., Lam, P.K.S., Shaw, G.R., Connell, D.W. (2000) Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Rev. Environ. Contam. T.* 163:113-185.

E

Ekou, L., Ekou, T., N'da Koffi, J. et Dje, T. (2011) Variations temporelles des Paramètres Physico-chimiques et Biotiques de Deux Écosystèmes Aquatiques de la Lagune Ebrie. *European Journal of Scientific Research* ISSN 1450-216X Vol.58 No.3, pp.414-422.

<http://www.eurojournals.com/ejsr.htm>

El Haouati, H., Guechaoui, M., & Arab, A. (2013) Effet de l'eutrophisation sur les milieux aquatiques : barrage de hammam Goughrara, Tlemcen. USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems "CIPCA 4" Taghit (Bechar) Algeria: 19-21.

El Herry, S. (2008) Biodiversité en cyanobactéries toxiques dans la retenue du barrage Lebna (Tunisie). Caractérisations morphologique et moléculaire et évaluation du potentiel toxique des différentes morphoespèces du genre *Microcystis* spp. isolées des divers plans d'eau en Algérie et en Tunisie. Université 7 Novembre A Carthage, Institut National Agronomique de Tunisie. Unité de formation et de recherche de Pharmacie de Chatenay-Malabry, Université Paris-Sud 11. 165p.

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

EL Morhit, M., Fekhaoui, M., Serghini, A., EL Blidi, S., EL Abidi, A., Bennaakam, R., Yahyaoui, A., & Jbilou, M. (2008) Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre.* N° 30 : 39-47.

El Morhit, M. (2009) Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Lukkos). Thèse de Doctorat en Toxicologie. Université Mohammed V. Agdal, Rabat, Maroc. 260 p.

F

Fadel, A. (2014) Physico-chemical functioning and development of phytoplankton in Karaoun Reservoir (Lebanon). Application of a hydrodynamic- ecological model. Thèse de Doctorat de l'Université Paris-Est. 231p.

Fugiki, H., Suganuma, M., Hakii, H., Bartoloni, G., Moore, R.E., Takayama, S. and Sugimura, T. (1984) A two-stage mouse skin carcinogenesis study of lyngbiatoxin A. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* 108: 174-176.

Fugiki, H., Suganuma, M., Suguri, H., Yoshizawa, S., Takagi, K., Nakayasu, M., Ojika, M., Yamada, K., Yasumoto, T., Moore, R.E. and Sugimura, T. (1990) New tumourpromoters from marine natural products, p. 232-240. In S., Hall and G., Strichartz (ed.), *Marine toxins, origin, structure and molecular pharmacology.* American Chemical Society, Washington, USA.

Funari, E. and Testai, E. (2008) Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 38, n° 2, p. 97-125.

G

Gächter R. and Müller B. (2003) Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to the sediment surface. *Limnol. Oceanogr.* 48: 929–933.

Garrity, G.M., Boone, D.R. and Castenholz, R.W. (eds) (2001) *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. 2nd. ed. Vol. 1: The Archea and the deeply branching and phototrophic bacteria. Springer Verlag.

Galvez-Cloutiers, R., Ize, S., Arsenault, S. (2000) La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Vecteur environnement*, 35 (6): 18-37.

Gao, Y., Cornwell, J.C., Stoecker, D.K. and Owens, M.S. (2012) Effects of cyanobacterial-driven pH increases on sediment nutrient fluxes and coupled nitrification-denitrification in a shallow fresh water estuary. *biogeosciences Discuss* 9 : 1161-1198.

Gaujous, D. (1995) La pollution des milieux aquatiques. Aide-mémoire 2^e édition T E CDOC Paris. pp. 40-45.

Gimazane, J.P. (1982) L'exploitation conchylicole du lac Mellah, Algérie. Mission F.A.O/MEDRAP du 8/6/82 : 37p.

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

Guelorget, O., Frisoni, G.F., Ximenes, M.C. et Perthuisot, J.P. (1989) Expression biologique du confinement dans une lagune méditerranéenne : le lac Mellah (Algérie). *Rev. Hydrobiol. Trop.* 22 (2) : 87-99.

Granéli, E., Vidyarathna, N.K., Funari, E., Cumaratunga, P.R.T., Scenati, R. (2011) Can increases in temperature stimulate blooms of the toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata*? *Harmful Algae* 10 : 165–172.

Grimes, S. (1994) Contribution à la connaissance des population de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) at *Brachydontes marioni* (Locard,1889) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) : 221p.

H

Hade, A. (2002) *Nos lacs. Les connaître pour mieux les protéger*. Éditions Fides, Montréal. 359 p.

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.

Hawkins, P.R., Runnegar, M.T.C., Jackson, A.R.B. and Falconer, I.R. (1985) Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 50, n° 5, p. 1292-1295.

Hedger, R.D., Olsen, N.R.B., George, D.G., Malthus, T.J. and Atkinson, P.M. (2004) Modelling spatial distributions of *Ceratium hirundinella* and *Microcystis* spp. In a small productive British lake. *Hydrobiologia*, 528: 217-227.

Heisler, J., Glibert, P.M, Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A, Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K., Suddleson, M, (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae* 8: 3-13.

Hoiczyk, E. (2000) Gliding motility in cyanobacteria: observations and possible explanations. *Arch. Microbiol.* 174:11-17

Hoek, C., van den., Mann, D.G. et Jahns, H.M. (1995) An Introduction to Phycology. Cambridge University Press, Cambridge.623pp.

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

I

Idrissi, L. (2006) Etude et développement de nouvelles méthodes électrochimiques pour la détermination des ions orthophosphate, nitrite, nitrate et ammonium. Thèse de doctorat de l'Université Mohammed V-Agdal –Rabat- Maroc, 146p.

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.

Izaguirre, JA. , DP, Catarello., JM, Wozniak., RD, Skeel. (2001) Langevin stabilization of molecular dynamics. *The Journal of chemical physics* 114 (5): 2090-2098.

J

Jacquet, S., Briand, J.F., Leboulanger, C., Avois-Jacquet, C., Oberhaus, L., Tassin, B., Vincon-Leite, B., Paolini, G., Druart, J.C., Anneville, O., Humbert, J.F. (2005) The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4:651-672.

Jaiswal, P., Singh, P.K. and Prasanna, R. (2007) Factors influencing algicide production by *Microcystis* sp., and its effect on selected cyanobacteria. In *Advances in applied phycology* (p. 75-84). New Delhi, Daya publishing house.

Jang, M., Ha, K., Joo, G. and Takamura, N. (2003) Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. *Freshwater Biology*, vol. 48, n° 9, p. 1540-1550.

J.O.R.A (Journal Officiel de la République Algérienne), (2009) N°75.

J.O.R.A (Journal Officiel de la République Algérienne), (2011) N°18.

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

Joleaud, L. (1936) Etude géologique de la région de Bône et de la Calle. Bull. serv. Carte géolog. Algérie, Imp. Typo – Litho et Cie, Alger, 2ème série, stat, n°12, 185 p., 4 pl, 25 fig et tab.

K

Kaebnick, M. and Neilan, B.A. (2001) Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. Federation of European Microbiological Societies Microbiology ecology, vol. 35, n° 1, p. 1-9.

Kao, C.Y. (1993) Paralytic shellfish poisoning. In Falconer, I.R., Algal toxins in seafood and drinking water (p. 75-86). San Diego, Academic Press.

Kardinaal, W.E.A and Visser, P.M. (2005) Dynamics of cyanobacterial toxins. Sources of variability in microcystin concentrations. In Huisman, J, Matthijs, H.C.P. and Visser, P.M (eds), Harmful Cyanobacteria (p. 41-63). Dordrecht, Springer.

Kehoe, D.M, Gutu, A. (2006) Responding to color: the regulation of complementary chromatic adaptation. Ann. Rev. Plant Physiol. 57: 127-150.

Khattabi. (2002) Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etuefont (Belfort - France). Thèse de Doctorat à l'Institut des Sciences de l'Environnement, 167 p.

Kromkamp, J. C., and Walsby, A. E. (1990) A computer model of buoyancy and vertical migration in cyanobacteria. Journal of Plankton Research, 12(1): 161-183.

L

Labroue, L., Cabplancq, J., & Dauta, A. (1995) Cycle des nitrimes : l'azote et le phosphore. In : Limnologie générale. Pourriot Ret Meybec M(ED), Masson, Paris, p. 727-64.

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

Lance, E. (2008) Impacts des cyanobactéries toxiques sur les gastéropodes dulcicoles et sur leur rôle de vecteur dans le transfert des microcystines au sein du réseau trophique. Thèse de doctorat en Ecologie, Environnement. Université Rennes 1,323p.

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

Lambert, G., Lambert, C.C., Waaland, J.R. (1996) Algal symbionts in the tunics of six New

Zealand ascidians (Chordata, Ascidiacea). *Invertebr. Biol.* 115:67-78.

Laugier, T., Rigollet, V. and De Casabianca, M.L. (1999) Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean coast lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany*. 63: 51-69.

Lee, Y.K., Lee, J.H., Lee, H.K. (2001) Microbial symbiosis in marine sponges. *J. Microbiol.* 39:254-264.

Lehtimäki, J., Moisander, P., Sivonen, K. and Kononen, K. (1997) Growth, nitrogen fixation, and Nodularin production by two Baltic Sea cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 63, n° 5, p. 1647-1656.

Leloup, M. (2013) Evaluation de l'impact des blooms algaux et d'efflorescences bactériennes sur les caractéristiques de la matière organique des eaux naturelles. Thèse de doctorat de l'université de Limoges.156p.

Levi, Y. (2007) Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives, AFSSA-AFSSET, groupe de travail : cyanobactéries et cyanotoxines, Nancy, 227 p.

Lyck, S., Gjørlme, N. and Utkilen, H. (1996) Iron starvation increases toxicity of *Microcystis aeruginosa* CYA 228/1 (Chroococcales, Cyanophyceae). *Phycologia*, vol. 35, n° SUPPL., p. 120-124.

M

Mainstone, G., Gison, J et Prr, W. (1993) Phosphate in fresh water, Standards for nature conservation. English Nature Research Reports 73,91p 1993.

Marre, A. (1987) Etude géomorphologique du Tell oriental algérien de Collo à la frontière Tunisienne. Thèse Doct. Université d'Aix-Marseille, 559 p + cartes.

Mary, I. (2003) Mécanismes moléculaires de la réponse aux stress environnementaux chez la cyanobactérie marine *Prochlorococcus*. Thèse de doctorat de l'université de Rennes 1.151pp.

Matmed, A. (2000) Les Cyanoprocaryotes dans le lac Tonga : Identification générique et étude de leur distribution .Mémoire d'ingénieur. Univ. Annaba. 61p.

Mc Gowan, S., Britton, G., Haworth, E. and Moss, B. (1999) Ancient blue-green blooms. – *Limnol. Oceanogr.*44: 436-439.

Mc Neill, J., Barrie, F.R., Burdet, H.M., Demoulin, V., Hawksworth, D.L., Marhold, K., Nicolson, D.H., Prado, J., Silva, P.C., Skog, J.E, Wiersema, J.H., Turland, N.J. (2006)

International Code of Botanical Nomenclature (Vienna Code). Regnum Vegetabile 146. A.R.G. GantnerVerlag KG.

Menail, H. (2000) Micro-algues toxiques dans le lac Oubeira. Approche taxonomique et suivi de la population micro-algale. Mémoire d'ingénieur. Univ. Annaba. 81p.

Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baures, S., & Thomas, O. (2013) State of knowledge and concerns on cyanobacteria blooms and cyanotoxins. Environment International 59, 303-327.

Messerer, Y. (1999) Etude morpho métrique et hydrographique du complexe lacustre d'El Kala, cas du lac Oubeira et du lac Mellah. Thèse de Magistère, Univ. Annaba.123p

Mimeault. (2002) Mise en valeur de la Baie Missisquoi et du lac Champlain. Agrosolution., 13(2) : 92-96.

Misson, B.O. (2011) Potentiel toxique et structure génétique de populations de Microcystis en lien avec les différentes phases de son cycle de vie. Thèse de doctorat en Ecologie des systèmes aquatiques continentaux. Université Blaise Pascal.264p.

Miura, S., Yokota, A. (2006) Isolation and characterization of cyanobacteria from lichen. J. Gen. Appl. Microbiol. 52:365-374.

Morel, P. (1967) Faune marine des Pyrénées orientales: Mollusques aplacophores, Scaphopodes et Bivalves. Ed. Masson. Publication du laboratoire Arago, Univ. Paris, 5 : 156p.

Moore, S.K., Trainer, V.L., Mantua ,N.J., Parker, M.S., Laws, E.A., Backer, L.C., Fleming, L.E. (2008). Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health.

Environ Health. 7(Suppl 2) doi:10.1186/1476-069X-7-S2-S4

Moss, M., Cook, J., Wesnes, K., & Duckett, P. (2003) Aromas of rosemary and lavender essential oils differentially affect cognition and mood in healthy adults. International Journal of Neuroscience, 113, 15–38.

Moustaka-Gouni, M.,K.A. Kormas, P. Polykarpou, S. Gkelis, D.C. Bobori and E.Vardaka (2010) Polyphasic evaluation of Aphanizomenon issatschenkoi and Raphidiopsis mediterranean in a Mediterranean lake. Plankton Research, 32: 927–936.

Mur, L.R., Skulberg, O.M. and 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, Spon, E. & F.N. p. 15-40.

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

Nasri, A.B., Bouaïcha, N., & Fastner, J. (2004) First report of a microcystin-containing bloom of the cyanobacteria *Microcystis* spp. I lake Oubeira, eastern Algeria. Arch. Environ contam Toxicol. 46(2), 197-202.

Nassali, H., Ben Bouih, H., Srhiri, A., & Dhahbi, M. (2005) Influence des rejets des eaux usées sur la composition des eaux de surface et des sédiments superficiels du lac Merja Fouarate au Maroc. Afrique Science. 01(1): 145 – 165.

Nasri, H., Bouaïcha, N., & Kaid Harche., M. (2007) New Morphospecies of *Microcystis* sp. Forming Bloom In The Cheffia Dam (Algeria) : Seasonal Variation Of Microcystin Concentrations In The Raw Water And Their Removal In A Full-Scale Treatment Plant. Environ Toxicol. 22, 347-356.

Nasri, H., El Herry, S., & Bouaïcha, N. (2008) First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis* spp. bloom in Lake Ubeira, Algeria. Ecotoxicol Environ Saf, 71(2): 535-544.

Ndong, M. (2014) Évaluation des facteurs associés à l'occurrence des cyanobactéries à la prise d'eau et modélisation de leur distribution spatio-temporelle. Thèse de doctorat en phylosopie. Ecole polytechnique de Montréal. 182p.

Negri, A.P. and Jones, G.J. (1995) Bioaccumulation of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins from the cyanobacterium *Anabaena circinalis* by the freshwater mussel *Alathyrta condola*. Toxicon 33 (5): 667-678.

Nicholls, K. H. (1995) Chrysophyte blooms in the plankton and neuston of marine and freshwater systems, p. 181-213. In C. D. Sandgren, J. P. Smol et J. Kristiansen [eds.], Chrysophyte Algae: Ecology, Phylogeny and Development. Cambridge University Press.

Nisbet, M., & Verneaux, J. (1970) Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et propositions des classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. Annls Limnol. 6(2) : 161-190.

O

O.C.D.E. (1982) Eutrophisation des eaux: méthode de surveillance, d'évaluation et de lutte. Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 154 p.

O'Farrell, I., de Tezanos Pinto, P., and Izaguirre, I. (2007) Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. Hydrobiologia 578: 65-77.

Ohtani, I., Moore, R.E. and Runnegar, M.T.C. (1992) Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. Journal of the American Chemical Society, vol. 114, n° 20, p. 7941-7942.

Oliver, R.D., Hamilton, D.P., Brookes, J.D. and Ganf, G. G. (2012) Physiology, blooms and prediction of planktonic cyanobacteria. In B. A. Whitton (Ed.), Ecology of Cyanobacteria II: Their diversity in space and time. London: Springer. p 155-194.

OMS (1998) Recommandations, additif au Volume 1. Dans Directives de qualité pour l'eau de boisson. Deuxième édition. OMS, Genève, Suisse.

OMS (2003) Algae and cyanobacteria in fresh water, p. 136-158. In Guidelines for safe recreational water environments. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

OMS (2004) Recommendations, Volume 1. In Guidelines for drinking-water quality. Third edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Osborne, A., and Raven, J. A. (1986) Growth light level and photon absorption by cells of *Chlamydomonas reinhardtii*, *Dunaliella tertiolecta*, *Scenedesmus obliquus* and *Euglena viridis*. Br. Phycol. J., 21, 10.

Ouarts, A., Saoudi, A., & Chekireb, D. (2011) Etude des efflorescences toxiques à cyanobactéries dans le barrage de Mexa, Algérie. Rev Microbiol Ind San et Environn, 5 (1): 81-100.

Ouellet, M. (2012) Essai de formation en environnement en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.). Univ. Sherbrooke, Québec, Canada. 67p.

P

Paerl, H.W. (1988) Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. Limnology and Oceanography 33: 823-847.

Paerl, H.W., Fulton, R.S., Moisander, P.H. et Dyble, J. (2001) Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. The ScientificWorld Journal 1: 76-113.

Paerl, H.W., Huisman, J. (2009) Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. Environ. Microbiol. Reports 1: 27-37.

Padisak, J., Crossetti, L.O. and Naselli-Flores, L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia, 621: 1-19.

Pattanaik, B., Wulff, A., Roleda, M.Y., Garde, K. and Mohlin, M. (2010) Production of the cyanotoxin nodularin-A multifactorial approach. Harmful Algae, vol. 10, n° 1, p. 30-38.

Peters, G.A., Meeks, J.C. (1989) The Azolla-Anabaena symbiosis - Basic Biology. Annu. Rev. Plant. Physiol. Plant Mol. Biol. 40:193-210

Posselt, A.J., Burford, M.A. and Shaw, G. (2009) Pulses of phosphate promote dominance of the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. Journal of Phycology, 45: 540-546.

R

Rabouille, S., Thebault, J.M., Salencon, M.J. (2003) Simulation of carbon reserve dynamics in *Microcystis* and its influence on vertical migration with Yoyo model. *CR Biol.* 326:349-361.

Rai, A.N., Soderback, E., Bergman, B. (2000) Cyanobacterium-plant symbioses. *New Phytol.* 147(3): 449-481.

Ramade, F. (1999) Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. 55p .

Raoufou, R., Akossiwa, B., Liassou, I., EDORH, T. et Kouami, K. (2013) Diversité et dynamique des assemblages phytoplanctoniques dans les écosystèmes aquatiques au Sud du Togo. *Afrique SCIENCE* 09(2) (2013) : 67 – 77.

Rapala, J., Sivonen, K., Lyra, C. and Niemelä, S.I. (1997) Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* sp. as a function of growth stimuli. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 63, n° 6, p. 2206-2212.

Raven, H.P., Evert, R.F. et Eichhom, S.E. (2000) Biologie végétale, 1ère édition, pp : 43-288.

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.

Reichwaldt, E.S., & Ghadouani, A. (2012) Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Res.* 46(5), 1372-1393.

Reynolds, C. S. et Walsby, A. E. (1975) Water-blooms. *Biological Review* 50: 437-481.

Reynolds, C.S. (1984) *The Ecology of Freshwater Phytoplankton* Cambridge University Press. 384 pp.

Reynolds, C.S., V.Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores and S.Melo (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417–428.

Reynolds, C. S. (2006) *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, United Kingdom.

Robillot, C. et Hennion, M.C. (2001) Les principales classes de cyanotoxines et leur détermination, p. 39-85. In J.M. Frémy et P. Lassus (ed.), *Toxines d'algues dans l'alimentation*. Editions Ifremer, Plouzané, France.

Rodier, J., Bazin C., Broutin, J.P., Chambon, P., Champsaur, H., & Rodi, L. (2005) *L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats*. Ed. Dunod, 8ème Edition, Paris.

Rolland, D. (2013) La prolifération de cyanobactéries en réservoir tempéré nordique (le Lac Saint-Charles, Québec, Canada): variabilité et facteurs de contrôle. Thèse de doctorat en Biologie. Université Laval.France.173p.

S

Sabart, M. (2009) Variations spatiotemporelles dans la dynamique, la diversité génétique et le potentiel toxique de populations de *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) dans plusieurs écosystèmes aquatiques du centre de la France. Docteur de l'université de Savoie. 356pp.

Saoudi, A. (2008) Isolement, culture et évaluation de la toxicité des efflorescences à *Microcystis* sp., du barrage Mexa (El-Taref). Mémoire de magistère. Université Badji Mokhtar. Annaba, 149 p.

Schlumberger, O. (2002) Mémento de pisciculture d'étang. 4ème édition CEMAGREF, 237 p.

Schopf, J. W. (1992) Microfossils of the early Archean apex chert: New evidence of the antiquity of life. *Science (Washington)* 260: 640-646.

SCOR-UNESCO, (1966) Determination of photosynthetic pigments in seawater. Monographs on Oceanographic Methodology. UNESCO, Paris, 1: 11-18.

Sehili, N. (2008) Evolution des peuplements phytoplanctoniques au niveau du lac Oubeira et la lagune El Mellah. Mémoire de magister en Sciences de la Mer. Univ. Annaba. 135p.

Semroud, R. (1983) Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranéens lac Mellah (El Kala, Algérie). Thèse de troisième année USTHB. Alger 137p.

Serra, T., Vidal, J., Casamitjana, X., Soler, M. and Colomer, J. (2007) The role of surface vertical mixing in phytoplankton distribution in a stratified reservoir. *Limnology and Oceanography*, 52(2): 620-634.

Séyeni, S. (2006) Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle de Biologie Végétale. Univ Cheik Anta Diop.

Shapiro, J. (1997) The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology*, 37: 307-323.

Silva, A.M.M., & Sacomani, L.B. (2001) Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo river water (Botucatu-Sp-Brasil). Technical Note. *Water Res.* 35(6): 1609-1616.

Sinha, R.P., Hader, D.P. (2008) UV protectants in cyanobacteria. *Plant Sci.* 174:278-289

Sivonen, K. (1990) Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 56, n° 9, p. 2658-2666.

Sivonen, K. and 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. & F.N. p. 41-111.

Solheim, B., Wiggen, H., Roberg, S., Spaink, H.P. (2004) Associations between arctic cyanobacteria and mosses. *Symbiosis* 37:169-187

Sommaruga, R., Chen, Y.W., Liu, Z.W. (2009) Multiple strategies of bloom-forming *Microcystis* to minimize damage by solar ultraviolet radiation in surface waters. *Microb. Ecol.* 57:667-674

Sondergaard, M., Jensen, L. P., et Jeppensen, E. (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509, p.135-145.

Soumati, B., Nasri, H., Meddour, A., Kadri, S., & Loucif, N. (2005) Space-time dynamics and parameters of growth of toxic cyanobacteria in freshwaters in Cheffia dam (North East of Algeria). Ninth International Water Technology Conference, IWTC9, Sharm El-Sheikh, Egypt.

Spencer, P.S., Nunn, P.B., Hugon, J., Ludolph, A.C., Ross, S.M., Roy, D.N. and Robertson, R.C. (1987) Guam amyotrophic lateral sclerosis-parkinsonism-dementia linked to a plant excitant neurotoxin. *Science* 237: 517–522.

Stevens, D.K. and Krieger, R.I. (1991) Stability studies on the cyanobacterial nicotinic alkaloid anatoxin-A. *Toxicon*, vol. 29, n° 2, p. 167-179.

Stewart, I., Seawright, A.A., Shaw, G.R. (2008) Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds - an overview. *Adv. Exp. Med. Biol.* 619:613-637

Stiller, J.W. and Hall, B.D. (1997) The origin of algae : implications for plastid evolution. *Proc Natl Acad Sci USA* 94 : 4520- 5.

Su, Z., Sheets, M., Ishida, H., Li, F. and Barry, W.H. (2004) Saxitoxin Blocks L- Type I Ca. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*, vol. 308, n° 1, p. 324-329.

T

Takamura, N., & Watanabe, M. (1987) Seasonal changes in the biomass of four species of *Microcystis* in Lake Kasumigaura. *Jap. J. Limnol.* 48, 139-S144.

Tandeau de Marsac, N. (1977) Occurrence and nature of chromatic adaptation in cyanobacteria. *J. Bacteriol.* 130(1): 82-91

Taylor, T.N., Hass, H., Kerp, H. (1997) A cyanolichen from the Lower Devonian Rhynie chert. *American Journal of Botanic* 84:992-1004.

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.

Tillett, D., Parker, D.L. and Neilan, B.A. (2001) Detection of toxigenicity by a probe for the microcystin synthetase a gene (*mcyA*) of the cyanobacterial genus *Microcystis*: comparison of toxicities with 16S rRNA and phycocyanin operon (phycocyanin intergenic spacer) Phylogenies. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 67, n° 6, p. 2810-2818.

Tonk, L., Visser, P.M., Christiansen, G., Dittmann, E., Snelder, E.O.F.M., Wiedner, C., Mur, L.R. and Huisman, J. (2005) The microcystin composition of the cyanobacterium *Planktothrix agardhii* changes toward a more toxic variant with increasing light intensity. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, n° 9, p. 5177-5181.

U

Utkilen, H. and Gjølme, N. (1995) Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 61, n° 2, p. 797-800.

V

Van Apeldoorn, M.E., Van Egmond, H.P., Speijers, G.J.A. and Bakker, G.J.I. (2007) Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition and Food Research*, vol. 51, n° 1, p. 7-60.

Van Coillie, R. (2011) Écotoxicologie générale et appliquée. 1ere édition, Québec, Télé-Université, 521 p. (Collection Sciences de l'environnement).

Van der Westhuizen, A.J. and Eloff, J.N. (1983) Effect of culture age and pH of culture medium on the growth and toxicity of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Planzenphysiol*, vol. 110, p. 157-163.

Vincent, W.F. (1989) Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: Review and synthesis. *ArchivfürHydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie*, 32: 239-254.

Visser, P., Ibelings, B., Van der Veer, B., Koedood, J. and Mur R. (1996) Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Freshwater Biol.* 36 (2): 435-450.

W

Wallace, B. B., and Hamilton, D. P. (1999) The effect of variations in irradiance on buoyancy regulation in *Microcystis aeruginosa*. *Limnol. Oceanogr*, 44(2) : 273-284.

Walsby, A.E. (2005) Stratification by cyanobacteria in lakes: a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments. *New Phytol.* 168(2): 365-376

Welker, M., and von Döhren, H. (2006) Cyanobacterial peptides - Nature's own combinatorial biosynthesis. *FEMS Microbiol. Rev.* 30:530-563.

Wetzel, R.G. (2001) *Limnology. Lake and river ecosystems.* 3e édition. Academic Press, New York. 1006 p.

Whitton, B.A. and M.Potts (2000) The introduction to the cyanobacteria. In: Whitton, B. A. and Potts, M. (eds) The ecology of cyanobacteria . Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. pp: 1–11.

Wongsai, S., and Luo, K. (2007) Understanding environmental factors associated with cyanobacterial bloom. Paper presented at the In: Paper Presented at the 3rd IASTED International Conference on Environmental Modelling and Simulation, EMS 2007, Honolulu, HI, United States.

Y

Yeager, C.M., Kornosky, J.L., Morgan, R.E., Cain, E.C., Garcia-Pichel, F., Housman, D.C., Belnap, J., Kuske, C.R. (2007) Three distinct clades of cultured heterocystous cyanobacteria constitute the dominant N₂-fixing members of biological soil crusts of the Colorado Plateau, USA. FEMS MicrobiolEcol. 60(1):85-97.

Z

Zhang, M., Duan, H., Shi, X., Yu, Y., and Kong, F. (2012) Contributions of meteorology to the phenology of cyanobacterial blooms: Implications for future climate change. Water Res., 46(2): 442-452.

‡ **Les Nitrites:**

REACTIF 1 : SOLUTION DE SULFANILAMIDE

Pour préparer 500 ml de réactif

- Diluer 50 ml d'acide chlorhydrique concentré ($d = 1,8$) dans environ 300 ml d'eau distillée.
- Dissoudre 5 g de sulfanilamide dans cette solution et compléter à 500 ml.

Cette solution est stable indéfiniment.

REACTIF 2 : SOLUTION DE N-NAPHTYL-ETHYLENEDIAMINE

- 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.

‡ **Les Nitrates:**

REACTIFS :

- BRUCINE SULFANILIQUE : Dissoudre 1Gr de brucine et 0.1Gr d'acide sulfanilique dans 70 ml d' H_2O chaude. Ajouter 3ml HCL concentré, laisser refroidir et puis dilué à 100 ml.
- ACIDE SULFURIQUE : Ajouter 500ml H_2SO_4 concentré à 75 ml H_2O , laisser refroidir et le mettre dans un flacon fermé.

‡ **Azote Ammoniacal :**

REACTIF 1' : SOLUTION DE PHÉNOL-NITROPRUSSIA

Pour 1 litre :

- Dissoudre 35g de phénol et 400mg de nitroprussiate de Sodium dans l'eau distillée et compléter à 1000 ml.

Ces réactifs doivent être conservés au réfrigérateur et à l'abri de la lumière : ils ne sont stables que quelques semaines et doivent être renouvelés s'ils prennent une teinte verdâtre.

REACTIF 2' : SOLUTION ALCALINE D'HYPOCHLORITE

Pour 1 litre de réactif :

- Dissoudre 280g de Citrate tri sodique ($Na_3C_6H_5O_7, 2H_2O$) et 22g de soude dans environ 800ml d'eau 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 orthophosphates :**

REACTIFS :

SOLUTION DE MOLYBDATE D'AMMONIUM

- Dissoudre 15 g de paramolybdate d'ammonium $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$, de préférence en poudre fine. Dans 500 ml d'eau distillée.

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) 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 protéger 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 - réactifs :

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 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 50 ml d'eau distillée et compléter au trait de jauge avec l'acétone déshydratée.

Résumé

Ce travail porte sur la dynamique des populations cyanobactériennes de deux plans d'eau douce (les lacs Oubeira et Tonga) et un plan d'eau saumâtre (la lagune El Mellah) que le PNEK abrite.

Cette étude vise, pour chaque plan d'eau, à doser les paramètres physico chimiques de l'eau, à identifier et à dénombrer les cyanobactéries, ensuite à rechercher l'influence de certains paramètres environnementaux sur la dynamique spatio-temporelle des micro-algues par l'application de tests statistiques appropriés.

Pour cela nous avons procédé, durant l'année 2009 et 2010, à deux prélèvements d'eau par mois et à des mesures de certains paramètres abiotiques et biotiques à partir de 13 stations : 6 dans le lac Oubeira, 6 dans la lagune El Mellah et 1 dans le lac Tonga.

Les teneurs maximales en chlorophylle a obtenues nous permettent de considérer le lac Oubeira comme hypereutrophe, le lac Tonga mésotrophe et la lagune El Mellah eutrophe.

La diversité en cyanobactéries est plus importante dans l'Oubeira (25 espèces) que dans le Tonga (8 espèces) et la lagune El Mellah (5 espèces); parmi les cyanobactéries récoltées la majorité est susceptible de produire des toxines. Les espèces communes aux trois plans d'eau sont *M. aeruginosa*, *Phormidium sp.*, et *Chroococcus minutus*. La présence de ces espèces reflète leur plasticité écologique et leur capacité adaptative.

Nous signalons, pour la première fois, la présence des espèces *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Aphanizomenon issatschenkoi* dans le lac Oubeira. Le suivi de la dynamique temporelle des cyanobactéries fait apparaître une forte présence de ces micro-organismes en automne dans le lac Oubeira, en été dans le lac Tonga et la lagune El Mellah. Dans la lagune El Mellah, les densités sont moindres par rapport à celles rencontrées dans les eaux douces (Tonga et Oubeira); dans la lagune leur prolifération est surtout notée au niveau des embouchures des oueds qui l'alimentent.

Les résultats de l'analyse statistique montrent, entre les stations de prélèvement et entre les mois, l'existence de différences significatives à très hautement significatives pour la majorité des paramètres biotiques et abiotiques étudiés. Nous notons, par ailleurs, l'existence de corrélations significatives entre la densité des cyanobactéries, la température, le pH et la teneur en sels minéraux principalement l'azote ammoniacal et les orthophosphates.

La dynamique spatio-temporelle des populations cyanobactériennes est régie par l'interaction de paramètres hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques. L'ensemble de ces interactions, ou au moins celles qui sont reconnues comme prépondérantes, doit être pris en compte pour expliquer l'apparition d'efflorescences algales ou d'événements de toxicité.

Cette mise en évidence de cyanobactéries toxigènes dans ces trois plans d'eau implique, un suivi régulier des paramètres physico chimiques, des communautés de cyanobactéries et des cyanotoxines. Le couplage des outils tels que les sondes spectrofluorimétriques et les tests d'immunodiagnostic sur bandelettes pour la surveillance des cyanobactéries permettra dans l'avenir d'obtenir une première évaluation sur le terrain du potentiel toxique d'une prolifération.

Mots clés : cyanobactéries ; PNEK ; complexe de zones humides ; facteurs environnementaux.

Abstract

This work deals with the dynamics of cyanobacterial populations of two freshwater bodies (lakes the Oubeira and Tonga) and brackish water (the lagoon El Mellah) the PNEK home. This study aims for each body of water, chemical dosing physicochemical parameters of the water, identify and count the cyanobacteria, then to investigate the influence of some environmental parameters on the spatiotemporal dynamics of microalgae by application appropriate statistical tests.

For this we conducted during 2009 and 2010 in two water samples a month and measures of certain abiotic and biotic parameters from 13 stations: 6 in Oubeira lake, 6 in the lagoon El Mellah and 1 in Tonga lake.

The highest chlorophyll content was obtained allow us to consider the lake as Oubeira hypereutrophic, Lake Tonga mesotrophic and eutrophic lagoon El Mellah.

The diversity in cyanobacteria is more important in the Oubeira (25 species) than in Tonga (25 species) and the lagoon El Mellah (5 species); Cyanobacteria harvested from the majority is likely to produce toxins. Species common to the three bodies of water are *M. aeruginosa* *Phormidium sp.*, and *Chroococcus minutus*. The presence of these species reflects their ecological plasticity and adaptive capacity.

We note, for the first time, the presence of species and *Cylindrospermopsis raciborskii* *Apahnizomenon issatschenkoi* in the lake Oubeira. Le follow the temporal dynamics of cyanobacteria brings up a strong presence of these microorganisms in the fall in the lake Oubeira in summer in Lake Tonga and the lagoon El Mellah. In lagoon El Mellah, densities are lower than those encountered in freshwater (Tonga and Oubeira); in the lagoon proliferation is especially noted at the mouths of wadis that feed.

The results of the statistical analysis show, between sampling stations and between the months, the existence of significant differences in very highly significant for the majority of biotic and abiotic parameters studied. We note, moreover, that there are significant correlations between the density of cyanobacteria, temperature, pH and mineral content mainly ammonia nitrogen and orthophosphate.

The spatio-temporal dynamics of cyanobacterial populations is governed by the interaction of hydrodynamic parameters, physico-chemical and biological. All these interactions, or at least those which are recognized as paramount, must be taken into account to explain the appearance of algal blooms or toxicity events.

This demonstration of toxigenic cyanobacteria in these three lakes implies regular monitoring of physicochemical parameters, communities of cyanobacteria and cyanobacterial toxins. The coupling of tools such as spectrofluorimetric probes and immunodiagnostic testing strips for monitoring cyanobacteria in the future will get a first field evaluation of the toxic potential of proliferation.

Keywords: Cyanobacteria; PNEK; wetland complex; environmental factors.

يتناول هذا العمل ديناميكية مجتمعات البكتيريا الزرقاء بمسطحتين من المياه العذبة بحيرتي أوبيرة و تونقا وبحيرة الملاح بمحمية الحضيرة الوطنية للقالمة.

تهدف هذه الدراسة لكل من المسطحات المائية على حداء، الى قياس المعلمات الفيزيوكيميائية ، وتحديد وتعداد البكتيريا الزرقاء، ثم إلى دراسة تأثير بعض العوامل البيئية على الديناميكية الزمنية والمكانية للطحالب المجهرية عن طريق استخدام الطرق الإحصائية المناسبة .

لهذا قمنا خلال عامي 2009 و 2010 بأخذ عينات من الماء بتردد مرتين في الشهر ، وقياس بعض المعلمات غير الحيوية والحيوية في 13 محطة : 6 في بحيرة أوبيرة، 6 في بحيرة الملاح و محطة واحدة ببخيرة تونقا.

أعلى محتوى الكلوروفيل المتحصل عليه سمح لنا بتصنيف بحيرة أوبيرة على انها في الفئة العالية من التغذية أما مياه المالحة فهي حسنة التغذية بينما مياه بحيرة تونقا فهي متوسطة التغذية

تنوع البكتيريا الزرقاء في بحيرة أوبيرة يعد اكثر اهمية (25 نوع) من بحيرة تونقا (08 أنواع) و بحيرة الملاح (05 أنواع) ؛

غالبية هذه البكتيريا قادرة على انتاج السموم. الانواع المشتركة بين الاوساط المائية الثلاث هم *M. aeruginosa*, *Phormidium sp.*, و *Chroococcus minutus*. تواجد هاته الانواع يعكس مرونتها البيئية وقدرتها على التكيف.

كما نلاحظ لأول مرة تواجد *Cylindrospermopsis raciborskii* *Aphanizomenon issatschenkoi* في بحيرة أوبيرة. يبين تتبع الديناميكية الزمنية للبكتيريا الزرقاء قوة تواجدها في فصل الخريف ببخيرة أوبيرة و في فصل الصيف في كل من بحيرتي الملاح و تونقا. في بحيرة الملاح كثافة البكتيريا الزرقاء اقل من تلك المواجهة في بحيرتي المياه العذبة (أوبيرة و تونقا)؛ إذ ان نموها يلاحظ في مصبات الودية التي تغذيها.

تظهر نتائج التحليل الإحصائي وجود فروق ذات دلالة إحصائية بالغة في محطات أخذ العينات وفي أشهرها بالنسبة لغالبية المعلمات الحيوية و الغير حيوية المدروسة كما نلاحظ تواجد علاقة ذات دلالة إحصائية بين كثافة البكتيريا الزرقاء و درجة الحرارة و درجة الحموضة و محتوى المعادن أساسا الامونيا و الفوسفات.

تخضع الديناميكية الزمنية و المكانية لمجتمعات البكتيريا الزرقاء إلى تأثير المعلمات الهيدرولوجية، الفيزيوكيميائية و البيولوجية، كل هذه التأثيرات أو على الأقل التي اعترف بأنها ذات أهمية قصوى يجب أن تؤخذ في الاعتبار لتفسير ظهور ازهار الطحالب أو أحداث سمية.

تواجد البكتيريا الزرقاء المعروفة بسمومها في البحيرات الثلاث تعني الرصد المنتظم لفيزيوكيميائية الماء ، مجتمعات البكتيريا الزرقاء و سمومها. اقتران أدوات الرصد مثل تحقيقات *spectrofluorimetric* و شرائط اختبار التشخيص المناعي لرصد البكتيريا الزرقاء يسمح لنا في المستقبل الحصول على التقييم الأولي لأرضية الانتشار و شدة السمومة .

الكلمات المفتاحية : البكتيريا الزرقاء ، الحضيرة الوطنية للقالمة، مجمع الأراضي الرطبة ، العوامل البيئية