

Centre d'Etudes Doctorales Sciences et Techniques de l'Ingénieur
Laboratoire Ecologie Fonctionnelle & Environnement

N° d'ordre :

Thèse de Doctorat

Présentée par

ANISSI FAZUL

pour obtenir le

DOCTORAT EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES

Spécialité : Eau & Environnement

Contribution à l'étude des paramètres physicochimiques, phytoplanctoniques et bactériologiques du réservoir Dayet Aoua (Moyen Atlas Maroc)

soutenue publiquement le 06/02/2016 devant la commission d'examen :

Présidente :

FIKRI BENBRAHIM Kawtar P.E.S. Faculté des Sciences et Techniques de Fès

Rapporteurs :

DERRAZ Khalid P.E.S. Faculté des Sciences et Techniques de Fès

EL HALOUANI Hassan P.E.S. Faculté des Sciences d'Oujda

BOUMNICH Lhoussaine P.E.S. Faculté des Sciences de Meknès

Examinatrices :

FADIL Fatima P.E.S. Faculté des Sciences et Techniques de Fès

MIKOU Karima P.E.S. Faculté des Sciences et Techniques de Fès

Encadrant :

RACHIQ Saâd P.E.S. Faculté des Sciences et Techniques de Fès

Année Universitaire 2015 - 2016

FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES FES – SAISS

☒ B.P. 2202 – Route d'Imouzzer – FES

☎ Ligne Directe : 212 (0)5 35 61 16 86 – Standard : 212 (0)5 35 60 82 14

Site web : <http://www.fst-usmba.ac.ma>

Remerciements

Pour être honnête la route a été longue et dure pour en arriver là et j'avoue ne pas y avoir cru tous les jours. Cette thèse représente des années de travail, de vie, avec au cours de ce parcours, des moments de joie et d'autres plus difficiles. A cet égard, je ne peux que dire avant toute chose merci à **Allah**, le Tout-Puissant, pour avoir exaucé mes prières au-delà de mes rêves, en me donnant le courage, la force et la patience et pour m'avoir entouré des personnes nobles de bonté, de grande volonté, de grande sagesse et de grande générosité.

Je tiens à remercier le Professeur **Saâd RACHIQ** pour avoir accepté de diriger ces recherches. Ses compétences professionnelles incontestables, sa disponibilité chaque fois qu'il était sollicité malgré ses nombreuses occupations, sa rigueur scientifique et ses qualités humaines vous valent l'admiration et le respect en ce sens qu'elles ont excessivement élargi le champ de ma curiosité intellectuelle et pour ainsi dire ont forgé en moi une personnalité d'esprit ouvert et critique. C'est avec fermeté que je précise qu'en vertu de sa pédagogie active qui s'avère perspicace dans l'avancement de mes travaux, pédagogie qui a fait naître entre moi et vous une relation forte de père et son fils et surtout d'ami, il est devenu mon Maître à qui je m'identifie, l'exemple de rigueur et de droiture à suivre dans ma vie professionnelle. Aussi, en sa qualité de **Directeur** de cette thèse, il m'a enseigné la rigueur sur la méthodologie et l'analyse de résultats, il m'a enseigné comment rédiger un papier scientifique, qui sont pour moi une lumière éclatante dans mon comportement professionnel et à cette occasion, il m'a en même temps guidé, encouragé, accompagné, conseillé impeccablement et soutenu tout au long de mon parcours de master et de doctorat. Ce comportement a su susciter en moi, à chaque instant, l'envie de me surpasser et aller toujours plus loin. Puissiez-vous trouver ici, Professeur, le témoignage renouvelé de ma profonde reconnaissance.

J'exprime également toute ma profonde gratitude au Professeur **Karima MIKOU** pour sa contribution par son aide et sa sympathie à la réalisation de cette thèse. Ses orientations, ses remarques ainsi que ses directives scientifiques, depuis les sorties au terrain jusqu'au laboratoire, revêtent un intérêt inestimable, car ils ont pu éclairer et enrichir ma vision sur la méthodologie de recherches.

Ma très sincère reconnaissance va également au Professeur **Kawtar FIKRI BENBRAHIM** qui, grâce à son grand cœur, a su m'aider avec amabilité dans toute la réalisation de cette thèse. Merci d'avoir répondu, chaque fois qu'elle était sollicitée, à mes questions malgré ses préoccupations. Elle a constamment guidé ce travail, elle m'a fait profiter de sa grande expérience dans le domaine de la microbiologie. Elle n'a jamais hésité à me consacrer une partie de son temps pour

discuter mon travail et a toujours fait preuve d'une grande sollicitude à mon égard. Ses conseils, ses analyses ainsi que ses remarques si enrichissantes sont pour moi un repère pour trouver toujours la formule ou le mot le plus juste pour toute idée. Ses qualités humaines et sa compétence scientifique sont pour moi un exemple.

Mes vifs remerciements vont à l'endroit du Directeur de mon Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle et Environnement, professeur **Fatima FADIL** et maintenant Professeur **El Hassane GHADRAOUI** et ses équipes de recherches pour m'avoir accueilli dans leur laboratoire et m'avoir transmis avec enthousiasme leur intérêt pour le modèle d'un chercheur engagé.

Je renouvelle ma sincère gratitude au professeur **Kawtar BENBRAHIM**, pour m'avoir fait l'honneur de présider cette soutenance. Je suis Très Honoré de vous avoir comme présidente du jury de ma thèse. Mes remerciements s'adressent aussi à vous, membres du jury, Monsieur **Khalid DERRAZ**, Professeur à la Faculté des Sciences et Technique de Fès, Monsieur **Lhoussaine BOUMNICH**, Professeur à la Faculté des Sciences de Meknès, Monsieur **Hassan El HALOUANI**, Professeur de Faculté de Science d'Oujda, Madame **karima MIKOU**, Professeur à la Faculté des Sciences et Technique de Fès et Madame **Fatima FADIL**, Professeur à la Faculté des Sciences et Technique de Fès, pour avoir laissé vos préoccupations et examiner, rapporter et venir juger ce travail. Toutes vos remarques et suggestions si enrichissantes seront prises en compte. Et pour cela, elles compléteront la richesse de notre travail.

Une mention spéciale des remerciements sera adressée à ma famille en particulier mes **Parents** et ma grande sœur **Rachida MADI** pour leur soutien moral et financier, ainsi qu'à ma fiancée **DHOIHARATI MADI** pour son amour et sa confiance.

Un grand merci, pour leur serviabilité et leurs aides infinies, s'adresse à Messieurs **Hassan EICHARCHALI** de Département de Biologie et à tous les doctorants de la FST, plus particulièrement à Monsieur **Hassan BARKAI**, à Madame **Asma HOUTI**, Monsieur **Zakaria, Youssoufi, Taoufiq, Abdelkader, Saad, Mounir, Moulay**, à Mademoiselle **Chaimae, Kénza, Zinab, Mariam** et aussi à Monsieur docteur **Mouhcine FADIL** qui m'a donné un coup de main pour le traitement statistique des données par ACP. Je vous dis tous merci.

Liste des figures

Figure	Titre	page
1	Carte de répartition des lacs du Moyen Atlas central.	8
2	Schéma résumant les grands compartiments et les grandes voies de transfert au sein du réseau trophique pélagique.	34
3	Situation géographique de la réserve Dayet Aoua.	39
4	Évolution des pluies interannuelles (1948-2002) de la station météorologiques de Dayet Aoua.	40
5	Bilan hydrique mensuel de 1980 - 2002 de Dayet Aoua par l'évapo transpiration réelle (ETR).	40
6	Écarts de la pluviométrie moyenne à la station de Dayet Aoua (1948-2002).	42
7	Évolution des températures moyennes mensuelles au cours de la période 1980/81-2001/02.	42
8	Evolution de la cote du niveau d'eau de Dayet Aoua par l'Agence du Bassin Hydraulique de Sebou (1989-2009).	44
9	Variations temporelles de la transparence et de la profondeur maximale de l'eau au point de prélèvements.	61
10	Variations spatiotemporelles de la conductivité et de la température au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0, 1, 2 et 4m.	62
11	Variations spatiotemporelles des paramètres chimiques enregistrées dans le lac Dayet Aoua.	66
12	Variations spatiotemporelles des paramètres chimiques au cours des campagnes de prélèvements aux niveaux de profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	68
13	Variations spatiotemporelles des abondances bactériennes totales aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	70
14	Evolution spatiotemporelles des bactéries fixées aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	71
15	Evolution temporelle du nombre d'espèces répertoriées dans le lac Dayet Aoua.	72
16	Evolution de l'indice de diversité de Shannon (H) et l'indice d'équitabilité de Pielou.	73
17	Evolution temporelle de l'indice de diversité de Simpson calculé pour le lac Dayet Aoua.	73
18	Variations spatiotemporelles des densités phytoplanctoniques au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	75
19	Variations spatio-temporelles de la biomasse phytoplanctonique, aux profondeurs 0, 1, 2 m et 4m.	76
20	Variations spatio-temporelles de l'abondance des phytoflagellés au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	78
21	Variations spatio-temporelles de la biomasse des phytoflagellés, au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	78

22	Variations spatio-temporelles des teneurs en Chl _a aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	80
23	Variations spatio-temporelles de la production primaire aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	81
24	Distribution des paramètres physicochimiques et biologiques (variables) sur le plan factoriel de l'ACP (<i>PC1</i> x <i>PC2</i>).	84
25	Distribution des mois des prélèvements (individus) sur le plan factoriel de l'ACP (<i>PC1</i> x <i>PC2</i>).	84
26	Variations saisonnières des abondances bactériennes et des phytoflagellés aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.	96
27	Variation spatiotemporelle du rapport N/P par rapport à celui de Redfield.	98
28	Variations journalières de l'abondance bactérienne totale (A) et fixée (B) aux profondeurs 0 et 2m.	104
29	Variations journalières de l'abondance (A), biomasse (B) phytoplanctonique, teneur en chlorophylle <i>a</i> (E) et biomasse- chlorophylle <i>a</i> (F) aux profondeurs 0 et 2.	105
30	Variations journalières de l'abondance (A), biomasse (B) des phytoflagellés aux profondeurs 0 et 2m.	106
31	Variations diurnes (journalières) de l'assimilation photosynthétique aux profondeurs 0 et 2 m.	107

Liste des tableaux

Tableau	Titre	page
1	Caractères morphométriques des principaux lacs du Moyen Atlas.	10
2	Classification des microorganismes du plancton selon la taille.	19
3	Classification des microorganismes du plancton selon la nature des organismes.	20
4	Classes algales et leurs caractéristiques principales basées sur des aspects morphologiques et cytologiques.	24
5	Régime mensuel des précipitations minimales et maximales de la station météorologiques de Dayet Aoua en fonction du temps.	40
6	Régime saisonnier des précipitations et leurs pourcentages dans la station de Dayet Aoua.	41
7	Variations verticales des paramètres physiques au cours des campagnes de prélèvements.	63
8	Variations verticales des paramètres chimiques au cours des campagnes de prélèvements.	65
9	Paramètres physicochimiques mesurés à l'entrée, à la sortie et au point central du lac.	69
10	Variations verticales des densités bactériennes totales (x 10 ⁶ cellules.ml ⁻¹).	70
11	Importance des différentes classes, exprimée en nombre d'espèces, abondance, absence/présence au cours des campagnes de prélèvements.	72
12	Variations verticales de la densité phytoplanctonique totale (x 10 ⁴ cellules.L ⁻¹).	75
13	Variations verticales de la biomasse phytoplanctonique issue des dénombrements	77

	cellulaires algales (x $\mu\text{g.L}^{-1}$).	
14	Variations verticales de l'abondance des phytoflagellés (x 10^4 cellules. L^{-1}).	78
15	Variations verticales de la biomasse des phytoflagellés (en $\mu\text{g.L}^{-1}$).	79
16	Variations verticales de la concentration en chlorophylle a (en $\mu\text{g.L}^{-1}$).	80
17	Variations verticales de la biomasse-chlorophylle a (en $\mu\text{g.L}^{-1}$).	81
18	Variations verticales de la production primaire (en $\mu\text{g d'O}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$).	82
19	Valeurs propres des composantes et pourcentage de variance de l'ACP.	83
20	Variations journalières des paramètres physicochimiques à la profondeur 0m de la colonne d'eau.	103
21	Variations journalières des paramètres physico chimiques à la profondeur 2m de la colonne d'eau.	103
22	Plan des campagnes de prélèvements	140
23	Composition du peuplement phytoplanctonique.	140

RESUME

Le présent travail consiste à évaluer les caractéristiques physicochimiques, phyto et bactérioplanctoniques du lac Dayet Aoua (province d'Ifrane), par l'étude des variations saisonnières et diurnes. Une série de 23 campagnes de prélèvements a été réalisée à l'entrée, à la sortie et au milieu du lac (au point le plus profond 5,3m) à différentes profondeurs (0m, 1m, 2m et 4m).

Les paramètres physicochimiques, ne montrent aucun signe de pollution organique. Les faibles concentrations, en sels nutritifs (azote et phosphore) permettent de classer notre écosystème comme un lac oligotrophe. Les eaux sont claires (transparence totale), alcalines, bien oxygénées jusqu'au fond et pauvres en matière organiques. La communauté bactérienne dans ce lac, est composée essentiellement de cellules libres sphériques. L'abondance bactérienne est comprise entre $2,8$ et $9,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ avec une moyenne sur l'ensemble des prélèvements de $6,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ ($\sigma = 1,6 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹). L'étude qualitative sur la communauté phytoplanctonique révèle que les espèces les mieux représentées appartiennent aux Cryptophycées (*Cryptomonas ovata* et *C. marsonii*, *Mallomonas fastigata*, *M. accaroides*), aux Chlorophycées (*Oocystis lacustris*, *O. solitaria*, *Monoraphidium* sp., *Ankistrodesmus falcatus*, *Scenedesmus* sp., *Sphaerocystis schroeteri*, *Crucigenia rectangularis*,...), aux Zygothécées avec des espèces du genre *Cosmarium*. Pour les cyanobactéries les espèces appartiennent principalement à *Oscillatoria* et à *Anabaena*. Il est important de noter une absence presque totale des Diatomées dans la composition phytoplanctonique. Cette absence est justifiée par des teneurs très faibles des eaux en silice La densité et la biomasse de cette communauté phytoplanctonique sont faibles et ont varié de $0,6 \times 10^4$ à $6,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ avec une moyenne de $2,69 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ pour la densité et de $2,32$ à $89,5$ µg.L⁻¹ avec une moyenne $25,08$ µg.L⁻¹ pour la biomasse. Les valeurs de la production primaire sont très faibles et ont fluctué entre $2,8$ et 220 µg d'O₂.L⁻¹.h⁻¹. Les faibles densités phytoplanctoniques, obtenues en été, coïncident avec une prolifération du zooplancton, ce que laisse penser à une relation trophique entre ces deux communautés planctoniques. Nos résultats témoignent de l'état d'équilibre de notre écosystème, c'est-à-dire que le phytoplancton est consommé au fur et à mesure qu'il est produit, ce qui aboutit à la clarification des eaux notamment en période estivale.

L'examen des résultats de l'étude diurne montre que les paramètres physicochimiques ne présentent aucune tendance structurale bien définie, exceptés l'oxygène dissous et le carbone inorganique. Les variations spatiotemporelles au cours de la journée de la production primaire

suivent l'évolution de la chlorophylle *a* et de l'abondance phytoplanctonique. La Cryptophycée *Cryptomonas marssonii* prédomine en terme d'abondance alors que *Cryptomonas ovata* domine en terme de biomasse pour la communauté phytoplanctonique. Les fortes densités et biomasses algales observées dans notre milieu, sont liées à des migrations des micro-algues flagellés et non à des multiplications des cellules. Pour la communauté bactérienne, ce sont les bactéries sphériques libres qui prédominent abondamment. L'abondance bactérienne marque, parallèlement aux densités phytoplactoniques, ses valeurs élevées au milieu de la journée, ce qui peut être liée aux excréctions des algues et du zooplancton. Les faibles densités bactériennes à 8h et la diminution en fin de la journée, constituent la régulation par prédation du zooplancton et des phytoflagellés.

En somme, les résultats de cette contribution selon le modèle de l'OCDE (1984) montrent que le lac a subi un rajeunissement après la dernière remise en eau de 2008 et son état de trophie est oligotrophe. Les résultats relatifs aux teneurs en éléments nutritifs (N et P) et en éléments minéraux à l'entrée et à la sortie du lac font de ce dernier un milieu « tampon ».

Mots clés : Dayet Aoua ; Phytoplancton ; variations spatiotemporelles ; biodiversité

Table des matières

INTRODUCTION.....	1
SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	5
1. Généralités et état des connaissances sur les lacs du Moyen Atlas	6
1.1. Bassins fluviaux.....	7
1.2. Lacs du Moyen Atlas	7
1.1.1. Aguelmam Afennourir	9
1.1.2. Dayet Ifrah.....	9
1.1.3. Dayet Iffer.....	10
1.1.4. Aguelmam Sidi-Ali.....	11
1.1.5. Dayet Aoua	12
1.1.6. Aguelmam Wiwane	13
1.1.7. Aguelmam Azegza.....	13
1.1.8. Aguelmam Tifounassine	15
1.1.9. Aguelmam Afourgah	15
1.1.10. Tiguelmamines	16
1.1.11. Aguelmam Aberkhane	17
1.1.12. Dayet Hachlaf	17
2. Principaux types de communautés lacustres	18
2.1. Classification des organismes planctoniques.....	19
2.1.1. Phytoplancton	21
2.1.1.1. Définition.....	21
2.1.1.2. Habitat et écologie.....	21
2.1.1.3. Diversité spécifique	23
2.1.1.4. Stratégies d'adaptions aux conditions environnementales	28
2.1.1.5. Phytoplancton, indicateur de la qualité de l'eau	28
2.1.2. Bactérioplancton et picocyanobactéries.....	29
2.2. Facteurs de contrôle de la dynamique des populations et de la production primaire	30
2.2.1. Facteurs abiotiques	30
2.2.1.1. Température et lumière.....	31
2.2.1.2. Eléments nutritifs.....	31
2.2.1.2.1. Azote.....	32
2.2.1.2.2. Phosphore	32
2.2.1.2.3. Silice	33
2.2.2. Facteurs biotiques	33
2.2.2.1. Prédation.....	34
2.2.2.2. Parasitisme et lyse virale.....	35
2.2.2.3. Interactions allopathiques	35
SITE D'ETUDE	36
1. Origine du réservoir.....	37
2. Etat de connaissances du site d'étude.....	37
3. Caractéristiques morphodynamiques du réservoir.....	38

4. Caractéristiques climatiques du réservoir Dayet Aoua	39
4.1. Régime pluviométrique du réservoir Dayet Aoua	39
4.2. Température de l'air	42
4.3. Vent	43
4.4. Evaporation.....	43
5. Evolution de la côte du niveau d'eau de Dayet Aoua	43
6. Hydrogéologie du réservoir Dayet Aoua	44
7. Régime hydrologique du réservoir Dayet Aoua	44
8. Couverture végétale du lac	45

CHAPITRE 1 : ETUDE DES VARIATIONS SAISONNIERES DES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES ET BIOLOGIQUES..... 46

1. INTRODUCTION.....	47
2. METHODOLOGIE	48
2.1. Prélèvements.....	48
2.2. Paramètres abiotiques physiques	48
2.2.1. Transparence de l'eau	48
2.2.2. Température de l'eau	49
2.2.3. Conductivité.....	49
2.3. Paramètres abiotiques chimiques	49
2.3.1. pH de l'eau.....	49
2.3.2. Oxygène dissous	49
2.3.3. Azote.....	49
2.3.3.1. Nitrates.....	50
2.3.3.2. Nitrites	50
2.3.3.2. Ammoniums	50
2.3.3.2. Azote total.....	50
2.3.4. Phosphore	50
2.3.4.1. Orthophosphate.....	50
2.3.4.2. Phosphore total	51
2.3.5. Silice	51
2.3.6. Carbone inorganique.....	51
2.3.7. Dureté totale de l'eau.....	51
2.3.8. Matière dissoute	52
2.3. Paramètres biotiques	52
2.3.1. Exploration de la communauté phytoplanctonique	52
2.3.1.1. Approche qualitative.....	52
2.3.1.2. Approche quantitative.....	54
2.3.1.2.1. Dénombrement en microscopie inversée	55
2.3.1.2.2. Dénombrement en microscopie à épifluorescence.....	56
2.3.1.2.3. Dénombrements des bactéries (méthode directe)	57
2.3.1.2.4. Chlorophylle <i>a</i>	58
2.3.1.2.5. Mesure de la production primaire	59
2.4. Analyse en composantes principales (ACP)	60
3. RESULTATS.....	61

3.1. Paramètres abiotiques	61
3.1.1 Paramètres physiques.....	61
3.1.1.1. Transparence et variation du niveau de l'eau.....	61
3.1.1.2. Température.....	62
3.1.1.3. Conductivité.....	62
3.1.2 Paramètres chimiques	63
3.1.2.1. pH	63
3.1.2.2. Oxygène dissous	63
3.1.2.3. Azote.....	63
3.1.2.3.1. Nitrates.....	63
3.1.2.3.2. Nitrites	64
3.1.2.3.3. Ions ammoniums.....	64
3.1.2.3.4. Azote total.....	64
3.1.2.4. Phosphore	65
3.1.2.4.1. Orthophosphates	65
3.1.2.4.2. Phosphore total	65
3.1.2.5. Carbone inorganique.....	66
3.1.2.6. Dureté totale	66
3.1.2.7. Matière dissoute.....	67
3.1.3. Paramètres physicochimiques à l'entrée et à la sortie.....	68
3.2. Paramètres biologiques.....	69
3.2.1. Bactérioplancton.....	69
3.2.1. Distribution spatiotemporelle de la densité bactérienne	69
3.2.2. Phytoplancton	71
3.2.2.1. Approche qualitative.....	71
3.2.2.1.1. Richesse spécifique.....	71
3.2.2.1.2. Diversité et composition spécifique de la communauté phytoplanctonique	73
3.2.2.2. Approche quantitative du phytoplancton	74
3.2.2.2.1. Densité et répartition spatiotemporelle du phytoplancton.....	74
3.2.2.2.2. Biomasses phytoplanctoniques issues des dénombrements cellulaires.....	75
3.2.2.2.3. Distribution spatiotemporelle des phytoflagellés dans le lac Dayet Aoua	77
3.2.2.2.4. Biomasse-chl. <i>a</i>	79
3.2.2.2.5. Activité photosynthétique du phytoplancton	81
3.3. Analyse en composantes principales (ACP)	82
4. DISCUSSION	85
4.1. Etude des variations spatiotemporelles saisonnières	85
4.1.1. Paramètres abiotiques	85
4.1.1.1. Conclusion	89
4.1.2. Paramètres biotiques	90
 CHAPITRE 2 : VARIATIONS DIURNES DANS LE RESERVOIR DAYET AOUA... 99	
1. INTRODUCTION.....	100
2. METHODOLOGIE	100
2.1. Prélèvements.....	100
2.3. Paramètres abiotiques	100
2.4. Paramètres biotiques	101
3. RESULTAT	101
3.1. Paramètres physiques.....	101

3.2. Paramètres chimiques	102
3.3. Paramètres biotiques	104
3.3.1. Abondance bactérienne.....	104
3.3.2. Abondance et biomasse phytoplanctoniques	104
3.3.3. Abondance et biomasse des phytoflagellés.....	106
3.3.4. Assimilation photosynthétique	106
4. DISCUSSION	107
4.1. Paramètres abiotiques	107
4.2. Paramètres biotiques	108
CONCLUSION GENERALE	110
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	114
ANNEXES	139

Introduction

Le Maroc de par sa position géographique dispose d'une grande diversité de milieux aquatiques marins et continentaux. Ainsi, il est considéré comme le pays le plus diversifié de toute l'Afrique du Nord (CHILLASSE et *al.*, 2001). Il s'individualise également dans cette région, par l'existence de nombreux lacs permanents concentrés essentiellement dans le Moyen Atlas. Ces lacs assurent des fonctions diverses parmi lesquelles l'absorption d'une très grande proportion des eaux de ruissellement et de fonte de neige, le réapprovisionnement ou la recharge des nappes phréatiques. Ils contrôlent les crues et réduisent les inondations en stockant au moins temporairement les eaux des crues puis les restituent lentement.

Cependant, plusieurs régions au Maroc souffrent de l'augmentation incessante des besoins en eau (EL HACHEMI, 2012). Les ressources en eau, au Maroc, sont limitées à cause de l'évolution rapide de la démographie, de l'amélioration continue des conditions de vie des populations, de l'urbanisation accélérée, de l'introduction de l'irrigation à grande échelle et du développement de l'industrie (JELLAL, 1997). A ceci s'ajoutent le climat semi-aride qui caractérise la majeure partie du territoire et les sécheresses épisodiques (EL HACHEMI, 2012). Le territoire marocain est principalement influencé par une irrégularité annuelle et une variabilité interannuelle très marquées des précipitations et une disparité de leur distribution spatiale (BELGHITI, 2013). Une alternance de séquences de forte hydraulicité et de séquences de sécheresse d'intensité et de durée variables est également un trait dominant des régimes hydrologiques. Selon le Secrétariat d'Etat chargé de l'Eau et de l'Environnement (SEEE, 2015), les ressources en eau superficielle sur l'ensemble du territoire sont évaluées en moyenne annuelle à 19 milliards de m³, variant selon les années de 5 à 50 milliards de m³. Les précipitations se produisent généralement en deux périodes pluviales, la première en automne et la seconde en hiver. BOUAICHA et BENABDELFADE (2010) rapportent que les moyennes annuelles des précipitations atteignent plus de 800 mm dans la région montagneuse au Nord (péninsule tangéroise) et moins de 200 mm dans les zones sud atlasiques et le Sahara. Dans le contexte climatique, durant ces deux dernières décennies, plusieurs épisodes de sécheresses dont les plus remarquables (1980-1985, 1991-1995 et 1998-2002) atteignent plus de quatre années successives, constituant ainsi les sécheresses les plus sévères et les plus longues, ont été enregistrées (SEEE, 2015). Cette sécheresse accentue l'appauvrissement des ressources en eau. En plus, de cette répartition inégale dans le temps et dans l'espace de la pluviométrie, s'ajoutent les risques sanitaires liés à la pollution de l'eau (COMMISSION ECONOMIQUE DES NATIONS UNIES, 2014). Le volume annuel des eaux usées produit au

Maroc a excessivement augmenté plusieurs fois au cours des trois dernières décennies. Il a passé de 48 à 666 millions de m³ de 1960 à 2010 et il est estimé atteindre près de 900 millions de m³ en l'an 2020 (HBAIZ et *al.*, 2014). L'industrie papetière classée au troisième rang mondial pour l'utilisation d'eau consomme, elle seule, 5 à 20 m³ par tonne de papier produit et représente l'une des industries rejetant la plus grande quantité d'effluents (FATHALLAH et *al.*, 2014). La dégradation des ressources en eau résulte essentiellement des pollutions qui commencent par une modification des caractéristiques physico-chimiques (MALMQVIST et RUNDLE, 2002) et qui aboutissent à un déséquilibre de l'écosystème. Dans la mesure où la distribution des organismes colonisant les milieux aquatiques est principalement dictée par des processus autoécologiques (VANNOTE et *al.*, 1980 ; LECERF, 2005), les perturbations anthropiques ont une répercussion très forte sur la biodiversité aquatique (AICHA, 2014). Le fonctionnement des écosystèmes aquatiques un processus est très complexe et très fragile. Il s'agit d'un équilibre entre les organismes et leur environnement physique, chimique et biologique. L'exploration des communautés phytoplanctonique, zooplanctonique, microbienne et virioplanctonique devra contribuer à l'estimation de sa richesse spécifique et à la compréhension du fonctionnement du milieu aquatique (RACHIQ, 2003). En raison de la multiplicité des facteurs intervenant dans la dynamique et le fonctionnement des systèmes aquatiques et en raison de l'enchevêtrement des phénomènes naturels et anthropiques qui affectent la qualité de la ressource en eau, qui va de la perturbation à l'eutrophisation précoce des milieux naturels, la réaction doit être globale. Une analyse approfondie du fonctionnement des hydrosystèmes de la qualité de l'eau s'impose si l'on veut réduire les inconvénients résultant de la pollution et les risques des problèmes sanitaires liés à la consommation.

Si beaucoup de lacs de barrages ont fait l'objet d'études pour connaître leur structure physicochimique et biologique et contrôler l'état de leur niveau de trophie, les écosystèmes lacustres naturels, en raison de leur difficulté d'accessibilité n'ont bénéficié que d'études très fragmentaires intéressant particulièrement les paramètres physicochimiques. Ces écosystèmes restent inconnus par rapport à la composition de leur structure microbienne et la dynamique de leurs populations.

Le lac Dayet Aoua, situé dans la province d'Ifrane qui, malgré son accessibilité et sa proximité des grandes universités, n'a fait l'objet que d'études très fragmentaires s'intéressant particulièrement à certaines communautés végétales et à la caractérisation physicochimique de l'eau. En effet, les études de CHILLASSE et *al.* (2001) ont donné un aperçu général sur la

végétation terrestre et aquatique bordant ce lac, et celles d'ABBA et *al.* (2012) ont abordé la caractérisation physicochimique des eaux de ce dernier. Très récemment, une étude saisonnière a été menée par nous-même, au terme de laquelle nous avons montré le rôle épurateur de la flore macrophytique et confirmé le caractère oligotrophe de ce lac. Les études des paramètres biologiques devront contribuer à la compréhension du fonctionnement et à la protection de cet écosystème lacustre. Ainsi, notre contribution met l'accent sur la dynamique de la flore microalgale et bactérienne et les caractéristiques physicochimiques de cet écosystème lacustre.

Ainsi, le principal objectif de ce travail est de contribuer à la caractérisation de la diversité phytoplanctonique des eaux, acquisition d'une première référence de données sur le phytoplancton du lac Dayet Aoua, en termes qualitatif et quantitatif (composition spécifique, biomasse et production primaire). Ces données permettront une meilleure compréhension du fonctionnement du lac Dayet Aoua. Notre travail de recherche a donc porté sur :

- a) la caractérisation de l'environnement physico-chimique du lac Dayet Aoua ;
- b) l'inventaire du phytoplancton ;
- c) l'évaluation de la dynamique du bactérioplancton et du phytoplancton à différentes échelles temporelles (journalière et saisonnière) et spatiale (verticale) ;
- d) l'évaluation de la productivité primaire globale et du niveau trophique du lac.

Ces études ont été réalisées afin de savoir quelles sont les variables qui détermineraient la dynamique du bactérioplancton et du phytoplancton, l'importance des flux d'éléments nutritifs suite à la croissance de ces populations planctoniques dans la succession saisonnière en milieu naturel (AMBLARD et *al.*, 1998), et plus généralement, la qualité des eaux du lac. Ces travaux devraient permettre, d'une part, d'affirmer ou d'infirmer l'état oligotrophe décrit par ABBA et *al.*, (2008) lors d'une étude antérieure et, d'autre part, approfondir les théories relatives aux concepts de succession et coévolution des populations planctoniques qui sont au cœur des questions actuellement débattues à propos des interactions, de la dynamique et de l'organisation des communautés et des réseaux trophiques de la boucle microbienne.

Synthèse bibliographique

1. Généralités et état des connaissances sur les lacs du Moyen Atlas

Situé au sud-ouest au nord-est du Maroc entre le Rif et le Haut Atlas, de la plaine du Saïs aux plateaux de la Moulouya, le Moyen Atlas représente un groupe de reliefs formé de deux grands sous-ensembles (causses moyen atlasiques à l'Ouest et le Moyen Atlas plissé au Nord-Est) couvrant une superficie totale de 2,3 millions d'hectares avec des paysages classiques de hauts plateaux calcaires et dolomies (LEPOUTRE & MARTIN, 1967). Le point culminant est le jbel Bou Nacer (3356 m), puis le jbel Bouiblane (3192 m) près d'Immouzere Marmoucha et à quelques kilomètres de Taza. Ces plateaux, composés essentiellement des roches sédimentaires et volcaniques, datent de l'ère triasique et jurassique (HERBIG, 1988). Le climat de montagne du Moyen Atlas est typiquement méditerranéen de montagne. Il est essentiellement conséquent de sa position altitudinale, de sa situation géographique et de son exposition aux influences marines (MARTIN, 1981). Ce climat offre au causse moyen atlasique un régime pluviométrique typiquement méditerranéen. Généralement, les pluies s'étalent, quelque soit le secteur, de Septembre à Juin avec deux maximas (en Décembre et en Février). Le Moyen Atlas comme toute la zone méditerranéenne, n'est donc pas une entité homogène. Il présente de fortes variations annuelles des précipitations selon lesquelles les fortes pluies sont localisées principalement au causse moyen atlasique et qui décroissent rapidement en direction du Moyen Atlas plissé (BENKADDOUR, 1993).

Comme la pluviométrie, la température est aussi influencée par l'altitude. La température est plus basse aux plateaux par rapport aux plaines. Les plateaux avoisinants (plateau de Saïs et plateau de Moulouya) ont des températures moyennes annuelles plus élevées : 17,8 °C à Fès et Meknès (altitude de 400 à 530 m) et 17,3 °C à Khénifra (750 m d'altitude). La température moyenne annuelle sur l'ensemble des causses est de 12 °C (BAALI, 1998). En général, dans ces régions, la température est caractérisée non seulement par sa variabilité d'un point à un autre, mais aussi par de grands écarts entre les températures maximales et minimales journalières, mensuelles ou annuelles.

Les vents dominants soufflent dans deux sens : (i) le vent Gharbi de l'Ouest vers l'Est qui est un vent humide dominant en hiver, et (ii) le vent Chergui souffle de l'Est vers l'Ouest qui est un vent sec et chaud dominant au printemps et en été, et souvent chargé d'éléments détritiques fins (poussières) provenant du Sahara (BAALI, 1998). Ces vents sont, dans la région, un

facteur physique incontournable du mélange des eaux des lacs notamment les moins profonds (RHOUJJATI, 2007).

1.1. Bassins fluviaux

Sa situation géographique, dans une zone de pluviométrie très élevée, confère au Moyen Atlas le caractère de « château d'eau », tant du point de vue hydrogéologique qu'au point de vue hydrographique.

Le Moyen Atlas appartient à quatre grands bassins hydrographiques suivants : (i) le bassin de Sebou (avec une superficie d'environ 40 000 km²), (ii) le bassin de l'Oum Errabiaa (qui s'étend sur une superficie de 35 000 km²) et (iii) le bassin de Bouregreg (qui couvre une superficie de l'ordre de 10 000 km²). Ces trois bassins hydrauliques prennent naissance dans le Moyen Atlas et se jettent dans l'océan l'Atlantique. Et enfin le quatrième (iv) le bassin de la Moulouya qui prend sa source à Almssid à la jonction du Moyen et le Haut Atlas s'étend sur 74 000 km² et se jette dans la Méditerranée (LMA, 2011).

Il en résulte de ce fait, une grande diversité en zones humides au Moyen Atlas, notamment en lacs naturels, les rivières et les sources fraîches qui offrent des habitats écologiques variés et favorisant une grande biodiversité (CHILLASSE & DAKKI, 2004).

1.2. Lacs du Moyen Atlas

Le Moyen Atlas est considéré comme le réservoir d'eau du Maroc. C'est une zone à haute altitude (> 1200 m) et à pluviométrie élevée où prennent naissance les deux plus importants bassins versants du pays. Le climat est de type continental de montagne méditerranéen (CHILLASSE et al, 2001).

Le Moyen Atlas comprend plus d'une vingtaine de lacs concentrés essentiellement dans l'aire géographique de Beni Mellal-Khénifra-Ifrane (**Figure 1**) correspondant à des effondrements tectoniques à remplissage fluvio-lacustres (HINAJE & AIT-BRAHIM, 2002). La plupart de ces plans d'eau sont d'origines karstiques (CHILLASSE et al, 2001) constituées des dolomies, calcaires et calcaires dolomitiques à l'exception du lac Sidi- Ali considéré comme lac de barrage volcanique (MARTIN, 1981). La répartition des lacs naturels dans le causse moyen atlasique est favorisée par leur intense fracturation facilitant l'alimentation par l'écoulement souterrain de l'eau (NICOD, 2000), le climat d'altitude subhumide à humide à

températures basses et les accumulations hivernales de neige (BAALI, 1998) et des pluies abondantes venant de l'Atlantique (RHOUJJATI et *al.*, 2010). En effet, le climat est l'un des facteurs clés qui régissent la répartition des zones humides dans le Moyen Atlas (BAALI, 1996).

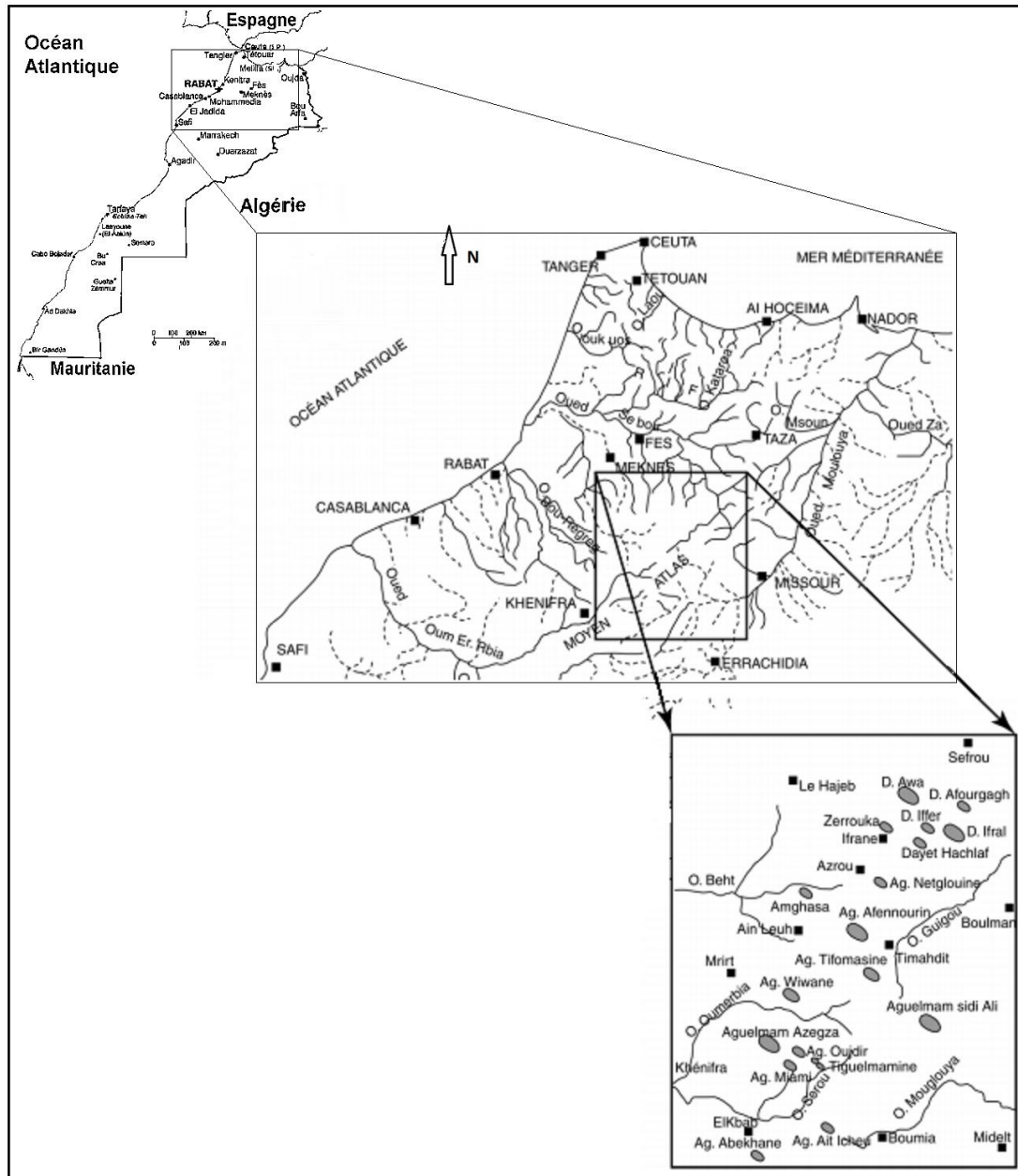


Figure 1 : Carte de répartition des lacs du Moyen Atlas central (d'après CHILLASSE & DAKKI, 2004).

Compte tenu du nombre et de la diversité de ces zones humides, nous allons citer quelques écosystèmes de la région.

1.1.1. Aguelmam Afennourir

. C'est une zone humide peu profonde (2m), de haute altitude (1798 m), situé au milieu d'une vaste dépression karstique (calcaire) à fond plat, tout près du village d'Ain Leuh. Ses coordonnées sont 33° 17' N et 05° 16' W. Cet étang d'eau couvre 300 ha de superficie (**Tableau 1**), variable selon les saisons et les années. Sa situation géographique en pleine forêt cédraie au milieu du Moyen Atlas lui confère le statut de Ramsar le 20 juin 1980 (CHILLASSE et *al.*, 2001), en raison des fonctions écologiques et hydrologiques qu'elles remplissent, pour la conservation de la diversité biologique mondiale et la pérennité de la vie humaine. La principale valeur écologique de ce lac de montagne particulier est la présence régulière d'une grande population des oiseaux nicheuses et hivernantes de Tadorne casarca *Tadorna ferruginea* (espèce rare selon VIELLIARD, 1970 ; 1996 ; DAKKI et HAMZAOU, 1998 ; CHILLASSE et *al.*, 2000 ; DAKKI et *al.*, 2003a). Malgré la rétention de l'eau par une digue artificielle, l'hydrologie de l'Aguelmam Afennourir reste dépendante des précipitations (neige en particulier) dans la mesure la digue est basse et la profondeur maximal du lac ne dépasse pas 3 m. Il s'assèche souvent après des hivers secs (DAKKI et *al.*, 2003b). La flore aquatique est, essentiellement composée de *Ranunculus millefoliatus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potentilla maura* et *Scirpus holosehoenus*, très denses formant un tapis continu vers les bords et des îlots au niveau de certains hauts fonds très favorables à la nidification de plusieurs espèces d'oiseaux. Le bassin versant est couvert d'une forêt de chêne vert (*Quercus rotundifolia*) et de Cèdre (*Cedrus atlantica*) (CHILLASSE et *al.*, 2001).

. Les données limnologiques sur les caractérisations physicochimiques, planctoniques, microbiennes, ..., à notre connaissance maquent quasiment. Malgré son importance internationale, Aguelmam Afennourir n'a fait l'objet que d'études très fragmentaires intéressant particulièrement la caractérisation site Ramsar. En effet, les études de CHILLASSE et *al.* (2000, 2001 et 2004) ont donné un aperçu général sur la végétation terrestre et aquatique bordant ce lac et sur les oiseaux nicheurs, et celles de DAKKI (1997) et CHILLASSE et *al.* (2001) ont donné un aperçu sur la faune aquatique en général (invertébrés et poissons) de l'écosystème.

1.1.2. Dayet Ifrah

. Le lac Ifrah est un lac eutrophe peu profond (profondeur maximale de 8m) qui se trouve à 55

km au Sud d'Azrou à une altitude de 1620 m au nord du causse moyen atlasique, à 30 km de la ville d'Ifrane, au fond d'une cuvette d'origine tectono-karstique de forme ovale (HINAJE & AIT-BRAHIM, 2002). Le substrat du lit du bassin versant du lac est dans l'ensemble de nature dolomitique et/ou calcaire dolomitique (ETEBAAI et *al.*, 2012).

Le lac est situé au nord du causse moyen atlasique avec un bioclimat typique méditerranéen subhumide à hiver froid. Avec une superficie estimée à 250 ha Dayet Ifrah est l'un des plus grands lacs de la région, alimenté essentiellement par la nappe phréatique, les eaux de ruissellement et la fonte des neiges. Les précipitations peuvent en moyenne atteindre de 900 mm/an avec une forte fluctuation selon les années (ETEBAAI et *al.*, 2012).

. Très peu de travaux limnologiques ont été effectués dans cet écosystème en raison d'accessibilité et de proximité des universités et de manques de projets. Très récemment, des études saisonnières ont été menées par ETEBAAI et *al.* (2008, 2009 et 2012), aux termes desquelles ces auteurs ont montré l'environnement physico-chimique des eaux et la sédimentation actuelle confirmant le caractère eutrophe de ce lac.

Tableau 1: Caractères morphométriques des principaux lacs du Moyen Atlas (d'après CHILLASSE et *al.*, 2001).

Lacs/Station	Altitude (m)	Coordonnées		Bioclimat	Profondeur (m)	Superficie (ha)
Aguelmam Azegza	1470	32°58' N	05° 27' W	Subhumide	26	50
Aguelmam Wiwane	1630	33°08' N	05° 21' W	Subhumide	14	40
Tiguelmamines	1650	32°55' N	05° 20' W	Humide	20	13
Aguelmam Aberkhane	1670	32°55' N	05° 20' W	Semi-aride	12	45
Aguelmam Sidi-Ali	2050	33°05' N	04° 59' W	Subhumide	37	400
Aguelmam Tifounassine	1913	33°09' N	05° 06' W	Subhumide	14	70
Aguelmam Afennourir	1796	33°17' N	05° 16' W	Humide	2	300
Dayet Ifrah	1650	33°34' N	04° 56' W	Subhumide	8	250
Dayet Iffer	1440	33°36' N	04° 55' W	Subhumide	12	6
Dayet Aoua	1460	33°39' N	05° 00' W	Subhumide	5	140
Aguelmam Afourgah	1380	33°37' N	04° 52' W	Subhumide	9	12
Plan d'eau Amghass	1400	33°23' N	05° 27' W	Semi-aride	5	30
Plan d'eau Zerrouka	1600	33°33' N	05° 06' W	Subhumide	3	3

1.1.3. Dayet Iffer

. Lac eutrophe relativement profond (profondeur moyenne de 6m) situé à 12 km de la ville

d'Ifrane à une altitude de 1440 m dans le causse moyen atlasique, au fond d'une cuvette de 1,5 ha avec 300 m diamètre, d'origine de dolomie liasique alors que le bassin versant qu'il occupe mesure environ 388 ha (RHOJJATI et *al.*, 2012). La superficie du lac est de 6 ha. Son niveau est variable en fonction des saisons et de la pluviosité annuelle. La végétation du bassin versant est dominée par *Quercus rotundifolia* (chêne vert) alors que la végétation aquatique est essentiellement composée de *Typha latifolia*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton pectinatus* et *Myriophyllum spicatum* (CHILLASSE et *al.*, 2001). La situation géographique, l'altitude, l'exposition aux influences atlantiques et le bioclimat humide et froid de cette zone lui confèrent une pluviométrie annuelle s'approchant à 1150 mm/an de pluies en moyenne avec une variabilité très importante selon les années (RHOJJATI et *al.*, 2012). Les températures sont relativement basses par rapport aux plaines avec une moyenne annuelle de 12 °C (MAXTED, 1989) et peuvent atteindre, en hiver des valeurs inférieures à -17 °C (RHOJJATI et *al.*, 2012). En effet, les eaux du lac peuvent être thermiquement stratifiées en été et geler en hiver. Elles sont généralement alcalines (pH = 8,3) et moyennement minéralisées (conductivité moyenne = 1200 µS.cm⁻¹) (RHOJJATI et *al.*, 2012). Les faciès chimiques sont bicarbonatés calciques reflétant la nature lithologique carbonatée de la dépression (BENKADDOUR et *al.*, 2008 ; RHOJJATI et *al.*, 2012).

. Les travaux effectués dans cet écosystème ont généralement porté sur l'hydrologie et la sédimentation. Aucune étude à notre connaissance n'a fait l'objet de l'exploration des communautés planctoniques.

1.1.4. Aguelmam Sidi-Ali

. Aguelmam Sidi-Ali est un lac eutrophe de profondeur maximale de 37 m. C'est un lac de 400 ha de superficie variable selon les saisons. Il se trouve dans une région relativement bien arrosée à une altitude de 2050 m dans le causse moyen atlasique (CHILLASSE et *al.*, 2001). C'est l'un des plus importants lacs naturels du Maroc, déterminé par le barrage d'une coulée basaltique, doté d'un bassin versant apparent de 15,6 km², il est alimenté par des eaux de ruissellement et par des sources karstiques. Sa profondeur maximale varie fortement selon les années sous la dépendance des conditions climatiques, et en particulier des pluies et de l'évapotranspiration (SAYAD et *al.*, 2011). Le bassin versant du lac appartient à l'étage bioclimatique subhumide à hiver froid ou étage montagnard méditerranéen (MORGAN, 1982 ; CHILLASSE et *al.*, 2001) où les variations de la pluviométrie annuelle atteignent 680

mm en moyenne, en grande partie sous forme de neige qui parfois peut persister sur les hauts versants jusqu'au mois de mars. La température mensuelle moyenne varie au cours de l'année entre -2°C et 30°C (CHILLASSE et *al.*, 2003). Aguelmam Sidi-Ali a été admis comme site Ramsar en 2005.

. La première citation bibliographique remonte à 1919 par BLACHE (in SAYAD et *al.*, 2011). En 1995, AMHAOUCH étudia l'écosystème dans le cadre d'un mémoire de 3^e cycle pour obtenir le diplôme d'Ingénieur des Eaux et Forêts portant sur la contribution à l'analyse physico chimique et ichthyologique. Les publications les plus récentes sont les travaux de Sayad (SAYADS et *al.*, 2011) qui portent sur la répercussion des conditions climatiques sur le niveau du lac.

1.1.5. Dayet Aoua

. C'est un lac oligotrophe peu profond (profondeur maximal de 5m) situé à la sortie de la ville d'Immouzere à 15 kilomètre au nord d'Ifrane par la route RN 24 qui mène Ifrane à Fès. Ses coordonnées sont 32°58'N et 05°27'W. C'est un lac de 140 ha de superficie variable selon les saisons. Sa profondeur maximale reste faible et varie de quatre à cinq mètres (ABBA et *al.*, 2008). Son niveau est variable en fonction des saisons et de la pluviosité annuelle. Le lac est entouré par une prairie humide rase et des massifs forestiers de chêne vert (*Quercus ilex*) et de Cèdre planté (*Cedrus atlantica*). Une ceinture de peuplier et quelques pieds de saules entourent le lac sur ses bords immédiats. La flore submergée et émergée est abondante et très diversifiée par la présence de *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum alterflorum*, *Juncus bufonius*, *Carex sp*, *Polygonum amphibium*, *Ranunculus millifolius*, *Stirpus lacustris*, *Phragmites communis*, *Typha sp* et des algues dominées par des espèces du genre *Spirogyra* et *Chara* (CHILLASSE et *al.*, 2001 ; FAZUL et *al.*, 2013). La situation géographique, l'altitude, l'exposition et le bioclimat subhumide confèrent à cette zone un régime pluviométrique qui présente des écarts pluviométriques très importants entre le minimum et le maximum, de l'ordre de 1 067 mm et très variables selon les années (SAYAD et *al.*, 2010). Certaines années sont humides (ex : 1962-1963, 1968-1969, 1969-1970) alors que d'autres sont plus sèches (ex : 1965-1966, 1971-1972, 2001-2002). Les températures sont relativement basses (4,8°C) en hiver et peuvent atteindre, en été des valeurs plus élevées (21,1°C) (ABBA, 2006 ; SAYAD et *al.*, 2010). Cependant, les eaux ne sont jamais thermiquement stratifiées au cours de l'année mais peuvent geler en hiver selon les années (ABBA, 2006). Elles sont

légèrement alcalines (valeurs extrêmes du pH sont 8,5 et 9) et relativement minéralisées (conductivité moyenne = 340 $\mu\text{S.cm}^{-1}$). Les faciès chimiques sont bicarbonatés et magnésiques reflétant la nature bicarbonatée de l'encaissant (ABBA et *al.*, 2012).

. Les travaux effectués dans cet écosystème ont généralement porté sur l'hydrologie, la physicochimie, la climatologie et la sédimentologie. Aucune étude à notre connaissance n'a fait l'objet de l'exploration des communautés planctoniques.

1.1.6. Aguelmam Wiwane

. Lac Wiwane est un réservoir semi-naturel, eutrophe et profond (14m). Il se trouve à 34 km de M'rirt sur la route de Aïn Leuh au milieu d'une dépression karstique lié avec un petit marécage riche en végétation et alimenté par des petites sources limnocrènes¹ (Aguelmam n'Harcha). Son altitude est de 1630 m et ses coordonnées GPS sont 33°08' N et 05° 21' W (**Tableau 1**). Sa superficie couvre 40 ha variable selon les années et les saisons. Le niveau d'eutrophisation des eaux du lac est avancé ce qui génère une richesse en végétation aquatique dominée par *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus aquatilis* et *Chara sp.* De même cet envasement permet par endroit le développement d'importantes Typhaies (*Typha sp*) et des Phragmitaies (*Phragmites communis*). Les versants du lac sont boisés ou couverts de chêne vert et des cultures en aval de l'écosystème (CHILLASSE et *al.*, 2001).

. Les données limnologiques sur les caractérisations physicochimiques, planctoniques, microbiennes, ..., à notre connaissance manquent quasiment.

1.1.7. Aguelmam Azegza

. Aguelmam Azegza (lac vert) est un plan d'eau eutrophe profond (26 m de profondeur) situé à 30 km de la ville de Khénifra à une altitude de 1470 m dans le causse moyen atlasique, dans la grande cédraie d'Ajdir Izayane. Il fait partie du parc national de Khénifra. La lithologie du substrat du bassin versant et de la dépression du lac est d'origine karstique (calcaire). La superficie du lac, estimée à environ 50 ha (1,66 km de longueur et 0,42 km de largeur), et son

¹ Sources limnocrènes : dépressions du sol formant une vasque, où l'eau s'écoule en surpression et où le débit peut être important.

niveau d'eau est variable en fonction des saisons car son alimentation en eau, en dehors des apports hydriques souterrains, est assurée par les précipitations (pluies et neiges) et le ruissellement (BENKADDOUR et *al.*, 2008). Les études de FLOWER et FOSTER (1992) et de BENKADDOUR et *al.* (2008) ont montré que le lac a connu une baisse alarmante de son niveau suite à une succession des années de sécheresses combinée à des surexploitations des ressources en eaux en aval du lac. L'amplitude des fluctuations du niveau du lac dépend principalement de la variation des précipitations annuelles. La profondeur maximale du lac peut atteindre plusieurs mètres. En 1984, le niveau d'eau estimé par Flower & Foster était de 33 m alors que l'étude bathymétrique de Benkaddour en 2006 a montré que la profondeur maximale du lac était estimée à environ 23m (FLOWER & FOSTER, 1992 ; BENKADDOUR et *al.*, 2008). Le bioclimat du bassin versant est du type subhumide (**Tableau 1**). La moyenne pluviométrique s'élève à 1150 mm/an. Les précipitations sont en grande partie sous forme de neige qui peut parfois persister sur les hauts versants jusqu'en mois de mars (CHILLASSE et *al.*, 2001). Au cours de l'année, les valeurs extrêmes de la température mensuelle sont -2 °C et 31 °C. En période automnale, la température oscille entre 2 °C et 22 °C alors qu'en hiver elle n'excède pas souvent les 9 °C (CHILLASSE et *al.*, 2001). Au printemps 2007, les températures mesurées ont montré qu'Aguelmam Azigza est un lac monomictique chaud (BENKADDOUR et *al.*, 2008). La végétation aquatique est dense et principalement composée de *Ranunculus aquatilis* et *Chara sp.* et des espèces accompagnatrices comme *Myriophyllum spicatum*, *Polygonum amphibium*, *Ceratophyllum demersum* et *Glyceria fluitans*. Cependant, la végétation de riverains du lac vers les versants, couverts par une forêt de *Quercus rotundifolia* et de *Cedrus atlantica*, est quasi inexistante. Le peuplement piscicole rencontré au niveau du lac Azegza est formé essentiellement de *Salmo gairdneri* (truite arc-en-ciel), *Esox lucius* (brochet européen), *Perca fluviatilis* (perche), *Cyprinus carpio* (carpe commune), et *Rutilus rutilus* (gardon) (CHILLASSE et *al.*, 2001). Les macrophytes jouent un rôle d'auto-épurateur du lac en régulant la minéralisation des eaux. Ces eaux sont légèrement alcalines (pH = 8,3) et relativement minéralisées. Les concentrations en Ca^{2+} et HCO_3^- sont élevées reflétant la nature carbonatée de l'encaissant (BENKADDOUR et *al.*, 2008).

. Le lac Aguelmam Azigza a fait l'objet de plusieurs travaux limnologiques (FLOWER et FOSTER, 1992 ; CHILLASSE et *al.*, 2001 ; CHILLASSE & DAKKI, 2004 ; BENKADDOUR et *al.*, 2008). Cependant, aucune étude n'a fait l'objet, à notre connaissance,

sur l'exploration des communautés planctoniques.

1.1.8. Aguelmam Tifounassine

. Aguelmam Tifounassine (lac des vaches) est un lac eutrophe relativement profond (14m), situé au milieu d'une vaste dépression karstique, aux eaux riches en magnésium, en orthophosphates et en bicarbonates (CHILLASSE et *al.*, 2001). Il fait partie du parc national d'Ifrane. Sa superficie et son niveau d'eau varient selon les années et les saisons sous la dépendance de la pluviométrie. L'alimentation en eau du système est assurée par les eaux de ruissellement, de fonte de neige et par des petites sources. Le couvert végétal est très réduit à cause du surpâturage. Elle ne reste conservée que sur les bords. Le peuplement de la flore aquatique est composé essentiellement de *Hypericum sp.*, *Myriophyllum spicatum*, *Nasturium officinale*, *Phragmites communis*, *Ranunculus millifolius*, *Scirpus lacustris*, *Tolypella hispanica* et *Typha sp.* (CHILLASSE et *al.*, 2001).

. Les données limnologiques sur les caractérisations physicochimiques, planctoniques, microbiennes, ..., à notre connaissance sont quasi inexistantes. Malgré son importance dans la région (classé site Ramsar en 2005), l'Aguelmam Tifounassine n'a fait l'objet que d'études très fragmentaires. En effet, les études de CHILLASSE et *al.* (2000 et 2001) ont donné un aperçu général sur la végétation terrestre et aquatique bordant ce lac et sur les caractéristiques morphométriques. Les études de Chillasse de 2003 ont donné un aperçu sur la faune aquatique du lac (CHILLASSE et *al.* 2004).

1.1.9. Aguelmam Afourgah

. Aguelmam Afourgah est un lac naturel et permanent. Son état de trophie est relativement avancé. Sa profondeur maximale est de 9m. Il se situe à une altitude de 1380 m au centre du causse moyen atlasique. Les eaux du lac sont alcalines et bicarbonatées. La superficie varie fortement selon les années et les saisons dans la mesure où le lac est essentiellement alimenté par la fonte des neiges et des ruisseaux. Elle a été estimée en 1978 à 24 ha (MORGAN, 1982), alors qu'en 2000, l'écosystème occupe une superficie de 12 ha (CHILLASSE et *al.*, 2001).

La végétation aquatique est principalement composée de plantes submergées. Elle est constituée de *Ranunculus millifolius*, *Polygonum amphibium* et *Myriophyllum spicatum* et une végétation émergente est très dégradée, représentée par des petits îlots de Typhas (*Typha*

sp) et des Phragmites (*Phragmites communis*). Le contour du lac est caractérisé par une prairie humide très rase et par des massifs de chênes verts (*Quercus rotundifolia*) (CHILLASSE et al., 2001). Suite aux coupes abusives de la végétation ainsi qu'au dérangement excessif causé par les nomades, plusieurs espèces d'oiseaux nidificatrices comme le Blongios nain, le héron pourpré et le Bihoreau gris ont disparues de la région (CHILLASSE et al., 2001). Quant au peuplement piscicole, ces mêmes auteurs ont recensé le brochet européen (*Esox lucius*), la carpe commune (*Cyprinus carpio*), le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) et la gambusie (*Ambusia affinis*).

. Pour le lac Afourggah il y a très peu d'études sur l'hydrogéologie (BAALI & FEDAN, 1996 ; BAALI, 1998) et sur la biologie : dans la littérature, il n'ya presque pas des données pour des raisons liées à la difficulté d'accessibilité, de proximité des universités et de manques de projets.

1.1.10. Tiguelmamines

. Le Tiguelmamine est un hydrosystème composé de trois lacs juxtaposés, non communicants en surface en périodes de basses eaux. La plus importante des trois est la cuvette centrale à fond plat qui couvre une superficie de 6 ha et atteint 16 m de profondeur (BENKADDOUR, 1993). Le lac sud est le plus profond avec une profondeur maximale de plus de 20 m. Le lac nord est le plus petit. Il est entouré d'une plus large zone marécageuse et temporairement submergée en saison des fortes pluies (CHILLASSE et al., 2001). Situé à une altitude de 1350 m au centre de cause moyen atlasique de bioclimat humide, le Tigalmamine reçoit en moyenne plus 930 mm/an des précipitations (BENKADDOUR, 1993). La flore aquatique est abondante par endroit et composée essentiellement de *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus aquatilis* et *Chara sp.* Le *Juncus bufonius* constitue l'essentiel de la végétation riveraine (CHILLASSE et al., 2001) alors que *Cedrus atlantica* et *Quercus rotundifolia* dominent le couvert végétal des versants des lacs (LAMB & VAN-DER-KAARS, 1995 ; CHILLASSE et al., 2001). La matière végétale aquatique tamponne les eaux du milieu. Selon BENKADDOUR (1993), les eaux au niveau d'Aguelmam central peuvent être thermiquement et temporairement stratifiées. Dans les conditions de stratification, les eaux de surface sont alcalines avec un pH d'environ 8,3 et ont une conductivité de 650 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Les faciès chimiques sont bicarbonatés calciques reflétant la nature carbonatée de l'encaissant (BENKADDOUR, 1993).

. Plusieurs études hydrogéologiques ont été effectuées dans les lacs Tiguelmamine (LAMB et *al.*, 1989 ; LAMB & VAN DER KAARS, 1995 ; BENKADDOUR 1993 ; CHILLASSE et *al.*, 2001 ; CHILLASSE & DAKKI, 2004), cependant, si l'on excepte les travaux de EL-HAMOUTI (1989 et 1991) et SOULIE-MÄRSCHÉ et *al.* (2008) qui ont utilisés respectivement les diatomées et les charophycées (ou characées) pour retracer la paléontologie des lacs, aucune étude n'a fait l'objet sur l'exploration des communautés planctoniques. Par ailleurs, les travaux de CHEDDADI et *al.* (1998) portent sur la succession pollinique et la minéralogie (BENKADDOUR, 1993).

1.1.11. Aguelmam Aberkhane

. C'est un lac naturel relativement profond (12 m) situé à 1670 m d'altitude et à 32° 55' N et 05° 20' W. En effet, le lac se trouve à quelques kilomètres de Timdghasse des Ait Lahcen, province de Khénifra, au milieu d'une vaste dépression karstique de forme ovale de 700 m de longueur et de 500 m de largeur (**Tableau 1**). Il est accessible de Khénifra par la route de Tighassaline, Ait Yahia Ou Saad et Elkbab. Le site est peu accessible aux visiteurs et subit de ce fait peu d'impact, comparé aux autres lacs de la région. Ainsi, son avifaune est à la merci des chasseurs qui profitent de son éloignement du poste de garde forestier (CHILLASSE et *al.*, 2001). La superficie d'Aguelmam Aberkhane est en moyenne de 45 ha ; variable selon les saisons et les années sous le contrôle des précipitations. Les versants du lac sont couverts de chêne vert. Les terrains plats qui sont proches sont cultivés. La végétation aquatique submergée est essentiellement composée de *Myriophyllum spicatum*, de *Ranunculus aquatilis* et de *Polygonum amphibium* (CHILLASSE et *al.*, 2001).

. Les données sur les caractérisations physicochimiques, planctoniques, microbiennes, ..., à notre connaissance, maquent quasiment.

1.1.12. Dayet Hachlaf

. Dayet Hachlaf est un plan d'eau de montagne peu profond (0,5 à 5m), d'altitude (1670 m), situé à 33° 32' N et 05° 20' W à quelques kilomètres d'Ifrane, sur la route de Michlifén, au milieu d'une dépression d'origine karstique de 60 m² de superficie variable selon les saisons (**Tableau 1**). Le site fait partie du circuit des Lacs, dans le Parc national d'Ifrane (BENNOUNA et SOSSEY-ALAOUI, 2010).

. Les données limnologiques sur les caractérisations physicochimiques, planctoniques, microbiennes, ..., à notre connaissance, sont quasi inexistantes.

2. Principaux types de communautés lacustres

Les écosystèmes lacustres sont caractérisés par différents organismes colonisant l'ensemble de la masse d'eau, ses interfaces avec les côtes, le fond et/ou le sol. Selon la répartition spatiale et les aptitudes natatoires, on distingue : la communauté pélagique, la communauté littorale et la communauté benthique. En plein eau, on distingue (i) le **plancton** introduit par HENSEN (1887) pour désigner l'ensemble des organismes vivants qui flottent dans l'eau en zone pélagique (*bactérioplancton* ; *phytoplancton* : diatomées, ... ; *zooplancton* : copépodes, cladocères, rotifères,... ; etc.), et (ii) le **necton** qui rassemblent tous les organismes qui mènent un déplacement actif avec des nageoires, poils ... (ex. : les poissons, les amphibiens, ...). HUTCHINSON (1967) propose le terme de *nectoplancton* pour caractériser seuls les organismes nectoniques de petite taille susceptibles de voir leurs déplacements contrariés par des faibles mouvements des eaux (DRIRA, 2009). En zone littorale, on trouve les organismes de tous genres animaux et végétaux qui colonisent les zones de bordure peu profondes du système. Dans la communauté macrophytique, on y trouve (i) les **hélophytes** qui sont des végétaux supportant une immersion partielle comme les roseaux (ex. : *Phragmites*, *Thypha*, *Scyrrus*...) et (ii) les **hydrophytes** ou plantes de l'eau (ex. : *Potamogeton*, *Nymphae*, *Myriophyllum*, *Elodea*, *Ceratophyllum*...). La communauté du **périphyton** occupe la même localisation que les macrophytes (de littoral). Elle est formée par les algues fixées et les bactéries vivant dans l'interface substrat-eau, partiellement dans le substrat et partiellement dans l'eau (SCHINDLER & VALLENTYNE, 2008). Le périphyton est largement accessible aux invertébrés brouteurs, aux têtards, et certains poissons et aussi aux micro-consommateurs. Les mousses (*Fontinalis*) et les algues (*Chara*) marquent souvent la limite de la zone littorale où l'éclairement est réduit à environ 2% de la luminosité de surface (RAMADE, 2008). A l'interface eau-sédiment, on rencontre la communauté benthique qui comprend les organismes vivant en surface ou enfoncé dans le sédiment meuble, composée du (i) **Benthon** (ou benthos) qui sont représentés par des organismes associés à l'interface eau-sédiment et (ii) les **planctonbenthos** composés d'organismes d'eau libre, mais limités à la pleine eau proche du sédiment (HUTCHINSON, 1967). Le *phytobenthos* est composé d'algues vivant sur le sédiment ou fixés sur d'autres substrats alors que le *zoobenthos* est composé de plusieurs

groupes d'animaux (insectes aquatiques, larves d'insectes, mollusques, oligochètes, crustacées...).

2.1. Classification des organismes planctoniques

Les milieux humides et aquatiques présentent une diversité floristique et faunistique remarquables liées à l'hétérogénéité des conditions écologiques offertes par ces milieux. Parmi ces groupements, certains sont nommés le plancton (du grec *planktos* qui signifie errant) que l'on peut traduire simplement par les microorganismes animaux et végétaux qui vivent dans l'eau ou « microorganismes aquatiques ». En revanche, compte-tenu de la variabilité de leurs traits biologiques et morphologiques, de nombreux auteurs (DAVIS, 1955 ; HUTCHINSON, 1967 ; BOUGIS, 1974 ; BALVAY, 1994 ; CALLIERI & STOCKNER, 2002 ; ...) se sont intéressés à la classification des organismes planctoniques, notamment en fonction de leur taille (**Tableau 2**), la nature et les caractéristiques biologiques (**Tableau 3**), la répartition verticale ou l'environnement (DRIRA, 2009). Cependant, le classement des organismes planctoniques dans chacune des catégories reste toujours délicat. Des cas particuliers ou intermédiaires se maintiennent toujours dans chacune des typologies déjà étudiées.

Tableau 2 : Classification des microorganismes du plancton selon la taille (CALLIERI & STOCKNER, 2002).

Terminologies	Taille (µm)	Référence
Net plancton	> 45	Thronndson, 1978
	> 64	Vollenweider et <i>al.</i> , 1974 ; Ross et Duthie, 1981
Microplancton	20 – 200	Dussart, 1965 ; Seiburth et <i>al.</i> , 1978
	50 – 500	Margalef, 1955
	60 – 500	Hutchison, 1967
Nanoplancton	2 – 20	Dussart, 1965 ; Seiburth et <i>al.</i> , 1978
	5 – 50	Margalef, 1955
	5 – 60	Hutchison, 1967
	< 45	Thronndson, 1978

	< 100	Rodhe, 1958
	< 64	Vollenweider et <i>al.</i> , 1974
	15 – 64	Ross et Duthie, 1981
Ultrananoplancton	< 2	Dussart, 1966
Ultraplancton	< 5	Margalef, 1955
	0,5 – 5	Hutchison, 1967
	1 – 10	Thronson, 1978
	1 – 15	Reynolds, 1973
	< 15	Ross et Duthie, 1981
Picoplancton	0,2 – 2	Seiburth et <i>al.</i> , 1978
Femtoplancton	0,02 – 0.2	Seiburth et <i>al.</i> , 1978

Tableau 3 : Classification des microorganismes du plancton selon la nature des organismes (DRIRA, 2009).

Terminologies	Nature des organismes	Référence
<i>Virioplancton</i>	virus, principal constitué du <i>femtoplancton</i>	
<i>Bactérioplancton</i>	bactéries, typiques du <i>picoplancton</i>	Jacques et Tréguer, 1986
<i>Mycoplancton</i>	champignons	
<i>Phytoplancton</i>	principalement des organismes végétaux chlorophylliens photosynthétiques	
<i>Protozooplancton</i>	protozoaires	
<i>Métazooplancton</i>	métazoaires et plancton animal, portuaires, cladocères et copépodes	
<i>Ichtyoplancton</i>	essentiellement des larves des poissons	
<i>Saproplancton</i>	organismes décomposeurs, non chlorophylliens	

2.1.1. Phytoplancton

2.1.1.1. Définition

Le phytoplancton (du grec *phyton* et *plagkton* qui signifient respectivement *plante* et *errant*) représente l'ensemble des organismes végétaux (unicellulaires, filamenteux ou coloniaux) microscopiques en suspension dans un milieu aquatique (de 1 μm à plusieurs mm qui erre (déplace) au gré des courants d'eaux), caractérisés par la présence de pigments chlorophylliens dont principalement la chlorophylle *a*. Ces microorganismes sont qualifiés de thallophytes, avasculaires et autotrophes (RAMADE, 2008). Toutefois, certains groupes du phytoplancton comme les dinoflagellés (*Protoperdium sp.*, *Gymnodinium sp.*) sont hétérotrophes et peuvent utiliser des substances organiques à la base de leur métabolisme (DE-REVIERS, 2003). En effet, la communauté phytoplanctonique est un ensemble hétérogène d'espèces présentant des caractéristiques morphologiques (taille, forme, ...) et des modes de nutrition différents. Plusieurs cellules phytoplanctoniques (*ex.*: les chrysophycées) possèdent des capacités autotrophes utilisant l'énergie lumineuse et absorbent par osmose des substances organiques dans le milieu. Elles possèdent en même temps des capacités hétérotrophes, ils sont même capables d'ingérer des bactéries (DOMAIZON et *al.*, 2003 ; ZUBKOV & TARRAN, 2008). Ces organismes sont qualifiés de *mixotrophes* parce qu'ils sont capables de se procurer l'énergie nécessaire à leur croissance et à leur reproduction en combinant les modes de nutrition autotrophe et phagotrophe (STICKNEY et *al.*, 2000). La forme cellulaire est extrêmement variée également. La diversité morphologique est souvent liée à une adaptation à la mobilité (flottaison, et mouvements verticaux) (ZEITZSCHEL, 1978 ; GROGA, 2012).

2.1.1.2. Habitat et écologie

Les organismes du phytoplancton colonisent généralement les endroits où les éléments de la photosynthèse se réunissent. Cependant, certains groupements comme des nanoplancton, des cyanobactéries peuvent être présents dans des habitats plus hostiles. Les communautés planctoniques sont très ubiquistes. Ils colonisent les biotopes terrestres et aquatiques (FOGG et *al.*, 1973). Ils se retrouvent dans l'eau douce, saumâtre ou salée. Certaines s'y trouvent dans les eaux à haute température tandis que d'autres tolèrent les basses températures des lacs arctiques et antarctiques (WAFI, 2013). La plasticité de ces espèces d'occuper plusieurs habitats s'explique souvent par leur large spectre trophique (autotrophe, hétérotrophe,

mixotrophe, ...). Certaines espèces vivent en association avec des animaux comme des protozoaires, des éponges ou des ascidies (endozoïques), ou avec des végétaux comme des fougères aquatiques ou des angiospermes (endophytiques) (BEN-BRAHIM, 2012). D'autres peuvent encore vivre en symbiose avec d'autres organismes comme dans le cas des lichens (symbioses entre une algue et champignons). Lorsqu'elles sont strictement aquatiques, selon leur mode trophique, le peuplement phytoplanctonique regroupe des espèces vivant dans la colonne d'eau, ou benthiques (SOURNIA, 1968), fixées ou très proches des divers substrats (roches, coraux, algues, animaux) (GROGA, 2012), ou même à l'intérieur des sédiments (MUR et *al.*, 1999). Le mode de trophie dominant chez les organismes phytoplanctoniques est l'autotrophie. Ces peuplements en plus de leurs remarquables possibilités d'adaptation à la température, possèdent des éléments qui leur confèrent une excellente adaptabilité aux variations lumineuses. Grâce à une composition pigmentaire qui leur permet d'utiliser une large gamme du spectre lumineux, certaines espèces peuvent vivre même dans les couches plus profondes de la colonne d'où la lumière est encore moins de 1% de la lumière atteignant la surface de l'eau. Selon CHORUS et BARTRAM (1999), dans le phytoplancton, il y a des organismes *écostratégiques* pouvant adopter plusieurs comportements qui les conduisent à dominer les communautés algales. Certaines espèces, se déplacent dans la colonne d'eau grâce à des glissements, à des mouvements hélicoïdaux ou à la présence de vésicules à gaz. Ces éléments leur permettent d'aller se positionner au niveau de leur optimum lumineux dans la zone euphotique ou de descendre dans les couches inférieures chercher des concentrations plus importantes en nutriments. D'autres peuvent s'affranchir partiellement des éléments nutritifs suite à leurs capacités de stockage ou de transformation de l'azote atmosphérique (GROGA, 2012). Certains groupes sont dotés de caractéristiques morphologiques, physiologiques et métaboliques qui leur permettent d'optimiser leur croissance et leur reproduction dans certaines conditions environnementales. C'est le cas des nombreuses espèces de cyanobactéries appartenant aux genres filamenteux (*Anabaena*, *Nostoc*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*,...) qui possèdent des hétérocystes (cellules spécialisées dans la fixation aérobie du diazote N_2 et sa transformation en azote assimilable grâce à la nitrogénase) (SABART, 2009). Ces espèces profitent d'une limitation de la disponibilité en azote sous forme directement assimilable (NO_3^- ou NH_4^+) pour dominer les autres espèces grâce à leur capacité à fixer l'azote atmosphérique (GROGA, 2012). La fixation de N_2 par des cyanobactéries unicellulaires pourvues d'hétérocystes est cependant possible (*Synechococcus*, *Gloeotheca*, *Plectonema*, *Microcoleus*) (FAY, 1992 ; BERGMAN et *al.*,

1997).

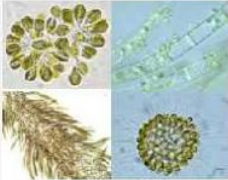
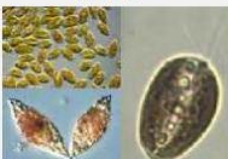
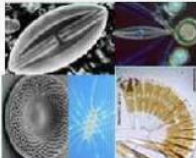
2.1.1.3. Diversité spécifique

Le premier niveau de classification est basé sur les pigments photosynthétiques, les produits de réserve et leur localisation cytoplasmique, ainsi que leur niveau de complexité intracellulaire. Plus communément d'autres critères tels que la reproduction, la nature du squelette, la mobilité permettent de ranger les microalgues en plusieurs classes (WAFA, 2013). La phylogénie est en pleine évolution, grâce notamment aux avancées technologiques en biologie moléculaire (LODDERS et *al.*, 2005 ; IGLESIAS-RODRIGUEZ et *al.*, 2006 ; NOT et *al.*, 2007 ; SAEZ et *al.*, 2008). Le **Tableau 4** représente les 8 principales classes différenciées selon des critères morphologiques, cytologiques, biochimiques et de reproductions, des espèces les plus recensées en milieux aquatiques et nous en donnons une brève description :

. Les **Cyanophycées** ou cyanobactéries, organismes procaryotes, regroupent plus de 110 genres et environ 1000 espèces (WAFA, 2013). Selon la nomenclature botanique (Code International de 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 (SABART, 2009). Les cyanobactéries présentent une écologie des bactéries et une physiologie des algues. Ces espèces sont caractérisées par une absence de noyau, de mitochondrie et de plaste et de reproduction sexuée, et la présence d'une paroi cellulaire et de peptidoglycane ce qui les rapproche des bactéries. Cependant, elles se rapprochent des algues (algues bleues) par la présence de chlorophylle *a*, de pigments accessoires (phycocyanine, phycoérythrine, caroténoïdes) (SCHAGERL & DONABAUM 2003 ; COLYER et *al.*, 2005), un photosystème complexe (photosystèmes I et II) (SABART, 2009) et des réserves sous forme de lipides et de glycogène. Certaines cyanobactéries comme le *Planktothrix rubescens* possèdent des vacuoles gazeuses (WALSBY, 2005) qui leur permettent de réguler leur position dans la zone euphotique et de se maintenir à une profondeur où la température, la lumière et les éléments nutritifs sont favorables à leur développement. Nombreuses cellules filamenteuses comme celles des genres *Anabaena* et *Nostoc* possèdent des hétérocystes et des akinètes (MUR et *al.*, 1999) qui leur permettent à la fois de fixer l'azote atmosphérique et de se reproduire, et donc survivre plusieurs années

dans les milieux pollués.

Tableau 4 : Classification des algues selon les caractéristiques principales basées sur des aspects morphologiques et cytologiques (ABDENNADHER, 2014).

Eucaryote	Ochrophyta	Chrysophyceae	 Pigments : chlorophylle a, c1 et c2, xanthophylle, fucoxanthine. Substances de réserves : Chrysolaminarines, lipides. Paroi cellulaire : écaille de silice et cellulose. Morphologie : Unicellulaire ou coloniale (rarement filamenteuse), cellules nues ou enveloppées par une structure protectrice (lorique), 1 ou 2 flagelles. Reproduction : asexuée (fission binaire, zoosporulation) et sexuée (isogamie).
		Cryptophyceae	 Pigments : chlorophylle a et c2, phycobiline : phycocyanine, phycoerythrine. Substances de réserves : amidon extraplastidial. Paroi cellulaire : généralement absente. Morphologie : cellules nues, ovales et aplaties, avec 2 flagelles inégaux. Reproduction : Principalement asexuée (fission binaire).
Eucaryote	Dinophyta	Dinophyceae	 Pigments : chlorophylle a et c2, xanthophylle : péridinine, diadinoxanthine. Substances de réserves : amidon et lipide. Paroi cellulaire : si présente constituée de cellulose. Morphologie : principalement unicellulaire, cellules nues ou renforcées par des plaques polygonales, avec 2 flagelles perpendiculaires. Reproduction : asexuée (fission binaire, formation d'aplanospores) et sexuée (isogamie, anisogamie).
Domaine	Embranchement	Classe	Caractéristiques
Procaryote	Cyanophyta	Cyanophyceae	 Pigments : Chlorophylle a, Phycobiline (phycocyanine, allophycocyanine, phycoerythrine). Substances de réserves : glycogène, cyanophycine. Paroi cellulaire : peptidoglycane. Morphologie : unicellulaire, coloniale, filamenteuse. Reproduction : asexuée (fission binaire, fragmentation).
		Chlorophyceae	 Pigments : chlorophylle a et b, xanthophylles, lutéine, violaxanthine. Substances de réserves : amidon intraplastidial. Paroi cellulaire : principalement cellulose. Morphologie : unicellulaire, coloniale, filamenteuse, formes avec ou sans flagelles. Reproduction : asexuée (fission binaire), asexuée (isogamie, anisogamie et oogamie).
Eucaryote	Ochrophyta	Bacillariophyceae	 Pigments : chlorophylle a, c1, c2 et c3, xanthophylle, fucoxanthine, diatoxanthine, diadinoxanthine. Substances de réserves : Chrysolaminarines, lipides. Paroi cellulaire : siliceuse ornementée (frustule). Morphologie : pennée (symétrie bilatérale) ou centrique (symétrie radiale). Reproduction : asexuée (division cellulaire) et sexuée (oogamie chez les centriques, isogamie chez les pennées).

Eucaryote	Ochrophyta	Xanthophyceae	Pigments : chlorophylle a et c, caroténoïdes (β-carotène), xanthophylle (anthéroxanthine, lutéine époxide, violaxanthine, diadinoxanthine). Substances de réserves : matière grasse et Chrysolaminarines. Paroi cellulaire : la membrane cellulaire est formée de deux pièces ; elle est ornée de scrobiculations (fossettes), régulièrement ordonnées en quinconce chez de nombreuses espèces. Morphologie : unicellulaires, coloniales ou filamenteuses avec deux flagelles inégaux. Reproduction : elle se fait par autosporulation, zoosporulation ou division végétative et sexuée par isogamie ou oogamie.
			
Eucaryote	Euglenozoa	Euglenophyta	Pigment : chlorophylle a et b, caroténoïdes. Substances de réserves : le paramylon, substance glucidique non colorable par l'iode. Paroi cellulaire : la cellule est entourée d'une pellicule réfringente parcourue de fines striations qui dessinent une spirale sénestre. Cette pellicule est épaisse, mais déformable Morphologie : Une cellule fusiforme, légèrement arrondie vers l'avant, terminée par une courte pointe vers l'arrière, avec deux flagelles inégaux, avec un locomoteur plus long que la cellule. Reproduction : asexuée par fission binaire et rarement sexuée par isogamie.
			

. Les **Chlorophytes** forment un embranchement extrêmement vaste composé de plus de 15000 espèces, représentant environ 500 genres (JOHN, 1994), répartis en 4 classes (les Euchlorophycées, les Ulothricophycées, les Zygothricées et les Charophycées) et largement répandues dans tous les milieux (marin, eaux douces ou saumâtres) (GROGA, 2012). Les Chlorophytes possédant les chlorophylles a et b et divers caroténoïdes dont la lutéine qui leur est spécifique, sont typiquement photophiles, thermophiles, et ont une préférence pour les milieux riches en nutriments azotés. Ces organismes présentent une très grande diversité morphologique puisqu'elles peuvent être unicellulaires sphériques, ellipsoïdales, cylindriques, ovoïdes ou piriformes, isolées, ou en colonies de formes très variées. Certaines peuvent établir des relations symbiotiques avec d'autres organismes tels que les protozoaires, les hydres, et le lichen formant les champignons vénéneux. Certaines Chlorophycées sont mobiles, possédant des cellules flagellées et d'autres sont sans cellules flagellées (SANE, 2006).

. Les **Bacillariophycées** (diatomées), avec plus de 100 000 espèces, constituent un des groupes les plus importants de la communauté phytoplanctonique (GROGA, 2012), extrêmement répandus dans le monde aquatique (DE-REVIERS, 2003). Ce sont des microorganismes unicellulaires ou coloniaux dépourvus de flagelles dont les mouvements se font grâce à la sécrétion de mucilage. Les cellules synthétisent une enveloppe externe siliceuse souvent très ornementée (frustule), caractéristique principale des diatomées

(GERMAIN, 1981). Chez certaines espèces, une fente nommée raphé, traverse une partie ou la cellule entière alors que chez d'autres espèces, on observe une dépression de la paroi cellulaire appelée pseudoraphé. Les diatomées centriques ont une symétrie radiale alors que les diatomées pennées ont une symétrie bilatérale (WAFA, 2013). Les cellules des Diatomophycées possèdent les chlorophylles $\underline{a}$ et $\underline{c}$, du β carotène et des Xanthophylles. Les diatomées sont diploïdes et se reproduisent essentiellement par multiplication végétative par division cellulaire (CANTER-LUND & LUND, 1995). Les cellules peuvent entrer dans une phase de reproduction asexuée, nommée 'auxosporulation'. Les gamètes étant haploïdes fusionnent pour donner un zygote, celui-ci va devenir une 'auxospore' à l'intérieur de laquelle sera synthétisée un nouveau frustule de la cellule initiale par la mise en place progressive de dépôts de silice. Lorsque cette élongation est terminée, la cellule initiale va briser le périzonium qui l'entourait. Une fois libérée, elle pourra connaître des phases de multiplication végétative (WAFA, 2013). Les diatomées sont également d'excellents bio-indicateurs de la qualité des eaux (ROUND, 1991). En effet, certaines espèces ne tolèrent pas les conditions extrêmes du milieu (HAMZA, 2003). Elles sont sensibles aux polluants industriels tels les métaux lourds. Les diatomées témoignent aussi de la qualité des rivières et des lacs par indice diatomique (PRYGIEL et *al.*, 1996 ; LENOIR & COSTE, 1996).

. Les **Chrysophycées** sont des algues unicellulaires ou coloniales (rarement filamenteuses), mobiles à flagelles souvent inégaux. Certaines espèces peuvent être recouvertes de fines écailles siliceuses (*ex : Mallomonas sp*) ou vivent dans une enveloppe protectrice appelée lorique. Leurs cellules possèdent un ou plusieurs plastes jaunes ou bruns à cause de la forte concentration en xanthophylles (lutéine, fucoxanthine, diadinoxanthine) et caroténoïdes (β -carotène) masquant la couleur due aux chlorophylles $\underline{a}$ (WETZEL et *al.*, 2001). Le mode de nutrition observé chez la plupart des espèces est la mixotrophie. Cependant plusieurs d'entre-elles ingèrent des bactéries par phagotrophie et d'autres absorbent des molécules organiques complexes par osmotrophie (DOMAIZON et *al.*, 2003 ; SANDERS et *al.*, 1990). Ces microorganismes sont en majorité dulçaquicoles, libres ou fixés. Il existe cependant des taxons marins (DE-REVIERS, 2003). La multiplication se fait par division végétative ou par zoosporulation. Les phénomènes sexués, rarement signalés, sont de nature isogamique.

. Les **Cryptophycées** sont des algues unicellulaires mobiles possédant des flagelles et dépourvues de paroi cellulaire. Elles contiennent des chlorophylles $\underline{a}$ et $\underline{c}$, des caroténoïdes dont l'alloxanthine qui leur est spécifique et des phycobilines particulières. Les

Cryptophycées sont des algues pouvant se développer en toute saison, bien adaptées aux faibles éclaircissements (SANE, 2006). L'enveloppe qui les entoure est appelée périplaste et est composée de deux couches distinctes : le périplaste interne (succession de plaques protéiques) et le périplaste externe (membrane protéique unique) qui entourent la membrane plasmique (KUGRENS & CLAY, 2003). Les cellules sont aplaties dorso-ventralement et sont pourvues d'une invagination antérieure qui porte les deux flagelles (GROGA, 2012). Le mode de reproduction est la multiplication végétative par fission binaire (STARMACH, 1974).

. Les **Dinophycées** regroupent environ 300 espèces et sont des microalgues unicellulaires dont la plupart sont mobiles, isolés ou en colonie, possédant une membrane cellulosique rigide formée de plaques polygonales. La reproduction se fait par fission binaire. Le stade haploïde représente la plus grande phase de leur vie (FIGUEROA et *al.*, 2006). Cependant, ils ont la capacité d'effectuer la reproduction sexuée (CHAMBOUVET, 2009). En cas de stress, certaines espèces des dinoflagellés (*ex : Scrippsiella trochoidea*) peuvent former des kystes à membrane fine leur permettant une dormance temporaire (WANG et *al.*, 2007). Le mode de trophie est diversifié puis qu'elles possèdent la chlorophylle *a* et sont donc autotrophes, mais elles peuvent être hétérotrophes, ou même ingérer la matière particulaire et des bactéries par phagotrophie. Certains dinoflagellés comme par exemple les genres *Gymnodinium* et *Gyrodinium* ont la capacité de sécréter des substances toxiques freinant la multiplication d'autres espèces en leur faveur (SMAYDA, 1997).

. Les **Xanthophycées** sont une classe essentiellement dulçaquicole regroupant de plus de 100 genres et environ 600 espèces. Cependant, certaines espèces se rencontrent dans les eaux saumâtres ou marines (DE REVIERS, 2003). Elles présentent tous les types d'organisation : l'état unicellulaire, colonial ou de filament. Elles sont caractérisées par une plus grande proportion de pigments caroténoïdes (β -carotène) que de chlorophylle, ce qui peut expliquer leur couleur jaune-verte (ETTL, 1978). Les cellules mobiles possèdent deux flagelles de taille différente. La paroi cellulaire est souvent absente et quand elle est présente, elle contient une grande quantité de pectine et peut être siliceuse chez plusieurs espèces (GROGA, 2012). Selon OTT et OLDHAM-OTT (2003) la multiplication chez les Xanthophycées se fait essentiellement par fission binaire mais peuvent également former des zoospores. La reproduction sexuée, quand elle a lieu, est le plus souvent isogame, et en cas de stress elles sont capables de fabriquer des kystes siliceux intracellulaires (BA, 2006).

. Les **Euglénophycées** sont des algues unicellulaires possédant 2 flagelles dont un fortement réduit, insérés au fond d'une dépression apicale, un noyau, une vacuole contractile, des réserves glucidiques et lipidiques, des chlorophylles a et b et parfois des plastes que pour certaines peuvent facilement perdre et deviennent incolores. Bien que certaines euglènes soient non pigmentées, elles sont en principe autotrophes photosynthétiques, mais volontiers mixotrophes (phagotrophie sur bactéries ou même totalement hétérotrophes) (SANE, 2006). Cependant certains auteurs (ex. : GROGA, 2012) estiment que la phagotrophie peut constituer le mode d'assimilation de carbone principal et par conséquent considérés comme des protistes animaux (ex protozoaires). Néanmoins, aucune de ces espèces n'en dépend uniquement. La phagotrophie est toujours combiné à l'absorption de composés organiques dissous (GROGA, 2012). La plupart de ces microorganismes sont dulçaquicoles (en particulier dans des milieux riches en matière organique), marins ou d'eaux saumâtres. La multiplication s'effectue par division cellulaire (DE REVIERS, 2003).

2.1.1.4. Stratégies d'adaptions aux conditions environnementales

Les conséquences éco-physiologiques associées à la diversité spécifique des peuplements du phytoplancton sont nombreuses. Les différentes espèces ne réagissent pas de la même manière aux facteurs du milieu. Afin de faire face aux variations environnementales, les espèces phytoplanctoniques ont développé des éco stratégies adaptatives. Le comportement des différentes espèces dans la nature n'est pas homogène dans la mesure où leurs propriétés écophysiologiques diffèrent. Certaines espèces ont les mêmes caractéristiques écologiques et écophysiologiques. Elles peuvent donc être groupées par leur comportement (FRONTIER et al., 2008). Alors que le taux de croissance des organismes, la richesse spécifique, ainsi que leur dépendance vis-à-vis des nutriments, sont variables. Il s'agit des mécanismes très complexes dans lesquelles les organismes vivants eux-mêmes font partie intégrante de l'environnement et aux modifications auxquelles ils contribuent (FRONTIER & PICHOD-VIALE, 1998).

2.1.1.5. Phytoplancton, indicateur de la qualité de l'eau

Les bioindicateurs sont des outils d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques. Qu'il s'agisse du phytoplancton, des macrophytes, des invertébrés ou des poissons, les indicateurs

biologiques (bio-indicateurs) sont basés sur le même principe. En envisageant la relation espèces-milieu de façon inverse, l'identification d'espèces ou groupes d'espèces capables de prédire un ensemble de variables de milieux (c'est-à-dire physico-chimiques, biologiques et fonctionnelle) constitue la question centrale de la théorie des indicateurs biologiques (CHESSEL & MERCIER, 1993 ; WAFA, 2013). Selon CHAMPIAT et LARPENT (1994), la présence et le développement de *Chamaesiphon polonius* et *Calothrix sp.* dans un lac sont caractéristiques des eaux non polluées, alors que d'autres Cyanophycées (*Oscillatoria chlorina*, *Spirulina jenneri*) marquent une pollution très avancée des milieux eutrophes pauvres en oxygène. De même, certaines espèces du genre *Phormidium* sont présentes dans les eaux moyennement polluées. REYNOLDS et *al.* (2002) ont publié une description détaillée de 31 assemblages phytoplanctoniques qui peuvent être vus comme des groupes fonctionnels, c'est à dire des groupes d'espèces avec une sensibilité plus ou moins grande pour différentes combinaisons de propriétés physiques, chimiques et biologiques internes au lac (profondeur de la zone de mélange, lumière, température, P, N, Si, CO₂ et pression de prédation) (GROGA, 2012). Ainsi, on parle d'eutrophisation quand l'augmentation donc de la production phytoplanctonique et l'accumulation de biomasse associées à un enrichissement en sels nutritifs ont des conséquences néfastes pour l'environnement (DE JONGE et *al.*, 2002 ; DEVLIN et *al.*, 2007). Par conséquent, le phytoplancton est désormais considéré comme étant la première communauté biologique à répondre à l'eutrophisation, spécialement dans les lacs (SOLHEIM, 2005). Il a été proposé puis imposé par la DCE (directive cadre de l'eau ; directive européenne du 23 décembre 2000) comme élément de qualité biologique pour les lacs et est identifié aujourd'hui comme un bio-indicateur potentiel (GROGA, 2012).

2.1.2. Bactérioplancton et picocyanobactéries

La composante picoplanctonique représente l'ensemble des bactéries hétérotrophes, libres ou fixées, des picocyanobactéries (considérés aussi comme algues bleues), qui flottent dans la colonne d'eau. Ces dernières sont photoautotrophes. Alors que les bactéries sont dans la majorité des saprophytes (KOLM & ANDRETT, 2003) en puisant leur énergie à partir des matières organiques produites par d'autres organismes. Ils constituent comme d'autres petits planctons une proie du zooplancton (AMBLARD et *al.*, 1998). Leur nombre et leur biomasse sont également contrôlés par l'infection des bactériophages (LAMY, 2006).

Tout comme le phytoplancton, les bactéries hétérotrophes participent aux transferts de

matière et d'énergie dans les écosystèmes aquatiques par leurs activités de minéralisation et de production de biomasse (RIVKIN & ANDERSON, 1997). La communauté bactérienne dans les milieux naturels est de moins en moins considérée comme une entité homogène mais plutôt comme un ensemble de groupes fonctionnels (bactéries chimio-litho-autotrophes, chimio-organo-hétérotrophes) et/ou taxonomiques (HELENE & CHRISTINE, 2014). Un groupe fonctionnel est un ensemble des bactéries utilisant les mêmes sources d'énergie, d'électrons et de carbone, ainsi que les mêmes accepteurs d'électrons, indépendamment de leur taxonomie (AMBLARD *et al.*, 1998).

2.2. Facteurs de contrôle de la dynamique des populations et de la production primaire

La production primaire dans un lac représente la masse de matière organique (ou son équivalent énergétique) néoformée à partir des précurseurs minéraux simples par l'ensemble des organismes *autotrophes* pendant un intervalle de temps donné. C'est la masse de la matière oxydable produite dans le système et dont la transformation et la dégradation par les *hétérotrophes* entraîneront la consommation d'une quantité équivalente d'éléments oxydants (RAMADE, 2008). Selon cette définition, il existe donc, au sein des populations de différentes communautés, un équilibre dynamique inter et intra-actif entre les organismes (autotrophes, hétérotrophes et mixotrophes) eux-mêmes, du point de vue des flux des éléments, et les conditions environnementales du milieu. Tout changement du milieu entraîne, en effet, une modification des organismes qui y vivent. Par conséquent, la structuration des assemblages des populations et de la production primaire est contrôlée par l'action et l'interaction de différents facteurs abiotiques chimiques (azote, phosphore, ...) et physiques (température, lumière, turbulence, vent) et les facteurs biologiques, intrinsèques et extrinsèques (croissance, parasitisme, prédation et compétition) du point de vue spatial et temporel (TOWNSEND, 1989 ; NASELLI-FLORES, 2000).

2.2.1. Facteurs abiotiques

Les facteurs abiotiques sont les paramètres physico-chimiques (lumière, température, humidité de l'air, composition chimique de l'eau, pression atmosphérique et hydrostatique, structure physique et chimique du substrat) du milieu. Ils varient considérablement avec le temps et avec l'espace selon la nature et l'abondance des sources en éléments dissous ou en

suspension et en fonction du cycle hydrologique (HUTCHINSON, 1957). Energie lumineuse, température, nutriments et mouvements de turbulence de la masse d'eau sont des facteurs physiques essentiellement allogéniques sur lesquels les organismes n'ont pas de contrôle direct alors que les paramètres chimiques sont souvent, à la fois intrinsèques et extrinsèques.

2.2.1.1. Température et lumière

Ce sont des facteurs de contrôle incontournables de la dynamique des populations aquatiques et de la production primaire. Selon un gradient vertical, la température a naturellement tendance à installer une stratification à une colonne d'eau, en l'absence de turbulence. Dans le temps, ils varient sur une large gamme d'échelles. Les variations de température et de la disponibilité en nutriments se déroulent principalement à des échelles de temps allant de la journée à la saison (MAC-INTYRE *et al.*, 2000). Par opposition, la lumière peut varier à des échelles de temps beaucoup plus courtes, allant de la seconde à la journée (LITCHMAN & KLAUSMEIER, 2001 ; HOULIEZ, 2012). La couche euphotique superficielle, chaude et plus légère où il y a abondance de lumière abrite les communautés autotrophes. C'est dans la couche intermédiaire où la température varie rapidement avec la profondeur que l'abondance des organismes est généralement plus élevée. Elle est plus froide que la couche supérieure mais plus chaude que la couche profonde. Dans la couche inférieure froide, faiblement éclairée et où la température varie peu, on y rencontre la plupart des organismes anaérobies dans la mesure où l'oxygène est presque absent. C'est une zone aphotique. La lumière n'est plus suffisante pour la photosynthèse (BERMAN *et al.*, 1984 ; HADE, 2003). La variabilité de ces facteurs peut agir directement sur l'état physiologique de chaque espèce phytoplanctonique (LOHRENZ *et al.*, 1994 ; LIZON *et al.*, 1995) ou indirectement au travers des changements de la composition spécifique qui, à son tour, change les capacités photosynthétiques des assemblages phytoplanctoniques (JOUENNE *et al.*, 2005 et 2007 ; HOULIEZ, 2012).

2.2.1.2. Éléments nutritifs

La production biologique d'un milieu lacustre dépend entre autre de la disponibilité quantitative et qualitative des éléments nutritifs (HASNAOUI *et al.*, 2002 ; GROGA, 2012). Ils sont sous forme dissoute ou particulaire. L'azote sous forme ammonium, nitrate et nitrite ; le phosphore sous forme d'orthophosphate et la silice (SiO_2 ou HSiO_4) sont indispensables à

la production végétale (HUTCHINSON, 1957).

2.2.1.2.1. Azote

L'azote est présent dans l'eau sous forme de NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+ et de nombreux composés organiques dissous ou particuliers (RICKLEFS & MILLER, 2005). Le phytoplancton, les bactéries autotrophes et les champignons assimilent de préférence l'azote minéral sous forme d'ions ammonium. Les macrophytes utilisent plutôt les nitrates et les nitrites (BERMAN *et al.*, 1984). Le NH_4^+ est souvent présent en faible quantité dans les eaux naturelles non polluées car les organismes autotrophes les réabsorbent rapidement (BALVAY & DRUART, 2009). Le cycle de l'azote dans l'eau est assuré par des nombreuses espèces d'organismes. Cependant, la balance entre les différents composés azotés, excepté ceux venus des transformations internes, est une fonction de l'importance :

- des entrées : apports exogènes, ruissellements des bassins versant fertilisés, eaux usées,... ;
- des apports endogènes : fixation biologique de l'azote atmosphérique et ;
- des pertes : exportation par le courant au niveau des estuaires, élimination des végétaux par dénitrification et perte de l'azote gazeux.

2.2.1.2.2. Phosphore

Dans les écosystèmes aquatiques le phosphore est présent sous différentes formes à savoir (i) la forme minérale dissoute (phosphate) qui provient des eaux de ruissellement du bassin versant, (ii) la forme organique soluble qui provient des excréments ou de la décomposition des organismes vivants et, (iii) la forme particulière minérale ou organique. Le phosphore dans l'eau est essentiellement recyclé à partir des excréments des organismes vivants, du phosphore soluble et organique (PICHOT *et al.*, 1994) et à partir de la décomposition bactérienne de la matière organique (RAOUI *et al.*, 2002). Indispensable au développement des communautés aquatiques, le phosphore, tout comme l'azote et le carbone, conditionne la dynamique et le fonctionnement du réseau trophique. Naturellement la teneur en phosphore est très faible en milieux aquatiques. Cet élément peut devenir limitant par rapport aux besoins, indépendamment de l'abondance des autres éléments (BARROIN, 2004). Par ailleurs, les bactéries planctoniques sont plus compétitives dans la mesure où elles ont une grande capacité d'absorption et de stockage du phosphore inorganique que les algues

(GROGA, 2012 ; BALVAY et DRUART, 2009). Elles sont donc susceptibles de concurrencer le phytoplancton dans les eaux déficitaires en orthophosphates (RAOUI et *al.*, 2002). Le recyclage du phosphore immobilisé dans la biomasse bactérienne est en grande partie assurée par les organismes bactériovores (flagellés hétérotrophes, ciliés, rotifères, Cryptophycées,...). Cette boucle microbienne joue un rôle majeur dans la régulation du flux du phosphore utilisable par le phytoplancton (PINEL-ALLOUL et *al.*, 2002).

2.2.1.2.3. Silice

La silice représente un des nutriments majeurs pour les diatomées (BALVAY et *al.*, 2012). Habituellement la silice est abondante en eaux douces sous forme d'acide silicique et de silice particulaire. La disponibilité de la silice dans un écosystème lacustre peut influencer grandement la tournure des successions de ces algues et la productivité du milieu (ISABELLE et *al.*, 2008). Lorsque les concentrations en silice sont plus faibles et que le rapport Si/N est en dessous de la valeur seuil de 1, plusieurs diatomées ne peuvent plus être compétitives face aux autres groupes d'algues non siliceuses (LABRY, 2001). Les diatomées répondent plus rapidement à un manque de silice qu'à un manque de P ou de N (ISABELLE et *al.*, 2008). En termes de distribution spatiale, cet élément a tendance à présenter des teneurs élevées dans les eaux profondes suite à la sédimentation des diatomées mortes alors que les teneurs sont faibles dans la couche trophogène, zone de production algale (LEMOALLE, 1973). La silice est un facteur essentiel de la régulation saline et intervient dans les phénomènes de sédimentologie des lacs (CARMOUZE, 1970 et 1976 ; LEMOALLE, 1973 et 1978).

2.2.2. Facteurs biotiques

La présence d'un organisme à côté d'un autre, de même espèce ou d'espèces différentes, exerce sur l'autre une concurrence, une compétition, une prédation ou un parasitisme. Les facteurs biotiques dépendent de la physiologie de l'organisme considéré de par son taux de croissance, d'alimentation, de reproduction ; sa durée de vie ; ses capacités métaboliques diverses ; ses possibilités de déplacement.

Le broutage par les herbivores, le parasitisme et les interactions allopathiques sont les principaux facteurs biotiques susceptibles d'influer sur la succession saisonnière du phytoplancton. Le zooplancton herbivore peut consommer les espèces des communautés

planctoniques à des vitesses égales ou supérieures aux taux de croissances de ces dernières (LE COHU *et al.*, 1994 ; BERRADA *et al.*, 2000).

2.2.2.1. Prédation

La structure, le fonctionnement et la dynamique des populations aquatiques sont des processus très complexes. Les organismes photosynthétiques (producteurs) seront broutés par du zooplancton herbivore, lui-même consommé par du zooplancton de plus grande taille, ou par des poissons brouteurs (BA, 2006). Dans tous les cas, les poissons carnivores représentent le niveau trophique supérieur des écosystèmes aquatiques (**Figure 2**). Chaque étape génère de la matière organique particulaire et/ou dissoute dont les bactéries assurent la minéralisation en bouclant ainsi le système (THIAM, 1984 ; BA, 2006).

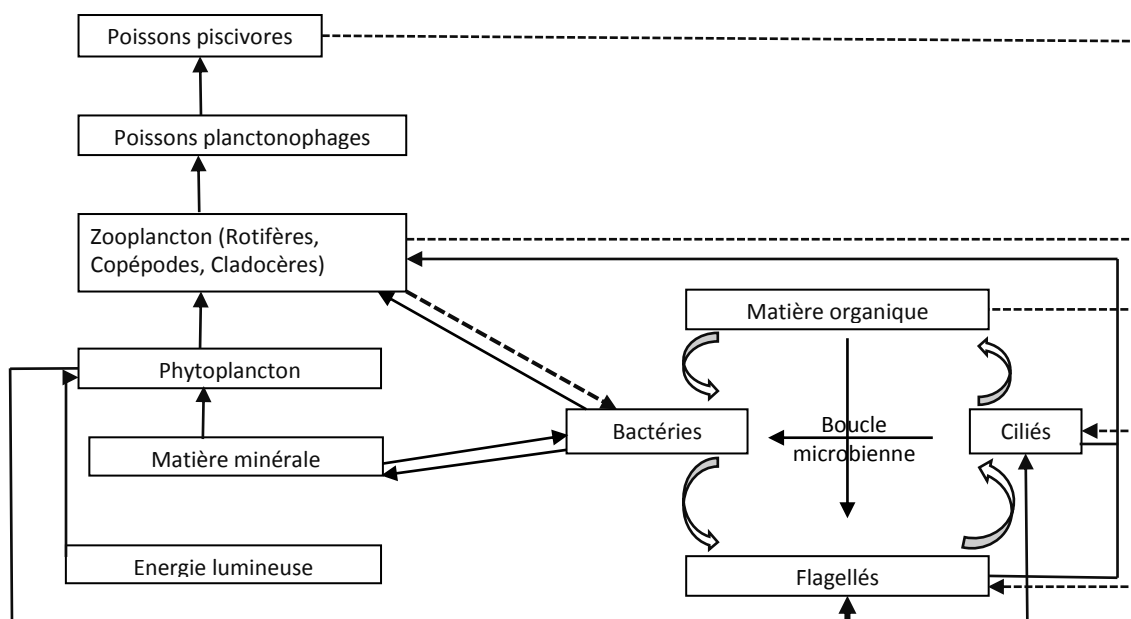


Figure 2 : Schéma résumant les grands compartiments et les grandes voies de transfert au sein du réseau trophique pélagique (source : BA, 2006).

La combinaison de ces multiples voies qui peuvent se résumer en deux (producteurs-consommateurs et consommateurs - prédateurs), engendrent des structurations spécifiques selon lesquelles définissent un très bon ou moyen état écologique d'un lac (GROGA, 2012). La prédation qui n'est que la pression de broutage d'un niveau trophique inférieur par un niveau supérieur, est un facteur clé selon lequel les organismes aquatiques font recours à la

compétition à satisfaire les besoins nutritifs vitaux. Plusieurs d'autres facteurs biotiques (infection, parasitisme,) participent cependant dans le transfert de la matière d'un niveau inférieur à un autre supérieur au sein de ces multiples voies du réseau trophique pélagique.

2.2.2.2. Parasitisme et lyse virale

La répartition spatiotemporelle des communautés planctoniques peut être influencée par des cas d'infection pathogènes par des virus, des protozoaires, des bactéries, et des champignons (YOUNGMAN et *al.*, 1976 ; JACQUET et *al.*, 2011 ; GERPHAGNON et *al.*, 2013). Ces infections résultent d'une baisse de la compétitivité des cellules infectées et quelque fois la disparition complète lorsque d'autres conditions environnementales sont défavorables (VAN DONK, 1989). Dans le cas des bactéries ce sont surtout les virus de type phage, reconnaissables en microscopie électronique, qui influencent leur abondance. La densité du viroplancton fluctue généralement entre 10^4 à 10^8 virus/ml faisant un composant donc dynamique des écosystèmes aquatiques (AMBLARD et *al.*, 1998). Sur le plan fonctionnel, SUTTLE (1994) estime que les virus sont, en milieu marin, la cause de plus de 30 % de la mortalité du bactérioplancton et de près de 10 % de la mortalité du phytoplancton. Leur importance fonctionnelle serait, sans doute, encore plus forte dans les écosystèmes hypertrophiés ou pollués.

2.2.2.3. Interactions allopathiques

La dynamique des populations est également influencée par les interactions allopathiques entre les espèces d'une même communauté. Certaines espèces algales peuvent excréter, par exemple, une variété considérable de substances (acide glycolique, hydrates de carbonés, acides amides, substances volatiles, enzymes, vitamines, substances hormonales,...) dans le milieu extérieur et modifier la croissance et le comportement et le dynamisme des populations phytoplanctoniques. Ces interactions peuvent avoir un effet stimulateur ou inhibiteur pour la croissance des différentes espèces (UCHIDA et *al.*, 1988). C'est le cas, du rejet par les cyanobactéries des composés organiques qui modifient la succession en leur faveur (SABART, 2009).

Site d'étude

Site d'étude

1. Origine du réservoir

C'est un milieu artificiel dont la digue a été construite pendant le protectorat français aux années trente pour minimiser les inondations que connaissait la région (MDIDECH, 2008). Les fortes précipitations de l'hiver 1935 ont conduit au remplissage total de la dépression (ABBA, 2006). Depuis, ce site est devenu un réseau servant à l'irrigation et un lieu de récréation très fréquenté. Un hôtel est construit en 1940 et depuis Dayet Aoua devient alors un centre de grande activité touristique de haute importance dans la région (MDIDECH, 2008). Sa protection et sa préservation en tant que site biologique et sa contribution économique dans la région est de première importance dans la mesure où le lac est à la merci des menaces anthropiques et de la sécheresse qui peut finir par assèchement complet des eaux. Le lac s'est asséché pour la première fois en 1994 puis retrouvé son niveau normal en 1997 ; Il s'asséchait en 2006 pour la dernière fois et repris ses eaux en 2008 (SAYAD et *al.*, 2010).

2. Etat de connaissances du site d'étude

Il s'agit de dresser un bilan sur les travaux acquis et les publications formelles ou informelles concernant ce milieu. A travers cette analyse bibliographiques, nous avons remarqué que le lac Dayet Aoua, malgré sa proximité des grandes universités, n'a fait l'objet que d'études fragmentaires intéressant particulièrement la caractérisation physicochimique de l'eau ainsi nous avons jugé utile de travailler sur les paramètres biologiques en l'occurrence les composants bactérien et phytoplancton. L'étude bibliographique nous a donc permis de fixer les choix expérimentaux pour notre étude.

Ainsi l'état des connaissances de notre écosystème Dayet Aoua se résume comme suit :

D'abord, KHODARI (1983), fut le pionnier à aborder cet écosystème dans le cadre d'une étude portant sur la faune macrobenthique du lac. En 1993, la direction de la région hydraulique du Sebou du Ministère des Travaux Publics et de la Formation Professionnelle et de la Formation des Cadres de Fès (DRH-Fès) mena une étude hydrogéologique de la région de Dayet Aoua. Ensuite en 1999, CHILLASSE, DAKKI et ABBASSI, citèrent le lac Dayet Aoua dans leurs études intitulées les lacs naturels du Moyen Atlas, Zone d'intérêt majeur pour la conservation de la biodiversité. Puis en 2001, les mêmes auteurs, évoquèrent Dayet Aoua dans leurs études sur les valeurs et fonctions écologiques des zones humides du Moyen Atlas.

Ils eurent donné un aperçu général sur la végétation terrestre et aquatique bordant le site. En 2005, SAYAD effectua l'état de lieu et donna l'évaluation de la dégradation du lac.

En 2006, ABBA étudia l'écosystème dans le cadre d'un mémoire pour obtenir le diplôme d'études supérieures approfondies (DESA) portant sur la contribution à la qualité physico-chimique des eaux. En 2008, ABBA et *al.* publièrent leurs travaux dans le journal *Afrique Science* sur l'étude physicochimique de l'écosystème afin d'évaluer l'état trophique et mettre en évidence l'impact des populations riveraines sur le milieu aquatique qui était le plus souvent négatif.

Au milieu des années 2010, SAYAD et CHAKIRI ont mené des études climatiques portant sur l'impact de l'évolution du climat sur le niveau de l'eau du lac Dayet Aoua fortement menacé par la baisse de son niveau observée au cours des trois dernières décennies. Des études récentes (JAOUAD et *al.*, 2014) viennent d'être publiées et mettent en évidence les variations saisonnières des assemblages du bactérioplancton du lac.

3. Caractéristiques morphodynamiques du réservoir : (voir synthèse bibliographique : paragraphe 1.1.5.).

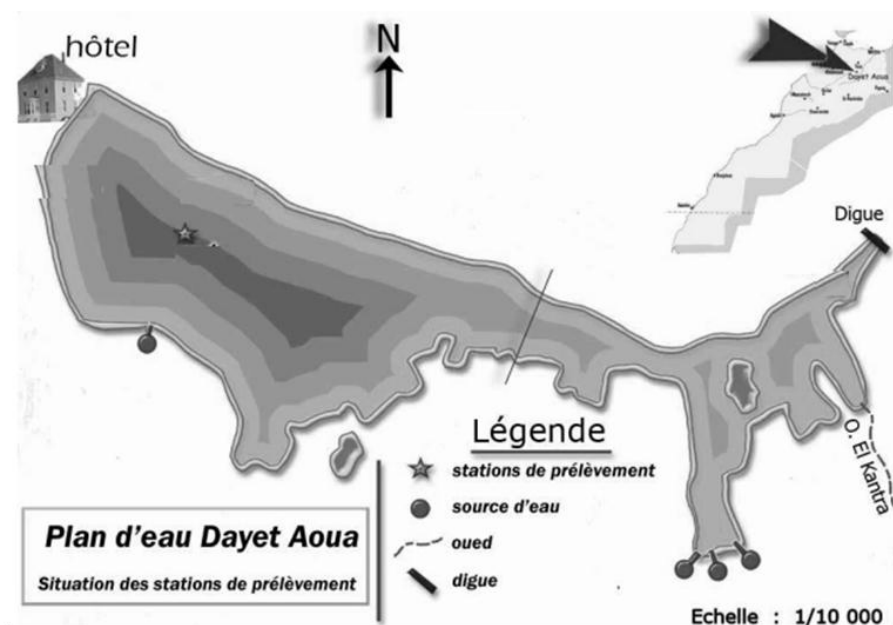


Figure 3 : Situation géographique du réserve Dayet Aoua (ABBA et *al.*, 2008).

4. Caractéristiques climatiques du réservoir Dayet Aoua

Situé dans une dépression bordée par des reliefs d'altitudes variantes entre 1 600m du Jbel Imma Agouali et 1 730 m du Jbel Aoua, le lac Dayet Aoua a un climat subhumide. Certains paramètres du climat tel que la température et la pluviométrie ont été recueillies à la station météorologique de Dayet Aoua. Cette station dispose d'une longue série d'observations (1948-2002). Comme la station n'est plus opérationnelle depuis 2002, la station météorologique d'Ifrane située à 15 km au sud de Dayet Aoua complète les lacunes de la station de Dayet Aoua (SAYAD et *al.*, 2012). En effet, ces auteurs rapportent que la station d'Ifrane dispose d'une longue et complète série de données climatiques qui débute de 1934.

4.1. Régime pluviométrique du réservoir Dayet Aoua

Les précipitations décrivent le régime de type méditerranéen. C'est-à-dire, la période humide dure du mois d'Octobre au mois de Mai et la période sèche s'étale du mois de Juin au mois de Septembre. Les mois de Novembre et Décembre sont en général les plus arrosés, alors que les mois de Juillet et Août sont les plus secs. Le mois d'Avril se présente comme un pic secondaire avec des averses orageuses et des pluies (SAYAD et CHAKIR, 2010). L'évolution saisonnière des précipitations décrit un régime typique HPAE (Hiver Printemps Automne et Eté) où la courbe présente un creux très important pendant la saison estivale appelé creux estival (ABBA, 2006). L'examen de l'évolution des précipitations interannuelle de 1948 à 2002 (**Figure 4**), rapporté par SAYAD et CHAKIR (2010), montre que la pluviométrie de la région du lac Dayet Aoua se caractérise par un régime pluriannuel très irrégulier avec un coefficient de variation ($100 \times \text{Écart-type} / P \text{ moyennes}$) de 32 %. L'écart entre les extremums pluviométriques s'élève à 1067 mm (**Figure 4**). Il est rapporté par ABBA (2006) que la station météorologique de Dayet Aoua a enregistré une moyenne des précipitations de l'ordre de 674,4 mm entre 1948 et 1982. Cette moyenne a varié de 366,1 mm à 719,0 mm entre 1991 et 2003. Cette forte disparité temporelle des pluies est associée au climat méditerranéen de la région. C'est au mois de Février que le maximum de précipitation a été relevé alors que le minimum a été enregistré au mois de Juillet (**Tableau 5**). L'examen de l'évolution du bilan hydrique mensuel ($P - ETP$) enregistre un déficit de 122 mm (**Figure 5**). Ce déficit coïncide avec la période des températures élevées (Juillet – Août). Il s'étale de part et d'autre sur les saisons de printemps et d'automne (SAYAD et CHAKIR, 2010).

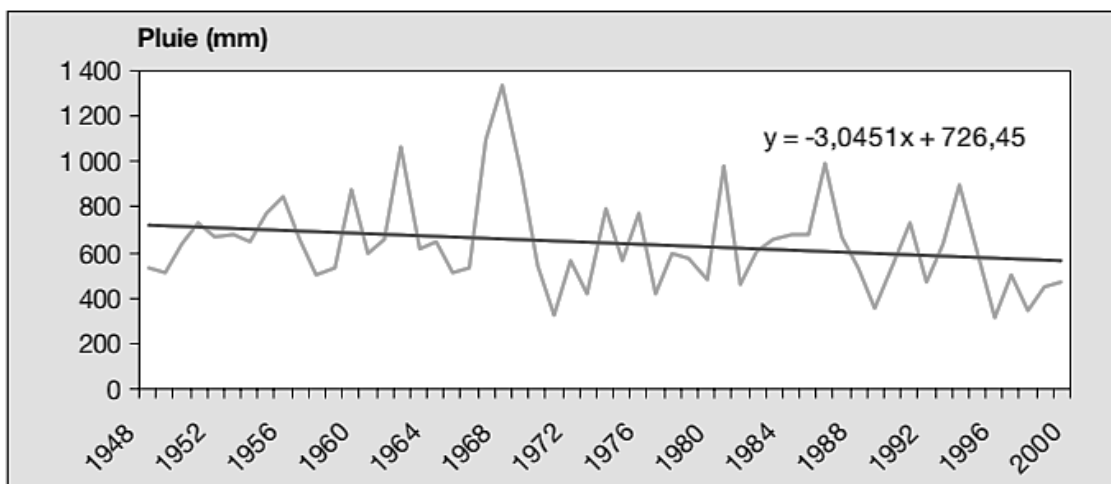


Figure 4 : Évolution des pluies interannuelles (1948-2002) de la station météorologique de Dayet Aoua (SAYAD et CHAKIR 2010).

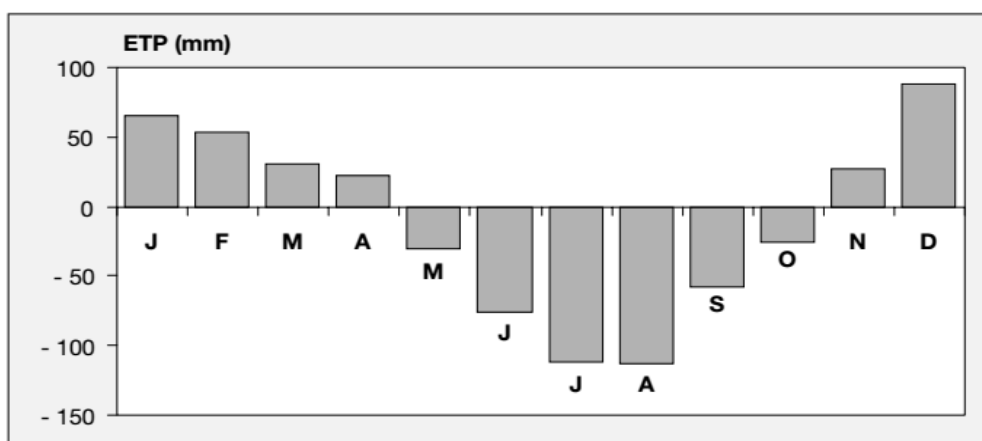


Figure 5 : Bilan hydrique mensuel de 1980 - 2002 de Dayet Aoua par l'évapotranspiration réelle (ETP) (SAYAD et CHAKIR, 2010).

Tableau 5 : Régime mensuel des précipitations minimales et maximales de la station météorologique de Dayet Aoua en fonction du temps (ABBA, 2006).

Stations	Périodes d'observation	Précipitations min/mois	Précipitations max/mois
Dayet Aoua	1948-1982	3,9 mm (Juillet)	95,0 mm (Avr.)
	1992-2003	0,0 mm (Juillet)	139,5mm (Fév.)

Tableau 6 : Régime saisonnier des précipitations et leurs pourcentages dans la station de Dayet Aoua (ABBA, 2006).

Saisons-Périodes	Hiver	%	Printemps	%	été	%	Automne	%	Total mm
1948/1982	243,40	36,06	232,80	34,51	35,00	5,18	162,40	24,08	674,90
1992/2003	253,00	46,23	155,01	28,32	3,77	0,68	135,45	24,75	547,20

Le territoire marocain est influencé par une irrégularité annuelle et une variabilité interannuelle très marquées des précipitations et d'une disparité de leur distribution spatiale (BELGHITI, 2013). A Dayet Aoua, on assiste à une alternance de séquences de forte hydraulicité et de séquences de sécheresse, d'intensité et de durée très variables. L'évolution des écarts cumulés des précipitations par rapport à la pluie moyenne annuelle à Dayet Aoua (**Figure 6**) confirme l'irrégularité des pluies et met en évidence une diminution importante des apports depuis 1970-1971. Si on considère qu'une année est sèche ou humide lorsqu'elle dépasse ± 20 % de la pluie moyenne, on constate qu'il y a 18 années sèches contre 12 années de pluies sur toute la période d'observation. Pour la période allant de 1948 à 1970, on observe 3 années sèches contre 9 années de pluies alors qu'entre 1971 et 2002, on enregistre 15 années sèches contre 3 années de pluies (**Figure 6**). Entre 1970 et 2000, les années de sécheresse étaient devenues récurrentes et seules les années 1989-1990, 1990-1991 et 1995-1996 se démarquent par des pluies importantes qui dépassent plus de 40 % de la moyenne (SAYAD et CHAKIR, 2010). Cependant cette tendance semble montrer le contraire durant cette dernière décennie. La succession des années de pluies et des années de sécheresses est le principal facteur de la variabilité du niveau d'eau de Dayet Aoua et même de tous les hydrosystèmes naturels. Si on ajoute la pression de pompage excessif des eaux souterraines de la zone du lac Dayet Aoua à travers les puits, les conséquences peuvent être lourdes et conduire le lac jusqu'à l'assèchement total.

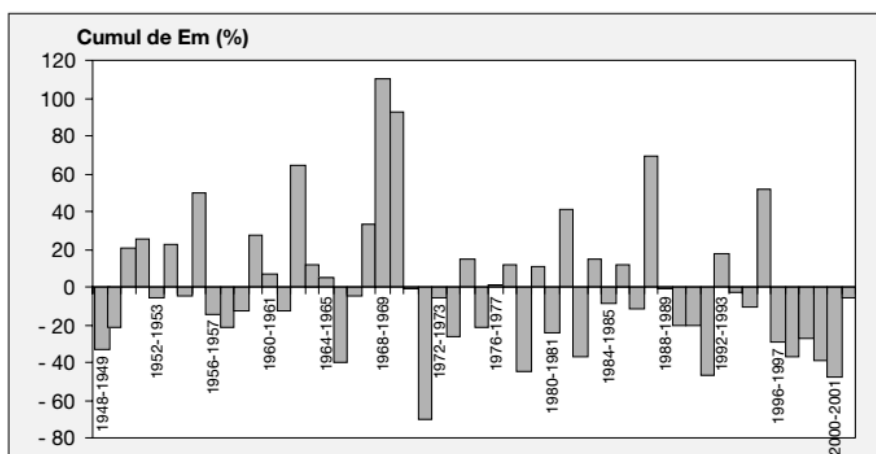


Figure 6 : Écarts de la pluviométrie moyenne à la station de Dayet Aoua (1948-2002)
(Source, SAYAD et CHAKIR, 2010).

4.2. Température de l'air

La courbe de température moyenne mensuelle de la station météorologique de Dayet Aoua (1992-2003) présente un creux très important pendant la saison hivernale appelé creux hivernal dont le minimum coïncide avec la période de forte pluie en Décembre et Janvier (**Figure 7**). La moyenne annuelle est de l'ordre de 11,66°C (max = 21,10°C en aout) (ABBA, 2006 ; SAYAD et *al.*, 2010).

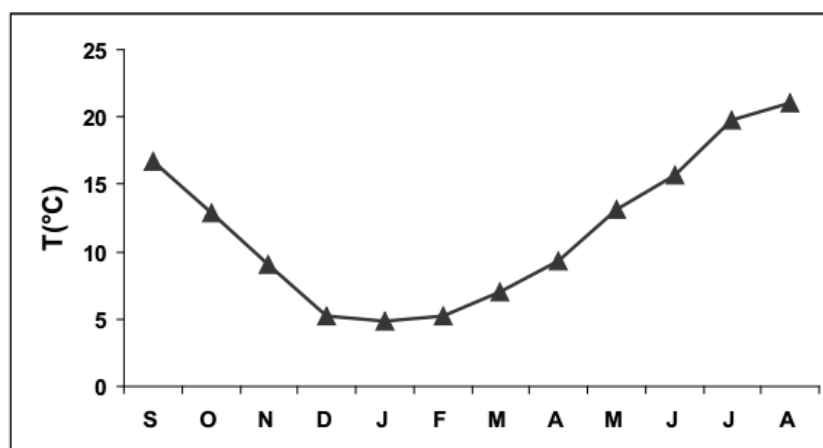


Figure 7 : Évolution des températures moyennes mensuelles au cours de la période 1980/81-2001/02 (SAYAD et *al.*, 2012).

4.3. Vent

Le climat dans la région de Dayet Aoua est influencé, tout comme dans le Moyen Atlas central, par les vents humides venant de la partie Ouest pendant les périodes pluviales ; et les vents secs et chauds du type Chergui venant du côté Est du pays pendant les saisons sèches (ABBA, 2006). De par sa localisation, le lac Dayet Aoua jouit d'une situation bénéfique selon laquelle l'écosystème est entouré d'une couronne de montagnes (Jbel Lema Agouali et Jbel Aoua) qui l'abritent des grands vents parfois violents venant du nord et sud-ouest. Ces vents de direction variable avec les saisons sont secs et parfois violents, entraînant une évaporation importante.

4.4. Evaporation

Les températures élevées et les vents secs augmentent l'évaporation ; ce qui aggrave le déficit hydrique. L'évaporation (évapotranspiration réelle) calculée à partir des données de température de l'air relatives à la période 1980-2002 de la station Dayet Aoua est d'environ de 350 mm, soit 65 % de la pluie moyenne (536 mm), ce qui correspond une infiltration de 35 % (SAYAD et CHAKIR, 2010).

5. Evolution de la côte du niveau d'eau de Dayet Aoua

La **Figure 8** représente l'évolution de la côte du niveau d'eau du lac Dayet Aoua par l'Agence du Bassin Hydraulique de Sebou (1989-2009). Les variations interannuelles fluctuent autour d'une côte moyenne de 425 cm qui se situe entre une valeur maximale moyenne de 669 cm et une valeur minimale moyenne de 200 cm. La côte 200 cm correspond au niveau zéro du lac (lac à sec) ; ce qui montre trois assèchements totaux durant les trois dernières décennies (**Figure 8**). La cote de 200 cm a été obtenue pour la première fois en Juillet 1995. L'assèchement a duré 8 mois puis le lac a repris ses eaux en février 1996. Le deuxième assèchement a eu lieu en Août 2000, il a duré trois ans environ ensuite puis le lac a repris ses eaux en Avril 2003. Le troisième et dernier assèchement s'est produit en fin Décembre 2005 et pris fin en 2008 (SAYAD et CHAKIR, 2010).

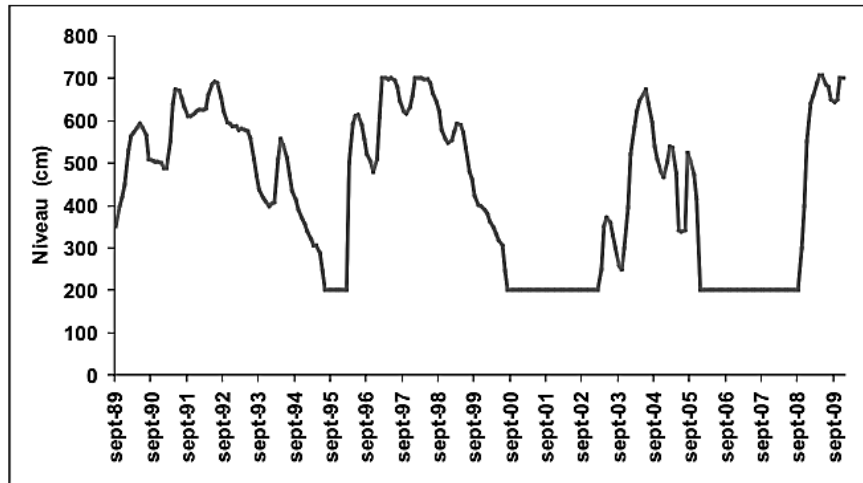


Figure 8 : Evolution de la cote du niveau d'eau de Dayet Aoua par l'Agence du Bassin Hydraulique de Sebou (1989-2009) (source : SAYAD et al., 2012).

6. Hydrogéologie du réservoir Dayet Aoua

Le lac Dayet Aoua fait partie du sous bassin versant d'Immouzere du Kandar et donc du grand bassin versant du Sebou. Ce dernier donne naissance à l'oued El Kantra, principale alimentation du lac, dont la vallée est axée par de nombreuses et importantes sources (ABBA, 2006). De même, la nappe du causse d'Immouzere du Kandar donne également des sources qui alimentent le lac Dayet Aoua et Dayet Hachlaf et plusieurs plans d'eau à savoir Ayoun sidi Mimoun au Sud, Ain Chifa et Ain Sebaa au Nord. La nature géologique du lit (calcaire dolomitique) de ces hydrosystèmes influence certains paramètres chimiques de l'eau. La dureté élevée des eaux du lac Dayet Aoua, par exemple, est due principalement aux ions magnésium car la nature lithologique de la région est dolomitique (GOLO, 1952 ; MARTIN, 1981).

7. Régime hydrologique du réservoir Dayet Aoua

La nappe du causse d'Immouzere du Kandar regorge une grande quantité d'eau qui sert à alimenter les sources et les lacs de la région y compris l'oued El Kantra qui se déverse dans le lac Dayet Aoua. Seules les eaux d'infiltration qui alimentent la nappe du causse d'Immouzere du Kandar représentent environ 41 à 49% des précipitations totales annuelles (ABBA, 2006). Le bilan du régime hydrologique du lac Dayet Aoua est ainsi résultant des :

- . Eaux superficielles du bassin versant qui draine les ravins de la partie nord de Tamrabta ;

- . Eaux souterraines de la nappe du causse d'Immouzere du Kandar ;
- . Eaux de l'oued el Kantra et certain nombre de sources locales de Jbel Aoua et Jbel Lema Agouali. Ces petites sources sont en activité seulement en périodes des fortes pluies.
- . Eaux de la fente de neige de toute la vallée de l'oued el Kantra et les versants de Jbel Aoua.

8. Couverture végétale du lac

Pour la végétation, le lac Dayet Aoua est entouré par une prairie rase et des massifs forestiers de chêne vert (*Quercus ilex*) et de quelques pieds de Cèdre reboisé (*Cedrus atlantica*). Une ceinture de peuplier et quelques pieds de saules entourent le lac sur ses bords immédiats. La flore submergée et émergée est abondante et très diversifiée. Elle est composée de *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum alterflorum*, *Juncus bufonius*, *Carex sp*, *Polygonum amphibium*, *Ranunculus millifolius*, *Stirpus lacustris*, *Phragmites communis*, *Typha sp* et des algues filamenteuses dominées par des espèces du genre *Spirogyra* et *Chara*. Ces espèces ont été rapportées par CHILLASSE et *al.* (2001) et par nous-mêmes (FAZUL et *al.*, 2013) au cours des études antérieurs sur ce lac.

Chapitre 1 : Etude des variations saisonnieres des parametres physicochimiques et biologiques

1. INTRODUCTION

Le suivi saisonnier des communautés planctoniques à savoir bactério et phytoplancton et la production primaire, dépend des facteurs environnementaux tels que la lumière, la température et les éléments nutritifs dans les écosystèmes lacustres. Au Maroc, l'étude saisonnière des lacs a commencé depuis 1987 avec la mise en place du Réseau national de Surveillance continue de la qualité de l'eau qui couvre la totalité des bassins hydrauliques du Maroc. Ce réseau a été mis en place, pour assurer un suivi régulier de la qualité des ressources en eau et la tendance de son évolution et pour définir les principales causes de pollution (MEHANNED et *al.*, 2014). Cependant, certains milieux, pour des raisons diverses notamment la difficulté d'accessibilité, n'ont jamais fait l'objet d'étude. Le lac Dayet Aoua, situé dans le Moyen Atlas qui, malgré son accessibilité et sa proximité des grandes universités, n'a fait l'objet que d'études très fragmentaires intéressant particulièrement la caractérisation physicochimique de l'eau et certaines communautés végétales. Le suivi saisonnier des communautés planctoniques des eaux du lac Dayet Aoua, en termes de composition spécifique, biomasse et production primaire est de première nécessité.

L'objectif majeur de ce chapitre souligne l'importance de la fréquence d'échantillonnage pour la caractérisation de la variabilité à l'échelle saisonnière. En effet, en milieu aquatique, pour certaines communautés phytoplanctoniques, le taux de croissance peut être supérieur à la journée comme *Phaeocystis globosa* (VELDHUIS et *al.*, 2005). Ainsi des échelles d'échantillonnage mensuelle à bihebdomadaire peuvent permettre de mieux suivre cette variabilité (DUBELAAR et *al.*, 2004).

En effet, ce travail s'inscrit dans le but de contribuer à la compréhension du fonctionnement de l'écosystème afin d'assurer le suivi et la surveillance de la qualité des eaux de ce milieu. Un objectif qui ne peut être atteint sans une recherche scientifique ciblée et orientée. A cet effet, étude porte sur :

- Caractérisation de l'environnement physico-chimique
- Inventaire du phytoplancton
- Evaluation de la dynamique du bactérioplancton et du phytoplancton
- Evaluation de la productivité primaire globale et du niveau de trophique du lac

2. METHODOLOGIE

2.1. Prélèvements

Une série de 23 campagnes de prélèvements a été réalisée entre le 8 Décembre 2012 et le 25 novembre 2013 pour l'étude saisonnière au point le plus profond du lac (**Tableau 22** en annexes). Nous avons effectué aussi des prélèvements à l'entrée (oued Al Kantra) et à la sortie du lac (digue). Ces derniers sont destinés aux analyses physicochimiques seulement. En limnologie, le point central le plus profond constitue la station adéquate pour l'échantillonnage puisqu'il est plus représentatif et centralise la moyenne de l'information (BARBE *et al.*, 2003 ; CHAHBOUNE *et al.*, 2013).

Les prélèvements ont été faits au centre du lac, point le plus profond du lac (profondeur ≈ 5 mètres), aux profondeurs 0, 1, 2, et 4 mètres pour l'approche qualitative du phytoplancton, les prélèvements ont été effectués par un trait de filet à plancton en parcourant plusieurs mètres afin de pouvoir piéger le maximum d'espèces présentes dans le milieu. Le pas d'échantillonnage est de 15 jours, soit deux campagnes par mois durant une année.

Les échantillons d'eau destinés à l'étude quantitative sont prélevés à l'aide d'une bouteille fermante de type Van Dorn horizontale et pré-filtrés sur un filet de vide de maille de 200 μm afin d'éliminer les débris et minimiser l'influence due au zooplancton.

Les échantillons sont immédiatement fixés et fermés hermétiquement pour éviter de leur faire subir des variations des températures trop importantes ou de contamination.

2.2. Paramètres abiotiques physiques

2.2.1. Transparence de l'eau

La transparence de l'eau est estimée en mesurant à l'aide du disque de Secchi, la profondeur de sa disparition. Mesurée aux alentours du midi solaire, elle permet de définir approximativement le niveau de compensation photique, niveau où arrive 1% de la lumière incidente. En l'absence d'un albédomètre, ce niveau est estimé en multipliant la transparence de l'eau par un facteur de 2,56 (LANDER *et al.*, 1986 in RACHIQ, 2003), permettant ainsi de séparer la zone photique de la zone profonde aphotique.

2.2.2. Température de l'eau

La température est mesurée à différents niveaux de profondeurs via un conductimètre multifonction type Orion 3 Star. La précision relative de mesure donnée par le fabricant est de $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$.

2.2.3. Conductivité

La conductivité est mesurée à l'aide d'un conductimètre type Orion 3 Star multifonction. Elle est exprimée en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. La précision relative de mesure est de $0,5 \% \pm 1 \text{ chiffre} \times \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

2.3. Paramètres abiotiques chimiques

2.3.1. pH de l'eau

Les mesures de pH ont été faites à l'aide d'un pH-mètre de type Orion Research dès le retour au laboratoire. Les échantillons ont été enfermés dans un clavier réfrigéré afin d'éviter les pertes et les influences externes (température, lumière, évaporation ...).

2.3.2. Oxygène dissous

L'oxygène dissous est dosé par la méthode volumétrique de Winkler (1888) décrite dans RODIER *et al.* (2009). Cette méthode reste la plus reproductible et la plus précise pour le dosage d'oxygène dissous dans les eaux naturelles (RODIER *et al.*, 2009). Evitant tout barbotage d'air atmosphérique, les échantillons prélevés dans des flacons à oxygène de 120 ml, sont immédiatement fixés par le chlorure de manganèse et l'iodure de potassium. Le composé formé est solubilisé par l'acide fort (HCl). L'hydroxyde de manganèse précipite dans l'eau et fixe complètement, à partir des sels de manganèse, l'oxygène présent pour former de l'hydroxyde manganique. Celui-ci sous l'action de l'acide chlorhydrique, donne du chlorure manganique qui libère l'iode de l'iodure de potassium. Le titrage est effectué par le thiosulfate de sodium. La teneur en oxygène dissous exprimée en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ est donnée par la relation suivante : $C_{\text{oxy}} = n \times 0,06$.

2.3.3. Azote

Suivant la nature de l'eau, les concentrations en nitrites, nitrates et ammoniums sont variables. Sous l'action des phénomènes biologiques, l'équilibre entre l'ammoniaque, les nitrates et les

nitrites évolue rapidement. Les échantillons doivent donc être refroidis ($\approx 4^{\circ}\text{C}$) et les analyses doivent se faire dans un délai de 48 heures pour éviter les interférences d'évolution des nitrites, nitrates et ammoniacque (RODIER et *al.*, 1996 et 2009).

2.3.3.1. Nitrates

La teneur de l'azote nitrique est déterminée par un dosage colorimétrique à 415 nm après une évaporation à 70°C des échantillons 10 ml en présence du salicylate de sodium donnant du paranitrosalicylate de sodium coloré en jaune (RODIER et *al.*, 1996).

2.3.3.2. Nitrites

L'ion nitrite réagit avec la sulfanilamide en milieu acide pour donner un composé qui forme avec la N-1 naphtylénédiamine un complexe coloré rose susceptible d'un dosage à la longueur d'onde de 537 nm (RODIER et *al.*, 1996).

2.3.3.2. Ammoniums

La méthode utilisée pour les ammoniums est celle de Koroleff (1979) décrite dans RODIER (1996). Après prélèvement, les sous échantillons de 20 ml sont immédiatement fixés par une solution de phénol nitroprussiate et une solution alcaline complexant préalablement préparées. Après six heures d'incubation à l'obscurité au frais, la lecture de la densité optique est faite à 630 nm.

En milieu alcalin et en présence de nitroprussiate qui agit comme catalyseur, les ions ammonium traités par la solution de chlore et de phénol donnent du bleu d'indophénol.

2.3.3.2. Azote total

L'azote total est obtenu après oxydation de toutes les formes d'azote présentes dans l'eau par le persulfate de potassium en milieu alcalin à 120°C à l'autoclave, puis dosé suivant le même protocole que celui décrit pour les nitrates à la longueur d'onde de 537 nm.

2.3.4. Phosphore

2.3.4.1. Orthophosphate

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un

complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'une lecture de la densité optique à 882 nm. Le développement de la coloration est accéléré par un catalyseur, le tartrate double antimoine et potassium pour les formes organiques pouvant être hydrolysées, au cours de cette réaction, et données des orthophosphates.

2.3.4.2. Phosphore total

Le phosphore total est obtenu après minéralisation de l'échantillon par l'acide sulfurique et le persulfate de sodium à 120 °C à l'autoclave, puis dosé suivant le même protocole que celui décrit pour les orthophosphates.

2.3.5. Silice

La silice (SiO_2) donne avec le molybdate d'ammonium, en milieu acide, un composé de couleur jaunâtre. Celui-ci est réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique. L'addition d'acide oxalique permet d'éliminer l'interférence due à la présence éventuelle de phosphate, la densité optique de l'extrait est lue à 660 nm.

Le dosage de la silice n'est effectué que pour l'étude journalière.

2.3.6. Carbone inorganique

Le carbone inorganique à savoir les carbonates et les hydrogénocarbonates a été obtenu à partir du dosage de l'alcalinité totale, en multipliant le titre alcalimétrique complet (TAC) par un facteur de conversion dépendant du pH et de la température (SAUNDER *et al.*, 1962).

2.3.7. Dureté totale de l'eau

La dureté de l'eau est la concentration des ions calciques, magnésiques et autres cations bi et trivalents présents dans un échantillon d'eau. La méthode qu'on a utilisée pour caractériser ce paramètre est la méthode par titrimétrie à l'EDTA selon laquelle ce dernier complexe, en milieu convenablement tamponné, les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} présents dans le sous échantillon en présence de noir d'eriochromes T comme indicateur coloré. Le titre hydrométrique exprimé en mMol.L^{-1} est donnée par la relation suivante : $v \times 0,2$.

2.3.8. Matière dissoute

L'indice de permanganate, appelé aussi oxydabilité de l'eau, est la charge massique d'oxygène obtenue après réduction en milieu acide du permanganate de potassium par les matières oxydables contenues dans l'eau. Il correspond à la mesure conventionnelle pour évaluer la contamination d'un échantion d'eau faiblement chargée en matières organiques (RODIER et *al.*, 2009).

2.3. Paramètres biotiques

2.3.1. Exploration de la communauté phytoplanctonique

2.3.1.1. Approche qualitative

La diversité globale peut être déterminée, selon GROGA (2012), par plusieurs modèles mathématiques tels que la constance (C), l'indice de Shannon-Weaver (H') ou l'indice de Simpson. Un indice de diversité biologique est une fonction mathématique qui résume l'information disponible liée à la présence d'organismes dans un milieu donné. Dans un premier temps, les échantillons formolés (5%) destinés à la détermination des espèces sont obtenus par plusieurs traits de filet à phytoplancton, horizontaux et verticaux (pris en 5 à 10 minutes parcourant plus de 50 m) et ainsi concentrés dans un collecteur puis transvasés dans un flacon pour la détermination. Ensuite au laboratoire, une goutte d'eau, est prélevée à l'aide d'une pipette après homogénéisation. La goutte est déposée entre lame et lamelle puis observée au microscope photonique OPTIKA (B-350) muni d'un caméscope HD-1080P (AIPLTEK). Le comptage se fait à l'objectif 40 en effectuant deux baillages diamétraux. Cela conduit à un nombre d'espèces plus significatif généralement de plus de 100 individus. Suivant la morphologie générale des taxons observés, l'identification des espèces a été faite à partir des travaux de BOURRELLY (1966, 1968, 1970) et des bases des données en ligne.

La richesse spécifique qui n'est que le nombre total des diverses catégories taxonomiques auxquelles appartiennent les organismes prélevés au site d'échantillonnage a été par la suite déterminée. Cette approche mesure la diversité la plus élémentaire, fondée directement sur le nombre total d'espèces dans un site. Ce nombre dépend de la taille et la durée du prélèvement des échantillons et ne considère pas l'abondance relative des différentes espèces. Sa valeur écologique est donc limitée (TRAVERS, 1964 ; GROGA, 2012). Les indices de diversité

constituent une autre piste pour caractériser la composition du phytoplancton et l'évolution temporelle de sa biodiversité (DUBROCA, 2011). Un indice de diversité exprime l'importance relative du nombre des espèces abondantes dans l'écosystème. Dans notre cas d'étude, pour avoir une idée globale sur l'organisation spatio-temporelle du peuplement phytoplanctonique dans le site étudié, les paramètres suivants ont été déterminés :

- La Constance (C), appelée aussi fréquence ou occurrence, est l'indice de présence de l'espèce dans le milieu. Elle est exprimée en pourcentage et déterminée par la formule suivante : $C = n_i / N \times 100$, où :

n_i = nombre de relevés où une espèce i s'est présentée ; N = nombre total des prélèvements.

- L'indice de Simpson permet d'estimer la biodiversité d'une communauté et met aussi en évidence la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce (SIMPSON, 1949), il est calculé suivant la formule :

$d = 1 - \sum [(n_i \times (n_i - 1)) / (N \times (N - 1))]$, où : n_i = nombre de relevés où une espèce i s'est présentée ; N = nombre total des prélèvements.

- L'indice de Shannon-Wiener (1963) tient compte de la diversité des espèces qui composent les peuplements dans un milieu. Il établit le lien entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus d'un même écosystème ou d'une même communauté. Le calcul de la diversité spécifique s'exprime par la formule suivante : $H' = - \sum [(n_i / N) \times \log_2 (n_i / N)]$, où :

n_i = effectif de l'espèce i ; N = nombre total d'individus en considérant toutes les espèces ; $\sum$ = la somme des résultats obtenus pour chacune des espèces présentes et $\log_2$ = logarithme en base 2.

L'indice de Shannon-Wiener est largement utilisé pour décrire la diversité du phytoplancton et l'état de l'écosystème. La diversité prend en compte non seulement le nombre d'espèces, mais également la distribution des individus au sein de ces espèces et donc la richesse spécifique, le nombre total d'espèces dans un échantillon. L'indice de Shannon est souvent accompagné par l'indice d'équitabilité de Pielou.

- L'indice J de Pielou permet de mesurer l'équitabilité (ou équirépartition) des espèces du peuplement par rapport à une répartition théorique égale pour l'ensemble des espèces. L'indice de Pielou mesure la répartition entre la diversité (H') et la diversité maximale

($H'_{\max}$). Il varie entre 0 (dominance d'une seule espèce) à 1 (équirépartition des individus dans les peuplements). Il est minimal lorsque qu'une espèce domine la communauté et il est maximal quand les espèces ont des abondances identiques dans la communauté. Il s'obtient par la formule : $J = H'/H'_{\max} = H'/\log_2 S$, où :

H' = indice de Shannon-Wearver et S le nombre total d'espèces présentes dans un échantillon.

2.3.1.2. Approche quantitative

L'approche quantitative du phytoplancton est importante dans la mesure où cette fraction planctonique est l'élément dominant dans ces milieux. Plusieurs méthodes d'estimation de sa biomasse, directes ou indirectes, sont proposées. L'estimation indirecte du phytoplancton est une détermination basée sur la quantification d'un composant de cette biomasse (chlorophylle, ATP, carbone, phosphore et azote particulaire) alors que la méthode d'estimation directe du phytoplancton est unique et est la numération qui consiste à un dénombrement des cellules algales existantes dans l'eau analysée. La numération se fait soit par comptage automatique par cytométrie de flux (*ex.* : ARTIGAS & LIZON, 2009 ; CAILLAULT *et al.*, 2009 ; GUISELIN, 2010 ; HOULIEZ *et al.*, 2012) soit par comptage par microscopie. La cytométrie en flux (CMF) est une technique récente, très utilisée en hématologie, permettant de faire défiler des particules, molécules ou cellules à grande vitesse dans le faisceau d'un laser, en les comptant et en les caractérisant. Par ailleurs pour étudier le phytoplancton on utilise habituellement le microscope inversé (UTERMÖHL, 1958) ou microscope à épi-fluorescence pour la numération manuelle classique étant donné que la CMF est couteuse. Cependant, la cytométrie en flux est moins couteuse en temps puisqu'elle permet un dénombrement floristique automatisé. Elle permet de caractériser de façon précise la taille, la forme, et le contenu pigmentaire de chaque cellule algale de taille comprise entre 1 et 800 μm . Elle permet ainsi de dénombrer et de caractériser les cellules phytoplanctoniques présentes dans un échantillon d'eau à raison de plusieurs milliers de cellules par minute, permettant ainsi une discrimination en classes de taille et groupes taxonomiques (pouvant aller parfois jusqu'au genre ou l'espèce) (GUISELIN, 2010). Alors que la numération des cellules phytoplanctoniques au microscope inversé est relativement lourde et coûteuse en temps, et nécessite des opérateurs possédant de solides connaissances en taxinomie algale ainsi qu'une longue expérience (HOULIEZ *et al.*, 2012). Nous avons utilisé, pour notre étude, la méthode

d'UTERMÖHL (1958) modifiée par LEGENDRE (1971) et WATT (1972) pour suivre l'évolution de la biomasse phytoplanctonique dans le lac Dayet Aoua.

2.3.1.2.1 Dénombrement en microscopie inversée

En tant que concept écologique, l'abondance est une composante importante de la diversité (HURLBERT, 1971). La méthode de comptage d'UTERMÖHL (1958) modifiée par LEGENDRE (1971) et WATT (1972) a été adoptée pour l'étude quantitative du phytoplancton. Il s'agit d'un dénombrement des cellules phytoplanctoniques fait en microscopie inversée (OLYMPUS). Après prélèvement, les échantillons sont immédiatement fixés au lugol fort (5 à 8 gouttes pour 100ml d'échantillon ou 2,5 ml pour 500ml) (LAPLACE *et al.*, 2009). Cette technique s'appuie sur la sédimentation des cellules d'algues dans une chambre de sédimentation (24 heures), d'un échantillon de volume connu (100 ml) en raison de la faible densité du phytoplancton, pour faciliter les comptages en gardant une bonne représentativité en termes d'effectif de l'ensemble des organismes présents. Ce comptage de cellules est ensuite fait sur un espace de 30 champs. Pour les colonies, le nombre de cellules par colonie a été déterminé. La répartition de ces champs sur la surface de la cellule de comptage est aléatoire avec un comptage débutant systématiquement au niveau de la partie gauche de la cuve et se terminant au niveau de sa partie droite. Le comptage est effectué à l'objectif 40 (parfois à l'objectif 20 si la concentration est faible). Sont pris en compte dans l'énumération, seuls les individus dont la structure est restée intacte. Le calcul de la densité est faite selon la formule suivante : $D = 1000.n.S/s.V$, où :

D = densité en nombre d'individus par litre ; n = moyenne du nombre d'individu d'une espèce ; S/s = rapport entre la surface de la cuve de comptage et la surface du champ oculaire ; 1000 = facteur de conversion en litre ; V = volume d'échantillon sédimenté en ml (100 ml).

Les biomasses sont calculées à partir des biovolumes spécifiques moyens suivant les travaux de KIM & TRAVERS (1995), OLENINA *et al.* (2006), DRUART & RIMET (2008) et CEAEQ (2012) en admettant que $10^6 \mu m^3 = 1 \mu g$.

2.3.1.2.2. Dénombrement en microscopie à épifluorescence

La technique d'épifluorescence a été adoptée pour l'étude quantitative des microalgues flagellées. Après le prélèvement, les échantillons sont immédiatement fixés par du formol (concentration finale : 5%). La primuline ($C_{21}H_{14}N_3O_3S_3Na_2$) a été choisie comme fluorochrome car il a plusieurs avantages. Elle se fixe sur les polysaccharides de la membrane cellulaire et les contours des cellules sont nettement visibles, ce qui permet une identification rapide, avec une visualisation de la cellule entière (BROCK, 1987) et, notamment, les flagelles. L'émission fluorescente de la primuline est très réduite sous une lumière bleue. Ainsi, l'autofluorescence des pigments chlorophylliens et, plus précisément de la chlorophylle *a*, apparaît très nettement en lumière bleue.

Protocole expérimental

- Préparation de la solution de fluorochrome

Une solution tampon trizma 0,1M est préparée à l'aide d'eau distillée est amenée à pH₄ par une solution d'acide chlorhydrique (si nécessaire) afin d'obtenir une meilleure fluorescence de la primuline (CARON, 1983). Cette solution mère sert à préparer la solution de fluorochrome. 10 mg de primuline sont dissous dans 50 ml de la solution tampon afin d'obtenir une concentration finale de 200 $\mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$. Cette solution est ensuite stérilisée par filtration sur filtre de porosité de 0,2 μm et servira à colorer les cellules. La solution a été toujours préparée au moment de la manipulation car sa conservation conduit à une baisse de la coloration.

- Filtration et coloration

0,5 à 2 ml de la solution de primuline sont ajoutés à l'échantillon afin d'obtenir une concentration finale de 20 $\mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$ conformément aux études de CARRIAS (1996). Selon cet auteur, cette concentration beaucoup plus fiable que celle utilisée par CARON (1983) permet une meilleure observation des caractéristiques morphologiques des flagellées (CHARZ-ANOWSKI & SIMEK, 1990). Après une incubation de 5 min et homogénéisation de l'échantillon, 20 ml de celui-ci sont filtré sous vide (avec pression qui ne dépasse pas 100 mm de mercure) sur filtre nucléopore noir en polycarbonate, de porosité 0,8 μm et de 25mm de diamètre. Le filtre est ensuite rincé avec 1 ml de la solution tampon et placé sur une lame entre deux gouttes d'huile à immersion. Une lamelle est enfin rajoutée et les préparations sont

conservées l'obscurité et à -25°C. Les observations en microscope à épifluorescence de type Olympus BH-2 en lumière bleue sont effectuées à un grossissement de 1250X. Le nombre de cellules flagellées est estimé en effectuant deux balayages diamétraux et ensuite transformé en densité à l'aide de la formule suivante : $N = n.S/s.V$ où:

N = nombre de cellules par ml ; n = nombre de cellules comptées ; S = surface filtrante du filtre (μm^2) ; s = surface des champs optique compté (μm^2) ; V = volume de l'échantillon filtré (ml).

2.3.1.2.3. Dénombrements des bactéries (méthode directe)

En écologie aquatique, pour estimer la biomasse bactérienne deux méthodes sont habituellement utilisées, à savoir la technique d'épi-fluorescence et la méthode classique par la mise en culture en milieu gélosé. En principe la flore mésophile aérobie totale d'un échantillon d'eau est déterminée après étalement d'une goutte de 0,1 ml d'échantillon sur gélose nutritive ou après écoulement si on ajoute préalablement la goutte d'échantillon dans le milieu de culture, puis incubée pendant 24 h (± 1 h) à 37°C ($\pm 1^\circ\text{C}$). L'avantage de cette méthode est la facilité de compter les différentes colonies à l'œil-nu. Néanmoins, la technique d'épi fluorescence est non seulement la plus simple et la moins couteuse en temps mais aussi elle donne plus de précision (AMBLARD et *al.*, 1998). Pour ces raisons, nous avons choisi la technique d'épi-fluorescence pour le comptage des cellules bactériennes en utilisant l'acridine orange comme fluorochrome. Des sous-échantillons (10 ml) sont colorés par l'acridine orange 0,02% préfiltrés sur 0,22 μm (HOBBIIE et *al.*, 1977). Les cellules sont retenues après filtration sous vide (< 100 mm Hg) sur un filtre nucléopore noir en polycarbonate et de porosité 0,22 μm . Pour chaque série d'échantillons, un blanc est préparé avec de l'eau distillée stérile (filtré sur 0,22 μm) et sert de contrôle. Les dénombrements réalisés en microscope à épifluorescence (Microscope Olympus BH-2) sont transformés en abondance selon la même formule utilisée pour les dénombrements des phytoflagellés. L'excitation est faite par une lampe HBO 100 watts, dans la longueur d'onde 450-490 nm avec un filtre d'arrêt à 515 nm. Lors du comptage, entre 1500 et 2000 cellules réparties sur 20 champs différents sont généralement dénombrées. Cela conduit à une précision de comptage supérieure à 7% au seuil de confiance 90% (OVERBECK, 1974).

2.3.1.2.4. Chlorophylle *a*

Bien que la transformation des données en biomasse suscite de nombreuses critiques (NEVEUX, 1978), la chlorophylle *a*, le pigment le plus commun de toutes les cellules du règne végétal, constitue le facteur estimatif du phytoplancton le mieux représentatif et le plus utilisé. Cependant, une augmentation de la concentration en chlorophylle *a* peut refléter une adaptation des cellules à de faibles luminosités et à un état nutritionnel et être interprétée comme une augmentation de biomasse alors que ce n'est pas le cas (ARRIGO, 2005). L'avantage d'utilisation de la chlorophylle *a* est lié à la facilité de son dosage qui ne nécessite pas nécessairement de séparation des autres éléments du matériel particulaire (NEVEUX, 1978) et son rôle dans la photosynthèse (LORENZEN, 1981). La méthode diffère selon les objectifs qu'on suive la chlorophylle *a* *in vivo* ou extraite. Le dosage de la chlorophylle *a* par la fluorescence *in vivo* introduit par LORENZEN (1966) élaboré à l'origine sur la fluorimétrie classique de YENTSCH et MENZEL (1963), présente l'avantage d'être plus sensible, simple et beaucoup plus rapide que le dosage classique spectrophotométrique après extraction (BROUTIN et *al.*, 2011). Cette méthode permet ainsi de faire une couverture rapide (cartographie) d'une zone donnée aussi bien en surface qu'en profil (KELLEY et *al.*, 1975). La chlorophylle *a*, comme les pigments accessoires possèdent des spectres d'absorption qui leur permettent d'être utilisés par les satellites s'intéressant à la couleur de l'océan (GARVER & SIEGEL, 1997). De nombreux programmes de télédétection du phytoplancton, reposant sur la chlorophylle *a* comme indicateur de biomasse autotrophe totale (*ex.* : programme Coastal Zone Color Scanner, POLDER, SeaWifs, MOS, OCTS, OCM, MODIS...), ont été lancés pour suivre l'évolution de ces écosystèmes à temps réel (BROUTIN et *al.*, 2011).

De nos jours, la technique de fluorimétrie *in vivo* a bien évolué et plusieurs fabricants ont confectionné des fluorimètres couplés à des bathysondes ou un poisson ondulant (SeaSoar de Chelsea Inc.) ce qui permet d'obtenir des profils de fluorescence en temps réel (LAMPERT, 2001). L'instrument FluoroProbe (bbe, Moldaenke) peut différencier actuellement jusqu'à 5 classes spectrales : les Chlorophycées, les Cyanophycées, les Chromophycées, Dinophycées, et les Cryptophycées (SEE et *al.*, 2005 ; BLANCO et *al.*, 2008) et même distinguer des différents taxons phytoplanctoniques regroupés en fonction de leurs caractéristiques pigmentaires de fluorescence (BROUTIN et *al.*, 2011). C'est un instrument très puissant, facile à manipuler qui permet d'obtenir très rapidement et automatiquement un grand nombre de données ainsi que la possibilité de faire des études *in situ* (GREGOR & MARSALEK,

2003). Cependant, en plus d'avoir un prix onéreux, le fluoroprobe n'est pas capable de distinguer certaines classes comme les diatomées, les dinoflagellés et les haptophytes car leurs spectres de fluorescence sont proches (SEE et *al.*, 2005). De ces raisons, la plupart des méthodes de quantification de la concentration de la chlorophylle *a* dites *classiques* sont basées sur l'extraction de cellules placées dans un solvant organique comme le méthanol, l'éthanol ou l'acétone et sont ensuite déterminées par spectrophotométrie (RICHARDS & THOMPSON 1952 ; LORENZEN, 1967) et fluorimétrie (HOLM-HANSEN et *al.*, 1965) ou chromatographie (BROUTIN et *al.*, 2011). En ce qui concerne notre étude, nous avons choisi de doser la chlorophylle *a* par la technique de spectrophotométrie en utilisant l'acétone comme solvant organique. En principe, pour de raison des faibles densités phytoplanctoniques dans le milieu, 1 à 2 litres d'eau ont été filtrés sur un filtre Wattman GF/C de porosité 0.45 µm. Le broyage des filtres a été réalisé dans l'acétone 90 % puis incubés pendant 6 heures à 4°C afin de dissoudre et extraire totalement la chlorophylle selon la méthode décrite par MILLERIOUX (1976). La solution acétonique obtenue est ensuite centrifugée à 5000 tr.min⁻¹ pendant 20 minutes et le surnageant est pipeté et placé dans la cuve du spectrophotomètre. La lecture de la densité optique (DO) se fait aux longueurs d'ondes de 630, 645, 663 et 750 nm. Les équations utilisées pour calculer les concentrations sont celles proposées par le groupe de travail SCOR-UNESCO (1966).

$$\text{Chl.}a \text{ (}\mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = (v (11,64 \text{ DO}_{663\text{nm}} - 2,16 \text{ DO}_{645\text{nm}} - 0,10 \text{ DO}_{630\text{nm}})) / L.V ;$$

où : *v* = volume de l'extrait acétonique en ml ; *V* = volume de l'échantillon en litre ; *L* = chemin optique de la cuve en cm ; DO = densité optique.

Les concentrations en chlorophylle *a* ont été converties en terme de biomasse-carbone selon la formule : $B \mu\text{gC.L}^{-1} \text{ chl.}a \times 30$, en considérant que : $C/\text{chl.}a = 30$ (RITHER & DUSTAN, 1971).

2.3.1.2.5. Mesure de la production primaire

La production c'est un indicateur du flux de biomasse et correspond à la vitesse à laquelle se forme par unité de temps, une quantité donnée de matière organique à partir de matière minérale et d'un apport d'énergie. En milieu aquatique, toutes les méthodes de mesure de la production primaire découlent du processus photosynthétique de la biomasse phytoplanctonique (STEEMANN-NIELSEN, 1975). Il existe des méthodes de mesure dites indirectes basées sur l'évolution temporelle du bilan de la biomasse phytoplanctonique ou un

élément de cette biomasse (sels nutritifs, oxygène ou gaz carbonique) et des méthodes directes qui nécessitent des temps beaucoup plus courts que les méthodes indirectes, de l'ordre de la journée solaire (JACQUES, 1978). Ce qui permet d'éliminer, contrairement aux estimations indirectes, les problèmes liés aux mouvements des masses d'eau, au broutage et à la sédimentation (DEME-GNING, 1992). Les estimations directes sont la méthode de l'oxygène dissous, du carbone 14 de STEEMANN-NIELSEN (1952) et de l'azote 15. La technique de l'azote 15 est lourde car elle nécessite, à la différence de celle du carbone 14, des dispositions supplémentaires dont un travail sur de grands volumes de 5 à 10 litres, la disponibilité d'un spectrographe de masse (isotope stable), la transformation de l'azote organique en azote gazeux et le dosage indispensable de l'azote particulaire (DEME-GNING, 1992). Par sa simplicité et sa précision, la méthode au carbone 14 de STEEMANN-NIELSEN (1952) reste l'une des méthodes les plus utilisées pour mesurer la production primaire. Pour des raisons réglementaires, nous avons utilisé, pour notre étude, la méthode de l'oxygène dissous. Cette méthode donne de bons résultats surtout dans les zones de hautes productions (DEME-GNING, 1992).

Pour chaque profondeur d'échantillonnage, l'eau brute a été répartie dans trois flacons en verre Pyrex, à bouchon rodé et d'une capacité de 100 ml dont un est rendu opaque à la lumière. Les incubations sont réalisées aux profondeurs d'échantillonnage (0 ; 1 ; 2 et 4m) pour une durée de trois heures et demi situées de part et d'autre du midi solaire. Après incubations, les échantillons sont immédiatement fixés et subissent le même protocole expérimental que celui décrit pour le titrage de l'oxygène dissous. La production primaire est déterminée selon la formule suivante :

$$\text{Production nette} = \text{Production brute (Flacon clair)} - \text{Respiration (Flacon sombre)}$$

2.4. Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est une méthode d'analyse statistique qui permet de visualiser les corrélations existantes entre les différentes variables à travers leurs structurations et leurs orientations, d'identifier les principaux facteurs responsables de la qualité des eaux de l'environnement prospecté et de voir les similitudes entre les mois de prélèvement, sur l'ensemble des données. Il ne s'agit plus de tester des hypothèses, mais bien de découvrir des structures existantes avant de chercher des hypothèses explicatives (FRONTIER et *al.*, 2001). Elle permet de

synthétiser et de classer un nombre important de données multivariées afin d'en extraire les principaux facteurs qui sont à l'origine de l'évolution simultanée des variables et de leurs relations propres (BIEMI, 1992). Cette analyse a été effectuée sur les variables environnementales et biologiques sur l'ensemble des données (23 prélèvements, 12 paramètres environnementaux, 7 variables biologiques). Compte tenu de l'absence de différences significatives entre les quatre niveaux échantillonnés, la moyenne des quatre valeurs a été utilisée pour cette étude.

3. RESULTATS

3.1. Paramètres abiotiques

3.1.1 Paramètres physiques

3.1.1.1. Transparence et variation du niveau de l'eau

La transparence de l'eau estimée par la profondeur de disparition du disque de Secchi, au point le plus profond du lac, a varié au cours de ces études de 3,8 à 5,3 m. Plus de 52% des valeurs mesurées montrent une transparence totale de l'eau, indiquant que la zone trophogène correspond généralement à toute la colonne d'eau même en période chaude où la valeur minimale a été enregistrée au début du mois d'août (**Figure 9**). La moyenne sur l'ensemble des échantillons est de 4,8 m ($\sigma = 0,307$ m) alors que le niveau maximal de l'eau au cours de l'étude a varié de 4,25 à 5,30 m. Les valeurs les plus faibles de la profondeur maximale du lac sont enregistrées entre juillet et octobre (valeur moyenne : 4,4 m ; $\sigma = 0,07$ m).

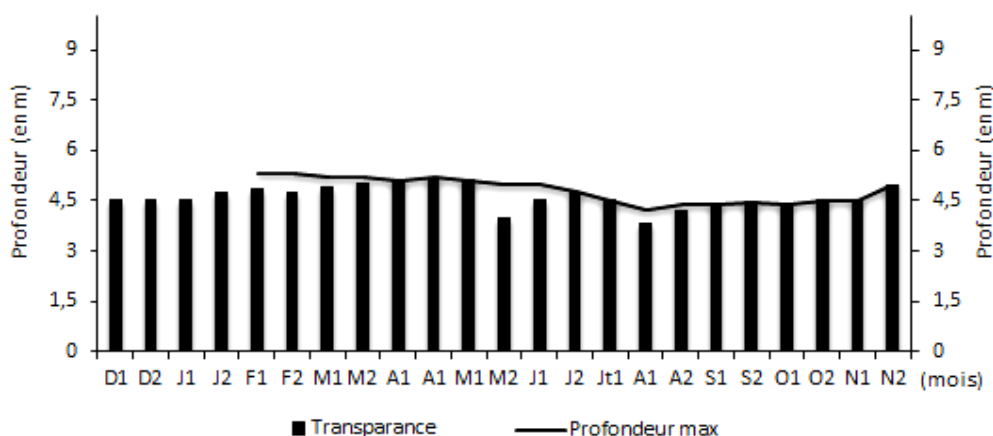


Figure 9 : Variations temporelles de la transparence et de la profondeur maximale de l'eau au point de prélèvement.

3.1.1.2. Température

Les valeurs de température enregistrées varient entre 4,1°C à la fin du mois de janvier à 4 m et 24,5°C au mois de juillet à 0 m (**Tableau 7**). Tout au long de l'étude, les profils verticaux de la température ne montrent aucune stratification thermique verticale du milieu (**Figure 10**), et ce malgré les variations importantes de la température de l'air. Cependant, à partir de la dernière semaine du mois de mai, nous avons noté une légère baisse au-delà de 2m et qui n'a pas dépassé 2,3°C (amplitude maximale entre la surface et la profondeur 4m) (**Figure 10**).

3.1.1.3. Conductivité

Les valeurs de conductivité enregistrées varient de 416,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (25-11-13 à 4m) à 669,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (22-12-12 à 2m), avec une valeur moyenne de 464,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (**Tableau 7**). Les valeurs les plus élevées ($>500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) sont enregistrées durant la période des pluies en début de l'étude. Exception faite pour quelques campagnes de prélèvements, l'examen des profils verticaux ne révèlent pas de variations verticales marquées des valeurs de conductivité (**Figure 10**).

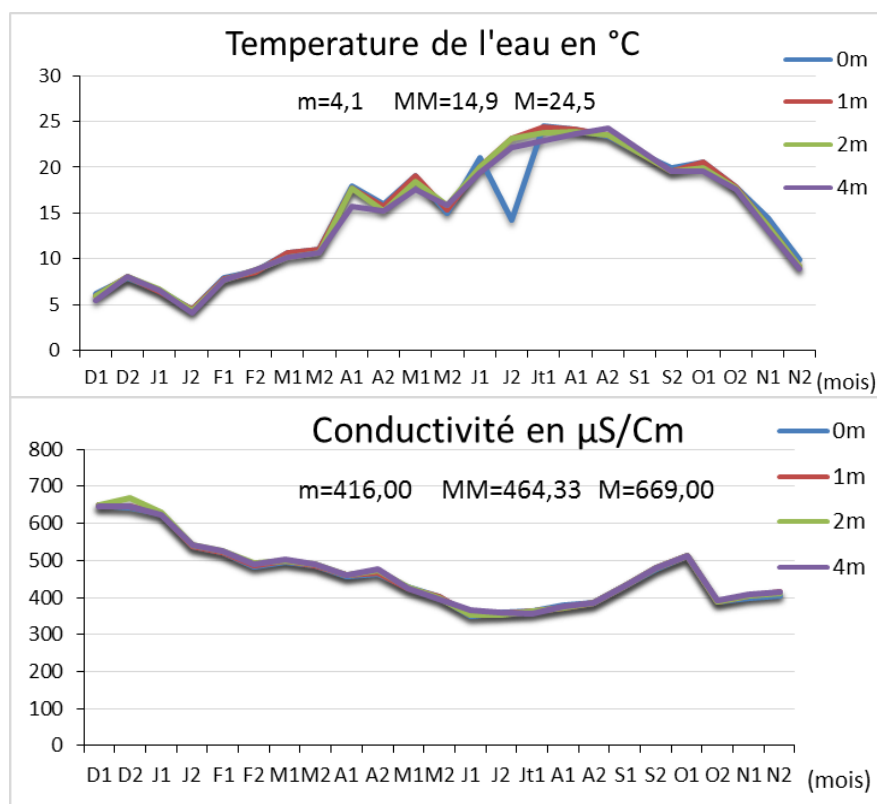


Figure 10 : Variations spatiotemporelles de la conductivité et de la température au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0, 1, 2 et 4m.

Tableau 7 : Variations verticales des paramètres physiques au cours des campagnes de prélèvements.

Paramètre	0m	1m	2m	4m	M	Σ
Température (°C)	14,9	15,0	15,1	14,9	14,9	0,1
Cond (µS.cm-1)	462,4	463,9	465,5	465,4	464,3	1,4

3.1.2 Paramètres chimiques

3.1.2.1. pH

Les valeurs du pH enregistrées sont toutes supérieures à la neutralité puisqu'elles varient entre 7,8 (08-12-12 à 4 m) et 10,8 (17-08-13 à 1m) avec une moyenne de 9,4 (**Tableau 9, Figure 13**). Là encore, globalement, l'examen des profils verticaux ne montrent pas de variations marquées du pH.

3.1.2.2. Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous ont varié, durant cette étude, de 5,04 mg.L⁻¹ (30-09-13 à 1m) à 12,00 mg.L⁻¹ (26-06-13 à 4m), la valeur moyenne étant égale à 7,26 mg.L⁻¹ (**Tableau 8**). Cette augmentation est à rattacher à la production des macrophytes et du phytoplancton suite à une élévation de la température. En effet, les teneurs en oxygène dissous montrent des valeurs très élevées en période printanière et estivale (valeur moyenne = 8,84 mg.L⁻¹ ; σ = 1,04 mg.L⁻¹) conformément à l'augmentation de la production primaire et de la température (**Figure 11**). Les profils verticaux des teneurs en oxygène dissous montrent qu'il s'agit d'un milieu bien oxygéné depuis la surface jusqu'au fond avec l'absence d'une oxycline (**Figure 11**).

3.1.2.3. Azote

3.1.2.3.1. Nitrates

Les teneurs en ions nitrates ont varié de 0,00 à 0,04 mg.L⁻¹ pour tous les prélèvements confondus avec une moyenne de 0,02 mg.L⁻¹ (**Tableau 9**). Les valeurs les plus élevées sont obtenues en période des pluies en début de l'étude (**Figure 13**). En valeurs moyennes, les variations importantes en fonction de la profondeur sont faibles (0,020 ; 0,019 ; 0,020 et 0,017

mg.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

3.1.2.3.2. Nitrites

Les teneurs en nitrites sont très faibles par rapport aux nitrates et aux ammoniums, puisqu'elles ont varié de 0,000 à 0,026 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 0,007 mg.L⁻¹ (**Tableau 8**). Les variations temporelles montrent des valeurs élevées vers la fin du mois de mars et le mois d'avril (valeur moyenne = 0,018 mg.L⁻¹ ; σ = 0,007 mg.L⁻¹). Cependant, des teneurs en dessous du seuil de détection² sont enregistrées à la fin du mois de mai et au début du mois de juin et au mois de juillet (**Figure 11**). En valeurs moyennes une fois encore, les variations en fonction de la profondeur sont faibles (0,008 ; 0,007 ; 0,008 et 0,007 mg.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

3.1.2.3.3. Ions ammoniums

Les teneurs en ions ammoniums varient de 0,005 mg.L⁻¹ (17-04-13 à 2 m) à 0,111 mg.L⁻¹ (08-12-12 à 4 m). Les variations temporelles font apparaître des teneurs élevées au début de l'étude alors que les apports d'eau par les pluies et les orages étaient forts, puis décroissent régulièrement jusqu'à la fin de l'étude (**Figure 11**). En valeurs moyennes, les teneurs en ions ammonium ne montrent pas de variations verticales marquées (0,035 ; 0,031 ; 0,028 et 0,030 mg.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

3.1.2.3.4. Azote total

Les concentrations en azote total ont varié de 0,01 mg.L⁻¹ (11-05-13 à 2 m) à 0,94 mg.L⁻¹ (08-12-12 à 0 m) pour l'ensemble des campagnes de prélèvements (**Tableau 8**). Les variations saisonnières suivent globalement l'évolution de la conductivité électrique. En effet, les valeurs les plus élevées sont apparues en périodes des fortes pluies en début de l'étude, puis ces teneurs se stabilisent autour de la moyenne (0,19 mg.L⁻¹ ; σ = 0,15 mg.L⁻¹) du mois mars vers la fin de l'étude (**Figure 11**). En termes des variations spatiales, aucune structuration bien définie n'est à enregistrer, les valeurs moyennes par profondeur sont 0,21 ; 0,17 ; 0,21 et 0,17 mg.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

² Le spectrophotomètre affichait des valeurs négatives ce qui signifie que l'élément chimique concerné est à l'état de trace dans l'échantillon

3.1.2.4. Phosphore

3.1.2.4.1. Orthophosphates

Les teneurs en orthophosphate ont varié de 0 à 0,048 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 0,014 mg.L⁻¹ ($\sigma = 0,013$ mg.L⁻¹) calculée sur l'ensemble des prélèvements (**Figure 11 et Tableau 8**). Plusieurs valeurs en dessous de la détection ont été enregistrées. Les variations verticales, en valeurs moyennes, sont de 0,013 ; 0,014 ; 0,013 ; 0,016 mg.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m.

3.1.2.4.2. Phosphore total

Les concentrations en phosphore total ont varié au cours de cette étude de 0 à 0,11 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 0,04 mg.L⁻¹ ; $\sigma = 0,013$ mg.L⁻¹ tous prélèvements confondus (**Figure 11 et Tableau 8**). En début de l'étude, les concentrations sont élevées, ensuite des valeurs au-dessous de seuil de détection sont enregistrées au début du mois d'avril et de mai puis augmentent de nouveau progressivement de la fin du mois de mai vers la fin de l'étude (**Figure 11**). En valeurs moyennes, les variations verticales ne présentent pas de différences notables entre les différents niveaux de prélèvements (0,039 ; 0,040 ; 0,047 et 0,047 mg.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

Tableau 8 : Variations verticales des paramètres chimiques au cours des campagnes de prélèvements.

Paramètre	0m	1m	2m	4m	moy	σ
pH	9,37	9,47	9,48	9,44	9,44	0,04
O2dissous (mg.L ⁻¹)	7,41	7,23	7,20	7,23	7,27	0,09
NO3 (mg.L ⁻¹)	0,020	0,019	0,020	0,017	0,019	0,001
NO2 (mg.L ⁻¹)	0,008	0,007	0,008	0,006	0,007	0,000
NH4 (mg.L ⁻¹)	0,035	0,111	0,028	0,037	0,033	0,004
N T (mg.L ⁻¹)	0,219	0,175	0,212	0,174	0,195	0,024
PO4 (mg.L ⁻¹)	0,013	0,014	0,013	0,016	0,014	0,001
PT (mg.L ⁻¹)	0,039	0,041	0,047	0,047	0,044	0,004
C inorg (mg.L ⁻¹)	5,53	5,50	5,50	5,53	5,52	0,01
TH (mMol.L ⁻¹)	2,93	2,90	2,89	2,94	2,91	0,02
IP (mg d'O ₂ .L ⁻¹)	7,91	8,23	8,36	8,51	8,25	0,25

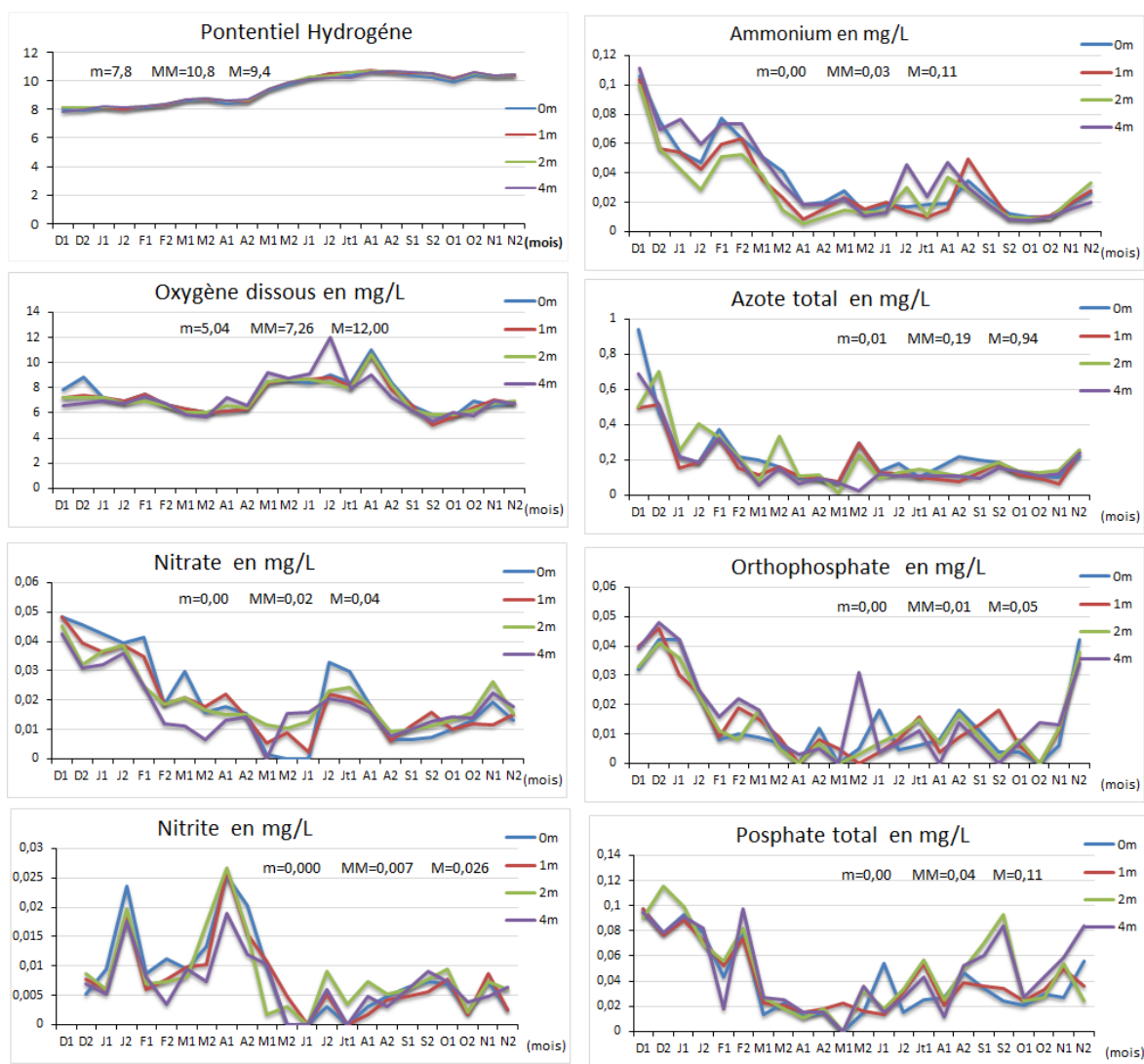


Figure 11 : Variations spatiotemporelles des paramètres chimiques enregistrés dans le lac Dayet Aoua.

3.1.2.5. Carbone inorganique

Les teneurs en carbone inorganique ont varié de $3,18 \text{ mg.L}^{-1}$ (08-12-12 à 2m) à $6,92 \text{ mg.L}^{-1}$ (27-03-13 à 4m). Les variations saisonnières montrent des valeurs faibles au niveau de toutes les profondeurs et présentent les mêmes écarts le long de l'étude, à l'exception du mois de mars où les teneurs enregistrées sont remarquables. La moyenne globale sur l'ensemble des échantillons est de $5,51 \text{ mg.L}^{-1}$; $\sigma = 0,73 \text{ mg.L}^{-1}$ (**Figure 12**).

3.1.2.6. Dureté totale

Les valeurs de la dureté totale mesurée au cours de cette étude fluctuent de $1,59 \text{ mMol.L}^{-1}$

(24-11-13 à 4m) à 4,24 mMol.L⁻¹ (08-12-12 à 2m). En terme temporel, les valeurs les plus élevées sont obtenues en début de l'étude et diminuent progressivement jusqu'à la fin de l'étude. La moyenne globale sur l'ensemble des échantillons est de 2,91 mMol.L⁻¹ ($\sigma = 0,70$ mMol.L⁻¹) (**Figure 12**). Le profil vertical, en valeurs moyenne, ne montre pas de variations marquées (2,93 ; 2,90 ; 2,89 et 2,94 mMol.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

3.1.2.7. Matière dissoute

L'oxydabilité constitue un moyen valable pour estimer la quantité de matière organique et donne une idée sur l'activité bactérienne dans l'eau. Les variations spatiales montrent des valeurs qui fluctuent entre 3,6 mg d'O₂.L⁻¹ (30-09-13 à 1m) et 13,9 mg d'O₂.L⁻¹ (27-03-13 à 0m). Les variations saisonnières suivent globalement l'évolution des ammoniums et de l'azote total. La moyenne globale sur l'ensemble des échantillons est de 8,41 mg d'O₂.L⁻¹ (**Figure 12**).

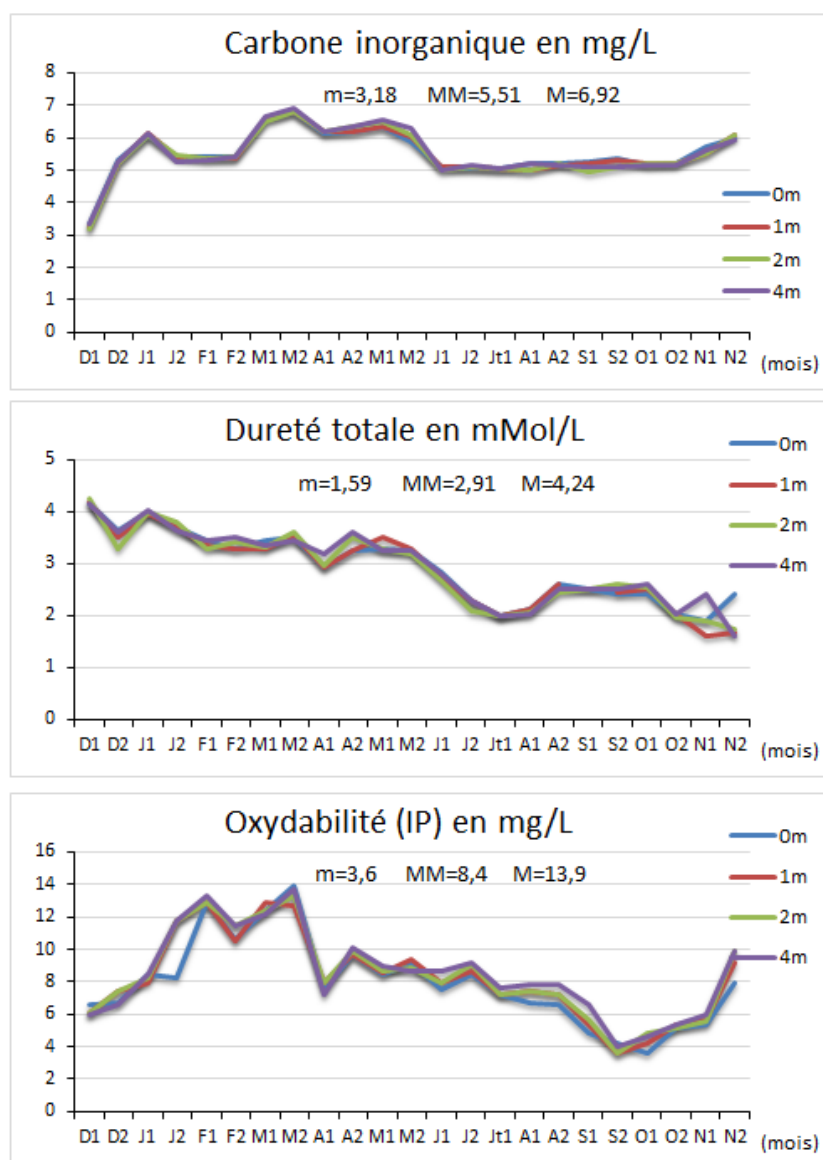


Figure 12 : Variations spatiotemporelles des paramètres chimiques au cours des campagnes de prélèvements aux niveaux de profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

3.1.3. Paramètres physicochimiques à l'entrée et à la sortie

Tout au long de l'étude, les valeurs de la plupart des paramètres abiotiques étudiés sont plus élevées à l'entrée qu'au centre. Etant donné que la sortie de l'eau du lac est proche de l'entrée, les différents paramètres montrent des valeurs intermédiaires entre celles obtenues à l'entrée et celle obtenues au milieu du lac (**Tableau 9**).

Tableau 9 : Paramètres physicochimiques mesurés à l'entrée, à la sortie et au point central du lac.

Paramètre	Entrée du lac		Centre du lac		Sortie du lac	
	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
Cond ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	699,5	72,5	464,3	89,5	523,0	83,5
Température ($^{\circ}\text{C}$)	14,95	3,74	14,93	6,36	14,91	7,29
pH	7,71	0,28	9,44	1,05	8,82	1,03
O2 dissous (mg.L^{-1})	6,94	1,25	7,26	1,24	8,66	1,91
NH4 (mg.L^{-1})	0,050	0,061	0,032	0,024	0,043	0,018
NO2 (mg.L^{-1})	0,019	0,017	0,007	0,005	0,016	0,010
NO3 (mg.L^{-1})	0,39	0,19	0,02	0,01	0,08	0,08
Azote total (mg.L^{-1})	1,01	0,44	0,19	0,14	0,35	0,25
PO4 (mg.L^{-1})	0,023	0,016	0,014	0,012	0,011	0,009
P totale (mg.L^{-1})	0,071	0,033	0,043	0,027	0,033	0,022
C inorg (mg.L^{-1})	7,10	0,96	5,51	0,74	6,32	0,89
TH (mMol.L^{-1})	4,16	1,22	2,91	0,70	3,57	0,93
IP ($\text{mg d'O}_2.\text{L}^{-1}$)	12,47	3,99	8,25	2,62	12,10	3,93

3.2. Paramètres biologiques

3.2.1. Bactérioplancton

3.2.1. Distribution spatiotemporelle de la densité bactérienne

L'abondance bactérienne varie au cours de cette étude, entre $2,8 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ (25-11-13 à 2m) à $9,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ (17-04-13 à 1m) (**Figure 13**), la valeur moyenne sur tous les prélèvements étant de $6,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ ($\sigma = 1,6 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹). La densité bactérienne est faible au début de l'étude, elle atteint des valeurs maximales en été puis décroît en période automnale qui coïncide avec la fin de l'étude, en réponse notamment à la baisse de la température.

Les variations saisonnières des densités bactériennes font apparaître des valeurs faibles au début de l'étude qui s'étend du mois de Décembre 2012 jusqu'à la fin du mars 2013 où les densités passent de $4,2 \times 10^6$ à $6,9 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹. Ensuite une phase de croissance nettement remarquable montre des valeurs élevées qui caractérisent la période comprise entre le mois d'Avril et le mois d'Août (valeurs maximales = $8,8$ et $9,2 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ à 2 et 1m). Les abondances bactériennes décroissent rapidement au mois de Septembre et sont homogènes sur toute la colonne d'eau. En valeur moyenne, il n'y a généralement pas de

différence importante entre les différents niveaux de profondeur ($6,4 \times 10^6$; $6,5 \times 10^6$; $6,2 \times 10^6$ et $6,1 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹, respectivement à 0, 1, 2 et 4m). En période automnale jusqu'à la fin de l'étude, les densités bactériennes sont de nouveau faibles et varient de $2,8$ à $5,5 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ en réponse à la baisse de la température.

La communauté bactérienne est composée essentiellement de cellules libres sphériques. Les bactéries fixées représentent en moyenne 15,2 % de l'abondance bactérienne totale. L'importance des bactéries fixées augmente avec la profondeur en relation avec la présence de cellules sénescents et de débris. Les valeurs moyennes du pourcentage de bactéries fixées par profondeur sont les suivantes : 11,4 % ; 14,3 % ; 16,4 % et 18,7 % respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m.

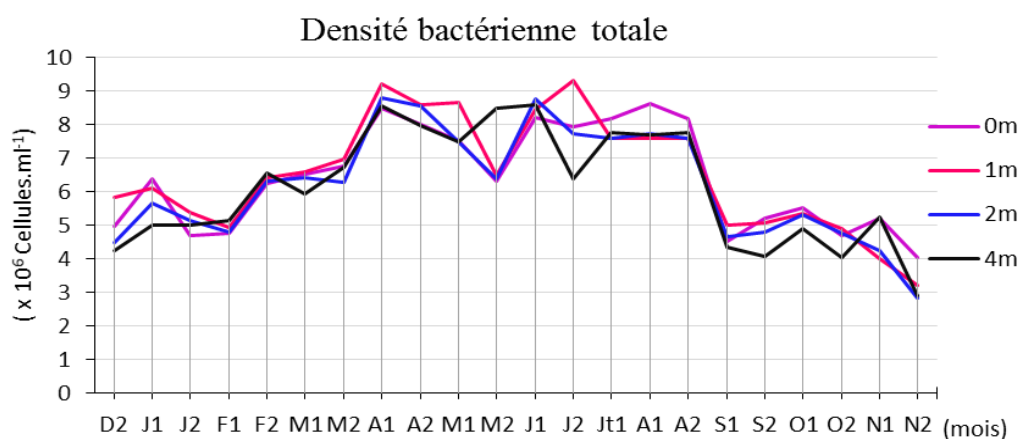


Figure 13 : Variations spatiotemporelles des abondances bactériennes totales aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

Tableau 10 : Variations verticales des densités bactériennes totales ($\times 10^6$ cellules.ml⁻¹).

Abondance	min	Max	moyenne	Ecart-type
Total	2,8	9,3	6,3	1,6
0m	4,0	8,6	6,4	1,5
1m	3,2	9,3	6,5	1,6
2m	2,8	8,8	6,2	1,6
4m	2,8	8,6	6,1	1,6

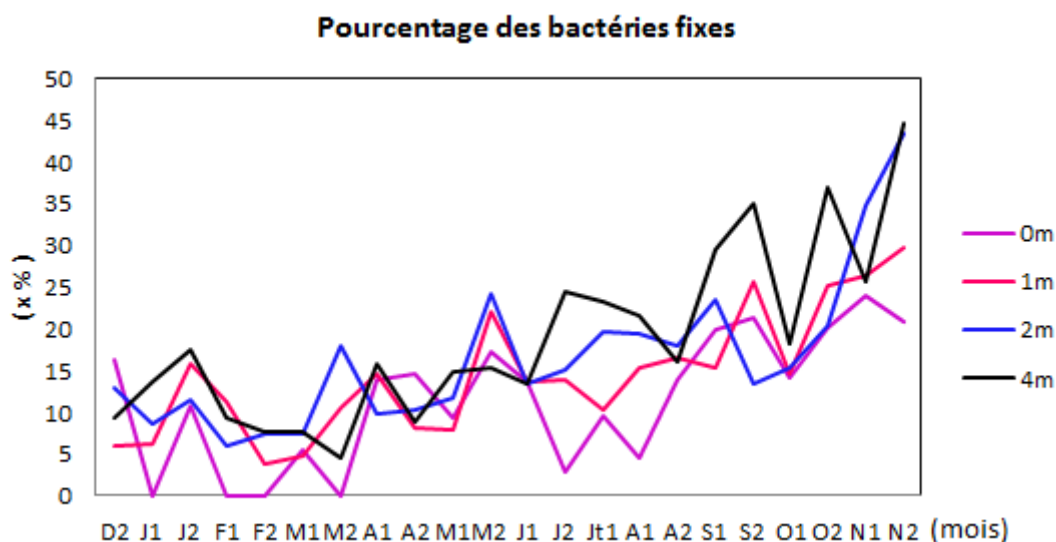


Figure 14 : Evolution spatiotemporelles des bactéries fixées aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

3.2.2. Phytoplancton

3.2.2.1. Approche qualitative

3.2.2.1.1. Richesse spécifique

Au cours du cycle annuel, le nombre d'espèces répertoriées a varié de 9 espèces (11- 05 - 13) à 22 espèces (10 -11-13). Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au mois de novembre. Globalement, la richesse spécifique du lac Dayet Aoua est faible. Les espèces identifiées au cours de cette étude sont données dans le **Tableau 23** en Annexes. La fréquence d'apparition (absence/présence) est très variée d'une espèce à une autre. Les espèces les plus fréquentes sont les Cryptophycées, *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas ovata* et les Chlorophycées, *Oocystis sp.* et *O. lacustris*, puisqu'elles représentent respectivement 95, 86, 90 et 85 % de constance. Les espèces les plus rares sont *Mallomonas acaroides*, *Synechocystis diplotilis*, *Pediastrum boryanum*, *Anabaena solitaria*, *Spirogyra sp.*, *Spirulina laxa*, *Oxytoxum sp.* et *Sphaerocystis schroeteri* car elles ne représentent que 4% de constance. Globalement, les classes les mieux représentées sont les suivantes :

- Les Cryptophycées représentées par *Cryptomonas ovata* et *C. marssonii* (**Tableau 11**);
- Les Chlorophycées représentées par *Oocystis lacustris*, *O. solitaria*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Monoraphidium sp.*, *Scenedesmus sp.*, *S. falcatus*, *Sphaerocystis sp.*, *Crucigenia rectangularis* ;
- Les Chrysophycées représentées par *Mallomonas sp.*, *M. caudata*, *M. fastigiata* et

Dinobryon sertularia ;

- Les Zygothécées représentées par *Cosmarium* sp., *C. ralfisii*, *C. venustum*, *Closterium venus*, *Gonatozygon* sp. et *Spirogyra* sp.;
- Les Cyanophycées représentées par *Oscillatoria* sp., *Anabeana* sp., *A. macrospora*, *Spirulina* sp., et d'autres espèces filamenteuses non déterminées en raison de leur petit diamètre.

Au cours de notre étude, nous avons remarqué une absence presque totale des représentants de la classe des Diatomophycées dont beaucoup d'espèces ont un caractère cosmopolite. Cette classe constitue la structure majeure du phytoplancton lacustre.

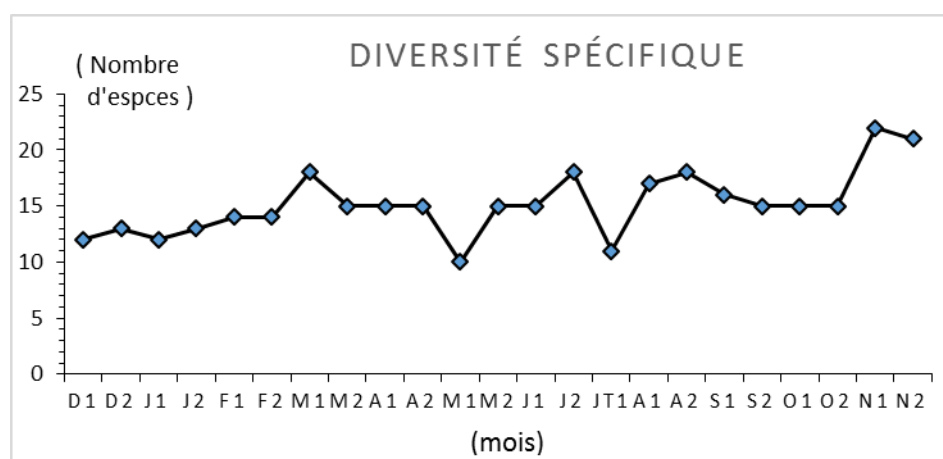


Figure 15 : Evolution temporelle du nombre d'espèces répertoriées dans le lac Dayet Aoua.

Tableau 11 : Importance des différentes classes, exprimée en nombre d'espèces, abondance, absence/présence au cours des campagnes de prélèvements

Classes	nbre d'espèces	Abondance	Présence
Cryptophycées	2	+++	+++
Chlorophycées	14	+++	+++
Zygothécées	10	++	+
Cyanophycées	6	+	+

3.2.2.1.2. Diversité et composition spécifique de la communauté phytoplanctonique

Les indices de diversité de Simpson et de Shannon sont relativement stables, oscillant autour de 0,7 et 2,8 respectivement. Les valeurs extrêmes observées au cours de cette étude sont 0,3 et 0,9 pour l'indice de Simpson et 1,2 et 4,0 pour l'indice de Shannon. La variation temporelle de ces indices est relativement liée à la contribution de la *Cryptomonas marssonii* qui est relativement dominante dans l'espace comme dans le temps. Pour donner une bonne estimation, ces indices sont souvent accompagnés d'un indice d'équitabilité (indice de Pielou). Au terme de cette étude, l'indice d'équitabilité de Pielou a varié de 0,1 à 0,6.

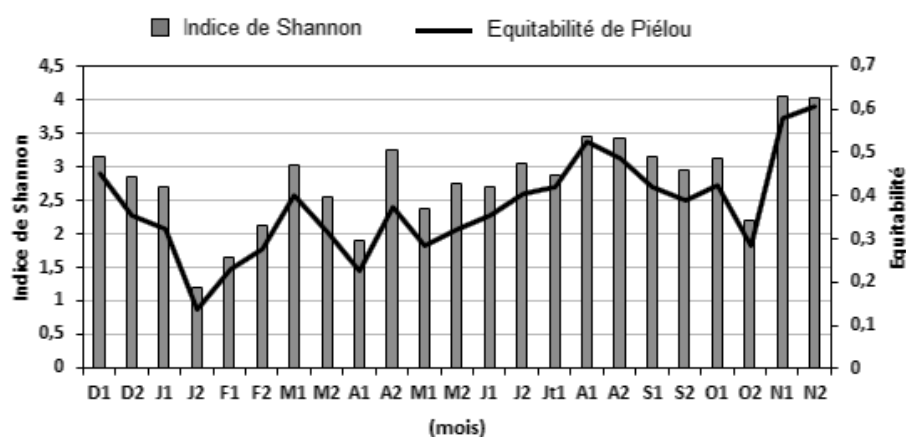


Figure 16 : Evolution de l'indice de diversité de Shannon (H) et l'indice d'équitabilité de Pielou.

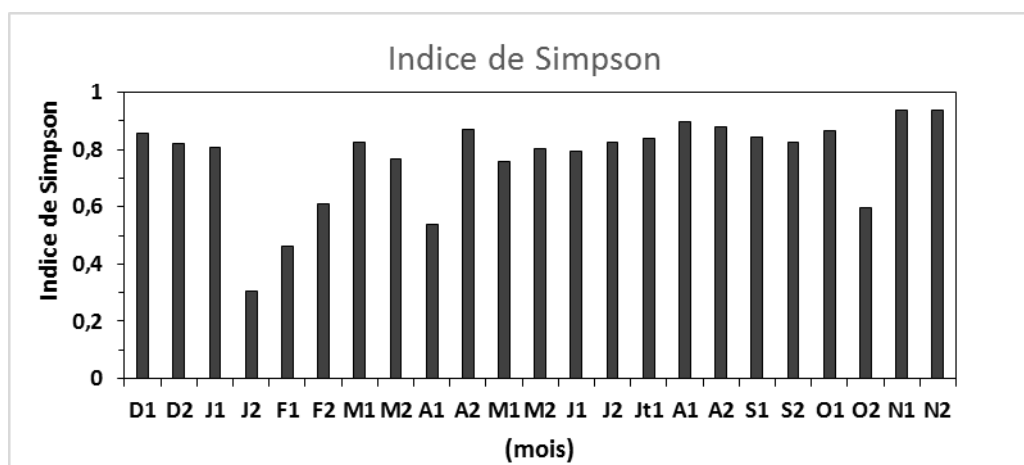


Figure 17 : Evolution temporelle de l'indice de diversité de Simpson calculé pour le lac Dayet Aoua.

3.2.2.2. Approche quantitative du phytoplancton

3.2.2.2.1. Densité et répartition spatiotemporelle du phytoplancton

Globalement la densité phytoplanctonique est très faible et varie de $0,6 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ en début de l'étude à 0m à $6,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ à la fin du mois d'avril à 4 m. (**Figure 18**). La densité moyenne sur l'ensemble des prélèvements et toutes profondeurs confondues est de $2,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹, $\sigma = 1,4 \times 10^4$ cellules.L⁻¹. A la différence des paramètres physicochimiques qui sont homogènes sur l'ensemble de la colonne d'eau, le densité phytoplanctonique en fonction de la profondeur sont fluctuantes d'un prélèvement à un autre et ne présentent aucune tendance bien définie (**Figure 18**). En valeur moyenne, les variations spatiales ne sont pas notables et sont les suivantes : 2,3 ; 2,5 ; 2,9 ; $2,6 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ respectivement à 0 ; 1 ; 2 et 4m (**Tableau 12**). Cependant la profondeur 2m semble être la position idéale de la colonne d'eau pour ces microorganismes.

Les variations temporelles se traduisent par des fluctuations remarquables au cours des campagnes de prélèvements. En période hivernale au début de l'étude, les densités sont très faibles (valeur moyenne = $0,9 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ; $\sigma = 0,1 \times 10^4$ cellules.L⁻¹). Le peuplement phytoplanctonique est composé essentiellement de la Cryptophycée, *Cryptomonas marssonii* qui représente plus de 41 % de la densité totale et qui nous a accompagnée tout au long de l'étude, puis de la Cryptophycée *C. ovata* (11 %), de la Chlorophycée *Scenedesmus sp.* (13 %) et d'autres espèces accompagnatrices comme *Mallomonas fastigiata*, *Cosmarium vestatum*, *Oocystis sp.*, *O. lacustris*... Ces densités augmentent à partir des deux dernières semaines du mois de mars, puisque les valeurs ont varié de $0,6 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ (22-12-12 à 4 m) à $4,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ (27-03-13 à 2 m). C'est en cette période printanière que les densités sont les plus élevées concomitantes avec la hausse de la température et l'apparition de la Chlorophycée *Monoraphidium sp* qui domine le peuplement phytoplanctonique (38 % de la densité totale) avec toujours la présence de la Cryptophycée *Cryptomonas marssonii* (14 %), la Chlorophycée *Oocystis lacustris* (10 %). En période estivale, en dépit des températures élevées, nous avons noté une chute des densités phytoplanctoniques (valeur moyenne = $2,0 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ; $\sigma = 0,6 \times 10^4$ cellules.L⁻¹) qui pourrait être expliquée par la pression de prédation exercée par la communauté zooplanctonique dont nous avons remarqué visuellement une prolifération massive. Les espèces les mieux représentées sont *Cryptomonas marssonii* et *Oocystis sp.* qui représentent respectivement 22 et 11 % de la densité

phytoplanctonique totale.

En automne, les densités augmentent de nouveau et atteignent $2,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ puis rechutent à la fin de l'étude (fin novembre 2013) ($0,9 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ à 4 m) (**Figure 20**) à cause de la baisse de la température. Le peuplement phytoplanctonique, en cette période, est composé essentiellement de *Cryptomonas marssonii* (37 %), d'*Anabaena* sp (12 %), de *Mallomonas fastigiata* (7 %), d'*Oocystis* sp. (5 %), *Monoraphidium* sp. (5 %), et quelques espèces faiblement représentées parmi lesquelles on cite quelques individus appartenant à la classe des Cyanophycées.

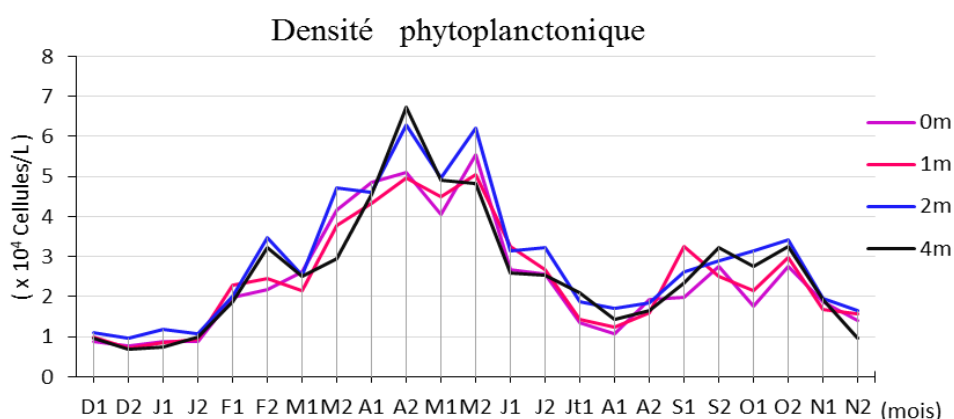


Figure 18 : Variations spatiotemporelles des densités phytoplanctoniques au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

Tableau 12 : Variations verticales de la densité phytoplanctonique ($\times 10^4$ cellules.L⁻¹)

Abondance	Min	Max	Moyenne	Ecart-type
Total	0,6	6,7	2,6	1,4
0m	0,7	5,5	2,4	1,3
1m	0,7	5,0	2,5	1,3
2m	0,9	6,9	2,9	1,5
4m	0,6	6,7	2,6	1,5

3.2.2.2.2. Biomasses phytoplanctoniques issues des dénombrements cellulaires

Calculées à partir des biovolumes spécifiques moyens, les biomasses phytoplanctoniques suivent globalement la même évolution que les densités et montrent une grande amplitude de

variations puisqu'elles fluctuent de $2,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ au début de l'étude (23-01-13 à 2m) à $89,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ au mois de juillet (07-07-13 à 4m) (**Figure 19**). Cette dernière valeur est exceptionnelle et est liée à la présence de *Cosmarium sp.* et *Staurostrum sp.* qui malgré leurs faibles densités (7,69 % et 15,30 % respectivement de la densité totale) engendrent des biomasses importantes (49,34 et 30,52 % de la biomasse totale) en raison de leurs biovolumes cellulaires spécifiques très importants ($8284 \mu\text{m}^3$ et $27475 \mu\text{m}^3$ respectivement). La fin de la période estivale, comme pour la densité phytoplanctonique, est marquée par une diminution importante des valeurs de biomasse (valeur moyenne = $17,5 \mu\text{g.L}^{-1}$; $\sigma = 3,9 \mu\text{g.L}^{-1}$). Cette baisse s'explique par la disparition de la Zygothécée *Cosmarium sp.* des niveaux supérieurs 0 et 1 m probablement suite à une sédimentation.

En période automnale, les biomasses augmentent de nouveau puisqu'elles passent de $14,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ (31-08-13 à 4m) à $40,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ (12-09-13 à 2m) ; Ces valeurs coïncident avec le développement de la Chrysophycée *Mallomonas fastigiata*, de la Chlorophycée *Oocystis sp* et d'*Anabaena sp.* Ces espèces constituent ensemble plus 85 % de la biomasse phytoplanctonique totale. La valeur moyenne toutes profondeurs confondues, à cette période, est de $28,8 \mu\text{g.L}^{-1}$; $\sigma = 9,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figure 19**).

Les valeurs de biomasse les plus élevées sont observées dans les niveaux 2m puis 4m de la colonne d'eau avec des valeurs maximales généralement obtenues à 2m. En valeur moyenne, profondeur par profondeur, les biomasses phytoplanctoniques sont de 23,0 ; 20,1; 28,8 et 26,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement à 0 ; 1 ; 2 et 4m (**Tableau 13**).

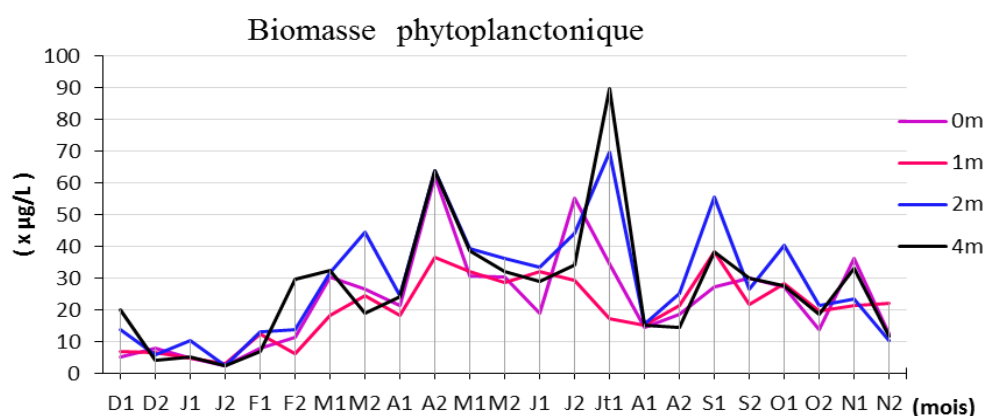


Figure 19 : Variations spatiotemporelles de la biomasse phytoplanctonique, aux profondeurs 0, 1, 2 et 4m.

Tableau 13 : Variations verticales de la biomasse phytoplanctonique issue des dénombrements cellulaires algales ($\times \mu\text{g.L}^{-1}$).

Biomasse	Min	Max	Moyenne	Ecart-type
Total	2,31	89,53	25,08	16,80
0m	2,49	62,14	23,00	14,90
1m	3,15	38,36	20,17	10,06
2m	2,31	69,50	28,89	17,84
4m	2,48	89,53	26,93	19,09

3.2.2.2.3. Distribution spatiotemporelle des phytoflagellés dans le lac Dayet Aoua

En raison de son importance relative et son caractère phagotrophe envers les bactéries, nous nous sommes intéressés à l'analyse des phytoflagellés par la méthode d'épifluorescence. Au cours de cette étude, les abondances (**Figure 20**) et les biomasses (**Figure 21**) présentent des fluctuations tout au long de l'année. Les valeurs de densités ont varié de $0,1 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ (11-10-13 en surface) à $2,4 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ (30 - 04 -13 à 2m) (**Figure 20**).

Les variations saisonnières montrent des valeurs plus faibles en hiver au début des campagnes (valeur maximale ne dépassant pas $1,2 \times 10^4$ cellules.L⁻¹), vers le début du printemps, les Cryptophycées (*Cryptomonas ovata* et *C. marssonii*) et les Chrysophycées *Mallomonas sp.* et *M. fastigiata* se développent en réponse à la disponibilité en nutriments et à l'augmentation de la température pour atteindre des valeurs plus élevées. La valeur moyenne sur l'ensemble des échantillons est alors de $0,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ($\sigma = 0,5 \times 10^4$ cellules.L⁻¹). Pendant la deuxième semaine du mois de mai, les densités diminuent rapidement pour atteindre des valeurs plus faibles suite au broutage par le zooplancton conduisant à la phase des eaux claires en début de l'été. En période automnale, les densités des phytoflagellés augmentent à nouveau. En cette période et sur toute la colonne d'eau, cette communauté planctonique était composée essentiellement des Cryptophycées *Cryptomonas ovata* et *C. marssonii* avec plus de 76 % de l'abondance totale suivies des Chrysophycées *Mallomonas fastigiata* (9 %) et *Dinobryon sertularia* (6 %) et de la Chlorophycée *Schroederia setigera* (6 %). Les variations verticales sont très faibles et ne montrent pas, pour l'ensemble des échantillons, des écarts marqués entre les niveaux de prélèvements. Les moyennes obtenues profondeur par profondeur sont :

0,71 ; 0,78 ; 0,79 et 0,79 x 10⁴ cellules.L⁻¹ respectivement à 0, 1, 2 et 4m (**Tableau 14**).

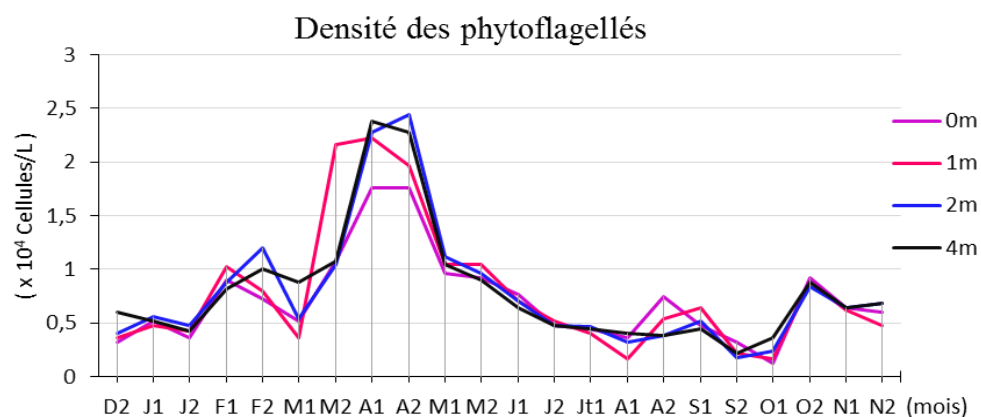


Figure 20 : Variations spatiotemporelles de l'abondance des phytoflagellés au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

Tableau 14 : Variations verticales de l'abondance des phytoflagellés (x 10⁴ cellules.L⁻¹).

Abondance	min	Max	moyenne	Ecart-type
Total	0,12	2,44	0,76	0,53
0m	0,12	1,76	0,71	0,40
1m	0,16	2,22	0,78	0,59
2m	0,18	2,44	0,78	0,56
4m	0,22	2,38	0,79	0,54

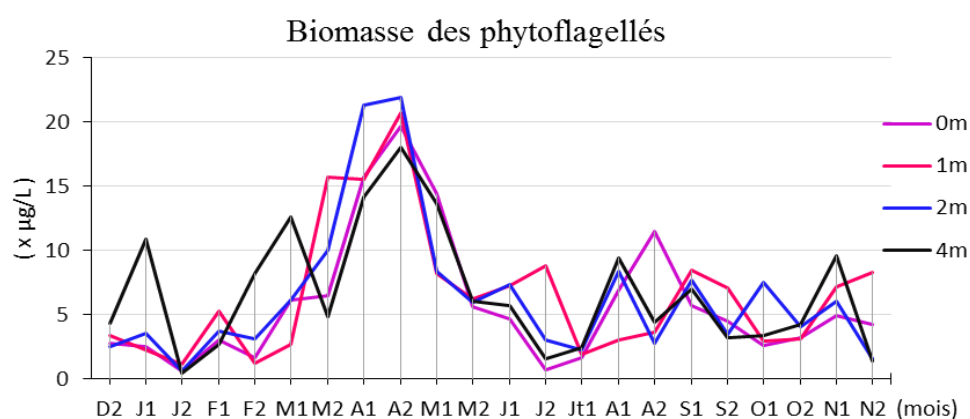


Figure 21 : Variations spatiotemporelles de la biomasse des phytoflagellés, au cours des campagnes de prélèvements aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

Tableau 15 : Variations verticales de la biomasse des phytoflagellés (en $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Biomasse	min	Max	moyenne	Ecart-type
Total	0,42	21,89	6,37	5,01
0m	0,61	19,65	5,85	4,93
1m	1,08	20,67	6,37	5,00
2m	0,63	21,89	6,40	5,40
4m	0,42	17,97	6,70	4,64

3.2.2.2.4. Biomasse-chl.*a*

Les teneurs et les variations spatiotemporelles de la chlorophylle *a* enregistrées au cours des campagnes de prélèvements reflètent les faibles biomasses issues des comptages cellulaires et suivent globalement la même évolution que les densités phytoplanctoniques (**Figure 22**). La moyenne sur l'ensemble des échantillons est de $2,63 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($\sigma = 9,5 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les valeurs extrêmes sont de $0,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ (10-11-12 à 4 m) et de $6,60 \mu\text{g.L}^{-1}$ (12-06-12 à 2 m) (**Figure 22** et **Tableau 16**).

En terme temporel, les valeurs les plus élevées sont obtenues en période printanière et en début de l'été (valeur moyenne = $4,82 \mu\text{g.L}^{-1}$; $\sigma = 1,43 \mu\text{g.L}^{-1}$) concomitantes avec la hausse de la température et l'apparition de la Chlorophycée *Monoraphidium sp.* et la contribution de la Cryptophycée *Cryptomonas marssonii* au peuplement phytoplanctonique. Ces espèces en dépit de leurs petites tailles, présentent des teneurs cellulaires en chlorophylle *a* sensiblement plus élevées que celles des cellules phytoplanctoniques de grande taille (MUNAWAR et al, 1978 ; MALONE et al, 1979). Les valeurs les plus faibles sont enregistrées en périodes froides en début des campagnes de prélèvements (valeur moyenne = $1,96 \mu\text{g.L}^{-1}$; $\sigma = 0,46 \mu\text{g.L}^{-1}$), au mois d'août (valeur moyenne = $1,51 \mu\text{g.L}^{-1}$; $\sigma = 0,72 \mu\text{g.L}^{-1}$) et à la fin de l'étude (valeur maximale ne dépassant pas $1,57 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les profils verticaux montrent, en moyenne que les concentrations sont sensiblement plus élevées à 2m par rapport aux autres niveaux ($2,22$; $2,27$; $3,32$ et $2,61 \mu\text{g.L}^{-1}$, correspondant respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

Les valeurs de biomasse - chl.*a* varient de $1,20$ à $198,00 \mu\text{g.C.L}^{-1}$, la valeur moyenne, tous prélèvements confondus, étant de $78,94 \mu\text{g.C.L}^{-1}$ ($\sigma = 50,86 \mu\text{g.C.L}^{-1}$). Les variations spatio-

temporelles de la biomasse à différentes profondeurs font apparaître des moyennes élevées dans les niveaux inférieurs (2 et 4m) de la colonne d'eau. Les valeurs moyennes par profondeur sont : 66,85 ; 68,16 ; 99,84 et 78,49 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ respectivement à 0 ; 1 ; 2 et 4m (**Tableau 17**). Les valeurs élevées observées au fond du lac sont liées non seulement à la sédimentation des algues de grande taille comme *Cryptomonas avata*, *Mallomonas sp* mais surtout aux macrophytes qui assurent la majorité de la production primaire de ce milieu. Les couches superficielles (0 m) sont caractérisées par des biomasses plus faibles et varient au cours de cette étude entre 4,20 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ (10-11-13) et 152,40 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ (24-05-13) avec une biomasse moyenne de 48,04 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ (**Tableau 17**).

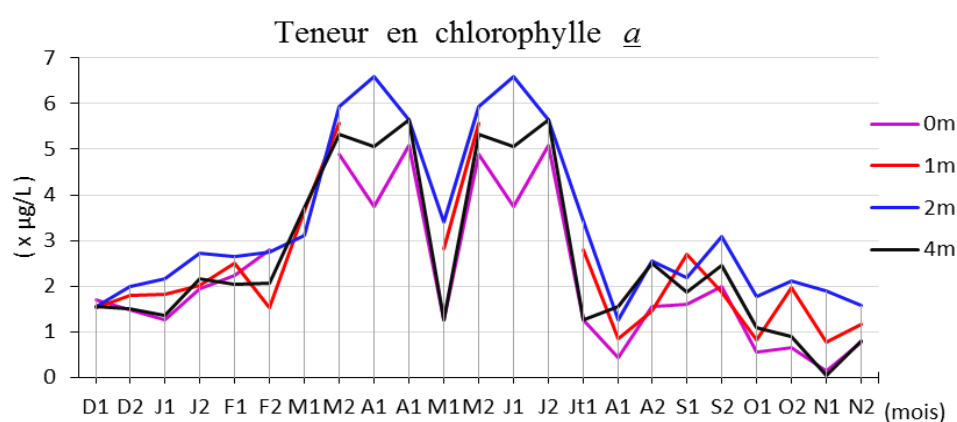


Figure 22 : Variations spatiotemporelles des teneurs en Chl a aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

Tableau 16 : Variations verticales de la concentration en chlorophylle a (en $\mu\text{g.L}^{-1}$).

[Chl. a]	min	Max	moyenne	Ecart-type
Total	0,04	6,60	2,63	1,69
0m	0,14	5,08	2,22	1,58
1m	0,76	5,57	2,27	1,35
2m	1,27	6,60	3,32	1,72
4m	0,04	5,64	2,61	1,76

Tableau 17 : Variations verticales de la biomasse-chlorophylle a (en $\mu\text{gC.L}^{-1}$).

Biomasse-Chl. a	Min	Max	moyenne	Ecart-type
Total	1,20	198,00	78,94	50,86
0m	4,20	152,40	66,85	47,39
1m	22,80	167,10	68,16	40,55
2m	38,10	198,00	99,84	51,79
4m	1,20	169,20	78,49	53,01

3.2.2.2.5. Activité photosynthétique du phytoplancton

La production primaire due au phytoplancton est très faible et reflète les faibles valeurs des descripteurs de la biomasse de cette communauté planctonique photo autotrophe (densité et chlorophylle a). Elle a varié de $2,8 \mu\text{g d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (25-11-13 à 4m) à $220,0 \mu\text{g d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (17-08-13 à 2 m) (**Figure 23**). Les variations temporelles font apparaître des valeurs élevées au printemps, le phytoplancton est alors composé essentiellement de la Chlorophycée *Monoraphidium sp.* (38%), *Cryptomonas marssonii*, *Oocystis sp.* et *Mallomonas fastigiata* (33%). Ces activités relativement élevées sont à rattacher au développement de la population de la Cryptophycée *Cryptomonas marssonii* et à la Chlorophycée *Monoraphidium sp.* En période estivale, ces valeurs sont relativement plus faibles résultant de la baisse de l'abondance phytoplanctonique. A la fin de l'étude qui coïncide avec la fin de la saison automnale, les valeurs de production primaire diminuent en raison de la baisse de la température et la faible biomasse phytoplanctonique. Les variations verticales montrent que globalement la moyenne plus élevée est enregistrée à la profondeur 2m (**Tableau 18**).

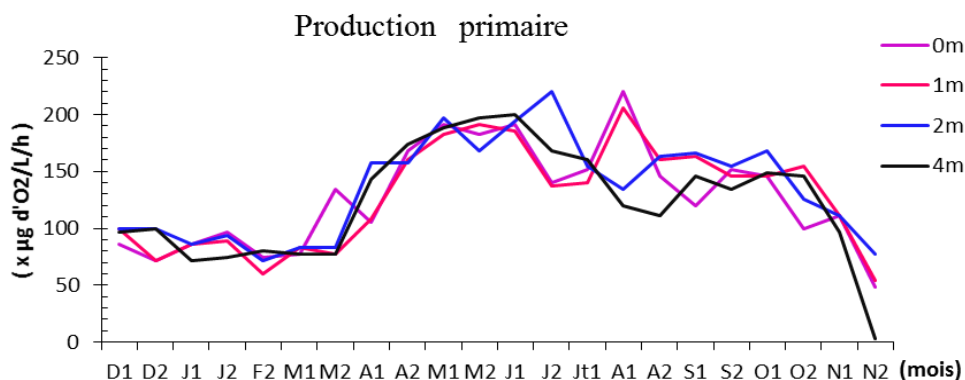


Figure 23 : Variations spatiotemporelles de la production primaire aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

Tableau 18 : Variations verticales de la production primaire (en $\mu\text{g d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$).

PI	min	Max	moyenne	Ecart-type
Total	2,8	220,0	128,3	45,6
0m	48,5	220,0	127,2	44,8
1m	54,2	205,7	127,7	44,6
2m	71,4	220,0	134,8	42,8
4m	2,8	200,0	123,3	48,4

3.3. Analyse en composantes principales (ACP)

Dans le but d'évaluer globalement les corrélations qui existent entre les différents paramètres abiotiques et biotiques suivis au cours de cette étude et donner une synthèse. Cette analyse a été effectuée sur ensemble des variables (12 paramètres environnementaux, 7 variables biologiques) à l'aide du logiciel **Unscrambler 9.2**.

Le **Tableau 19** consigne l'effet de taille des axes qui présentent plus de contribution sur les variables par les valeurs propres, les pourcentages de variances exprimées pour chaque composante et leurs cumuls. Les **Figures 24** et **25** présentent respectivement les corrélations entre les paramètres mesurés et les axes (*PC1* et *PC2*) et les relations entre les individus (mois des prélèvements) et les axes. En se basant sur le critère de Kaiser qui dit que lors d'une ACP normée on retient les composantes dont les valeurs propres sont supérieures à 1, on remarque qu'en conservant les 4 premiers axes dans le **Tableau 19**, on va expliquer plus de 88,5% de l'inertie (information) totale du nuage de point. Les variables les contributives de la formation de l'axe *CP1* sont le nitrite et la production primaire car ils présentent le plus petit angle par rapport à l'axe et se positionnent plus loin du centre. Pour l'axe *CP2*, c'est la densité des phytoflagellés qui contribue le plus. On observe dans la **Figure 24** une opposition nette sur l'axe horizontal *PC1* (45,5%), entre d'une part la conductivité, les sels nutritifs (ammonium, nitrate, azote total, orthophosphate et phosphore total) (à gauche de l'axe *PC1*), et d'autre part les variables pH et température avec la densité, la biomasse phytoplanctonique et la production primaire (à droite de l'axe *PC1*), suggérant une activité photosynthétique intense lors des fortes températures. Le second axe *PC2* est moins informatif (27,4 %) corroborant positivement avec les teneurs en nitrites, en carbone inorganique, en chlorophylle

α , l'indice de permanganate, la densité et la biomasse des phytoflagellés, et densité bactérienne suggérant l'hypothèse selon laquelle la dynamique et les abondances de bactérioplancton et des phytoflagellés est souvent étroitement liée en milieux aquatiques. Ceci étaye l'hypothèse d'une relation trophique (phagotrophie) entre ces deux communautés planctoniques (RACHIQ et *al.*, 2002). Il faut noter également la faible contribution des teneurs en oxygène dissous dans le plan factoriel (position des variables au centre du plan).

La **Figure 25** reflète clairement l'existence d'un effet de la saison sur les paramètres physico-chimique et biologique par la formation de trois regroupements de mois, ainsi nous observons un groupement constitué des mois humides et frais (décembre, Janvier et février), un autre constitué des mois frais et secs (Mars, Avril et Mai) et un dernier constitué des mois chauds et secs (Juin, Juillet, Aout, septembre, octobre et novembre). Ce qui reflète l'impact de l'évolution saisonnière des caractéristiques climatiques sur la nature hydrochimique (SAYAD et CHAKIR, 2010 ; ABBA et *al.*, 2012) et sur la dynamique des populations planctoniques dans le réservoir Dayet Aoua.

Tableau 19 : Valeurs propres des composantes et pourcentage de variance de l'ACP.

Numéro	Valeur	Pourcentage	Pourcentage
composante	Propre	de variance	cumulé
1	9,55549	45,502	45,502
2	5,77091	27,481	72,983
3	2,06234	9,821	82,803
4	1,19705	5,700	88,504
5	0,663782	3,161	91,665
6	0,451403	2,150	93,814
7	0,430178	2,048	95,863
8	0,362542	1,726	97,589
9	0,250538	1,193	98,782
10	0,156505	0,745	99,527
11	0,0992653	0,473	100,000
12	6,05512E-16	0,000	100,000
13	2,89283E-16	0,000	100,000
14	1,70352E-16	0,000	100,000
15	9,92123E-17	0,000	100,000
16	0,0	0,000	100,000
17	0,0	0,000	100,000
18	0,0	0,000	100,000
19	0,0	0,000	100,000
20	0,0	0,000	100,000
21	0,0	0,000	100,000

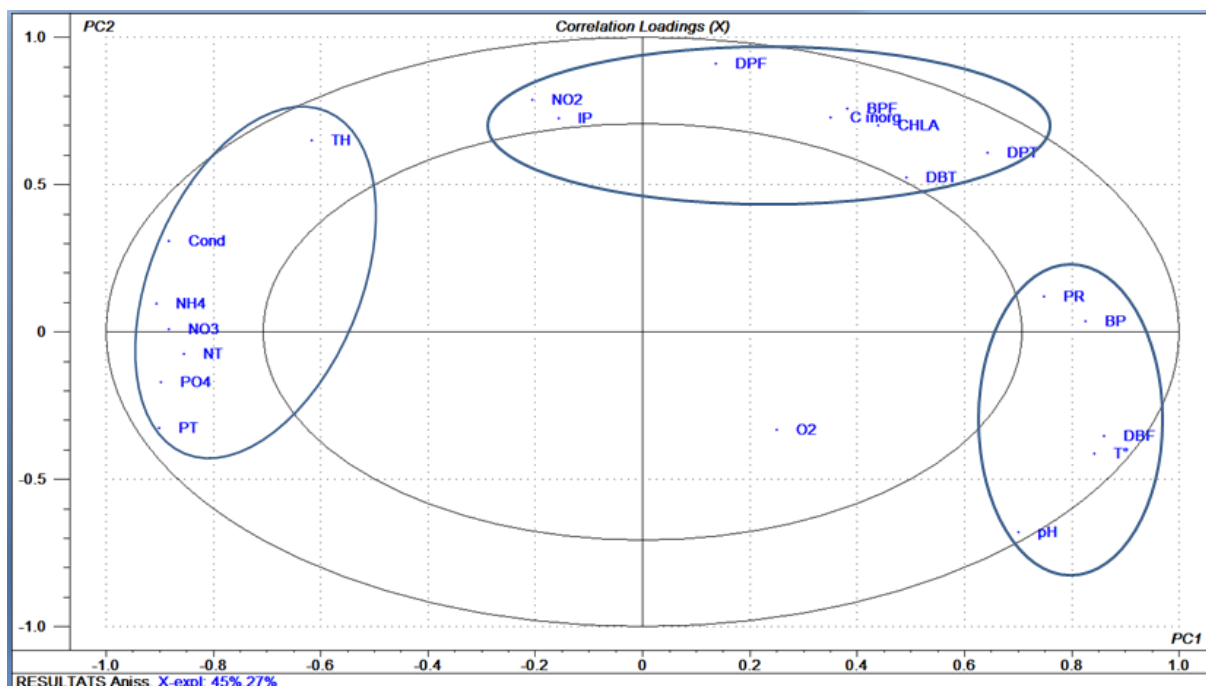


Figure 24 : Distribution des paramètres physicochimiques et biologiques (variables) sur le plan factoriel de l'ACP (PC1 x PC2), T° = température, Cond. = conductivité, O2 = oxygène dissous, pH = potentiel hydrogène, NH4 = ammonium, NO3 = nitrates, NO2 = nitrites, NT = azote total, PO4 = orthophosphates, PT = phosphore total, C.inorg = carbone inorganique, TH = dureté totale, IP = oxydabilité de l'eau, CHLA = chlorophylle *a*, PR = production primaire, DP = densité phytoplancton, BPT = biomasse phytoplancton totale, DBT = densité bactéries totales, DBF = densité bactéries fixées, DPF = densité des phytoflagellés, BPF = biomasse des phytoflagellés.

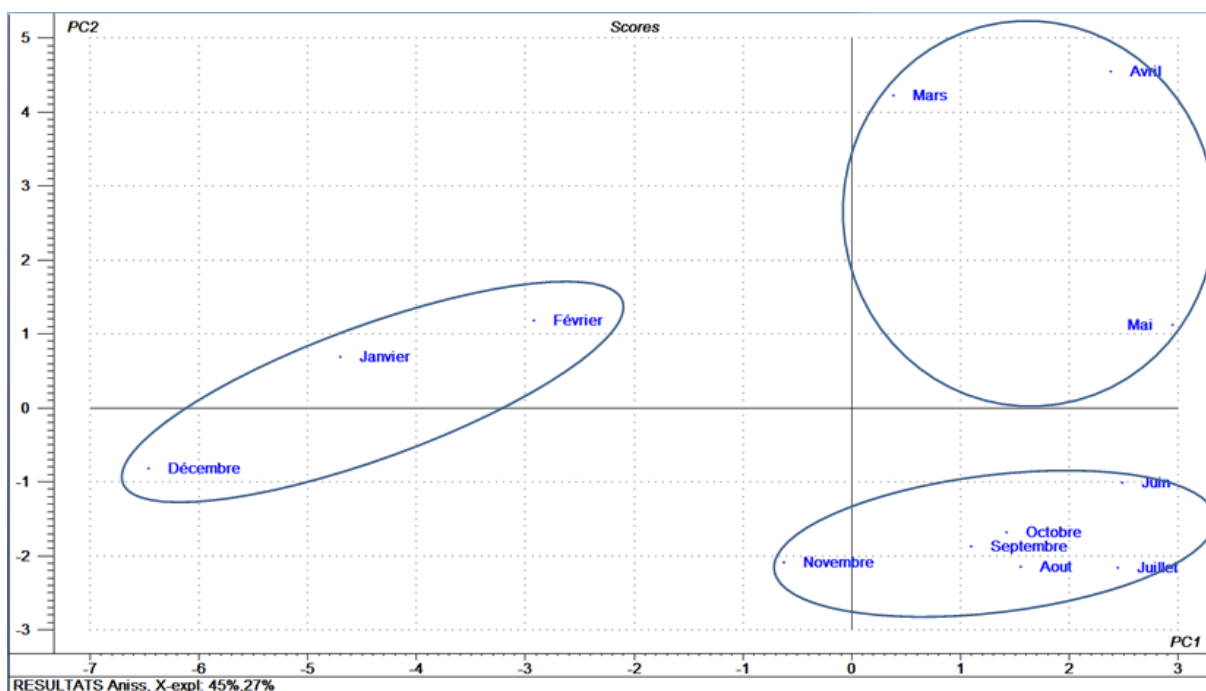


Figure 25 : Distribution des mois des prélèvements (individus) sur le plan factoriel de l'ACP (PC1xPC2).

4. DISCUSSION

4.1. Etude des variations spatiotemporelles saisonnières

4.1.1. Paramètres abiotiques

Le lac Dayet Aoua est un lac de montagne d'une altitude 1460m, peu profond (profondeur maximale autour de 5,3 m) et de type fluvial car en dehors des périodes d'étiage il présente une entrée et une sortie. En se basant sur la règle qui régit la zonation des écosystèmes lacustres, le lac Dayet Aoua est un plan d'eau dominé par le caractère littoral, dans la mesure où la profondeur permettant la séparation entre zone littorale et zone pélagique n'est pas atteinte. Il s'agit d'un milieu pauvre en matière organique, donc moins turbide, favorisant par un éclaircissement suffisant, la croissance et la progression des macrophytes et des algues benthiques à tous les fonds (*Chara sp.* par exemple, algue repêchée au niveau de la profondeur maximale du lac). En effet, si l'on considère le coefficient de conversion de Lander (1986) pour définir l'épaisseur de la zone photique dans un lac ($CE = 2,56 \cdot DS$), les valeurs de l'épaisseur de cette dernière varient de 9,7 à 13,5 m de profondeur (**Figure 9**), ce qui dépasse largement le niveau maximal du lac puisque le niveau d'eau mesuré au centre (le point le plus profond) de l'écosystème a varié au cours de ce suivi saisonnier de 4,25 à 5,30 m (valeur moyenne = 4,81 ; $\sigma = 0,36$ m). Les profondeurs les plus faibles sont enregistrées aux mois d'août, septembre et octobre (valeur maximale durant cette période est de 4,45 m). Ces variations sont à rattacher, sans doute, au régime pluviométrique, à l'augmentation de la température de l'eau et à l'évaporation correspondante. Par ailleurs, d'après les auteurs SAYAD & CHAKIR (2010) et SAYAD et *al.* (2012), la cause principale de la baisse du niveau du lac Dayet Aoua est due à la sécheresse climatique, sans oublier la pression de pompage d'eau directement et au niveau des puits servant à l'irrigation des vergers.

Au terme de notre étude, le lac est caractérisé par des eaux claires, car plus de 91% des valeurs de la transparence de l'eau mesurée à l'aide du disque de Secchi sont supérieures à 4m et qu'elles ne sont pas descendues en dessous de 3,8 m, valeur minimale enregistrée au début du mois de Mars (**Figure 9**). La transparence totale des eaux du lac est à rattacher, en période hivernale, aux faibles densités phytoplanctoniques alors qu'en période estivale, elle serait due au broutage du phytoplancton par le zooplancton et des protistes ciliés.

L'examen des valeurs de la température montre une grande amplitude de variations temporelle puisque ces dernières ont varié de 4,1°C à 4m au mois de janvier à 24,9°C près de

la surface au mois de juillet. Tout au long de l'étude, les profils verticaux thermiques ne présentent aucune variation notable en fonction de la profondeur témoignant d'une homothermie permanente même en période chaude. La déstratification du lac, en début de l'étude, est due à la densité des masses d'eau froide en surface qui coulent en profondeur créant une colonne d'eau homogène, c'est donc la période de l'homothermie. Cependant, ce phénomène persiste même en période chaude où les températures de l'eau avoisinent les 25°C. Cette fois-ci, le mélange des masses d'eau est provoqué par les vents dont l'énergie cinétique est fréquemment suffisante pour entraîner un brassage complet d'une colonne d'eau de hauteur aussi faible (maximum 5,3m ; transparence totale et épaisseur de la couche euphotique au-delà de 5m). Il en résulte de ce fait, une bonne oxygénation des eaux jusqu'au fond (valeur moyenne = 7,26 mg d'O₂.L⁻¹ ; σ =1,30 mg d'O₂.L⁻¹) (**Figure 11**). Ainsi, les concentrations en oxygène dissous ont varié, durant cette étude, de 5,04 mg.L⁻¹ (30-09-13 à 1m) à 12,00 mg.L⁻¹ (26-06-13 à 4 m), la valeur moyenne est de 7,26 mg.L⁻¹ (**Tableau 8**). Globalement, les teneurs en oxygène dissous suivent l'évolution de la température qui conditionne la prolifération des producteurs primaires et leur intensité photosynthétique. En effet, les variations temporelles des teneurs en oxygène dissous sont élevées en période printanière et estivale (valeur moyenne = 8,84 mg.L⁻¹ ; σ =1,04 mg.L⁻¹) alors que la productivité était plus élevée (**Figure 11**). Cette distribution spatiotemporelle est à rattacher essentiellement à la production des macrophytes qui colonisent presque tout le lac et au phytoplancton dont la densité augmente avec la température. Les fortes concentrations en oxygène dissous enregistrées au fond à la profondeur 4m à la fin du mois de juin (12,00 mg.L⁻¹, valeur maximale) sont liées à l'activité photosynthétique qui est facilitée par la faible couche d'eau (ABBA, 2006) et par la transparence des eaux à cette période printanière (JABARI, 1998 ; XU & CRONBERG, 2010) qui facilitent la pénétration de l'énergie lumineuse. Durant toute l'étude, les eaux du lac ne sont jamais arrivées à un stade anoxique. De plus, des teneurs en dessous de 6 mg.L⁻¹ ont été très rarement enregistrées. Cette bonne oxygénation des eaux du lac est, sans doute, liée aux brassages des eaux et à la photosynthèse des macrophytes et du phytoplancton (ABBA et al., 2008).

Les valeurs du pH sont largement supérieures à la neutralité (valeurs extrêmes : 7,8 et 10,8) liés à la nature du faciès hydro chimique carbonato-calcaïque et magnésien et qui reflète la nature de la formation géologique du Moyen Atlas Marocain (TROIN & BERRIANE, 2002 ; CHAHBOUNE et al., 2013). Selon KHIRI et CHAHLAOUI (2013) une corrélation entre le

pH et l'oxygène dissous est une des caractéristiques essentielles des milieux eutrophes, tel que le lac Dayet Er Roumi, caractérisé par le développement accru des algues. En effet, la photosynthèse consomme, lors d'un développement phytoplanctonique, les formes acides du carbone minéral en augmentant la valeur du pH. Les variations spatiotemporelles des valeurs du pH pour l'ensemble des prélèvements sont très faibles et oscillent autour d'une moyenne de 9,4 ($\sigma = 1,0$) (**Figure 11**). Cette stabilité des valeurs de pH est liée, comme dans tout écosystème aquatique, au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (HIMMI *et al.*, 2003 ; MEHANNED *et al.*, 2014). L'augmentation du pH durant la période allant du printemps à l'automne est accompagnée d'une diminution des teneurs en carbone inorganique suite à la prolifération du phytoplancton. En effet les concentrations en carbone inorganique ont varié de 3,20 à 6,92 mg.L⁻¹ (**Figure 12**). Ces teneurs sont nettement inférieures à celles rapportées, sur le même milieu, par ABBA *et al.* (2008) mais sont de même ordre de grandeur que celles enregistrées dans un lac oligotrophe de montagne, le lac Pavin du massif central Français (RACHIQ, 1992). L'examen du profil vertical ne montre pas de variations marquées entre les niveaux de la colonne d'eau durant la période d'étude. Les valeurs moyennes, profondeur par profondeur, sont 5,52 ; 5,50 ; 5,50 et 5,53 mgC.L⁻¹ respectivement à 0, 1, 2 et 4m. Les faibles variations spatiotemporelles du carbone inorganique laissent supposer que cet élément ne représente pas un facteur limitant de l'activité photosynthétique au cours de cette étude. Au terme temporel, les valeurs les plus élevées sont relevées en période printanière en relation avec des faibles valeurs de pH et une forte température. La conductivité a varié de 416 à 669 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, ce paramètre est influencé, dans notre cas, par les variations du débit du cours d'eau du principal affluent (oued El Kantra) dans lequel nous avons toujours enregistré des conductivités nettement supérieures ($m = 700,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$) à celles mesurées au milieu du lac ($m = 464,3 \mu\text{S.cm}^{-1}$). Si les conditions anoxiques peuvent provoquer un relargage d'éléments contenus dans les sédiments, éléments qui contribuent alors à faire augmenter la quantité des sels et minéraux dissous dans les couches inférieures de la colonne d'eau du lac Saint-harles au Canada (TREMBLAY *et al.*, 2001), les conditions oxiques des eaux du fond du lac Dayet Aoua ont, vraisemblablement, minimiser les fluctuations de la conductivité de l'eau (CHAHBANE *et al.*, 2013). Par comparaison à d'autres travaux, les valeurs de la conductivité électrique enregistrées lors de cette étude sont de même ordre de grandeur que celles rapportées par DAMNATI *et al.*, (2014) au niveau du lac eutrophe Ifrah (Moyen Atlas). La conductivité de l'eau est également fonction des sels nutritifs, elle est plus importante lorsque leur concentration augmente, elle

sert aussi à apprécier la quantité de sels dissous et donc la pollution dans l'eau (RODIER et *al.*, 2009).

En milieu aquatique, les formes les plus accessibles pour les algues et pour les macrophytes sont les nitrates, les nitrites, les ammoniums ou les orthophosphates. L'examen des résultats relatifs à ces éléments montre des valeurs très faibles des nitrites (valeurs extrêmes = 0,000 et 0,026 mg.L⁻¹), des ammoniums (valeurs extrêmes = 0,005 et 0,111 mg.L⁻¹) et des nitrates (valeurs extrêmes = 0,000 et 0,048 mg.L⁻¹). Les concentrations plus ou moins élevées des ammoniums sont à rattacher à l'excrétion notamment du zooplancton dont la présence massive a été visiblement remarquée. Alors que les faibles teneurs en cet élément sont dues à sa volatilisation à la suite de l'élévation de la température (**Figure 10**). Les valeurs extrêmes des orthophosphates et du phosphore total sont 0,000 et 0,048 mg.L⁻¹ pour l'ion orthophosphate et 0,000 et 0,115 mg.L⁻¹ pour tous les phosphates. Ces faibles concentrations, en sels nutritifs (azote et phosphore), dans l'eau brute du lac Dayet Aoua, montre comme l'ont signalé ABBA et *al.* (2012) qu'il n'y a aucune trace de pollution organique dans le milieu. Ces teneurs seraient davantage plus faibles si nos analyses portaient sur de l'eau filtrée sur membrane de 0,45 µm éliminant la fraction particulaire. En effet, une bonne partie d'éléments nutritifs est contenue dans la fraction particulaire et notamment dans le compartiment cellulaire du phyto et du bactérioplancton constituant son quota intracellulaire. Les valeurs des concentrations, pour l'ensemble des campagnes de prélèvements, ont varié de 0,01 mg.L⁻¹ à 0,94 mg.L⁻¹ pour azote total et de 0 à 0,11 mg.L⁻¹ pour le phosphore total (**Tableau 8**). Pour certains auteurs (SADANI et *al.*, 2004), des teneurs en azote et en phosphate de l'ordre de 0,2 et 0,02 mg.L⁻¹ respectivement, affectent au lac un caractère hyper-eutrophe. Cependant, notre milieu aux eaux transparentes ne présente aucun signe d'eutrophisation. Ceci est dû au fait que le lac Dayet Aoua est loin d'être pollué directement avec les rejets industriels ou domestiques. Ces résultats comparables à ceux d'ABBA et *al.*, (2012) ont été obtenus lors de deux séries des campagnes de prélèvements réalisées antérieurement. Nos résultats sont de même ordre de grandeur que ceux rapportés par ALAOUI-MHAMDI et *al.*, (2003) au niveau du lac réservoir Sahela, qualifié de mésotrophe selon DERRAZ et *al.*, (2002) mais inférieures à ceux rapportés par RACHIQ (2003) au niveau du lac de barrage mésotrophe Allal El Fassi et par BENZHA et *al.*, (2005) au niveau du lac réservoir hypertrophié Daourat.

L'examen des teneurs en éléments nutritifs et de la charge en éléments minéraux en général à l'entrée et à la sortie du lac (**Tableau 9**) laisse penser que notre milieu a un caractère

épurateur ou encore à effet « tampon ». En effet, les teneurs en nitrates sont plus élevées à l'entrée ($m = 0,39$; $\sigma = 0,19 \text{ mg.L}^{-1}$) par rapport à celles obtenues au niveau de la sortie du lac ($m = 0,08$; $\sigma = 0,08 \text{ mg.L}^{-1}$) (**Tableau 9**). Cette réduction serait liée à la présence massive des végétaux aquatiques puisque l'azote sous forme nitrate est préférentiellement assimilé par les macrophytes, alors que les algues en général, assimilent préférentiellement la forme ammoniacale (BERMAN et *al.*, 1984). La même tendance a été remarquée pour les valeurs de conductivité qui sont passées de $699,5 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$ ($\sigma = 72,5 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$) à l'entrée à $523,0 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$ ($\sigma = 83,5 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$) à la sortie du lac et qui reflètent une diminution de la charge ionique de l'eau résultant de l'assimilation des éléments minéraux par les organismes vivants notamment les macrophytes. Cette communauté constitue la fraction végétale dominant le lac et dont certaines espèces dépassent 4m de hauteur. Ce peuplement présente, selon notre estimation visuelle, un pourcentage de recouvrement largement supérieur à 50 % et il est composé de *Nasturtium sp.* (*Brassicaceae*), *Myriophyllum spicatum*, *M. alterniflorum* (*Haloragaceae*), *Utriculariasp.* (*Lentibulariaceae*), *Polygonum amphibium* (*Polygonaceae*). Ces espèces sont accompagnées de *Carex sp.* (*Cyperaceae*), *Elodea* (*Hydrocharitaceae*), *Potamogeton sp.* (*Potamogetonaceae*), *Typha sp.* (*Typhaceae*), *Chara sp.* (*Characeae*), *Phragmites communis* (*Poaceae*), *Scirpus lacustris* et de *Juncus bufonius*. L'abondance et la distribution de ces macrophytes dépendent des conditions physicochimiques, morphométriques qui règnent dans le milieu, mais aussi de la disponibilité des nutriments. A leur tour, les macrophytes influencent aussi bien les conditions abiotiques de leur habitat que les biocénoses aquatiques (BARBARA et *al.*, 2009).

Il serait possible, après sélection d'entrevoir la possibilité de cultiver des plantes aquatiques sur un plan d'eau donné subissant une pollution continue en composés azotés et phosphorés comme cela a été avancé par MARIN (1993). Cette capacité d'épuration de ces plantes peut être exploitée dans le traitement des eaux usées. Beaucoup de travaux ont démontré le rôle fonctionnel et épurateur des éléments minéraux par les macrophytes dans les hydrosystèmes et leur utilisation comme indicateurs de la qualité des milieux aquatiques.

4.1.1.1. Conclusion

Pour toute des campagnes de prélèvements, l'évolution des profils thermiques ne montre ni stratification thermique ni oxycline. Nous en déduisons que le lac brasse en permanence. Les eaux sont alcalines, à transparence totale, bien oxygénées jusqu'au fond et avec peu de

matière organique. Le lac Dayet Aoua est un lac oligotrophe selon les critères de l'OCED (1982). Selon la grille qualité de la norme marocaine en vigueur (SEEE, 2007), les eaux du lac sont de bonne qualité.

4.1.2. Paramètres biotiques

La communauté bactérienne dans ce lac est composée essentiellement de cellules libres sphériques. Au cours de cette étude, l'abondance bactérienne est comprise entre $2,8$ et $9,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ avec une moyenne sur l'ensemble des prélèvements de $6,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ ($\sigma = 1,6 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹) (**Figure 13**). Cette densité moyenne est très élevée pour un lac oligotrophe. Ces densités sont du même ordre de grandeur que celles enregistrées dans le lac de barrage Allal El Fassi (lac mésotrophe) et plus élevées comparées à celles rapportées dans un lac de montagne oligo-mésotrophe (lac Pavin) dont les densités sont de l'ordre de 10^5 cellules.ml⁻¹ (RACHIQ, 1992). Sur le même milieu, d'autres auteurs (JAOUAD et *al.*, 2014) ont enregistré lors d'une étude antérieure effectuée en 2011, des densités inférieures à nos valeurs. Cette différence se justifie par le choix de la méthode adoptée pour le comptage. Les valeurs des densités bactériennes obtenues par la technique d'épifluorescence sont généralement plus élevées que celles obtenues par la méthode indirecte en milieu de culture (AMBLARD et *al.*, 1998 ; AMANN et *al.*, 1995). Les variations temporelles font apparaître des valeurs faibles au début de l'étude qui s'étend du mois de décembre 2012 jusqu'à la fin du mars 2013 où les densités passent de $4,2 \times 10^6$ à $6,9 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹. Ensuite une phase de croissance nettement remarquable montre des valeurs élevées qui caractérisent le mois d'avril jusqu'au mois d'août (en cette période, valeurs maximales = $9,2 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ le 17-04-13 à 1m et $9,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ le 26-06-13) en passant par la valeur moyenne de tous les prélèvements ($m = 6,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ ; $\sigma = 1,6 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹). En période automnale jusqu'à la fin de l'étude, les densités bactériennes sont de nouveau faibles et décroissent de $5,5$ à $2,8 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ en réponse à la baisse de la température. En effet, Cette distribution spatiotemporelle est liée à certain nombre de facteurs environnementaux dont les variations de nutriments et la température font l'essentiel. Il a été montré par plusieurs auteurs que les principaux facteurs susceptibles de réguler l'abondance et la production bactériennes des milieux aquatiques sont la température, les ressources, la prédation et la lyse virale (RIVKIN et ANDERSON, 1997 ; AMBLARD et *al.*, 1998 ; DELGOULET, 2007). En valeurs moyennes par profondeur, les densités bactériennes sont de $6,4 \times 10^6$; $6,5 \times 10^6$; $6,2$

$\times 10^6$ et $6,1 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹, respectivement à 0, 1, 2 et 4m montrant l'absence de variations verticales. Ce profil vertical presque uniforme est à rattacher à la déstratification thermique, permanente due au brassage continu des masses d'eau facilité par des caractéristiques morphométriques du lac. Il est démontré dans la littérature que dans les milieux profonds monomictiques chauds, l'abondance bactérienne diminue considérablement avec la profondeur pendant la période de stratification. En terme temporel par contre, les analyses statistiques montrent qu'il existe, pour notre étude, une relation linéaire positive significative entre abondance bactérienne et température ($r = 0,49$; d.d.l. = 22 ; $\alpha = 5 \%$). De même, une corrélation linéaire positive entre activité bactérienne et température a été rapportée par LEWICKA-RATAJ et *al.*, (2014) au niveau du lac Trzecieko (Pologne), par WEI et *al.* (2008) au niveau du lac Chaohu (Chine), et par JAOUAD et *al.* (2014) aux niveaux des écosystèmes du Moyen Atlas Marocain ($r = 0,88$; $r = 0,59$; $r = 0,77$; $r = 0,79$ respectivement pour les lacs Dayet Aoua, Ifreh, Hechlef et Affourgagh) (JAOUAD et *al.*, 2014). En fonction de la profondeur, les densités bactériennes globales, ne montrent pas de fluctuations d'un prélèvement à un autre alors que les densités des bactéries fixées décroissent régulièrement (**Figure 14**) en relation avec la présence de débris. Les valeurs moyennes en termes de pourcentage pour les densités des bactéries fixées, profondeur par profondeur, sont les suivantes : 11,4 %, 14,3 % et 16,4 % et 18,7 % respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m.

L'analyse statistique de nos résultats montre qu'il existe une corrélation positive significative entre l'abondance phytoplanctonique et l'abondance bactérienne sur toute la colonne d'eau ($r = 0,48$ au seuil de confiance 5 % pour 22 d.d.l.) comme cela a été rapportée par plusieurs auteurs (WEISSE et MACLSAAC, 2000 ; SARA, 2009 ; NIU et *al.*, 2011) selon lesquels la dynamique et les abondances de bactérioplancton et de phytoplancton est souvent étroitement liée en milieux aquatiques. Il est maintenant admis que l'activité bactérienne est dépendante des substances organiques dissoutes issues de l'excrétion des organismes vivants. Ainsi, les excréta phytoplanctoniques serait la principale source de substrat pour le développement bactérien (WEISSE et *al.*, 1990 ; PACE et *al.*, 1990).

Communauté phytoplanctonique :

La connaissance de la composition spécifique de cette communauté au sein d'un écosystème aquatique est une source d'informations nécessaire (KARR, 1991 ; BA, 2006) permettant d'établir de véritables outils de diagnostic et d'évaluation de la qualité (CELLAMARE, 2009). Le lac Dayet Aoua est caractérisé par une faible richesse spécifique phytoplanctonique

(**Figure 15**), avec une quarantaine d'espèces répertoriées au cours du cycle annuel. En moyenne, 15 espèces différentes, par campagne, ont été recensées. La valeur moyenne de 2,8 de l'indice de Shannon-Weaver indique une faible diversité spécifique car théoriquement cet indice est minimal ($H' = 0$) si tous les individus appartiennent à une seule ou si chaque espèce est représentée par un seul individu. A l'inverse, il est maximal quand tous les individus sont répartis de façon équivalente entre toutes les espèces présentes (FRONTIER et *al.*, 2008). De même la valeur moyenne de l'indice de Simpson ($d = 0,7$) atteste une faible diversité spécifique puis qu'en théorie cet indice a une valeur nulle pour indiquer le maximum de diversité et une valeur proche de 1 pour indiquer le minimum de diversité (DUMONT, 2008). L'analyse de la composition spécifique des échantillons nous a permis de répertorier au total 41 taxons. Les taxons se répartissent essentiellement dans les cinq classes suivantes : Les Cryptophycées (2 espèces mais très présentes), les Chlorophycées (14 espèces), les Zygothricées (10 espèces) et les Cyanophycées (6 espèces) (**Tableau 11**). Les Diatomophycées n'ont jamais représenté plus de 2 % de la densité totale quelle que soit la campagne de prélèvement considérée. Seuls quelques taxons ont été, au printemps, faiblement présents (*Diatomalla sp* et *Navicula sp*). La classe des Chlorophycées est dominante, en termes de diversité spécifique (plus de 34 % du total des espèces) suivie par la classe des Zygothricées (24 % des espèces). En revanche, c'est la classe des Cryptophycées, par *Cryptomonas marssonii* et *C. ovata*, qui s'avère dominante en terme de densité phytoplanctonique. Ces espèces ont été plus marquées, à l'exception du mois d'avril où c'est la Chlorophycée *Monoraphidium sp.* qui était l'espèce dominante.

Sur le plan quantitatif, la communauté phytoplanctonique considérée comme l'un des indicateurs de l'état de trophie des écosystèmes lacustres présente globalement des densités très faibles. Elles ont varié de $0,6 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ en début de l'étude à 4m à $6,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ au mois d'avril à 4m (**Figure 18**). La densité moyenne sur l'ensemble des prélèvements est de $2,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ($\sigma = 1,5 \times 10^4$ cellules.L⁻¹). Les variations saisonnières montrent que les densités sont très faibles en période hivernale (valeur moyenne = $0,9 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ; $\sigma = 1,5 \times 10^4$ cellules.L⁻¹), le peuplement phytoplanctonique est composé essentiellement de la Cryptophycée, *Cryptomonas marssonii* qui représente plus 41% de la densité totale et qui nous a accompagnée tout au long de l'étude, de la Cryptophycée, *C. ovata* (11%), et de la Chlorophycée *Scenedesmus sp.* (13%). C'est en période printanière que les densités sont les plus élevées coïncidant avec la hausse de la

température et l'apparition de la Chlorophycée *Monoraphidium sp.* qui domine le peuplement phytoplanctonique (38% de la densité totale). Cette observation se traduit par une corrélation positive mais non significative entre température et densité phytoplanctonique ($r = 0,284$ pour 22 d.d.l. au seuil de significativité 5%). Cependant, en terme de biomasse, la température est corrélée positivement et significativement avec la biomasse phytoplanctonique ($r = 0,620$ pour 22 d.d.l. au seuil de confiance 1%). En période estivale, en dépit des températures élevées, nous avons noté une chute des densités phytoplanctoniques qui pourrait être expliquée par la pression de prédation exercée par la communauté zooplanctonique dont nous avons remarqué visuellement une prolifération massive. Malheureusement, aucune étude n'a été effectuée jusqu'à présent concernant le zooplancton pour argumenter et valider notre constatation. Des études ultérieures devraient affirmer ou infirmer cette relation trophique. Les résultats de JABARI (1998) et BOUHADDIOUI (1997) obtenus lors d'une étude annuelle menée sur la retenue de barrage Allal El Fassi semblent étayer notre hypothèse. C'est ainsi que les fluctuations de la densité de *Cryptomonas marssonii* seraient liées à une pression de prédation sélective exercée par le zooplancton en raison de sa petite taille comme cela a été rapporté par ALEYA et DEVAUX (1989) et BERGQUIST et *al.* (1985). Par ailleurs, la prédation des métazoaires est probablement très importante à cette période de l'année et affecte la totalité des microorganismes de la boucle microbienne (CARRIAS, 1996). Ces résultats témoignent de l'état d'équilibre de notre écosystème, c'est à dire que le phytoplancton est consommé au fur et à mesure qu'il est produit et aboutit à la clarification des eaux. Il est important de signaler, comme dans nos prélèvements précédents en 2011, l'absence presque totale des représentants de la classe des Diatomées dont beaucoup d'espèces ont un caractère cosmopolite. Cette classe constitue la structure majeure du phytoplancton lacustre. Cette absence est justifiée, comme le signale WETZEL et LIKENS (2000), par des teneurs en silice très faibles (valeurs extrêmes 0,4 et 2,1 mg.L⁻¹). Ces derniers auteurs considèrent que des concentrations inférieures à 0,5 mg.L⁻¹ constituent un facteur limitant la croissance des diatomées qui ne peuvent entrer efficacement en compétition avec d'autres algues non siliceuses. Pendant cette étude, nous avons remarqué une chute notable saisonnière de la densité de la Zygothycée, *Gonatozygon sp.* cette espèce a constitué l'espèce dominante lors des prélèvements effectués par nous même pendant les campagnes de prélèvements réalisée en 2011, le déterminisme de la baisse des densités de cette Zygothycée reste non déterminé.

Les variations de la densité phytoplanctonique en fonction de la profondeur sont faibles, et montrent des densités légèrement plus élevées à 2m et 4m par rapport à 0m et 1m (**Tableau 12**). Les valeurs moyennes par profondeur sont les suivantes : $2,4 \times 10^4$; $2,5 \times 10^4$; $2,9 \times 10^4$ et $2,6 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m. En termes de biomasse cette variation spatiale est nettement plus importante que celle de la densité puisque les valeurs moyennes calculées par profondeur sont de 23,00 ; 20,17 ; 28,29 et 26,93 mg.L⁻¹ respectivement à 0m, 1m, 2m et 4m).

L'analyse de la distribution spatiotemporelle du phytoplancton dans le lac Dayet Aoua, fait apparaître sur l'ensemble des prélèvements une prédominance de la Cryptophycée *Cryptomonas marssonii* qui représente jusqu'à plus 87 % de la densité phytoplanctonique totale selon les prélèvements. D'autres espèces appartenant au groupe de phytoflagellés poursuivent cette dominance de la *C. marssonii* à savoir la *C. ovata*, *Mallomonas sp.*, *M. fastegiata*, *M. caudata*, et *Chlamydomonas sp.*. C'est ainsi que nous avons attaché une importance particulière à la présence dans notre milieu des algues flagellés reconnus potentiellement phagotrophes par plusieurs auteurs (ESTEPE et *al.*, 1986 ; CARRIAS, 1996 ; RACHIQ, 2003 ; BOULAIS, 2010) et leur distribution spatiotemporelle a été suivie durant une année grâce à la technique d'épi fluorescence utilisant la primuline comme fluorochrome. L'analyse des résultats de cette étude montre que les valeurs de densités ont varié de 0,1 à $2,4 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ avec une valeur moyenne de $0,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ($\sigma = 0,5 \times 10^4$ cellules.L⁻¹) (**Figure 18**). Les variations saisonnières montrent des valeurs plus faibles en hiver au début des campagnes (valeur maximale $1,2 \times 10^4$ cellules.L⁻¹). Les densités les plus élevées sont enregistrées vers le début du printemps en réponse à la disponibilité en nutriments et à l'augmentation de la température. A la deuxième semaine du mois de mai, les densités diminuent rapidement à des valeurs faibles en réponse au broutage par le zooplancton. En période automnale, les densités des phytoflagellés augmentent légèrement puis se stabilisent jusqu'à la fin de l'étude. En terme spatial, les variations verticales sont très faibles et les valeurs moyennes obtenues par profondeur sont : 0,71 ; 0,78 ; 0,79 et $0,79 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ respectivement à 0, 1, 2 et 4m.

L'étude comparative nous a permis de connaître l'importance relative de l'abondance des phytoflagellés qui représentent l'essentielle de la densité phytoplanctonique totale du lac. Les valeurs de l'abondance relative des phytoflagellés varient de 6,2 à 88,9 % avec une moyenne de 31,1 % (15,3 %). Les variations temporelles font apparaître des valeurs plus élevées en

début de l'étude et en période printanière conformément avec la disponibilité des sels nutritifs. Les variations verticales montrent de faibles fluctuations entre les différents niveaux des prélèvements puisque les pourcentages obtenus niveau par niveau sont les suivants : 30,9 ; 31,1 ; 27,9 et 34,5 % respectivement à 0, 1, 2 et 4m. L'importance relative de l'abondance des flagellés par rapport à l'abondance phytoplanctonique dépendant considérablement à la présence de la *Cryptomonas marssonii*.

Le traitement statistique des résultats montre qu'il existe une corrélation positive entre l'abondance des phytoflagellés et l'abondance bactérienne ($r_2 = 0,45$ et $r_4 = 0,44$ respectivement à 2m et 4m, coefficients de corrélation significatifs au seuil de confiance 5 % pour 21 d.d.l.). En effet, ces résultats étayent les hypothèses des différents auteurs (LAMY, 2006 ; RACHIQ et *al.*, 2002) selon lesquels dans les milieux aquatiques, une relation étroite entre bactérioplancton et phytoflagellés est souvent rapportée avec des pics de l'abondance de l'activité des phytoflagellés et qui coïncident ou suivent ceux de l'abondance bactérienne. Les microalgues flagellées ont été classées par plusieurs auteurs parmi les organismes potentiellement phagotrophes (PORTER, 1988 ; SANDERS et *al.*, 1989 ; RACHIQ et *al.*, 2002). Par ailleurs, nous avons fait une comparaison entre les variations saisonnières des abondances bactériennes et des phytoflagellés aux profondeurs (**Figure 26**). L'examen de nos résultats met en évidence le pic de l'abondance bactérienne en période printanière alors que les valeurs de l'abondance des phytoflagellés étaient plus élevées (valeur minimale en cette période est de $1,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹, soit plus de 36 % de la densité phytoplanctonique). Comme suggère BIRD & KALFF (1986), ces microalgues flagellées puisaient leurs ressources nutritives par phagotrophie. Ces mêmes auteurs rapportent que sous des conditions de limitation de lumière, *Dinobryon sp.* peut obtenir jusqu'à 50 % de ses besoins en carbone par prédation sur les bactéries. Après une étude annuelle dans le lac Menphremagog, ces auteurs ont montré que *Dinobryon sp.* élimine, dans la colonne d'eau, plus de bactéries que ne le fait l'ensemble de la communauté zooplanctonique (crustacées, rotifères et ciliés). A l'inverse, des faibles densités sont enregistrées à partir du mois de mai coïncidant avec faible chute et rapide des densités bactériennes avant de reprendre des valeurs importantes (**Figure 26**). La raison de la stabilité de la densité des populations bactérienne est attribuée, notamment, à l'activité bactérivore d'organismes appartenant à différents rangs taxonomiques (BIRD & KALFF, 1984 ; SHERR et *al.*, 1986 ; SANDERS et *al.*, 1989).

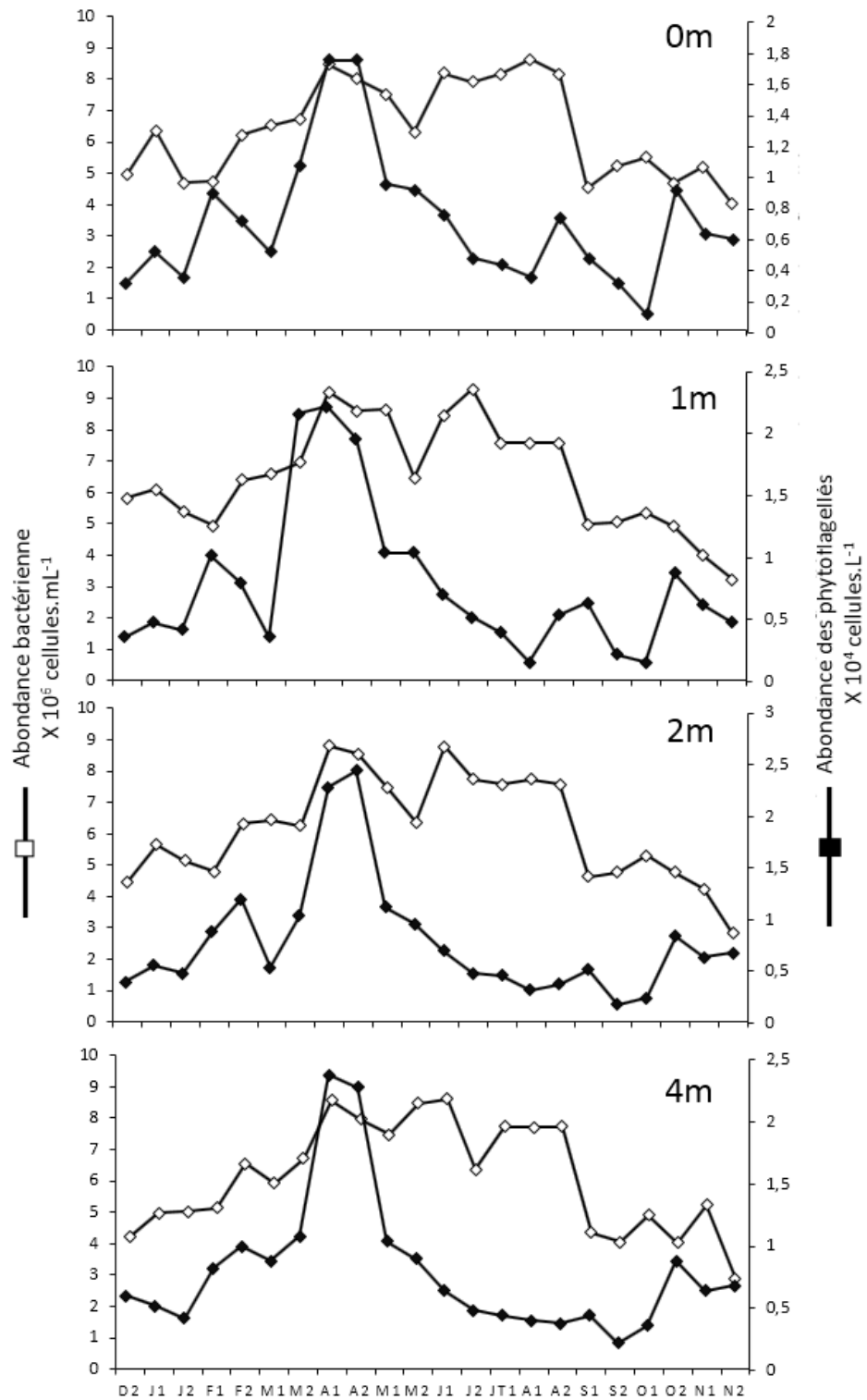


Figure 26 : Variations saisonnières des abondances bactériennes et des phytoflagellés aux profondeurs 0m, 1m, 2m et 4m.

Production primaire

La production primaire du phytoplancton est estimée par la méthode d'oxygène dissous. Les faibles valeurs obtenues ($m = 128,3 \mu\text{g d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$; $\sigma = 45,6 \mu\text{g d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) reflètent les faibles valeurs des descripteurs de la biomasse de cette communauté planctonique photoautotrophe (densité et chlorophylle a). Etant donné que Dayet Aoua est un lac de montagne peu profond où les teneurs en carbone inorganique dépassent largement $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et la lumière pénètre jusqu'au fond, le principal régulateur direct de la production primaire reste l'état physiologique des espèces phytoplanctoniques et leur biovolume cellulaire ainsi que leur taux de chlorophylle a . Il est prouvé par plusieurs auteurs (ex. : EPPLEY et SALONE, 1966 ; MALONE et al, 1979 ; ELSER et al, 1986) que les teneurs cellulaires en chlorophylle a du nanoplancton sont sensiblement plus élevées que celles de cellules phytoplanctoniques de grande taille. C'est ainsi que l'apparition et le développement de la petite Chlorophycée *Monoraphidium sp.* au mois d'avril et en début du mois de mai, se traduisent par de fortes teneurs en chlorophylle a (valeur moyenne = $5,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $\sigma = 0,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et des valeurs relativement élevées de la production primaire (valeur moyenne = $157,5 \mu\text{g d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$; $\sigma = 38,6 \mu\text{g d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) en cette période. Le maintien d'une production primaire plus ou moins importante en juin jusqu'à la fin de l'été, malgré la chute de densité phytoplanctonique, est à mettre en liaison avec la présence de la *Cryptomonas marssonii* et de l'*Oocystis sp.* puisque leur contribution respective est de 22,13 et 11,13 % de la densité phytoplanctonique ainsi que l'augmentation de la température qui accentue l'activité photosynthétique. La Cryptophycée est plutôt mixotrophe alors que la Chlorophycée est exclusivement autotrophe avec biovolume cellulaire important ($300 \mu\text{m}^3$).

Par ailleurs, nous soulignons que Dayet Aoua, lac à caractère littoral, ce sont les macrophytes qui assurent l'essentiel de la production primaire qui n'est autre que la masse de matière organique oxydable (ou son équivalent énergétique) (POURRIOT et CHAMP, 1982) néoformée à partir des précurseurs minéraux simples par l'ensemble des organismes autotrophes pendant un intervalle de temps donné (BA, 2006).

HELLSTRÖM (1996) rapporte que la production primaire dans les écosystèmes aquatiques est communément sujette à la limitation par le phosphore ou l'azote ou les deux. Pour savoir lequel, le phosphore ou l'azote, est le facteur limitant, nous avons suivi l'évolution du rapport N/P dans l'eau le long des campagnes de prélèvements (**Figure 27**). Il en sort que dans le lac

Dayet Aoua les valeurs du rapport N/P sont faibles et nettement inférieures à la valeur seuil ($NT/PT = 16$) suggérant une limitation de l'azote dans les eaux du lac. En effet, si l'on excepte les valeurs enregistrées le 09 février, le 27 mars et le 24 mai 2013 où le rapport azote total sur phosphore total dépasse légèrement la valeur seuil, l'hypothèse de limitation de l'azote reste valable sur ce lac, bien que les concentrations en phosphore total soient strictement inférieures aux concentrations en azotes total durant toutes les campagnes de prélèvements. Les valeurs extrêmes du rapport NT/PT sont 0,6 et 19,6 et la valeur moyenne est de 5,2 ($\sigma = 3,9$) (**Figure 27**). Cependant, il faut noter que la valeur référentielle du rapport N/P pour laquelle un des éléments est considéré limitant est variable suivant les auteurs. Selon GUILDFORD et HECKY (2000), en milieu pélagique, quand le rapport $NT/PT < 20$, l'azote est limitant et quand $NT/PT > 50$, le phosphore est limitant. LACAZE (1996) et BARROIN (2003) rapportent que l'azote est limitant quand $N/P < 7$ et le phosphore est limitant quand $N/P > 10$. D'après RYDING & RAST (1994), l'azote ou le phosphore est limitant dans un milieu quand le rapport de masse des concentrations N/P ($N/P = [N = (NO_2^- + NO_3^- + NH_4^+)] / [P = PO_4^{3-}]$) est respectivement < 7 ou > 7 . Selon REDFIELD (1934), l'azote ou le phosphore est limitant respectivement selon que le rapport N/P est $<$ ou > 16 . FORSBERG et *al.* (1978) rapportent que l'azote est limitant quand $N/P < 17$ et le phosphore est limitant quand $N/P > 17$. REDFIELD, (1958³) ajoute qu'en milieu marin, qu'un rapport N/P supérieur à 7,2 témoigne d'une limitation par le phosphore et un rapport N/P inférieur à 7,2 d'une limitation par l'azote (le rapport de Redfield N/P = 7,2 en masse ou 16 en atomes).

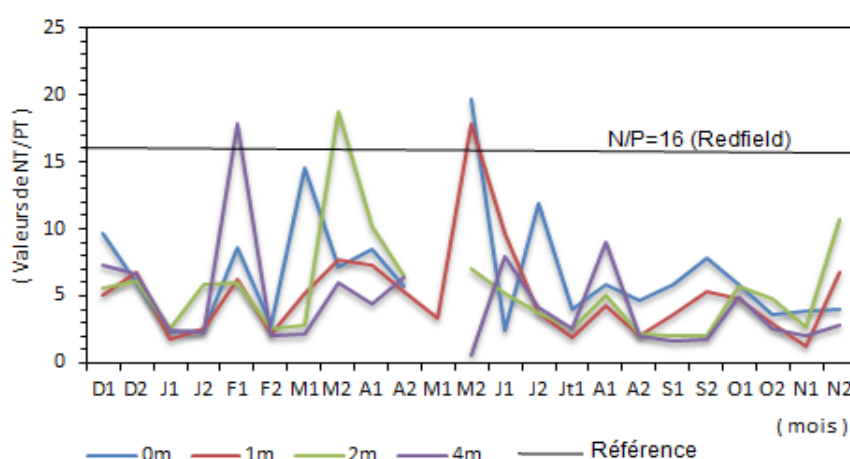


Figure 27 : Variation spatiotemporelle du rapport N/P par rapport à celui de Redfield.

³ La constance de la composition de l'eau de mer résulte de l'activité biologique du phytoplancton de maintenir le rapport N/P à peu près constant et voisin du sien, 7,2/1 en masse (16/1 en atomes) (Redfield, 1958)

Chapitre 2 : Variations diurnes dans le réservoir Dayet Aoua

1. INTRODUCTION

La structure des populations planctoniques, en particulier bactério et phytoplancton, et la production primaire sont largement dépendantes des facteurs environnementaux tels que la lumière, la température et les éléments nutritifs (SAKSHAUG & HOLM-HANSEN, 1977 ; BARLON, 1982 ; XOSE et *al.*, 2001 ; CELUSSIA et *al.*, 2009 ; LUCAS, 2011 ; GUILLEMETTE, 2012). Par ailleurs, un grand nombre de travaux, réalisés en milieux naturels ont mis en évidence les variations diurnes ou nycthémérales de la composition, abondance et biomasse des organismes planctoniques (WELCH, 1952 ; MUNAWAR et *al.*, 1978 ; BIRD & KALFF, 1986 ; KEMDIRIM, 2000 ; PINILLA, 2006 ; VASANTHKUMAR & VIJAYKUMAR, 2011). De par, leur importance pour le territoire marocain, certains écosystèmes aquatiques font l'objet de diverses études des paramètres physicochimiques et de la dynamique des populations microbiennes et planctoniques à l'échelle annuelle ou saisonnière (BERRADA et *al.*, 2000 ; DERRAZ et *al.*, 2002 ; ELGHACHTOUL et *al.*, 2005 ; DAOUDI et *al.*, 2012 ; CHAHBOUNE et *al.*, 2013 ; MEHANNED et *al.*, 2014) et interannuelle (*ex.* : CHARIFI & LOUDIKI, 2003). Cependant, les études portant sur les variations nycthémérales ou diurnes sont peu nombreuses (MONCEF et *al.*, 1994 ; BAHHOUCHE et MHAMDI, 1999 ; MOKHLISS et *al.*, 2000, BAYA, 2012). En conséquence, l'objectif de cette étude à réaliser dans le lac Dayet Aoua (Moyen Atlas Marocain), est de suivre les variations à court terme (à l'échelle d'une journée) des paramètres physicochimiques et biologiques des composantes phytoplanctonique et bactérienne.

2. METHODOLOGIE

2.1. Prélèvements

Les prélèvements ont été effectués le 25 avril 2014, toutes les 4 heures pendant 12 heures, entre 8h et 20h au point central du lac et aux profondeurs 0 et 2 m pour tous les paramètres de la qualité de l'eau influençant la production primaire. Le choix de faire cette étude au printemps, nous paraît évident puisque c'est en cette période que le phytoplancton peut présenter une diversité et une biomasse importantes.

2.3. Paramètres abiotiques

Les paramètres abiotiques mesurés au cours de cette étude sont les suivants :

- Paramètres physiques : Transparence, conductivité, niveau de l'eau et température.
- Paramètres chimiques : oxygène dissous, ammonium, nitrates, nitrites, azote total, orthophosphates, phosphore total, carbone inorganique, silice et dureté totale.

Les techniques relatives aux différents paramètres physiques et chimiques pris en compte au cours de cette étude sont développées dans la méthodologie du chapitre précédant.

2.4. Paramètres biotiques

Les paramètres biotiques mesurés sont les suivants :

- Dénombrements bactériens.
- Dénombrements des cellules algales.
- Dosage de la chlorophylle *a*.
- Mesure de la production primaire.

Les protocoles expérimentaux adoptés sont les mêmes que ceux décrits précédemment, avec les précisions suivantes. Pour la mesure de l'activité photosynthétique, pour chaque profondeur d'échantillonnage, trois flacons en verre Pyrex, à bouchon rodé et d'une capacité de 100 ml (un d'entre eux est rendu opaque à la lumière) sont incubés pendant 4 heures aux profondeurs d'échantillonnage 0 et 2m. Au terme des incubations, les échantillons sont relevés et immédiatement fixés.

3. RESULTAT

3.1. Paramètres physiques

. Par la profondeur de disparition du disque de Secchi, la transparence de l'eau estimée dépasse la 4,6 m (profondeur maximale). Ce qui signifie que les eaux sont claires durant cette période d'étude. Cette transparence totale s'explique par les bonnes conditions météorologiques et aussi par la contribution du développement des communautés zooplanctoniques qui exercent une pression de prédation sur le phytoplancton et marquent la phase des eaux claires à la fin du printemps.

. L'évolution spatiotemporelle de la température des eaux au cours du cycle journalier montre une valeur maximale de 16,0 °C en surface à 16h et une valeur minimale de 15,1 °C à 8h et

2m, soit une amplitude journalière de moins de 1°C (**Tableaux 20 et 21**). Les variations verticales entre la surface et la profondeur de 2m ne montrent aucun signe de thermocline marqué en cette période d'étude.

. Les valeurs de conductivité varient de 390,0 à 416,0 $\mu\text{S.Cm}^{-1}$. Les valeurs de conductivité sont moins élevées au niveau de 2m qu'en surface. Il n'y a pas de différence entre 0m et 2m.

3.2. Paramètres chimiques

. Les teneurs en oxygène dissous varient, pour tous les prélèvements, de 6,05 mg.L^{-1} (20h à 2m) à 8,95 mg.L^{-1} (16h à 0m) et la valeur moyenne étant de 7,30 mg.L^{-1} ; $\sigma = 0,84 \text{ mg.L}^{-1}$ (**Tableaux 20 et 21**). Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au milieu de la journée entre 12h et 16h à la profondeur 2m. Ces valeurs sont à rattacher à l'activité photosynthétique qui augmente avec l'intensité lumineuse et la température. Les variations verticales ne montrent aucune différence entre la surface et le niveau de 2m.

. Les concentrations en nitrite sont très faibles et varient de 0,007 mg.L^{-1} (16h à 2m) à 0,022 mg.L^{-1} (20h à 0m) alors que les teneurs en nitrate et en ammonium sont légèrement plus élevées (valeurs extrêmes= 0,032 mg.L^{-1} à 8h et à 2m ; 0,045 mg.L^{-1} à 20h et en surface pour les nitrates et de 0,022 mg.L^{-1} à 12h et à 2m à 0,037 mg.L^{-1} à 12h à 0m pour l'ammonium). En général les teneurs en azotes totale sont plus élevées en surface (valeur moyenne = 0,074 mg.L^{-1} ; $\sigma = 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$) qu'au niveau de la profondeur de 2m (valeur moyenne = 0,065 mg.L^{-1} ; $\sigma = 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$).

. Les concentrations en phosphore total notées au cours de cette étude sont faibles la valeur moyenne globale de 0,042 mg.L^{-1} ; $\sigma = 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ (**Tableaux 20 et 21**). Les teneurs des ions orthophosphates sont encore beaucoup plus faibles. Elles varient de 0,009 mg.L^{-1} à 16h en surface à 0,018 mg.L^{-1} à 20h au niveau de 2m.

. Les teneurs en carbone inorganiques ont comprises entre 4,22 mg.L^{-1} (16h en surface) et 5,74 mg.L^{-1} (à 20h à 2m) (**Tableaux 20 et 21**). Les variations spatiotemporelles montrent des faibles écarts ($\sigma = 0,50 \text{ mg.L}^{-1}$) et l'amplitude maximale est de 1,52 mg.L^{-1} . Les valeurs les plus faibles sont enregistrées au milieu de la journée correspondant en réponse à l'activité photosynthétique des communautés phytoplanctonique et macrophytique.

Tableau 20 : Variations journalières de la température (Temp.), de la conductivité (Cond.), de l'oxygène dissous (O2), de l'ammonium (NH4), des nitrates (NO3), des nitrites (NO2), de l'azote (NT), des orthophosphates (PO4), du phosphore total (PT), du carbone inorganique (C.inorg.), de la silice (SiO2) et de la dureté totale (TH) à la profondeur **0m** de la colonne d'eau.

	Temp. (°C)	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	O2 (mg.L^{-1})	NH4 (mg.L^{-1})	NO3 (mg.L^{-1})	NO2 (mg.L^{-1})	NT (mg.L^{-1})	PO4 (mg.L^{-1})	PT (mg.L^{-1})	C.inorg. (mg.L^{-1})	SiO2 (mg.L^{-1})	TH mMol.L^{-1}
Moyenne	15,5	407,2	7,5	0,035	0,042	0,019	0,074	0,012	0,038	5,02	1,15	3,52
8h00	15,3	416,0	7,1	0,036	0,041	0,019	0,076	0,015	0,038	5,44	1,16	3,62
12h00	15,8	408,0	7,6	0,037	0,040	0,015	0,076	0,012	0,039	4,99	1,10	3,42
16h00	16,0	400,0	8,9	0,035	0,042	0,021	0,07	0,009	0,038	4,22	1,10	3,42
20h00	15,2	405,0	6,3	0,033	0,045	0,022	0,076	0,012	0,039	5,44	1,24	3,62

Tableau 21 : Variations journalières de la température (Temp.), de la conductivité (Cond.), de l'oxygène dissous (O2), de l'ammonium (NH4), des nitrates (NO3), des nitrites (NO2), de l'azote (NT), des orthophosphates (PO4), du phosphore total (PT), du carbone inorganique (C.inorg.), de la silice (SiO2) et de la dureté totale (TH) à la profondeur **2m** de la colonne d'eau.

	Temp. (°C)	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	O2 (mg.L^{-1})	NH4 (mg.L^{-1})	NO3 (mg.L^{-1})	NO2 (mg.L^{-1})	NT (mg.L^{-1})	PO4 (mg.L^{-1})	PT (mg.L^{-1})	C.inorg. (mg.L^{-1})	SiO2 (mg.L^{-1})	TH mMol.L^{-1}
Moyenne	15,5	405,0	7,08	0,024	0,036	0,009	0,065	0,016	0,045	5,13	1,68	3,51
8h00	15,1	412,0	7,45	0,023	0,032	0,013	0,062	0,016	0,048	5,09	1,54	3,62
12h00	15,6	404,0	7,85	0,022	0,035	0,009	0,062	0,015	0,045	4,36	1,32	2,90
16h00	15,7	390,0	7,00	0,026	0,038	0,007	0,068	0,017	0,047	5,34	1,98	3,52
20h00	15,2	414	6,05	0,025	0,039	0,01	0,069	0,018	0,042	5,74	1,88	4,00

3.3. Paramètres biotiques

3.3.1. Abondance bactérienne

Au cours de ce suivi journalier, l'abondance bactérienne a varié de $5,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ (8h à 2m) à $10,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ (16h à 0m). Les plus fortes densités ($> 8 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹) sont observées à 12h et à 16h (**Figure 28**). Les densités les plus élevées sont enregistrées en surface. Les moyennes par profondeur sont $8,5$ et $6,8 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ respectivement à 0m et à 2m. L'essentiel des bactéries dénombrées étant des bactéries libres sphériques, la moyenne des densités sur l'ensemble de prélèvements est de $7,7 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ ; $\sigma = 1,5 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹. Les bactéries fixées représentent une valeur moyenne de $1,0 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹, soit 13,8 % de l'abondance totale. Comme la plupart des milieux aquatiques lacustres, le nombre des bactéries fixées augmente avec la profondeur. La valeur moyenne enregistrée en surface est moins élevée ($1,0 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ soit 11,9 % de l'abondance totale) que la moyenne obtenue à la profondeur de 2m ($1,1 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ soit 15,8 % de l'abondance totale).

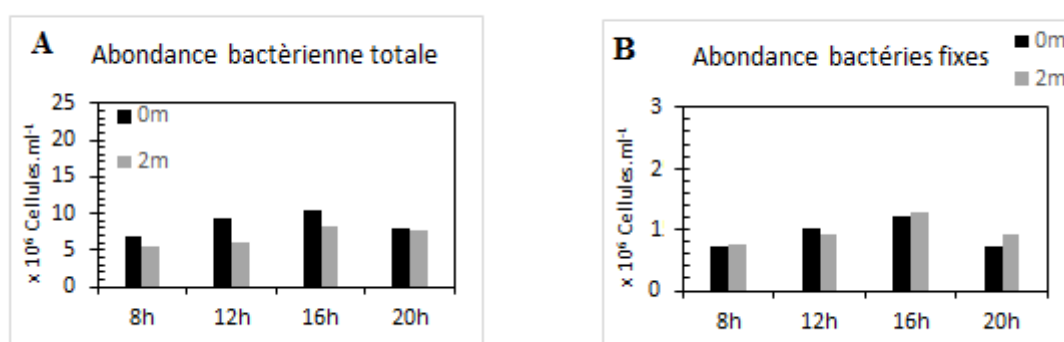


Figure 28 : Variations journalières de l'abondance bactérienne totale (A) et fixées (B) aux profondeurs 0 et 2m.

3.3.2. Abondance et biomasse phytoplanctoniques

Les valeurs extrêmes de l'abondance et de biomasse phytoplanctoniques sont respectivement $1,7$ et $5,3 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ et $13,4$ et $40,9 \mu\text{g.L}^{-1}$. Les valeurs moyennes sont $3,5 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ($\sigma = 1,3 \times 10^4$ cellules.L⁻¹) pour la densité et $21,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($\sigma = 9,1 \mu\text{g.L}^{-1}$) pour la biomasse (**Figure 29**). Que ce soit en surface ou au niveau de 2m, le peuplement phytoplanctonique est dominé par la Cryptophycée *Cryptomonas marssonii* qui représente jusqu'à 78,4 % de la densité phytoplanctonique totale. La valeur $40,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ de biomasse

notée à la profondeur de 2m est exceptionnelle étant donné qu'elle représente plus de 53 % de la moyenne globale et résultante de l'importance relative de la Chlorophycée *Staurastum sp.* qui s'élève à 57,6 % de la biomasse phytoplanctonique totale.

Du point de vue temporel, les variations journalières de la densité comme celle de biomasse montrent des valeurs plus élevées au milieu de la journée. Les espèces plus contributives sont *Cryptomonas marssonii* (56,1 % de la densité totale en moyenne et 10,6 % de biomasse), *Oocystis sp* (9,0 % de la densité et 6,1 % de biomasse), *C. ovata* (5,7 % de la densité et 13,1 % de biomasse) et *Monoraphidium sp* (4,9 % de la densité et 2,1 % de biomasse).

Au cours de ce suivi journalier et au terme de biomasse, les concentrations de la chlorophylle *a* ont varié de 3,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (8h à 2m) à 5,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (16h à 2m). Les variations journalières des concentrations chlorophylliennes suivent globalement l'évolution de l'abondance et la biomasse issue des comptages. Cependant, au terme de comparaison, les biomasses chlorophylliennes sont largement plus élevées que les biomasse-comptages puisqu'elles varient de 98,4 à 160,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

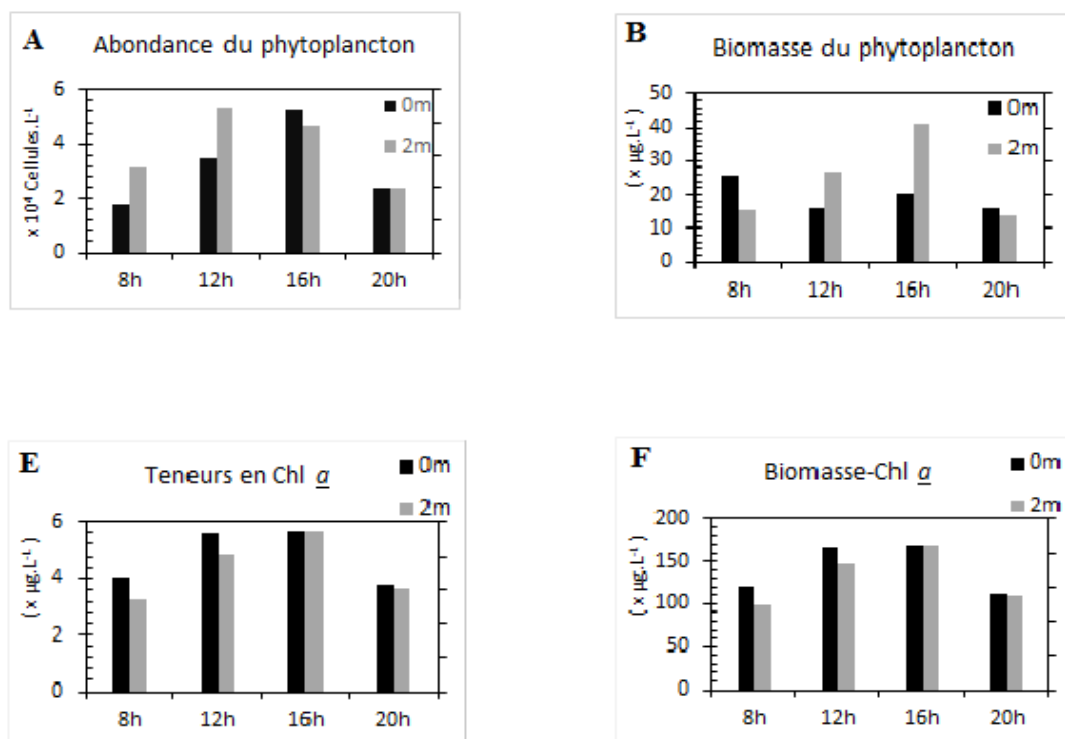


Figure 29 : Variations journalières de l'abondance (A), biomasse (B) phytoplanctonique, teneur en chlorophylle *a* (E) et biomasse-chlorophylle *a* (F) aux profondeurs 0 et 2m.

3.3.3. Abondance et biomasse des phytoflagellés

La densité des phytoflagellés a varié de $0,5 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ (8h à 2m) à $3,1 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ (16h à 0m). La valeur moyenne sur l'ensemble des échantillons est de $1,6 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ ($\sigma = 0,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹). Les fortes densités sont observées dans les couches supérieures à quelques centimètres près de la surface de l'eau (**Figure 30**). Les variations temporelles montre des valeurs faibles au début et à la fin de l'étude alors que le milieu de la journée vers 16h est marqué par des valeurs les plus élevées comme il a été constaté pour la communauté bactérienne.

Calculées à partir des biovolumes spécifiques, les biomasses des phytoflagellés suivent globalement les variations de la densité des phytoflagellés et fluctuent, autour d'une moyenne globale de $21,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($\sigma = 8,5 \mu\text{g.L}^{-1}$).

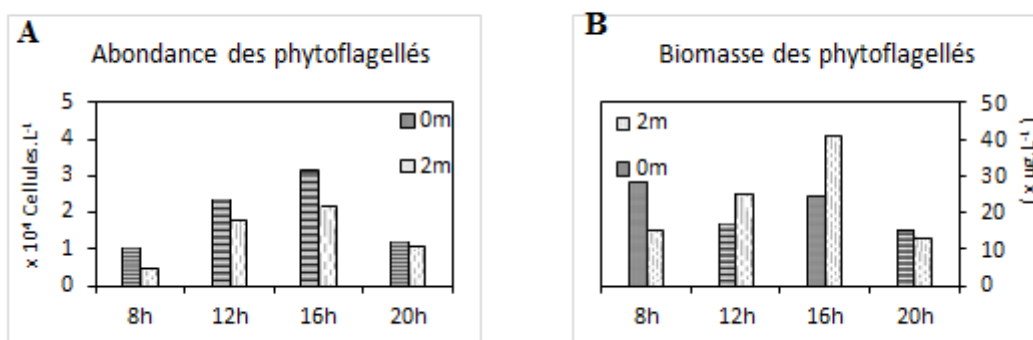


Figure 30 : Variations journalières de l'abondance (A), biomasse (B) des phytoflagellés aux profondeurs 0 et 2m.

3.3.4. Assimilation photosynthétique

Les valeurs de l'assimilation photosynthétique ont varié, au cours de ce suivi journalier, de $0,20 \text{ mg d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (de 8h à 12h en surface) à $0,66 \text{ mg d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (de 12h à 16h à 2m). Que ce soit à 0m ou à 2m, l'activité photosynthétique est faible au début et à la fin de la journée en raison des faibles intensités lumineuses, les valeurs maximales étant atteintes au cours de l'après-midi et de part et d'autre du midi solaire à la profondeur 2m (**Figure 31**).

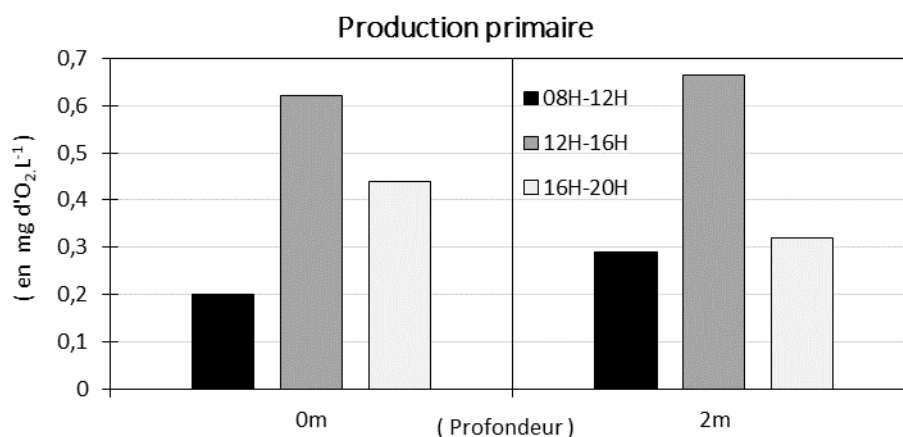


Figure 31 : Variations diurnes (journalières) de l'assimilation photosynthétique aux profondeurs 0 et 2 m.

4. DISCUSSION

4.1. Paramètres abiotiques

Aux termes de cette étude, il apparaît que c'est entre 12h et 16h, alors que l'intensité de la lumière solaire est forte, que les concentrations en oxygène dissous sont élevées. Suite à la consommation par la respiration pendant la nuit, des valeurs faibles de l'oxygène dissous sont enregistrées à 8h ($7,1 \text{ mg.L}^{-1}$ à 0m $7,4 \text{ mg.L}^{-1}$ à 2m). A la fin de la journée à 20h, des valeurs encore plus faibles sont notées de nouveau. Ces variations sont à rattacher avec l'activité photosynthétique des producteurs primaires dépendant du CO_2 et de la lumière. Une constatation inverse est observée pour l'évolution journalière des concentrations en carbone inorganique (**Tableaux 20** et **21**). Une corrélation négative hautement significative entre l'oxygène dissous et le carbone inorganique a été perceptible à 0m et à 2m ($r = -0,921$ coefficient de corrélation très significatif au risque de 5 % et 7 d.d.l.). Une telle relation a également été signalée par plusieurs autres auteurs dans d'autres milieux (ex. JINDAL, 2005 ; VASANTHKUMAR & VIJAYKUMAR, 2011 ; JINDAL & THAKUR, 2013).

Les variations journalières du reste des paramètres physicochimiques étudiés sont très faibles et ne montrent aucune structure bien définie (**Tableaux 20** et **21**). Cette constatation est tout à fait normale en milieu naturel car la durée entre deux prélèvements étant insuffisante pour que des variations notamment chimiques se fassent sentir.

4.2. Paramètres biotiques

Au cours de cette étude journalière, les valeurs extrêmes de l'abondance bactérienne sont 5,3 et $10,3 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹. La moyenne globale est de $7,7 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹ ($\sigma = 1,5 \times 10^6$ cellules.ml⁻¹). Les variations journalières montrent des valeurs plus faibles à 8h et des valeurs très élevées à 16h. Cette augmentation accompagnée avec des valeurs importantes des densités phytoplanctoniques peut être liée aux excrétions des algues et des zooplanctons. La diminution des densités bactériennes à 8h et 20h est à rattacher sans doute à la prédation du zooplancton et des phytoflagellés puisque influence l'abondance bactérienne. Les densités des phytoflagellés sont importantes à ces heures. L'analyse statistique montre qu'il existe une relation linéaire positive entre les abondances phytoflagellés et bactériennes ($r = 0,757$ coefficient de corrélation hautement significatif au 7d.d.l et au risque de 1%). Les espèces les plus contribuable à cette régulation sont des espèces potentiellement phagotrophes telles que, *Cryptomonas marssonii*, *C. ovata*, *Mallomonas* sp.. Des corrélations positives significatives sont perceptibles entre l'abondance bactérienne et l'abondance des Cryptophycées *Cryptomonas marssonii* ($r = 0,707$; $\alpha < 0,05$) et *C. ovata* ($r = 0,643$; $\alpha < 0,05$) et aux Chrysophycées *Mallomonas fastigiata* ($r = 0,602$; $\alpha < 0,05$) et *Dinobryon* sp. ($r = 0,319$; $\alpha < 0,05$). Ces variations font apparaître leur valeur maximale à l'après-midi entre 12h et 16h. En milieu naturel, le phytoplancton peut être sujet des fortes variations à petites échelles temporelles telle que ses densités peuvent augmenter de 10 à 50 % entre matin et soir et que sa biomasse peut doubler en 2 ou 3 jours pour les petites espèces (ARTIGAS & LIZON, 2009). Les pertes constituent une régulation de la densité du bactérioplancton en milieu naturel ; elles peuvent être dues à la prédation des protistes ciliés et des phytoflagellés, la lyse virale ou à la mortalité naturelle (AMBLARD et al., 1998 ; JACQUET et al., 2011). Au cours de notre étude, les densités phytoplanctoniques ont passé de 8h à 0m à 12h à 2m, d'un minima de $1,7 \times 10^4$ cellules.L⁻¹ à un maxima de $5,3 \times 10^4$ cellules.L⁻¹. Toutefois, au cours d'un cycle type, les processus de divisions cellulaires de la plupart des espèces opèrent la nuit (PREZELIN, 1992 ; BERDALET et al., 1992 ; KROMKAMP & CLAQUIN, 2005). ARTIGAS et LIZON (2009) rapportent que les changements spécifiques ne s'observent que sur quelques jours voir quelques semaines. Les variations journalières des densités et biomasses algales observées dans notre milieu sont dues à des migrations et non à des multiplications des cellules, étant donné que ce peuplement est dominé par des micro-flagellés. Ces espèces peuvent se positionner à un niveau donné et à un moment donné dans la

colonne d'eau pour des besoins nutritionnelles et aussi pour réduire la pression de prédation exercée par le zooplancton et les ciliés. Les adaptations à court terme (de quelques heures à la journée) des microalgues sont purement physiologiques (modification des propriétés photosynthétiques) qui peuvent survenir (ARTIGAS & LIZON, 2009). Les concentrations en chlorophylle *a* sont comprises entre 3,2 et 5,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ avec une moyenne de 4,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ ($\sigma = 0,9 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les variations journalières suivent globalement l'évolution de l'abondance phytoplanctonique. Les valeurs les plus élevées sont notées à 12h ($m = 5,2 \text{ mg.L}^{-1}$) et à 16h ($m = 5,6 \text{ mg.L}^{-1}$) suite à la présence et à l'importance des Cryptophycées *Cryptomonas ovata* (12,2 % de biomasse totale) et *C. marssonii* (14,5 % de biomasse totale), de la Chrysophycée *Mallomonas sp* (21,1 % de la biomasse totale) et de la Chlorophycée *Staurostrum sp* (32,4 % de la biomasse totale). Au cours de notre étude, la production primaire a varié en surface de 0,20 $\text{mg d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (de 8h à 12h) à 0,62 $\text{mg d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (12h à 16h) et à 2m de 0,29 $\text{mg d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (de 8h à 12h) à 0,66 $\text{mg d'O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$ (de 12h à 16h) (**Figure 31**). En effet, les variations journalières de l'assimilation photosynthétique enregistrées, montrent de plus faibles valeurs en début de la matinée et au crépuscule à la fin de l'étude en raison des faibles intensités lumineuses, et des valeurs maximales entre 12h à 16h. Ces constatations sont observées en surface à 0m et au niveau de la profondeur 2m. Des études ont montré des variations temporelles à court terme de la production primaire, de l'assimilation hétérotrophe et du broutage du macro zooplancton (PINEL-ALLOUL et al., 1989). Cette étude met en lumière la nécessité de tenir compte des variations à court terme lors des études des relations trophodynamiques dans les écosystèmes planctoniques (PINEL-ALLOUL et al., 1989)

Par ailleurs, les variations diurnes des organismes planctoniques sont un phénomène complexe WELCH (1952). Bien que l'intensité lumineuse et la température sont considérées comme les principaux facteurs (KEMDIRIM, 2000 ; PINILLA, 2006) ayant le contrôle de la migration verticale des organismes planctoniques en milieu aquatique, les causes réelles de ces migrations semblent encore spéculatives (PATHAK & GOSWAMI (2012).

Conclusion Générale

Au terme de cette étude, nous avons caractérisé les différentes variables hydro-biologiques du lac Dayet Aoua et leurs effets sur le développement de la communauté bactérienne et phytoplanctonique, mais aussi les interactions entre le bactérioplancton et phytoplancton. Ce travail représente un grand intérêt pour mieux comprendre la structure et le fonctionnement de ce lac de montagne. C'est pour la première fois que le phytoplancton du Dayet Aoua fait l'objet d'une analyse rigoureuse sur la structure et la dynamique des groupements des organismes planctoniques. Cette étude a permis de définir la composition spécifique du phytoplancton (**Tableau 22** en Annexes) mais aussi de décrire la dynamique temporelle à des différentes échelles d'observation (journalière et saisonnière) du bactérioplancton et du phytoplancton.

Variations saisonnières

D'une manière générale, les variations spatio-temporelles des paramètres physicochimiques font apparaître des faibles fluctuations, ce qui témoigne d'une déstratification permanente du lac provoqué, notamment, par les vents dont l'énergie cinétique est fréquemment suffisante pour entraîner un brassage complet d'une colonne d'eau de hauteur si faible. Le lac se caractérise par des eaux claires, alcalines, bien oxygénées et pauvre en matière organiques. Les faibles concentrations, en sels nutritifs (azote et phosphore), dans l'eau brute du lac Dayet Aoua, montre comme l'ont signalé ABBA et *al.* (2008) qu'il n'y a aucune trace de pollution organique dans le milieu. Ces teneurs en éléments nutritifs permettent de classer notre écosystème comme un lac oligotrophe. Cette qualification est confirmée par les teneurs en chlorophylle *a* (moyenne = 2,6 µg.L⁻¹ ; σ = 1,6 µg.L⁻¹) et les densités phytoplanctoniques (moyenne = 6,7 x 10⁴ cellules.L⁻¹ ; σ = 1,4 x 10⁴ cellules.L⁻¹). Le peuplement phytoplanctonique est globalement dominé par des micro-flagellés potentiellement phagotrophes. Le développement printanier de ces derniers coïncide avec des abondances bactériennes plus élevées (**Figure 26**), ce qui étaye l'hypothèse d'une relation trophique entre ces deux communautés planctoniques. L'examen de la structure de cette dernière, montre une chute des densités phytoplanctoniques qui coïncide avec une prolifération massive des populations du zooplancton en période estivale, ce qui permet d'émettre aussi l'hypothèse d'une relation trophique entre ces deux communautés planctoniques. Par ailleurs, la prédation des métazoaires est probablement très importante à cette période de l'année et affecte la totalité des microorganismes de la boucle microbienne (CARRIAS, 1996). Nos résultats

témoignent de l'état d'équilibre de notre écosystème, c'est-à-dire que le phytoplancton est consommé au fur et à mesure qu'il est produit et aboutit à la clarification des eaux. Cette situation peut ne pas durer très longtemps, si des mesures de protection ne sont pas prises. En effet, si l'effet épurateur des macrophytes dans cet écosystème paraît évident, la dégradation et la décomposition de la matière organique résultant de cette biomasse végétale peut accélérer le processus d'altération du milieu et le conduire vers un état de trophie non souhaitable. Par conséquent, des campagnes de nettoyage par élimination de ces végétaux qui ont un caractère envahissant, sans pour autant tendre vers une extermination systématique de ces plantes car leurs propriétés dépolluantes sont nécessaires afin de conserver au lac son esthétique, sa salubrité et garantir la longévité de son état actuel.

Variations diurnes

Il est difficile de faire la part de l'impact des paramètres chimiques sur les variations spatiotemporelles des abondances bactérienne et phytoplanctonique au cours de ce suivi journalier car les concentrations des différents éléments chimiques ne présentent aucune tendance structurale bien définie, exceptés l'oxygène dissous et le carbone inorganique. Ces variations sont à rattacher avec l'activité photosynthétique des producteurs primaires. Les variations spatiotemporelles de la production primaire suivent l'évolution de la chlorophylle *a* et de l'abondance phytoplanctonique. L'analyse des résultats nous confirme la dominance des Cryptophycées *Cryptomonas marssonii* en termes d'abondance et *Cryptomonas ovata* en termes de biomasse pour la communauté phytoplanctonique. Les fortes densités et biomasses algales observées dans notre milieu, sont liées à des migrations des microalgues flagellés et non à des multiplications des cellules. Ces espèces peuvent se positionner à un niveau donné à un moment donné pour des raisons de besoin de nutrition et l'activité photosynthétique. Toutefois, il existe des adaptations purement physiologiques à court terme (de quelques heures à la journée) des microalgues (modification des propriétés photosynthétiques) qui peuvent survenir (ARTIGAS & LIZON, 2009). Pour la communauté bactérienne, ce sont les bactéries sphériques libres qui prédominent. Au cours de cette étude journalière, nous avons observé, parallèlement aux densités phytoplanctoniques, à une augmentation de l'abondance bactérienne au milieu de la journée, qui peut être liée aux excréments des algues et du zooplancton. La diminution des densités bactériennes, en début de la matinée et en fin de la journée, constitue la régulation par prédation du zooplancton et des phytoflagellés.

Perspectives

Même si de nombreux éléments de réponse ont été amenés au cours de ce travail, certains aspects restent à étudier pour une compréhension globale du fonctionnement de l'écosystème, une étude quantitative et fonctionnelle complète de ce réseau trophique (zooplancton, virioplancton, picoplancton auto et hétérotrophes, protistes flagellés hétérotrophes et mixotrophes, protistes ciliés) qui est actuellement devenue de premier ordre. Ces études devraient au moins améliorer l'estimation de la biomasse planctonique. Dans cette même perspective, il serait très intéressant, à titre de recommandation, d'effectuer des études expérimentales dans le but d'établir des relations trophiques entre ces différentes communautés planctoniques. De même, dans des études interannuelles sont importantes pour prédire vers quelle direction se dirige l'état de trophie de cet écosystème.

Références bibliographiques

- ABBA E, NASSALI H., BENABID M., EL AYADI R., EL IBAOUI H. et CHILLASSE L., 2012. Approché physicochimique des eaux du lac Dayet Aoua. *Journal of Applied Biosciences*, 58, pp : 4262-4270.
- ABBA E, NASSALI H., BENABID M., EL AYADI R., EL IBAOUI H., 2008. Contribution à l'étude physicochimique de l'écosystème lacustre Dayet Aoua au Maroc. *Afrique SCIENCE*, 04 (2), pp : 306-317.
- ABBA E. H., 2006. Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique des eaux d'un écosystème aquatique du Moyen Atlas : Dayet Aoua. *Thèse D.E.S.A.*, Université Ibn Tofail, 88p.
- ABDENNADHER M., 2014. Étude Taxonomique & Écophysiologique des dinoflagellés toxiques du Golfe de Gabès : *Alexandrium minutum*, *Prorocentrum lima*, *Coolia spp.* & *Ostreopsis ovata*. *Thèse de doctorat*, Université de Sfax, 372p.
- AICHA D., 2014. Impact de facteurs environnementaux et de microalgues toxiques sur certains organismes aquatiques (bivalves). *Thèse de doctorat*, Université Badji Mokhtar –Annaba, 210p.
- ALAOUI MHAMDI B., RAOUI S. M., ALAOUI MHAMDI M. et DERRAZ K., 2003. Activité de la phosphatase alcaline bactérienne à l'interface eau-sédiment au sein du réservoir Sahela (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 16, n° 3, pp : 305-316.
- ALBERTS J.J., PRICE M.T. and KANIA M., 1990. Metal concentrations in tissues of *Spartina alterniflora* (Loisel.) and sediments of Georgia salt marshes. *Estuar.Coast. Shelf Sci.*, 30, pp: 47-58.
- ALEYA L. et DEVAUX, 1989. Intérêt et signification écophysiologique de l'estimation de la biomasse et de l'activité photosynthétiques de diverses fractions de taille phytoplanctonique en milieu lacustre eutrophe. *Rev Sciences de l'eau*, pp : 353-372.
- AMANN R., LUDWIG W. and SCHLEIFER K-H., 1995. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microb Rev*, pp : 143-169.
- AMBLARD C., BOISON J.C., BOURDIER G., FONTVIEILLE D., GAYTE X. et SIMENGANDO T., 1998. Ecologie microbienne en milieu aquatique : des virus aux protozoaires. *Revue de Sciences de l'eau*, n°spécial, pp : 145-162.
- AMHAOUCH A., 1995 (in: SAYAD et al., 2011). Études physico-chimique et ichthyologique des lacs du Moyen Atlas : cas d'Ifrach et Sidi Ali. *Mémoire de 3ème cycle*, École Nationale Forestière des Ingénieurs, Salé, 130 p.
- ARRIGO K., 2005. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, Vol. 437, pp : 349-355.
- ARTIGAS L.F. & LIZON F., 2009. Mise en place de mesures en continu de la biomasse et de la physiologie des microalgues dans les eaux du canal de la Deûle. *Rapport d'étude du laboratoire*

- ATER M., AÏT-ALI N. et KASMI H., 2006. Tolérance et accumulation du cuivre et du chrome chez deux espèces de lentilles d'eau : *Lemnaminor L.* et *Lemnagibba L.*. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 19, n° 1, pp : 57-67.
- BA N., 2006. La communauté phytoplanctonique du lac de GUIERS (SENEGAL) : Types d'associations fonctionnelles et approches expérimentales des facteurs de régulation. *Thèse dr. Univ. Cheikh Anta Diop de Dakar*, 155p.
- BAALI A. et FEDAN B., 1996. Evolution sédimentologie et contrôle tectono-karstique du bassin de Dayet Afourgagh au cours du Plio-Quaternaire (Moyen Atlas, Maroc), pp : 63-75.
- BAALI A., 1998. Genèse et évolution au plio-quaternaire de deux bassins intra-montagneux en domaine carbonate méditerranéen : Les bassins versants des Dayets Afourgagh et Agoulmam (Moyen Atlas, Maroc). *Thèse Doctorat d'Etat*, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès, 286 p.
- BAHHOU et MHAMDI M.A., 1999. Evolution nycthemerale des composantes biochimiques du phytoplancton de la retenue du barrage Idriss premier (Fès, Maroc). *J. Chim. Phys.*, 96, pp : 339 – 351.
- BALVAY G. et DRUART J-C., 2009. Le lac d'Annecy et son plancton. *Editions Quae*, ISBN : 9782757203246, pp : 1-49.
- BALVAY G., 1994. Le plancton : Terminologie, *Bulletin de liaison de l'Association Française de Limnologie INRA*, Thonon 1994 revu 2006, 33 (474), pp : 14-17.
- BALVAY G., DUART J.-C. et JAQUET S., 2012. Le lac du Bourget: ses eaux et sa biologie. *Ed. Quae*, ISBN : 978-7592-1702-1, (P.36,48)145p.
- BARBARA K., WERNER G. and CHRISTINE W., 2009. Macrophytes: Instructions pour le prélèvement d'échantillons. In : Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. *Office fédéral de l'environnement (OFEV) (éd.)*, pp : 1 – 60.
- BARBE J., LAFONT M., MOUTHON J. et PHILIPPE M., 2003. Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau, 31p.
- BARLON R.G., 1982. Phytoplankton ecology in the southern Benguela Current. III. Dynamics of a bloom. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 63, 3, pp : 239 – 248.
- BARROIN G., 2004. Phosphore, azote, carbone : du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°52, 25p.
- BAYA D.G.S.T., 2012. Étude de l'autofloculation dans un chenal algal à haut rendement. *Thèse de doctorat*, Université de Liège, 252p.

- BELGHITI, 2013. Contribution à l'étude de la qualité bactériologique de l'eau des sources dans la ville d'Elhajeb (région de Meknès - Maroc). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°14, pp : 37-47
- BEN-BRAHIM M., 2012. La Magnoliophyte marine *Posidonia oceanica* Delille : Structure, Vitalité, Epiphytisme et Bio-indication dans les régions est et sud-est de la Tunisie. *Thèse de Doctorat*, Université Sfax : 246p.
- BENKADDOUR A., 1993. Changements hydrologiques et climatiques dans le Moyen Atlas Marocain : chronologie, minéralogie, géochimie isotopique et élémentaire des sédiments lacustres de Tiglmamine. *Thèse Doctorat Sciences*, Université de Paris-Sud, 170 p.
- BENKADDOUR A., RHOUJJATI A. & NOURELBAIT M., 2008. Hydrologie et sédimentation actuelles au niveau des lacs Iffer et Aguelmam Azigza (Moyen Atlas, Maroc). *Actes RQM4*, Oujda, pp : 108-118.
- BENNOUNA Y. & SOSSEY-ALAOUI F., 2010. Development of a PES approach to support the conservation of several wetlands in the middle Atlas. *PROJECT No. 9E0759.01, ETUDES ET MESURES LES 5 DOMAINES*, Rabat, 38p.
- BENZHA F., TAOUFIK M., DAFIR J. E., KEMMOU S. et LOUKILI L., 2005. Qualité physico-chimique des eaux du réservoir Daourat ; impact e la vidange sur son fonctionnement. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 18, pp : 57-74.
- BERDALET E., LATASA M. and ESTRADA M., 1992. Variations in biochemical parameters of *Heterocapsa sp* and *Olisthodiscus luteus* grown in 12-12 light-dark cycles .1. Cell-cycle and nucleic-acid composition. *Hydrobiologia*, 238, pp : 139-147.
- BERGMAN B., GALLON J.R., RAI A.N. and STAL L.J., 1997. N₂ fixation by non-heterocystous cyanobacteria. *FEMS Microbiol. Rev.*, 19, pp : 139-185.
- BERGQUIST A. M., CARPENTER S.R. and LATINO J. C., 1985. Shifts in phytoplankton size structure and community composition during grazing by contrasting zooplankton assemblages. *Limno. Oceanogr.*, Vol. 30, pp: 1037-1045.
- BERMAN T., SHERR B. F., SHERR E., WYNNE D. and MC CARTY J.J., 1984. The characteristics of ammonium and nitrate uptake by phytoplankton in Lake Kenneret. *Oceanogr. Limnol.*, 29, pp : 287-297.
- BERRADA F.D., BERRADA R., BENZEKRI A., JABRI E., 2000. Evolution saisonnière du peuplement phytoplanctoniques dans le lac-réservoir El Kansera (Maroc), en relation avec certains paramètres abiotiques et biotiques. *Hydroécol. Appl.*, Tome 12, Vol. 1-2, pp : 207-231.
- BIEMI J., 1992. Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants Subsahéliens du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest : Hydrostructurale,

- hydrochimie et isotopie des aquifères discontinus des sillons et aires granitiques de la Haute Marahoué (Côte d'Ivoire). *Thèse de Doctorat d'Etat*, Université Nationale de Côte d'Ivoire, 480p.
- BILLEN G. et GARNIER J., 2009. Eutrophisation des cours d'eau du bassin de la Seine. *Rapp. du programme PIREN-SEINE*, N° ISBN : 978-2-918251-05-7, 44p.
- BIRD B.F., KALFF J., 1986. Bacterial grazing by planktonic lake algae. *Science*, 231, pp : 493-495.
- BIRD D.F. & KALFF J., 1984. Empirical relationships between bacterial abundance and chlorophyll concentration in fresh and marine waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41, pp: 1015 - 1023.
- BLACHE J., 1919 (in: SAYAD et al., 2011). De Meknès aux sources de la Moulouya. Essai d'exploration aérienne au Maroc. *Annales de Géographie*, vol. 28, n° 154, pp : 293-314.
- BLANCO A.C., NADAOKA K. and YAMAMOTO T., 2008 Planktonic and benthic microalgal community composition as indicators of terrestrial influence on a fringing reef in Ishigaki Island, Southwest Japan. *Marine Environmental Research*, 66, pp : 520–535.
- BOUAICHA & BENABDELFADE, 2010. Variabilité et gestion des eaux de surface au Maroc. *Sécheresse*, 21 (1e), pp : 1-5.
- BOUGIS P., 1974 (in DRIRA, 2009). Ecologie du plancton marin. *Masson & Cie (Ed.)*, Paris. Coll. Ecologie, 2 : 196 p., 3: 200 p.
- BOUHADDIOUI A., 1997. Bilans biogéochimiques de l'azote et du phosphore et dynamiques des populations phytoplanctoniques de la retenue du barrage Allal El Fassi. *Thèse de 3ème cycle*, Fac. Sci. et Tec., Fès, Maroc, 188 p.
- BOULAIS J., 2010. L'évolution du phagosome. *Thèse de doctorat*, Faculté des études supérieures, Université de Montréal, 235p.
- BOURRELLY P., 1966. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome 1 : les algues vertes. Collect. Faunes et Flores actuelles. *Editions N. Boubée*, Paris, 572p
- BOURRELLY P., 1968. Les algues d'eau douce : les algues jaunes et brunes. *éd. N. Boubée*, Paris, 2517p.
- BOURRELLY P., 1970. Les algues d'eau douce : les algues bleues et rouges. *éd. N. Boubée*, Paris, 3606 p.
- BROCK T. D., 1987. - The study of microorganisms in situ: progress and problems. In : Ecology of microbial communities. *M. Fletcher, T.R.G. Gray & J.G. Jones (ed)*, Cambridge University Press. Cambridge. U.K, pp : 1 - 17.
- BROUTIN M., CAFFIER G., MADI F. et ARTIGAS L.F., 2011. Synthèse bibliographique sur les techniques de suivi de l'abondance, biomasse et diversité du phytoplancton en eaux marines.

- CAILLAULT E., HEBERT P.A., GUISELIN N. & ARTIGAS L.F. 2009. Classification de cytogrammes par appariement élastique : Vers la discrimination automatique du phytoplancton marin par cytométrie en flux. *L'objet – 8/2009. LMO'2009*, pp : 1 - 15.
- CALLIERI C. & STOCKNER J.G., 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *Journal of Limnology*, 61, pp: 1–14.
- CANTER-LUND H. & LUND J.W.G., 1995. Freshwater Algae: Their microscopic world explored. *Biopres Limited, Bristol.*, pp : 194 – 195.
- CARMOUZE J.-P., 1970. Salures globales et spécifiques dans les eaux du lac Tchad. *Cah. O.R.S.T.O.M.*, sér. GM., vol. II, no 1, pp : 61-65.
- CARMOUZE J.-P., 1976. La régulation hydrogéochimique du lac Tchad. *Tran. et Dot., O.R.S.T.O.AI.*, no 58, O.R.S.T.O.M., Paris, 118 p.
- CARON D. A., 1983. Technique of enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton using epifluorescence microscopy and comparison with procedures. *Appl. Environ. Microbiol.*, 46, pp : 491 - 498.
- CARRIAS J. F., 1996 (in : RACHIQ, 2003). La boucle microbienne en milieu lacustre : structures et fonctionnement des communautés picoplanctoniques et des protistes flagellés et ciliés. *Thèse Doct.*, Université Clermont-Ferrand, Lab. Biologie comparé des protistes, 228p.
- CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec). 2012. Identification, dénombrement et estimation du biovolume des cyanobactéries et des algues. *MA. 800 – Cya.alg 1.0, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec*, 22 p.
- CELLAMARE M., 2009. Évaluation de l'Etat Ecologique des Plans d'Eau Aquitains à partir des Communautés de Producteurs Primaires. *Thèse de Doctorat*, université BORDEAUX 1, 334p.
- CELUSSIA M., PUGNETTI A. and NEGRO P.D., 2009. Structural dynamics of bacterioplankton assemblages in the Lagoon of Venice. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84, pp : 154–160.
- CHAHBOUNE M., CHAHLAOUI A., ZAID A., BEN MOUSSA A., 2013. Contribution à l'étude de l'état trophique du barrage Hassan II (Province de Midelt, Maroc). *J. Mater. Environ. Sci.*, 4 (6), pp : 1019-1028.
- CHAMBOUVET A., 2009. Les Amoeboophryidae (Syndiniales) parasitoïdes de dinoflagellés : cycle de vie, dynamique et spécificité in situ. *Thèse de doctorat*, Université Pierre et Marie Curie, 188p.
- CHAMPIAT D. & LARPENT J.P., 1994. Biologie des eaux : Méthodes & Techniques, 2ème tirage. Pages : 24, 37, 39.

- CHARIFI & LOUDI KI, 2003. Variations de la structure trophique du lac réservoir oligotrophe Bin El Ouidane (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*, 16 (1), pp : 193 – 203.
- CHARZANOWSKI T.H. and SIMEK K., 1990. Pre-size selection by freshwater flagellated protozoa. *Limnol. Oceanogr.*, 35, pp : 1429 - 1436.
- CHEDDADI R., LAMB H.F., GUIOT J., and VAN DER KAARS S., 1998. Holocene climatic change in Morocco: a quantitative reconstruction from pollen data. *Climate Dynamics*, 14, pp: 883 – 890.
- CHESSEL D. & MERCIER P., 1993. Couplage de triplets statistiques et liaisons espèces environnement. In : Biométrie et Environnement. *Lebreton J.D. & Asselain B. (Eds.) Masson*, Paris, pp : 15-44.
- CHILLASSE, L. DAKKIM, ABBASSI M., 1999. Les lacs naturels du Moyen Atlas, Zone d'intérêt majeur pour la conservation de la biodiversité. *Proceeding of First International Conference on Biodiversity and Naturel Ressources Preservation, School of Science et Engineering, Al Akhayn University, Ifrane Morocco, May 13-14.*
- CHILLASSE L., DAKKI M. et ABBASSI M., 2000. Valeurs et fonctions des lacs du Moyen Atlas. *Humedales Mediterraneos*, SEHUMED, Valencia (Espagne), 1, pp : 139-146.
- CHILLASSE L., DAKKI M. et ABBASSI M., 2001. Valeurs et Fonctions écologiques des zones humides du Moyen Atlas (Maroc). *Humedales Mediterraneos*, SEHUMED, Valencia (Espana) ISSN 1137-7755, 139-146.
- CHILLASSE L., DAKKI M. et KHODARI M., 2003. Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (FDR). Catégories approuvées dans la Recommandation 4.7 modifiée par la Résolution VIII.13 de la Conférence des Parties contractantes, 9p.
- CHILLASSE L. et DAKKI M., 2004. Potentialités et statuts de conservation des zones humides du Moyen-Atlas (Maroc), avec référence aux influences de la sécheresse, *Sécheresse*, N° 4, Vol. 15, pp. 337-345.
- CHORUS I. & BARTRAM J., 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. *E & FN Spon*, London, 400 p.
- CHRÉTIENNOT-DINET M.G., 1990. Atlas du phytoplancton marin 3 : Chlorarachniophycées, Chlorophycées, Chrysophycées, Cryptophycées, Euglénophycées, Eustigmatophycées, Prasinophycées, Prymnesiophycées, Rhodophycées, Tribophycées. *Ed. CNRS*, Paris, 261 p.
- COLYER C.L., KINKADE C.S., VISKARI P.J., and LANDERS J.P., 2005. Analysis of cyanobacterial pigments and proteins by electrophoretic and chromatographic methods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 382, pp : 559-569.

- COMMISSION ECONOMIQUE DES NATIONS UNIES POUR L'EUROPE et COMMISSION ECONOMIQUE DES NATIONS UNIES POUR L'AFRIQUE, 2014. Examen des performances environnementales du Maroc. *Nations Unies*, Synopsis, 31p.
- DAKKI M. & EL HAMZAOUI M., 1998. Les zones humides du Maroc : Rapport National. *Adm. Eaux & Forêts Cons. Sols, Bur Ramsar & MedWet*, 31 pp.
- DAKKI M., 1997. Etude nationale sur la biodiversité : Biodiversité de la faune aquatique et continentale (Invertébrés et poissons). *Rapport du projet GEF/6105-92*, Secrétariat d'Etat à l'Environnement, 117 p.
- DAKKI M., CHILLASSE L. & EL AGBANI M.A., 2003a. Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (FDR), *Catégories approuvées dans la Recommandation 4.7 modifiée par la Résolution VIII.13 de la Conférence des Parties contractantes*, pp : 1-6.
- DAKKI M., QNINBA A., EL AGBANI M.A. & BENHOUSSE A., 2003b. Recensement hivernal d'Oiseaux d'eau au Maroc : 1996-2000. *Trav. Inst. Sci.*, Rabat, série Zool., 45, 28p.
- DAMNATI B., ETEBAAI I., REDDAD H., BENHARDOUZ H., BENHARDOUZ O., MICHE H. and TAIEB M., 2012. Recent environmental changes and human impact since mid-20th century in Mediterranean lakes: Ifrah, Iffer and Afourgagh, Middle Atlas Morocco, *Quaternary International*, 262, pp : 44-55.
- DAMNATI B., ETEBAAI I., RHOJJATI A., ARNAUD D., DECOBERT M., MARAIS A. et TAIEB M., 2014. Reconstitution de l'environnement lacustre actuel et de l'évolution paleo-climatique depuis 29.000 ans à partir d'une étude multidisciplinaire des eaux et des sédiments : cas du lac Ifrah (Moyen Atlas, Maroc). *Actes de la sixième Rencontre des Quaternaristes Marocains (RQM6)*, pp : 87- 92.
- DAOUDI M., SERVE L., RHARBI N., EL MADANI F., VOUVÉ F., 2012. Phytoplankton distribution in the Nador lagoon (Morocco) and possible risks for harmful algal blooms. *Transitional Waters Bulletin.*, 6(1), pp : 4 -19.
- DAVIS C.C., 1955. The marine and fresh-water plankton, *Michigan State Univ. Press*, 562 p.
- DE JONGE V.N., ELLIOTT M. and ORIVE E., 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475/476, pp : 1–19.
- DE REVIERS B., 2003. Biologie et phylogénie des algues, *Ed. Belin*, Paris, Collection Sup Sciences, Tome 2, 255p.
- DELGOULET S., 2007. Facteurs de contrôle de l'activité et de la diversité du bacterioplancton dans des réservoirs de différents niveaux trophiques. *Thèse de Doctorat*, Université Blaise Pascal Clermont-Ferrand II, Université d'Auvergne - Clermont-Ferrand I, 220p.

- DEME-GNING I., 1992. Biomasse phytoplanctonique estimation et facteurs limitants revue et analyse bibliographique, *Rapport Interne 104*, Centre de recherches océanographiques de Dakar Thiaroye, 47p.
- DERRAZ K., EL ALAMI R., ATIKI I. et ALAOU-MHAMDI M., 2002. Impact du zooplancton métazoaire sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés dans le réservoir Sahla (Maroc). *Rev. Sc. Eau.*, 15, 1, pp : 111-122.
- DEVLIN M., BEST M., COATES D., BRESNAN E., O'BOYLE S., PARKE R., SILKE J., CUSACK C. and SKEATSG J., 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities, *Marine Pollution Bulletin*, 55, pp : 91-103
- DOMAIZON I., VIBOUD S. and FONTVIEILLE D., 2003. Taxon-specific and seasonal variations in flagellates grazing on heterotrophic bacteria in the oligotrophic Lake Annecy – importance of mixotrophy. *FEMS Microbiology Ecology*, 46, pp: 317–329.
- DRH-Fès., 1993. Etude hydrogéologique de la région de Dayet Aoua. *Ministère des Travaux Publics et de la Formation Professionnelle et de la Formation des Cadres Fès*, Administration de l'Hydraulique, Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau, Direction de la région hydraulique du Sebou, pp : 41-68.
- DRIRA Z., 2009. Contribution à la compréhension du fonctionnement du Golfe de Gabès : Etude des caractéristiques dynamiques et structurales des communautés phyto-zooplanctoniques des zones côtières et océaniques, *Thèse de doctorat*, Université Sfax, 252p.
- DRUART J.C. & RIMET F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. *INRA-Thonon*, Rapport SHL 283, 96 p.
- DUBELAAR G.B.J., GEERDERS P.J.F. and JONKER R.R., 2004. High frequency monitoring reveals phytoplankton dynamics. *Journal of Environmental Monitoring*, 6, pp : 946 - 952.
- DUBROCA L., 2011. Amélioration et définition de nouveaux indices de composition phytoplanctonique pour les masses d'eaux de transition méditerranéennes dans le cadre de la DCE. 55p.
- DUMONT M., 2008. Apports de la modélisation des interactions pour une compréhension fonctionnelle d'un écosystème application à des bactéries nitrifiantes en chemostat. Thes de doctorat, Université Montpellier II, 228p.
- EL GHACHTOUL Y., ALAOU MHAMDI M. and GABI H., 2005. Eutrophication of the Smir and Sehla reservoirs (Morocco): causes, consequences and tools ta aid in water management. *Rev. Sci. Eau*, 18, pp: 75 – 89.
- EL HACHEMI O., 2012. Traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (oasis de Figuig) : performances épuratoires et aspect phytoplanctonique, *Thèse de doctorat*,

Université Mohammed Premier-Oujda, 140p.

- EL HAMOUTI N., 1989. Paléoclimatologie du Maghreb et du Sahara au Quaternaire supérieur à partir des diatomées. *Thèse de doctorat*, Université Paris 11, Orsay (inédit), 299p.
- EL HAMOUTI N., LAMB H.F., FONTES J.-C. and GASSE, F., 1991. Changements hydroclimatiques abrupts dans le Moyen Atlas marocain depuis le dernier maximum glaciaire, *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, (2) 313, pp : 259–265.
- EL KARIM I., EL JAKANI M., DAFIR J.E. ET BENZAKOUR M., 2002. Fonctionnement hydrogéochimique d'un réservoir polymictique chaud : cas du réservoir Daourat (Maroc), *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 15, n° 1, 2002, p. 349-356.
- ELSER J.J., ELSER M.M. & CARPENTER S.R., 1986. Size fractionation of algal chlorophyll, carbon fixation and phosphatase activity: relationship with species-specific size distributions and zooplankton community structure. *J. Plankton Res.*, 8, pp : 365-383.
- EPPLEY R. W. & SLOAN P. R., 1966. Growth rates of marine phytoplankton: correlation with light absorption by cell chlorophyll *a*. *Physiol. Plant.*, 19, pp : 47-59.
- ESTEPE K.M., DAVIS P.G., KELLER M.D. and SIEBURTH M.C.N.J., 1986. How important are oceanic algal nanoflagellates in bacteriivory. *Limnol. Oceanogr.*, 31, pp : 646 – 650
- ETEBAAI I., 2009. L'environnement actuel et le fonctionnement hydroclimatique de quelques systèmes lacustres dans le Moyen Atlas marocain : cas des lacs Ifrah, Iffer et Afourgagh. *Thèse de Doctorat*, Université Abdel Malek Essaadi, FST de Tanger, pp : 7-176.
- ETEBAAI I., DAMNATI B., BENHARDOUZE H., BENHARDOUZE O., REDDAD H., MAATOUK, M. & TAIEB M., 2008. L'environnement du lac Ifrah (Moyen Atlas, Maroc) : physico-chimie des eaux et sédimentation actuelle, *Africa Geoscience Review*, Vol. 15, No. 4, pp : 303-317.
- ETEBAAI I., DAMNATI B., RADDAD H., BENHARDOUZ H., BENHARDOUZ O., MICHE H. & TAIEB M., 2012. Impacts climatiques et anthropiques sur le fonctionnement hydrogéochimique du Lac Ifrah (Moyen Atlas marocain), *Hydrological Sciences Journal*, 57(3), pp : 547-561.
- ETTL H., 1978 (in GROGA, 2012). Xanthophyceae. *Ettl, H., Gerloff, J. et Heynig, H. (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- FAO, 1996. (in : KEDDAL & YAO N'DRI, 2008). Irrigation and drainage *Control of water pollution from agriculture*, paper n°55.
- FATHALLAH Z., ELKHARRIM K., FATHALLAH R., HBAIZ E M., HAMID C., AYYACH A., ELKHADMAOUI A. et BELGHYTI D., 2014. Etude physico-chimique des eaux usées de l'unité industrielle papetière (cdm) à Sidi Yahia El Gharb (Maroc), *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°20, pp : 57-69.
- FAY P., 1992. Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria, *Microbiol. Rev.*, 56, pp : 340-

- FAZUL A., RACHIQ S., MIKOU K. et SAIDOMAR S.H., 2013. Contribution à l'étude de la flore aquatique d'un lac de montagne : Lac Dayet Aoua (Maroc). *Afrique Science*, Vol.9, N°3 (2013). ISSN 1813-548X, 09(3), pp : 103-112.
- FIGUEROA R., BRAVO I. and GARCE E., 2006. Multiple routes of sexuality in *Alexandrium taylori* (Dinophyceae) in culture, *J. Phycol.*, 42(5), pp : 1028 – 1039.
- FLOWER R.J. and FOSTER D.L., 1992. Climatic implication of recent changes in lake level at lac Azigza (Morocco). *Bull. Soc. Géol. France*, V. 163, N°1, pp: 91-96.
- FOGG G.E., STEWART W.D.P., FAY P. and WALSBY A.E., 1973. The blue-green algae. *Academic Press-London and New York*, pp. 9-297.
- FORSBERG C., RYDING S.O., CLAEISSON A., FORSBERG A., 1978. Water chemical analyses and/or algal assay, *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, n° 21, pp : 352 – 363.
- FRONTIER S. & PICHOD-VIALE D., 1998. Ecosystèmes : Structure, fonctionnement et évolution, DUNOD, Paris, 448p.
- FRONTIER S., DAVOULT D., GENTILHOMME V. et LAGADEUC Y., 2001. Statistique pour les sciences de la vie et de l'environnement, cours et exercices corrigés, *Dunod*, Paris, 377p.
- FRONTIER S., PICHOD-VIALE D., LEPRETRE A., DAVOULT D., et *al.*, 2008. Ecosystèmes : Structure, Fonctionnement, Evolution, 4^e Ed. *Dunod*, 576 p.
- GAILHARD, I., 2003. Analyse de la variabilité spatio-temporelle des populations microalgales côtières observées par le «réseau de surveillance du phytoplancton et des Phycotoxines» (REPHY)., *Thèse de Doctorat*, Université de la Méditerranée Aix-Marseille II, 293p.
- GAILLARD J.F., 1993. (in : GROGA, 2012) Limnologie chimique : principes et processus. In: *Limnologie générale*, Ed. *Masson*, pp : 115-156.
- GARVER S.A. & SIEGEL D.A., 1997. Inherent optical property inversion of ocean color spectra and its biogeochemical interpretation 1. *Journal of Geophysical Research*, vol. 102, No. C8, pp: 18607-18625.
- GERMAIN H., 1981 (in : WAFA, 2013). Flore des diatomées : eaux douces et saumâtres. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris. 444p.
- GERPHAGNON M., LATOUR D., COLOMBET J., SIME-NGANDO T., 2013. A Double Staining Method Using SYTOX Green and Calcofluor White for Studying Fungal Parasites of Phytoplankton. *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 79 n° 13 pp : 3943-3951.
- GOLO G., 1952 (in: ABBA et *al.*, 2008). Eudes Géomorphologiques in notes et mémoires du service géologique N°258 bis 26.

- GREGOR J. & MARSALEK B., 2003. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll *a* : a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Research*, Vol. 38, Issue.3, pp : 517-522
- GROGA N., 2012. Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire), *Thèse de doctorat*, Université de Toulouse, 240p.
- GUILDFORD S.J., & HECKY R.E., 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnol. Oceanogr.*, 45 (6), pp : 1213–23.
- GUILLEMETTE F., 2012. Dynamique d'utilisation du carbone organique de différentes origines par le bactérioplancton d'eau douce, *Thèse de doctorat*, Université du Québec à Montréal, 235p.
- GUISELIN N., 2010. Etude de la dynamique des communautés phytoplanctoniques par microscopie et cytométrie en flux, en eaux côtières de la Manche orientale, *Thèse de Doctorat*, Université du Littoral Côte d'Opale en Océanographie Biologique, 190p.
- HADE A., 2003. Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger. *Nouv. Ed. (Fides) Bib. Nationale de Canada*, ISBN 978-2-7621-2534-4, 362p.
- HAKIM B., 1982 (in : ABBA, 2006). Recherches hydrologiques et hydrochimiques sur quelques Karst méditerranéens, Liban, Syrie, Maroc. *Thèse de Doctorat*, Aix en Provence.
- HAMZA, A., 2003. Le statut du phytoplancton dans le golfe de Gabès. *Thèse de Doctorat*, Université Sfax, Faculté des Sciences de Sfax. 297p.
- HASNAOUI M., SOUISSI S., KASSILA J., DROUSSI M. et LOUDIKI M., 2002. Variabilité des descripteurs physiques, chimiques et phytoplanctonique dans des étangs d'alevinage (station de la Deroua, Béni-Mellal, Maroc), *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 15, n° 1, pp. : 359-369.
- HBAIZ E.M., OUIHMAN, LEBKIRI M., EZZARHOUNY D., LEBKIRI A. et RIFI E.H., 2014. Effet des eaux usées d'une station d'épuration sur la croissance du poivron (*Capsicum annuum*.L) cultivé sur deux sols différents, *J. Mater. Environ. Sci.*, 5, (5), pp : 1376-1381.
- HELENE A. & CHRISTINE D., 2014. Traits fonctionnels : des communautés aux écosystèmes, *LIENSS – UMR 7266*, web : <http://lienss.univ-larochelle.fr/Axe-2-Traits-fonctionnels-des>
- HENSEN V., 1887. Über die Bestimmung des Planktons order des im Meere treibenden Materiales an Pflanzen und Tieren, *Ber Komm Wiss Untersuch Deutsch Meere*, 5, pp: 1-109
- HIMMI N., FEKHAOUI M., FOUTLANE A., BOURCHIC H., EL MAROUFY M., BENAZZOUT T., HASNAOUI M., 2003. Università degli studi di Perugia, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia laboratorio Di. *Idrobiologia*, G.B. Grassi, PP : 110–111.
- HINAJE S. & AIT BRAHIM L., 2002. Les bassins lacustres du Moyen Atlas (Maroc) : un exemple d'activité tectonique polyphasée associée à des structures d'effondrement, *Comun. Inst. Geol. E*

- Minerio.*, 89, pp: 283-294.
- HOBBIE J.E., DALLEY R.J. & JASPER S., 1977. - Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl Environ Microbiol.*, 33, pp : 1225 - 1228.
- HOLM-HANSEN O., LORENZEN C.J., HOLMES R.W. and STRICKLAND J.D.H., 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *J Cons Perm Int Explor Mer*, 30, pp : 3–15.
- HOULIEZ E., 2012. Contrôle de l'activité photosynthétique du phytoplancton en milieu côtier : utilisation de la fluorescence spectrale et de la fluorimétrie modulée. *Thèse de doctorat*, Université de Lille 1, 370p.
- HOULIEZ E., LIZON F., THYSSEN M., ARTIGAS L.F. and SCHMITT F.G., 2012. Spectral fluorometric characterization of Haptophyte dynamics using the FluoroProbe: an application in the eastern English Channel for monitoring *Phaeocystis globosa*. *J. Plankton Research*, 34 (2), pp: 136-151.
- HURLBERT S. H., 1971. The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters. *J. Ecology*, 52, pp: 577-586.
- HUTCHINSON G.E., 1957 (in: BA, 2006). A treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physico and Chemistry. *John Wiley and Sons (Eds), Inc.*, New York, 1115 p.
- HUTCHINSON G.E., 1967 (in: DRIRA, 2009). A treatise on limnology. Vol. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. *J. Wiley & Sons*, New York, 1115 p.
- IGLESIAS-RODRIGUEZ M.D., SCHOFIELD O.M., BATLEY J., MEDLIN L.K. and HAYES P.K. 2006. Intraspecific genetic diversity in the marine coccolithophore *Emiliania huxleyi* (Prymnesiophyceae): The use of microsatellite analysis in marine phytoplankton population studies, *Journal of phycology*, 42, pp : 526-536.
- ISABELLE L., PAUL B.H., STEPHANE C., MARTINE G. et PETER G.D., 2008. Guide D'Identification des Diatomées des Rivières de L'Est du Canada. *Bib. Et Archives Nationales du Québec/ Bib. Et Ar.*, Canada, ISBN 978-2-7605-1557-4, p.19, pp : 252p.
- JABARI A., 1998. Structure et dynamique des populations zooplanctoniques de la retenue de barrage Allal El Fassi. *Thèse D.E.S.*, Univ. S.M.B.A. Fès- Maroc. 191p.
- JACQUES G., 1978 (in : DEME-GNING, 1992). Numération, 1n : Phytoplancton : biomasse, production, numération et culture. *ed. par Guy Jacques*, pp : 1-10.
- JACQUET S., DOMAIZON I., MASQUELIER S., LEPERE C., GUILLOU L., CHAMBOUVET A., DEBROAS D. ET SIME-NGANDO T., 2011. Virus, bactéries et protistes pathogènes du phytoplancton - le rôle insoupçonné des parasites dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n° 60, pp : 30 – 50.
- JAOUAD A., SENDIDE K. and OLAPADE O.A., 2014. Seasonal shifts in the bacterioplankton assemblages of high altitude Middle Atlas lakes. *Journal of Water Resource and Protection*,

Vol. 6, pp : 1-7.

- JELLAL M.M., 1997. Développement des ressources en eau au Maroc, *CIHEAM - Options Méditerranéennes*, Sér. A /n°31, 18p.
- JINDAL R. and THAKUR R.K., 2013. Diurnal variations of plankton diversity and physico-chemical characteristics of Rewalsar wetland, Himachal Pradesh, India. *Rec. Res. Sci. Tech.*, 5(3), pp : 4-9
- JINDAL R., 2005. Diurnal variations in plankton in relation to hydrobiological factors of a fresh water pond. *Proc. Zool. Soc.*, Calcutta, 581, pp :43-49.
- JOHN, D.M. 1994. Alternation of generations in algae: its complexity, maintenance and evolution. *Biology Review*. 69, pp : 275-291.
- JOUENNE F., LEFEBVRE S., VÉRON B. and LAGADEUC Y., 2005. Biological and physicochemical factors controlling short-term variability in phytoplankton primary production and photosynthetic parameters in a macrotidal ecosystem (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65, pp : 421-439
- JOUENNE F., LEFEBVRE S., VÉRON B. and LAGADEUC Y., 2007 Phytoplankton community structure and primary production in small intertidal estuarine-bay ecosystem (eastern English Channel, France). *Marine Biology*, 151, pp : 805-825
- KABBAJ A. et COMBE M., 1977. Présentation du domaine atlasique : Ressources en Eau du Maroc : Domaine atlasique et sud atlasique, *Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc*, n° 231, pp. 29-39.
- KARR J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.*, 1 (1), pp : 66-84.
- KEDDAL H. & YAO N'DRI J., 2008. Impacts de l'intensification agricole sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines, *Revue HTE*, N°138, 18p.
- KELLEY J.C., WHITLEDGE T.E. and BARBER R.T., 1975. Primary production and carbon flux in the Cap Blanc region of Northwest Africa. *CUEA Newsletter*, 4, pp : 33-41.
- KEMDIRIM E.C., 2000. Diel rhythm of plankton and physicochemical parameters in Kangimi Reservoir, Kaduna State Nigeria. *J. Aquatic Science*, 15, pp : 35-39
- KHIRI M. & CHAHLAOUI A., 2013. Typologie de l'eau de l'écosystème aquatique Dayet Er Roumi (Khemisset, Maroc). ScienceLib Editions Mersenne : Volume 5, N ° 130704, ISSN : 2111-4706, 14p.
- KHODARI M., 1983. Etude de la faune macrobenthique d'un lac du Moyen Atlas : Dayet Aoua. *Mémoire de 3ème cycle agronome*, option hydrobiologie, Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, Rabat, 74 p.
- KIM K.T. & TRAVERS M., 1995. Utilité des mesures dimensionnelles et des calculs de biovolume du phytoplancton : comparaisons entre deux écosystèmes différents. *Marine Nature*, pp: 43-71.

- KOLM H.E. and ANDRETT L., 2003. Bacterioplankton in different tides of the Perequê tidal creek, Pontal Do Sul, Paraná, Brazil, *Brazilian Journal of Microbiology*, ISSN 1517-8382, n°34,:97-103
- KROMKAMP J.C. and CLAQUIN P., 2005. Role of the cell cycle in the metabolism of marine microalgae. In Suba Rao D.V., *eds*, Algal cultures, analogues of blooms and applications, *Science Publishers Enfield (NH) USA*, pp : 385-406
- KUGRENS P. & CLAY B.L., 2003. Cryptomonads. Dans: Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. *Wehr J.D. & Sheath, R.G. (eds)*, Academic Press, Paris.
- LABRY C., 2001. Dynamique du phosphore et rôle comme facteur limitant de la production planctonique dans le panache de la Gironde sur le plateau continental Sud Gascogne. *Thèse de Doctorat de L'Université de la Méditerranée*, 189p.
- LACAZE J.C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. *Editions Ellipses*, Paris, 191p.
- LAMB H.F. and VAN-DER-KAARS S., 1995. Vegetational response to Holocene climatic change: pollen and palaeolimnological data from the Middle Atlas, Morocco. *The Holocene*, 5, pp : 400-408.
- LAMB H.F., EICHER U. and SWITSUR V.R., 1989. An 18,000-year record of vegetation, lake-level and climatic change from Tigalmamine, Middle Atlas. *Journal of Biogeography*, 16, pp : 65-7.
- LAMPERT L., 2001. Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanctoniques dans l'atlantique nord (golfe de Gascogne). *Thèse de l'université de Bretagne Occidentale*, 351p.
- LAMY D., 2006. Dynamique bactérienne en Manche orientale - Relation avec les poussées de *Phaeocystis globosa*, *Thèse de doctorat*, Université du Littoral Côte d'Opale, 386p.
- LAPLACE-TREYTURE C., BARBE J., DUTARTRE A., DRUART J-C., ANNEVILLE F.O., 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE, *Cemagref, INRA*, Version 3.3.1, 44p.
- LE COHU R., BRAGET J., GUITARD J. et COMOY N., 1994. Evolution temporelle et spatiale du phytoplancton dans le réservoir de Pareloup. *Hydroécol. Appl.*, Tome 6, pp : 139-151.
- LECERF A., 2005. Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Etude du processus de décomposition des litières, *Thèse de doctorat*, Université de Toulouse III - Paul Sabatier, 176p.
- LEGENRDE L. & WATT W. D., (1971 et 1972). One a rapid technique for plankton enumeration. *Annales de l'Institut Océanographique*, 58, pp : 173-177

- LEGER D., SCHMIT J.P., YOULA M., COGELS F.X. & GAC J.Y., 1990. Etude d'un écosystème aquatique sahélien. Composition chimique élémentaire des eaux du lac de Guiers (Sénégal). *Rapport du CECI*, 85 p.
- LEMOALLE J., 1973. Iron bearing oolites and the present conditions of iron sedimentation in Lake Chad (Africa). Ores in sediments. *G. C. Amstutz et A. J. Bernard eds*, Springer Verlag, Berlin. 13p.
- LEMOALLE J., 1978. Relations silice-diatomées dans le lac Tchad. *Cah. O.R.S.T.O.M.*, sér. Hydrobiol., vol. XII, no 2, 1978, pp : 157-141.
- LENOIR A. & COSTE M., 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the Frenche national water board network. Use of algae for monitoring rivers II, *B. A. Whitton and E. Rott. Institut fuer Botanik*, Universitat Insbruck, E. Rott., pp : 29-43.
- LEPOUTRE B. et MARTIN J., 1967. Le causse moyen atlasique. *Les cahiers de la recherche agronomique*, N°24 : Congrès de pédologie méditerranéenne 1966-Madrid, Excursion au Maroc. T5 2ème partie : description des régions traversées, chap. IV, pp : 207-226.
- LEWICKA-RATAJ K., KACZORKIEWICZ M., HEESE T., WASINIEWSKA M. and MISZCZYSZYN M., 2014. Structure and function of bacterioplankton in the rehabilitated Lake Trzeciecko (Poland). *Ecohydrology & Hydrobiology*, n°14, pp : 96-105.
- LITCHMAN E. and KLAUSMEIER C.A., 2001. Competition of phytoplankton under fluctuating light. *American Naturalist*, 157, pp : 170-187.
- LIZON F., LAGADEUC Y., BRUNET C., AELBRECHT D. and BENTLEY D., 1995 Primary production and photoadaptation of phytoplankton in relation with tidal mixing in coastal waters. *Journal of Plankton Research*, 17, pp : 1039-1055.
- LMA (LE Moyen Atlas), 2011. Potentiel naturel. 5pages, web : <http://www.moyenatlas.net/potentiel-naturel>
- LODDERS N., STACKEBRANDT E. and NUBEL U., 2005. Frequent genetic recombination in natural populations of the marine cyanobacterium *Microcoleus chthonoplastes*, *Environ. Microbiol.*, 7, pp : 434-442.
- LOHRENZ S., FAHNENSTIEL G.L. and REDALJE D.G., 1994 Spatial and temporal variations of photosynthetic parameters in relation to environmental conditions in coastal waters of the northern Gulf of Mexico. *Estuaries*, 17, pp : 779-795.
- LORENZEN C.J., 1966. A method for the continuous measurement of *in vivo* chlorophyll concentration. *Deep-Sea Res.*, 13, pp : 223-227
- LORENZEN C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric

- equations. *Limnol Oceanogr.*, 12, pp : 243 – 246.
- LORENZEN C.J., 1981. Chlorophyll *b* in the eastern-north Pacific. *Deep Sea Res.*, 28, (9), pp : 1049-1056.
- LUCAS F., 2011. Diversité microbienne en milieu aquatique urbain, *Thèse d'Habitation* de l'Université de Paris-Est Créteil, 77p.
- MAC-INTYRE H.L., KANA T.M. and GEIDER R.J., 2000. The effect of water motion on short-term rates of photosynthesis by marine phytoplankton. *Trends in Plant Science*, 5, pp : 12-17.
- MALMQVIST B., & RUNDLE S., 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, Volume 29, Issue 2, pp : 134-153.
- MALONE T.C., CHEVRIN M.B. and BOARDMANN D.C., 1979. The effects of 22 µm screens on size-frequency distribution of suspended particles and biomass estates of phytoplankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.*, 24, pp : 956 – 960
- MAMA D., 2010. Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué (Benin). *Thèse de doctorat*, Université de Limoges ; 157p.
- MARIN M., 1993. Système d'aquaculture appliqué au traitement des eaux usées pour les petites municipalités. *Sci. Tech. Eau*, 5, pp : 33-40.
- MARTIN J., 1981. Le Moyen Atlas central : étude géomorphologique, *Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc*, N° 258 bis, 445 p
- MAXTED R.W., 1989. (in : RHOUJJATI et *al.*, 2012) Magnetic mineralogy and sediment yield of lake catchments in the middle Atlas morocco, *PhD. thesis*, University of Wales, Aberystwyth, 266 p.
- MDIDECH J., 2008. Comment faire revivre Dayet Aoua ? *La vie éco*, web : <http://www.lavieeco.com/news/societe/comment-faire-revivre-dayet-aoua--12311.html>
- MEHANNED S., CHAHLAOUI A., ZAID A., SAMIH M., CHAHBOUNE M., 2014. Typologie de la qualité physico-chimique de l'eau du barrage Sidi Chahed Maroc, *J. Mater. Environ. Sci.*, 5 (5), pp : 1633-1642.
- MILLERIOUX G., 1976. Contribution à l'étude du lac D'Aydat (Puy de Dome). *Thèse de 3ème cycle*, Université de Clermont-Ferrand II., 107p.
- MOKHLISS K., MONCEF M. et ALAOUI L., 2000. Étude des variations saisonnières du broutage zooplanctonique sur le peuplement phytoplanctonique de la retenue de barrage Al Massira (Maroc), *Hydroécol. Appl.*, Tome 13, pp. 175-191.
- MONCEF M., MALKI M., FAHDE A. et DEVAUX J. 1994. Mesure de l'intensité et de la sélectivité

- du bronzage zooplanctonique diurne et nocturne sur le peuplement physoplanctonique de la retenue Al Massira (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 7, n° 1, pp : 3-22.
- MONTEGUT J., 1987. Les plantes aquatiques - Tome 3 : Planches-index, ACTA, Paris, 66p.
- MORGAN N.C., 1982. An ecological survey of standing waters in North West Africa: III. Site descriptions for Morocco, *Biological Conservation*, 24, pp : 161-182.
- MUNAWAR M., MUNAWAR I. F., CULP L. R. & DUPUIS G., 1978. Relative importance of nanoplankton in Lake Superior phytoplankton biomass and community metabolism. *J. Great Lakes Res. Int. Ass. Great Lakes Res.*, 4, pp : 462-480.
- MUR L.R., SKUMBERG O.M. & UTKILEN H., 1999. Cyanobacteria in the Environment. In : Chorus I. and Bartram J. (eds.). Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public Health consequences, monitoring and management, WHO Ed. E & FN Spon., pp 41-111.
- NASELLI-FLORES L., 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, v. 424, pp : 1-11.
- NEVEUX, 1978. Pigments chlorophylliens. In : Biomasse phytoplanktonique, estimation et facteurs limitants. I. *Deme-Gning*, (1992), pp : 21-34.
- NICOD J., 2000. Sources et hydrosystèmes karstiques des régions arides et semi-arides : essai géographique, *Karstologia*, 35, pp : 47-58.
- NIU Y., SHEN H., CHEN J., XIE P., YANG X., TAO M., MA Z. and QI M., 2011. Phytoplankton community succession shaping bacterioplankton community composition in Lake Taihu (China). *Water Research* (45), pp : 4169-4182
- NOT F., VALENTIN K., ROMARI K., LOVEJOY C., MASSANA R., TOBE K., VAULOT D. and MEDLIN L.K., 2007. Picobiliphytes: A marine picoplanktonic algal group with unknown affinities to other eukaryotes, *Science*, 5809, pp : 253-255.
- O.C.D.E. 1982. Eutrophisation des eaux: méthode de surveillance, d'évaluation et de lutte. *Organisation de Coopération et de Développement Economiques*, Paris, 164p.
- OLENINA I., HAJDU S., EDLER L., ANDERSSON A., WASMUND N., BUSCH S., ÖBEL G.J., GROMISZ S., HUSEBY S., HUTTUNEN M., JAANUS A., KOKKONEN P., LEDAINE I. and NIEMKIEWICZ E., 2006. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea. *HELCOM, Balt. Sea Environ. Proc.*, No. 106, 144p.
- OTT D.W. & OLDHAM-OTT C.K., 2003 (in: GROGA, 2012). Eustigmatophyte, Raphidophyte and Tribophyte Algae. Dans: Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. *Wehr J.D. et Sheath, R.G. (eds)*, Academic Press, Paris.

- OUHMIDOU M. et CHAHLAOUI A., 2013. Qualité physico-chimique des eaux du barrage Hassan Addakhil Errachidia – Maroc. *ScienceLib Editions Mersenne*, Volume 5, N ° 130908 ISSN 2111-4706, 8p.
- PACE M.L., MCMANUS G.B. and FINDLAY S.E.G., 1990. Planktonic community structure determines the fate of bacterial production in a temperate lake. *Limnol. Oceanogr.* 35, pp : 795 - 808.
- PATHAK J. & GOSWAMI M.M., 2012. Diel dynamics of heleoplankton in relation to some physico-chemical attributes of water in an aquaculture tank in Guwahati, Assam. *Journal of Applied and Natural Science*, 4 (1), pp : 16-22.
- PETRUCIO M.M. & BARBOSA F.A.R., 2004. Diel variations of phytoplankton and bacteiplankton production rates in fours tropical lakes in the milddle Rio Doce bassin (southeaster Brazil). *Hydrobiologia*, 513, pp: 71 – 76.
- PICHOT P., XIMENES M.C., DESLOUS-PAOLI J.M. et JUGE C., 1994. Bilan de l'azote et du phosphore dans le système lagune-bassin versant de Thau. *IFREMER*, CODE: R INT. DEL/94.11/SETE, 89 p.
- PINEL-ALLOUL B., BOURBONNAIS N. et PICK F., 2002. Variations spatiotemporelles des compartiments autotrophes et hétérotrophes de la boucle microbienne dans les lacs du sud du Québec. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, (1/15), pp : 3-25.
- PINEL-ALLOUL B., DEVAUX J., AMBLARD C., BOURDIER G., MARVALIN O., ANGELI N., GAWLER M. and PONT D., 1989. Variations à court terme des compartiments planctoniques d'un lac humique du Bouclier canadien. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 2, n° 4, pp : 755-775.
- PINILLA G.A., 2006. Vertical distribution of phytoplankton in a clear water lake of Colombian Amazon (Lake Boa, Middle Caqueta). *Hydrobiologia*, 568, pp : 79-90.
- PORTER K.G., 1988. Phagotrophic phytoflagellés in microbial food webs. *J. Hydrobiol.*, 159, pp : 89 – 97.
- POURRIOT R. & CHAMP. P., 1982. Consommateurs et production secondaire. In : *POURRIOT R., CAPBLANCQ J., CHAMP P. et MEYER J.A. (eds)*, Ecologie du plancton des eaux continentales. *Collect. écol.*, 16, Masson, Paris, pp : 49-112.
- PRÉZELIN B.B., 1992. Diel periodicity in phytoplankton productivity. *Hydrobiologia*, 238, pp : 1-35
- PRYGIEL J., LEVEQUE L. and ISERENTANT R., 1996. Un nouvel indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Revue des sciences de l'eau*, 9, pp : 97-113.

- QIAN J.H., ZAYED A., ZHU Y.L., YU M. and TERRY N., 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants : III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *J. Environ. Qual.*, 28, pp : 1448-1455.
- RACHIQ S., 1992. Activités photolithotrophe, photo et chémohétérotrophes des communautés phytoplanctoniques lacustres. *Thèse de doctorat*, Université Blaise Pascal – Clermont Ferrand 2, 242p.
- RACHIQ S., 2003. Structure et fonctionnement du peuplement phytolancronique et capacités phagotrophes des microalgues dans le réservoir Allal El Fassi (Maroc). *Thèse dr. Fac. sci. Fès*, pp : 16-107.
- RACHIQ S., RAOUI M., CHADLI N., AMBLARD M., ALAOUI M.M., CARRIAS J.F., SIME-NGANDO T. et SARGOS D., 2002. Potentialités phagotrophes des phytoflagellés dans la retenue de barrage Allal El Fassi (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 15, n°1, pp : 87- 99.
- RAMADE F., 2008. Dictionnaire Encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité. *Dunod*, Paris, ISBN : 978-2-10-053670-2, 737p.
- RAOUI S.M., RACHIQ S., ALAOUI MHAMDI M. et CHADLI N., 2002. Processus d'eutrophisation : activité de la phosphatase alcaline du microplancton d'un réservoir mésotrophe marocain (Allal El Fassi). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 15, n° 1, pp : 51-62.
- REDFIELD A.C., 1934. On the proportion of organic derivatives in seawater and their relation to the composition of plankton. *James Johnston Memorial*, pp : 176–192.
- REDFIELD A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, vol.46, pp: 205-222.
- REYNOLDS C.S., HUSZAR V., KRUK C., NASELLI-FLORES L., and MELO S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24, pp : 417–428.
- RHOJJATI A., 2007. Les variations paléoclimatiques et paléoenvironnementales depuis 21.000 ans BP. jusqu'à présent dans le Moyen Atlas marocain : cas des lacs Ifrah et Iffer (région d'Ifrane). *Thèses de Doctorat d'état*, Université Chouaib Doukkali, Faculté des Sciences El Jadida. 186 p.
- RHOJJATI A., CHEDDADI R., TAIEB M., BAALI A., and ORTU E., 2010. Environmental changes over the past c. 29,000 years in the Middle Atlas (Morocco): A record from Lake Ifrah. *Journal of Arid Environment*, Volume 74, Issue 7, pp: 737–745.
- RHOJJATI A., NOURELBAIT M., BENKADDOUR A., DAMNATI B., BAALI A., TAIEB M., DECOBERT M., MALEK F. et CHEDDADI R., 2012. Significations paléoenvironnementales des dépôts du remplissage holocène du lac Iffer (Moyen Atlas, Maroc). *Quaternaire*, 23, (3), pp : 241-252.

- RICHARDS F.A. & THOMPSON T.G., 1952. The estimation and characterization of planktonic populations by pigment analysis. II. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. *J Marine Res.*, 11, pp : 156 –72.
- RICKLEFS R.E. et MILLER G.L., 2005. Écologie - Environnement. *Ed. De Boeck Supérieur*, ISBN 274450145X, p.145, pp : 1-858.
- RIEMANN B. and SONDERGAARD M., 1984. Measurements of diel rates of bacterial secondary production in aquatic environments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 47, pp: 632–638.
- RITHER J. H. & DUSTAN W. M., 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171: 1008 - 1013.
- RIVKIN R.B. & ANDERSON R., 1997. Inorganic limitation of oceanic bacterioplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 42(4), pp : 730 – 740.
- RODIER J. et *al.*, 1996. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduares, eaux de mer. *Dunod*, 8^{ème} édition, Paris, 1383p.
- RODIER J., LEGUBE B., MERLET N., et *al.*, 2009. Analyse de l'eau. Edit.9. *Dunod*, 1526p.
- ROUND F.E., 1991. Use of diatoms for monitoring rivers. Use of algae for monitoring rivers. *B. A. Whitton, E. Rott and G. Friedrich*, Duesseldorf, pp : 25-32.
- RYDING S.O. & RAST W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs, *Éditions Masson*, 300 p.
- 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. *Thèse de doctorat*, Université de Savoie, 356p.
- SADANI M., OUZZANI N. and MANDI L., 2004. Impact de la secheresse sur l'évolution de la qualité des eaux du lac Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Maroc). *Rev. Sci. Eau.*, 17/1, pp : 69-90
- SAEZ A.G., ZALDIVAR-RIVERON A. and MEDLIN L.K., 2008. Molecular systematics of the Pleurochrysidaceae, a family of coastal coccolithophores (Haptophyta). *Journal of Plankton Research*, 30, pp : 559-566.
- SAKSHAUG E. & HOLM-HANSEN O., 1977. Chemical composition of *skeletonema costatum* (Grev. (Cleve and Pavlova (*Monochrysis*))) Droop Green as function of nitrates-phosphate, and iron-limited growth. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 29, pp: 1-34.
- SANDERS R.W., PORTER K.G. and CARON D.A., 1990. Relationship between phototrophy and phagotrophy in the mixotrophic chrysophyte *Poterioochromonas malhamensis*. *Microbial*

Ecology, 19, pp : 97-109.

- SANDERS R.W., PORTER K.G., BENETT S.J., DEBIASE A.E., 1989. Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers and cladocerans in a freshwater planktonic community. *Limnol. Oceanog.*, n°34, pp : 673 – 687.
- SANE S., 2006. Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal. *Thèse de doctorat*, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 199p.
- SARA F. P., 2009. Investigating exudate-and habitat-mediated effects of phytoplankton on lake bacterial community dynamics, *Thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign*, pp : 1-66.
- SAYAD A. et CHAKIR S., 2010. Impact de l'évolution du climat sur le niveau de Dayet Aoua dans le Moyen Atlas marocain. *Sécheresse* ; Vol.21 n°4, pp : 245-51.
- SAYAD A., 2005. Essai d'évaluation de la dégradation de Dayet Aoua (Moyen Atlas, Maroc). *Mémoire de DESA*. Univ. Ibn Tofail, Faculté des Sciences, Kénitra, 102 p.
- SAYAD A., 2010. Impacts des conditions climatiques sur les potentiels hydriques des lacs du Moyen Atlas. Cas de Dayet Aoua et Aguelmam Sidi Ali. *Thèse de Doctorat*, Univ. Ibn Tofail, Faculté des Sciences, Kénitra, 190 p.
- SAYAD A., CHAKIRI S., CHAHLAOUI A. et Z. BEJAJI 2012. Impact des stress hydriques sur les potentiels de Dayet Aoua (Moyen Atlas – Maroc). *Science Lib Editions Mersenne*, Volume 4, N° 120604. ISSN 2111-4706, 15p.
- SAYAD, A., CHAKIRI S., MARTIN C., BEJAJI Z. et ECHARFAOUI H., 2011. Effet des conditions climatiques sur le niveau du lac Sidi Ali (Moyen Atlas, Maroc). *Physio-geo.revues*, Volume 5, pp : 251-268.
- SCHAGERL M. & DONABAUM K., 2003. Patterns of major photosynthetic pigments in freshwater algae.1. Cyanoprokaryota, Rhodophyta and Cryptophyta. *Annales de Limnologie*, 39, pp : 35-47.
- SCHINDLER D.W. & VALLENTYNE J.R., 2008. The Algal Bowl: Over fertilization of the World's Freshwaters and Estuaries. *EARTHSCAN*, ISBN: 139781844076239, pp : 1-89
- SCOR-UNESCO Working Group 17, 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. *UNESCO Monographs on oceanographic methodology*, 1, pp : 11-18.
- SEEE (SECRETARIAT D'ETAT auprès du MINISTERE DE L'ENERGIE, DES MINES, DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT chargé DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT), 2007. Normes de qualité Eaux de surfaces, Grille de qualité. *SEEE – Rabat*, 2 pages : http://www.eau-tensift.net/fileadmin/user_files/pdf/publications/1_Grille_de_qualite.pdf
- SEEE (SECRETARIAT D'ETAT CHARGE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT), 2015. Etude de la stratégie nationale de l'eau. *SEEE - Rabat*, Copyright(C) 2015, 8p.

- SEE J.H., CAMPBELL L., RICHARDSON T.L., PINCKNEY J.L. and SHEN R., 2005. Combining new technologies for determination of phytoplankton community structure in the northern Gulf of Mexico. *Journal of Phycology*, 41, pp : 305–310
- SHERR B.F., SHERR E.B., ANDREW T.L., FALLON R.D. and NEWELL S.Y., 1986. Tropic interactions between heterotrophic protozoa and bacterioplankton in estuarine water analyzed with selective inhibitors. *Mar. Ecol. Prog.*, Ser. 32, pp: 169 – 179.
- SIMPSON E. H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, PP : 672-688.
- SMAYDA T.J., 1997. Harmful algal bloom: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton bloom in the sea. *Limnology an Oceanography*, 42 (5), pp : 1137 – 1153.
- SOLHEIM A.L., 2005. Reference Conditions of European Lakes. Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions. *Version 5. REBECCA Working Group*, 105 p.
- SOURNIA A., 1968. Diatomées planctoniques du canal de Mozambique et de l'île de Maurice. *ORSTOM*, Paris, n°31, 139p.
- STARMACH K., 1974 (in : GROGA, 2012). Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidophyceae. Flora Slodkowodna Polski. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- STEEMANN-NIELSEN E., 1952. The use of radio-carbon for measuring organic production in the sea. *J. conseil expl. Mer.*, 18, pp : 117-140.
- STEEMANN-NIELSEN E., 1975. The measurements of rate of photosynthesis in marine plants. In: Marine photosynthesis with special emphasis on the Ecological Aspects. *Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Co*, 141p.
- STICKNEY H.L., HOOD R.R. and STOECKER D.K., 2000. The impact of mixotrophy on planktonic marine ecosystems. *Ecol. Model.*, 125 (2-3), pp: 203-230.
- SUTTLE C.A., 1994 (in: AMBLARD et al., 1998). The significances to mortality in aquatic microbial communities. *Microb. Ecol.*, 28, pp : 237 – 243
- TALLING J.F., 2004. Interrelation of diel and seasonal change, involving summer stratification, weather variables and a mobile dinoflagellate in a productive English lake. *Hydrobiologia*, 524, pp : 215-227.
- TAYLOR G.J. and CROWDER A.A., 1983. Uptake and accumulation of heavy metals by *Typha latifolia* in wetlands of Sudbury, Ontario region. *Can. J. Botany*, 61, pp: 63-73.
- THIAM A., 1984. Contribution à l'étude phytoécologique de la zone de décrue du lac de Guiers (Sénégal). *Thèse de doctorat*, Université de Dakar, Institut des Sciences de l'environnement, 123p.

- TOWNSEND C.R., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, pp : 36–50.
- TRAVERS M., 1964. Diversité du microplancton du Golf de Marseille. *Station Marine d'Endoume et Centre d'Océanographie*, Marseille, France, pp : 308-343.
- TREMBLAY R., LÉGARÉ S., PIENITZ R., VINCENT W.F. et HALL R.I., 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. *Revue des Sciences de l'Eau*, 14/4, pp : 489-510.
- TROIN J.F. et BERRIANE M., 2002. Régions, pays, territoires, éd. *Maisonneuve et larose*, 504p.
- UCHIDA A., SHIMADA A., AND ISHIDA Y., 1988. Antibacterial and Antialgal Substances Produced by the Dinoflagellate *Peridinium bipes*. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54(11), pp : 1941-1945.
- UTERMÖHL H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 9, pp :1-38
- VAN DONK E., 1989. The Role of Fungal Parasites in Phytoplankton Succession, Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience 1989. *Plankton Ecology*, pp : 171-194
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINGS K.W., SEDELL J.R. and CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, pp : 130-137.
- VASANTHKUMAR B. and VIJAYKUMAR K., 2011. Diurnal variation of physic-chemical properties and primary productivity of phytoplankton in Bheema River. *Recent Research in Science and Technology*, 3(4), pp : 39-42
- VELDHUIS M.J.W., BRUSSAARD C.P.D. and NOORDELOOS A.A.M., 2005. Living in a *Phaeocystis* colony : A way to be a successful algal species. *Harmful Algae*, 4, pp : 841 – 858
- VELLIARD J., 1970. La distribution du Casarca roux (*Tadorna ferruginea*). *Alauda*, 38, (2), pp : 87-125.
- Wafa F.S., 2013. Analyse de la variabilité spatio-temporelle des populations phytoplanctoniques observées dans le réseau national de surveillance du phytoplancton dans le golfe de Gabés. *Thèse de doctorat*, Université SFAX, 375p.
- 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), pp : 365-376.
- WANG Z.H., QI Y.Z., and YANG Y.F., 2007. Cyst formation: an important mechanism for termination of *Scrippsiella trochoidea* (dinophyceae) bloom. *Journal of Plankton Research*, 29 (2), pp : 209 – 218.

- WEI C., BAO S., ZHU X. and HUANG X., 2008. Spatio-temporal variations of the bacterioplankton community composition in Chaohu Lake (China). *Elsevier Progress in Natural Science*, vol.18, n°9, pp : 1115 – 1122.
- WEISSE T. and MACLSAAC E., 2000. Significance and fate of bacterial production in oligotrophic lakes in British Columbia, *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, Vol. 57, n°1, pp. 96-105.
- WEISSE T., MÜLLER H., PINTO-COELHO R.M., SCHWEIZER A., SPRINGMANN D. and BALDRINGER G., 1990. Response of the microbial loop to the phytoplankton spring bloom in a large prealpine lake. *Limnol. Oceanogr.* 35, pp : 781 - 794.
- WELCH P.S., 1952. Limnology. *Mc Graw Hill Book Co.*, NewYork and London, 471p.
- WETZEL R.G. and LIKENS G.E. 2000. Limnological Analyses. *Third Edition*, Springer -Verlag, New York Inc., 429 p.
- WETZEL R.G., 2001 (in: GROGA, 2012). Limnology: Lake and River Ecosystems. 3rd Edition, Academic Press, London.
- XOSE A.G. M., ISABELLE T.-L., EVARISTO V.-D., SIMON R., LAURA A., PATRICK R. and MARTA E., 2001. Physical-biological coupling in the Algerian Basin (SW Mediterranean): Influence of mesoscale instabilities on the biomass and production of phytoplankton and bacterioplankton. *Deep-Sea Research I*, 48, pp: 405-437.
- XU R. and CRONBERG G., 2010. Planktonic ciliates in Western Basin of Lake Ringsjön, Sweden: community structure, seasonal dynamics and long-term changes. *Russia Protistology*, vol. 6 n°3, pp: 173–187.
- YENTSCH C.S. and D.W. MENZEL, 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep-Sea Res.*, 10, pp : 221-231.
- YOUNGMAN R. E., JOHNSON D. and FARLEY M. R., 1976. Factors influencing phytoplankton growth and succession in Farmoor Reservoir. *Freshwater Biology*, 6, pp: 253-263.
- ZEITZSCHEL B., 1978. Phytoplankton manual: Monographs on oceanographic methodology. *Unesco*, pp : 1- 6.
- ZUBKOV M.V. and TARRAN G.A., 2008. High bacterivory by the smallest phytoplankton in the North Atlantic Ocean. *Nature*, 455, 224p.

Annexes

Tableau 22 : Plan des campagnes de prélèvements

n° de sortie	Date	Notation	n° de sortie	Date	Notation
1	08/12/2012	D1	13	12/06/2013	J1
2	22/12/2012	D2	14	26/06/2013	J2
3	10/01/2013	J1	15	07/07/2013	Jt1
4	23/01/2013	J2	sd : sortie non effectuée		
5	09/02/2013	F1	16	17/08/2013	A1
6	23/02/2013	F2	17	31/08/2013	A2
7	09/03/2013	M1	18	12/09/2013	S1
8	27/03/2013	M2	19	30/09/2013	S2
9	17/04/2013	A1	20	11/10/2013	O1
10	30/04/2013	A2	21	22/10/2013	O2
11	11/05/2013	M1	22	10/11/2013	N1
12	24/05/2013	M2	23	25/11/2013	N2

Tableau 23 : Composition du peuplement phytoplanctonique

Classe : Euchlorophycées

Ordre : Chlorococcales

Famille : Chlorococcacées

Crucigenia rectangularis

Schroedria setigera

Famille : Oocystacées

Oocystis lacustris

Oocystis sp.

Ankistrodesmus falcatus

Monoraphidium sp.

Ordre : Volvocales

Famille : Chlamydomonadacées

Chlamydomonas sp.

Famille : Hydrodictyacées

Pediastrum boryanum

Famille : Palmellacées

Sphaerocystis schroeteri

Sphaerocystis sp.

Famille : Scenedesmacées

Scenedesmus falcatus

Scenedesmus flexuosus

Scenedesmus sp.

Classe : Euglénophycées

Ordre : Euglénales

Famille : Euglénacées

Phacus sp.

Classe : Cryptophycées

Ordre : Cryptomonadales

Famille : Cryptomonacées

Cryptomonas ovata

Cryptomonas marssonii

Classe : Cyanophycées

Ordre : Nostocales

Famille : Nostocacées

Anabaena solitaria

Anabaena sp.

Famille : Oscillatoriacees

Oscillatoria sp.

Spirulina laxa

Spirulina sp.

Ordre : Synechococcales

Famille : Merismopediacées

Synechocystis aquatilis

Synechocystis diplotilis

Classe : Dinophycées

Ordre : Péridiniales

Famille : Gymnodiniacées

Ceratium fusus

Ceratium tripos

Famille : Oxytoxacées

Oxytoxum sp.

Classe : Chrysophycées

Ordre : Chrysomonadales

Famille : Dinobryacées

Dinobryon sertularia

Ordre : Ochromonadales

Famille : Synuracées

Mallomonas acaroides

Mallomonas fastigiata

Mallomonas sp.

Classe : Diatomophycées

Ordre : Naviculales

Famille : Naviculacées

Navicula bacillum

Navicula sp.

Diatomella sp.

Classe : Zygomphycées

Ordre : Zygonématales

Famille : Desmidiacées

Closterium sp.

Closterium venus

Cosmarium sp.

Cosmarium ralfisii

Cosmarium vestatum

Famille : Mésotaeniacees

Gonatozygon sp.

Straustrum sp.

Famille : Zygnematacees

Zygnema sp.

Mougeotia sp.

Spirogyra sp.