

N° d'ordre : 3368

# THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : **GEOPAC**

Structure de Recherche : **Géo-biodiversité et patrimoine naturel**

Discipline : **Biologie**

Spécialité : **Ecotoxicologie et Environnement**

Présentée et soutenue le : 14/11/2020 par :

**Aïcha HAMID**

**Analyse trophique et contraintes climatiques du fonctionnement du barrage  
Bouhouda (Taounate Maroc)**

## JURY

Mr.Mohammed ARAHOU	PES, Université Mohammed V- Rabat, Institut Scientifique	Président
Mr .Mohammed FEKHAOUI	PES, Université Mohammed V- Rabat, Institut Scientifique	Directeur de thèse
Mr .Ahmed EL ABOUDI	PES, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Rapporteur /Examineur
Mme. Amal SERGHINI	PES, Université Mohammed V- Rabat, Institut Scientifique	Rapporteur/Examineur
Mr.Abdelkader CHAHLAOUI	PES, Université Moulay Ismail-Meknés, Faculté des Sciences	Rapporteur/Examineur
Mme. Laila BENASSER	PES, Université Ibn Tofaïl- Kénitra, Faculté des Sciences	Examineur
Mr.Abdelmajid SOULAYMANI	PES, Université Ibn Tofaïl- Kénitra, Faculté des Sciences	Examineur

**Année Universitaire : 2020-2021**

## *Dédicaces*

*A mon père, ma mère, qui ont attendu ce jour avec impatience.*

*A mes sœurs qui ont généreusement contribué à la réalisation de ce travail, grâce à leur soutien et pour avoir supporté mes humeurs au gré de cette thèse :  
Naima, Fatima et Khadija.*

*A mes deux filles Marwa et Sophia, j'espère que vous serez fières de votre maman.*

*A ma petite famille Fadwa, Safaa ,Hamza, Laila et Ahmed.*

*A mes amis qui m'ont beaucoup soutenus, Imane et Raouf.*

## ***AVANT PROPOS***

Cette thèse est l'aboutissement d'un travail de recherche réalisé dans le cadre de la préparation du DOCTORAT en Biologie à l'Institut Scientifique au sein du laboratoire de zoologie et écologie animale, sous la Direction de Monsieur le Professeur Mohammed FEKHAOUI.

Avant tout, je remercie notre Dieu tout puissant qui m'a donné force et patience pour mener à terme ce travail. Mes remerciements sont adressés à Monsieur Mohammed FEKHAOUI, professeur et Directeur de l'Institut Scientifique de Rabat qui a bien voulu diriger ce travail, qui m'en a proposé le thème et apporté un intérêt constant tout au long de sa progression, qui m'a beaucoup apporté sur les plans théorique, pratique et humain, et qui s'est montré toujours à l'écoute et disponible malgré ses nombreux engagements.

Je tiens à remercier Monsieur Mohammed ARAHOU, professeur et chef du département de zoologie et écologie animale à l'Institut scientifique, qui me fait l'honneur de présider ce jury malgré ses responsabilités.

Mes remerciements les plus sincères à Monsieur Ahmed EL ABOUDI, professeur à la Faculté des sciences de Rabat, qui siège en tant que rapporteur parmi le jury et qui n'a cessé d'apporter appui, aide et encouragements à tout ce qui a trait à la recherche scientifique.

Je remercie Madame Amal SERGHINI, professeur à l'Institut Scientifique qui a gentiment accepté de juger ce travail en étant rapporteur et membre du jury; qu'elle trouve ici l'expression de ma reconnaissance.

Mes remerciements iront à Monsieur Abdelkader CHAHALOU, professeur à la Faculté des sciences de Meknès qui a accepté de porter jugement sur ce travail, sa présence comme rapporteur dans mon jury est un grand honneur pour moi.

Mes remerciements les plus sincères à Madame Laila BENASSER, professeur à la Faculté des Sciences, de Kénitra, qui a accepté avec amabilité d'examiner mon travail de recherche et de me faire part de ses critiques en siégeant parmi les membres de mon jury de thèse.

Je souhaite également remercier Monsieur Abdelmajid SOULAYMANI, professeur à la Faculté des Sciences de Kénitra, d'avoir accepté d'être examinateur de cette thèse et pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail.

Mes vifs remerciements sont adressés aussi au personnel de l'Office National de l'Eau Potable (ONEP), pour leur collaboration dans ce travail, aussi à tous ceux qui de près ou de loin, ont contribué à son élaboration, en l'occurrence Monsieur Mourad BELKACEMI, Doyen de la Faculté des Sciences de Rabat pour l'intérêt qu'il accorde à la recherche.

## Résumé

L'eau potable, au Maroc, est issue du captage des ressources superficielles, notamment des lacs des barrages. Une pollution organique de l'eau retenue en barrage affecte le processus de traitement et le renchérit de façon significative, l'eutrophisation est une des formes les plus graves. La présente étude s'est portée spécifiquement sur le barrage dit Bouhouda installé sur Oued Sra, affluent rive droite de l'oued Ouergha. L'objectif étant de mettre en évidence l'impact des aléas climatiques sur l'évolution de l'état trophique des eaux de cette retenue moyennant une analyse des paramètres physico-chimiques effectuée sur une durée de huit ans, afin de mettre en exergue les mécanismes sous-jacents et en ressortir à la clef les facteurs qui sous-tendent l'eutrophisation accélérée des eaux du lac de Bouhouda, et qui mènent à une prolifération et une succession bien évidente du peuplement phytoplanctonique. L'indice de Carlson (1977) correspondant au *Trophic State Index (TSI)* ainsi que l'indice Vollenweider (1968) sont retenus comme base de classification pour identifier l'état trophique des eaux de ladite retenue. Les paramètres analysés, notamment ceux du phosphore total, de la chlorophylle a et de la transparence au disque de Secchi, s'accordent pour classer la retenue du Barrage Bouhouda dans un état eutrophe. Un recours à l'analyse statistique multivariée (ACP), a dénoté, de manière limpide, l'impact climatique jouant un rôle majeur dans l'évolution de l'état trophique de cette retenue. En effet, l'ACP a permis l'identification d'un gradient de saisonnalité avec un état dominé par deux phases : une phase minérale printanière et une phase solide hivernale opposé à un état où on relève un automne riche en éléments nutritifs et un été chaud à pH alcalin.

- Mots-clés : Barrage, Bouhouda, physico-chimique, eutrophisation, état trophique, aléas climatiques, prolifération, succession, peuplement phytoplanctonique, état eutrophe, gradient de saisonnalité.

## **ABSTRACT**

Drinking water in Morocco comes from the capture of surface resources, especially dam lakes. Organic pollution of the water retained in the dam affects the treatment process and makes it significantly more expensive, eutrophication is one of the most serious forms of this pollution. The present study focused specifically on the dam called Bouhouda on Oued Sra, tributary on the right bank of the Ouergha wadi, the objective being to highlight the impact of climatic hazards on the evolution of the reservoir waters' trophic state by using an analysis of the physico-chemical parameters carried out over a period of eight years. The study allowed to spotlight the underlying mechanisms and factors causing the accelerated eutrophication of the Lake Bouhouda waters and which lead to a proliferation and a very obvious succession of the phytoplankton population. The Carlson index (1977) corresponding to the Trophic State Index (TSI) as well as the Vollenweider index (1968) are used as the basis of classification to identify the trophic state of the the reservoir waters. The parameters analyzed, in particular those of total phosphorus, chlorophyll a and transparency to the Secchi disk, agree to classify the reservoir of the Bouhouda Dam in a eutrophic state. A recourse to multivariate statistical analysis (PCA), denoted, in a clear manner, that the climatic impact is playing a major role in the evolution of the trophic state of this reservoir. Indeed, the PCA allowed the identification of a seasonal gradient with a state dominated by two phases: a spring mineral phase and a winter solid phase opposed to a state where there is an autumn rich in nutrients and a hot summer with alkaline pH.

- Keywords : Dam, Bouhouda, physico-chemical, eutrophication, trophic state, climatic hazards, proliferation, succession, phytoplankton population, eutrophic state, seasonality gradient.

## Table des matières

<b>INTRODUCTION GENERALE .....</b>	<b>1</b>
<b>Partie A : Synthèse bibliographique .....</b>	<b>4</b>
<b>Chapitre I : Ressources en eau .....</b>	<b>5</b>
I- Eau, levier de développement et source de conflits dans le monde .....	5
I-1 Répartition des ressources en eau dans le monde .....	5
I-2 Stress hydrique planétaire .....	6
II- Situation hydrologique au Maroc .....	8
II-1 Différents types de ressources en eau .....	8
II-1.a Eaux souterraines.....	9
II-1.b Eaux superficielles .....	10
II-2 Impact du changement climatique sur les ressources en eau .....	11
II-3 Impact des activités anthropiques sur les ressources en eau.....	12
II-4 Approches nationales pour la gestion et l'économie de l'eau.....	13
III- Installation des barrages .....	14
III-1 Situation actuelle des barrages au Maroc .....	14
III-2 Intérêts des barrages .....	15
III-3 Risques et problèmes écologiques liés aux barrages.....	16
<b>Chapitre II : L'Eutrophisation .....</b>	<b>18</b>
I- Eutrophisation des milieux aquatiques.....	18
I-1 Définition.....	18
I-2 Processus de l'eutrophisation .....	20
I-2.a Eutrophisation naturelle .....	20
I-2.b Eutrophisation anthropique.....	21
I-2.c Classification des niveaux trophiques.....	24
I-2.d Eutrophisation et changement climatique .....	25
I-3 Facteurs de contrôle de l'eutrophisation.....	30
I-3.a Nutriments .....	30
I-3.b Temps de résidence de l'eau.....	31
I-3.c Lumière .....	31
I-3.d Climat et hydrologie .....	32
I-3.e Géologie et topographie du bassin versant .....	33
I-3.f Activité microbienne .....	33
I-3.g Facteurs anthropiques .....	34
II- Eutrophisation des lacs de barrages .....	34

II-1	Stades et niveaux d'eutrophisation des lacs de barrages.....	36
II-2	Mesures de lutte contre l'eutrophisation des lacs de barrages. ....	39
<b>Partie B</b>	<b>: Etude expérimentale.....</b>	<b>44</b>
<b>Chapitre III</b>	<b>: Matériel et Méthodes .....</b>	<b>45</b>
I-	Présentation de la zone d'étude .....	45
I-1	Présentation du bassin versant Sebou.....	45
I-2	Géomorphologie et géologie de la région Taounate .....	47
II-	Barrage Bouhouda .....	48
II-1	Situation géographique.....	48
II-2	Caractéristiques morphométriques et hydrologiques.....	49
II-3	Contexte climatique .....	50
II-4	Contexte géologique .....	50
II-5	Contexte hydrologique.....	52
III-	Echantillonnage.....	53
<b>Chapitre IV</b>	<b>: Résultats et discussions .....</b>	<b>54</b>
I-	Bilan hydrique .....	54
II-	Evolution des paramètres physico –chimiques.....	55
II-1	Température .....	55
II-2	pH.....	56
II-3	Oxygène dissous.....	59
II-4	Oxydabilité .....	62
II-5	Turbidité, matières en suspension et résidus secs .....	63
II-6	Conductivité .....	65
II-7	Phosphore total et orthophosphates.....	66
II-1	Composés azotés .....	67
II-2	Charge du lac en cations et en anions .....	69
II-3	Fer et manganèse.....	73
II-4	Métaux lourds et Eléments traces .....	75
III-	Evolution des paramètres biologiques.....	83
III-1	Chlorophylle a .....	83
III-2	Stratification de la Chlorophylle a.....	85
III-1	Peuplement phytoplanctonique .....	86
III-1.a	Richesse spécifique du phytoplancton .....	89
III-1.b	Dynamique du peuplement algal.....	91
IV-	Bilan.....	93
V-	Modélisation de l'état trophique du lac Bouhouda.....	95
V-1	Typologie des modèles.....	95
V-1.a	Modèles statistiques ou empiriques- .....	95

V-1.b	Modèles dynamiques ou déterministes .....	96
V-2	Exemples de modèles de l'eutrophisation.....	96
V-2.a	Modèle de Carlson.....	97
V-2.b	Modèle Vollenweider .....	99
V-2.c	Etat trophique des eaux du lac Bouhouda.....	100
V-3	Bilan.....	105
VI-	Etude statistique .....	106
VI-1	Typologie de l'état trophique des eaux du lac Bouhouda .....	106
VI-2	Bilan.....	111
<b>Conclusion générale et perspectives .....</b>		<b>113</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>		<b>116</b>
<b>Annexe : Grilles de qualité des eaux de surface au Maroc .....</b>		<b>137</b>



## Liste des tableaux

**Tableau 1 :** Caractéristiques moyennes des niveaux trophiques pour les lacs, les rivières et les milieux marins, d'après Smith et al. (1999).

**Tableau 2 :** Quelques exemples de métabolites produits par les cyanobactéries et leurs effets sur la santé (AFSSA et AFSSET, 2006).

**Tableau 3 :** Caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac Bouhouda (ABHS)

**Tableau 4 :** Inventaire des taxons phytoplanctoniques dénombrés dans le lac Bouhouda.

**Tableau 5 :** Equations de l'indice de l'état trophique de Carlson.

**Tableau 6 :** Indice trophique du modèle de Carlson.

**Tableau 7 :** Equations de quelques exemples de modèles empiriques.

**Tableau 8 :** Classification de l'état trophique selon Vollenweider

**Tableau 9 :** Indice de l'état trophique des eaux du lac Bouhouda.

**Tableau 10 :** Classification de l'état trophique du lac Bouhouda selon le phosphore total.

**Tableau 11 :** Classification de l'état trophique du lac Bouhouda selon la chlorophylle a.

**Tableau 12 :** Classification de l'état trophique du lac Bouhouda selon la transparence.

**Tableau 13 :** Corrélations des variables avec les axes F1 et F2.

## Liste des figures

**Figure 1 :** Répartition de l'eau dans le monde (Office international de l'eau ,2017 ).

**Figure 2 :** Carte des états affectés par le stress hydrique (UNESCO, 1999).

**Figure 3 :** Répartition spatiale des précipitations au Maroc (Source : Ministère chargé de l'eau).

**Figure 4 :** Distribution spatiale des apports en eau de surface (en millions de m<sup>3</sup>). (Bouaicha, Benabdelfadel ,2010).

**Figure 5 :** Evolution du nombre de barrages au Maroc et leurs capacités (Mm<sup>3</sup>) (ELGomari, 2016).

**Figure 6 :** Présentation simple du processus de l'eutrophisation ( Modifié d'après SMMAR) .

**Figure 7 :** Eutrophisation naturelle d'un lac (Office international de l'eau 2017).

**Figure 8 :** Schéma conceptuel de l'eutrophisation, pour tous les types de masses d'eau de surface. (Claussen et al. 2009).

**Figure 9 :** Schéma représentant les changements de dominance relative des producteurs primaires en fonction du degré d'eutrophisation en eaux douces. (D'après Brönmark et Hansson 1998 et Wetzel, 2001).

**Figure 10 :** Principales composantes des effets cascades décrits en réponse aux changements globaux projetés. Adapté de Paerl et al, 2014.

**Figure 11 :** Évolution potentielle des structures trophiques sous hypothèse de changement global. (Jeppesen et al. 2014).

**Figure 12 :** Schématisation des trois différents stades du processus d'eutrophisation des lacs (Caumont, 2010) .

**Figure 13 :** Schéma des différents groupes d'actions curatives pouvant être mises en place pour lutter contre l'eutrophisation d'un lac (Devidal, 2007).

**Figure 14 :** Localisation du bassin versant de Sebou (Modifiée d'après Michard, 1976).

**Figure 15 :** Principaux barrages dans la région de Taounate (RGPH, 2004).

**Figure 16 :** Localisation géographique du barrage Bouhouda.

**Figure 17 :** Photographie du lac de barrage Bouhouda.

**Figure 18 :** Carte hydrographique du bassin versant de l'oued Sra (Badaoui, 2011).

**Figure 19 :** Apports en eau avant et après la mise en eau du barrage Bouhouda.

**Figure 20 :** Evolution interannuelle et corrélation des températures de l'eau et de l'air du lac Bouhouda.

**Figure 21 :** Profils verticaux de la variation saisonnière de la température dans le lac Bouhouda (été et automne 2003).

**Figure 22 :** Evolution interannuelle du pH du lac Bouhouda.

**Figure 23 :** Profils verticaux de la variation saisonnière du pH dans le lac Bouhouda (été et automne 2003).

**Figure 24 :** Evolution saisonnière de l'oxygène dissous.

**Figure 25 :** Profils verticaux de la variation saisonnière de l'oxygène dissous dans le lac Bouhouda (été et automne 2003).

**Figure 26 :** Variation de l'oxydabilité du lac Bouhouda.

**Figure 27 :** Variation et corrélation de la turbidité et les MES du lac Bouhouda.

**Figure 28 :** Variation et corrélation de la turbidité et les résidus secs du lac Bouhouda.

**Figure 29:** Evolution de la conductivité en  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans le lac Bouhouda.

**Figure 30 :** Evolution interannuelle des Orthophosphates et du Phosphore total.

**Figure 31 :** Evolution interannuelle des nitrates.

**Figure 32 :** Evolution interannuelle de l'azote ammoniacal.

**Figure 33 :** Evolution interannuelle de l'azote total Kjeldahl.

**Figure 34 :** Evolution interannuelle de la dureté calcique des eaux du lac Bouhouda.

**Figure 35 :** Evolution interannuelle du magnésium.

**Figure 36 :** Evolution du sodium et potassium dans les eaux du lac Bouhouda.

**Figure 37 :** Evolution des chlorures dans les eaux du lac Bouhouda

**Figure 38 :** Evolution des sulfates dans les eaux du lac Bouhouda

**Figure 39 :** Evolution du Manganèse et du fer dans les eaux du lac Bouhouda.

**Figure 40 :** Evolution saisonnière du Zinc, Cuivre, Plomb, Chrome, Arsenic, Cadmium, Sélénium, Baryum, Fluorures, Aluminium, et silicates dans le lac Bouhouda.

**Figure 41 :** Evolution interannuelle de la chlorophylle a dans le lac Bouhouda.

**Figure 42 :** Variations interannuelle de la transparence et de la chlorophylle a.

**Figure 43 :** Profils verticaux de la chlorophylle c , l'oxygene le pH et les nitrates en fonction de la profondeur en 2003.

**Figure 44 :** Classes algales et leurs caractéristiques principales basées sur des aspects morphologiques et cytologiques (Saez et al , 2008).

**Figure 45 :** Composition de la flore algale du lac Bouhouda.

**Figure 46 :** Evolution de la diversité pyhtoplanctonique dans le lac Bouhouda.

**Figure 47 :** Evolution de la biomasse planctonique des différentes classes d'algues dans le lac Bouhouda.

**Figure 48 :** Positionnement du niveau trophique du lac Bouhouda de 2000 à 2008 selon l'échelle trophique du MDDEP, 2015b.

**Figure 49 :** Répartition de l'inertie entre les axes.

**Figure 50 :** Cercle de corrélation des variables avec les axes F1 et F2.

**Figure 51 :** Carte factorielle des campagnes dans le barrage Bouhouda.

## Liste des abréviations

**MES** : Matières en suspension

**Tr** : Transparence

**Chl a** : Chlorophylle a

**PT** : Phosphore total

**ACP** : Analyses en composantes principales

**RES** : Résidus secs

**TUR** : Turbidité

**OXY** : Oxydabilité

**N/P** : Azote/Phosphore

**ONEP** : Office National de l'Eau Potable

**VMA** : Valeur Maximale Admissible

**VMR** : Valeur Maximale Recommandée

**A K** : Azote Kjeldahl

**NM** : Norme Marocaine

**VG** : Valeur guide.

*Introduction*

*Générale*

## INTRODUCTION GENERALE

Près de 70 % de la surface terrestre est couverte d'eau, mais principalement d'eau salée puisqu'elle est que forme mers et océans soit 97,5% pour à peine 2,5% d'eau douce (Boyer, 2008). Dans ce faible pourcentage, l'eau douce prisonnière des glaces et des neiges permanentes représente 2,1% laissant 0,7% d'eau douce disponible que renferment nappes phréatiques et eaux de surface . En 2010, l'Assemblée Générale des Nations Unies a reconnu à chaque citoyen sur cette planète le droit à une eau potable salubre et propre comme un droit fondamental, essentiel au plein exercice du droit à la vie. Or, l'homme ne peut utiliser que moins d'1% du volume total d'eau douce présent sur Terre, soit environ 0,028 % de l'hydrosphère, ceci englobe les cours d'eau, les réservoirs naturels ou artificiels (lacs, barrages...) et les nappes souterraines dont la faible profondeur permet l'exploitation à des coûts abordables (Vernoux et seguin, 2011).

Compte tenu de la variabilité du climat et des conséquences parfois dramatiques que celles-ci peut entraîner, l'évolution des ressources en eau est une question préoccupante pour de nombreuses régions du globe. Plusieurs auteurs s'accordent à dire que les aspects liés à l'eau occuperont une place prépondérante parmi les impacts potentiels des changements climatiques (Gleick, 1986 ; Hulme, 1996b). Il y a donc un intérêt particulier des scientifiques à l'étude de la variabilité climatique et son impact sur la disponibilité des ressources en eau. La question du changement climatique est devenue à la fin du XXème siècle un enjeu international majeur, comme l'atteste la publication du Troisième Rapport du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (IPCC, 2001).

En effet depuis le début du siècle, les conditions socio-économiques de l'utilisation de l'eau ont considérablement changé suite à l'évolution rapide de la démographie et du développement continu des conditions de vie des populations. Ce changement socio-économique accéléré a provoqué une pression croissante et forcée sur les ressources en eau partout dans le monde.

Conscient des enjeux stratégiques liés au secteur de l'eau, et pour faire face à l'explosion de la demande continue en eau qui devient de plus en plus rare sous l'effet de son climat aride, le Royaume du Maroc a mis en œuvre une stratégie de développement basée sur la mise en valeur des ressources en eau en ayant recours à la réalisation d'ouvrages de stockage importants et parfois au transport d'eau à travers des adductions dont la longueur pouvait

dépasser la centaine de kilomètres. C'est ainsi que le Maroc dispose actuellement d'un patrimoine d'infrastructures hydrauliques composé de 140 barrages (El Ghomari ,2016) et ce depuis 1925 avec au départ la construction de barrages à fortes potentialités en eau de surface pour subvenir aux besoins de centres urbains en eau potable et pour garantir la production d'énergie (Jellali, 1997) .

L'édification de ces nombreux barrages et de leurs retenues a un impact positif certain vu les avantages tirés, mais discutable dès qu'il s'agit de leur impact sociale et environnementale. En effet, les avantages et l'intérêt sont souvent mis en avant en occultant les conséquences sanitaires liées à la construction des barrages, à type de contribution dans la production des GES (gaz à effet de serre), en matière d'érosion des sols ,des risques liés à l'envasement et l'eutrophisation progressifs et inéluctables qui conduisent inévitablement à un déséquilibre écologique d'ordre majeur et qui sera l'objet de notre présente étude : ses causes ses conséquences et la part de l'activité anthropique dans l'accélération de ses effets néfastes sur un écosystème lacustre donné. L'eutrophisation entraîne une dégradation des milieux aquatiques et une réduction de la biodiversité. Cette détérioration n'est évidemment pas sans conséquence sur la santé humaine; la pollution des eaux de surface pourrait engendrer diverses maladies telles que: choléra, typhoïde, hépatites, bilharziose et intoxications chimiques (El Ouali Lalami et al , 2011). Cette eau, de moindre qualité, rend également le traitement de potabilisation des eaux des retenues complexe et coûteux (Abdallaoui, 1998 ; Bouloud *et al*, 2001).

La présente étude a pour objectif d'examiner l'évolution de l'état trophique du Barrage Bouhoda (Taounate) soumis à l'impact climatique pour développer une meilleure compréhension du processus de l'eutrophisation et, de ce fait, nous avons analysé un suivi de l'évolution de la qualité des eaux du barrage sur une durée de 8 ans (2000-2008).

Notre travail s'articulera autour de deux parties :

La première partie, composée de deux chapitres, fait le point bibliographique sur les ressources en eau dans le monde et au Maroc, et l'eutrophisation des systèmes aquatiques en général et celle des retenues de barrages en particulier.

La deuxième partie, composée également de deux chapitres, le premier traite en outre des données générales sur le bassin Sebou et notamment sur la retenue du barrage Bouhoda.



Et un deuxième chapitre a été consacré d'une part au procédé de l'étude expérimentale effectué durant la période s'étalant entre l'année 2000 et 2008, ainsi qu'à la discussion des résultats qui concernent la variabilité de plusieurs paramètres physico-chimiques et biologiques des eaux de cette retenue. D'autre part à l'application de quelques modèles mathématiques et à l'analyse statistique multivariée l'ACP afin de prédire et déterminer l'évolution de l'état trophique des eaux du lac Bouhouda.

Enfin la discussion des différents résultats nous permettra de conclure et suggérer des propositions et solutions envisageables pour prévenir l'eutrophisation de plusieurs retenues de barrage du territoire.

*Partie A:*

*Synthèse*

*bibliographique*

# **Chapitre I : Ressources en eau**

## **I- Eau, levier de développement et source de conflits dans le monde**

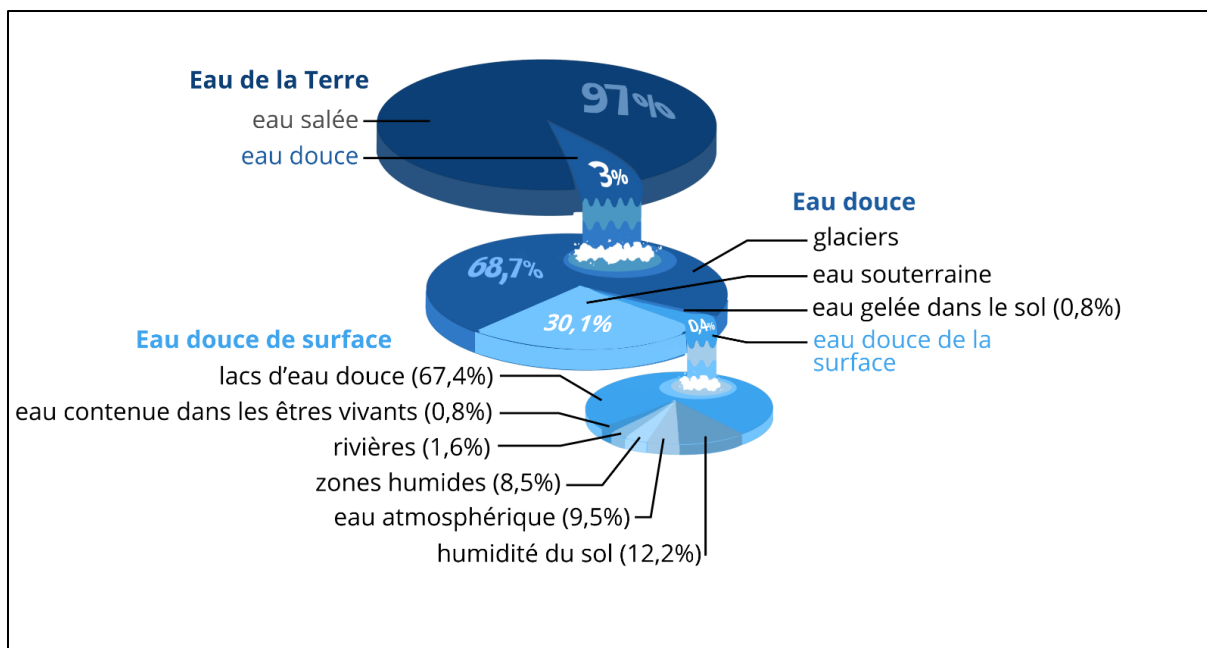
### **I-1 Répartition des ressources en eau dans le monde**

La “planète bleue” porte ce surnom du fait que sa surface est couverte d’eau à 70%. Toutefois, lorsque l’on s’intéresse à la distribution de cette eau sur Terre, on s’aperçoit que les ressources en eau douce, qui sont indispensables à la vie, ne représentent qu’un faible pourcentage du volume total (Figure 1) . La pénurie de cette ressource est déjà visible dans beaucoup de pays et sur tous les continents ; la surexploitation, la pollution, l’insuffisance de moyens de recyclage, de récupération et de stockage pour satisfaire une demande sans cesse croissante.

L’eau, et sa raréfaction, peut à la fois amener à des tensions à l’intérieur des pays, comme entraîner des crises entre puissances limitrophes partageant une même source d’approvisionnement. La crise la plus connue en matière de maîtrise des ressources hydriques oppose la Turquie, la Syrie et l’Irak en 1990, après l’entrée en fonction du barrage Atatürk ( Victor ,2011), et actuellement la construction du plus grand barrage hydroélectrique en Afrique, sur le Nil bleu en Ethiopie, suscite des tensions avec le Soudan et l’Egypte qui seront forcément impactés .

Les conflits internationaux sur les usages de l’eau douce peuvent être classés en trois grands types: les conflits liés aux détournements de cours d’eau (un pays d’amont détourne un fleuve et prive le pays d’aval de la ressource, par exemple); les conflits liés à la détérioration de la qualité des eaux (par exemple une pollution qui a des conséquences sur la qualité des eaux au-delà des frontières du pays où elle s’est produite, telle la pollution d’un fleuve en Chine qui a atteint la Russie en 2005) ; et les conflits provoqués (empoisonnement des eaux, usage des eaux en cours de conflit armé) (Menani, 2010).

Le principal défi pour la communauté internationale est de développer les accès à l’eau, alors que l’ONU prévoit pour 2025 une augmentation des pénuries de 50% dans les pays en développement et 18% dans les pays industrialisés.



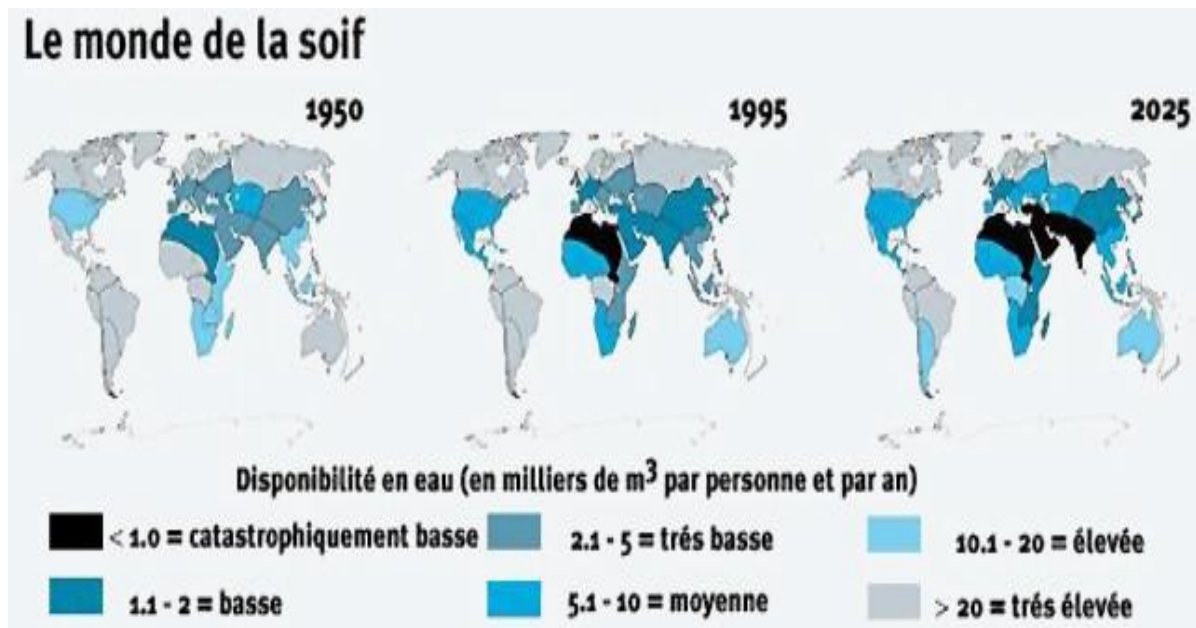
**Figure 1** : Répartition de l'eau dans le monde (Office international de l'eau, 2017).

## I-2 Stress hydrique planétaire

La répartition de la ressource en eau douce sur Terre n'est pas homogène, même pas au sein d'un même pays. Ces disparités sont également amplifiées du fait de la répartition hétérogène de la population partout dans le monde.

On peut analyser la situation mondiale entre ressources et besoins en eau douce grâce au concept de stress hydrique. On parle de stress sur un territoire donné lorsque la demande en eau de la population dépasse la quantité de la ressource qui y est disponible (Figure 2).

Aujourd'hui, un tiers de l'humanité vit dans une situation dite de stress hydrique, avec moins de 1700 m<sup>3</sup> d'eau douce disponibles par habitant et par an (Dufour, 2015). Selon le World Resources Institute (2013), 37 pays dans le monde connaissent un stress hydrique extrêmement élevé.



**Figure 2** : Carte des états affectés par le stress hydrique (Unesco,1999).

La communauté scientifique s'accorde à prévoir une intensification et une accélération du cycle hydrologique à l'échelle de la planète, liées, entre autres, au réchauffement climatique. Cette intensification pourrait se traduire par une augmentation des niveaux d'évaporation et des précipitations. Si les effets de ces changements sur les ressources en eau demeurent encore largement incertains, on s'attend à ce que le manque d'eau ait des répercussions sur la qualité de cette dernière et sur la fréquence de phénomènes tels que les sécheresses ou les inondations (Unesco, 2009).

La multitude des menaces qui pèsent sur les ressources en eau résultent presque toutes des activités humaines. Ces menaces résident notamment dans la pollution, le changement climatique, l'urbanisation, les transformations du paysage, la croissance démographique, chacune d'elles a un impact spécifique, le plus souvent directement sur les écosystèmes avec des répercussions sur les ressources en eau (Mc Kinney, 2002).

La pollution, l'une des principales sources de dégradation des écosystèmes aquatiques et des ressources en eau a des origines multiples. Les principaux polluants comprennent notamment les matières organiques et organismes pathogènes rejetés avec les eaux usées, les engrais et pesticides provenant des activités agricoles, les pluies acides résultant de la pollution de l'air et les métaux lourds libérés par activités minières et industrielles ( Mullis et al., 1997, WWDR ,2018).

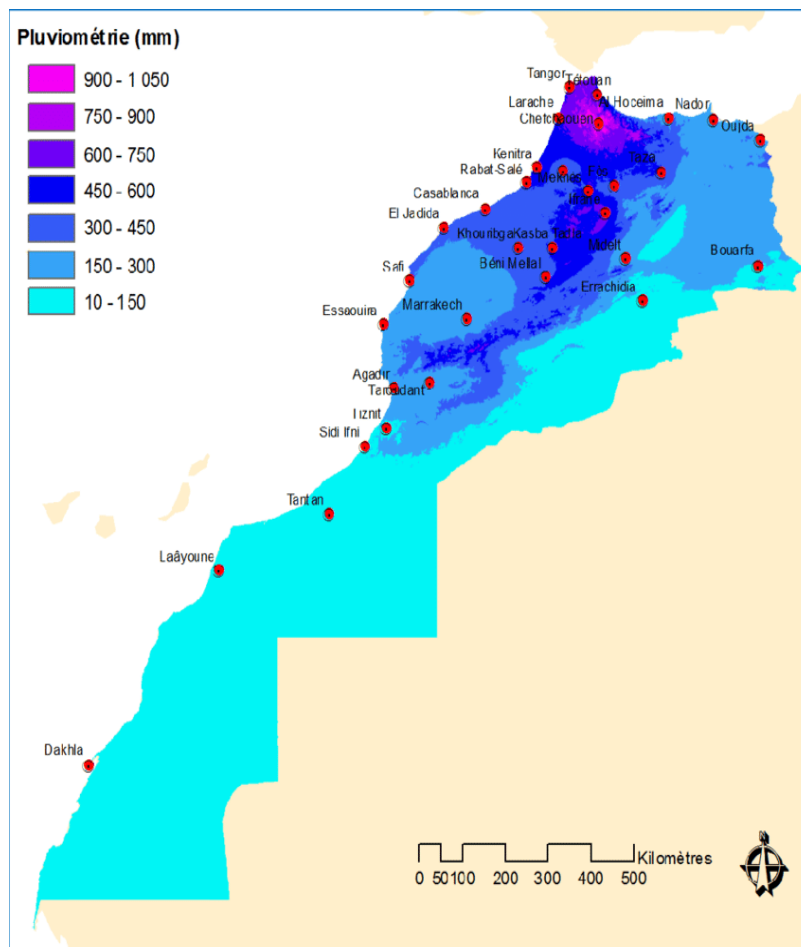
## II- Situation hydrologique au Maroc

### II-1 Différents types de ressources en eau

Situé au Nord de l'Afrique et sur la rive Sud-Ouest de la Mer Méditerranée, le Maroc est soumis aux influences méditerranéennes au Nord, océaniques à l'Ouest, continentales, puis sahariennes de plus en plus vers l'Est et le Sud. Compte tenu des conditions climatiques relativement difficiles (les trois quarts du pays sont arides à semi-arides) et de ses ressources naturelles limitées, le Maroc a toujours été préoccupé par la protection de son environnement. Ce climat principalement aride du pays est caractérisé par un été chaud et sec et un hiver frais, parfois froid. Durant l'été, les précipitations sont quasiment absentes et l'évaporation particulièrement forte.

Les précipitations totales sur l'ensemble du territoire sont évaluées, en année moyenne, à près de 150 milliards de m<sup>3</sup> dont près de 30 milliards de m<sup>3</sup> seulement constituent l'écoulement efficace total en eau superficielle et souterraine (Figure 3). La crise de l'eau s'installe progressivement au Maroc, il fait partie des 45 pays en pénurie d'eau dans le monde, selon les seuils définis par les Nations-Unies. La situation est encore loin d'une « pénurie extrême » comme c'est le cas du Koweït, du Bahreïn, des Emirats arabes unis... ; mais elle y devient de plus en plus critique (FAO, 2014).

Le Maroc a toujours fait du développement du secteur de l'eau une priorité et un choix stratégique. Ce secteur qui constitue un des principaux leviers du développement économique et social, se trouve confronté à deux défis essentiels : - l'épuisement des ressources en eau en rapport avec l'accroissement de la demande en eau tous usages confondus, avec une tendance à la pénurie absolue d'ici 2025, et également - la dégradation des ressources en eau qui subissent différentes formes de pollution (Bahir et Mennani, 2002).



**Figure 3** : Répartition spatiale des précipitations au Maroc (Balaghi, 2014) .

### *II-1.a Eaux souterraines*

Les eaux souterraines représentent environ 20 % du potentiel en ressources en eau du pays. Sur les 103 nappes phréatiques répertoriées, 21 sont profondes et 82 superficielles. Les plus importants systèmes aquifères couvrent une superficie totale de près de 80 000 km<sup>2</sup>, soit environ 10 % du territoire. A l'état actuel des connaissances, le potentiel en eaux souterraines, est de l'ordre de 4.2 Milliards de m<sup>3</sup> par an (Ministère de l'équipement, du transport de la logistique de l'eau, 2018).

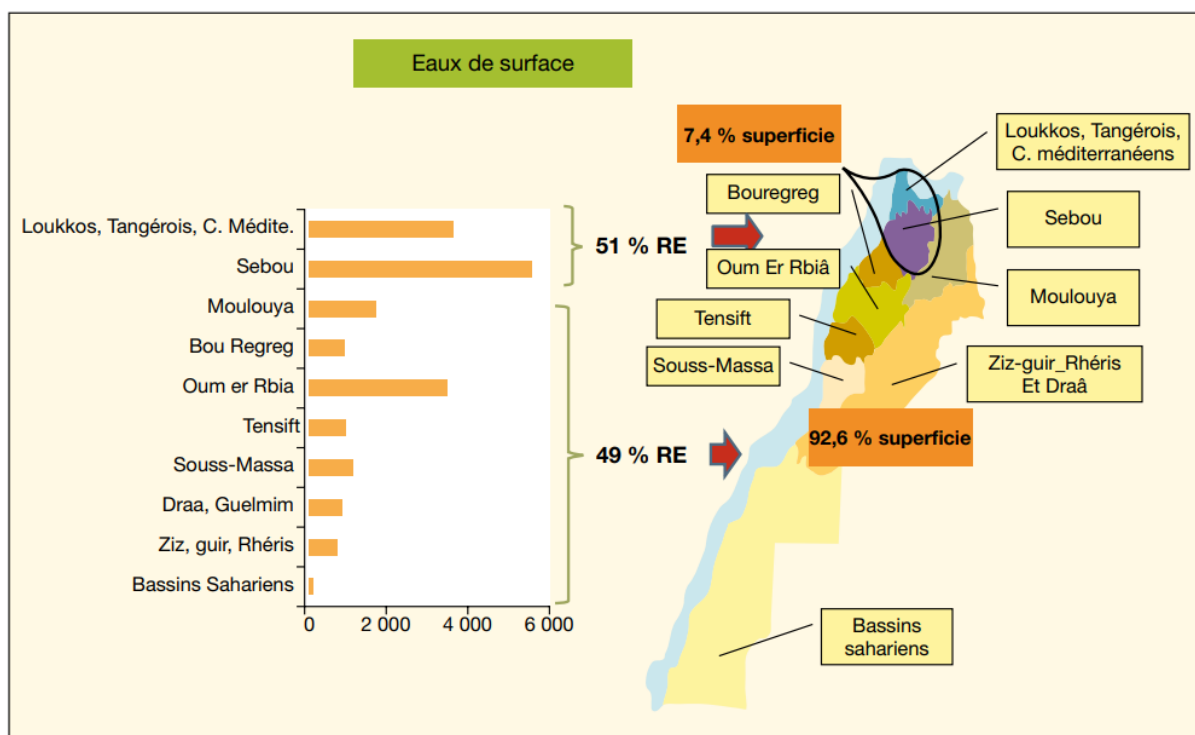
Ces eaux souterraines jouent un rôle important dans le développement socio-économique. On évalue à 3 milliards de m<sup>3</sup> /an le total des prélèvements qui sont opérés de plus en plus par pompage au détriment des écoulements gravitaires (Khattaras, sources, émergences). Sur ces 3 milliards, 85% sont destinés à l'irrigation correspondant à une moyenne comparable à la moyenne méditerranéenne, soit 27% de la ressource en eau utilisée par le secteur agricole. Par contre, les eaux souterraines concernent 55% des besoins d'alimentations en eau potable et industrielle (Bahir et Mennani, 2002).

### *II-1.b Eaux superficielles*

Les ressources en eau de surface sont marquées par une forte inégalité de leur répartition géographique et par des régimes hydrologiques irréguliers à l'échelle saisonnière, annuelle ou interannuelle. Sur l'ensemble du territoire, ces ressources sont évaluées, en année moyenne, à près de 18 milliards de m<sup>3</sup>, fluctuant selon les années entre 5 et 50 milliards de m<sup>3</sup>. La grande disparité régionale des précipitations induit donc une grande variabilité spatiale des écoulements d'eau de surface. Les quatre bassins hydrauliques du Nord (Loukkos, le Tangérois, côtiers méditerranéens et le Sebou) qui couvrent 7,4 % de la superficie du pays, produisent 51 % des ressources en eau de surface (Bouaicha et Benabdelfadel, 2010) (Figure 4).

Les lacs naturels ont une importance stratégique en tant que ressources en eaux superficielles mais aussi en tant que milieux aquatiques remarquables liés aux aquifères et eaux superficielles, ils offrent par des opportunités de développement socio-économique et environnemental qu'il importe de favoriser. Cependant il est nécessaire de souligner leur fragilité et leur vulnérabilité à la pollution et aux pressions anthropiques. Un lac peut également être artificiel lorsqu'il est le résultat d'une intervention humaine sur l'environnement, le plus souvent du fait d'une construction comme un barrage (ABHS).





**Figure 4 :** Distribution spatiale des apports en eau de surface en millions de m3.  
(Bouaicha, Benabdelfadel, 2010).

## II-2 Impact du changement climatique sur les ressources en eau

Depuis les années 1950, le climat terrestre a connu des changements représentés, essentiellement par le réchauffement dû aux gaz à effet de serre, en étroite relation avec l'activité humaine (GIEC, 2013). Parmi les conséquences de ces changements on note pour de nombreux pays une augmentation de la température, une diminution des précipitations et de la masse des calottes glaciaires, une élévation du niveau de la mer et une raréfaction des ressources en eau. Les pays maghrébins (Algérie, Maroc et Tunisie) n'ont pas été épargnés par l'impact de ces changements qui affectent négativement la plupart de leurs ressources en eau (Ouhamdouch et al, 2018).

La situation des ressources en eau au Maroc déjà critique, risque alors de devenir un problème empêchant toute poursuite de développement. Les changements climatiques attendus pour le Maroc, auraient des conséquences néfastes directes et indirectes sur le potentiel en ressources en eau, tant du point de vue quantité que qualité, sur les besoins en eau et sur l'efficacité d'utilisation de cette ressource pour les différents usages (agriculture, industrie énergie, santé, eau potable ...). Les écosystèmes auront à faire face à des températures et un régime de précipitations différents des conditions actuelles ce qui provoquerait inévitablement des perturbations particulièrement au niveau des rivières et des lacs (Alibou, 2002). En effet Pour les lacs profonds, par exemple les températures des eaux proches de la surface augmenteraient plus qu'en profondeur, intensifiant le gradient de température dans la zone intermédiaire, la stratification thermique se mettrait en place plus tôt et se maintiendrait plus tard dans l'année. Enfin, l'augmentation des températures du fond laisse penser que les brassages complets seraient moins fréquents, avec des conséquences écologiques importantes.

### II-3 Impact des activités anthropiques sur les ressources en eau

Les effets conjugués des conditions climatiques sévères et de la pression anthropique croissante sur les ressources en eau engendrent des dysfonctionnements profonds de tout écosystème aquatique (Fikri et al., 2004). Les activités humaines ont des fois un effet néfaste sur la qualité et la quantité de l'eau et les exemples sont très nombreux telles que la surexploitation des nappes phréatiques par des pompes illégales, la déforestation qui entraîne la perte des habitats, la pêche, l'introduction d'espèces allochtones, la pollution, qu'elle soit d'origine domestique, agricole ou industrielle, pour ne pas citer que ceux là. Ces principales sources de pollution des eaux causent des dommages plus ou moins graves affectant toutes les composantes des écosystèmes aquatiques ainsi que les différents maillons du réseau trophique qui se trouvent confrontés à une situation de stress d'ordre majeur. Ces perturbations engendrent également des modifications et des réponses spécifiques selon la nature du polluant. Un excès, par exemple de phosphate et de nitrate provoque le phénomène d'eutrophisation du milieu et, par conséquent, la qualité de vie dans ce milieu se retrouve détériorée (Cloutier et al., 2002).

## II-4 Approches nationales pour la gestion et l'économie de l'eau

Le Maroc assiste ces dernières années à une augmentation de la pression sur les ressources en eau en raison de la combinaison de plusieurs facteurs dont :

- Les habitudes de consommation des ressources en eau peu économes voire déraisonnées dans certains cas
- Les modes d'exploitation utilisés des ressources en eau et qui sont rendus parfois agressifs par les avancées techniques et technologiques qui peuvent impacter irréversiblement voire anéantir complètement des écosystèmes entiers
- Une croissance mal gérée de l'urbanisation aussi bien dans les zones urbaines que périurbaines, ce qui rend plus complexe les processus de collecte, d'évacuation et d'élimination des déchets ménagers et assimilés qui se retrouvent souvent évacués dans des décharges sauvages et dans les cours d'eau
- D'autres formes de pollution engendrées par l'activité de l'Homme, et notamment dans les secteurs productifs (Croitoru et Sarraf, 2017).

La maîtrise de la préservation de l'eau est considérée comme étant une condition vitale pour le développement du pays surtout que les facteurs climatiques et hydrologiques au Maroc sont extrêmement fragiles, l'impact de la sécheresse, des inondations ainsi que la pression exercée par une demande sans cesse croissante en eau d'une démographie, elle aussi en explosion. Ceci impose des politiques de développement et de gestion des ressources en eau qui soient programmées pour protéger ces ressources naturelles au Maroc et qui sont considérées parmi les plus faibles au monde. Cette irrégularité des ressources en eau dans le temps impose le stockage des apports des périodes humides pour les utiliser pendant celles sèches. C'est ainsi que le Maroc dispose actuellement d'un patrimoine d'infrastructures hydrauliques composé de grands barrages, d'une capacité de stockage de plus de 18 Milliards de m<sup>3</sup> environ, permettant de fournir en année moyenne près de 6,5 Milliards de m<sup>3</sup> d'eau superficielle régularisée utilisée essentiellement pour l'irrigation et pour satisfaire les besoins de la population en eau potable (Ghomari, 2016).

Par ailleurs un seul choix de développement intégrant la composante environnementale dans toutes ses phases peut à terme, régler certains des problèmes évoqués et une bonne prise en compte pourrait en plus de la limitation de la dégradation des ressources, en générer d'autres, pouvant participer au développement économique et social du pays.

### **III- Installation des barrages**

#### **III-1 Situation actuelle des barrages au Maroc**

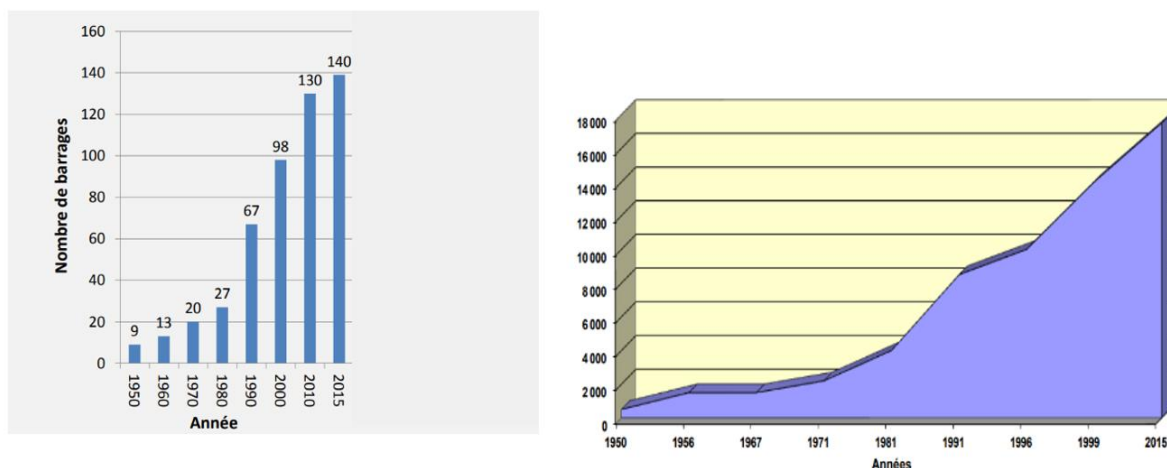
Un barrage est un ouvrage artificiel coupant le lit d'un cours d'eau et servant soit à en assurer la régulation, soit à pouvoir alimenter des villes ou à l'irrigation des cultures, ou bien à produire l'énergie.

La construction d'un barrage répond à des besoins différents selon sa taille, cependant, le point commun à tous les barrages est la possibilité de retenir et disposer d'eau à tout moment de l'année, quelle que soit la variabilité du régime pluviométrique (Servat et Mahé, 2009).

Cette action a été initiée au Maroc par Feu Sa Majesté le Roi Hassan II, qui en 1967, a donné une nouvelle impulsion à la politique des barrages pour l'irrigation d'un million d'hectares à l'horizon 2000, stratégie poursuivie jusqu'à nos jours avec la réalisation de 2 à 3 grands barrages par an. Cette politique était un élément structurant de la gestion des ressources hydriques qui a porté ses fruits en termes de stockage des apports ponctuels, élargissant ainsi la superficie des terrains irrigués à 1 million 500 mille hectares et réduisant significativement les risques d'inondation (Kadem, 2015).

Grâce à cette politique des Barrages, le Royaume dispose actuellement de plus de 140 grands Barrages avec une capacité globale de plus de 18 Milliards de m<sup>3</sup>, 13 ouvrages hydrauliques de transfert des eaux (Débitance: 200 m<sup>3</sup>/s, Longueur: 1100 km, Volume: 2,5 Milliards M<sup>3</sup>/an) et plus d'une centaine de petits Barrages et lacs collinaires. La réalisation avance avec un rythme de 2 à 3 grands Barrages et une dizaine de petits barrages par an. Actuellement 14 grands barrages et 20 petits sont en cours de construction (El Ghomari, 2016) (Figure 5).

Ces barrages ont en effet des répercussions socio-économiques considérables sur les populations aussi bien citadines que rurales.



**Figure 5 :** Evolution du nombre de barrages au Maroc et leurs capacités (Mm<sup>3</sup>) (El Gomari, 2016).

Aujourd'hui le déficit pluviométrique au Maroc qui perdure rend la situation des barrages de plus en plus inquiétante. En mois de février 2020, les retenues des principaux barrages nationaux, tous usages confondus, ont atteint 7,52 milliards de m<sup>3</sup> et selon la situation journalière établie par le département de l'Eau, ce niveau est inférieur à la même période de l'année 2019, durant laquelle les retenues atteignaient 9,4 milliards de m<sup>3</sup>.

### III-2 Intérêts des barrages

Le premier but d'un barrage sur un cours d'eau est de contrôler le niveau d'eau pour créer un plan d'eau à niveau fixe ou peu variable à partir duquel une prise d'eau pourra alimenter de manière gravitaire un canal ou une conduite conduisant cette eau vers les usagers de cette ressource. La retenue elle-même peut être source d'autres activités humaines que l'extraction de l'eau potable ou l'irrigation. Souvent on cherche également à créer un volume de stockage d'eau pour pallier aux irrégularités de la disponibilité de la ressource en eau dans le temps, ou pour amortir les dégâts pouvant être causés par les crues, ce qui peut être obtenu en augmentant la hauteur du barrage. ( Chocat ,2014).

Selon les estimations de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, il y a 1272 grands barrages en Afrique dont la mission première est l'irrigation suivie de l'approvisionnement en eau. Le Moyen-Orient en compte 793 destinés avant tout à l'irrigation, suivie de la maîtrise des crues.

On peut résumer les avantages tirés des barrages dans l'alimentation en eau potable dans le milieu urbain et rural, l'irrigation, la production d'énergie, l'atténuation des effets de la sécheresse ainsi que dans la protection contre les inondations.

### III-3 Risques et problèmes écologiques liés aux barrages

L'augmentation du nombre des lacs de barrages a indéniablement un rôle positif étant donné leurs nombreux avantages socioéconomiques, mais sévère quant aux effets néfastes sociales et environnementales. En effet, le déplacement par exemple de la population suite à leur installation ou la submersion des villages ou douars sur place est toujours vécu comme drame (attachement au pays), et vient grossir l'exode rural vers les villes suite à la perte de leurs terres.

Par ailleurs on a minimisé les impacts écologiques négatifs des grands barrages et qui sont bien connus dans la littérature scientifique. Malheureusement, les barrages ensevelissent des habitats dans leur retenue, bloquent la migration de certains poissons, retiennent les sédiments devenant déficitaires à l'aval, modifient la variabilité naturelle des crues et étiages ponctuant la vie des espèces aquatiques et rivulaires comme la dynamique des lits mineur et majeur (Beatty et al., 2017), appauvrissent l'approvisionnement des nappes phréatiques sous-jacentes en aval, aussi leur part dans la production des GES (gaz à effet de serre) car il est avéré que de grosses quantités de matières organiques accumulées dans de l'eau tiède produisent des émissions de méthane, raison pour laquelle des émissions non négligeables de méthane ont été observées dans les lacs de barrage (Duchemin, 2000), les conséquences en matière d'érosion, les risques liés au vieillissement des lacs de barrages puisqu'ils présentent rapidement et souvent des signes de comblement et d'eutrophisation, phénomène qui conduit inévitablement à un déséquilibre écologique d'ordre majeur et qui a des effets néfastes sur les écosystèmes lacustres.

Au Maroc, plusieurs retenues de barrages connaissent des problèmes de dégradation de la qualité de l'eau dus essentiellement aux différentes sources de pollution (EL Ghachtoul et al., 2005). Le phénomène de l'eutrophisation des retenues de barrages qui est une forme de pollution organique est de plus, accéléré par les progrès de la vie moderne conjugué à l'agressivité du climat et à la nature des sols. Cette forme de pollution est particulièrement rapide dans le contexte marocain, ce qui est le cas, par exemple, de la retenue de barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah, récemment mise en service (1974), a déjà été fortement eutrophisée en 1987 (Abouzaid, 1987).

D'autres retenues de barrages plus anciennes, comme la retenue du barrage El Kansera, présentent également des symptômes d'eutrophisation (Derraz, 1995). Les effets d'un tel phénomène sont considérés particulièrement graves pour un pays comme le Maroc, où l'inégalité de la répartition des eaux constitue un facteur limitant du développement économique ; et où l'approvisionnement en eau potable et industrielle des agglomérations n'est assuré qu'à environ 60 % par les eaux de surface, qui sont généralement puisées à partir des retenues de barrages.

## **Chapitre II : L'Eutrophisation**

### **I- Eutrophisation des milieux aquatiques**

#### **I-1 Définition**

Le mot « eutrophe » a pour la première fois été évoqué par le botaniste allemand Weber (1907), il cherchait à qualifier l'évolution de la végétation aquatique des tourbières qui s'élèvent graduellement et dont les nutriments sont peu à peu lessivés. Le système passe ainsi de conditions très riches en nutriments (eutrophe), vers un stade intermédiaire (mésotrophe), puis est finalement très peu nourri en nutriments (oligotrophe). Dans ce sens, on parle donc d'oligotrophisation (Hutchinson, 1973).

L'eutrophisation (du grec eutrophos signifiant "bien nourri, nourrissant", trophos signifiant "nourriture" et le préfixe "eu" signifiant "abondant, bien", le préfixe « eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. Tout milieu pauvre en matières nutritives, ne répondant pas, par définition, à la notion de conditions optimales, on en vient à considérer qu'un milieu est eutrophe quand il est riche en nutriments. On peut donc s'accorder sur la définition du mot « eutrophe » que fournit le Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes (Guy Le Prat, edit., 1968) : une eau eutrophe est une eau riche en matières nutritives (Jacquet, 2005).

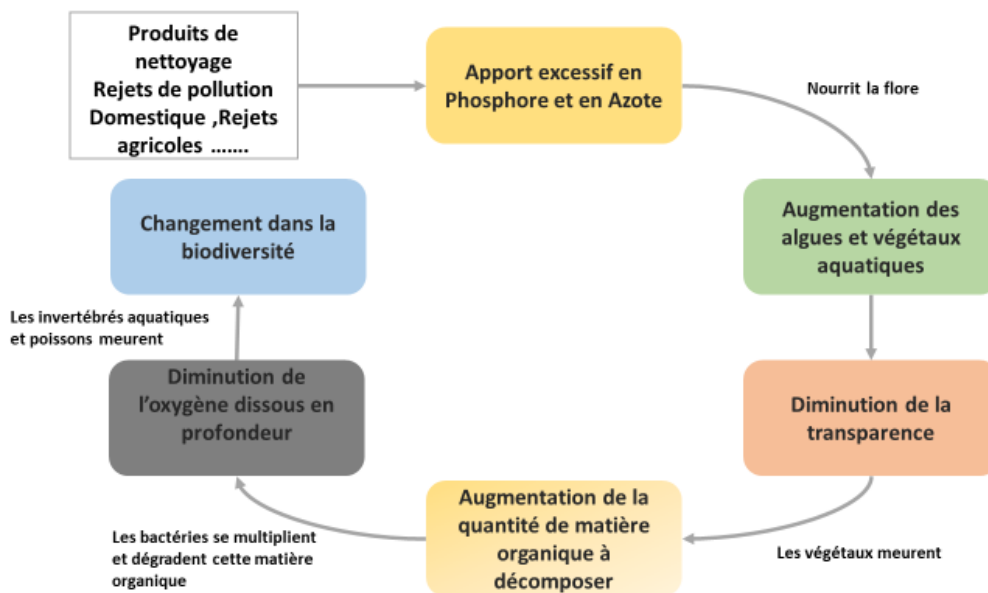
L'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) propose en 1982, la définition suivante pour l'eutrophisation : « l'enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau ». La Directive Européenne de 1991 sur les rejets d'eau usée en milieu urbain (EEC 1991a) définit l'eutrophisation en intégrant les conséquences biologiques associées aux modifications des apports en nutriments: "Enrichment of water by nutrients, especially compounds of nitrogen and/or phosphorus, causing an accelerated growth of algae and higher forms of plant life to produce an undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water and to the quality of the water concerned."(Minaudo, 2015).

L'eutrophisation peut atteindre le milieu littoral comme les milieux continentaux dont les eaux stagnantes, telles que les lacs et les étangs, les cours d'eau ayant un débit faible ou qui accueillent des rejets trop importants, par exemple, de grosses exploitations agricoles, humaines ou industrielles, mais aussi les golfes, les baies et autres étendues semi-fermées (Baudot, 2001).



L'eutrophisation peut être un phénomène naturel, qui s'étale alors sur plusieurs centaines à milliers d'années, mais généralement, le développement récent et important du phénomène est d'origine purement anthropique (Figure 6).

La notion d « eutrophisation » est donc délicate à traiter, puisqu'elle ne désigne pas un état mais l'évolution du milieu vers un autre état, lui-même défini de manière subjective (enrichi). Le terme eutrophisation contient donc en germe la dérive de sens qu'il a subi, désignant à la fois les causes et les conséquences de la fertilisation du milieu (Aminot et al, 2001).



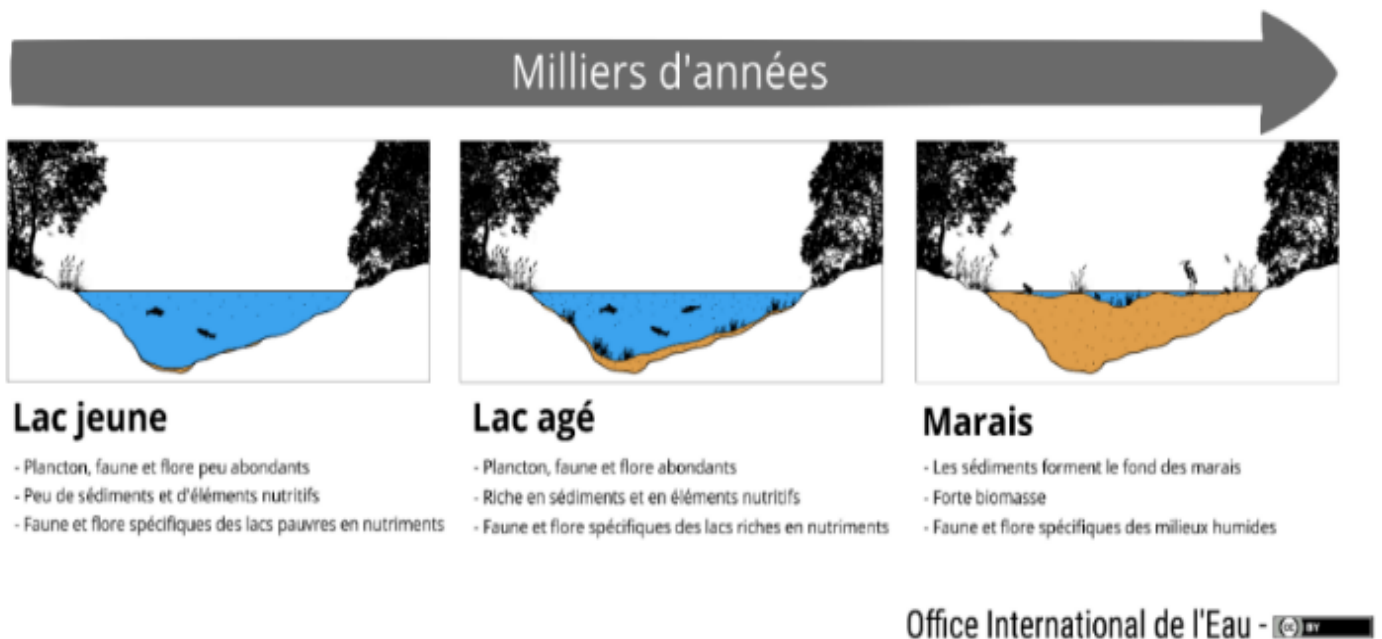
**Figure 6** : Présentation simple du processus de l'eutrophisation ( Modifié d'après SMMAR).

## I-2 Processus de l'eutrophisation

### I-2.a *Eutrophisation naturelle*

L'eutrophisation naturelle est un procédé très lent dont les processus s'appliquent à tous les milieux aquatiques, même si ces derniers revêtent des expressions et des dynamiques variées suivant la nature des eaux (douces, saumâtres ou salées), durant lequel des nutriments s'accumulent progressivement dans un milieu. L'eau devient ainsi riche en éléments nutritifs, ce qui provoque de grands changements au niveau de la faune et de la flore inféodée à cette eau. L'eutrophisation naturelle est aussi des fois appelée vieillissement des lacs.

Dans le cas d'un lac par exemple, ce processus se produit généralement en plusieurs milliers d'années et transformera le lac en marais, puis en tourbière et finalement, en forêt (Figure 7). Cette durée de vie des lacs est essentiellement variable selon la profondeur (Pannard et al, 2017).



**Figure 7:** Eutrophisation naturelle d'un lac (Office international de l'eau 2017).

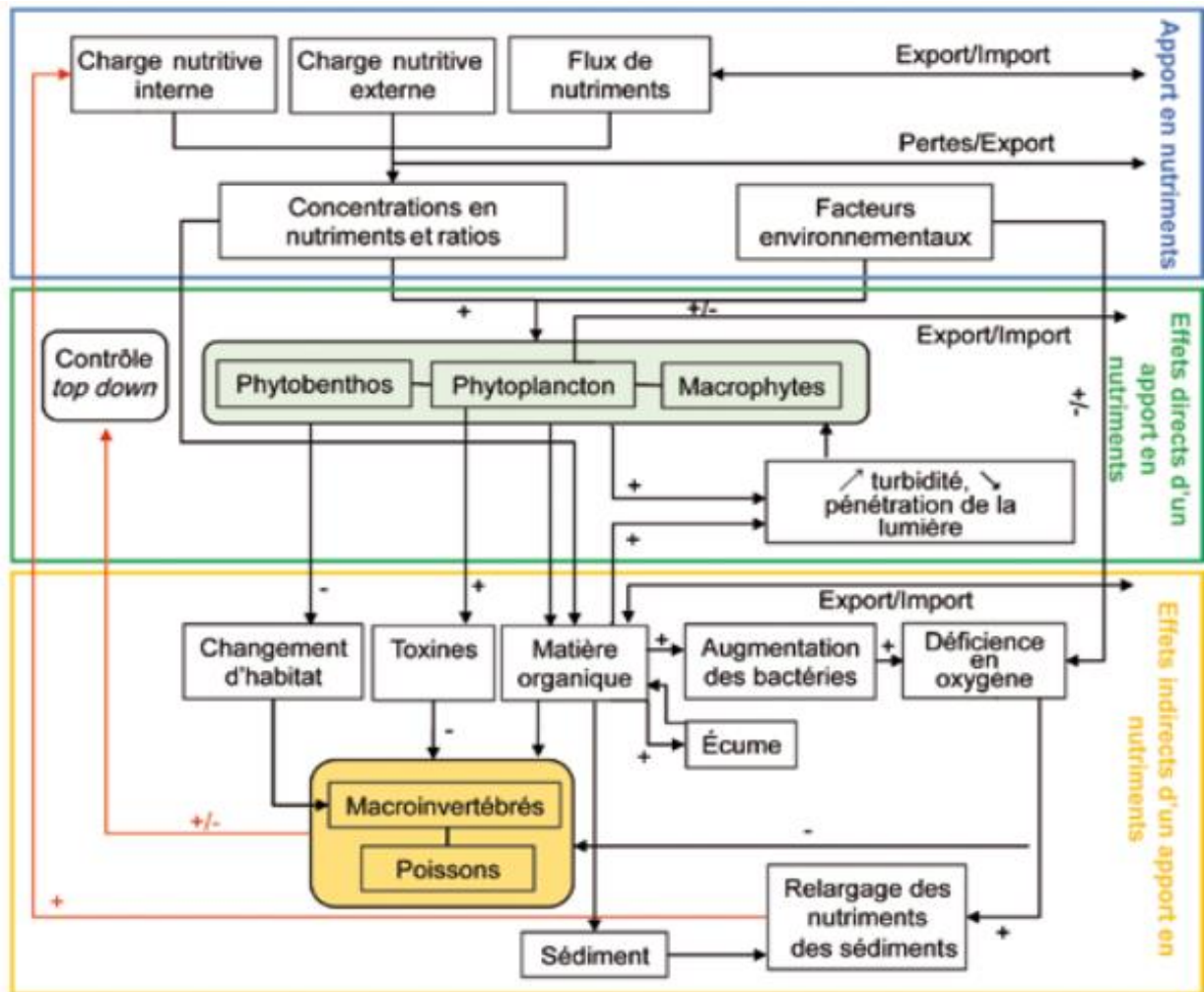
### *I-2.b Eutrophisation anthropique*

L'eutrophisation n'est pas un nouveau problème, il a pris de l'importance au milieu du siècle dernier. Dans l'intervalle, ses impacts se sont généralisés à l'échelle mondiale, se produisant partout où l'agriculture de captage est intensive et les populations humaines sont denses (Smith, 2003). Il y a également une préoccupation émergente concernant les sources de nutriments au-dessus du bassin versant, où le N est déposé de l'atmosphère dans des environnements autrement vierges avec des conséquences conséquentes pour les cours d'eau récepteurs (Vet et al., 2014).

Les travaux de Vollenweider (1968) ont permis de mettre en évidence le lien direct entre des activités humaines telles que les pressions agricoles et urbaines et l'eutrophisation observée dans des lacs et des rivières.

L'eutrophisation anthropique ou syndrome d'un écosystème aquatique est associée à la surproduction de matières organiques induit par des apports anthropiques en phosphore et en azote. La notion de syndrome, qui se définit comme un ensemble de symptômes, est utilisée pour remédier à la difficulté de résumer en quelques mots la multitude de réponses biogéochimiques et biologiques engendrée par des apports d'azote et de phosphore. Elle recouvre l'ensemble des effets directs et indirects induits par de tels apports dont les proliférations végétales parfois toxiques, les hypoxies et anoxies, les modifications de la structure des communautés biologiques, des réseaux trophiques, des cycles biogéochimiques, l'altération de la diversité et du fonctionnement écologique des écosystèmes aquatiques. La nature et l'intensité des réponses dépendent autant d'autres facteurs environnementaux, tels que la lumière, le temps de résidence et la température (INRA, 2017) (Figure 8).

Tout commence par un déséquilibre ou une augmentation des apports en phosphore et en azote, d'origine humaine, il s'ensuit une production végétale accrue qui réduit progressivement la pénétration de la lumière dans l'eau. Peu à peu, l'élément limitant le développement de la vie dans le système n'est plus alimentaire – les nutriments arrivent à saturation - mais la lumière. Des espèces végétales opportunistes et adaptées à ces nouvelles conditions environnementales, comme la châtaigne d'eau ou les fougères d'eau, remplacent alors les espèces présentes initialement, et prolifèrent, leur décomposition par des bactéries induit un appauvrissement ou un épuisement en oxygène du milieu, voire l'émission de gaz toxiques (gaz carbonique, méthane ou hydrogène sulfuré).

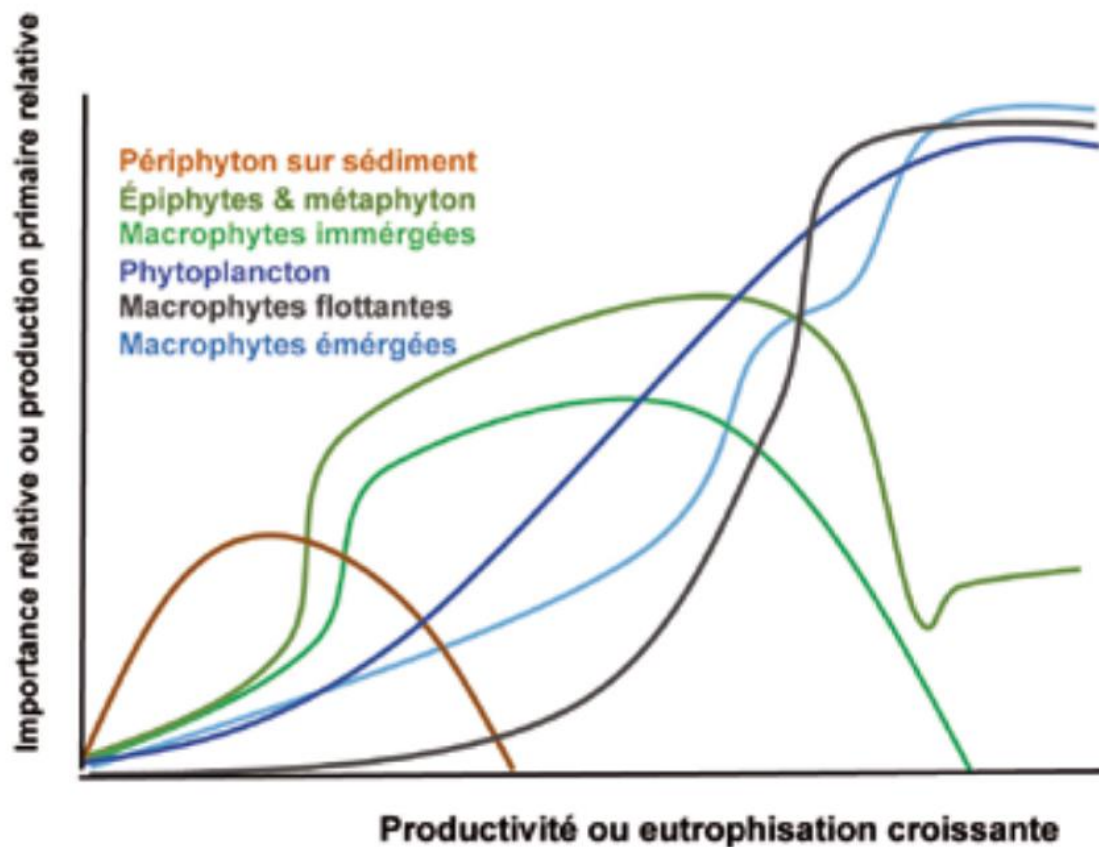


**Figure 8 :** Schéma conceptuel de l'eutrophisation, pour tous les types de masses d'eau de surface. (Claussen et al. 2009).

Les principaux effets d'une eutrophisation dans les milieux aquatiques sont un véritable bouleversement pour l'écosystème initial, avec notamment les effets suivants (Smith 2003; Smith et al. 1999; Hilton et al, 2006) :

- Eau trouble et teinte de l'eau en vert ou marron, signe d'un développement excessif de phytoplancton en suspension dans la colonne d'eau et éventuellement de cyanobactéries,
- Développement excessif d'algues benthiques et constitution d'un épais biofilm sur le fond et sur la végétation aquatique fixée,
- Développement excessif des espèces macrophytiques, fixées ou flottantes, pouvant se développer jusqu'à recouvrir totalement la surface libre (Figure 9),

- Très fortes variations d'oxygène dissous et de pH durant une même journée pendant les blooms, avec une sous-oxygénation marquée la nuit pouvant, dans le cas des rivières, plonger le système dans des conditions anoxiques,
- Perte de la biodiversité de l'écosystème initial pour tous les maillons de la chaîne trophique en fonction de l'adaptabilité des différentes espèces,
- Mise en place de conditions favorisant le développement par opportunisme d'espèces végétales et animales invasives.



**Figure 9 :** Schéma représentant les changements de dominance relative des producteurs primaires en fonction du degré d'eutrophisation en eaux douces. (D'après Brönmark et Hansson 1998 et Wetzel, 2001).

### *I-2.c Classification des niveaux trophiques*

Les premiers travaux qui ont porté sur l'eutrophisation d'origine anthropique des milieux aquatiques se sont basés sur la typologie initiée par Weber (1907) et reprise par Naumann (1919), bien qu'elle ne soit que qualitative et souffre d'un manque de clarté. Un certain nombre de valeurs-seuils de différentes variables entre chaque niveau trophique ont alors été proposées en fonction des types de milieux (lac, rivière, estuaire, marin côtier).

Les principaux indicateurs étaient la transparence de l'eau (mesurée à l'aide d'un disque de Secchi) et les concentrations en azote, phosphore et en pigments chlorophylliens (utilisés comme proxy de la biomasse phytoplanctonique), et ce à partir des travaux de Vollenweider (1968) sur plus d'une centaine de lacs nord-américains, et légèrement modifiés ensuite par (Dodds et al. 1998 ; Smith et al. 1999 ; Reynolds, 2006). (Tableau 1).

D'autres indicateurs des niveaux trophiques ont été proposés comme le Trophic Diatom Index (Kelly 1998 ; Kelly and Whitton 1998), reposant sur l'étude du microphytobenthos, ou le MeanTrophic Rank (Holmes 1996), basé sur l'observation des macrophytes.

Il n'y a malheureusement aucun consensus sur l'utilisation de ces différents indicateurs, en partie du fait que chaque masse d'eau réagit différemment aux variations d'apports en nutriments (Hilton et al, 2006) et, bien que des valeurs-limites pour les différents indicateurs aient été proposées, le caractère subjectif de la qualification des systèmes reste toujours présent. Le Tableau 1 présente les caractéristiques moyennes des différents niveaux trophiques pour les lacs, les rivières et les milieux marins côtiers selon de Smith et al. (1999). Pour les rivières, les valeurs sont issues des travaux de Dodds et al. (1998).

**Tableau n°1 :** Caractéristiques moyennes des niveaux trophiques pour les lacs, les rivières et les milieux marins, d’après Smith et al. (1999). Ntot, azote total ; Ptot, phosphore total ; Chl a, chlorophylle a ; Secchi transparence de l’eau mesurée au disque de Secchi.

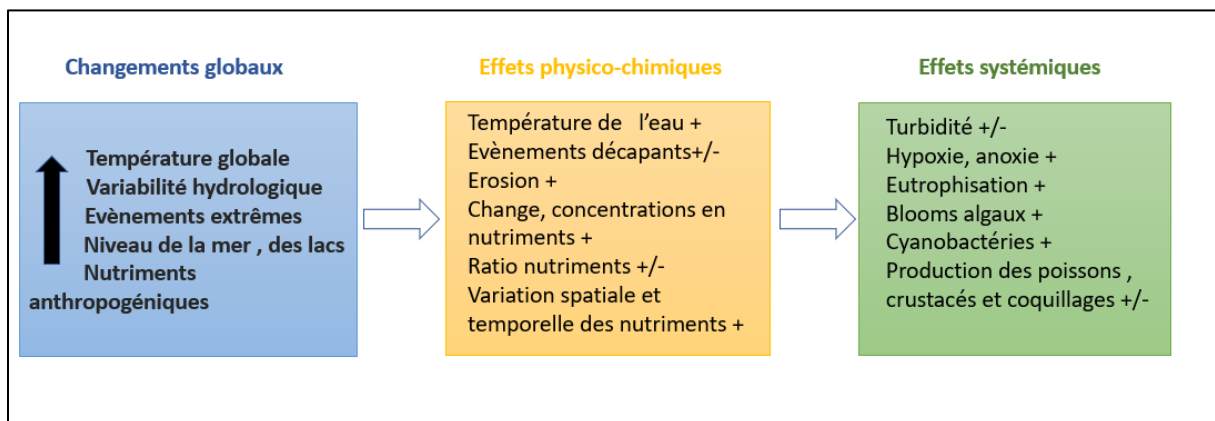
Système	Niveau trophique	Ntot (mg L <sup>-1</sup> )	Ptot (µg L <sup>-1</sup> )	Chl a (µg L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)
Lacs	Oligotrophe	<0.35	< 10	< 3.5	> 4
	Mésotrophe	0.35 – 0.65	10 – 30	3.5 – 9	2 – 4
	Eutrophe	0.65 – 1.20	30 – 100	9 – 25	1 – 2
	Hypereutrophe	> 1.20	> 100	> 25	< 1
				Chl a en suspension (µg L <sup>-1</sup> )	Chl a benthique (µg L <sup>-1</sup> )
Rivières	Oligotrophe	<0.70	< 25	< 10	< 20
	Mésotrophe	0.70 – 1.5	25 – 75	10 – 30	20 – 70
	Eutrophe	> 1.50	> 75	> 30	> 70
				Chl a (µg L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)
Marin	Oligotrophe	<0.26	< 10	< 1.0	> 6
	Mésotrophe	0.26 – 0.35	10 – 30	1 – 3	3 – 6
	Eutrophe	0.35 – 0.40	30 – 40	3 – 5	1.5 – 3
	Hypereutrophe	> 0.40	> 40	> 5	< 1.5

#### *I-2.d Eutrophisation et changement climatique*

L’effet des changements climatiques sur les mécanismes d’eutrophisation et sur l’accentuation future de ses manifestations est une question capitale, elle est très discutée depuis une vingtaine d’années dans la littérature scientifique, avec un corpus déjà très volumineux. Pratiquement toutes les agences environnementales dans le monde ont produit des contributions sur ce thème à l’attention des décideurs avec des messages concernant le risque accru d’eutrophisation. Un titre extrait de cette abondante littérature résume bien le consensus général: « Alliedattack: climate change and eutrophication ».

Le changement climatique n’est pas à considérer comme un facteur de stress s’ajoutant « simplement » à tous ceux déjà à l’œuvre, mais comme une perturbation générale qui va impacter

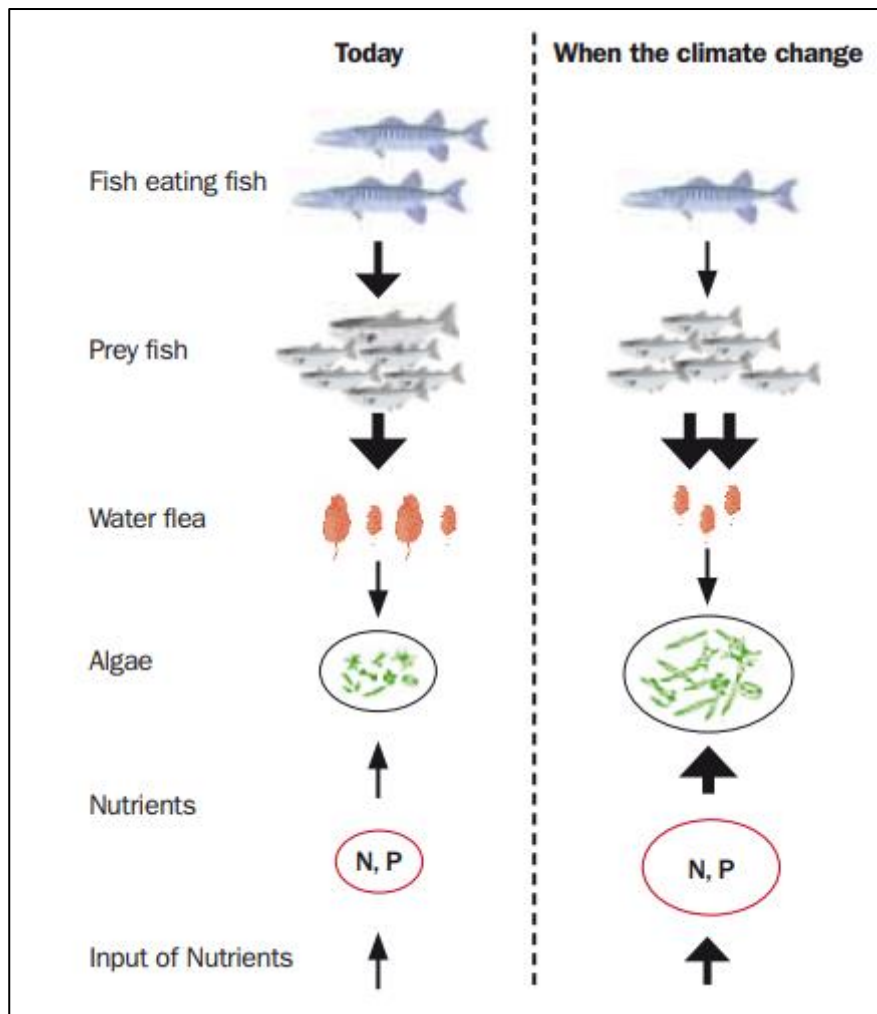
l'ensemble des mécanismes intervenant dans l'eutrophisation et en amplifier les symptômes. Les transferts au sein des bassins-versants, la charge de nutriments parvenant aux hydrosystèmes, la physico-chimie des milieux, en particulier l'oxygène, le pH et le relargage de P et de métaux depuis les sédiments benthiques, la métabolisation des nutriments dans les milieux aquatiques, la niche des organismes et leur distribution, la dynamique des réseaux trophiques, producteurs primaires, secondaires et tertiaires, tous ces processus sont susceptibles d'être modifiés par les évolutions des aléas climatiques (Pinay et al ,2017) (Figure 10).



**Figure 10 :** Principales composantes des effets cascades généralement décrits en réponse aux changements globaux projetés. Adapté de Paerl et al., 2014.

Dans un lac par exemple, une charge très importante de nutriments parvenant au milieu aquatique, associée à une température favorisant globalement le métabolisme générera plus de biomasse algale, le contrôle de cette biomasse est le rôle du zooplancton phytophage, lui-même proie des poissons planctophages, régulés par les poissons prédateurs (souvent des salmonidés). Si ces derniers sont défavorisés par les nouvelles conditions thermiques, les poissons planctophages, pour la plupart des cyprinidés exerceront une prédation accrue sur le zooplancton, favorisant ainsi les explosions de biomasse algale moins régulées (Figure 11).





**Figure 11** : Évolution potentielle des structures trophiques sous hypothèse de changement global (Jeppesen et al, 2014).

Durant ce siècle en cours, les températures mondiales devraient augmenter de 1,5 à 5 °C supplémentaires (Houghton et al., 2001; GIEC, 2007). Les communautés naturelles de phytoplancton ont été et seront en continu influencés par ces augmentations de températureles (Eppley, 1972; Goldman et Carpenter, 1974; Raven et Geider, 1988). À fur et à mesure que les températures approchent et dépassent 20 °C, le taux de croissance du phytoplancton eucaryote d'eau douce en général se stabilise ou diminue tandis que les taux de croissance de nombreuses cyanobactéries augmentent, offrant un avantage concurrentiel (Canale et Vogel, 1974; Peperzak, 2003; Paerl et Huisman, 2009) .

Le climat est une contrainte affectant en profondeur les milieux aquatiques (Polunin, 2008; Adrian et al., 2005; Dokulil et al., 2006; Livingstone, 2003), et les effets du réchauffement climatique depuis 1970-80 sont déjà mesurables dans les lacs au travers de leurs propriétés physiques et chimiques (Leavitt et al., 2009; Williamson et al., 2009). Généralement, le réchauffement climatique accroît la stratification estivale des eaux (Coma et al., 2009), stimule la production primaire de surface (Tadonlélé, 2010), limite le retournement des eaux en hiver (Straile et al., 2003) et diminue la solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau (Deutsh, 2011). Par ailleurs, l'augmentation des températures et les changements dans le régime des pluies risquent d'engendrer des effets contrastés sur le régime des crues, selon les contextes locaux (IPCC, 2007; Milly et al., 2002).

Différents travaux soulèvent également que l'efficacité des mesures de restauration est entravée fortement par les effets du changement climatique (Posch et al., 2012; Tadonlélé, 2010). En résumé, les changements globaux pourront accentuer dans le futur les risques d'eutrophisation et exacerber certains des symptômes les plus néfastes, notamment le développement de cyanobactéries ou algues bleues vertes qui sont capables de produire des toxines nuisibles (Pearl et Paul, 2011). Les effets de ces cyanotoxines peuvent aller de simples irritations de la peau jusqu'à des lésions au niveau du foie et du système nerveux (neurotoxines) qui peuvent causer la mort (Pouria, 1998). Certaines cyanotoxines sont même suspectées d'être cancérogènes (Duy et al, 2000) (Tableau 2).

**Tableau n°2 : Quelques exemples de métabolites produits par les cyanobactéries et leurs effet sur la santé (AFSSA et AFSSET, 2006)**

Groupes toxiques	Toxines	Effets connus (chroniques et aigus)	Principales cyanobactéries productrices
Hépatotoxines	Microcystines (près de 100 variantes connues); les plus souvent détectées lors d'analyse individuelle servent de base de référence pour établir des normes et des seuils sanitaires. Principales toxines analysées et détectées au Québec	Diarrhée, vomissements (intoxication aiguë à la suite de l'ingestion de fortes concentrations). Toxiques pour le foie; un effet cancérigène conséquemment à une exposition chronique.	<i>Microcystis, Planktothrix, Aphanizomenon, Anabaena, Gloetrichia</i>
	Nodularines (8 variantes connues). Non recherchées au Québec.	Diarrhée, vomissements, hémorragies hépatiques.	<i>Nodularia</i>
	Cylindrospermopsine Identifiées en milieu tropical et depuis un certain temps dans plusieurs régions tempérées de l'Europe et de l'Amérique du Nord, dont l'Ontario.	Gastro-entérite, insuffisance rénale, hépatotoxicité.	Principalement <i>Cylindrospermopsis</i>
Neurotoxines	Anatoxine-a, anatoxine-a(s) et homoanatoxine-a. Seule l'anatoxine-a est analysée et quantifiée au Québec.	Crampes musculaires, paralysie, salivation abondante	<i>Anabaena, Aphanizomenon</i> et <i>Oscillatoria</i>
	Saxitoxines (20 variantes) et néosaxitoxines. Toxines identifiées au Québec mais rarement recherchées lors de l'analyse.	Céphalées, vertiges, fasciculations musculaires, paralysie respiratoire.	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya</i> et <i>Cylindrospermopsis</i> .
	Bêta méthyl-amino-N-alanine (BMAA). Non recherchée au Québec, identifiée dans plusieurs régions du monde, dont dans le nord-est des États-Unis.	Exposition chronique : suspicion d'un lien avec des maladies neurodégénératives, notamment la sclérose latérale amyotrophique et la maladie d'Alzheimer.	La présence de la BMAA dans les cyanobactéries est documentée, mais une relation de cause à effet entre la toxine et les maladies neurodégénératives n'est pas encore adéquatement démontrée.
Cyanotoxines à effets irritants	Endotoxines (lipopolysaccharides).	Gastroentérite, irritation cutanée, oculaire, réactions allergiques <sup>6</sup> .	Les endotoxines sont des constituants intrinsèques de la paroi bactérienne de toutes les cyanobactéries.

### I-3 Facteurs de contrôle de l'eutrophisation

Pour atténuer les effets néfastes du phénomène d'eutrophisation, il est important de connaître les différents facteurs de contrôle de cette pollution. En effet quel que soit l'écosystème aquatique les producteurs primaires, c'est-à-dire les organismes qui produisant leur propre matière organique sont toujours les premiers impactés lors des processus d'eutrophisation. Les facteurs de contrôle de l'eutrophisation qui seront ainsi examinés peuvent donc se résumer aux facteurs qui influencent ce fonctionnement, qui conditionnent la prolifération de ces producteurs et contrôlent ainsi l'eutrophisation: un excès d'apport de nutriments, un temps de résidence de l'eau long, une quantité de lumière suffisante et une température favorable. Sous l'action de ces facteurs, le fonctionnement des écosystèmes aquatiques sera alors modifié, entraînant une réponse complexe des écosystèmes.

#### *I-3.a Nutriments*

Les mécanismes d'eutrophisation de l'eau ne sont pas entièrement compris, mais la charge excessive de nutriments dans le système d'eau de surface est considérée comme l'un des principaux facteurs (Fang et al., 2004 ; Tong et al., 2003 ). Les nutriments sont des substances nutritives essentielles à la croissance des végétaux, surtout les algues présentes dans les eaux superficielles. Parmi ces substances on note le carbone, l'azote, le phosphore et la silice pour certaines espèces. Le manque de disponibilité ou la réduction de l'apport de l'un de ces nutriments entraîne donc une diminution de la biomasse algale du plan d'eau, c'est le concept de facteur limitant (rapport C : N : P). Dans les eaux de surface, l'azote et le phosphore sont habituellement les principaux facteurs limitant la croissance des algues (Bergeron, et al., 2002 , Andersen et al., 2004 ). Ces nutriments ont diverses origines: les apports directs par les précipitations ; les apports par charriage par les cours d'eau en provenance des bassins versants et les apports issus des rejets anthropiques directs dans le plan d'eau, et les excès de ces nutriments mènent rapidement à une production primaire excessive. L'eutrophisation est d'ailleurs le problème de qualité d'eau le plus répandu aux États-Unis et dans de nombreux autres pays (Smith et al., 1999). En effet ces substances quand elles sont présentes en quantités importantes peuvent provoquer un déséquilibre au sein de l'écosystème notamment avec une consommation de l'oxygène dissous lors de la décomposition de la matière organique ce qui provoque une augmentation de la mortalité de la faune la plus sensible (Pouriot et Meybeck, 1995).

### *I-3.b Temps de résidence de l'eau*

Le temps de résidence ou de séjour de l'eau est un terme qui est largement utilisé en écologie des lacs pour comprendre le fonctionnement de l'eutrophisation dans un écosystème aquatique, il conditionne le développement et la proliférations des algues, car plus le temps de résidence de l'eau est long, moins vite est évacué le plancton formé, et plus les échanges entre les organismes photosynthétiques et les nutriments dissous sont importants, augmentant potentiellement le risque d'eutrophisation (Moss, 1998). Ainsi, les étangs, les lacs naturels ou de barrage, les bras morts de cours d'eau, les lagunes sont des sites particulièrement sensibles à l'eutrophisation du fait de leur confinement. Au confinement latéral des milieux, lié à leur position géographique, peut s'ajouter un confinement vertical, qui peut survenir lorsqu'une stratification thermique ou de salinité des eaux se met en place, comme dans les lacs profonds. Cette stratification facilite le démarrage de la prolifération phytoplanctonique printanière en bloquant les cellules végétales dans une couche de quelques mètres sous la surface, bien éclairée et riche en nutriments.

### *I-3.c Lumière*

Les écosystèmes aquatiques sont des éléments clés de la biosphère terrestre et le comportement de la lumière dans l'eau, en particulier son atténuation avec la profondeur, a d'importantes implications sur leurs qualité (Joniak et al, 2018). L'eutrophisation est actuellement un problème majeur dans le domaine des milieux aquatiques, et parmi ses principaux facteurs moteurs on cite la lumière, en effet tous les organismes photosynthétiques ont besoin de la lumière qui leur fournit l'énergie indispensable à la réalisation de la production primaire et il a été rapporté que la croissance des algues augmentait avec l'intensité lumineuse (Shen, 2002). En générale, le phytoplancton, les plantes et les algues flottantes sont privilégiés pour l'accès à la lumière par rapport aux végétaux benthiques, de ce fait le développement d'organismes photosynthétiques fixés, dérivant près du fond, ou vivant en épibiose ne se fera ainsi principalement que dans les eaux peu profondes et claires, comme par exemple les eaux calmes des petits cours d'eau, les cours d'eau et les lacs peu profonds.

### *I-3.d Climat et hydrologie*

Le climat influence la productivité des lacs en agissant sur l'apport annuel d'eau et d'énergie, sur l'hydrologie du bassin versant et sur le taux de renouvellement de l'eau, ainsi que sur le transport des nutriments et sédiments vers le plan d'eau (Moss et al., 2005). Le climat détermine entre autres la température de l'eau, la durée de la période de croissance végétale, la direction et la force du vent, la pluviométrie et la stratification thermique du plan d'eau. La disponibilité en énergie solaire est un facteur important du contrôle de la productivité phytoplanctonique, ainsi l'augmentation de température dans les systèmes aquatiques liée au réchauffement climatique peut accélérer le développement des microorganismes et conduire à une majoration de l'eutrophisation : les blooms algaux sont observés sur des périodes de temps plus longues. Par ailleurs, cette augmentation de la température peut induire une augmentation de l'évaporation et conduire alors à un accroissement des concentrations en nutriments dans les eaux, ce qui favorisera également l'eutrophisation (Daouda, 2010).

Aussi le climat conditionne l'hydrologie des bassins versants puisque les quantités de nutriments transportés du bassin versant vers le plan d'eau sont étroitement liés l'abondance des précipitations, le ruissellement des eaux, responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau, s'amplifie avec les précipitations. Les lacs et les réservoirs reçoivent alors des apports considérables de sédiments et autres matériaux en saison de pluie. L'érosion hydrique des sols résulte des processus de détachement, transport et sédimentation de particules de sol (Hairsine et Rose, 1991). Alors que le transport est majoritairement assuré par le ruissellement (Kinnell, 1990 ; Hairsine et al., 1999), le détachement des particules peut être assuré soit par la pluie, soit par le ruissellement lorsque celui se connecte et génère des cisaillements suffisamment importants.

La pluie est évidemment l'agent essentiel de l'érosion hydrique. L'érosivité de la pluie se définit comme étant son aptitude à provoquer l'érosion, elle dépend surtout de l'intensité de pluie ou de l'énergie cinétique qui en résulte directement (Stengel et Gelin, 1998).

En résumé les conditions hydrauliques et hydrologiques décrivent les modèles d'habitat sur lesquels opère l'eutrophisation, ils fournissent un contexte et une base pour comprendre comment, où et quand l'eutrophisation peut progresser de différentes manières.

### *I-3.e Géologie et topographie du bassin versant*

Le lac et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux, des terres vers l'eau. La composition chimique de l'eau d'un lac dépend donc de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie.

Ainsi les paramètres topographiques sont fondamentaux pour expliquer l'importance des phénomènes érosifs, par exemple la déclivité et la forme de la pente et la longueur de la plus grande pente ont un rôle important, l'érosion moyenne par unité de surface croît avec la longueur de la pente ceci s'explique par le fait que les pentes les plus longues permettent une plus forte accumulation du ruissellement ce qui accroît l'énergie globale de celui-ci et ses possibilités de détachement et de transport (Batti et Depraetere, 2007).

D'autres études montrent également que les lacs peu profonds ont tendance à être plus eutrophes, car les nutriments emprisonnés dans les sédiments peuvent plus facilement retourner dans la colonne d'eau par des mécanismes de brassage ainsi que lors de la sénescence des macrophytes (Nürnberg, 1996).

### *I-3.f Activité microbienne*

L'activité microbienne est le facteur d'incitation à la prolifération des algues, il peut favoriser une reproduction abondante du peuplement algal (Paerl, 1998 ; Paerl et al., 2003). La quantité de biomasse microbienne est positivement liée à la teneur en matière organique et à la quantité de plancton dans l'eau eutrophisée, il existe de ce fait une certaine relation intrinsèque entre la quantité de bactéries et l'eutrophisation. En effet la décomposition de la matière organique par les activités des bactéries peut produire des nutriments et des substances organiques, ce qui peut favoriser la propagation des algues, il peut également produire certaines substances toxiques, qui sont nocives pour d'autres espèces d'algues, de sorte qu'il améliorera sélectivement la floraison de certaines algues pour devenir des espèces prépondérantes et que l'eutrophisation se produira par la suite. Par ailleurs Chang et al. (2005) a démontré que l'imposition de macrophytes immergés en combinaison avec des bactéries immobilisées dans le cycle de l'azote pouvait réduire efficacement la concentration de chlorophylle et augmenter la transparence de l'eau.

### *I-3.g Facteurs anthropiques*

L'eutrophisation d'un milieu aquatique est un processus naturel et très lent, il peut s'étaler sur des siècles ou des millénaires, et parfois sur de plus longues périodes encore. Cependant il existe un processus considérablement plus rapide dont les effets se sont manifestés dans plusieurs milliers de lacs au cours de ces dernières décades c'est l'eutrophisation anthropique ou culturelle provoquée par un enrichissement en fertilisants issus des multiples activités humaines. Les lacs atteints d'eutrophisation culturelle sont donc situés dans des régions où se sont développées ces activités humaines elles-mêmes implantées dans les régions naturellement riches. Il est provoqué par la superposition dans le temps et dans l'espace de ces processus ainsi que de la similitude de leurs effets une certaine confusion, notamment en ce qui concerne leur réversibilité. La réversibilité de l'eutrophisation naturelle ne peut être obtenue qu'au prix d'interventions sur la fertilité naturelle des sols environnants et de la morphologie de la cuvette, opérations difficiles à réaliser et susceptibles de ne guérir que le moindre mal. Par contre la réversibilité de l'eutrophisation anthropique peut être obtenue simplement en arrêtant les causes qui l'ont provoquée à savoir les apports dus aux activités humaines (Barroin, 2001). L'eutrophisation peut être fortement accélérée par l'apport d'effluents domestiques, industriels et/ou agricoles et conduire à la mort de l'écosystème aquatique en quelques décennies voire même en quelques années. On parle alors d'hypereutrophisation ou encore de dystrophisation.

## **II- Eutrophisation des lacs de barrages**

L'eutrophisation est provoquée par une augmentation de la charge en nutriments, principalement en phosphore et azote . Il s'agit d'un problème majeur pour la biodiversité des écosystèmes d'eau douce et des étangs en particulier (Carpenter et al. 1998, Brönmark and Hansson, 2002 ; E.P.C.N, 2007). Étant donné que les lacs agissent comme une trappe pour les sédiments qui proviennent du bassin versant, l'accumulation de sédiments sur des milliers d'années a pour effet de réduire leur profondeur (Wetzel, 2001). Le remplissage par les sédiments, combiné aux changements climatiques ainsi qu'aux modifications du bassin versant peuvent mener à l'eutrophisation dite naturelle des lacs.



Bien qu'à l'origine l'eutrophisation des lacs soit un phénomène naturel (Barroin, 2003), il s'est avéré que l'Homme en était la cause aujourd'hui via les rejets locaux liés aux activités domestiques, industrielles et agricoles (Dorioz, 2004), c'est une pollution naturelle qui s'est accélérée dès les années 1950-1960 sous l'effet d'apports excessifs en nutriments, en phosphore principalement (Dodds, 2002).

Les lacs comptent parmi les premiers milieux aquatiques continentaux où les effets de l'eutrophisation se sont fait visiblement sentir sur les usages, notamment la pêche, dès le début des années 1960. Des travaux récents basés sur des approches paléo-limnologiques ont permis de dater l'apparition de l'eutrophisation lacustre dès les années 1930 (Crave, 2017). Les lacs ont constitué des sentinelles vis-à-vis des processus d'eutrophisation, ils ont été les premiers à donner l'alerte. Ce sont des systèmes semi-fermés ce qui leur confère une plus grande sensibilité vis-à-vis de ce phénomène. C'est un résultat important pour l'eutrophisation mais aussi pour la surveillance des eaux que d'identifier leur rôle de sentinelle vis-à-vis de changements globaux, climatiques, d'usage des sols, etc (Pinay et al, 2017).

Sous l'effet d'apports externes en nutriments, les lacs peu profonds peuvent soudainement passer d'un état riche en végétation submergée avec des eaux claires, à un état eutrophisé avec des eaux turbides et un système dominé par le phytoplancton. Ces modifications de l'état des écosystèmes provoquent des pertes importantes d'espèces et une modification au sein des communautés écologiques, affectant le cycle de la matière et plus généralement le fonctionnement des écosystèmes. Ces changements d'états ou régimes shifts peuvent avoir des conséquences écologiques et économiques dramatiques (Scheffer et al. 2001).

Depuis les années 1960, l'eutrophisation représente, à l'échelle planétaire, l'une des principales menaces pour la qualité de l'eau des lacs et réservoirs. En dépit des nombreux travaux de recherche menés durant ces dernières années, l'eutrophisation des écosystèmes lacustres reste un problème majeur pour leur gestion dans la plupart des régions du monde (Smith, 2006), principalement pour les lacs des barrages assez profonds qui sont une source essentielle d'eau potable. Ces dernières sont souvent affectées par le phénomène d'eutrophisation qui génère un certain nombre de problèmes de qualité que le producteur d'eau potable doit affronter. En effet l'anoxie qui en résulte peut perdurer tout l'été et la présence d'une thermocline assez considérable bloque les transferts d'oxygène depuis la surface, alors même que des quantités importantes de matières organiques sédimentent et continuent de se décomposer au fond du plan d'eau (Lafforgue 1994).

## II-1 Stades et niveaux d'eutrophisation des lacs de barrages

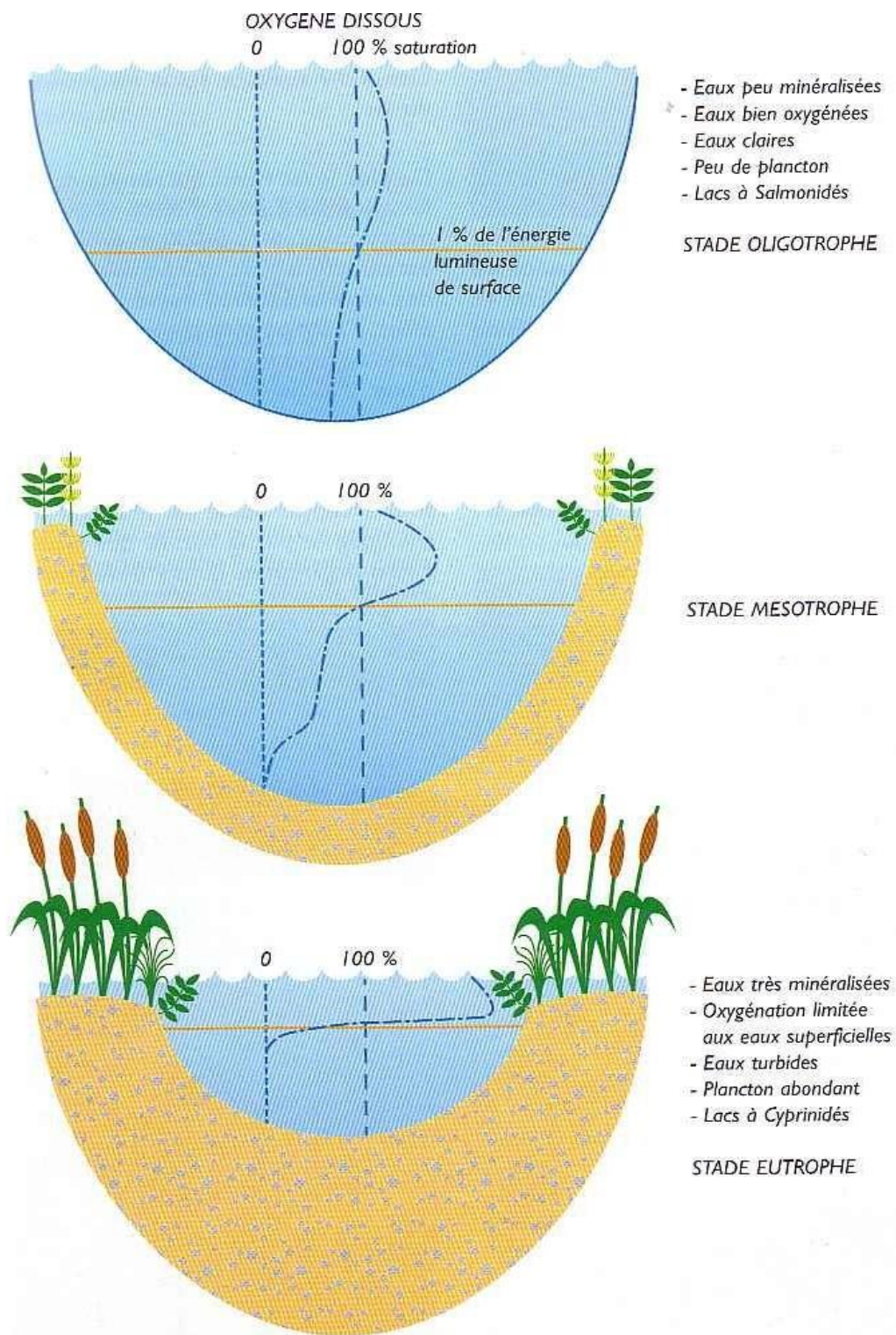
Les lacs se caractérisent par des vitesses d'écoulement lentes et par un temps de résidence de l'eau élevé. De ce fait, ils fournissent une réponse intégrée dans le temps aux forçages auxquels ils sont soumis et l'analyse de leur évolution au cours du temps permet de comprendre l'ensemble des pressions biotiques et abiotiques qu'ils reçoivent (Perga et al., 2016; Schindler et Hecky, 2009).

Les écosystèmes lacustres sont particulièrement sensibles aux apports de leur bassin versant en raison de la stratification thermique de la colonne d'eau pendant la saison où la production primaire est maximale (printemps et été) et du temps de séjour élevé de l'eau. La stratification thermique estivale sépare la couche d'eau de surface, l'épilimnion plus chaud, bien éclairé avec une température relativement homogène dans l'ensemble de la couche; car elle est bien mélangée par le vent, favorable à la production primaire, de la couche d'eau profonde qui est l'hypolimnion plus froide et plus dense (Figure 12). Le changement climatique réduit le brassage de l'eau et les principales caractéristiques morphométriques (profondeur, volume du lac) et hydrologiques (surface et occupation du sol du bassin versant, débits) déterminent la fragilité des lacs à l'eutrophisation.

Les stades trophiques d'un lac se balancent entre l'état oligotrophe, mésotrophe et eutrophe

- Oligotrophe : les lacs oligotrophes pauvres en matières nutritives et contenant plusieurs espèces d'organismes aquatiques, ces lacs sont dits jeunes et peu enrichis. L'eau se caractérise par une grande transparence, peu de matières organiques une importante teneur en oxygène même en été. L'oxygène présent en quantités suffisantes permet la dégradation et le recyclage de la matière organique (algues mortes, poissons ...) par les organismes décomposeurs ce qui empêche son accumulation dans le fond. Aussi l'oxygène stabilise chimiquement le phosphore dans les sédiments ainsi il devient inaccessible pour la stimulation de la croissance des végétaux.
- Mésotrophe : lacs qui se situent entre les lacs oligotrophes et les lacs eutrophes. Par rapport aux lacs oligotrophes, on y note une augmentation de la quantité de matières organiques et des organismes aquatiques (végétaux, animaux, bactéries). (Simoneau, 2004).

- Eutrophe : ce sont des lacs enrichis en éléments nutritifs ce qui favorise la prolifération des algues, ces végétaux sont alors si abondants que les herbivores aquatiques n'arrivent pas à tous les consommer. Il se forme donc une pellicule verdâtre à la surface de l'eau, bloquant la lumière et l'empêchant d'atteindre d'autres espèces végétales qui vivent dans les couches profondes du lac. Comme les végétaux de profondeur ne peuvent plus effectuer la photosynthèse, ils meurent, sédimentent alors au fond du lac, et seront décomposés par des bactéries et des microorganismes. À la suite de cet apport constant de matière organique sur les fonds, les bactéries se multiplient utilisant de plus en plus d'oxygène afin de réussir à décomposer le surplus de matière organique. L'oxygène dissous devient plus rare ce qui provoque le relargage du phosphore qui devient ainsi biodisponible pour la croissance végétale. Les animaux aquatiques en souffrent également, ce manque d'oxygène entraîne la perte de leurs habitats, ils cessent de se reproduire et meurent, comme exemple les frayères des corégones et les ombles doivent être suffisamment oxygénées pour permettre le développement des œufs (OFEV, 2020). Tous ces organismes morts s'accumulent au fond du lac où ils forment une épaisse couche de vase. Finalement, l'accumulation de sédiments au fond du lac provoquera sa dégradation progressive, et le lac commence à se transformer en marais, puis en tourbière ou en prairie (Hade, 2002) (Figure 12).



**Figure 12 :** Schématisation des trois différents stades du processus d'eutrophisation des lacs (Caumont, 2010).

Les lacs vieillissent naturellement et cette transformation se passe généralement sur une échelle de temps relativement longue. Ce phénomène, que l'on nomme eutrophisation, est le processus d'enrichissement progressif d'un lac en matières nutritives, faisant passer son état d'oligotrophe (peu nourri) à eutrophe (bien nourri). Cette pollution organique est souvent accélérée par les activités humaines qui prennent place sur les rives et dans le bassin versant des lacs et qui ont pour effet d'augmenter les apports en matières nutritives au lac. De nos jours, les activités anthropiques dans les bassins versants et près des lacs sont la cause d'eutrophisation la plus importante. Les principales sources anthropiques liées à ce phénomène sont les rejets de nutriments par les égouts, l'agriculture, l'épandage de fertilisants domestiques, la déforestation ainsi que l'imperméabilisation des sols qui favorise le lessivage des nutriments vers les systèmes lenticules et lotiques (Carpenter et al., 1998). Ces excès de nutriments mènent rapidement à une production primaire excessive (Smith et al., 1999).

## II-2 Mesures de lutte contre l'eutrophisation des lacs de barrages.

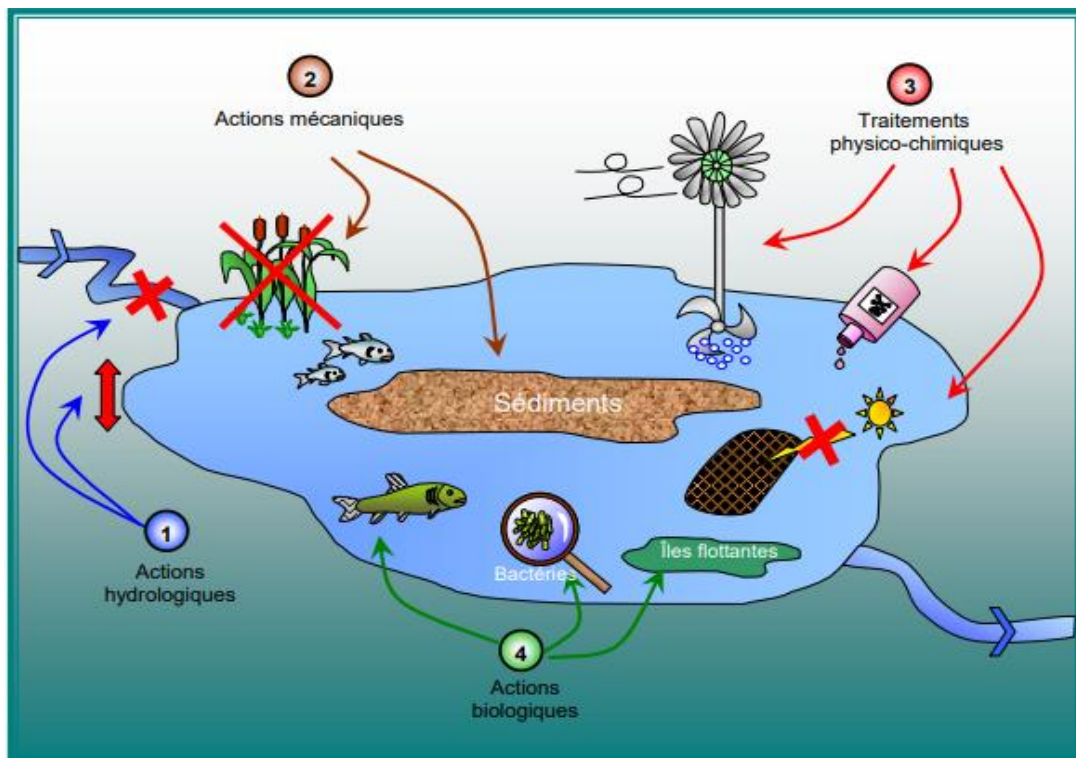
Pour lutter efficacement contre l'eutrophisation des milieux, il faut s'attaquer à la cause de ce dérèglement, cela passe donc par une réduction des apports en azote et phosphore aux eaux de surface continentales et marines littorales. Dans l'idéal, il faudrait diminuer les rejets à la source: diminution de l'utilisation de détergents et d'engrais contenant ces éléments, soit par voie législative (en France les phosphates sont interdits dans les lessives depuis le 1<sup>er</sup> juillet 2007 et, depuis le 10 février 2012, l'Union européenne a officiellement restreint leur utilisation), soit par des bonnes pratiques comme les pratiques culturales permettant de limiter l'utilisation d'intrants.

Mais il est également possible de traiter plus, et mieux, les eaux usées domestiques et industrielles pour éliminer ces éléments. La directive européenne 91/271 du 21 mai 1991, par exemple, oblige les États membres à déphosphater leurs eaux usées, afin d'en éliminer toute trace.

Plusieurs techniques ont été proposées pour la restauration des lacs eutrophisés avec, en premier lieu, le contrôle des apports en nutriments et d'autres méthodes comme la réoxygénation de l'hypolimnion des lacs par brassage de la masse d'eau (Prepas and Burke, 1997; Gerling et al., 2014), la fauche des macrophytes (Klapper, 2003; Xu et al., 2014), la biomanipulation (Moss et al., 1996; Reynolds 2006), la désactivation du phosphore réactif soluble par ajout de produits chimiques tels le Phoslock à base de sels de lanthane, la zéolite modifiée, ou l'alun (Zamparas

et Zacharias, 2014), ou bien encore l'évacuation des sédiments de fond qui peuvent constituer un stock important de phosphore (Moss et al. 1996).

Il est certain que ce type d'actions ne peut se réaliser sans perturbations dans l'économie, ou pire, les habitudes : la participation de la population est indispensable. Pour restaurer un lac il faut d'abord traiter la population, ensuite le bassin versant et enfin le lac, si c'est encore nécessaire (Barroin, 1980) (Figure 13).



**Figure 13** : Schéma des différents groupes d'actions curatives pouvant être mises en place pour lutter contre l'eutrophisation d'un lac (Devidal , 2007).

Malgré ces mesures, l'eutrophisation persiste aujourd'hui dans certaines masses d'eau avec des problèmes parfois aigus sur certains milieux fermés (plans d'eau et lagunes littorales notamment). L'asphyxie du milieu provoquée par les développements algaux peut conduire à des pertes de biodiversité et à des mortalités dans des bassins piscicoles et conchylicoles. L'eutrophisation constitue également une gêne pour la production d'eau potable et peut menacer l'exercice d'usages au poids économique important: baignade et tourisme associé, conchyliculture par exemple. (Burton et Pitt, 2001, Sdage 2016).

Au Maroc, dès le début de l'année 1979, l'ONEP a lancé une série d'études limnologiques sur des retenues de barrages spécifiques, particulièrement atteintes par l'eutrophisation, en vue de comprendre leur fonctionnement, de diagnostiquer le problème et d'identifier les moyens de les restaurer. Une étude concernant la retenue Sidi Mohammed Ben Abdellah a été réalisée entre 1979 et 1982 avec le soutien du Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD) et de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), elle constitue l'une des premières réalisées dans un pays à climat chaud (Abouzaïd et Landner, 1983). Elle a été très bénéfique pour les retenues marocaines et pourra profiter aux autres pays dont le climat est similaire à celui du Maroc. Les actions menées par l'ONEP dans le domaine de lutte contre les conséquences de l'eutrophisation sur la production d'eau potable des retenues de barrage sont surtout des mesures curatives directement applicables au niveau des lacs-réservoirs qui sont les suivantes:

- L'optimisation du niveau de la prise d'eau brute alimentant les stations de traitement: la possibilité de choix du niveau de prise d'eau dans la retenue peut jouer un rôle important dans l'amélioration de la qualité de l'eau produite et dans l'économie des produits de traitement utilisés au niveau des stations de potabilisation des eaux ,mais L'eau brute alimentant la station de traitement doit répondre dans la mesure du possible aux critères suivants: (température aux environs de 15°C, pH voisin de 7.6 (meilleure floculation), oxygène dissous de l'ordre de quelques milligrammes par litre, absence totale d'hydrogène sulfuré, le pH doit être compris entre 7.5 et 8 pour minimiser la formation des polysulfures, demande en chlore minimale, turbidité minimale, mais si possible pas sous forme colloïdale, concentration en algues minimale avec si possible absence de filaments et de nanoplancton, concentration en fer et en manganèse les plus faibles possibles.
- L'évacuation sélective des eaux du fond du lac: vider partiellement les eaux des couches profondes riches en nutriments, en matières organiques, en fer et en manganèse et qui sont pauvres en oxygène. Cette évacuation entraîne une diminution du volume hypolimnique et un appauvrissement de la teneur nutritive globale ainsi qu'une diminution de la demande en oxygène du plan d'eau au moment du brassage naturel des eaux de la retenue.( Foutlane et al,1997) .

- L'utilisation de la carpe argentée de Chine: la carpe argentée de Chine (*Hypophthalmichthys molitrix*) présente un effet positif dans le contrôle de la croissance des algues. Cette espèce de poisson appartient à la famille des cyprinidées, elle est originaire de Chine mais utilisée dans un grand nombre de pays pour consommer la biomasse algale des lacs et des réservoirs. C'est une espèce très intéressante à cette fin, car elle peut consommer des algues de très petites dimensions (de l'ordre de 20  $\mu\text{m}$  de diamètre) (ONEP, 1991). Une vingtaine d'espèces de poissons ont été introduites au Maroc, en moins d'un siècle, dont 7 espèces se sont acclimatées et reproduites artificiellement pour l'empoissonnement et l'enrichissement ichtyologique des différents types de milieux aquatiques (rivières, lacs naturels, lacs des retenues de barrages, plans d'eaux). Le développement de cette pisciculture de repeuplement a permis l'amélioration des rendements de la pêche commerciale, la promotion de la pêche sportive et la lutte contre l'eutrophisation dans les canaux d'irrigation et les lacs des retenues de barrages destinés à l'eau potable (ONEE).
- La destratification artificielle : Les systèmes utilisés pour obtenir la destratification des lacs-réservoirs sont généralement constitués de compresseurs non lubrifiants alimentant en air des aérateurs (tuyaux perforés) situés au dessus du fond à une distance suffisante des sédiments pour ne pas les entraîner. De nombreuses installations de ce type existent de par le monde. On citera le cas de l'aération du barrage de la Visance en France (Lafforgue, 1994), le cas du lac réservoir Kangaroo Creek en Australie (Burns & Powling, 1981) et le cas du lac-réservoir Sidi Mohammed Ben Abdellah au Maroc (ONEP 1993).

## ❖ Conclusion

En dépit des divers travaux de recherche menés durant ces cinquante dernières années, l'eutrophisation des écosystèmes lacustres reste un problème majeur pour leur gestion dans la plupart des régions du monde (Smith et al., 2006). Plus de 40% des lacs sur la planète sont eutrophes et susceptibles de connaître des proliférations algales (Bartram et al., 1999). Les questions à résoudre portent toujours sur les interactions entre les nutriments, en premier lieu le phosphore, élément le plus souvent en cause dans l'eutrophisation des lacs, et le fonctionnement de l'écosystème. Un volet plus récemment étudié concerne l'influence de



l'eutrophisation sur le cycle du carbone et l'émission de gaz à effets de serre ainsi que sur le devenir d'autres contaminants, notamment les micro-organismes pathogènes (Smith and Schindler, 2009). Ces questions sont centrales pour améliorer les stratégies de gestion des flux de nutriments dans les bassins versants des lacs et réservoirs. Les mesures pour traiter de façon préventive les problèmes d'eutrophisation sont diverses et variées, néanmoins il convient de rappeler qu'il n'existe pas de solution miracle pour restaurer rapidement un écosystème aquatique, surtout les lacs car, malgré l'application des techniques curatives appropriées, il est indispensable que ces actions contre l'eutrophisation soient appliquées en association avec des mesures de réduction à la source pour avoir une plus grande efficacité à long terme.

*Partie B :*

*Etude*

*Expérimentale*

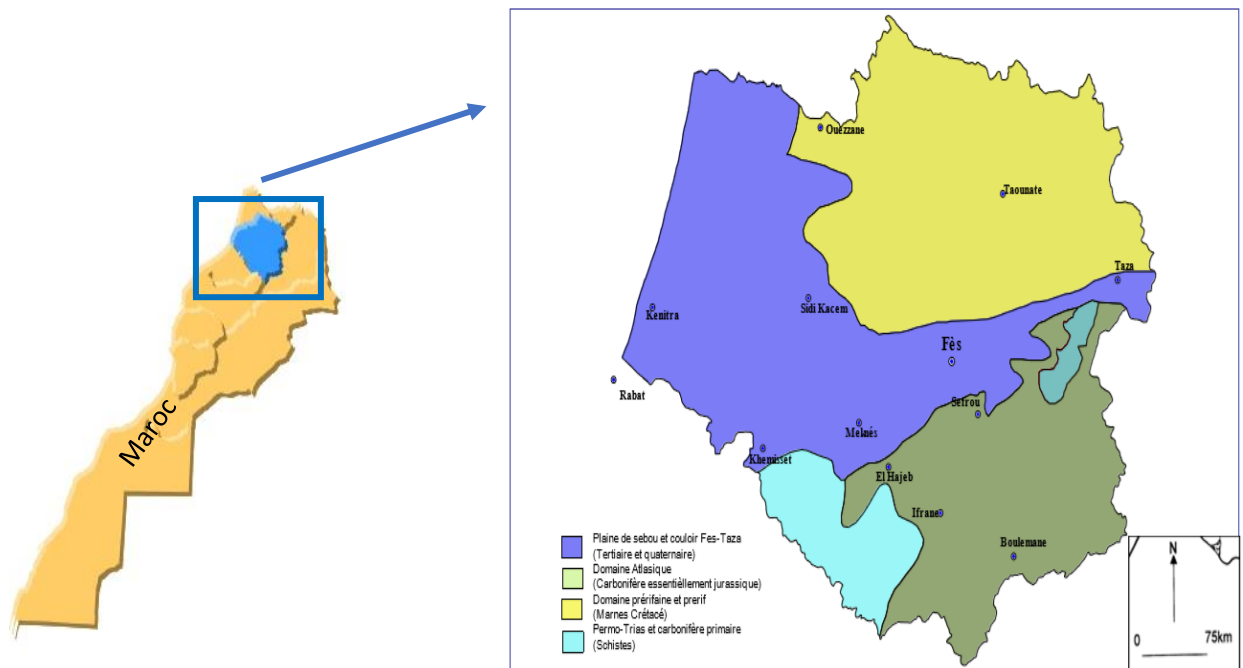
## Chapitre III : Matériel et Méthodes

### I- Présentation de la zone d'étude

#### I-1 Présentation du bassin versant Sebou

Situé au Nord – Ouest du Maroc, le bassin Sebou est l'un des bassins les plus importants du Royaume, il draine une superficie de l'ordre de 40.000 km<sup>2</sup>, soit 5,5% de la superficie totale du Maroc, avec une façade atlantique très réduite. Il est marqué par un contexte géographique très diversifié à savoir :

- Le Rif au Nord (10000 km<sup>2</sup> environ)
- Le Moyen Atlas au Sud-Est (13000 km<sup>2</sup> environ)
- La Meseta au Sud (3000 km<sup>2</sup> environ)
- Le bassin de Ghareb-Maamoura à l'ouest (10000 km<sup>2</sup> environ)
- Le couloir Fès-Taza qui constitue le centre du bassin (4000 km<sup>2</sup> environ) ( Figure 14).



**Figure 14** : Localisation du bassin versant de Sebou (Modifiée d'après Michard, 1976).

Le bassin du Sebou renferme près du tiers des eaux de surface du Pays et peut être subdivisé de point de vue hydrologique en cinq ensembles:

- Le Haut et le moyen Sebou, issu du moyen Atlas et drainant respectivement 6000 km<sup>2</sup> et 5400 km<sup>2</sup>;
- L'Inaouène vient de la région de Taza, au contact des domaines moyen-atlasiques et pré-rifain draine une superficie de 5200 km<sup>2</sup>;
- L'Ouergha, principal affluent du Sebou draine une superficie de l'ordre de 7300 km<sup>2</sup> ;
- Le Beht, qui a une superficie de l'ordre de 9000 km<sup>2</sup>, reçoit l'oued R'dom avant de rejoindre le Sebou dans la plaine du Gharb;
- Le bas Sebou, dont la superficie couvre environ 6000 km<sup>2</sup>, et qui constitue un chenal instable et insuffisant pour supporter les débits de crues (ABHS, 2018).

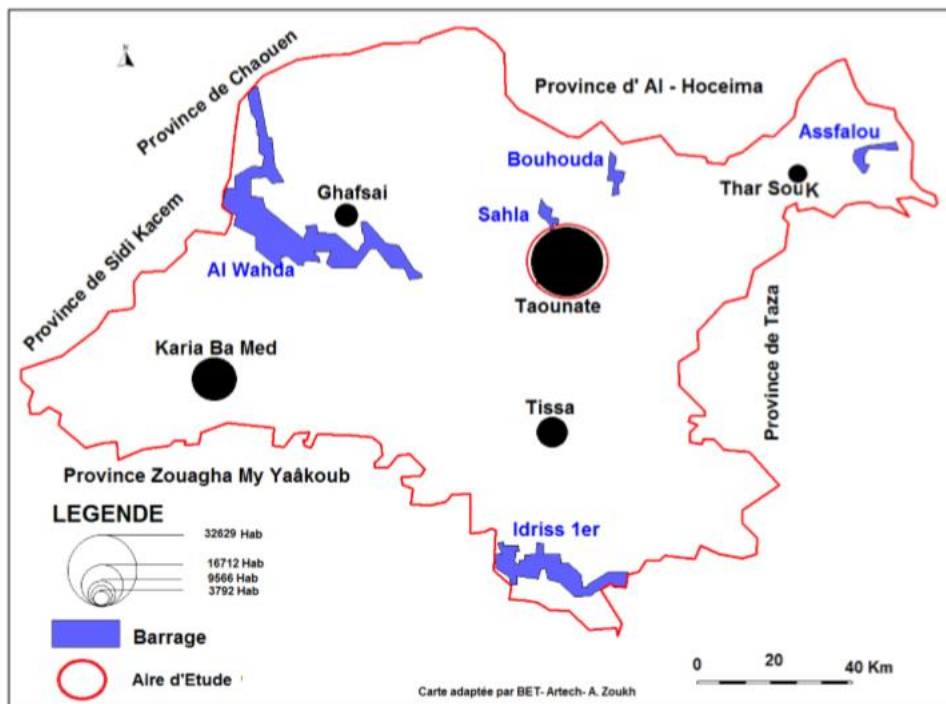
Le climat régnant sur l'ensemble du bassin est de type méditerranéen à influence océanique. Cette influence se manifeste par des vents pluvieux du secteur ouest et des hauteurs de pluie qui décroissent en s'éloignant de la mer, l'intérieur du bassin le climat devient plus continental où les effets de la latitude, de l'altitude et de l'exposition se combinent et où le froid, le gel, la neige et les pluies d'hiver s'opposent aux chaleurs et orages de l'été. La Pluviométrie moyenne du bassin est de 700 mm avec une grande variation entre 400 mm sur le haut Sebou et les vallées encaissées de Beht et 1200 à 1800 mm sur les hauteurs du Rif. Les précipitations moyennes sont caractérisées par l'existence de deux saisons bien distinctes, une sèche de Mai à Septembre et une humide d'Octobre à Avril, d'une part, et une variabilité interannuelle très accusée d'autre part. Les chutes de neige affectant le bassin, interviennent de novembre à mars, au-dessus de 800 m d'altitude (Ifrane, le haut atlas, et le haut Rif).

Les Températures sont maximales en juillet et août et minimales en janvier. Les températures moyennes annuelles varient suivant l'altitude et la continentalité entre 10 et 20°C. L'amplitude de variation de la température est importante et oscille entre 20 et 30°C. L'évaporation annuelle moyenne est assez forte dans le bassin. Elle varie de 1600 mm sur les côtes à 2000 mm vers l'intérieur les fortes températures d'été, le quasi inexistence des précipitations significatives pendant cette période. L'évaporation est maximale en juillet- Août avec près de 300 mm/mois et minimale en décembre– janvier avec moins de 50 mm/mois (ABHS, 1973-2008).

## I-2 Géomorphologie et géologie de la région Taounate

La Province de Taounate, située, de part et d'autre de la vallée d'Ouargha, se voit faire la liaison progressive entre les collines du pré-rif et les montagnes du rif central. On assiste ainsi à des altitudes variantes allant de 100 m à 1827 m, d'où la perception d'un relief accidenté, fragile et bien exposé aux aléas naturels, notamment aux processus d'érosion hydrique, éolienne et parfois différentielle. La Province se caractérise par un climat continental, imprégné des spécificités méditerranéennes. Les quatre saisons y sont bien distinguées, avec les particularités d'hiver pluvieux et humide et d'été chaud et sec.

La pluviométrie est bien au-dessus de la moyenne nationale, puisqu'elle varie de 500 mm à 1500 mm par an. Les températures moyennes sont de 37° au mois d'août et de 5° en Janvier, donc n'enregistrant que peu d'écart avec les moyennes nationales. Eu égard à l'importance des précipitations en pluie et en neige et compte tenu de l'étalement de la Province à travers le bassin hydraulique d'Ouargha, reconnu pour être le plus riche en eau au niveau du Royaume, les oueds de ce territoire sont régulés par cinq retenues: Al-Wahda, Idriss I, Sahla, Bouhouda et Assfalou (Figure 15). Ces barrages ont été réalisés pour plusieurs raisons, notamment la lutte contre les inondations, l'irrigation des plaines du Gharb, la production de l'énergie et l'alimentation en eau potable (RGPH 2004).

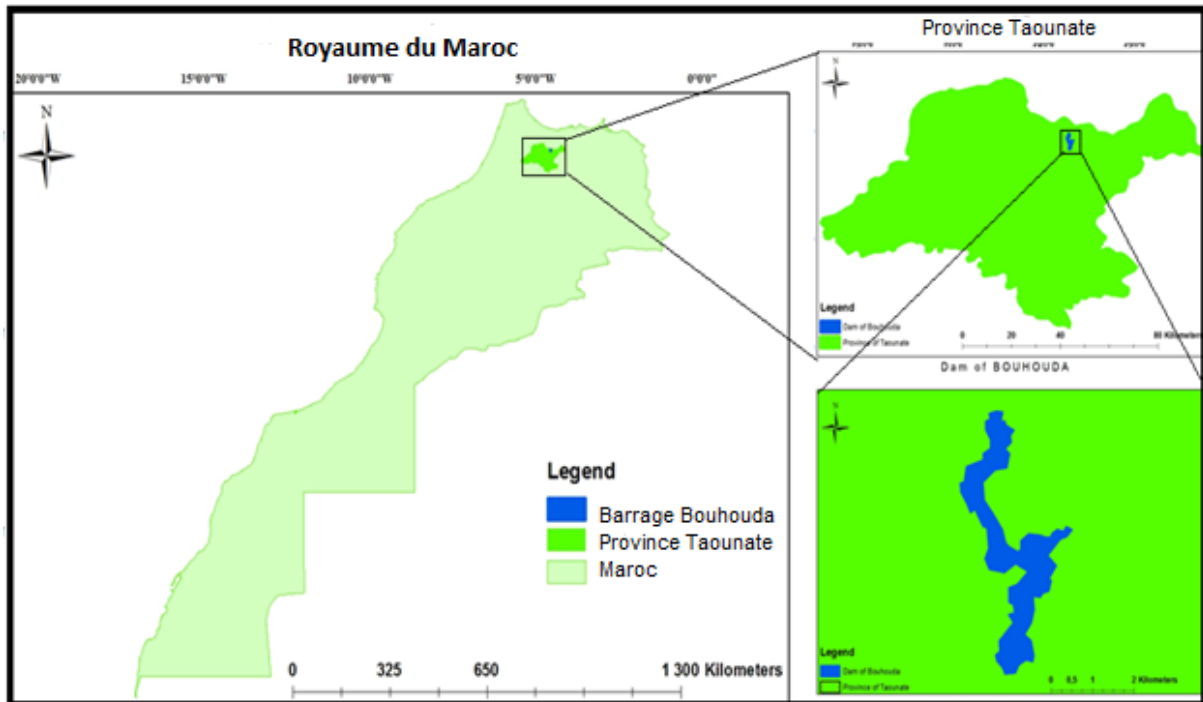


**Figure 15 :** Principaux barrages dans la région de Taounate (RGPH 2004).

## II- Barrage Bouhouda

### II-1 Situation géographique

Lors du lancement des travaux du barrage Al Wahda, les autorités compétentes et compte tenu du fait que l'ouvrage ne profitait pas à la région, avaient décidé, la construction en amont, de 15 barrages moyens qui permettraient, d'une part, de limiter l'envasement de la retenue d'Al Wahda et contribueraient d'autre part, à l'amélioration de la mobilisation des eaux des différents affluents de Oued Ouergha . Ceci ambitionne la création de périmètres de petites et moyennes hydrauliques en amont et d'assurer l'équilibre amont-aval tant souhaité. C'est dans cette optique que fut réalisé le barrage Bouhouda sur Oued Sra, affluent rive droite de l'oued Ouergha, à environ 18 km au nord de la ville de Taounate, au niveau de la commune Bouhouda (Figure 16).



**Figure 16 :** Localisation géographique du barrage Bouhouda.

## II-2 Caractéristiques morphométriques et hydrologiques

L'ouvrage est situé dans une région où les formations géologiques limitent les potentialités de stockage de l'eau souterraine malgré l'importance de la pluviométrie (Figure 17). La zone qui couvre le bassin versant de Sra est située sur le versant Atlantique du Rif ; elle s'intercale entre les parallèles 34°28' et 34°56' de latitude Nord et les méridiens 4°27' et 4°42' de longitude Ouest, elle dispose d'une altitude moyenne qui oscille entre 260 mètres au niveau de barrage Bouhouda.

Ce barrage en béton compacté au rouleau d'une retenue de 55 Mm<sup>3</sup> (Tableau 3) est destiné à l'irrigation d'un périmètre de 3000 ha environ et à l'alimentation en eau potable du centre de Bouhouda (3000 habitants) et de 24 autres douars avoisinants avec une population totale de 2200 habitants .

Cet ouvrage permet d'assurer l'irrigation d'appoint pendant les longues périodes sèches (de mai à octobre) et exceptionnellement pendant les années de sécheresse.



**Figure 17** : Photographie du lac du barrage Bouhouda.

**Tableau n° 3 :** Caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac Bouhouda (ABHS).

<b>Année de construction</b>	1999
<b>Cours d'eau</b>	Sra
<b>Centre le plus proche</b>	Bouhouda
<b>Province</b>	Taounate
<b>But de l'ouvrage</b>	Irrigation / Alimentation en eau potable
<b>Capacité de la retenue</b>	55 Mm <sup>3</sup>
<b>Apports moyens annuels</b>	303 Mm <sup>3</sup>
<b>Caractéristiques de l'ouvrage :</b>	
<b>Type :</b>	BCR
<b>Hauteur sur fondation :</b>	55 m
<b>Volume :</b>	220.000 m <sup>3</sup>
<b>Durée des travaux</b>	48 mois

### II-3 Contexte climatique

Le climat de la zone d'étude est de type méditerranéen semi-aride chaud, où les contrastes saisonniers sont bien accentués, avec une période humide et une période sèche. Les précipitations vont de 350 à 600 mm et la température oscille entre une minimale à 12,5 °C et une maximale à 37°C.

Cependant, l'appartenance de l'Oued Sra au bassin versant de l'Ourgha qui fait partie du préif lui confère un climat méditerranéen subhumide, induisant une répartition irrégulière des pluies dans l'espace et dans le temps. Ces conditions climatiques sont favorables pour l'intensification de l'érosion hydrique et l'arrachement des sols (Badaoui, 2011) .

### II-4 Contexte géologique

Le barrage Bouhouda fut réalisé sur Oued Sra, affluent rive droite de l'oued Ouergha ,le bassin versant l'Ouergha est constitué en grande partie par la nappe d'Aknoul et la nappe de Ketama . Au nord affleurent, par endroits, des terrains géologiques appartenant aux zones méso-rifaine et pré-rifaine (Vidal.1983, Leblanc, 1983) .



La nappe d'Aknoul constitue l'essentiel des affleurements surtout dans la moitié orientale du bassin, il s'agit surtout des marnes et calcaires du crétacé supérieur (Sénonien), auxquelles sont superposés localement des calcaires détritiques et marnes noires du Paléocène et de l'Eocène. Dans la moitié occidentale du bassin, s'étend le synclinal de Dhar Souk, occupé par des dépôts post-nappe marneux localement gréseux et conglomératiques du Tortonien et du Messinien.

Les formations du Jurassique et du Crétacé inférieur (grès et pélites, calcaires et dolomies) appartiennent à la nappe de Senhaja qui fait partie de la zone mésorifaine. Par contre, les marno-calcaires du Miocène moyen font partie de la zone pré-rifaine. L'unité de Ketama comporte un flysch schisto-gréseux du Crétacé inférieur épais de quelques Kilomètres. (Asebriy et al ,1991).

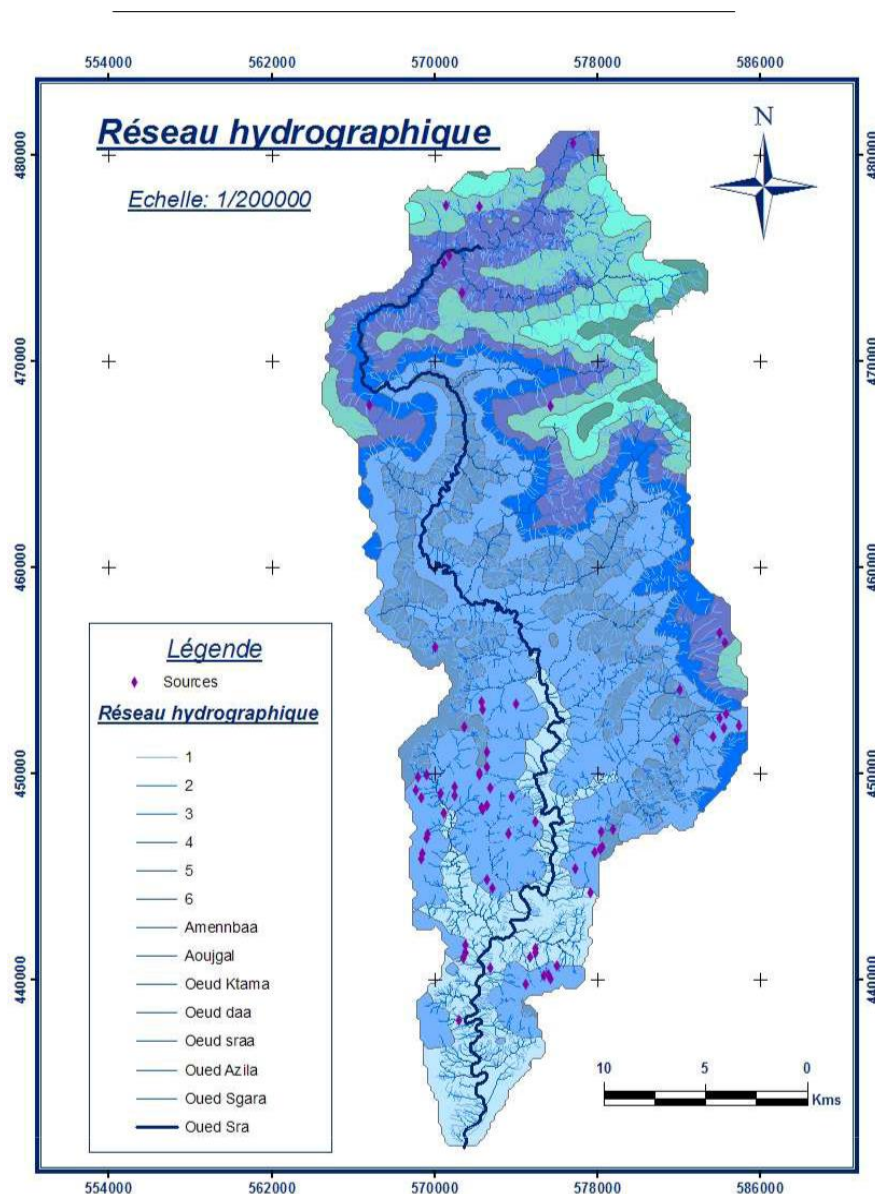
L'unité de Tanger est considérée comme la couverture plus au moins décollée, de l'unité de Ketama, elle est formée par des schistes et des calcaires du Crétacé moyen et supérieur (Asebriy, 2007) ; la zone MésoRifaine apparaît au sud du bassin versant sous forme de fenêtre sous les nappes intra-rifaines. Les terrains de cette unité sont constitués par une série jurassicocrétacée, constituée dans la région de Taounate par des marnes surmontées par une formation molassique composée de grès et de conglomérats (Leblanc 1979)

Les lignes du relief sont fortement dépendantes des structures géologiques. Le relief est partout accidenté et accuse des pentes fortes à très fortes et n'est relativement atténué qu'en faveur des vallées. Le ruissellement a façonné des collines douces et arrondies sur les substrats marneux du Miocène supérieur et marneux ou marno-schisteux du crétacé supérieur (Asebriy, 2003).

Le bassin versant d'oued Sra couvre une superficie de 554 Km<sup>2</sup> et un périmètre de 139,4 Km, il compte parmi les grandes sous bassins de Ouergha. Ce bassin est très riche en formations lithologiques friables, d'où une importante contribution à l'envasement du barrage Bouhouda, il se présente en un ensemble de collines de différentes dimensions et d'altitude, façonnées dans des terrains marneux et gréseux, par un réseau hydrographique plus ou moins dense et profond.

## II-5 Contexte hydrologique

Le bassin versant de l'Oued Sra est caractérisé par un réseau hydrographique assez dense et complexe qui adopte une structure ramifiée ce qui explique une dynamique importante du ruissellement et de l'infiltration de l'eau. Ce réseau hydrographique est constitué de l'ensemble des canaux de drainage naturels, permanents ou temporaires, par lesquels s'écoulent les eaux provenant du ruissellement et celles restituées par les nappes souterraines sous forme de sources ou de restitutions le long des lits des cours d'eau. Il reçoit comme principaux affluents : Oued Sgara, Oued ktama, Oued daa, Oued hadada, Oued dar dmana et Oued Azila, il se jette ensuite dans l'Oued Ouergha dont il constitue un sous bassin versant (Jaouda et al ,2017) (Figure 18).



**Figure 18 :** Carte hydrographique du bassin versant de l'oued Sra.( Badaoui,2011).

### III- Echantillonnage

Le lac a été échantillonné entre 09/03/2000 et 06/08/2008 avec une fréquence d'échantillonnage d'une fois par mois au niveau de la prise de l'ONEP pour étudier la majorité des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du lac. La base de données est constituée de 32 relevés effectués entre 2000 et 2008 pour le suivi et l'analyse des variables suivantes : Apports en eau (AppE), Température de l'eau (Te), Température de l'air (Ta), le pH, l'oxygène dissous (O<sub>2</sub>), l'oxydabilité (oxyd), la turbidité (TUR), les résidus secs (RES), les matières en suspension (MES), la conductivité (Cond), les éléments azotés, les ortho-phosphates (PO<sub>4</sub>), le phosphore total (PT), le Fer (Fe), le manganèse (Mn), les chlorures (CL<sup>-</sup>), les sulfates (SO<sub>4</sub><sup>-</sup>), le sodium (Na<sup>+</sup>), le potassium (K<sup>+</sup>), la dureté calcique (Ca<sup>++</sup>), le magnésium (Mg<sup>++</sup>), la chlorophylle a (Chl a), et la transparence (Tr), ainsi que les métaux lourds. Les valeurs manquantes de cette base de données ont été estimées à partir des courbes de tendance de chaque paramètre.

Afin de déterminer le degré de stratification du lac, un profil de température, de pH, d'oxygène, de chlorophylle a et de nitrates ont été obtenus à l'aide de mesures à intervalles réguliers enregistrées à chaque mètre au cours d'un cycle annuel pendant l'été et l'automne de l'année 2003.

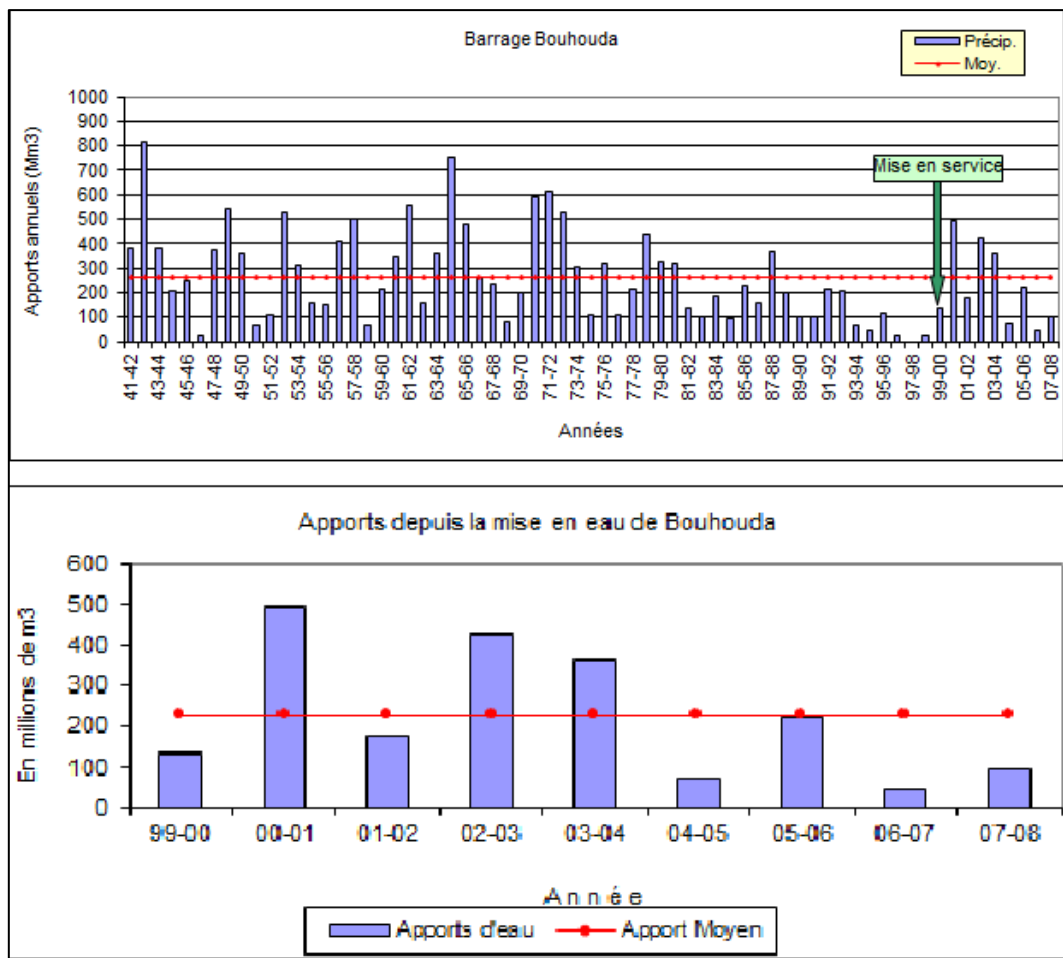
Les analyses ont été réalisées dans le cadre d'une convention entre l'ONEP, l'institut scientifique de Rabat et Biodiversity consulting.

## Chapitre IV : Résultats et discussions

### I- Bilan hydrique

Pour les apports en eau nous disposons d'une série d'enregistrements effectués depuis 1942 jusqu' à 2008 pour pouvoir comparer ces apports moyens en millions de m<sup>3</sup> avant et après la mise en eau du barrage Bouhouda.

Les apports étaient irréguliers d'une année à une autre ce qui permet au lac de recevoir des apports annuels étalés sur plusieurs mois, voire plusieurs saisons, et témoigne quant à l'effet des fluctuations climatiques sur la variabilité des précipitations dans la région. Le minimum a été enregistré durant l'année 1996-97 et le maximum durant 1942-43 avec respectivement 21,1 et 814,1 Mm<sup>3</sup>. Cependant, l'analyse globale de ces fluctuations depuis l'année 1999 permet de distinguer que les apports sont beaucoup plus soutenus après la mise en eau du barrage avec une moyenne de 225,2 Mm<sup>3</sup> (Figure 19).



**Figure 19** : Apports en eau avant et après la mise en eau du barrage Bouhouda.

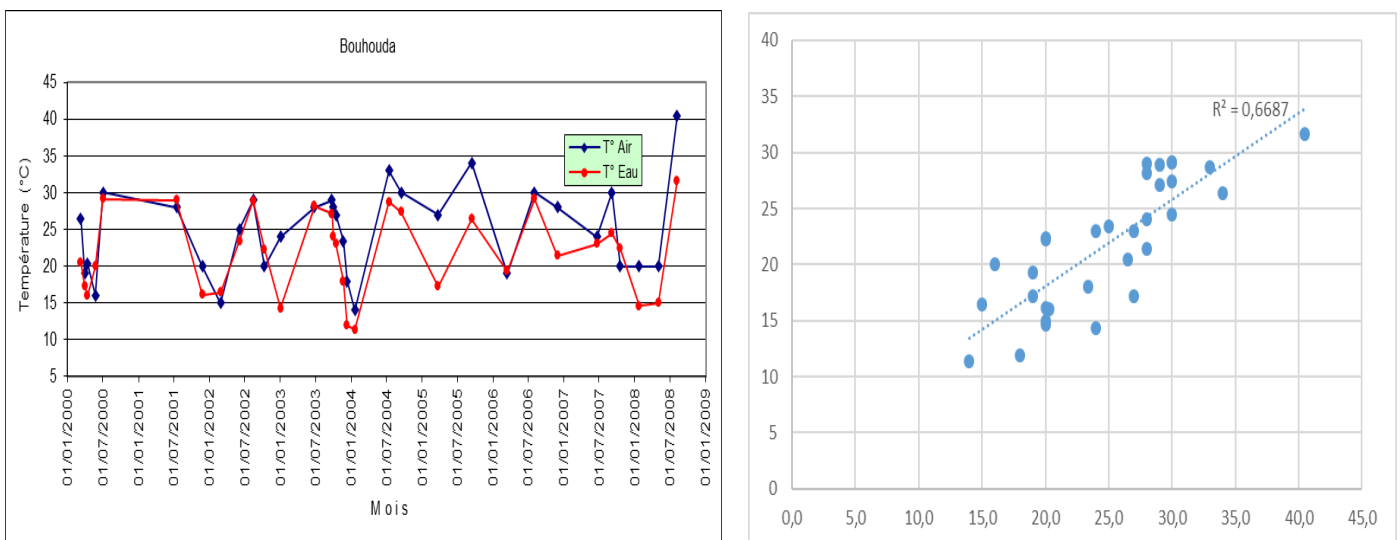
## II- Evolution des paramètres physico –chimiques

### II-1 Température

#### ❖ Variations saisonnières

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (Leynaud, 1968). Généralement, les variations de la température de l'eau du lac sont dépendantes des variations de la température atmosphérique ambiante corrélée elle-même aux variations saisonnières ( $R^2 = 0,66$ ) (Figure 20).

La présence d'un cycle saisonnier dans cette série de données est perceptible. Ce dernier montre que la température de l'eau est minimale durant la saison froide et maximale la saison chaude ce qui favorise certainement, en période estivale, le développement du plancton facteur important lors de l'épuration des eaux (Tifnouti, 1987).

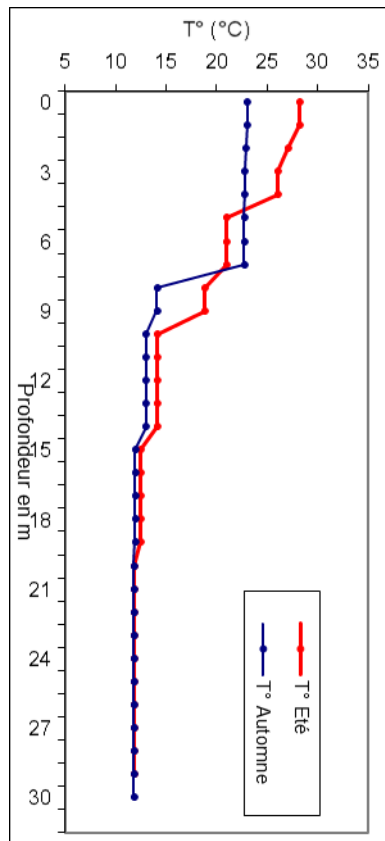


**Figure 20 :** Evolution interannuelle et corrélation des températures de l'eau et de l'air du lac Bouhouda

#### ❖ Cycle de stratification et du mélange des eaux

Un lac échange de la chaleur avec l'atmosphère à travers sa surface, la masse d'eau superficielle se réchauffe alors plus rapidement et devient moins dense formant l'épilimnion, alors que l'eau en profondeur reçoit moins d'énergie que celle de la surface, demeure plus froide, formant ainsi l'hypolimnion.

Le lac est stratifié durant la plus grande partie de l'année, une stratification thermique a été décelée en été, la retenue paraît subdivisée en une partie basse ou hypolimnion froid et une partie haute épilimnion chaud séparées par une thermocline située à une profondeur de 4-5 m, ces périodes sont associées à des périodes de production maximale. Cette stratification thermique a pris de l'ampleur durant la saison estivale chaude et continue au fur et à mesure que la saison automnale avançait mais l'écart entre les températures superficielles et celles du fond devient de moins en moins prononcé ( Figure 21).



**Figure 21 :** Profils verticaux de la variation saisonnière de la température dans le lac Bouhouda (été et automne 2003).

## II-2 pH

Ce paramètre influence fortement la diversité biologique des lacs. en effet la majorité des organismes aquatiques ont besoin d'un pH avoisinant de la neutralité (6-9) afin de pouvoir survivre. Des variations importantes de pH peuvent donc compromettre certaines fonctions essentielles telles que la respiration et la reproduction. Le pH influence également la quantité de nutriments dissous dans l'eau et disponibles pour les organismes aquatiques tels que le

phosphore et l'azote ainsi que la concentration en métaux lourds comme le plomb, le mercure ou le cuivre dissous dans l'eau.

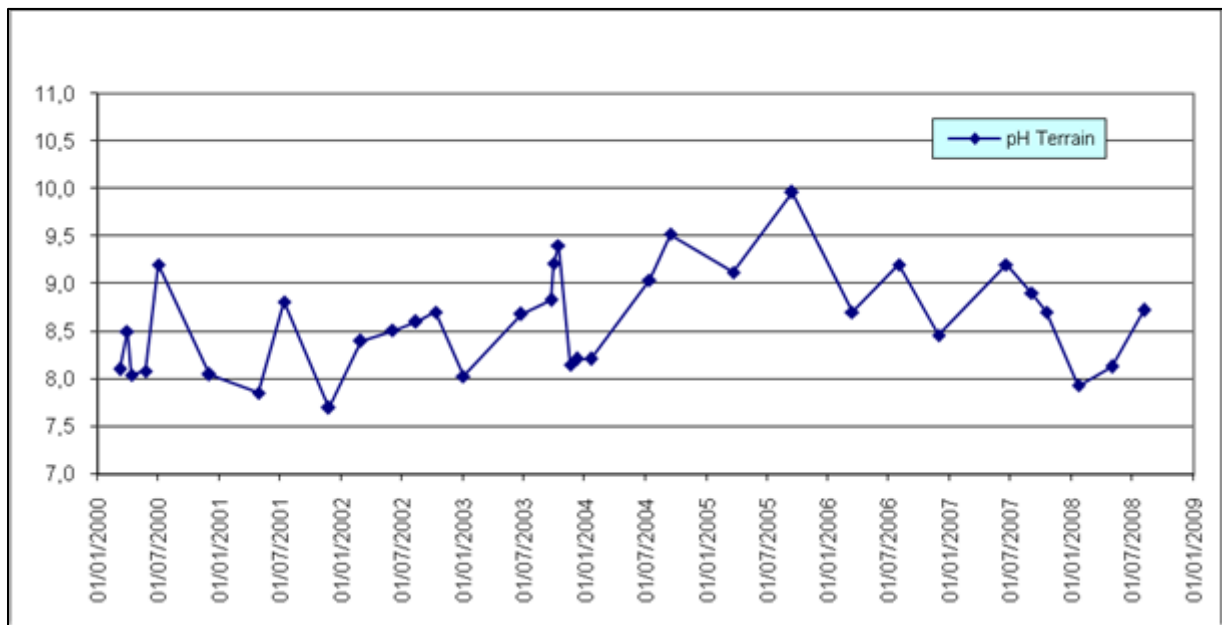
Dans des situations à tendance acide, certains métaux lourds toxiques se libèrent des sédiments et deviennent disponibles pour l'assimilation par les organismes aquatiques. (Landry et Mercier, 1992).

L'alcalinité ou l'acidité du milieu aqueux dépend essentiellement de la quantité de CO<sub>2</sub> présente dans l'eau et de l'importance de l'intensité photosynthétique (Bensafia et Remini, 2014). L'absorption du gaz carbonique par les végétaux est proportionnelle à l'augmentation de la photosynthèse du phytoplancton qui peut induire une augmentation de la valeur du pH en eau douce (Bernard et al., 2004) et par conséquent, la diminution de la capacité de la fixation du phosphore aux hydroxydes de fer et d'aluminium et les ions orthophosphates liés au fer (Némery, 2003).

Le pH est donc un élément déterminant dans la qualité de l'eau. Dans les écosystèmes aquatiques, ce dernier doit se situer entre 5 et 9 pour permettre un développement normal de la faune et de la flore (Toumi et al., 2016).

#### ❖ Variations saisonnières

Dans le cadre de notre étude, le pH a montré des valeurs relativement élevées entre 7,8 et 10,20 (Figure 22) donc une moyenne du pH qui est supérieur au seuil d'alcalinité (8,2), ce qui nous permet de déduire que l'eau de ce barrage est alcaline (Erraji, 2016). Cette alcalinité pourrait être due, d'une part, à l'activité biologique des écosystèmes aquatiques (photosynthèse importante, faible minéralisation de la matière organique) et, d'autre part, à la nature des terrains traversés et/ou à l'apport des eaux d'oued Sra.



**Figure 22 :** Evolution interannuelle du pH du lac Bouhouda .

En général, le pH des eaux de surface reste toujours alcalin ; les valeurs obtenues varient généralement entre 7 et 9 (Figure 24). Il se situe dans la gamme des valeurs maximales admissibles (VMA), la valeur la plus faible 7,8 est observée durant les mois 4 et 11 de l'année 2001, alors que la valeur maximale (10) a été observée le 01/07/2007. Ces valeurs se situent toutes dans la gamme VMR (ONEP, 1989).

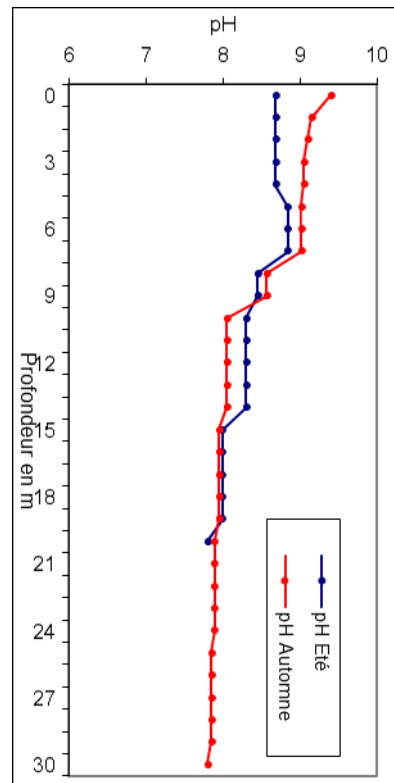
Cette répartition du pH pourrait s'expliquer par l'activité photosynthétique des algues des eaux de surface et la minéralisation des eaux du fond par les bactéries. L'augmentation du pH résulte uniquement de l'activité photosynthétique des algues vertes, en effet une forte activité des algues permet une forte assimilation du CO<sub>2</sub> des eaux, qui entraîne, à son tour, le déséquilibre du système tampon des carbonates et augmente le niveau de pH des eaux.

#### ❖ Etat de stratification du pH

Les données recueillies permettent de relever l'existence d'une stratification du pH au sein de cette retenue, selon la profondeur et la saison (Figure 23). Les variations saisonnières montrent une stratification très importante et brutale qui débute en période estivale avec les valeurs les plus élevées (9 à 10) en surface et continue jusqu'à la période automnale.



La teneur en pH baisse considérablement entre la surface où l'activité de la photosynthèse est très importante (lumière intense, forte chaleur) et la profondeur où le manque de lumière et la température plus basse (réduction de la photosynthèse). Cette chute est très importante particulièrement en automne ce qui témoigne d'une forte décomposition organique au fond de la retenue.



**Figure 23 :** Profils verticaux de la variation saisonnière du pH dans le lac Bouhouda (été et automne 2003)

### II-3 Oxygène dissous

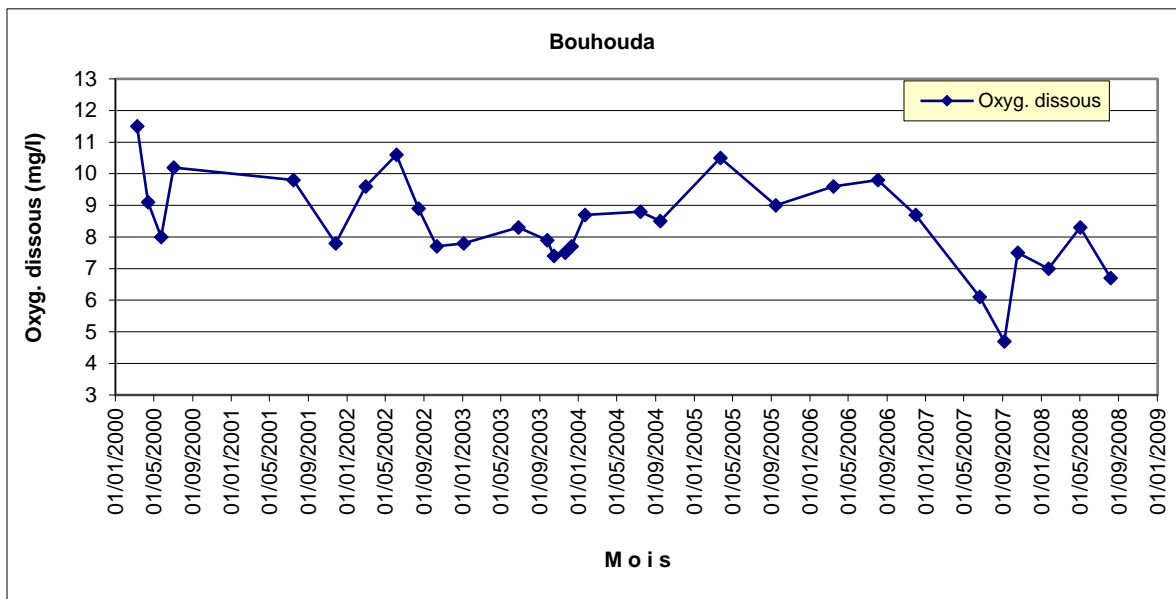
L'oxygène dissous est l'un des plus importants éléments déterminant la qualité des eaux pour la vie aquatique. La valeur de l'oxygène dissous mesurée à un moment donné résulte en fait d'un équilibre entre les apports d'oxygène au milieu et sa consommation (Zhang et al., 2010). Une valeur de l'oxygène dissous inférieure à 3 mg/l dans l'eau douce signifie une pollution intense (Patil Shilpa, 2012). La concentration de cet élément est liée à deux phénomènes majeurs :

- Les échanges gazeux entre l'air et l'eau dus aux facteurs physiques et chimiques, qui conditionnent la dissolution de l'oxygène atmosphérique.

- L'activité biologique, la production qui a pour origine la photosynthèse et la consommation par la respiration des organismes et les oxydations bactériennes (Tifnouti, 1987; Jellal, 1995).

❖ Variations saisonnières

A l'exception de l'année 2007 où nous avons relevé une valeur faible de 4,7 mg/l, les teneurs en oxygène dissous dévoilent que les eaux du lac Bouhouda sont relativement bien oxygénées, les valeurs varient entre 6,1 mg/l et 11,5 mg/l (Figure 24).



**Figure 24** : Evolution saisonnière de l'oxygène dissous.

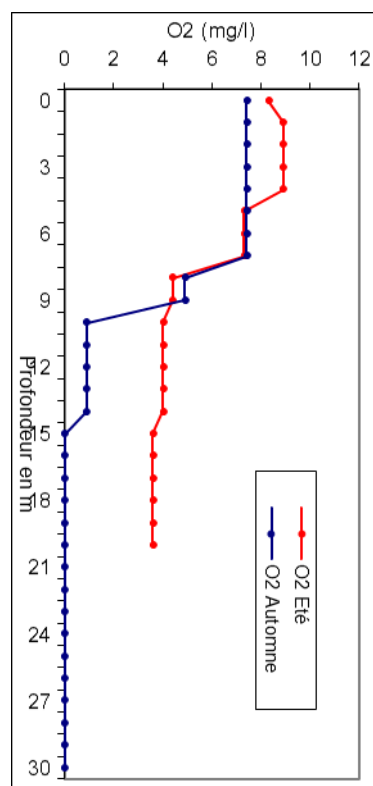
❖ Etat de stratification de l'oxygène dissous

Le profil vertical de l'oxygène montre que la stratification estivale a permis une réoxygénation faible du fond par contre on observe des concentrations en oxygène dissous à la surface qui sont plus élevées de l'ordre de 8,3 et 8,5 mgO<sub>2</sub>/l. Cette chute de la réoxygénation partielle plus bas dans la colonne peut atteindre 3,6 au fond, cette observation montre que l'hypolimnion détient encore une quantité faible d'oxygène dissous en période estivale.

L'état d'anoxie présent en automne témoigne d'une grande biodégradation en profondeur en plus de la respiration. L'écart moyen d'oxygénation surface-fond est important (Figure 25). On note parfois que la stratification n'est pas stable, due probablement au brassage occasionné par les vents ou des opérations de vidange.

La disponibilité de la lumière dans la colonne d'eau est également un facteur physique majeur, sachant que la transparence de l'eau joue un rôle principal dans la stratification de l'oxygène dissous. En effet, il existe une profondeur de compensation en oxygène dissous, définie comme la profondeur où les taux de production photosynthétique sont égaux aux taux de respiration des organismes.

En considérant les taux élevés de matière organique sédimentant au fond des réservoirs, il est évident que la demande en oxygène à l'interface eau-sédiment est très importante et susceptible d'expliquer le développement en profondeur des conditions anoxiques dans ce type d'écosystèmes aquatiques particulièrement en automne.



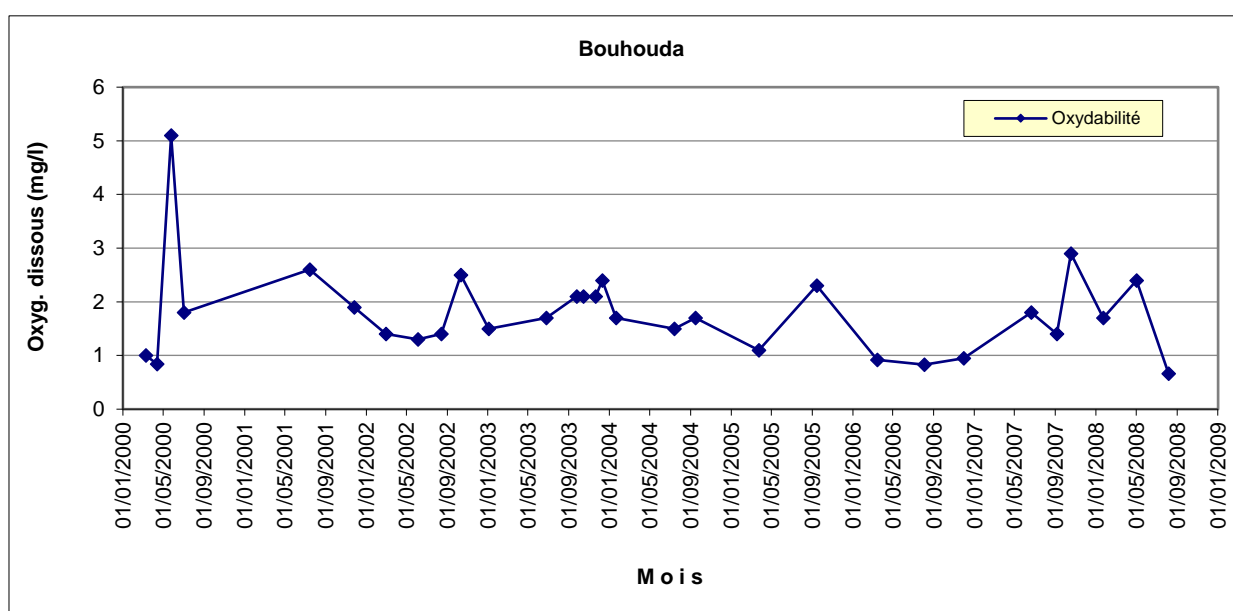
**Figure 25 :** Profils verticaux de la variation saisonnière De l'oxygène dissous dans le lac Bouhouda (été et automne 2003).

Souvent l'anoxie peut est enregistrée également en profondeur en été ce qui serait responsable de la libération du phosphore contenu dans le sédiment. Plusieurs travaux (Benzha F., et al. 2009; Amniot et al, 1988), ont démontré que la mobilisation du phosphore peut être affectée par l'oxygène dissous. Le phosphore devient alors disponible pour les végétaux aquatiques qui utilisent les surplus pour proliférer, ce qui entraînerait également une augmentation de la matière organique à décomposer.

## II-4 Oxydabilité

L'oxydabilité est une mesure similaire à la DCO, utilisée dans le cas de faible concentration en matière organique ( $DCO < 40 \text{ mg/l d'O}_2$ ), l'oxydant requis est le permanganate de potassium. La DCO (demande chimique en oxygène) exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau à l'aide d'un oxydant, le bichromate de potassium (Taradat, 1992).

L'oxydabilité permet d'estimer la concentration des substances organiques par la quantité d'oxygène qu'elles pourraient enlever à un oxydant comme le  $\text{KMnO}_4$  dans de bonnes conditions. Les composés organiques interviennent en tant que substances nutritives mais ils diminuent la concentration du milieu en oxygène dissous (Lagauterie et Leroux, 1977).



**Figure 26 :** Variation de l'oxydabilité du lac Bouhouda

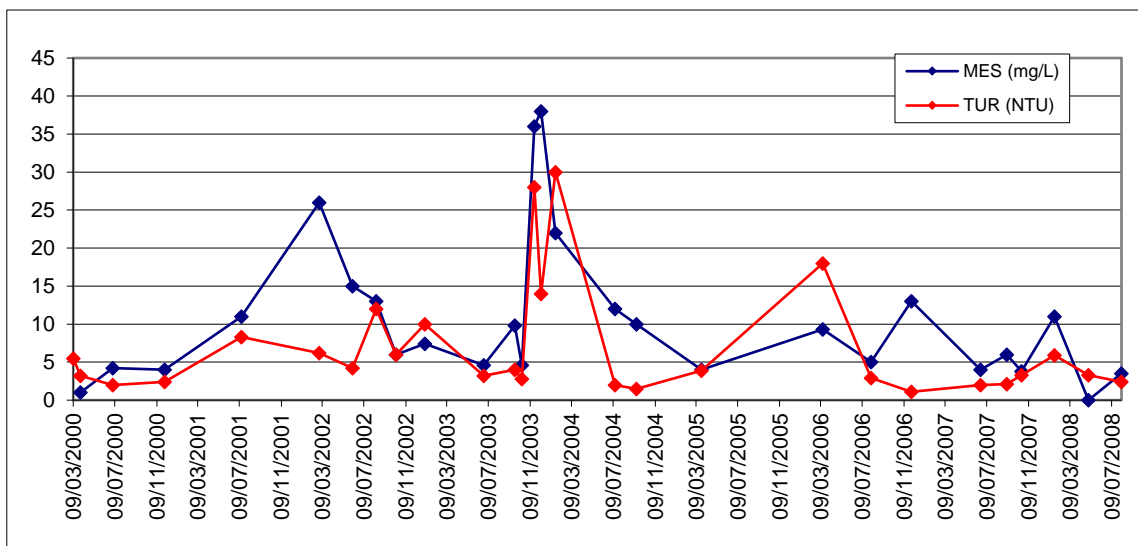
Les valeurs relevées sont faibles, considérées donc comme excellentes selon les normes de la qualité des eaux de surfaces. Le maxima enregistré est de 5,1 (05/2000) et les minimas sont de l'ordre de 0,66 et 0,84 mg/l (Figure 26). L'évolution interannuelle est très irrégulière en relation avec l'instabilité des conditions hydrologiques qui caractérisent ce milieu. Les valeurs moyennement élevées correspondraient probablement à la photosynthèse estivale et automnale des biomasses algales, très active durant cette période de l'année.

## II-5 Turbidité, matières en suspension et résidus secs

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau, elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (Rodier, 1984). La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite la photosynthèse, elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de substances toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...) (DE Villers et al, 2005). Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution. Une telle hausse peut aussi entraîner un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide (Hébert et Légare, 2000). La turbidité est un paramètre physique très important pour le contrôle de qualité des eaux (N'Diaye et al, 2013).

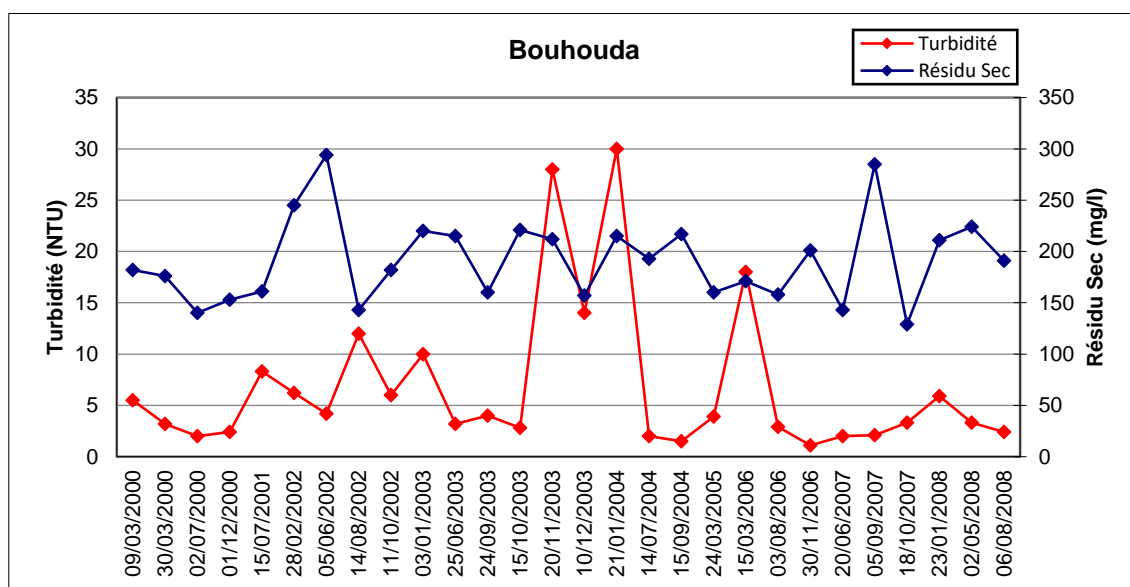
La détermination du résidu sec dans l'eau non filtrée permet d'évaluer la teneur en matières dissoutes et en suspension, non volatiles, obtenues après une évaporation d'eau (Rodier, 2005). Une eau dont la teneur en résidu sec est extrêmement faible peut être inacceptable à la consommation en raison de son goût plat et insipide (WHO, 1994).

On note une similitude et une corrélation de la turbidité avec celle des MES, en effet la turbidité mesure le degré de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Cependant, les pics observés le long de cette période coïncident avec la période hivernale, donc restent liés aux apports exogènes. La période estivale se caractérise par une stabilité relative des MES (Figure 27).



**Figure 27 :** Variation et corrélation de la turbidité et les MES du lac Bouhoda.

Pour les résidus secs toutes les valeurs enregistrées ne dépassent pas 300 mg/l donc l'eau du lac reste faiblement minéralisée (Figure 28).



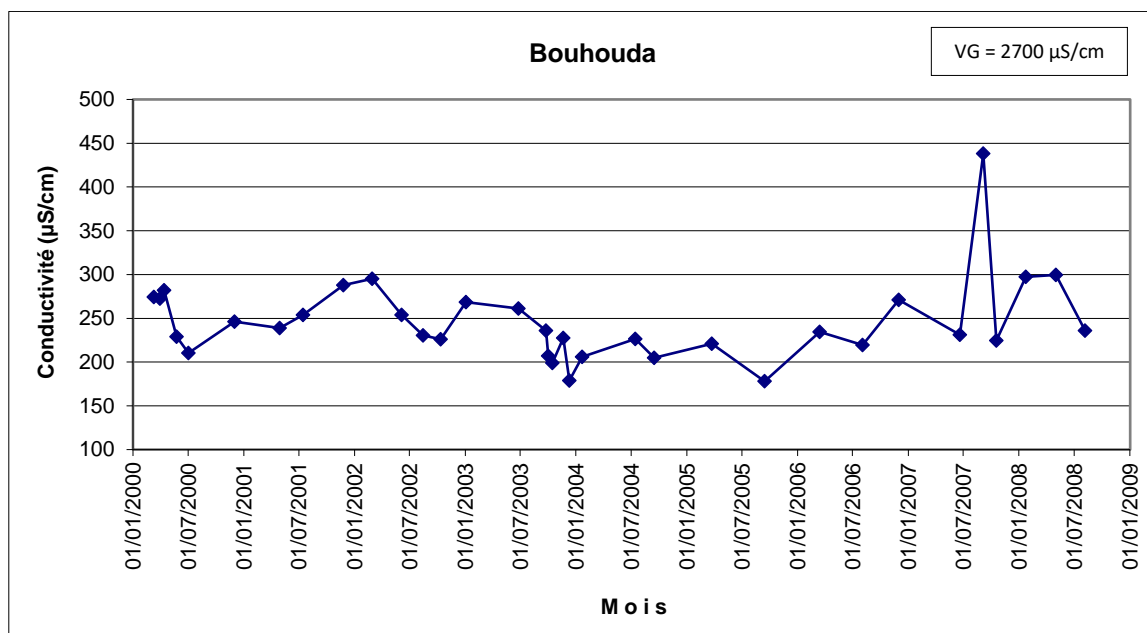
**Figure 28 :** Variation et corrélation de la turbidité et les résidus secs du lac Bouhoda.

## II-6 Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant électrique, elle fournit une information globale sur la quantité des sels dissous qu'elle renferme (Frank et Kemmer, 1992). Elle reflète le degré de minéralisation de l'eau et elle est fortement influencée par la géologie du socle rocheux et la nature des dépôts de surface sans aucune indication sur leur nature. On peut classer la productivité des eaux en fonction de leur conductivité: très peu productives (10 à 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), moyennement productives (50 à 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ou très productives (150 à 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Del Degan et al., 2007).

De même qu'une conductivité élevée traduit soit des pH anormaux, soit le plus souvent une salinité élevée (Bremond et Perrodon, 1979).

On remarque que les données de conductivité du lac restent modérées (<300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) pour toute la période de l'échantillonnage, ce qui révèle que la minéralisation et la libération de minéraux par la décomposition de la matière organique est assez faible dans le lac (Figure 29).

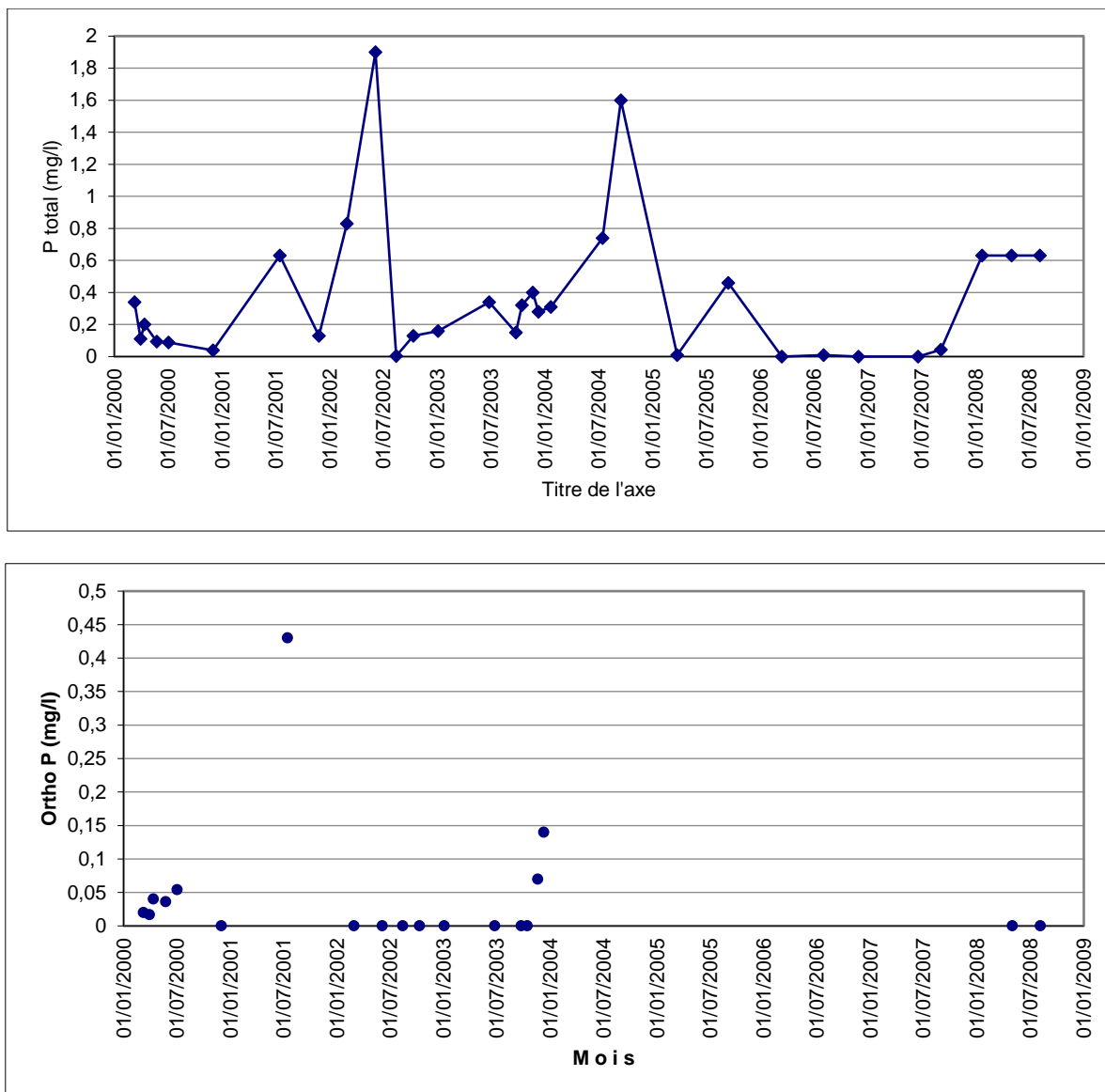


**Figure 29 :** Evolution de la conductivité en  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans le lac Bouhouda.

## II-7 Phosphore total et orthophosphates.

Le phosphore constitue l'élément clé impliqué dans les processus d'eutrophisation, il est le facteur limitant principal de la production primaire dans la plupart des milieux d'eau douce sous la forme dissoute d'orthophosphates (Aissa et Jerbi,2015). L'excès de phosphore induit des nuisances liées à une croissance excessive du phytoplancton ainsi que des algues épiphytes et benthiques (Jarvie et al. 2004).

Les ortho-phosphates connaissent une faible variabilité à l'exception de quelques pics où nous avons noté des valeurs de 0,97 et 0,95 mg/l (Figure 30).



**Figure 30 :** Evolution interannuelle des Orthophosphates et du Phosphore total.

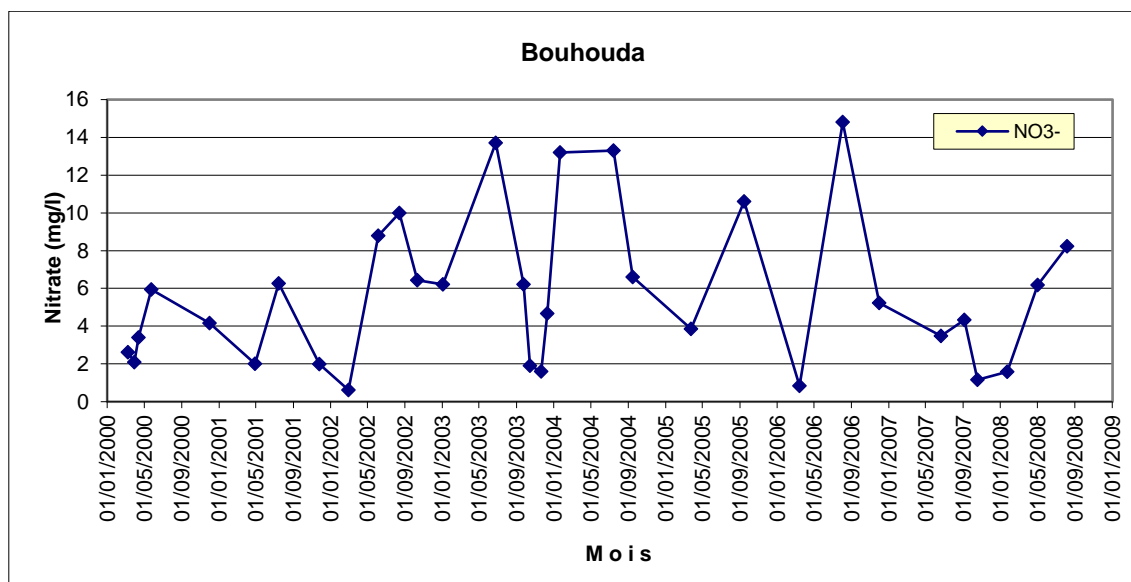


Les concentrations maximales en phosphore total (PT) relevées sont de l'ordre de 1,6 et 1,9 mg/l, enregistrées respectivement en 2002 et 2004, pour le reste des relevés, ces concentrations ne dépassent pas la valeur maximale de 1 mg/l. Néanmoins, ces valeurs enregistrées classent ces eaux dans la catégorie « qualité mauvaise » selon la grille de la qualité des eaux des lacs (voir Annexes).

## II-1 Composés azotés

Éléments essentiels de l'eutrophisation, les nitrates témoignent presque toujours d'apports extérieurs. En effet, la production endogène de nitrate par les bactéries via la nitrification conduit rarement à enrichir les eaux par les matières azotées (Raimbault et al,2011). Ces ions sont le résultat d'une nitrification de l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (Gaujour, 1995). Dans les eaux, la quantité des nitrates maximale admissible est fixée à 50 mg/l (Coulais, 2002).

Les teneurs en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), qui représentent l'essentiel de l'azote total, montrent des variations saisonnières importantes et cycliques. Elles sont relativement élevées en période hiverno- printanière en relation avec la bonne oxygénation de l'eau conjuguée à l'importance des apports liquides (Figure 31). Ces teneurs sont conformes aux normes de la qualité de l'eau (classe bonne) (<14 mg/l). D'une manière générale, cette évolution est à lier à l'importance des processus hydrologiques, biologiques ayant lieu dans le lac.

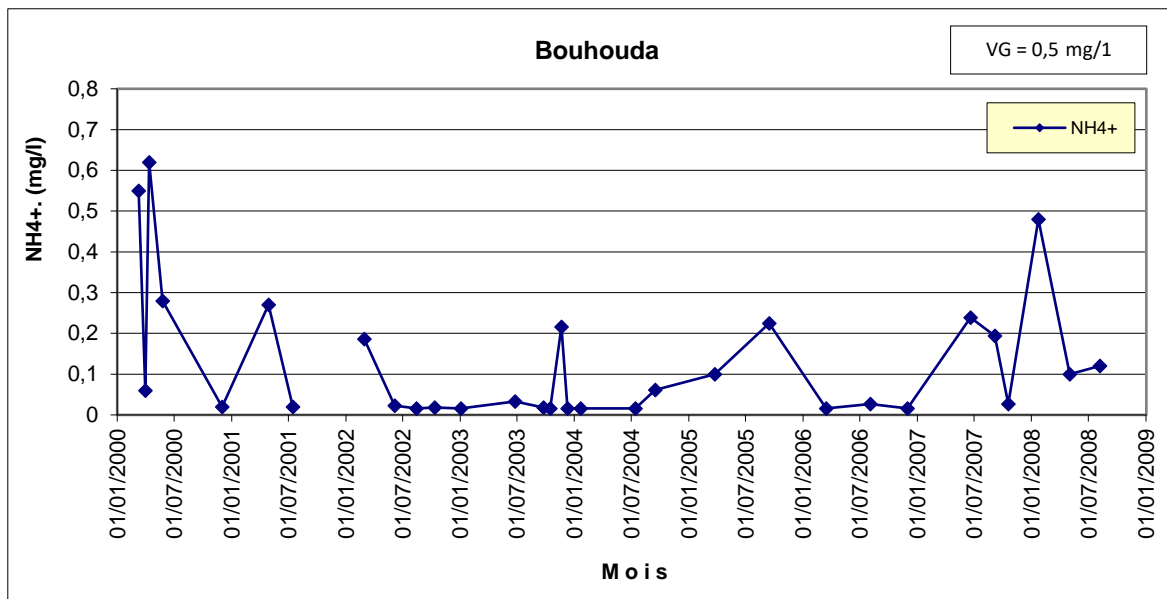


**Figure 31 :** Evolution interannuelle des nitrates.

L'azote ammoniacal ou ammonium est une autre source d'azote minéral essentielle dans le fonctionnement d'un écosystème aquatique. Il peut être localement un traceur de rejets d'eaux

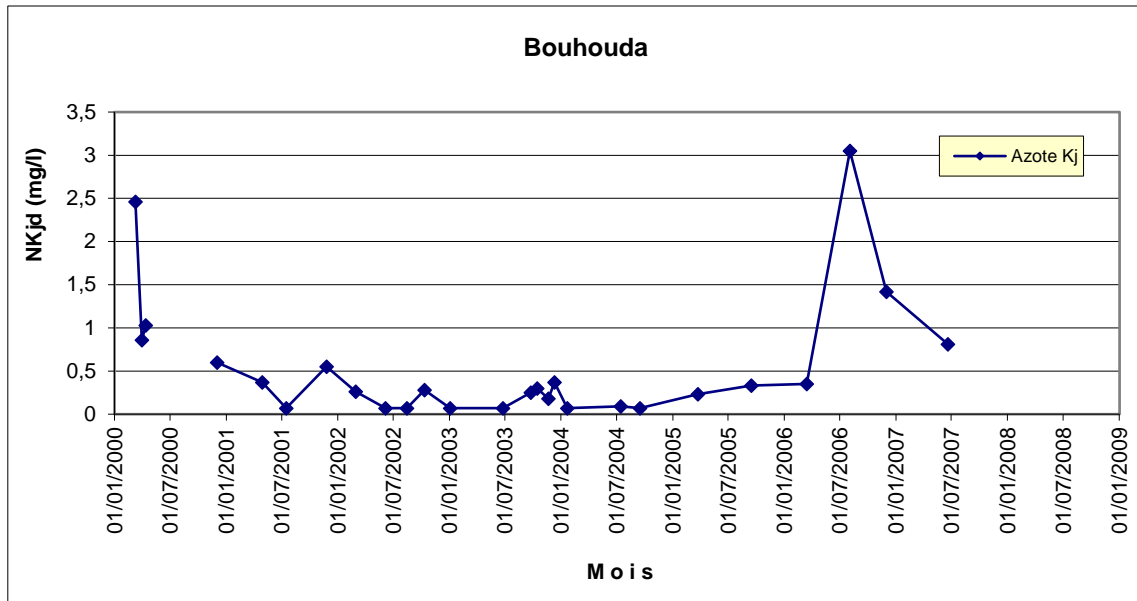
usées, mais il est surtout le produit de la régénération (excrétion animale, décomposition bactérienne de la matière organique).

Généralement, les teneurs en N-NH<sub>4</sub> sont faibles en période hivernale. Les teneurs les plus élevées enregistrées sont (0,550 et 0,62 mg/l) relevées les 03/2000, 04/95 respectivement), ce qui peut être expliqué par une désoxygénation dans les eaux suite à la décomposition bactérienne des composés organiques azotés (Fisher et al ,1988) (Figure 32). Cependant ces valeurs expriment une qualité bonne selon la norme marocaine.



**Figure 32 :** Evolution interannuelle de L'azote ammoniacal.

L'azote Kjeldahl ou forme réduite de l'azote, c'est une appellation qui désigne la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique. Ces deux formes d'azote sont dosées simultanément et sont présentes dans les débris organiques soumis aux processus biologiques naturels (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec,2014).



**Figure 33:** Evolution interannuelle de L'azote total Kjeldahl.

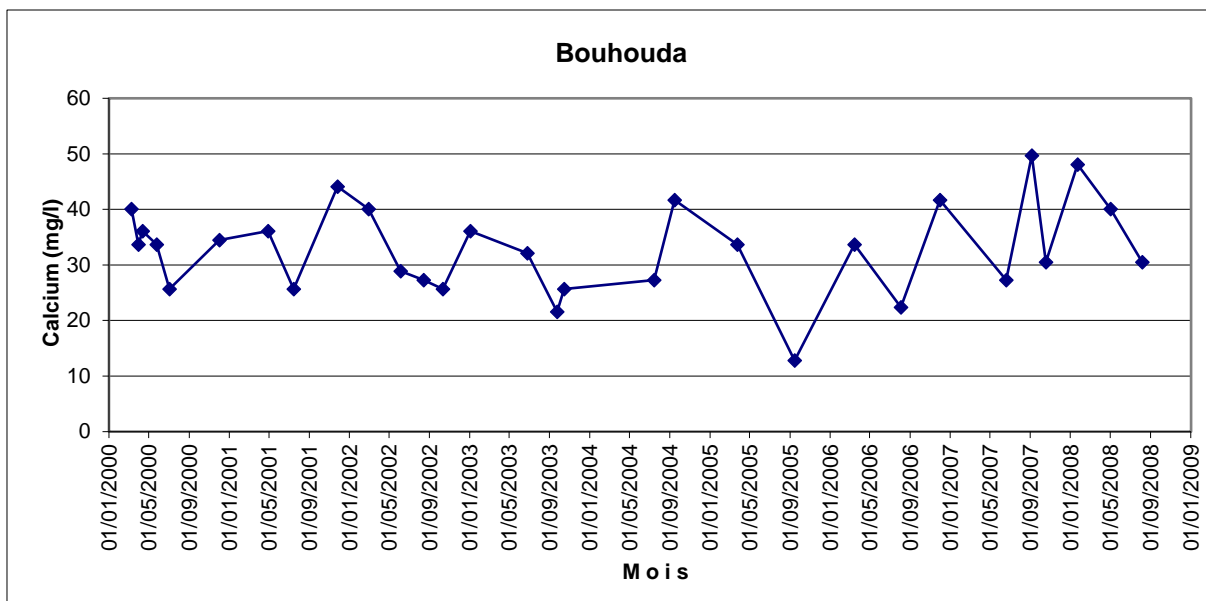
Les teneurs en azote total Kjeldahl (Figure 33) sont très faibles et fluctuent entre 0 et 3 mg/l dans les eaux du lac. Ces faibles concentrations résultent du phénomène d'oxydation des formes réduites de l'azote en nitrates et nitrites (Mama, 2010) .

## II-2 Charge du lac en cations et en anions

### ❖ Dureté totale

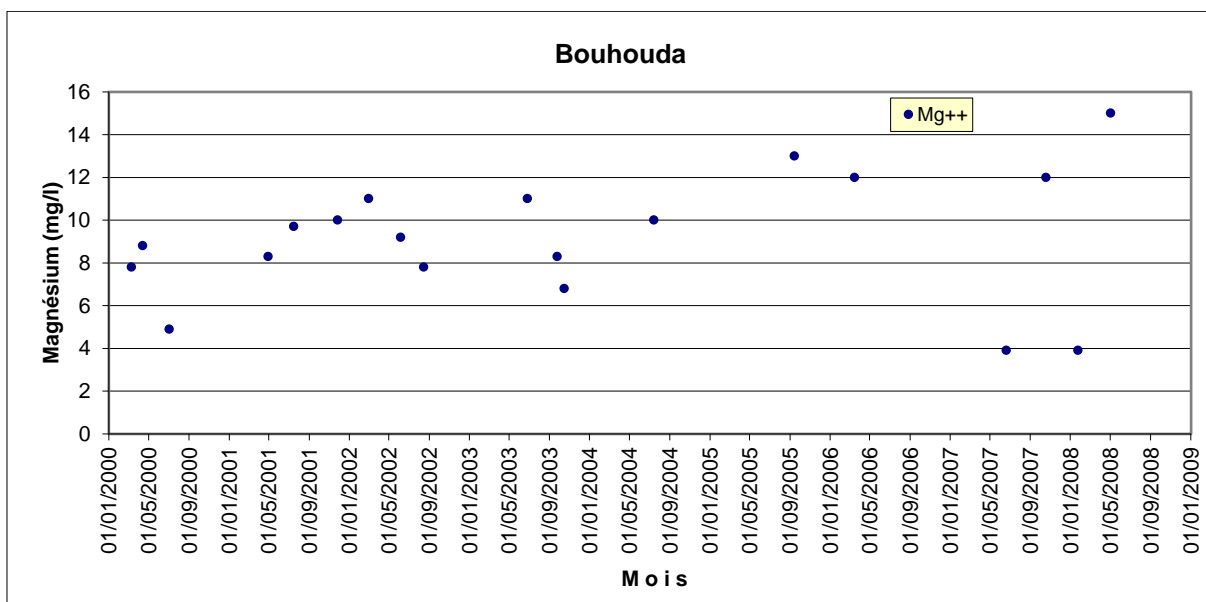
La dureté totale de l'eau est la mesure du calcium et du magnésium dans l'eau, ces deux éléments combinés forment du carbonate du calcium. En effet le calcium joue un rôle essentiel dans un lac, lorsqu' il est abondant il mène vers une dystrophisation du milieu (El abed,1996). Quant au magnésium c'est un élément absorbé par les racines des plantes, il joue un rôle lié à la production d'énergie dans les plantes, c'est un composant avec l'azote de la chlorophylle donc il intervient lors de la photosynthèse, mais en excès il donne une saveur amère à l'eau (Sari, 2014)

A l'exception de quelques pics en 2007 et 2008, l'évolution de la dureté calcique présente des fluctuations qui oscillent entre 12,8 et 49 ,7mg/l. L'ensemble des valeurs indiquent que les eaux du lac ont une faible dureté, et ceci révèle que le lac a une sensibilité modérée à l'acidification ( Figure 34).



**Figure 34 :** Evolution interannuelle de la dureté calcique des eaux du lac Bouhoda.

Pour le magnésium, les seules données dont nous disposons indiquent des teneurs qui varient entre 3 et 15 mg/l (Figure 35).

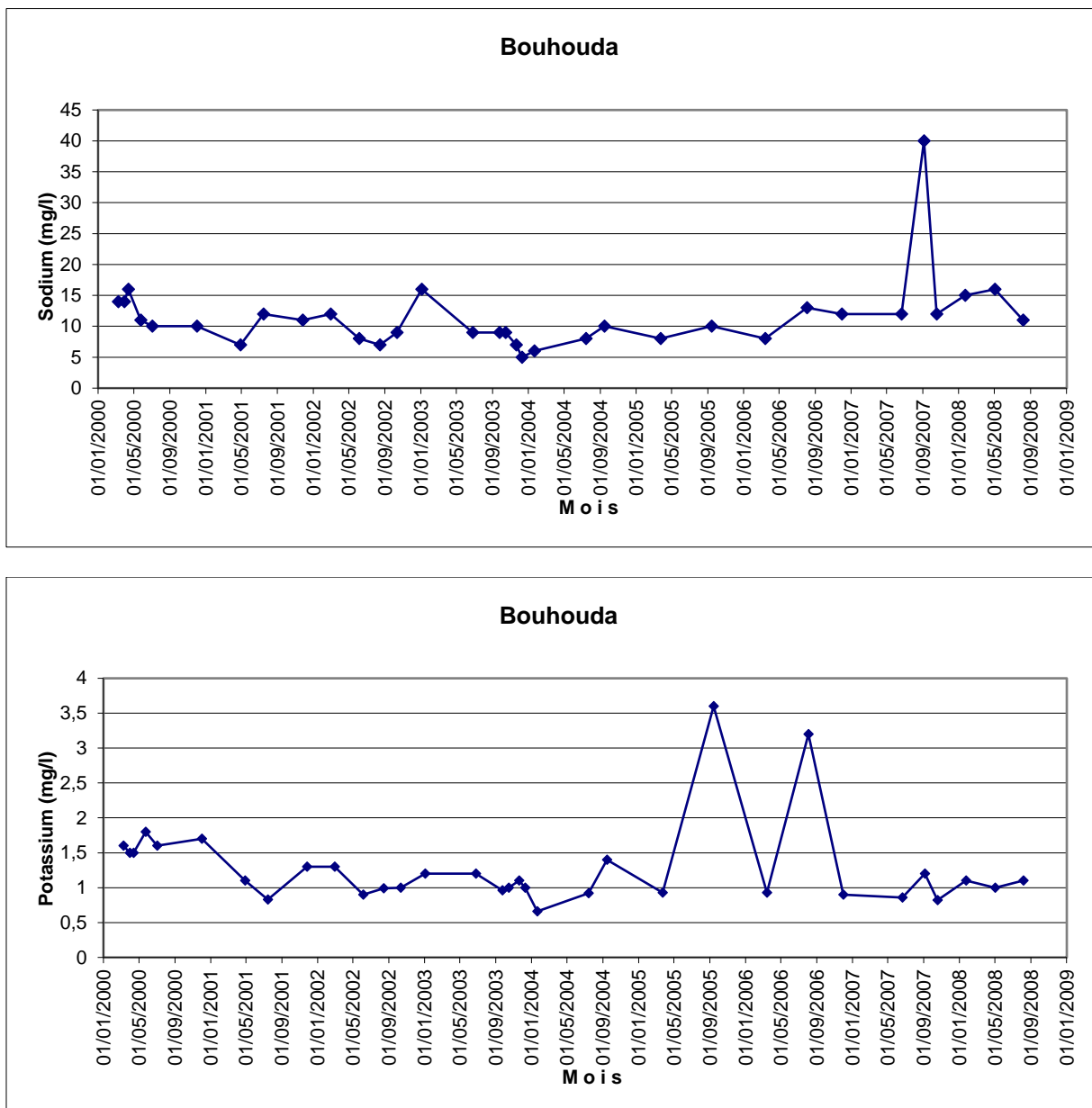


**Figure 35 :** Evolution interannuelle du magnésium.

### ❖ Sodium et Potassium

la figure 36 représente l'évolution du sodium et du potassium. Les variations des teneurs en sodium relevées sont faibles ne dépassant pas 40 mg/l, pour la charge potassique elle est également faible durant la période d'étude ne dépassant pas 3,6 mg/l de K+.

Cette évolution interpelle celle de la conductivité et montre l'influence de ces paramètres essentiellement le sodium dans la charge ionique des eaux du lac.

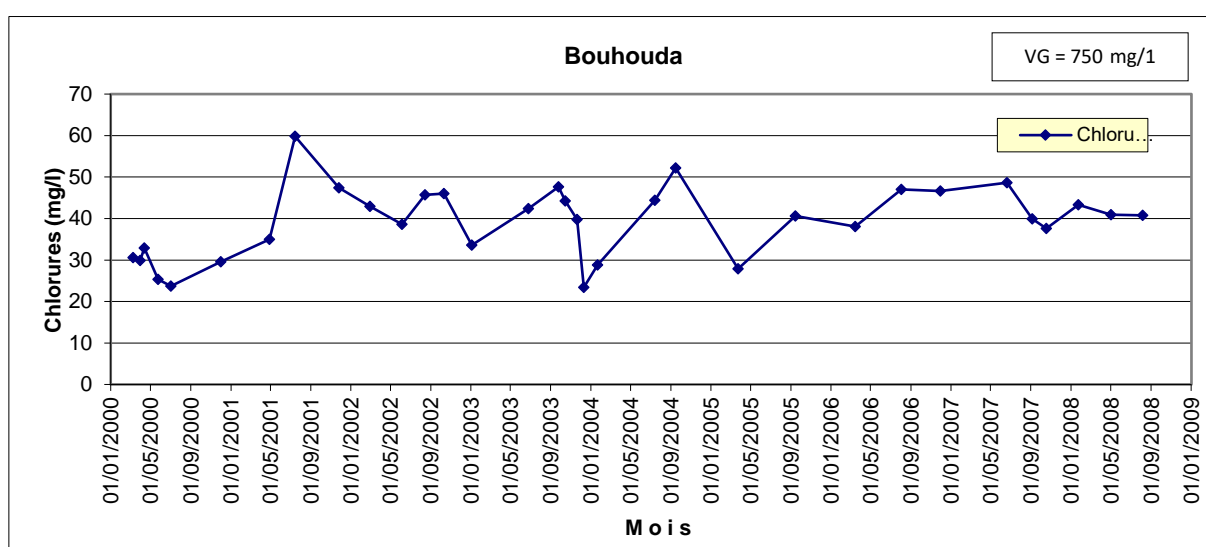


**Figure 36:** Evolution du sodium et potassium dans les eaux du lac Bouhoda.

### ❖ Chlorures

Les chlorures sont des éléments très solubles, leurs concentrations naturelles dans les eaux de surfaces dépendent de la composition chimique du socle rocheux, du climat et de la proximité de la mer (Santé Canada, 2001). Ces sels ne sont pas toxiques pour les organismes aquatiques ni pour l'homme, mais ils peuvent influencer l'équilibre osmotique de l'eau, et donner à l'eau consommable une saveur salée désagréable dès 100 mg /l (Gumy et Alencastro,2001).

La charge en chlorures reste faible durant toute la période d'étude et ne dépasse pas 60 mg/l, ce qui classe donc les eaux du lac dans la qualité « excellente » (normes marocaines) (Figure 37) (voir Annexe).

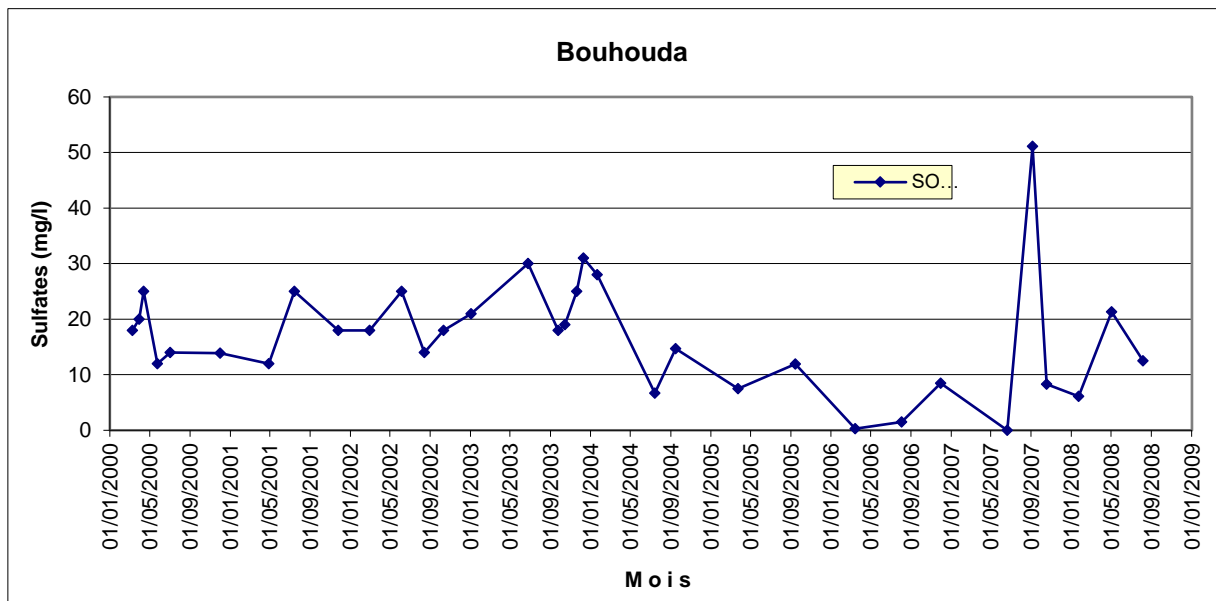


**Figure 37 :** Evolution des chlorures dans les eaux du lac Bouhouda.

### ❖ Sulfates

Les sulfates sont les formes dissoutes les plus répandues dans les eaux naturelles, elles ont essentiellement deux origines : géochimique et atmosphérique. Le sulfate qui se dissout dans l'eau provient de certains minéraux en particulier du gypse, où apparait à partir de l'oxydation de minéraux sulfureux, la limite supérieure admise dans l'eau potable est 250 mg/l. Les origines anthropiques sont la combustion de charbon et de pétrole qui entraînent une production importante de sulfures qu'on retrouve dans les eaux de pluies (Ghazali et al., 2013).

Pareillement aux chlorures, les teneurs enregistrées pour les sulfates classent ces eaux dans la grille « excellente » (Figure 38). Leurs variations interannuelles se caractérisent par une faible charge n'atteignant pas 60 mg/l, durant toute la période d'étude.



**Figure 38** : Evolution des sulfates dans les eaux du lac Bouhouda

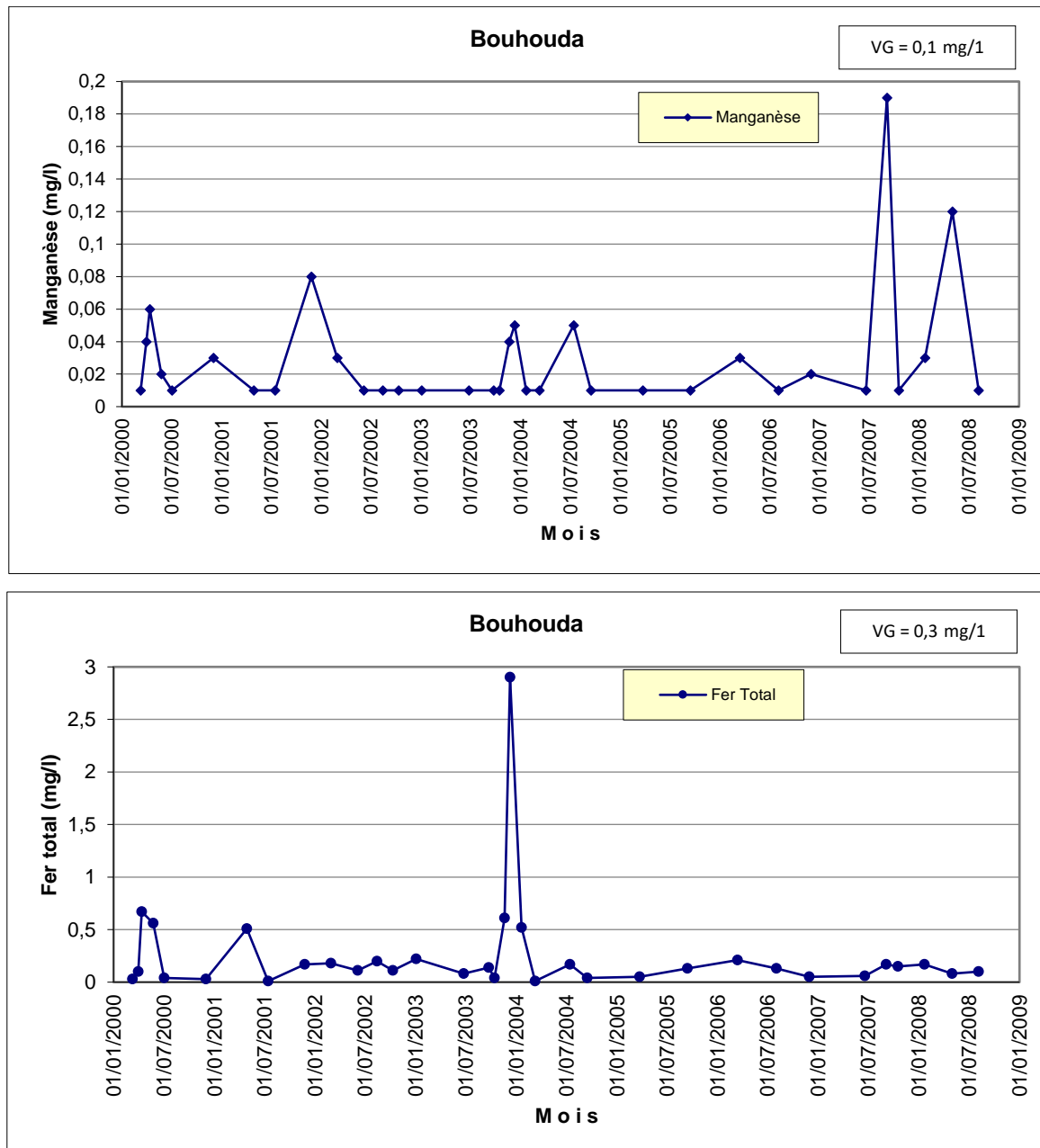
### II-3 Fer et manganèse

Le fer (Fe) et le manganèse (Mn) sont des éléments métalliques présents dans de nombreux type de roches. Ces deux éléments sont également fréquents dans l'eau et sont indispensables, en petites quantités, à tous les organismes vivants (Lopoukhine, 1999). Par contre leur présence en haute concentration dans l'eau potable peut générer chez le consommateur des désagréments tels que des colorations ou des goûts et odeurs désagréables. Même si une faible concentration en fer et manganèse ne peut pas occasionner de problèmes pour le consommateur, ces éléments sont malgré tout indésirables pour la réglementation européenne concernant la qualité des eaux destinées à la consommation humaine qui fixe pour limite de concentration maximale (MAC pour maximum allowable concentration) 0,2 mg/l pour le fer de et 0,05 mg/l pour le manganèse (Dewost, 2016).

Les teneurs moyennes du Fer varient de 0 à 2,9 mg/l ne dépassant jamais les valeurs guides sauf quelques-unes qui sont observées en période estivales et automnale des années 2000, 2003 et 2004.

Pour le manganèse, la majorité des valeurs ne dépassent pas la valeur guide. Elles varient entre 0,01 mg/l à 0,19 mg/l sauf pour les années 2000, 2001, 2007 et 2008 les teneurs enregistrées sont respectivement 0,06; 0,08; 0,19 et 0,12 mg/l. (Figure 39).

Les valeurs dépassant la valeur guide pour ces deux éléments coïncident avec les périodes d'anoxie (estivale et automnale) favorisant leur relargage à partir des sédiments du fond.



**Figure 39** : Evolution du Manganèse et du fer dans les eaux du lac Bouhouda.



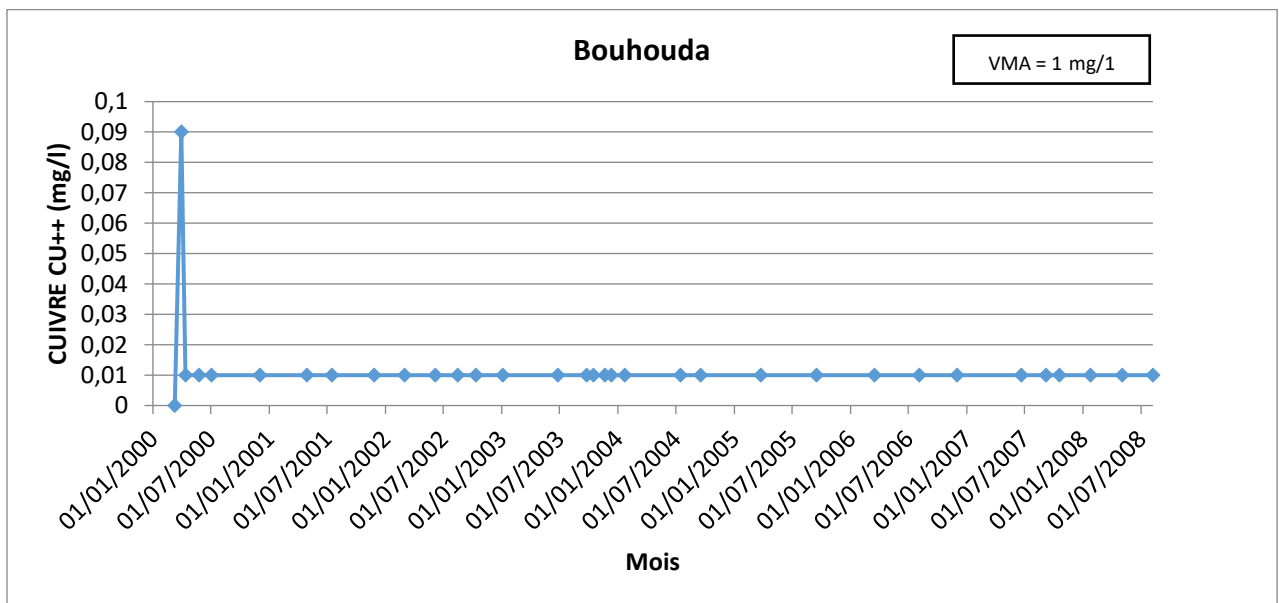
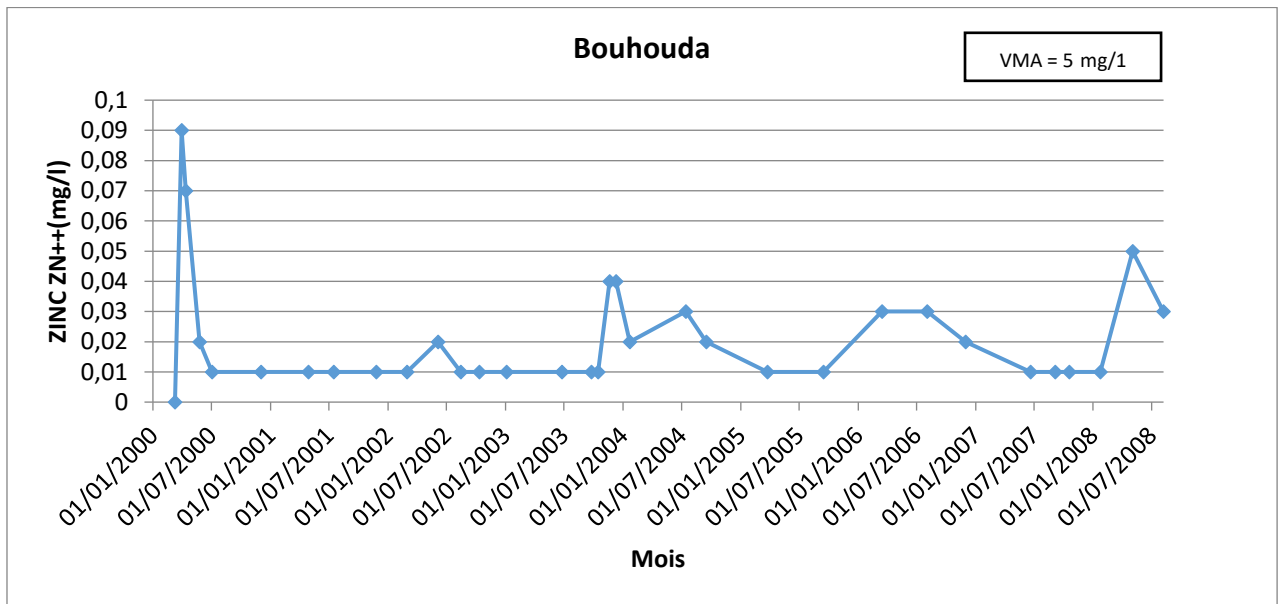
## II-4 Métaux lourds et Eléments traces

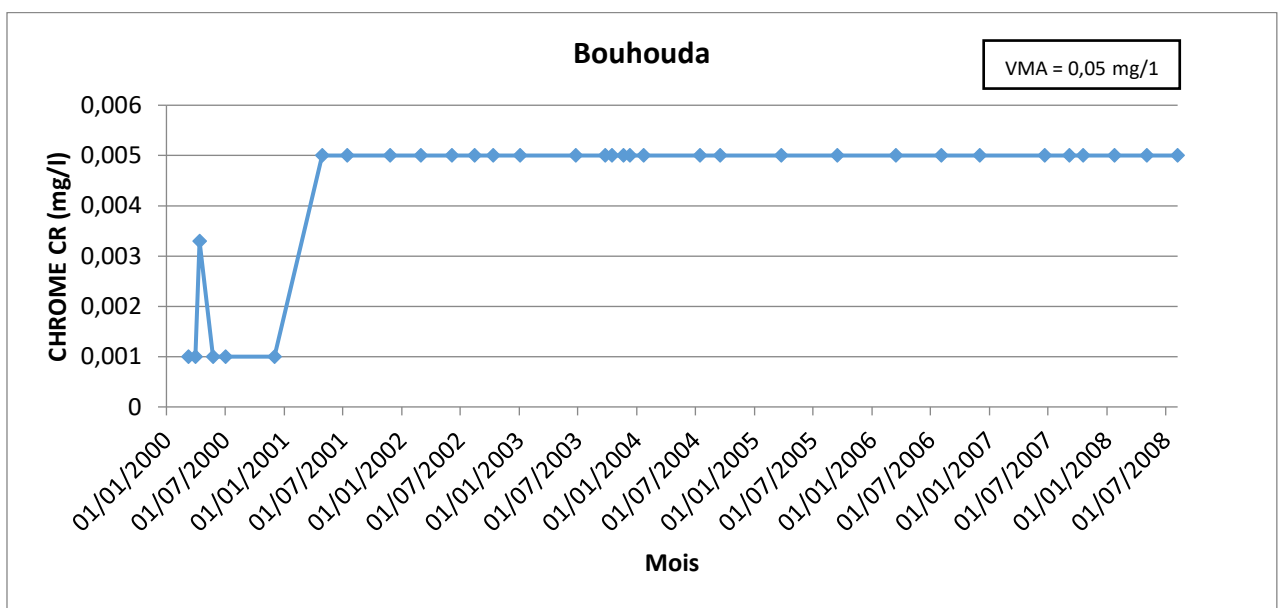
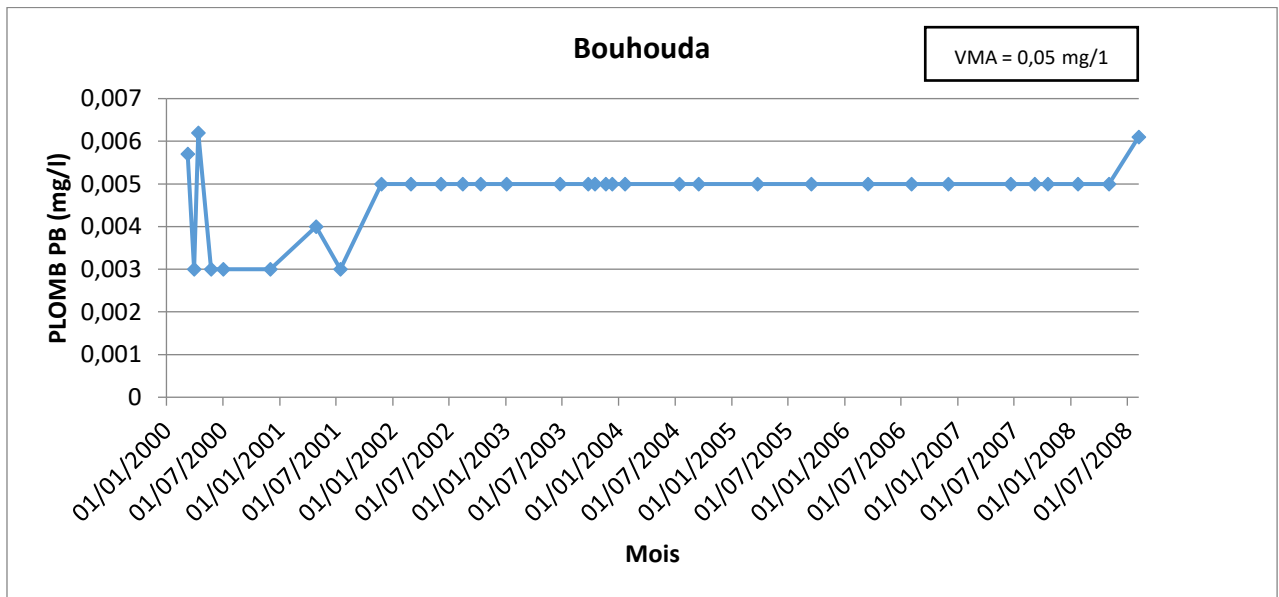
On appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes, caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm<sup>3</sup> (Senat, 2009). Les éléments traces sont les 80 éléments chimiques, constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux est inférieure à 0.1 % (Baize, 1997). Certains des éléments traces sont des métaux (ETM) (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb...), présents en très faibles quantités dans le sol, l'eau, l'air et les êtres vivants, c'est pour cela qu'on les qualifie parfois de métaux à l'état de traces ou d'oligo-éléments. Certains de ces éléments métalliques sont essentiels à l'homme en quantité infime, notamment le fer, le cuivre, le manganèse, le zinc, le cobalt, l'iode, le molybdène, le sélénium, le chrome et l'étain. Cependant, tous sont toxiques et quelques-uns sont même cancérigènes à fortes concentrations.

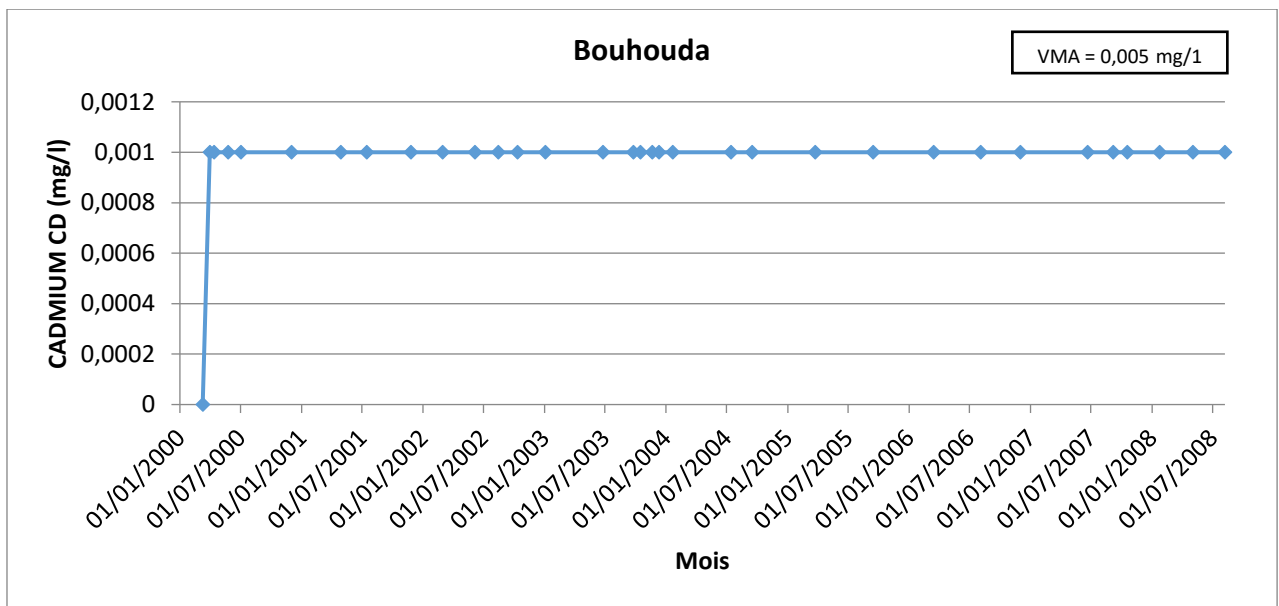
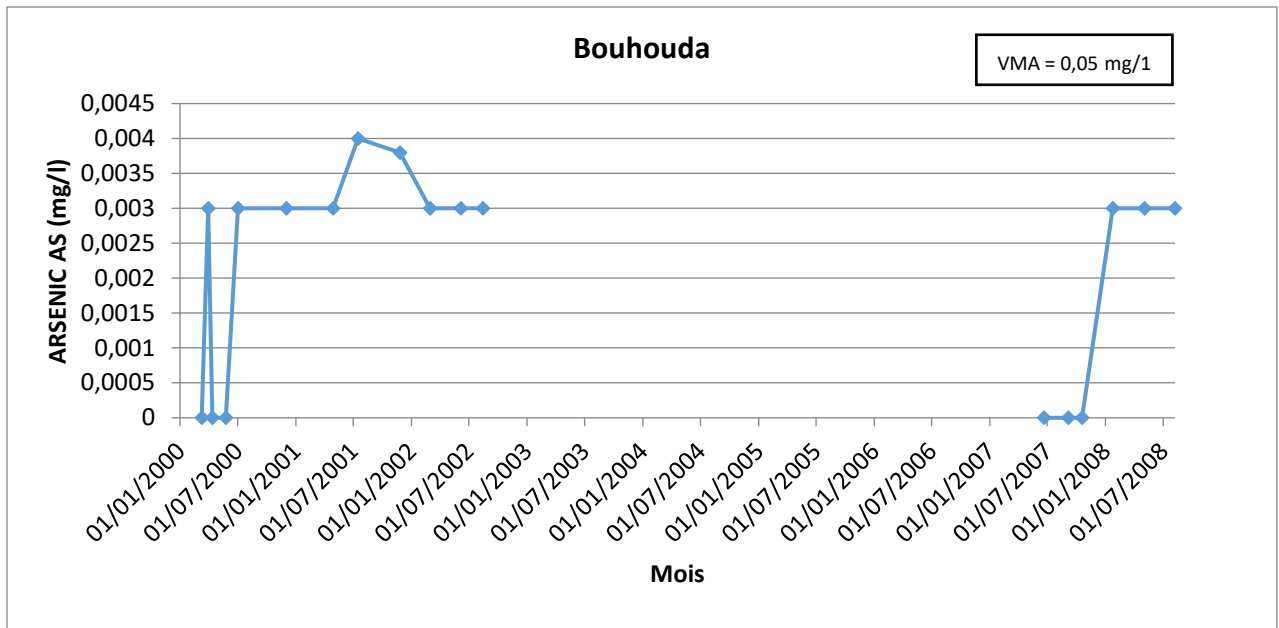
Les ETM sont présents dans tous les compartiments de notre environnement, mais en général en quantités très faibles, ce sont des éléments naturels présents dans l'air, l'eau et les sols. Ils ont la particularité de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique. Certains éléments traces métalliques sont indispensables à faible teneur au déroulement des processus biologiques, cependant d'autres peuvent devenir toxiques (plomb ou mercure par exemple...). En effet, l'impact de ces substances sur l'environnement est complexe, tant leurs actions toxiques peuvent être directes ou indirectes sur les individus, les populations ou les écosystèmes, tant aussi les phénomènes de synergie sont possibles et les déclenchements des effets complexes (Devauchelles, 2002).

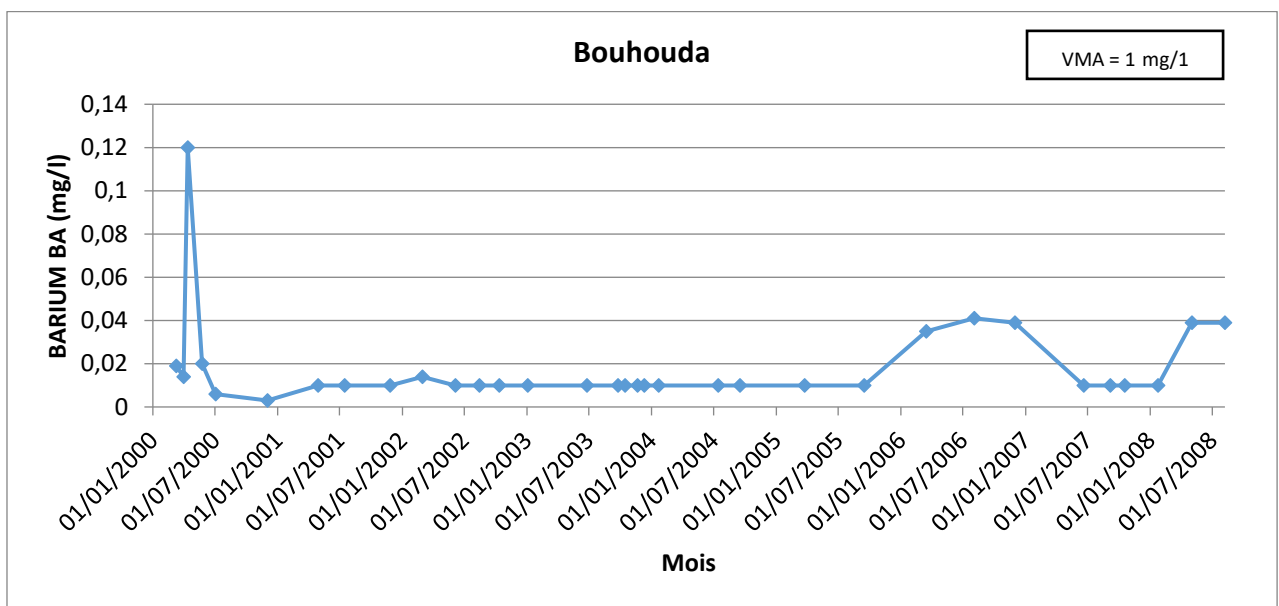
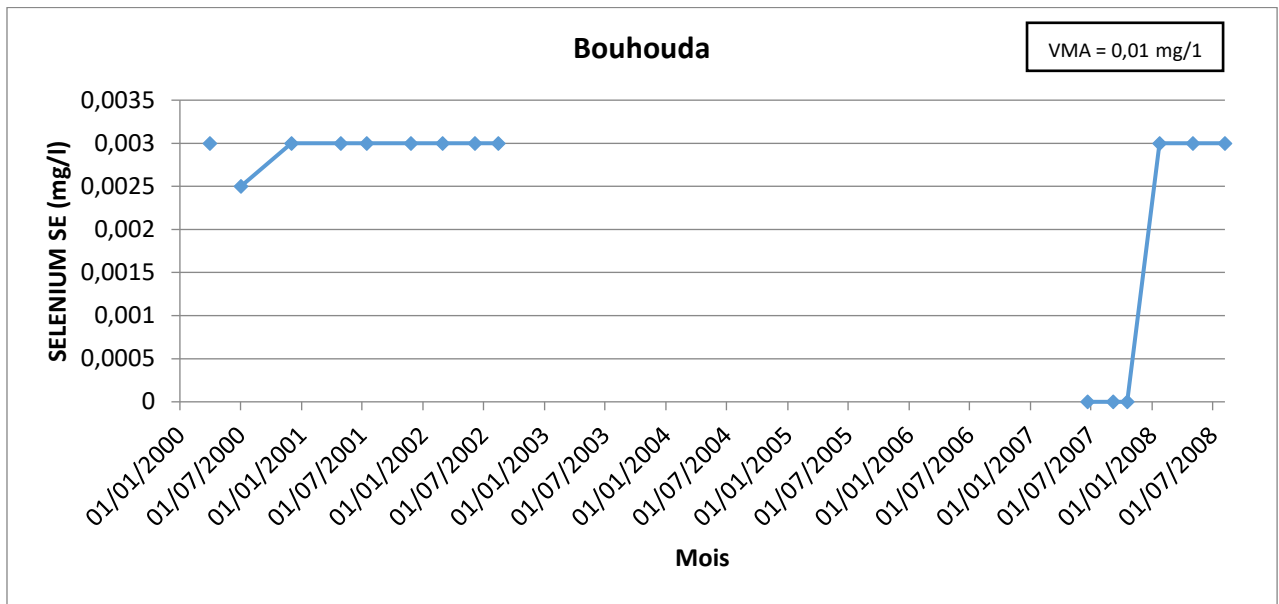
Les ETM suivent dans la nature des cycles depuis la réserve géochimique, en passant par la végétation et les animaux (Alloways et Ayres, 1986). Les activités anthropiques constituent un facteur fondamental qui interfère dans ces cycles, les accélère et augmente par voie de conséquence leurs teneurs dans l'écosystème en question.

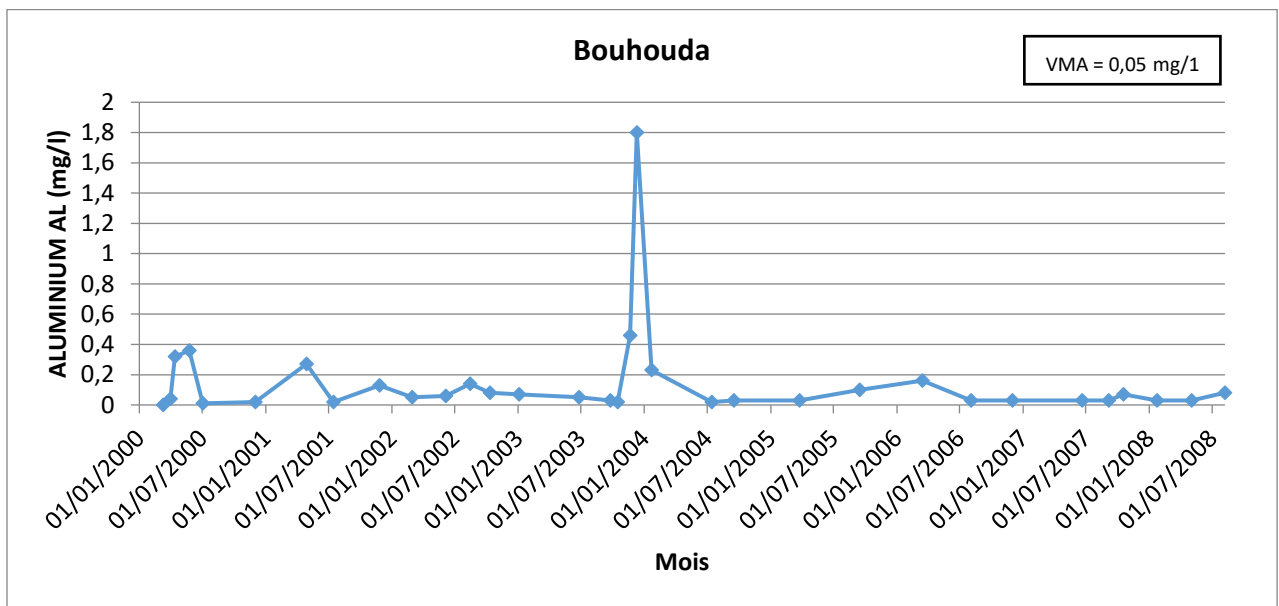
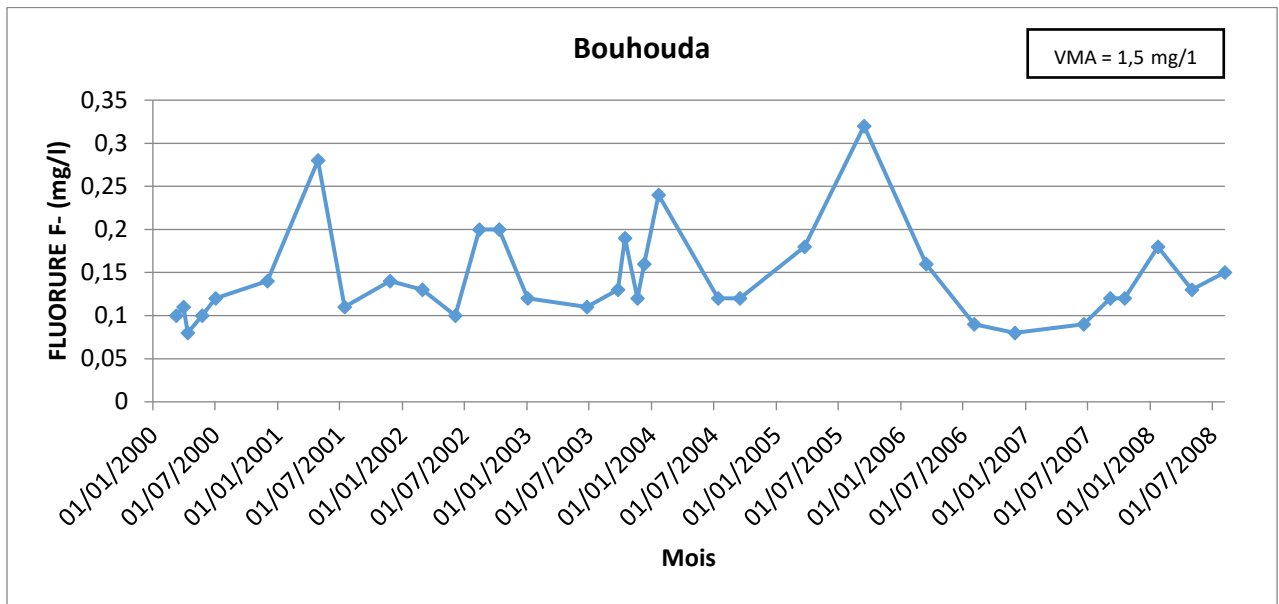
Les concentrations moyennes des différents métaux étudiés représentées sur la figure 40 demeurent relativement faibles. Elles sont toutes inférieures aux valeurs guides de la catégorie A1 de la Grille de classification des eaux utilisées pour la production de l'eau potable (voir Annexes).

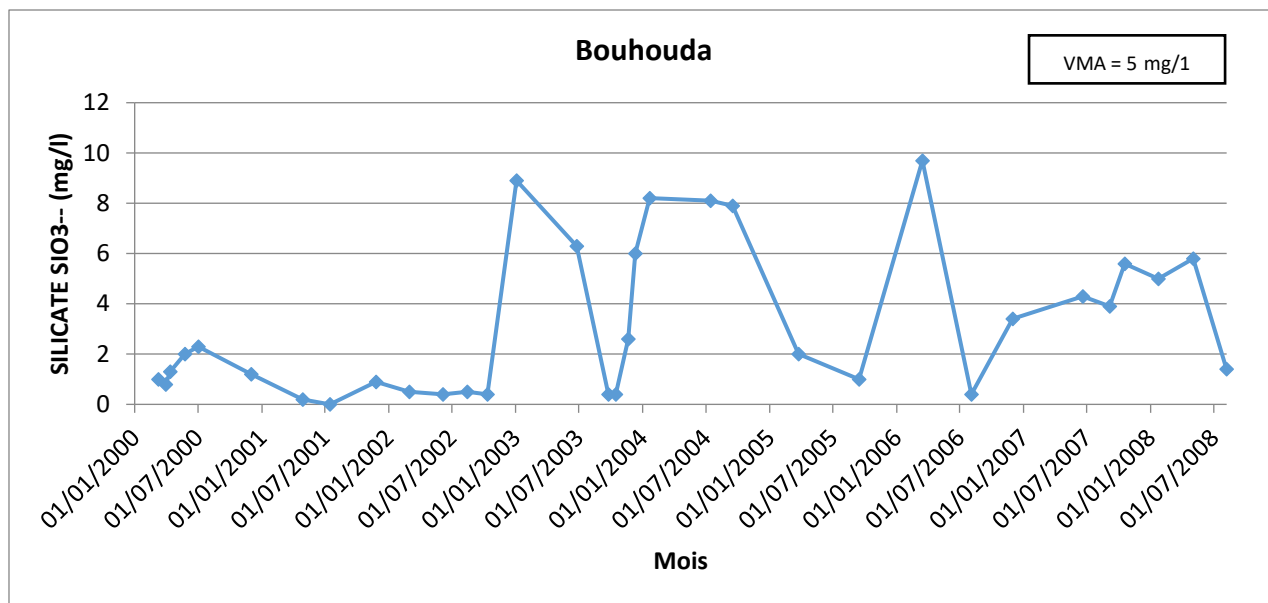












**Figure 40** : Evolution saisonnière du Zin, Cuivre, Plomb, Chrome, Arsenic, Cadmium, Sélénium, Barium , Fluorures , Aluminium ,et silicates dans le lac Bouhouda.

Pour le Zinc les valeurs varient entre 0,01 à 0,09 mg/l. Le cuivre montre des teneurs plus faibles et plus régulières à l'exception d'un pic relevé en 2000, sinon les valeurs enregistrées ne dépassent pas 0,01 mg/l.

Pour le Pb les valeurs oscillent entre 0,003 et 0,006 mg/l et restent donc loin de la VG qui est de 0,05mg/l.

Pour le chrome, l'arsenic et le cadmium, les teneurs sont trop faibles par rapport aux valeurs guides ( $\leq 0,006$  pour le chrome,  $< 0,003$  pour l'arsenic et  $< 0,001$  pour cadmium).

Quant au cadmium, les valeurs enregistrées sont stables durant toute la période d'étude ne dépassant pas 0,001 mg /l, ce qui classe ces eaux dans la catégorie excellente en se basant sur cet élément.

Le même schéma s'observe pour le Sélénium, Baryum et Fluorures éléments moins toxiques que les précédents; faibles variations saisonnières qui restent toujours dans la classe « excellente » de la qualité des eaux de surface.

Pour les fluorures, toutes les valeurs classent les eaux dans la catégorie « excellente »,les valeurs varient entre 0,08 et 0,3 mg/l. Néanmoins cette présence est appréciable au vu des valeurs relevées et pose la question de l'origine des fluorures dans ce lac. En effet, Les fluorures

se retrouvent dans l'environnement à la fois naturellement (à travers l'érosion des roches et les émissions volcaniques par exemple) et suite à certaines activités humaines (comme l'exploitation minière et le traitement du phosphate naturel, la fabrication d'aluminium ou encore la fluoration de l'eau de boisson. En absence de toute activité humaine seule l'effet naturel serait à l'origine de cette présence dans le lac.

Pour l'aluminium et les silicates les variations saisonnières sont importantes (Figure 40). La teneur de la silice enregistrée est assez élevée, c'est un élément qui est capable de précipiter souvent avec le fer, Mn et phosphate, quand à l'aluminium il est peu soluble dans des milieux réductifs à l'inverse de Fer et Mn. Dans les eaux naturelles il est sous forme libre ( $Al^{+++}$ ), complexes minéraux ( $Al(OH)^{++}$ ,  $Al(OH)^{+2}$ , ...), complexes organiques, et dans les débris minéraux. A pH neutre à légèrement alcalin (comme le cas du lac Bouhouda), il est principalement sous ces deux dernières formes. Bien qu'il ne soit pas un élément nutritif l'Al s'accumule dans les couches profondes durant la période de stagnation (période de stratification) ce qui explique quelques valeurs importantes enregistrées durant la période estivale.

En phase humides, les particules et les débris minéraux apportés par les affluents en contact avec la couche anaérobie, se dégagent de leur charge en fer et en Mn (solubilisation). La silice et l'aluminium plus ou moins se gonflent et ralentissent leur vitesse de précipitation.

En d'autres termes la variation saisonnière de ces deux éléments est conditionnée par divers facteurs physiques et chimiques tels que les précipitations, présence de matière organique et minérale, l'oxygénation du milieu, ... Il est de ce fait difficile de cerner leur évolution dans les lacs.



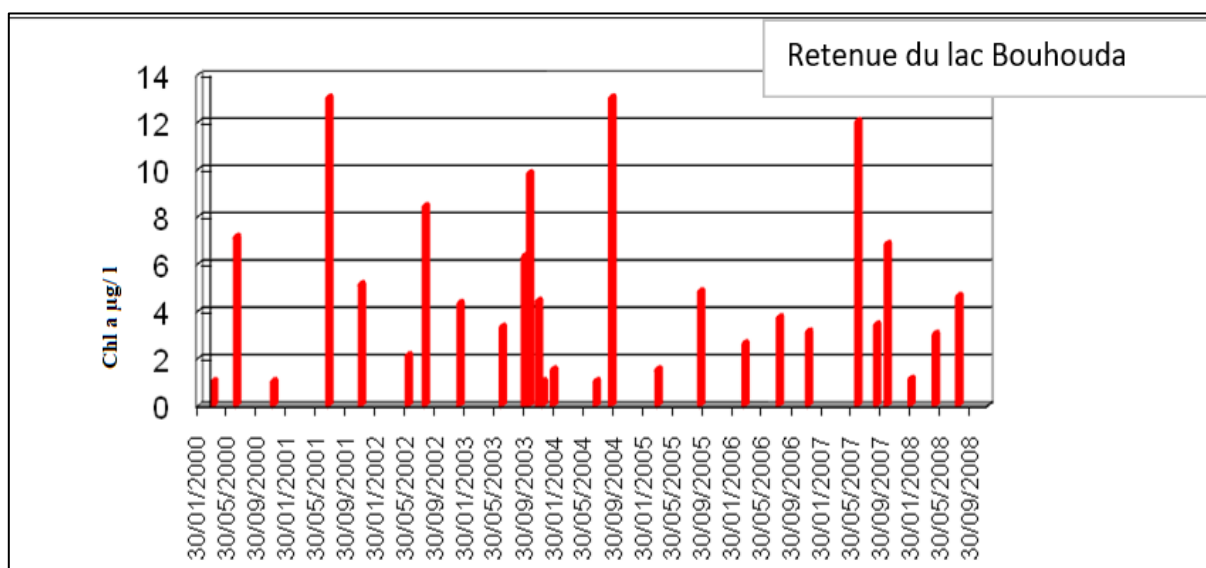
### III- Evolution des paramètres biologiques

#### III-1 Chlorophylle a

La chlorophylle a est un pigment indispensable à la photosynthèse des algues. Bien que le contenu cellulaire en chlorophylle varie en fonction de l'espèce phytoplanctonique et de son état physiologique, la chlorophylle a est un marqueur universel qui permet de bien représenter la biomasse phytoplanctonique du milieu. Son évolution dans les eaux superficielles est essentiellement saisonnière car le développement phytoplanctonique est tributaire des variations de l'énergie lumineuse, du stock des sels nutritifs, de la stabilité des masses d'eaux et de l'intensité du broutage par le zooplancton (Daniel et Le Goff, 2002).

La concentration en chlorophylle a est évoquée par de nombreux pays comme critère synthétique permettant d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne (Ménèsquen et al., 2001).

La chlorophylle a est caractérisée par une très forte variabilité saisonnière durant la période d'étude, la plus forte concentration  $13 \text{ mg/m}^3$  a été enregistrée en 2001 et 2004. Ce niveau important de chlorophylle a reflète la présence d'une biomasse phytoplanctonique considérable et, donc la colonne d'eau est assez riche en sels nutritifs. Ces valeurs enregistrées de la Chl a, classent pourtant ces eaux dans la catégorie « qualité moyenne » selon la grille de la qualité des eaux des lacs des barrages (Figure 41).



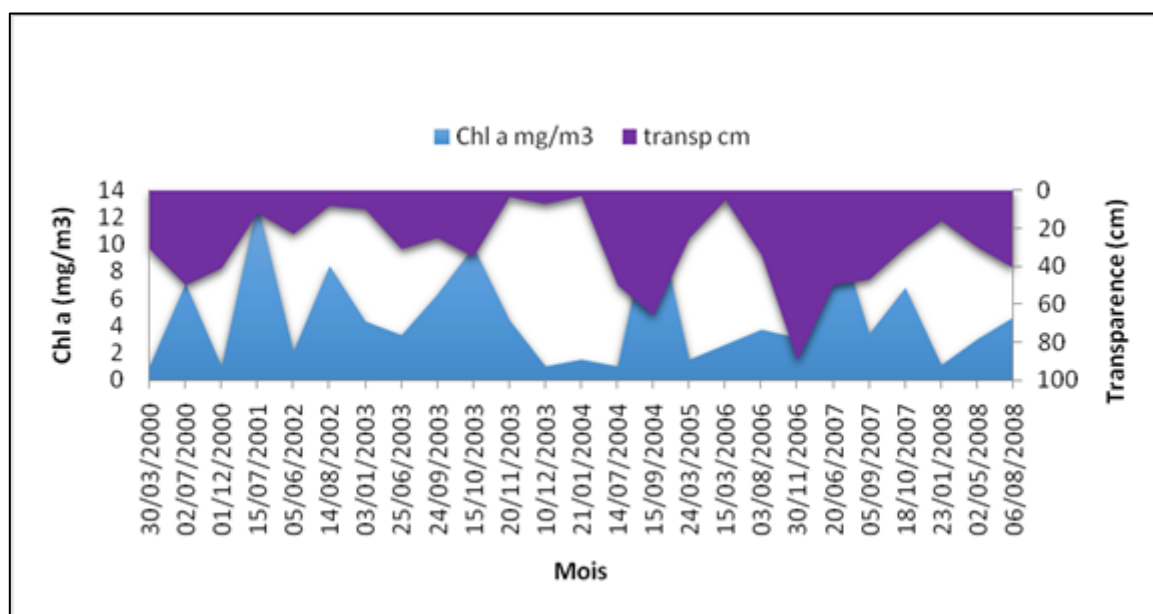
**Figure 41** : Evolution interannuelle de la chlorophylle a dans le lac Bouhouda.

## ❖ Chlorophylle et transparence

La transparence de l'eau s'évalue par la mesure de l'épaisseur d'eau jusqu' où la lumière pénètre, cette mesure varie en fonction de la quantité des particules qui rendent trouble l'eau.

La transparence de l'eau varie d'une façon irrégulière et dépend des manifestations hydrologiques et du développement des biomasses algales, c'est un paramètre qui permet d'évaluer l'état trophique d'un lac. Bien que plusieurs facteurs puissent influencer la transparence de l'eau, on observe que celle-ci diminue en fonction de l'augmentation de la quantité d'algues en suspension. Puisque la quantité d'algues augmente avec la concentration en matières nutritives, on peut donc établir un lien entre la transparence de l'eau et l'état d'avancement de l'eutrophisation d'un lac (MELCC,2016).

Contrairement aux autres descripteurs, la transparence de l'eau est une mesure directe qui permet d'obtenir un diagnostic rapide du plan d'eau. À l'opposé des autres descripteurs, plus la valeur obtenue est élevée, meilleur est l'état général du plan d'eau puisqu'elle signifie alors que sa productivité est faible. La transparence de l'eau varie d'une façon irrégulière et dépend des cycles hydrologiques mais, surtout, de la productivité phytoplanctonique et algale.

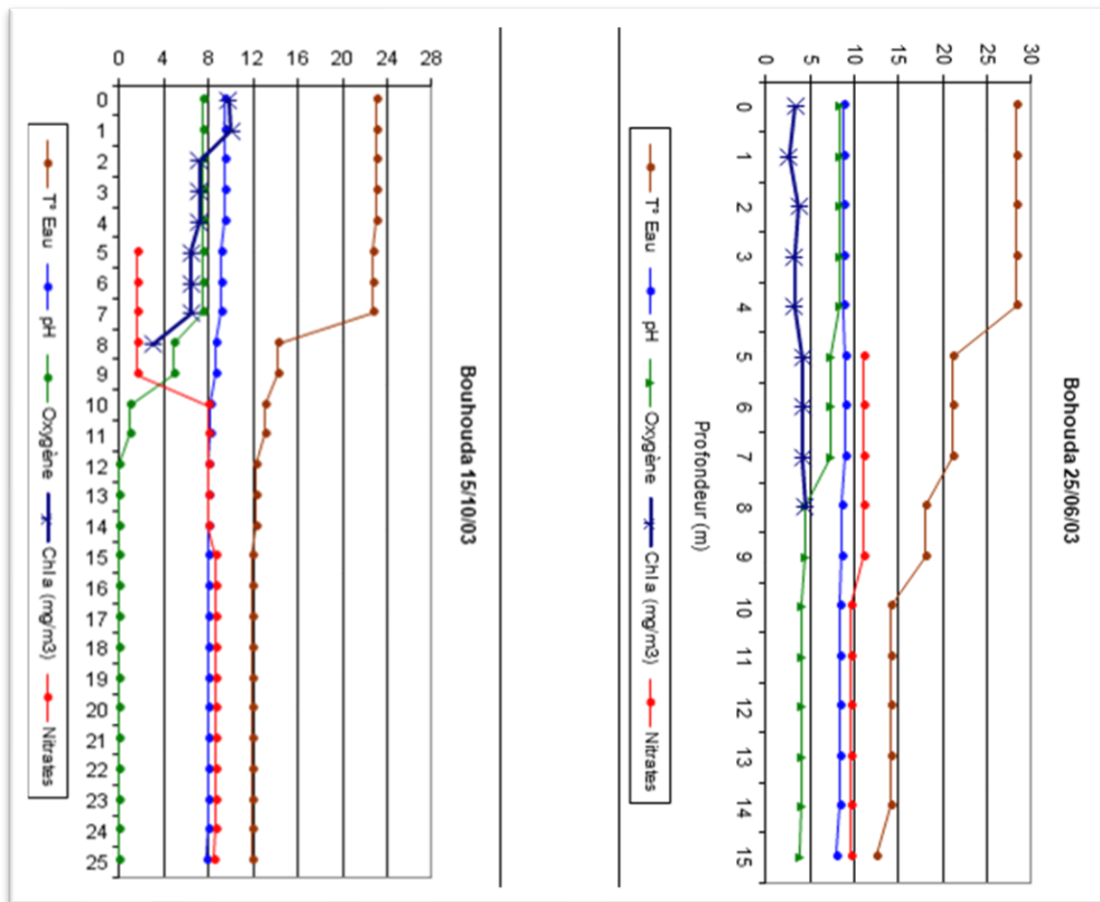


**Figure 42 :** Variations interannuelle de la transparence et de la chlorophylle a.

En effet, les variations saisonnières montrent que les eaux du barrage sont faiblement transparentes en été et en automne. La comparaison des profils de variations de la chlorophylle a avec celle de la transparence (Figure 42) montre une certaine corrélation à l'exception de quelques points, ceci suggère que la productivité du lac est le facteur responsable de cet état et non les apports en eaux hivernaux et automnales très chargés en matière en suspension.

### III-2 Stratification de la Chlorophylle a

Parallèlement aux paramètres déjà étudiés ( Température , Oxygène et pH) , on remarque un schéma identique pour la stratification de la chlorophylle a, (Figure 43), en effet à la surface l'activité de la photosynthèse est très importante (lumière intense, forte chaleur) par rapport à la profondeur où le manque de lumière et la température réduisent la photosynthèse. La stratification thermique paraît à l'origine d'une stratification chimique: en particulier pour l'oxygène dissous et les nitrates. Les résultats de l'oxygène dissous montrent que les eaux de surface sont bien oxygénées, les valeurs varient mais les teneurs connaissent une baisse importante particulièrement durant les saisons automnale ou la stratification empêche encore l'apport d'oxygène aux couches de fond, alors que la dégradation des matières organiques continue d'y consommer de l'oxygène, ce qui peut conduire l'apparition d'anoxies. La disponibilité de la lumière dans la colonne d'eau est également un facteur physique majeur, sachant que la transparence de l'eau joue un rôle prépondérant dans la stratification de l'oxygène dissous. Ce déficit en oxygène témoigne d'une grande biodégradation en profondeur, outre l'apparition de conditions réductrices et ses conséquences .En effet l'anoxie favorise la décomposition bactérienne des composés organiques azotés et donc la production d'ammonium , or l'oxydation de ce dernier ne peut pas se réaliser en absence d'oxygène ce qui explique la chute de la teneur des nitrates au fond surtout en période automnale.



**Figure 43** : Profils verticaux de la chlorophylle a ,l’oxygène le pH et les nitrates en fonction de la profondeur en 2003.

### III-1 Peuplement phytoplanctonique

Le phytoplancton (du grec phyton ou plante et planktos ou errant) est constitué par l’ensemble du plancton végétal, c’est-à-dire des microorganismes photosynthétiques qui sont libres, passifs et en suspension dans la colonne d’eau. Il s’agit de cellules, colonies ou filaments qui ne peuvent nager et dont les mouvements dépendent de ceux de l’environnement aquatique et/ou qui sont motiles (flagellés ou ciliés) mais dont les déplacements sont restreints (Figure 44). La principale source d’acquisition de l’énergie s’effectue par phototrophie chez ces organismes, à partir de la lumière (photosynthèse = processus d’absorption des sels minéraux et du carbone sous forme de CO<sub>2</sub> et de rejet d’oxygène sous l’effet de la lumière).

Les organismes qui se procurent l'énergie nécessaire à leur croissance et à leur reproduction en combinant les modes de nutrition autotrophe et phagotrophe sont qualifiés de «mixotrophes» (Stickney et al. 2000). Par ailleurs, de nombreuses cellules phytoplanctoniques (les chrysophycées par exemple) sont capables de réaliser la mixotrophie, c'est-à-dire qu'elles possèdent des capacités hétérotrophes et elles utilisent des substances organiques à la base de leur métabolisme ou sont même capables d'ingérer des bactéries (Domaizon et al. 2003 ; Zubkov et Tarran 2008). Leur forme est extrêmement variée, la diversité morphologique étant souvent liée à une adaptation à la mobilité (flottaison, et mouvements verticaux) (Zeitzschel 1978). La chlorophylle a, un des pigments chlorophylliens, est le pigment majoritaire impliqué dans ce processus. Le phytoplancton se situe le plus souvent dans la couche supérieure éclairée des masses d'eau, dite zone euphotique dont la limite inférieure correspond à la profondeur recevant 1% de la lumière incidente. Si les organismes phytoplanctoniques représentent seulement 1% de la biomasse des organismes photosynthétiques sur Terre, ils assurent 45% de la production primaire (Chisholm 1995 ; Behrenfeld et al. 2001). Ils sont ainsi à la base de la chaîne trophique pélagique (Azam et Malfatti 2007) et sont également responsables de la production d'une part essentielle de l'oxygène atmosphérique, et constituent une véritable pompe à dioxyde de carbone (Gammon, 1986).

Les eaux douces et particulièrement les eaux de surface, qui représentent une ressource vitale pour l'homme, sont menacées par des pollutions diverses, d'origine anthropique. Le phytoplancton réagit à ces altérations et peut être considéré comme un indicateur de la dégradation de la qualité des eaux continentales, proposé par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) comme élément de qualité biologique. La prolifération du phytoplancton a un impact direct sur les écosystèmes aquatiques entraînant des modifications de la diversité et de la dynamique des populations. En outre, certaines espèces, dont les cyanobactéries, sont susceptibles de synthétiser des toxines à l'origine d'intoxications plus ou moins graves, représentant des risques importants pour la santé humaine et animale (Chorus et Bartram 1999). Les usages de l'eau peuvent ainsi être limités par ces contaminations.



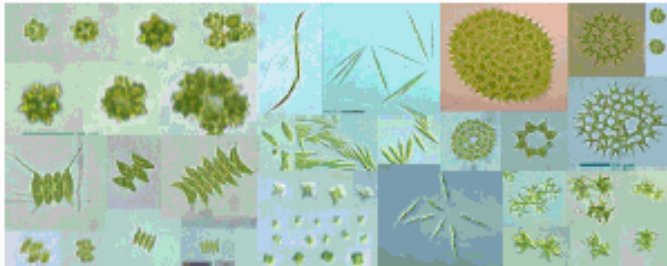
#### Les Cyanophycées ou cyanobactéries

Pigments : chlorophylle a ; phycobilines (phycocyanine, allophycocyanine, phycoérythrine)

Substances de réserve : glycogène, cyanophycine

Paroi cellulaire : peptidoglycane

Morphologie : unicellulaire, coloniale, filamenteuse  
Reproduction : asexuée (fission binaire, fragmentation)



#### Les Chlorophycées ou algues vertes

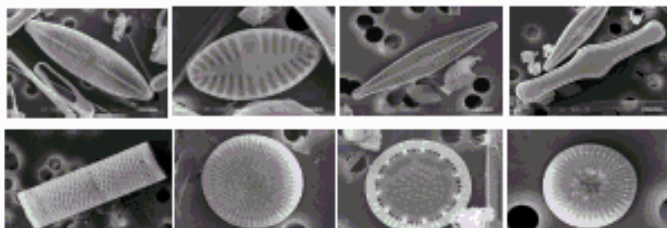
Pigments: chlorophylles: a et b; xanthophylles: lutéine, violaxanthine

Substances de réserve : amidon intraplastidial

Paroi cellulaire: principalement cellulose

Morphologie: unicellulaire, coloniale, filamenteuse, cénobiale, formes avec ou sans flagelles

Reproduction : asexuée (fission binaire) et sexuée (isogamie, anisogamie et oogamic)



#### Bacillariophycées ou diatomées

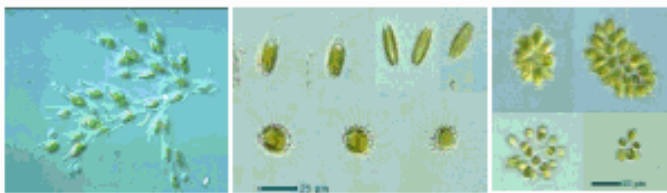
Pigments : chlorophylles : a, c 1 et c 2 et c 3 ; xanthophylles : fucoxanthine, diatoxanthine, diadinoxanthine

Substances de réserve : chrysolarnarine, 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)



#### Les Chrysophycées ou algues dorées

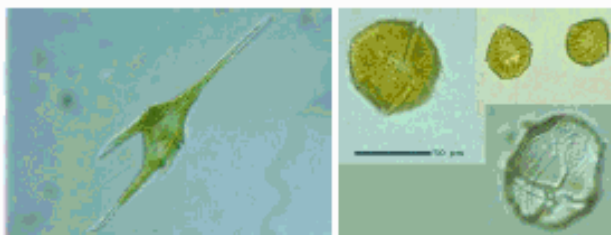
pigments : chlorophylles : a, c 1 et c 2; xanthophylles : fucoxanthine

Substances de réserve : chrysolaminarane, lipides

Paroi cellulaire : écailles 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)



#### Les Dinophycées ou dinoflagellés

Pigments: chlorophylles: a et c2; xanthophylles: peridinc, diadinoxanthine

Substances de réserve: amidon, lipides

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)



#### Les Cryptophycées

Pigments: chlorophylles: a et c2; phycobilines : phycocyanine, phycocrythrine

Substances de réserve: amidon extraplastidial

Paroi cellulaire: généralement absente

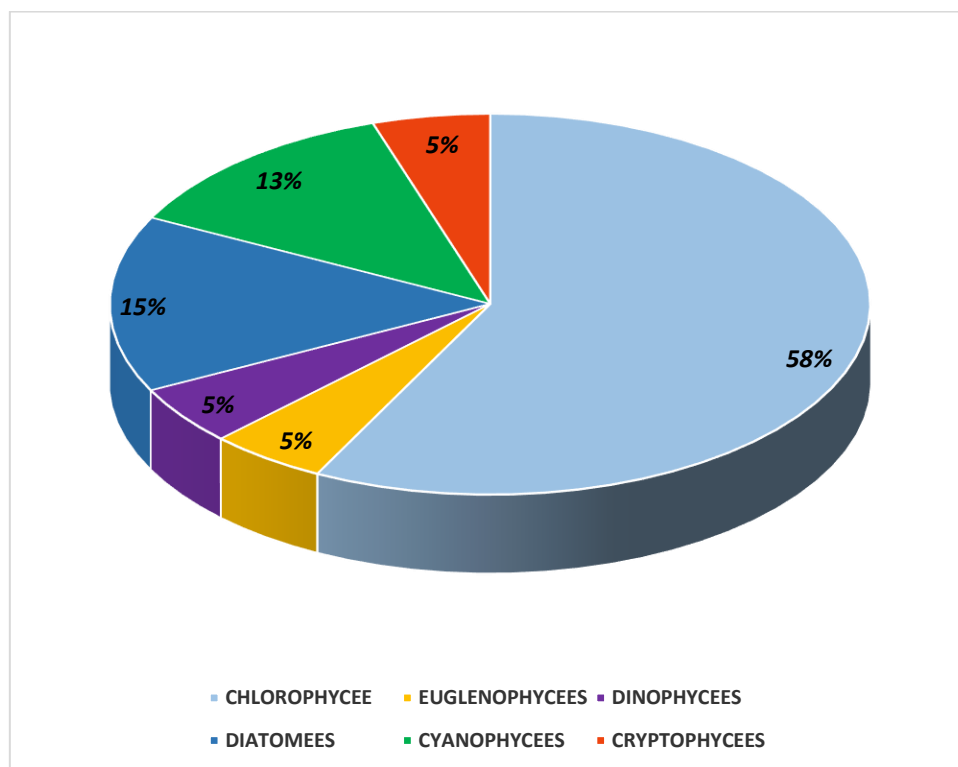
Morphologie : cellules nues, ovale et aplaties avec 2 flagelles inégaux  
Reproduction : principalement asexuée (fission binaire)

**Figure 44:** Classes algales et leurs caractéristiques principales basées sur des aspects morphologiques et cytologiques (Saez et al. 2008).

### III-1.a Richesse spécifique du phytoplancton

Les variations de la composition chimique des eaux naturelles seraient un facteur important dans la régulation de l'abondance, de la composition et de la répartition géographique et périodique du phytoplancton.

Le peuplement algal du lac Bouhouda est représenté par six classes différentes (Figure 45), cette composition phytoplanctonique est similaire à plusieurs lacs étudiés au Maroc (Berrada et al, 2000, sbiyyaa ,1997, Sadani et al 2004). L'inventaire réalisé au niveau de ce lac révèle une richesse phytoplanctonique très importante (voir tableau 4). Les classes les plus représentées en taxons sont les chlorophycées , suivies des diatomées puis les cyanophycées .



**Figure 45** : Composition de la flore algale du Lac Bouhouda.

**Tableau n° 4** : Inventaire des taxons phytoplanctoniques dénombrés dans le lac Bouhouda

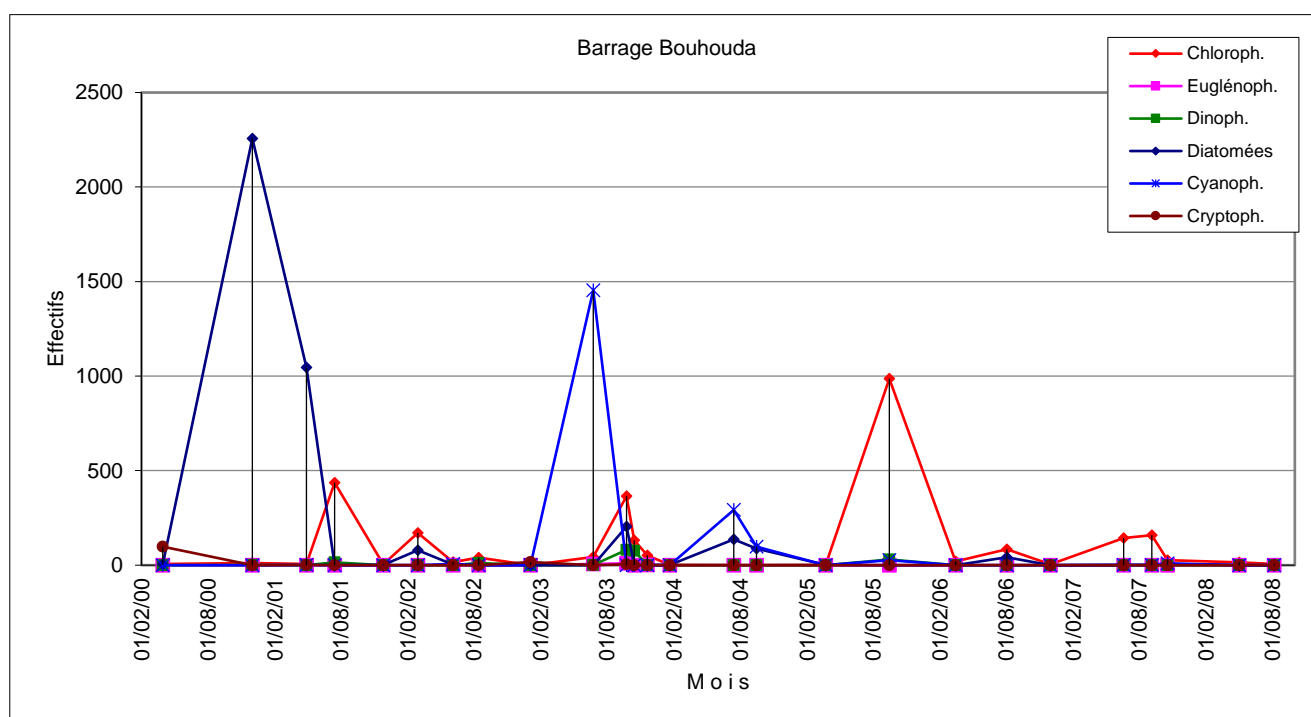
<u>CHLOROPHYCEES</u>	<u>CRYPTOPHYCEES</u>
<i>Botryococcus braunii</i>	<i>Chroomonas sp</i>
<i>Carteria cordiformis</i>	<i>Cryptomonas sp</i>
<i>Closterium aciculare</i>	<u>CYANOPHYCEES</u>
<i>Closterium aciculare var,subpronum</i>	<i>Chroococcus sp</i>
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Chroococcus turgidus</i>
<i>Coelastrum reticulatum</i>	<i>Lyngbya sp</i>
<i>Cosmarium leave</i>	<i>Microcystis sp</i>
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	<i>Oscillatoria sp</i>
<i>Mougeotia sp</i>	<u>DIATOMEES</u>
<i>Mougeotia viridis</i>	<i>Cyclotella sp</i>
<i>Oocystis crassa</i>	<i>Melosira granulata</i>
<i>Oocystis lacustris</i>	<i>Navicula sp</i>
<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Nitzschia acicularis</i>
<i>Pediastrum duplex</i>	<i>Nitzschia sp</i>
<i>Pediastrum simplex</i>	<i>Synedra ulna</i>
<i>Pediastrum simplex var,duodenarium</i>	<u>DINOPHYCEES</u>
<i>Pediastrum sp</i>	<i>Peridinium cinctum</i>
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	<i>Peridinium sp</i>
<i>Scenedesmus obliquus</i>	<u>EUGLENOPHYCEES</u>
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Euglena sp</i>
<i>Staurastrum pingue</i>	<i>Phacus sp</i>
<i>Staurastrum sp</i>	
<i>Tetraedron minimum</i>	

Ce tableau illustre nettement la richesse du phytoplancton présent dans les eaux du lac Bouhouda.



### III-1.b Dynamique du peuplement algal

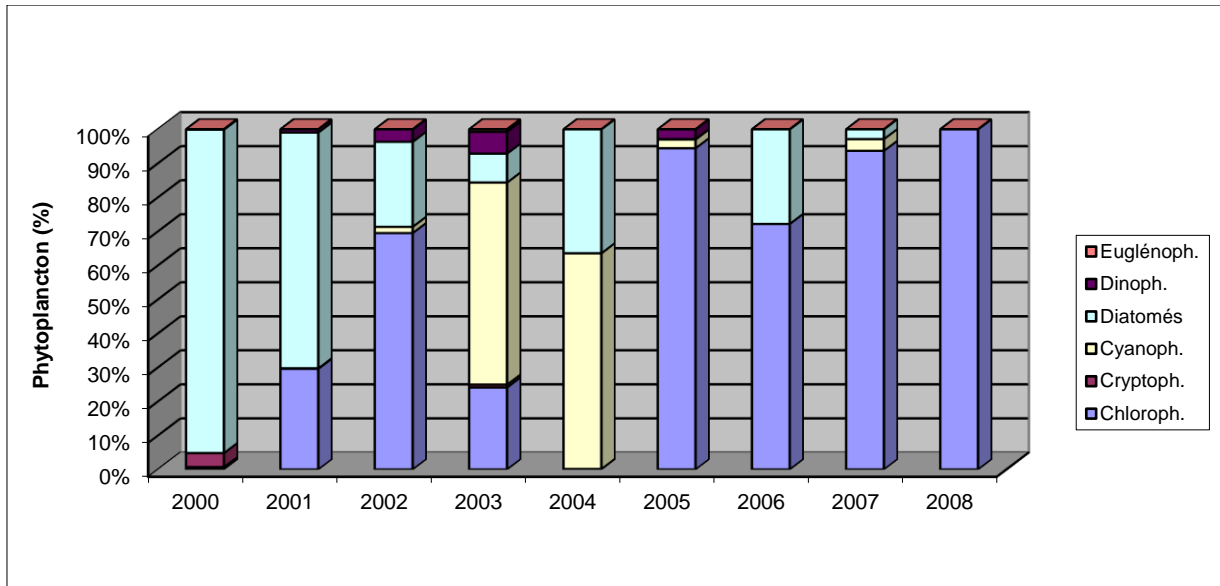
La communauté phytoplanctonique du Barrage de Bouhouda a été étudiée à travers un suivi qualitatif (richesse spécifique) et quantitatif (effectifs, biomasse) durant une période de huit ans de 2000 à 2008. La diversité spécifique paraît très variable selon les années, on note surtout la disparition totale des euglénophycées suivie de la disparition des cryptophycées et des dinophycées, on relève également une forte chute des diatomées et par contre une présence permanente des chlorophycées (Figure 46).



**Figure 46:** Evolution de la diversité pyhtoplanctonique dans le lac Bouhouda.

La répartition interannuelle de la biomasse des différentes classes d'algues inventoriées est très hétérogène et présente des variations saisonnières et interannuelles très importantes, mis à part l'année 2003 où nous avons noté la présence de toutes les espèces, la succession algale est très apparente, en effet les diatomées représentaient plus de 97% de la biomasse totale des espèces algales en 2000 pour céder la place aux chlorophycées devenus la classe envahissante en 2008 (Figure 47). Cette dernière est dominée principalement par *Cosmarium leave* et *Pediastrum simplex*, deux espèces parmi les plus typiques des lacs eutrophes (Chikhaoui et al 2008), et qui ont révélé la présence d'une grande disponibilité de nutriments comme le phosphore, celui-ci constitue le principal facteur qui contrôle la poussée importante des Chlorophycées surtout lorsque les conditions de lumière et de température sont également adéquates dans les eaux de

la retenue (Sane 2006). Pour la croissance moins importante des cyanobactéries productrices de toxines comme *Microcystis* spp, elle ne peut être expliquée que par les faibles teneurs en N prélevées dans le lac ,cet élément constitue donc le facteur clé limitant pour la prolifération et le maintie de leur poussée comme dans le cas de plusieurs lacs eutrophes ( Xu et al ,2010).



**Figure 47 :** Evolution de la biomasse planctonique des différentes classes d’algues dans le lac Bouhouda.

Les variations spatio-temporelles du peuplement algale, des eaux prélevées dans le barrage de Bouhouda, révèlent l’existence d’une succession des populations phytoplanctoniques durant les années s’étalant de 2000 à 2008. Cette succession algale est largement conditionnée par les paramètres physico-chimiques; il en est ainsi dans de nombreux lacs et retenues (Fqih Berrada et al 2000; Sommer 1986; Devaux et Aleya 1993). Elle provoque alors un changement de la qualité et de la quantité de producteurs primaires pour les brouteurs zooplanctoniques. En effet les proliférations rapides des chlorophycées causent des hypoxies ou des anoxies en raison de leur forte biomasse. Ainsi, si l’on souhaite réduire la densité phytoplanctonique pour lutter contre l’eutrophisation, il faut diminuer les apports globaux en nutriments. L’évolution rapide des communautés planctoniques en réponse aux changements environnementaux renforce l’intérêt de leur suivi écologique en raison de l’importance de ce barrage du point de vue de ces usages dans la région de Taounate. le développement algal donne une idée réelle sur l’évolution du statut trophique qui semble être principalement déterminé par les vacillations des conditions climatiques, de ce fait les études suivantes devraient établir une approche plus précise des

interactions existantes entre le compartiment phytoplancton et les autres niveaux du réseau trophique en intégrant plusieurs descripteurs physico-chimiques, biologiques et hydrologiques, ainsi on peut établir un modèle pour ce type de retenue.

#### **IV- Bilan**

Les écosystèmes lacustres sont particulièrement sensibles aux apports de leur bassin versant en raison de la stratification thermique de la colonne d'eau pendant la saison où la production primaire est maximale (printemps et été) et du temps de séjour élevé de l'eau. La stratification thermique estivale sépare la couche d'eau de surface, l'épilimnion plus chaud et bien éclairé, favorable à la production primaire de la couche d'eau profonde, l'hypolimnion. Les principales caractéristiques morphométriques (profondeur, volume du lac) et hydrologiques (surface et occupation du sol du bassin versant, débits) déterminent la fragilité des lacs à l'eutrophisation (Boehrer et Schultze, 2009).

L'étude du barrage Bouhouda a été réalisée dans le but d'acquérir une meilleure compréhension et une meilleure visibilité des mécanismes qui entrent en jeu dans le fonctionnement de cet écosystème et les facteurs qui conditionnent son eutrophisation, surtout si nous considérons que ce milieu est imprévisible à l'image de tous les réservoirs à eau chaude. En effet, l'interaction entre le bassin versant et les lacs et réservoirs situés dans ces zones méditerranéennes semi-arides à arides est dictée par la répartition saisonnière des pluies et de la couverture végétale.

La diagnose limnologique du barrage Bouhouda nous a permis de prélever plusieurs particularités :

- ✓ L'une des particularités majeures ayant la plus grande influence sur le développement de la qualité de l'eau de la retenue, voire sur le processus d'eutrophisation dans sa totalité, est le régime de stratification et de mixage de la masse d'eau, qui est un plan d'eau monomictique avec une stratification thermique estivale qui s'étend en général jusqu'à la saison humide automnale froide de l'année (Lewis et William, 1983).

La thermocline ainsi constituée forme une barrière qui empêche le transport de l'eau bien oxygénée de l'épilimnion vers l'hypolimnion. C'est ainsi que d'une part nous avons un déficit en oxygène de plus en plus accrue au fur et à mesure que l'oxygène dissous dans l'eau de l'hypolimnion est consommé et d'autre part, l'eau de l'épilimnion étant chaude et riche en éléments nutritifs constitue au début de l'été, un milieu très

favorable à la prolifération du phytoplancton. La production d'algues microscopiques dans les couches superficielles est due à la pénétration de la lumière qui, en présence de matières nutritives, entraîne une sédimentation excessive de détritiques. Cette sédimentation engendre la désoxygénation de l'hypolimnion où s'établissent des conditions d'anaérobiose, qui ont tendance à remonter très haut dans la colonne d'eau particulièrement en saison estivale.

- ✓ Sur le plan physico-chimique, grâce à la présence des nitrates en quantités suffisantes qui interviennent comme matière oxydante supplémentaire, les bactéries n'ont pas besoin d'utiliser les sulfates dans les processus de décomposition de la matière organique. Il n'y a par conséquent pas de dégagement de l'hydrogène sulfuré, mais, par contre, on assiste à une présence de fer, de manganèse, et d'ammonium.
- ✓ En effet, pendant la stratification thermique, la diminution ou l'absence de la concentration de l'oxygène induit la réduction chimique du Fer et du Manganèse et leur solubilisation à partir du sédiment. Ces éléments libérés peuvent ainsi diffuser à travers la thermocline et atteindre les niveaux supérieurs de la masse d'eau.

Les eaux de Bouhouda sont alcalines et assez turbides comme le cas de plusieurs barrages du territoire: EL Kanssera (Berrada, 2001), Oued El Maleh (Sabour, 2002), Lalla Takerkouste (Cherifi, 2001). La concentration du phosphore et de l'azote qui sont des éléments essentiels de la croissance algale est relativement importante. En effet, les valeurs maximales relevées en phosphore total (1,9 mg/l), Nitrate (14,8 mg/l) et Ammonium (0,62 mg/l), sont très importantes comparées à celles rapportées dans d'autres retenues telles que : El Kansera et Smir (Berrada, 2001), Bine El Ouidane (Cherifi, 2001), Lalla Takerkouste (Sbiyyaa, 1997). Ces valeurs élevées témoignent alors d'une pollution anthropique au niveau du bassin versant (Benzha et al, 2005).

- ✓ Aussi la succession algale observée dévoile la variation des communautés planctoniques en réponse aux changements environnementaux et le développement par opportunisme d'espèces végétales invasives suite à l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs notamment le phosphore.

Par ailleurs, concernant les concentrations moyennes des différents métaux étudiés, elles sont relativement faibles par rapport aux normes de la qualité des eaux avec cependant une certaine influence exogène liée au charriage de matériaux qui contribuent à l'enrichissement de certains éléments tels que l'aluminium et les silicates.

## **V- Modélisation de l'état trophique du lac Bouhouda.**

Il existe actuellement un grand nombre de modèles d'eutrophisation des écosystèmes lacustres, pouvant être appliqués à des lacs pour lesquels on dispose de mesures de terrain suffisantes.

L'intérêt pour la modélisation des écosystèmes lacustres est apparu dès la prise de conscience des effets de l'eutrophisation sur ces milieux (Imboden, 1974; Vollenweider, 1975; Vollenweider and Kerekes, 1982). De très nombreux modèles de lacs ont ainsi été développés dès les années 1970, souvent dans le but d'obtenir des outils prédictifs permettant d'améliorer leur gestion. Les variables de ces modèles permettent de relier la production primaire aux nutriments qui lui sont nécessaires, en premier lieu le phosphore, puis l'azote, quelquefois la silice. L'oxygène est également fréquemment modélisé, par contre le cycle du carbone est rarement décrit. Etant donné que l'eutrophisation est d'abord un phénomène de prolifération végétale, donc de masse, il est clair qu'un modèle d'eutrophisation doit d'abord s'intéresser à simuler les flux de matière dans l'écosystème. (Ménésguen, 1992).

### **V-1 Typologie des modèles**

La classification des modèles appliqués à l'eutrophisation reste très complexe et diversifiée mais elle se traduit par deux types d'approche de modélisation, une approche statistique ou empirique et une approche déterministe ou mécaniste. Des revues récentes présentent les modèles les mieux établis et les plus fréquemment utilisés (e.g. Jørgensen, 2010; Mooij et al., 2010).

#### *V-1.a Modèles statistiques ou empiriques-*

Les modèles empiriques tirent des jeux de données des relations statistiques entre variables prédictives et variables à expliquer (Fornarelli et al., 2013); (Kutas and Toth, 1985; Millie et al., 2006). Cette approche demande peu de connaissance a priori des processus survenant dans l'écosystème. Ils simulent seulement les relations entre entrées et sorties sans représentation interne du système étudié.

Ces modèles sont utilisés dans différents objectifs, par exemple pour ré-analyser les relations statistiques entre nutriments et chlorophylle dans différents contextes (Brown et al., 2000; Huszar et al., 2006) ou l'évolution des concentrations d'oxygène (Chen and Liu, 2014; Rankovic et al., 2010).

### *V-1.b Modèles dynamiques ou déterministes*

Ces modèles mécanistes sont basés sur une connaissance a priori des processus dominants, décrits par un jeu d'équations différentielles, résolues par des méthodes numériques ou tous les paramètres sont susceptibles de changer avec le temps. Dans les modèles déterministes des années 1980, c'est souvent la concentration à l'équilibre des variables qui est calculée (e.g. Imboden, 1974; Schnoor and O'Connor, 1980; Vollenweider, 1975).

Pour les modèles déterministes, le rôle important de la stratification thermique durant la période de production primaire nécessite l'assemblage d'un modèle hydrodynamique et d'un modèle biologique. Le modèle hydrodynamique peut être assez simple, permettant seulement la simulation de la température de l'eau ou plus complexe permettant aussi la simulation des vitesses de courant. Par contre en ce qui concerne les processus biologiques, du fait de leur complexité et de leurs interactions, peu d'équations satisfaisantes sont disponibles pour les décrire. Les processus biologiques sont généralement simplifiés et agrégés, ce qui entraîne de moindres performances de la modélisation écologique. Ces modèles qui demandent généralement de longs temps de calcul sont souvent trop lourds à mettre en œuvre pour fournir une aide à la décision dans des applications opérationnelles à court terme, de l'ordre de la semaine, comme la prévision de proliférations algales (Chen et al., 2006), néanmoins les modèles déterministes demeurent les mieux adaptés pour simuler la réponse spatio-temporelle de l'écosystème à des scénarios de changement des forçages.

### V-2 Exemples de modèles de l'eutrophisation

Les premiers modèles d'eutrophisation de lacs dans les années 1970 étaient des modèles empiriques reliant les concentrations en phosphore et en chlorophylle dans le lac ainsi que des modèles de bilan entre charge en nutriments apportée par le bassin versant et concentration en chlorophylle dans le lac. Ces modèles, faciles à mettre en œuvre, sont très utiles pour fournir les ordres de grandeur des concentrations en nutriments et en chlorophylle, dans le but de réduire ou contrôler l'eutrophisation des lacs. Mais ces modèles considèrent l'écosystème lacustre à l'équilibre et ne permettent pas de décrire l'évolution de l'écosystème en réponse à des changements environnementaux.

### V-2.a Modèle de Carlson

Carlson a constaté que l'intensité de l'eutrophisation dans plusieurs lacs est le résultat de l'augmentation de la quantité des éléments nutritifs dans l'eau particulièrement le phosphore. L'accroissement de ce dernier entraîne une propagation spectaculaire des algues estimée par la quantité de la chlorophylle a et par conséquent une chute de la transparence dans les eaux du lac.

Cet indice de l'état trophique des lacs Trophic State Index (TSI) est un système de classification conçu pour évaluer les plans d'eau en fonction de la quantité d'activité biologique qu'ils soutiennent. Bien que le terme « indice trophique » est couramment appliquée aux lacs, tout organisme de surface de l'eau peut être indexée.

La STI d'un plan d'eau est évaluée sur une échelle de zéro à cent. Aux termes de l'échelle STI, les plans d'eau peuvent être définies comme suit :

**Tableau n° 5 :** Equations de l'indice de l'état trophique de carlson.

Descripteurs	Equations
<b>Phosphore total (PT)</b>	$TSI = 14,42 \ln(PT) + 4,15$
<b>Chlorophylle (Chl a)</b>	$TSI = 9,81 \ln(Chl\ a) + 30,6$
<b>Transparence (Tr)</b>	$TSI = 60 - 14,41 \ln(Tr)$

Après le calcul de l'indice globale qui est la moyenne des trois indices, Carlson a classé l'état trophique des milieux lacustres comme suit (Tableau n°6).

**Tableau n° 6 : Indice trophique du modèle de Carlson.**

Niveau trophique	Indice TSI	Transparence (m)	Phosphore ( $\mu\text{g/L}$ )	Chlorophylle a ( $\text{mg/m}^3$ )
<b>Ultra oligotrophe</b>	0	64	0,75	0,04
<b>Ultra oligotrophe</b>	10	32	1,5	0,12
<b>Ultra oligotrophe</b>	20	16	3	0,34
<b>oligotrophe</b>	30	8	6	0,94
<b>Mésotrophe</b>	40	4	12	2,6
<b>Mésotrophe</b>	50	2	24	6,4
<b>Eutrophe</b>	60	1	48	20
<b>Eutrophe</b>	70	0,5	96	56
<b>Hyper eutrophe</b>	80	0,25	192	154
<b>Hyper eutrophe</b>	90	0,012	384	427
<b>Hyper eutrophe</b>	100	0,062	768	1183

La concentration en chlorophylle semble être représentative du niveau trophique puisqu'elle donne une idée réelle du développement algale, elle a reçu une attention considérable des écologistes aquatiques (Dillon et Rigler 1974, Brow et al 2002).

D'autres modèles empiriques semblables au modèle de Carlson ont été élaborés en se basant sur la relation nutriment biomasse phytoplanctonique et transparence, le principe de la majorité de ces modèles tire ses origines des travaux de Vollenweider (1969), mais plusieurs variantes et



adaptations ont été développées depuis (Brett et Benjamin, 2008). Le tableau n°7 représente quelques exemples de ces modèles:

**Tableau n° 7 :** Equations de quelques exemples de modèles empiriques

Auteur	R <sup>2</sup>	n	Modèle
<b>Dillon et Rigler (1974)</b>	0,95	46	$\text{Log}_{10} \text{Chl} = 1,449 \log_{10} \text{PT} - 1,36$
<b>Mazumder et al 1998</b>	0,87	235	$\text{Log Chl} = 0,21 \pm 0,03 + (0,97 \pm 0,02) \log \text{PT}$
	0,69	59	$\text{Log Chl} = 3,09 \pm 0,36 + (1,44 \pm 0,13) \log \text{NT}$
<b>Brown et al 2000</b>	0,76	533	$\text{Log}_{10} \text{Chl} = -0,37 + 1,05 \log_{10} \text{PT}$
	0,72	297	$\text{Log}_{10} \text{Tr} = 0,65 - 0,43 \log_{10} \text{Chl a}$

#### *V-2.b Modèle Vollenweider*

Plusieurs modèles d'apports en phosphore ont été développés pour expliquer et déterminer le degré d'eutrophisation dans les lacs, étant donné que le phosphore est généralement l'élément limitant dans les systèmes aquatiques d'eau douce (Schindler, 1977; Schindler et al., 2008). Ces types de modèles représentent une voie intéressante, car ils sont beaucoup moins coûteux.

Dans les années 1970, Dillon et Rigler (1975) ont développé un modèle permettant d'évaluer les concentrations de phosphore d'un lac à partir de ses sources naturelles de phosphore, de ses apports anthropiques provenant des rives, de son bilan hydrique et de sa morphologie. Ce modèle explicite d'exportation de phosphore a été calibré sur des lacs du Bouclier canadien en Ontario et il visait principalement à déterminer la capacité de support des lacs, en phosphore, par rapport au développement résidentiel des rives (Dillon et Rigler, 1975; Dillon et al., 1994). Depuis sa création, ce type de modèle a été utilisé comme base pour plusieurs décisions de

gestion dans le secteur public et le secteur privé (Paterson et al., 81 2006). Son principe tire également ses origines des travaux de Vollenweider (1969).

L'approche de Vollenweider utilisée pour établir la classification de l'état trophique est basée sur les moyennes annuelles de la chlorophylle a, du phosphore total et de la transparence (Tableau n° 8) :

**Tableau n° 8:** Classification de l'état trophique selon Vollenweider

Classes trophiques	Phosphore totale (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (m)
<b>Ultra-oligotrophe</b>	< 4	< 1	> 12
<b>OligEotrophe</b>	4-10	1-3	12-5
<b>Mésotrophe</b>	10-30	3-8	5-2,5
<b>Eutrophe</b>	30-100	8-25	2,5-1
<b>Hyper-eutrophe</b>	>100	> 25	< 1

*V-2.c Etat trophique des eaux du lac Bouhouda.*

❖ Application du Modèle de Carlson

Selon la classification établie par Carlson, les valeurs élevées supérieures à 50 sur l'échelle TSI sont typiques des lacs eutrophes ayant une forte productivité biologique, tandis que les valeurs inférieures à 40 sur cette même échelle sont habituellement représentatives des lacs oligotrophes, c'est-à-dire des plans d'eau possédant une faible productivité biologique. Les valeurs intermédiaires correspondent aux lacs mésotrophes.

Dans le tableau suivant les valeurs moyennes des trois paramètres considérés sont reportées avec leur indice à savoir transparence TSI (Secchi), chlorophylle a et PT et leur TSI moyen:

**Tableau n°9** : Indice de l'état trophique des eaux du lac Bouhouda.

Année	TSI chlorophylle a	TSI	TSI	TSI moyenne
		Phosphore total	Transparence	
<b>2000</b>	41,47	81,92	80,56	67,98
<b>2001</b>	52,20	89,80	81,81	74,61
<b>2002</b>	46,86	99,02	88,33	78,07
<b>2003</b>	46,54	85,40	94,69	75,54
<b>2004</b>	46,71	101,91	94,69	81,11
<b>2005</b>	41,85	83,18	79,41	68,14
<b>2006</b>	41,79	37,35	82,48	53,87
<b>2007</b>	50,23	57,34	76,41	61,33
<b>2008</b>	41,04	97,09	83,93	74,02

En se basant sur ces indices TSI, le lac peut être classé dans la catégorie eutrophe à hyper eutrophe (voir tableau n°6). Cet état reflète alors la mauvaise qualité des eaux du lac Bouhouda conséquence de la prolifération massive du peuplement algal dans ce milieu qui résulte sans doute de l'enrichissement du milieu en phosphore.

❖ Application du Modèle de Vollenweider

L'approche de l'état trophique du lac-réservoir Bouhouda basée sur la moyenne générale de la chlorophylle a, le phosphore total et la transparence et selon la classification de Vollenweider (1968), nous a permis d'avoir les résultats suivants :

- Selon le phosphore total, au cours de la période d'étude 77,78% des cas sont hyper-eutrophes. La moyenne globale du phosphore total durant la période d'étude est de 377,78 µg/L ce qui classe les eaux de la retenue Bouhouda dans la classe hyper-eutrophe selon ce paramètre (Tableau n° 10).

**Tableau n° 10** : Classification de l'état trophique du lac Bouhouda selon le phosphore total.

Année	Phosphore total (µg/L)	Etat trophique
<b>2000</b>	220	Hyper –eutrophe
<b>2001</b>	380	Hyper –eutrophe
<b>2002</b>	720	Hyper –eutrophe
<b>2003</b>	280	Hyper –eutrophe
<b>2004</b>	880	Hyper –eutrophe
<b>2005</b>	240	Hyper –eutrophe
<b>2006</b>	10	Oligotrophe
<b>2007</b>	40	Eutrophe
<b>2008</b>	630	Hyper –eutrophe

- En se basant sur la chlorophylle a, 77,78% des cas sont mésotrophes. La moyenne globale de la chlorophylle est de 4,91 µg/L ce qui nous renseigne qu'il s'agit de la classe mésotrophe (Tableau n° 11).

**Tableau n° 11** : Classification de l'état trophique du lac Bouhouda selon la chlorophylle a.

Année	Chlorophylle a ( $\mu\text{g/L}$ )	Etat trophique
2000	3,03	Mésotrophe
2001	9,05	Eutrophe
2002	5,25	Mésotrophe
2003	5,08	Mésotrophe
2004	5,17	Mésotrophe
2005	3,15	Mésotrophe
2006	3,13	Mésotrophe
2007	7,4	Mésotrophe
2008	2,9	Oligotrophe

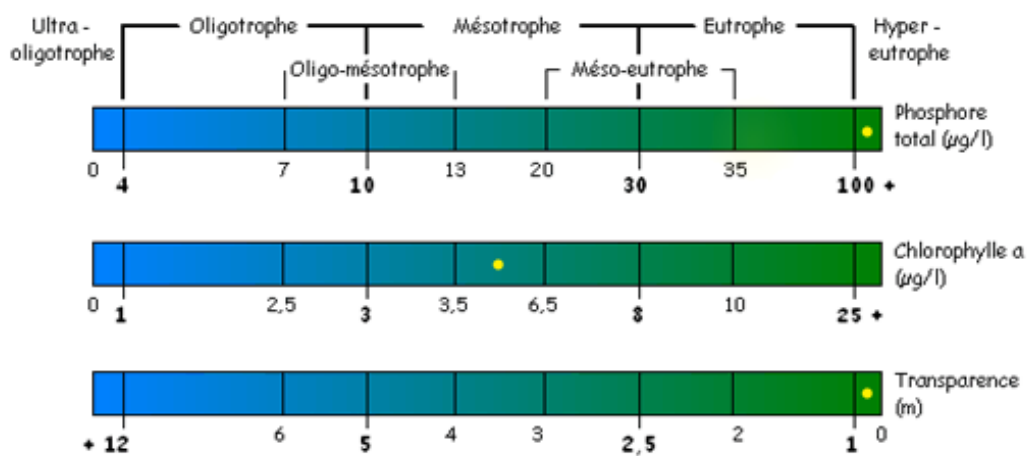
- Selon la transparence, les eaux du lac Bouhouda durant toute la période d'étude font partie de la classe hyper-eutrophe (Tableau n° 12).

**Tableau n° 12** : Classification de l'état trophique du lac Bouhouda selon la transparence.

Année	Transparence (m)	Etat trophique
2000	0,24	Hyper-eutrophe
2001	0,22	Hyper-eutrophe
2002	0,14	Hyper-eutrophe
2003	0,09	Hyper-eutrophe
2004	0,09	Hyper-eutrophe
2005	0,26	Hyper-eutrophe
2006	0,21	Hyper-eutrophe
2007	0,32	Hyper-eutrophe
2008	0,19	Hyper-eutrophe

Différentes organisations ont proposé également des classifications du statut trophique des lacs. La figure 50 présente celle du ministère de Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). Les valeurs de référence retenues pour les grandes classes trophiques (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hyper-eutrophe) correspondent aux limites les plus reconnues et utilisées par plusieurs réseaux de surveillance de l'état de santé des lacs à l'échelle mondiale.

La même constatation est à relever par le calcul selon ce diagramme qui se base sur la moyenne des trois paramètres durant la période d'étude au niveau du lac Bouhouda (Figure 48).



**Figure 48** : Positionnement du niveau trophique du lac Bouhouda de 2000 à 2008 selon l'échelle trophique du MDDEP, 2015b.

En résumé, le statut trophique du lac correspond à un stade mésotrophe si l'on considère la chlorophylle a, mais la moyenne faible de la transparence des eaux, ainsi que les concentrations importantes en phosphore total le classent plutôt dans un stade eutrophe à hyper-eutrophe.

### V-3 Bilan

La classification de l'état trophique des eaux du barrage Bouhouda établie à partir des deux modèles mathématiques Carlson et Vollenweider nous dévoile que son état se balance dans la majorité des cas entre un état eutrophe et hyper-eutrophe. Ce résultat témoigne de l'importance de la production algale au niveau de ce lac, une prolifération qui est conséquence essentiellement d'un enrichissement élevé du milieu en nutriments surtout le phosphore total. Ces charges importantes en phosphore, prélevées au niveau du barrage, proviennent simultanément des eaux transportées et du relargage.

Si les concentrations en phosphore total dans le lac se maintiennent aux environs de la charge actuelle et pour autant qu'il n'y ait pas de longues périodes avec mauvais brassage des eaux et une anoxie prolongée des eaux du fond du lac, ceci provoquerait un fort relargage du phosphore du sédiment (diminution de la constante de sédimentation) qui garderait toujours le lac dans un état eutrophe voire même un passage à un état hyper-eutrophe.

Afin de réagir contre ce phénomène, il paraît donc nécessaire de contrôler toutes sortes de sources d'éléments nutritifs ponctuelles et diffuses au niveau du bassin versant pour réduire les dégâts causés par l'eutrophisation accélérée de ce lac.

L'évaluation du niveau trophique des lacs basée uniquement sur des données de qualité de l'eau comporte une certaine marge d'erreur puisque dans un lac, les concentrations de phosphore et la biomasse des algues varient naturellement d'une année, et d'une saison à l'autre et entre les endroits échantillonnés. Néanmoins, cette surveillance des lacs permet une première évaluation du niveau trophique à partir de ces descripteurs. En fonction de la situation du lac, il serait donc pertinent d'envisager un échantillonnage plus fréquent, soit pour confirmer les résultats, soit pour en augmenter la précision.

Par ailleurs, il serait intéressant de généraliser la modélisation mathématique pour plusieurs barrages du Maroc afin de déterminer les différents facteurs clés favorisant la production algale et par la suite établir un plan d'action adéquat capable de minimiser les effets de l'eutrophisation des retenues des barrages soumis à un climat aride favorisant l'accélération de cette pollution organique.

## VI- Etude statistique

L'approche graphique de l'ACP des paramètres étudiés ou Analyse en Composantes Principales fait partie des analyses descriptives multivariées, elle permet d'analyser des tableaux de données numériques quantitatives pour en réduire la dimensionnalité en trouvant un nouvel ensemble de variables plus petit que l'ensemble des variables initiales, qui néanmoins contient la plupart de l'information (Guerrien 2003; Simenov et al 2003). Les composantes principales sont obtenues par diagonalisation de la matrice des corrélations bivariées, cette diagonalisation définit un ensemble de valeurs propres dont l'observation pour chaque composante permet de déterminer le nombre de graphique à examiner (Menció et Mas-Pla 2008). La phase finale de l'ACP consiste en une représentation graphique qui permet d'avoir un aperçu des résultats que les expressions numériques ne fournissent pas. L'ACP est l'une des techniques dont l'avantage est d'identifier et de relier les différents facteurs (ou sources) aux effets observés dans les systèmes aquatiques. Il fait partie des outils de gestion des ressources en eau permettant des solutions rapides aux problèmes de pollution des systèmes hydrologiques (Felipe-Sotelo et al 2007; Menció & Mas-Pla 2008; Ouyang 2005; Shrestha & Kazama 2007; Swaine et al 2006; Vega et al 1998).

### VI-1 Typologie de l'état trophique des eaux du lac Bouhouda

Les données obtenues au niveau du lac Bouhouda ont été traitées par l'ACP, une méthode statistique largement utilisée pour interpréter les données hydrochimiques (Abrid 2015; Toumi et al 2016). L'analyse statistique des données a été effectuée sur une matrice de données constituée de 24 variables et de 32 prélèvements réalisés depuis l'année 2000 jusqu'à l'année 2008. Le logiciel statistique XLSTAT 2018 a été utilisé pour le traitement des données.

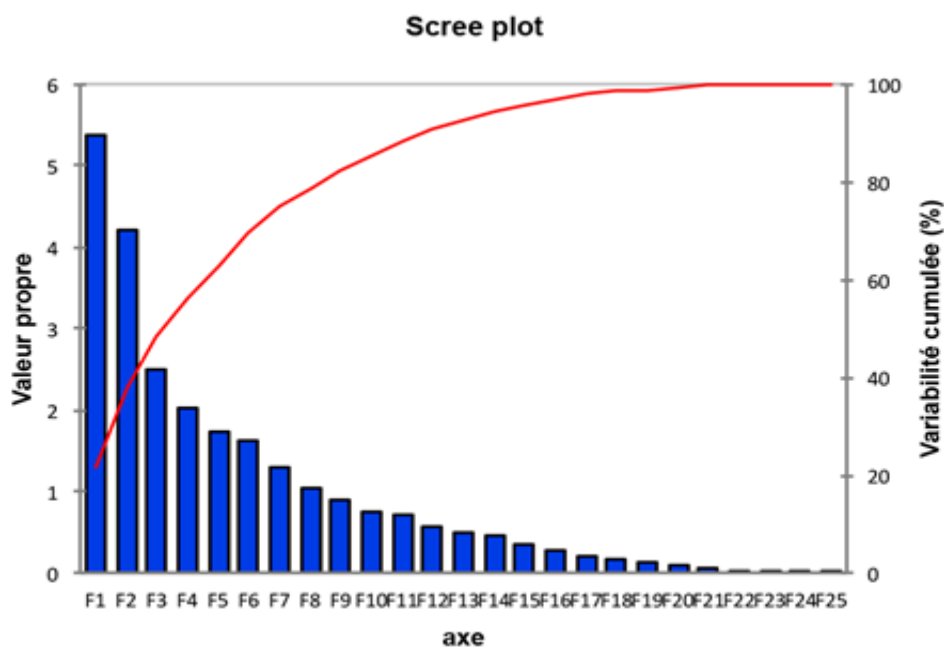
La matrice de corrélation donne une première idée des associations existantes entre les différentes variables telles que les MES et le Fer ( $R^2 = 0,42$ ), la turbidité et les matières en suspension ( $R^2 = 0,34$ ), la conductivité électrique et le sodium ( $R^2 = 0,74$ ). Ces paramètres sont relativement bien corrélés entre eux (Tableau 13). Les valeurs propres permettent de mesurer le pourcentage de la variance expliquée par chaque factoriel.



	App E	Ta	Te	Ph	O2	Oxy	Tur	Rsec	MES	Cond	NH4+	NK	NO3-	PO4	PT	Fe	Mn	Cl-	SO4--	Na+	K+	Ca++	Mg++	Chl a	Tr
<b>App E</b>	<b>1,00</b>	0,18	0,34	0,16	0,00	0,04	0,25	0,01	0,11	0,01	0,03	0,03	0,07	0,00	0,04	0,38	0,00	0,00	0,22	0,02	0,01	0,03	0,04	0,04	0,25
<b>Ta</b>	0,18	<b>1,00</b>	0,67	0,21	0,04	0,04	0,17	0,00	0,10	0,01	0,04	0,02	0,16	0,00	0,01	0,12	0,01	0,01	0,10	0,01	0,07	0,14	0,01	0,08	0,28
<b>Te</b>	0,34	0,67	<b>1,00</b>	0,29	0,02	0,02	0,20	0,03	0,17	0,02	0,03	0,01	0,18	0,00	0,01	0,19	0,06	0,03	0,20	0,00	0,05	0,27	0,00	0,04	0,20
<b>Ph</b>	0,16	0,21	0,29	<b>1,00</b>	0,02	0,02	0,10	0,06	0,11	0,18	0,15	0,00	0,06	0,00	0,01	0,07	0,10	0,15	0,07	0,02	0,06	0,35	0,02	0,00	0,21
<b>O2</b>	0,00	0,04	0,02	0,02	<b>1,00</b>	0,06	0,00	0,03	0,00	0,09	0,04	0,07	0,00	0,01	0,01	0,01	0,13	0,13	0,13	0,16	0,09	0,01	0,03	0,01	0,02
<b>Oxy</b>	0,04	0,04	0,02	0,02	0,06	<b>1,00</b>	0,05	0,02	0,01	0,00	0,23	0,05	0,02	0,00	0,00	0,08	0,01	0,05	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,04
<b>Tur</b>	0,25	0,17	0,20	0,10	0,00	0,05	<b>1,00</b>	0,00	0,34	0,05	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,15	0,00	0,04	0,10	0,07	0,04	0,00	0,01	0,05	0,30
<b>Rsec</b>	0,01	0,00	0,03	0,06	0,03	0,02	0,00	<b>1,00</b>	0,03	0,29	0,00	0,03	0,00	0,05	0,26	0,02	0,20	0,31	0,01	0,17	0,01	0,20	0,00	0,02	0,01
<b>MES</b>	0,11	0,10	0,17	0,11	0,00	0,01	0,34	0,03	<b>1,00</b>	0,02	0,00	0,05	0,01	0,03	0,03	0,42	0,00	0,09	0,01	0,09	0,02	0,02	0,00	0,07	0,13
<b>Cond</b>	0,01	0,01	0,02	0,18	0,09	0,00	0,05	0,29	0,02	<b>1,00</b>	0,09	0,02	0,07	0,00	0,01	0,06	0,57	0,24	0,02	0,74	0,02	0,48	0,00	0,01	0,01
<b>NH4+</b>	0,03	0,04	0,03	0,15	0,04	0,23	0,00	0,00	0,00	0,09	<b>1,00</b>	0,07	0,09	0,01	0,01	0,02	0,11	0,06	0,11	0,09	0,00	0,04	0,10	0,04	0,03
<b>NK</b>	0,03	0,02	0,01	0,00	0,07	0,05	0,03	0,03	0,05	0,02	0,07	<b>1,00</b>	0,00	0,01	0,03	0,01	0,00	0,08	0,02	0,08	0,20	0,01	0,15	0,05	0,07
<b>NO3-</b>	0,07	0,16	0,18	0,06	0,00	0,02	0,00	0,00	0,01	0,07	0,09	0,00	<b>1,00</b>	0,01	0,03	0,00	0,03	0,00	0,02	0,03	0,07	0,18	0,00	0,14	0,01
<b>PO4</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,05	0,03	0,00	0,01	0,01	0,01	<b>1,00</b>	0,01	0,02	0,00	0,01	0,05	0,00	0,02	0,00	0,01	0,02	0,01
<b>PT</b>	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,26	0,03	0,01	0,01	0,03	0,03	0,01	<b>1,00</b>	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,00	0,02	0,10	0,02
<b>Fe</b>	0,38	0,12	0,19	0,07	0,01	0,08	0,15	0,02	0,42	0,06	0,02	0,01	0,00	0,02	0,01	<b>1,00</b>	0,02	0,09	0,18	0,04	0,00	0,00	0,02	0,00	0,12
<b>Mn</b>	0,00	0,01	0,06	0,10	0,13	0,01	0,00	0,20	0,00	0,57	0,11	0,00	0,03	0,00	0,01	0,02	<b>1,00</b>	0,31	0,00	0,56	0,01	0,30	0,02	0,00	0,00
<b>Cl-</b>	0,00	0,01	0,03	0,15	0,13	0,05	0,04	0,31	0,09	0,24	0,06	0,08	0,00	0,01	0,01	0,09	0,31	<b>1,00</b>	0,02	0,21	0,03	0,10	0,01	0,05	0,04
<b>SO4--</b>	0,22	0,10	0,20	0,07	0,13	0,02	0,10	0,01	0,01	0,02	0,11	0,02	0,02	0,05	0,02	0,18	0,00	0,02	<b>1,00</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,06
<b>Na+</b>	0,02	0,01	0,00	0,02	0,16	0,00	0,07	0,17	0,09	0,74	0,09	0,08	0,03	0,00	0,02	0,04	0,56	0,21	0,00	<b>1,00</b>	0,01	0,24	0,02	0,02	0,05
<b>K+</b>	0,01	0,07	0,05	0,06	0,09	0,00	0,04	0,01	0,02	0,02	0,00	0,20	0,07	0,02	0,01	0,00	0,01	0,03	0,00	0,01	<b>1,00</b>	0,11	0,02	0,01	0,00
<b>Ca++</b>	0,03	0,14	0,27	0,35	0,01	0,00	0,00	0,20	0,02	0,48	0,04	0,01	0,18	0,00	0,00	0,00	0,30	0,10	0,00	0,24	0,11	<b>1,00</b>	0,00	0,00	0,00
<b>Mg++</b>	0,04	0,01	0,00	0,02	0,03	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,10	0,15	0,00	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00	<b>1,00</b>	0,01	0,12
<b>Chl a</b>	0,04	0,08	0,04	0,00	0,01	0,01	0,05	0,02	0,07	0,01	0,04	0,05	0,14	0,02	0,10	0,00	0,00	0,05	0,03	0,02	0,01	0,00	0,01	<b>1,00</b>	<b>0,04</b>
<b>Tr</b>	0,25	0,28	0,20	0,21	0,02	0,04	0,30	0,01	0,13	0,01	0,03	0,07	0,01	0,01	0,02	0,12	0,00	0,04	0,06	0,05	0,00	0,00	0,12	0,04	<b>1,00</b>

**Tableau 13 :** Corrélations des variables avec les axes 1 et 2

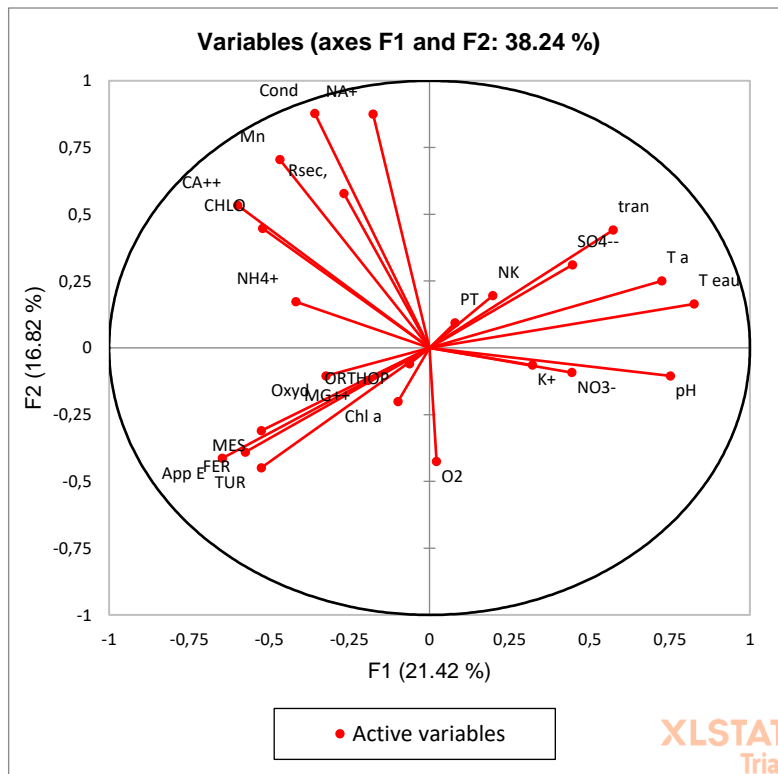
La répartition des valeurs propres montre que le plan factoriel, constitué des composantes C1 et C2, représente 38,24% de de la variabilité totale et permet d'établir la typologie globale de l'analyse multivariée (Figure 49).



**Figure 49** : Répartition de l'inertie entre les axes

Les graphes issus de l'analyse multivariée, mettent en évidence des regroupements, des oppositions et des tendances directionnelles. Le cercle de corrélation qui illustre la distribution (Figure 50) des variables selon les deux composantes principales définit une typologie spatio-temporelle déterminant la progression hydro-trophique du lac.

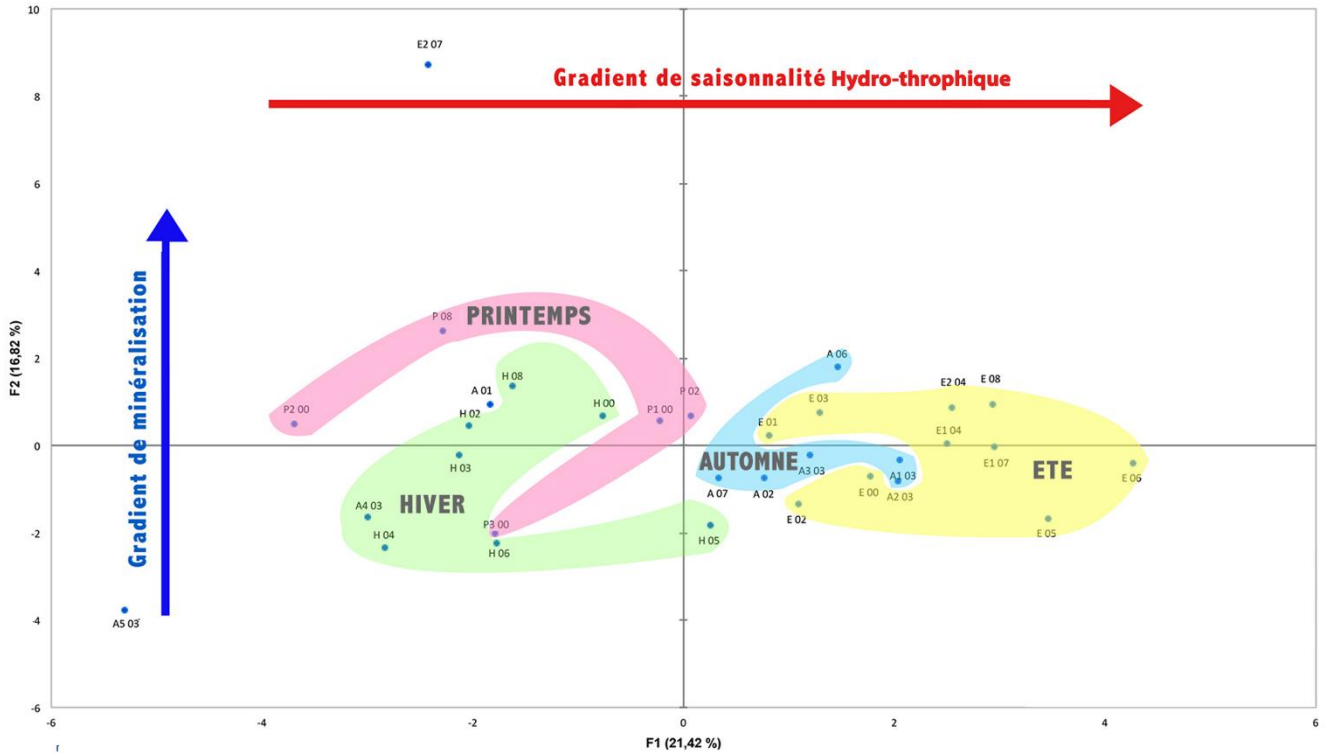
La composante C1 exprime 21,42 % de la variance, elle est corrélée du côté positif à la Température de l'eau (0,68%), et le pH (0,56%), et du côté négatif aux apports en eau (0,41%). Pour la composante C2 qui exprime 16,82 % de la variance, elle est liée du côté positif à la conductivité (0,77%), à Mn (0,49%) et à Na<sup>+</sup> (0,76%) (Figure 50) .



**Figure 50** : Cercle de corrélation des variables avec les axes F1 et F2.

Ainsi le plan 1x2 permet de visualiser une typologie qui caractérise le fonctionnement hydro trophique de ce lac de barrage puisqu'il définit un gradient de saisonnalité ou on observe une succession de saisons définissant deux pôles tout au long de ce gradient (Figure 51) :

- ✓ Un pôle automne -été : caractérisé par de faibles apports en eau, une minéralisation négligeable avec cependant un été chaud et un pH alcalin. Quant à l'automne il est riche en éléments nutritifs tels que le PT, NK et NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.
- ✓ Un pôle hiver -printemps : représenté par deux états stables, un printemps qui se caractérise par un enrichissement en éléments minéraux dissous comme (Na<sup>+</sup> et Ca<sup>++</sup>), et un pH acide, et un autre état distinct par une forte charge solide dominée par les MES, du Fe, un pH alcalin, et qui correspond à un hiver humide ou on a enregistré des apports en eau très abondants qui sont à l'origine d'un charriage important de MES et du Fer terrigène d'où la forte turbidité relevée durant cette saison.



**Figure 51** : Carte factorielle des campagnes dans le barrage Bouhouda.

Les eaux douces assez minéralisées du lac Bouhouda sont pauvres en oxygène dissous. La dégradation de la biomasse et les températures élevées affectent significativement la quantité d'oxygène dissous, ce qui intensifie le degré d'eutrophisation. Cette étude confirme en outre le rôle de l'approvisionnement en eau dans le conditionnement de la qualité de l'eau des lacs. Par conséquent, l'évolution de l'état trophique du lac Bouhouda semble être principalement déterminée par les fluctuations des conditions climatiques dans un pays à climat aride, à l'instar de plusieurs barrages au Maroc, comme Sehla, Smir (El Ghachtoul et al 2005), et El kanssra (Berrada et al 2000).

Cette étude montre également l'importance et l'utilité des techniques d'analyse multivariée comme approche fiable pour obtenir des informations sur la variabilité spatio-temporelle de l'état trophique et pour identifier les variables qui conditionnent cet état, comme dans le cas de plusieurs études menées au niveau d'autres barrages (Cherbi et al 2008; Bouzid-Lagha & Djelita 2012; Mouissi & Alayat 2016).

## VI-2 Bilan

L'approche de l'analyse de l'état hydro-trophique du lac Bouhouda mise en évidence par une analyse multivariée a permis de comprendre le fonctionnement de ce lac et les différents facteurs qui conditionnent l'évolution de son état trophique. Ainsi la confrontation de l'ensemble des paramètres physiques et chimiques ont permis l'identification d'un gradient de saisonnalité avec un état dominé par deux phases : une phase minérale printanière et une phase solide hivernale opposé à un état où on relève un automne riche en éléments nutritifs et un été chaud à pH alcalin. Ces résultats confirment encore le rôle des variations climatiques dans le conditionnement de la qualité des eaux des barrages et elle met l'accent sur l'importance de l'usage de l'outil informatique capable de dégager les informations nécessaires permettant d'expliquer les grandes tendances trophiques au niveau des lacs des barrages. Cette étude sera également utile pour les travaux futurs de surveillance de ces écosystèmes dans le but d'une restauration en vue de préserver leur biodiversité et garantir la survie de la population qui en dépend économiquement.

# *Conclusion générale*

## **Conclusion générale et perspectives**

Le Maroc est aujourd'hui confronté à une crise hydraulique majeure qui se manifeste, par la raréfaction et la dégradation de ses ressources en eau, ceci est dû à l'usage croissant de ces ressources dans différents secteurs (agricole, touristique, industriel et domestique). Cette crise a imposé une réorientation des politiques hydrauliques dès le début des années 1990. Le Maroc a enregistré des acquis indéniables dans sa politique de gestion du secteur de l'eau, et notamment en matière de mobilisation des eaux superficielles par les grands barrages, d'irrigation (plus de 1,5 millions d'hectares) et d'alimentation en eau potable généralisée en milieu urbain et quasi-généralisée en milieu rural.

Seulement ces barrages souffrent de plusieurs problèmes écologiques tel que la rétention des sédiments qui conduit à l'envasement et surtout à la prolifération massive des algues qui est l'une des conséquences majeurs de l'eutrophisation des lacs. Une pollution organique qui menace la santé et la vie d'un lac surtout ceux des petits barrages, ces aménagements propres à assurer les besoins en eau de petites communautés en croissance démographique, en réponse à la sécheresse dans plusieurs régions du territoire.

Le barrage Bouhouda fut installé sur Oued Sra, affluent rive droite de l'oued Ouergha, à environ 18 km au nord de la ville de Taounate. Ce barrage avec sa capacité de stockage qui est de 55 Mm<sup>3</sup> est destiné à l'irrigation d'un périmètre de 3000 ha environ et à l'alimentation en eau potable du centre de Bouhouda (3000 habitants) et de 24 autres douars avoisinants avec une population totale de 2200 habitants.

L'évolution de l'état de cette retenue est définie à la fois par les sources exogènes ou substances nutritives provenant du bassin versant et les apports endogènes lors du brassage des eaux, aussi l'influence des conditions environnementales et climatiques très réductrices semblent jouer un rôle considérable dans le fonctionnement de ce lac.

Notre travail s'est articulé autour de deux parties. L'analyse spatio-temporelle des principales caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux, l'étude statistique par ACP des paramètres clés contrôlant l'eutrophisation et la modélisation de l'état trophique de la retenue.

L'ensemble des données nous a permis de constater :

- Une forte alcalinité des eaux du lac,
- Une minéralisation moyenne et donc une conductivité modérée,
- Un régime de stratification et de mixage de la masse d'eau, qui est un plan d'eau monomictique avec une stratification thermique qui s'étend en général durant la saison estivale jusqu'à la saison automnale humide froide de l'année,
- Un déficit important en oxygène au niveau de l'hypolimnion,
- Une concentration relativement importante en phosphore total, ces charges importantes en phosphore proviennent simultanément des eaux transportées et du relargage,
- Une dénitrification rapide, favorisée par l'anoxie du fond, entraîne une faible présence de l'azote dans le système qui devient un facteur limitant de la production phytoplanctonique,
- Une forte corrélation en été entre les variations de la chlorophylle a avec celle de la transparence, Ceci suggère que la productivité du lac est le facteur responsable de cet état et non pas les apports en eaux hivernaux et automnales très chargés en matière en suspension,
- Une succession algale marquée par la persistance des chlorophycées devenues invasives à partir de l'année 2005.

La classification de l'état trophique des eaux du lac Bouhouda basée sur le modèle de Carlson et celui de Vollenweider correspond à un stade eutrope. Cette conclusion s'appuie dans les deux modèles sur trois indices à savoir une transparence faible des eaux, une biomasse phytoplanctonique assez élevée et des concentrations importantes en phosphore total. Vu cet état avancé de dystrophisation et si ces conditions se maintiennent la mort du lac Bouhouda serait sans doute inévitable.

L'analyse multivariée ou l'étude statistique par ACP a permis de visualiser une typologie qui caractérise le fonctionnement hydro trophique de ce lac de barrage puisqu'il définit un gradient de saisonnalité avec un état dominé par deux phases : une phase minérale printanière et une phase solide hivernale opposé à un état où on relève un automne riche en éléments nutritifs et un été chaud à pH alcalin.

Les résultats obtenus pourraient contribuer à élaborer des programmes et des actions précises en matière de réduction des apports en phosphore selon l'utilisation considérée des eaux et permettre une meilleure gestion de la qualité des eaux en termes de réponse trophique et ce dans le cadre d'un développement durable. Ce travail mériterait d'être complété par des travaux



futurs se basant essentiellement sur la modélisation mathématique des états trophiques des lacs sous climat aride afin de procéder à des actions de préventions capables de freiner le phénomène accéléré de l'eutrophisation ,surtout que la majorité des travaux relatifs à l'eutrophisation des eaux des retenues de barrage ont concerné les régions tempérées. Les mesures pour traiter de façon préventive les problèmes d'eutrophisation sont diverses et variées. Cependant, il convient néanmoins de rappeler qu'il n'existe pas de solution miracle pour restaurer rapidement un écosystème aquatique surtout les lacs. Effectivement, malgré l'application des techniques curatives appropriées, il est indispensable que ces actions contre l'eutrophisation soient appliquées en association avec des mesures de réduction à la source pour avoir une plus grande efficacité à long terme. Les futures études doivent aborder les contributions relatives non seulement des charges externes de nutriments, mais également des sources de charges internes. Enfin, une sensibilisation s'avère désormais nécessaire pour inciter les acteurs socio-professionnels, les industriels, les décideurs politiques et l'ensemble des usagers à préserver l'environnement et protéger les écosystèmes aquatiques pollués et menacés du territoire marocain.

## Références bibliographiques

**Abdallaoui A. 1998.** Contribution à l'étude du phosphore et des métaux lourds contenus dans les sédiments et de leur influence sur les phénomènes d'eutrophisation et de pollution. Cas du bassin versant de l'Oued Beht et de la retenue de barrage El Kansra. Thèse de Doctorat, Université Moulay Ismail. Faculté des Sciences de Meknès. (1998) p 290.

**ABHS.** Agence du bassin hydraulique de Sebou. <http://www.abhsebou.ma/>.

**Abouzaid H., Foutlane A., Bouchich L. 1987.** Qualité des eaux de la retenue Al Massira. Nat. can. (Revue Ecol. Syst.) 114: 389–396.

**Abouzaid H., Landner L. 1983 .** Cas de l'eutrophisation du lac-réservoir Sidi Mohammed Ben Abdellah près de Rabat. Water Supply 1(1), 69-73.

**Abrid D. 2015 .**Physico-chemical, mineralogical and geochemical characterization of the sediments of Sidi Chahed Dam Reservoir and the soils of the Wadi Mikkés watershed. PhD Thesis, University of Moulay Ismail University, Maroc, 233 p.

**Adrian R., Deneke R., Mischke U., Stellmacher R. and Lederer P. 1995.** A long-term study of the Heiligensee (1975-1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems. Archiv für Hydrobiologie 133, 315–337.

**AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments) et AFSSET (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail) (2006).** Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau – Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives, Paris. 232 p.

**Aissa N., Jerbi G.2015.** Eutrophisation et dynamique du phosphore et de l'azote en Seine : un nouveau contexte suite à l'amélioration du traitement des eaux usées. Biochimie, Biologie Moléculaire. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2015. Français. ffnNT : 2015pa066266ff. fftel-01241278f

**Alibou B .2002.** Impacts des changements climatiques sur les ressources en eau et les zones humides du maroc . Centre d'Etudes et de Recherches sur les Systèmes Hydrauliques et Environnementaux, EHTP, Octobre 2002.

**Allaway B., Ayres D. C. 1997.** Chemical principals of environmental pollution. Chapman et Hall Eds., 395 p.

**Amniot A et Andrieux F. 1996.** Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Wat. Res.*, 30: 2805-2811 .

**Aminot A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.F., Joanny M., Lefebvre A., Ménesguen A., Merceron M., Piriou J.Y., Souchu P. 2001.** L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, Rapport IFREMER, Ed., Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, 64p.

**Andersen JH., Conley DJ., Hedal S. 2004.** Paléoécologie, conditions de référence et classification de l'état écologique: la directive-cadre sur l'eau de l'UE en pratique. *Bulletin sur la pollution marine*. 2004; 49 (4): 283-290. doi: 10.1016 / j.marpolbul.2004.04.014.

**Asebriy L., Azdimousa A., Bourgois J. 2003.** Structure du Rif externe sur la transversale du massif de Ketama.

**Asebriy L., Bourgois J., De luca P., Butterlin J. 1991.** Importance d'une tectonique de distension pliocène dans le rif central (Maroc) : la nappe de kétama existe-t-elle ?

**Azam F., Malfatti F. 2007.** Microbial Structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*. 5: 782-791.

**Badaoui O. 2011.** Etude et cartographie des risques liés à l'érosion des sols dans Le bassin versant d'oued Sra. Master Hydrologie de Surface et Qualité des Eaux

**Bahir M., Mennani A. 2002.** Problématique de la gestion des eaux souterraines au Maroc / *Estudios Geol.*, 58 : 103-108 (2002).

**Baize D. 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. Ed. Inra. Versailles, 408p.

**Balaghi R. 2014.** Evaluation de la productivité de l'eau en agricultures pluviales et irriguées au maroc . Projet FAO GCP/INT/166/SWI .

**Barroin G. 2003.** Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Courrier de l'environnement de l'INRA- Centre National de Ressources en Agriculture Biologique* 13–25.

- Barroin G. 1980.** Eutrophisation, pollution nutritionnelle et restauration des lacs. In : La pollution des eaux continentales, incidences sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villard, 75-96.
- Barroin G. 2001.** Evolution naturelle – Evolution anthropique. In : L'eau dans l'espace rural : vie et milieux aquatiques. Neveu A., Riou C., Bonhomme R., Chassin P., Papy F. (eds.) Universités francophones. Paris : INRA Editions. 284 p. p. 97-112.
- Bartram J., Carmichael W., Chorus I., Jones G., Skulberg O. 1999.** Introduction. Toxic Cyanobacteria in Water. E & FN Spon ed. London and New York: Chorus I. and Bartram J.
- Baudot B. 2001.** « Aide à la Décision pour le Traitement des Plans d'Eau, Etude sur l'Eau en France », 2001. Agence de l'Eau réalisatrice de l'étude : Agence Rhône Méditerranée – Corse.
- Beatty S., Allen M., Lymbery A., Jordaan MS. 2017.** Rethinking refuges: Implications of climate change for dam busting. *Conservation biologique* 209 (2017) 188 – 195.
- Behrenfeld M. J., Randerson J.T., McClain C.R., Feldman G.C., Los S.O., Tucker C.J., Falkowski P.G., Field C.B., Frouin R., Esaias W.E., Kolber D.D et Pollack N.H. 2001.** Biospheric primary production during an ENSO transition. *Science*. 291: 2594–2597.
- Bensafia A., Remini B. 2014.** Le rôle de la vase dans l'accélération de l'eutrophisation des eaux de barrages. *ETUDE EXPERIMENTALE. Larhyss journal*, 19 (2014), 161-181.
- Benzha F., Taoufik M., Dafir J E., Kemmou S., Loukili L. 2005.** Qualité physico-chimique des eaux du réservoir Daourat, Impact de la vidange sur son fonctionnement. *Rev. Sci. Eau* .57 : 15-74.
- Benzha F., Hilali A., Zidane F. 2009.** Hydrogéochimie des retenues de barrage Imfout, Daourat et Sidi Maâchou (Maroc). *Revue internationale Environmental technology*, volume 30, N°9, 969-983. Publication August 2009.
- Bergeron M., Corbeil C., Arsenault S. 2002.** *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement. Québec. 70 p. + 6 annexes.
- Bernard P., Antoine L., and Bernard L.** Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management. Application to a tropical lake system. *Ecol Model*. 178. (2004): 295–311.

- Berrada D.F., Berrada R., Benzekri A., Jabry E. 2000** .Seasonal evolution of phytoplankton populations in the EL Kenssera reservoir (Morocco) in relation to certain abiotic and biotic parameters. *Hydroécologie Appliquée* 12:207-231..
- Boehrer B.; Schultze M., 2009**. Density Stratification and Stability. In: Likens, G.E., ed. *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Academic Press, 583.
- Bouaicha.R., Benabdelfadel A. 2010**.Variabilite´ et gestion des eaux de surface au Maroc. *Sécheresse* vol. 21, n° 1e, 2010.
- Bouloud A., Foutlane A., Bourchich L. 2001**. Eutrophisation des retenues de barrages et production d'eau potable. *Revue H.T.E*, N° 119.
- Bouquet C. 2016**. Conflits et risques de conflits liés à l'eau en Afrique », *Les Cahiers d'Outre-Mer* [En ligne], 255 | Juillet-Septembre 2011, mis en ligne le 01 juillet 2014, consulté le 29 septembre 2016. URL : <http://com.revues.org/6283> ; DOI : 10.4000/com.6283.
- Bouزيد-Lagha S., Djelita B. 2012** .Study of eutrophication in the Hamman Boughrara Reservoir (Wilaya de Tlemcen, Algeria). *Hydrological Sciences Journal* 57(1):186-201
- Boyer M. 2008**. L'exportation d'eau douce pour le développement de l'or bleu québécois. *Les Cahiers de recherche de l'Institut économique de Montréal*, Août 2008.
- Brett M.T., Benjamin M.M. 2008** . A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology* 53: 194-211.
- Brönmark C., Hansson L.A. 2002**. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Env. Conserv.* 29: 290–306.
- Brönmark C., Hansson L.A. 1998**. The biology of lakes and ponds. Oxford University Press, 215 pp.
- Brown C D., Hayer M V., Bachmann R W., Canfield D E. 2000**.Nutriment chlorophyll relationship an evaluationof empirical nutrient -chlorophyll models using Florida and northern temperate lake data.*Can.J.Fish.Aquati.Sci.*57:1574-1583.
- Burton G.A.JR., Pitt R.E. 2001**. Stormwater effects handbook, a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. CRC/ Lewis Publishers, 875p.
- Canale R.P., Vogel A.H. 1974**. Effects of temperature on phytoplankton growth. *J. Environ. Eng. Div. ASCE* 100, 229–241.

**Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H. 1998.** Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559±568.

**Caumont, Delphine. 2010.** Causes de l'eutrophisation du lac Bromont au Québec (Canada). Rapport de stage sous la direction de Dolores Planas dans le cadre de sa formation à l'IUT La Roche sur Yon, Département génie biologique.

**Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2014.** Détermination de l'azote total Kjeldahl et du phosphore total : digestion acide – méthode colorimétrique automatisée

**Chang HQ., Yang XE., Fang YY., Pu PM., Li ZK. 2005.** Effets sur les nutriments de l'eau eutrophisée par *Elodea nuttallii* et les bactéries immobilisées. *Journal of Soil and Water Conservation*. 2005; 19 (3): 114-117 .

**Cherbi M., Lek-Ang S., Lek S., Arab A., 2008.** Distribution of zooplankton in lakes with a Mediterranean climate. *Comptes Rendus Biologies* 331(9):692-702.

**Cherifi O. 2001.** Apport du bassin versant et processus trophodynamiques du lac du barrage Bin El Ouidane (Maroc) . Thèse d'état faculté des sciences Marrakech ;292 p .

**Chikhaoui M.A., Hlaili A.S & Mabrouk H.H. 2008.** Réponses saisonnières du phytoplancton aux rapports d'enrichissements N : Si : P dans la lagune de Bizerte (Sud-Ouest de la Méditerranée). *Comptes Rendus Biologies*, 331 : 389-408

**Chisholm S.W. 1995.** The iron hypothesis: Basic research meets environmental policy. *Reviews of Geophysics*. 33: 95RG00743.

**Chocat B. 2014.** Les barrages sont-ils un bien pour l'environnement ? [barrages\\_et\\_continuite\\_def\\_cle41d152](#).

**Chorus I., Bartram J., 1999.** Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon: London. 416 p.

**CIGB.C.** Comité français des barrages et des réservoirs. <https://www.barrages-cfbr.eu/>.

**Claussen U., Zevenboom W., Brockmann U., Topcu D., Bot P. 2009.** Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR. In: Andersen JH, Conley DJ (eds) *Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards better understanding and management strategies Selected Papers from the Second International Symposium on Research*

and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems, 20–23 June 2006, Nyborg, Denmark. Springer Netherlands, Dordrecht.

**Coma R., Ribes M., Serrano E., ET AL. 2009.** Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. PNAS 106:6176–6181. doi: 10.1073/pnas.0805801106.

**Coulais J. M. 2002.** Qualité des eaux et normes de potabilité en deux serves. Édition. Des ateliers.

**Crave A., Durand P., Lacroix G., Ménesguen A., Sánchez-Pérez J.-M., Sauvage S., Vinçon-Leite B. 2017.** Modélisation de l'eutrophisation. Pages 648-789, In : L'eutrophisation: manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRAIrstea (France), 1283 pages.

**Croitoru L., Sarraf M. 2017.** Le Coût de la Dégradation de l'Environnement au Maroc World Bank Group Report Number 105633-M.

**Damien Gummy., Luiz F de Alencastro. 2001.** Origine de la pollution de Léman par le chlorure. Rapp.comm.int.prot.eaux Leamn contre pollut.Campagne 2000 ,2001 ,261 -278.

**Daniel A., LE Goff R. 2002.** Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse Normandie ; Octobre 2000-Septembre 2001.

**DE Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C. 2005.** Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement.

**Derraz M. 1995.** Étude de l'eutrophisation de la retenue du barrage El Kansera. Th. Doct. D'État ès Sciences Biologie, Fac. Se. Meknes, 150 p.

**Deutsch C., Brix H., Ito. T., ET AL. 2011.** Climate-Forced Variability of Ocean Hypoxia. Science 333:336 –339. doi: 10.1126/science.1202422.

**Devachelles N. 2002.** Bilan de santé des organismes et des écosystèmes marins. Quels signaux biologiques mesurer ? Ifremer. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/4195>.

**Devaux J. & Aleya L., 1993.** A new approach to analyse the phytoplankton community structure. Arch. Hydrobiol. 128 : 287-308

**Devidal S. 2007.** Solutions curatives pour la restauration de lacs eutrophes –OEDD / UdeS, février 2007.

**Dewost J.J. 2016.** Elimination du fer et du manganèse dans l'eau potable : les avantages du dioxyde de manganèse.

**Dillon P.J., and Rigler F.H. 1974.** The phosphorus -chlorophyll relationship in lakes .Limnol. océanogra .28 :792-795.

**Dodds WK., Jones JR., Welch EB .1998.** Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. Water Res 32:1455- 1462. doi: 10.1016/S0043-1354(97)00370-9

**Dokulil MT., Jagsch A., George GD., 2006.** Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. Limnology and oceanography 51:2787–2793.

**Domaizon, I., Viboud S., et 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 :317-329.

**Dorioz JM., Quetin P., Lazzarotto JA. 2004.** Bilan du phosphore dans un bassin versant du lac Léman : Conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. Revue des sciences de l'eau 17 :329. Doi : 10.7202/705537ar

**Duchemin E. 2000.** Hydroélectricité et gaz à effet de serre:évaluation des émissions des différents gaz et identification de processus biogéochimiques de leur production, Université du Québec à Montréal, Thèse, 308 p.

**Dufour J. 2015.** Un bilan hydrique mondial. Le partage de l'eau dans les bassins versants du Jourdain, du Nil et de l'Indus. Montréal, Centre de recherche sur la mondialisation (CRM). Le 16 MAI 2015. En ligne: <http://www.mondialisation.ca/20-ans-apr-s-brundtland-un-bilan-alarmanant-de-l-tat-de-sant-de-l-environnement-mondial/7696>.

**Duy T.N., Lam P.K.S., Shaw G.R. & Connel D.W. 2000.** Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algae) toxins in water. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 163, 113-186.

**E.P.C.N. 2007.** Developing the pond manifesto. Ann. Limnol. – Int. J. Lim., 43, 221-232.



**El Ghachtoul Y., Mhamidi M. A., Gabi H., 2005.** Eutrophication of the Smir and Sehla reservoirs (Morocco) : causes, consequences and tools to aid in wate management. *Revue des sciences de l'eau* 18:75-89.

**El Ghomari K. 2016.** La politique et les bienfaits des barrages au MAROC,2016 : bilan de la politique de l'eau au Maroc.

**El ouali Lalami A., EL-Akhal1 F., Berrada S., Bennani L., Raiss N., Maniar S. 2011.** Evaluation de la qualité hygiénique des eaux de puits et de sources par l'utilisation d'une analyse en composantes principales (ACP) : Une étude de cas de la région de Fès (MAROC).*J.Mater.Environ.Sci.5 (SI) (2014) 2333-2344.*

**Eppley R.W. 1972.** Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.* 70, 1063–1085.

**Erraji H. 2016.** Les contraintes climatiques et hydrologiques sur le comportement du Fer et du manganèse dans la retenue du barrage Smir au Maroc. Thèse de Doctorat de la Faculté des sciences Rabat. (2016) : 134p.

**FAO. 2014.**Le rôle des femmes dans la gestion des ressources en eau en général et de l'eau agricole en particulier. Projet pilote de développement d'indicateurs sensibles au genre et leur intégration potentielle dans AQUASTAT, le système mondial d'information sur l'eau. Expérience de l'Algérie, du Maroc et de la Tunisie. Organisation pour l'Alimentation et l'Agriculture des Nations Unies.

**Fang YY., Yang XE., Pu PM., Chang HQ., Ding XF. 2004.** L'eutrophication de l'eau dans le réservoir Li-Yang et ses contre-mesures d'assainissement écologique. *Journal of Soil and Water Conservation.* 2004; 18 (6): 183–186.

**Felipe-Sotelo M., Andrade J. M., Carlosena A., Tauler R. 2007.** emporal characterisation of river waters in urban and semi-urban areas using physico-chemical parameters and chemometric methods. *Analytica Chimica Acta* 583:128-137.

**Fikri Benbrahim K., Ismaili M., Fikri Benbrahim S., Tribak A. 2004.** Synthèse Problèmes de dégradation de l'environnement par la désertification et la déforestation : impact du phénomène au Maroc. *Sécheresse* n° 4, vol. 15, décembre 2004.

**Fisher T R., Harding L W., Ward L G. 1988.** Phytoplankton. nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuar. coast. Shelf Sci.* 27: 61-93.

**Foutlane A., Bouloud A. et Ghedd K. 1997.** Restauration de la qualité des eaux des retenues de barrages. IAHS Publ. no. 243.

**Fqih Berrada D., Berrada R., Benzekri A., et Jabry E. 2000.** Seasonal evolution of phytoplanktonic communities in relation to abiotic and biotic parameters in El Kanssera lake-reservoir (Morocco)

**Fqih Berrada D., Berrada R., Benzekri A. & Fahde A. 2000.** Hétérogénéité horizontale des peuplements microphytoplanctoniques et zooplanctoniques en relation avec les paramètres abiotiques dans la retenue El Kansera (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 13 (3), 213–236.

**Frank J., et Kemmer N. 1992.** Manuel de l'eau. Édition : Lavoisier. P 3 .102.105 .

**Gadelle F. 1995.** “Le monde manquera-t-il bientôt d'eau ?” GéoProdig, portail d'information géographique, consulté le 4 mars 2020, <http://geoprodig.cnrs.fr/items/show/61056>.

**Galvez-Cloutier R., Ize.S., Arsenault S. 2002.** La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation, novembre 2002.

**Gammon R.H., Komhyr W.D., Peterson J.T. 1986.** The Global Atmospheric CO<sub>2</sub> Distribution 1968-1983: Interpretation of the results of the NOAA/GMCC measurement program. In *The Changing Carbon Cycle: A Global Analysis*, Trabalka J.R. and Reichle D.E., (Eds.), Springer-Verlag, New York, 1-15.

**Ganoulis J. 2001.** La gestion de l'eau à l'aube du 3ème millénaire : Vers un paradigme scientifique nouveau [Tribune libre / Article bilingue] *Water resources management at the turn of the millennium: towards a new scientific paradigm [Tribune libre]*. *Revue des sciences de l'eau*, 14(2), 213–230. Doi :10.7202/705418ar.

**Gaujour D. 1995.** La pollution des milieux aquatiques : Aide-mémoire. 2eme édition Lavoisier. P : 49.

**Gerling AB., Browne RG., Gantzer P a., Mobley MH., Carey CC. 2014.** First report of the successful operation of a side stream supersaturation hypolimnetic oxygenation system in a eutrophic, shallow reservoir. *Water Res* 67:129-143. doi: 10.1016/j.watres.2014.09.002.

**Ghazali D., Zaid A. 2013.** Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (Région de Meknès-Maroc). *Larhyss Journal* (12).

- Gleick P.H. 1986.** Methods for evaluating the regional hydrologic impacts of global climatic changes. *Journal of hydrology*, 88 (1986) 97-116.
- Goldman J.C., Carpenter E.J. 1974.** A kinetic approach to the effect of temperature on algal growth. *Limnol. Oceanogr.* 19, 756–766.
- Gouvernement du Québec. 2002.** *Le Réseau de surveillance volontaire des lacs : Les méthodes.* En ligne: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>
- Guerrien M. 2003 .**The value of Principal Component Analysis (PCA) for social science research. *Cahiers des Amériques latines* 43:181-192.
- Hade A. 2002.** Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger. Éditions Fides, 360 p.
- Hebert S., Legre S. 2000.** Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec, 5 p.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes MJ., Jones JI. 2006.** How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci Total Environ* 365 :66-83. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.02.055.
- Holmes N. 1996.** The use of riverine macrophytes for the assessment of trophic status: review of 1994/95 data and refinements for future use. A report to the national Rivers Authority.
- Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Nogueira M., Van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., Johnson C.A. 2001.** *Climate Change 2001: The Scientific Basis.* Cambridge University Press, Cambridge, p. 881.
- Hulme M. 1996a.** Recent climatic change in the world's drylands. *Geophysical research Letters*, vol. 23, n° 1, 61-64.
- Hutchinson G.E . 1973.** Eutrophication: The scientific background of a contemporary practical problem. *Am Sci* 61 :269-279.
- Imboden .D.M. 1974.** Phosphorus model of lake eutrophication. *Limnology and oceanography* 19 :297-304.
- IPCC .2001.** *Climate Change 2001. Synthesis Report* (ed. By R. T. Watson and the Core Writing Team). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

**IPCC .2007.** Climate Change 2007 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press.

**Jacquet S. 2005.** Impact des apports en nutriments sur le réseau trophique planctonique du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Biodiversité et Ecologie. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2005. Français. Fftel-00962269f.

**Jaouda I., Akhssas A., Ouadif L., Bahi L. 2017.** Stability of tillians and impact on the road network: case of the outside basin of Ouergha (Morocco).

**Jellali M. 1997.** Développement des ressources en eau au Maroc ». Options méditerranéennes, ser A/No 31 1997 Séminaires Méditerranéens.

**Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Fenger-Grøn M., Bramm M.E., Sandby K., Møller P.H. et Rasmussen H.U. 2004.** Impact of fish predation on cladoceran body weight distribution and zooplankton grazing in lakes during winter. *Freshwater Biology*, 49, 432–447.

**Joniak T., Joniak-Lüthi A., Rybak M., Sobczyński T. 2018.** Effects of eutrophication: Spatial limitation of photosynthetic active radiation in lakes with deep-water . 18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2018. vol. 18 numéro 3.1 Hydrologie et ressources en eau, édition: 1, chapitre: 30, éditeur: SGEM2018, pp.227-234

**Kadem A. 2015.** Quantification, modélisation et gestion de la ressource en eau dans le bassin versant de haut Sebou Maroc : thèse de doctorat de l'université de sidi Mohammed Ben Abdellah et l'université de Lorraine .360 p.

**Kelly MG. 1998.** Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Res* 32:236-242. doi: 10.1016/S0043-1354(97)00157-7

**Kelly MG., Whitton BA. 1998.** Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384:55-67.

**Klapper H. 2003.** Technologies for lake restoration. *J Limnol* 62:73-90. doi: 10.4081/jlimnol.2003. s1.73.

**Lafforgue M.1994.** Eutrophisation et restauration des plans d'eau, expérience française .Séminaire sur l'eutrophisation des retenues de barrages dans les pays méditerranéens (Rabat , 14-16 Juin 1994)

**La gouvernance par la gestion intégrée des ressources en eau au Maroc, 2014.** Levier fondamental de développement durable /Auto-Saisine n° 15 / 2014.

- Lagauterie P., et Leroux P. 1977.** Une méthode d'analyse de la sensibilité aux facteurs ambiants des macro-invertébrés benthiques des eaux courantes. *Terre et Vie*, 31: 327–342.
- Landry B., et Mercier M.1992.** Notions de Géologie, Outremont : Modulo, 565 p.
- Leavitt PR., Fritz SC., Anderson NJ., ET AL. 2009.** Paleolimnological evidence of the effects on lakes of energy and mass transfer from climate and humans. *Limnology and Oceanography* 54:2330–2348. doi: 10.4319/lo.2009.54.6\_part\_2.2330.
- Leblanc D. 1979.** Etude géologique du Rif externe oriental au nord de Taza (Maroc). Notes et Mémoires du Service géologique du Maroc 281, 159.
- Leblanc D. 1983.** Carte géologique du Rif, feuille de Taïnesta au 1/50.000. Notes et Mémoire du Service géologique du Maroc, 305.
- Lewis J.R., William M. 1983.** A revised classification of lakes based on mixing ,*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40 (1983) 1779- 1787.
- Leynaud G. 1968.** Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l’agriculture, 224-881.
- Livingstone DM. 2003.** Impact of Secular Climate Change on the Thermal Structure of a Large Temperate Central European Lake. *Climatic Change* 57:205– 225. doi: 10.1023/A:1022119503144.
- Lopoukhine M. 1999.** Le traitement du fer et du manganèse dans les eaux minérales. Rap BRGMR 40566.,47 ,9fig.,5 tabl.
- Mama D. 2010.** Méthodologie et résultats du diagnostic de l’eutrophisation du lac NOKOUE (BENIN).
- Mazumder A., Havens K E. 1998.** Nutrient-chlorophyll-Secchi relationships under contrasting grazer communities of temperate versus subtropical lakes .*Can .J.Fish .Aquatic .Sci .55* :1652-1662.
- Mc Kinney M.L. 2002.** Urbanization, biodiversity and conservation. *Biosci.*, 52, 883-890.
- MDDEFP. 2013.** Ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs (2002c). Le réseau de surveillance volontaire des lacs. In MDDEFP. Eau. RSVL. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/rsvl\\_liste.asp](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/rsvl_liste.asp)
- Menani.M. R. 2010.** Les conflits transfrontaliers sur l’eau : tendances actuelles. *Science et*

changements planétaires / Sécheresse. 2010 ;21(1) :22-27. Doi :10.1684/sec.2010.0231

**Menció A., et Mas-Pla J. 2008.** Assessment by multivariate analysis of groundwater-surface

**Ménesguen A. 2001.** L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer DEL/EC/01.01 – janvier 2001.

**Ménesguen A. 1992.** Les problèmes d'eutrophisation littorale et leur modélisation. Hydroécologie Appliquée, 4(2), 55-77.

**Ménesguen A. 2001.** L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 - janvier 2001

**Michard A. 1976.** Éléments de géologie marocaine. Notes et Mémoires du Service géologique du Maroc, 252, 408 p., 221 fig., 6 pl. photos h.t., 8 tab., 2 cartes.

**Milly PCD., Wetherald RT., Dunne KA., Delworth TL. 2002.** Increasing risk of great floods in a changing climate. Nature 415 :514–517. Doi : 10.1038/415514a.

**Minaudo C. 2015.** Analyse et modélisation de l'eutrophisation de la Loire. Sciences de l'environnement. Université de Tours, 2015. Français. Fftel-01391620f.

**Ministère chargé de l'eau Rubrique.** Ressources en Eau – Présentation Générale. <http://www.environnement.gov.ma/fr/eau/112-theme/eau>.

**Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) et Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CRE Laurentides). 2016.** Protocole de mesure de la transparence de l'eau, 3e édition, Québec, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550- 75374-2 (PDF) 9 p.

**Ministère de l'équipement, du transport de la logistique de l'eau. 2018.** <http://www.equipement.gov.ma/Pages/accueil.aspx> .

**Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). 2015b.** Le réseau de surveillance volontaire des lacs : Les méthodes. En ligne: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>.

**Ministre de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement du Maroc :** <http://www.water.gov.ma/ressources-en-eau/presentation-generale>.

**Moss B. 1998.** Ecology of Freshwaters, Man and Medium, Past to Future , 3e éd. Oxford: Blackwell Science .

**Moss B., Stansfield J., Irvine K., Perrow M., Phillips G. 1996.** Progressive Restoration of a Shallow Lake: A 12-Year Experiment in Isolation, Sediment Removal and Biomanipulation. *J Appl Ecol* 33:71-86. doi: 10.2307/2405017.

**Mouissi S., Aalayath H. 2016 .**Use of Principal Component Analysis (PCA) for the Physico-Chemical Characterization of the Waters of an Aquatic Ecosystem: Case of Lake Oubéira (Extreme Algerian). *Journal of Materials and Environmental Science* 7(6):2214-2220.

**Mulliss R.M., Revitt D.M., Shutes R.B.E. 1997.** The impacts of discharges from two combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse. *Water Sci. Technol.*, 36, 195-199.

**N'diaye A.D., Thiam O., KANKOU M. O. S. O. IBNO NAMR K. 2013.** Turbidité et matières en suspension dans l'eau : application à l'évaluation des métaux contenus dans l'eau de la rive droite du fleuve Senegal. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°14, Juin 2013, pp. 93-105

**Naumann E. 1919.** Nagra synpunkte angående plantons okologi. *Med. Sarskilde hansyn till fytoplankton. Sven Bot Tidskr* 13:129-158.

**Némery J. 2003.** Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la seine des petits bassins amont à l'estuaire : Rôle du phosphore échangeable sur l'eutrophisation. Thèse de Doctorat, Université Paris VI – Pierre et Marie Curie. (2003) 258p.

**Nürnberg G.K. 1996.** Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management* 12: 432 - 447.

**OFEV. 2020.**Office fédérale de l'environnement : Le fond des lacs suffoque ,consulté le 03/09/2020.

**Office international de l'eau 2017. France. L** <http://www.oieau.fr/>

**ONEP. 1991.** Lutte contre l'eutrophisation du lac réservoir Sidi Mohammed Ben Abdellah. In: Introduction de la carpe argentée de Chine, 41p.

**ONEP. 1993.** Note préliminaire sur la mise en oeuvre du système d'aération artificielle au niveau de la retenue Sidi Mohammed Ben Abdellah ,12 pp

**Ouhamdouch S., Bahir M., & Carreira P. M. 2018.** Impact du changement climatique sur la ressource en eau en milieu semi-aride : exemple du bassin d'Essaouira (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 31 (1), 13–27. <https://doi.org/10.7202/1047050ar>.

**ONEE.** Office nationale de l'électricité et de l'eau potable. <http://www.one.org.ma/>

**Ouyang Y. 2005.** Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Research* 39:2621-2635.

**Paerl HW. 1998.** Structure et fonction des communautés microbiennes anthropiquement modifiées dans les eaux côtières. *Opinion actuelle en microbiologie*. 1998; 1 (3): 296-302. doi: 10.1016 / S1369-5274 (98) 80033-7.

**Paerl HW., Dyle J., Moisaner PH., Noble RT., Piehler MF., Pinckney JL., Steppe TF., Twomey L., Valdes LM. 2003.** Indicateurs microbiens du changement de l'écosystème aquatique: applications actuelles aux études sur l'eutrophisation. *FEMS Microbiology Ecology*. 2003; 46 (3): 233–246. doi: 10.1016 / S0168-6496 (03) 00200-9

**Paerl H.W., Halen's., Pearls B.L. and Rossignol K.L. 2014.** Evolving Paradigms and Challenges in Estuarine and Coastal Eutrophication Dynamics in a Culturally and Climatically Stressed World

**Paerl H.W., Huisman J. 2009.** Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Eviron. Microb. Rep.* 1, 27–37.

**Paerl H.W., Paul V.J. 2011.** Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria.

**Pannard A., Souchu P., Chauvin C., Gross E. 2017.** Définition scientifique de l'eutrophisation. Pages 14- 81, In : L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France), 1283 pages.

**Patil Shilpa G., Chonde Sonal G., Jadhav Aasawari S. and Raut Prakash D. 2012.** Impact of Physico-Chemical Characteristics of Shivaji University lakes on Phytoplankton Communities, Kolhapur, India, *Research Journal of Recent Sciences*, 1(2). (2012) : 56-60.

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



- Perga M.-E., S. C. Maberly., J.-P. Jenny., B. Alric., C. Pignol., and E. Naffrechoux. 2016.** A century of human-driven changes in the carbon dioxide concentration of lakes, *Global Biogeochem. Cycles*, 30, 93–104, doi:10.1002/ 2015GB005286.
- Polunin. NVC .2008.** Aquatic ecosystems: trends and global prospects. 482 pp.
- Posch T., Köster O., Salcher MM., Pernthaler J. 2012.** Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change* 2:809–813. doi: 10.1038/ nclimate1581.
- Pouria S., de Andrade A., Barbosa J., Cavalcanti R.L., Barreto V.T.S., Ward C.J., Preiser W., Poon G.K., Neild G.H. & Codd G.A. 1998.** Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet* 352, 21-26.
- Pourriot R., Meybeck M. 1995.** *Limnologie générale*. Ed. Masson. Coll. d'écologie N°25, 956p.
- Prepas EE ., Burke JM. 1997.** Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality in Amisk Lake, Alberta, a deep, eutrophic lake with high internal phosphorus loading rates. *Can J Fish Aquat Sci* 54:2111-2120. doi: 10.1139/cjfas-54-9-2111.
- Raimbault P., Beker B., Garcia.N., Fournier M., Gouze E. 2011.** L'étang de Berre, cycle de la matière, production primaire et communautés phytoplanctoniques. Conference Paper · March 2011.
- Raven, J.A., Geider R.J. 1988.** Temperature and algal growth. *New Phytol.* 110, 441–461
- Reynolds C S. 2006.** *Ecology, Biodiversity and conservation*. Cambridge University Press.
- RGPH. 2014.** Haut-commissariat au plan. [https://www.hcp.ma/downloads/RGPH-2014\\_t17441.html](https://www.hcp.ma/downloads/RGPH-2014_t17441.html).
- Rodier J. 1984.** *Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. 7ème édition, Dunot, Paris.
- Rodier J. 2005.** *L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer*. 8 ème édition : Dunod, Paris.
- Sabour B. 2002.** Etude de blooms d'algues toxiques à cyanobactéries et Haptophycées dans le lac du barrage Oued Mellah (Maroc) : Ecologie ,Ecophysiologie et Toxicologie.Thèse Université de Hassan II -Mohammadia, 99 p .

- Sadani M., Ouazzani N., & Mandi L. 2004.** Impact de la sécheresse sur l'évolution de la qualité des eaux du lac Mansour Eddahbi (Ouarzazate, Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 17 (1), 69–90. <https://doi.org/10.7202/705523ar>.
- Saez A.G., Zaldivar-Riveron A., et Medlin L.K. 2008.** Molecular systematics of the Pleurochrysidaceae, a family of coastal coccolithophores (Haptophyta). *Journal of Plankton Research*. 30: 559-566.
- Sane S. 2006.** Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal. Thèse de Doctorat de 3ème Cycle, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal
- Santé Canada. 2001.** Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation, Sels de voirie. 188 p.
- Sari H. 2014.** Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de la source Attar (Tlemcen), Mémoire de Master en sciences des aliments, Université Abou-BekrBelkaid Tlemcen ,59p.
- Sbiyyaa B. 1997.** Déterminisme, écophysiole, toxicité et implications écologiques du bloom toxique à *Microcystis aeruginosa* Kütz. (Cyanobactérie) dans le lac du barrage Lalla Takerkoust (Maroc). Th. 3e cycle, Univ. Cadi Ayyad, FSS Marrakech, 219 p.
- Schindler D. W., R. E. Hecky. 2009.** Eutrophication: More nitrogen data needed. *Science* 324 : 721–722, doi:10.1126/ science.324\_721b
- SDAGE. 2016.** Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux. France.
- SENAT. 2009.** La pollution de la Méditerranée : état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport n°652 par Roland Courteau. Sur [WWW.Senat.fr/rap/r10-652/html](http://WWW.Senat.fr/rap/r10-652/html).
- Servat E., Mahé G. 2009.** Eau et zones arides : enjeux et complexité : Sécheresse vol. 20, n° 1, janvier-février-mars 2009.
- Scheffer M., S Carpenter., J. A. Foley., C. Folke & B Walker. 2001.** Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591–596.
- Shen DS. 2002.** Etude sur les facteurs limitants de l'eutrophisation de l'eau du réseau fluvial en plaine. *Journal de l'Université du Zhejiang (agriculture et sciences de la vie)* 2002;28 (4):94–97.

- Shrestha S., Kazama F. 2007.** Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software* 22:464-475.
- Simenov V., Stratis J. A., Samara C., Zahariadis G., Vousta D., Anthemedis A., Sofoniou M., Koumtzis T. 2003.** Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research* 37:4119-4124.
- Simoneau M., Roy L., Ouellet M. 2004.** Info-lacs – Résultats de l'année 2003, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'environnement, enviroloq n° QE/ENV/2004/0374, rapport n° QE/152, 14 p.
- Smith VH. 2003.** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environ Sci Pollut Res Int* 10 :126-139.
- Smith VH., Schindler DW. 2009.** Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol Evol* 24 :201-7. Doi : 10.1016/j.tree.2008.11.009
- Smith, V.H., Tilman G.D., and Nekola J.C. 1999.** Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Smith V.H.; Joye S.B.; Howarth R.W. 2006.** Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, 51 : 351-355
- SMMAR : syndicat mixte des milieux aquatiques et des rivières / Éric Servat Gil Mahé ;2009.** Eau et zones arides : enjeux et complexité.
- Sommer U. 1986.** The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. *Hydrobiologia*, 138 : 1-7
- Stickney HL., Hood RR., Stoecker DK. 2000.** The impact of mixotrophy on planktonic marine ecosystems. *Ecol. Model.*, 125 (2-3): 203-230.
- Straile D., Jöhnk K., Rossknecht H. 2003.** Complex Effects of Winter Warming on the Physicochemical Characteristics of a Deep Lake. *Limnology and Oceanography* 48:1432–1438.
- Swaine M. D., Adomako J. K., Ameka G. K., de Graft-Johnston K. A. A., Cheek M. 2006.** Forest river plants and water quality in Ghana. *Aquatic Botany* 85(4):299-308.

- Tadonléké. R .2010.** Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnology and Oceanography* 55:973–982. doi: 10.4319/lo.2010.55.3.0973
- Tong CH, Yang XE., Pu PM. 2003.** Dégradation de l'écosystème aquatique dans le bassin versant du lac Mu-Ge et ses contre-mesures d'assainissement. *Journal of Soil and Water Conservation*. 2003; 17 (1): 72–88.
- Taradat M H .1992 .**Chimie des eaux. Première, le griffon d'argile inc, canada. 537p.
- Tifnouti A. 1987.** Zooplancton des bassins de lagunage de Marrakech. Structure du peuplement et dynamique des principales populations. Doct. 3ème cycle, Univ. Cadi Ayyad, Fac. Sci. Semlalia, Marrakech, 198p.
- Toumi A., Reggam A., Alayat H., Houhamdi M. 2016 .**Physico-chemical characterization of waters of the lake ecosystem: Case of Lake of Birds (Far NE-Algerian). *Journal of Materials and Environmental Science* 7(1):139-147.
- Unesco. 2009.** L'eau est essentielle au développement selon un nouveau rapport unesco 2009. <http://www.unesco.org/new/fr/media-services/single>.
- Unesco. 1999.** Eau douce : à quel prix ? dans *Le courrier de l'Unesco* sur le site Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture (UNESCO).
- Vega M., Pardo R., Barrado E., Debán L. 1998.** Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32:3581-3592.
- Vernoux J. F., Seguin J.J. 2011.**Etablissement d'un réseau de référence piézométrique pour le suivi de l'impact des changements climatiques sur les eaux souterraines-année 1, rapport BRGM/RP-59286- FR,131, pages,69 illustrations, 27 tableaux, 4 annexes.
- Vet, R., Artz RS., Carou S., Shaw M., Ro CU Aas W., et al. 2014.** Une évaluation globale de la chimie des précipitations et des dépôts de soufre, d'azote, de sel marin, de cations basiques, d'acides organiques, d'acidité et de pH, et de phosphore. *Atmos. Environ.* 93, 3–100. doi: 10.1016 / j.atmosenv.2013.10.060.
- Victor J.C .2011.** Les enjeux géopolitiques de l'eau : risques de tensions à venir ? Institut Kérvegan : conférence-débat I mercredi 23 mars 2011.

**Vidal, J.C. 1983.** Carte géologique du Rif, feuille de Dhar Souk au 1/50.000. Notice explicative. Notes et Mémoire du Service géologique du Maroc 298bis, 52.

**Vollenweider RA, Kerekes JJ. 1982.** Eutrophication of waters: monitoring assessment and control. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development.

**Vollenweider RA. 1968.** Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris Organ Econ Co-operation Dev Tech Rep DAS/CS1/6827 3:1-250.

**Vollenweider R. A. 1975.** Input-ouput models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz. Z. Hydro! 37: 53-84.

**Weber CA . 1907.** Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. Beibl Bot Jahrb 90:19-34.

**Wetzel R.G. 2001.** Limnology: Lake and River Ecosystems.

**W.H.O. (World Health Organization). 1994.** Directive de qualité de l'eau de boisson. Critères d'hygiène. 2 ème édition. Vol 2.Genève.

**Williamson CE., Saros JE., Vincent WF., Smol JP. 2009.** Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. Limnology and Oceanography 54:2273–2282. doi: 10.4319/lo.2009.54.6\_part\_2.2273.

**WWDR. 2017.**Deuxième Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau.

**WWDR. 2018.** Deuxième Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau).

**Xu H., Paerl HW., Qin B., Zhu G., Gao G. 2010.** Les apports d'azote et de phosphore contrôlent la croissance du phytoplancton dans le lac eutrophique du lac Taihu, en Chine. Limnol. Oceanogr. 55: 420-432.

**Xu W., Hu W., Deng J., Zhu J., Li Q. 2014.** Effects of harvest management of *Trapa bispinosa* on an aquatic macrophyte community and water quality in a eutrophic lake. Ecol Eng 64:120-129. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.12.028.

**Zamparas M., Zacharias I. 2014.** Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. Sci Total Environ 496 :551-562. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.07.076.

**Zeitzschel B. 1978.** Why study phytoplankton? In: Sournia A (ed) Phytoplankton manual. Monographs on oceanographic methodology - UNESCO: 1-6.

**Zhang J. L., Zheng B. H., Liu L. S., Wang L. P., Huang M. S., Wu G. Y. 2010.** Seasonal variation of phytoplankton in the Daning River and its relationships with environmental factors after impounding of the Three Gorges Reservoir: A fouryear study. *Procedia Environmental Sciences*. 2. (2010) : 1479–1490.

**Zubkov M.V., et Tarran G.A. 2008.** High bacterivory by the smallest phytoplankton in the North Atlantic Ocean. *Nature*.

## Annexe : Grilles de qualité des eaux de surface au Maroc

Grille de qualité des eaux de surface (Voir l'arrêté conjoint)							
Paramètres	Unités	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5	
		Excellente	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très mauvaise	
<b>Organoleptiques</b>							
1	Couleur (échelle Pt)	Mg Pt/L	<20	20-50	50-100	100-200	>200
2	Odeur (dilu à 25°C)		<3	3-10	10-20	>20	
<b>Physico-chimiques</b>							
3	Température	°C	<20	20-25	25-30	30-35	>35
4	PH		6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-9,2	<6,5ou>9,2	<6,5ou>9,2
5	Conductivité à 20°C	us/cm	<750	750-1300	1300-2700	2700-3000	>3000
6	Chlorures (Cl)	mg/l	<200	200-300	300-750	750-1000	>1000
7	Sulfates (SO4)	mg/l	<100	100-200	200-250	250-400	>400
8	MES	mg/l	<50	50-200	200-1000	1000-2000	>2000
9	O2 dissous	mg/l	>7	7-5	5-3	3-1	<1
10	DBO 5	mg/l	<3	3-5	5-10	10-25	>25
11	DCO	mg/l	<30	30-35	35-40	40-80	>80
12	Oxydabilité KMnO4	mg/l	<2	2-5	5-10	>10	-
<b>Substances Indésirables</b>							
13	Nitrates (NO3-)	mg/l	≤10	10-25	25-50	>50	-
14	NTK	mgN/l	≤1	1-2	2-3	>3	-
15	Ammonium	mgNH4/l	≤0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
16	Baryum	mg/l	≤0,1	0,1-0,7	0,7-1	>1	-
17	Phosphates (PO4-)	mg/l	≤0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-5	>5
18	P total (Pt)	mg/l	≤0,1	0,1-0,3	0,3-0,5	0,5-3	>3
19	Fe total (Fe)	mg/l	≤0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
20	Cuivre (Cu)	mg/l	≤0,02	0,02-0,05	0,05-1	>1	-
21	Zinc (Zn)	mg/l	<0,5	0,5-1	1-5	>5	-
22	Manganèse (Mn)	mg/l	≤0,1	0,1-0,5	0,5-1	>1	-
23	Fluorure (F-)	mg/l	≤0,7	0,7-1	1-1,7	>1,7	-
24	Hydrocarbures	mg/l	≤0,05	0,05-0,2	0,2-1	>1	-
25	Phénols	mg/l	≤0,001	0,001-0,005	0,005-0,01	>0,01	-
26	Détergents anioniques	mg/l	≤0,2	≤0,2	0,2-0,5	0,5-5	>5
<b>Substances toxiques</b>							
27	Arsenic (As)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
28	Cadmium (Cd)	ug/l	≤3	≤3	3-5	>5	-
29	Cyanures (CN-)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
30	Chrome total (Cr)	ug/l	≤50	≤50	≤50	>50	-

31	Plomb (Pb)	ug/l	≤10	≤10	10-50	>50	-
32	Mercure (Hg)	ug/l	≤1	≤1	<1	>1	-
33	Nickel (Ni)	ug/l	≤20	≤20	20-50	>50	-
34	Selenium (Se)	ug/l	≤10	≤10	≤10	>10	-
35	Pesticides par subst	ug/l	≤0,1	≤0,1	≤0,1	>0,1	-
36	Pesticides totaux	ug/l	≤0,5	≤0,5	≤0,5	>0,5	-
37	H.P.A. totaux	ug/l	≤0,2	≤0,2	≤0,2	>0,2	-
<b>Bactériologiques</b>							
38	Coliformes fécaux	/100ml	≤20	20-2000	2000-20.000	>20.000	-
39	Coliformes totaux	/100ml	≤50	50-5000	5000-50.000	>50.000	-
40	Streptoco. Fécaux	/100ml	≤20	20-1000	1000-10.000	>10.000	-
<b>Biologique</b>							
41	Chlorophylle a	ug/l	<2,5	2,5-10	10-30	30-110	>110

Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité globale des eaux de surface  
Eau de rivière

Qualité	O <sub>2</sub> dissous mg/l	DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l	DCO mg O <sub>2</sub> /l	NH <sub>4</sub> mg NH <sub>4</sub> /l	Pt mg P/l	CF par 100 ml
Excellente	>7	<3	<20	≤0,1	≤0,1	≤20
Bonne	7-5	3-5	20-25	0,1-0,5	0,1-0,3	20-2.000
Moyenne	5-3	5-10	25-40	0,5-2	0,3-0,5	2.000-20.000
Mauvaise	3-1	10-25	40-80	2-8	0,5-3	>20.000
Très mauvaise	<1	>25	>80	>8	>3	-



Eau de lac

Qualité	O <sub>2</sub> dissous mg/l	Pt mg P/l	PO <sub>4</sub> mg PO <sub>4</sub> /l	NO <sub>3</sub> mg /l	Chl a µg /l
Excellente	>7	<0,1	≤0,2	<10	<2,5
Bonne	7-5	0,1-0,3	0,2-0,5	10-25	2,5-10
Moyenne	5-3	0,3-0,5	0,5-1	25-50	10-30
Mauvaise	3-1	0,5-3	1-5	>50	30-110
Très mauvaise	<1	>3	>5	-	>110

Voir l'arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423 (17octobre2002) définissant la grille de qualité des eaux de

**Arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface.**

**Le Ministre de l'Équipement,**

**Bulletin Officiel n° 5062 du Jeudi 5 Décembre 2002**

Vu le décret n° 2-97-787 du 6 chaoual 1418 (4 février 1998) relatif aux normes de qualité des eaux et à l'inventaire du degré de pollution des eaux ;

Après avis du ministre de la santé et du ministre de l'intérieur ;

**Arrêtent :**

**Article Premier :** A compter de la date de publication du présent arrêté conjoint, la grille de qualité des eaux de surface visée à l'article premier du décret n° 2-97-787 susvisé, est fixée pour les eaux de surface au tableau n° 1 joint au présent arrêté.

**Article 2 :** Pour les endroits qui ne subissent pas l'influence de sources de pollutions, la grille simplifiée de qualité des eaux de surface définie dans le tableau n° 2 peut être utilisée.

**Article 3 :** La grille de qualité des eaux de surface distingue cinq classes de qualité.

L'eau de surface en un endroit donné dans une saison donnée est dite de qualité :

- si des échantillons de cette eau prélevés à intervalles réguliers et en un même lieu de prélèvement présentent des valeurs des paramètres comprises à l'intérieur de l'intervalle définissant les limites de la classe 1 pour au moins :

\* 95% des mesures de tous les paramètres confondus ;

\* 90% des mesures pour un paramètre donné ;

- si les valeurs des paramètres non comprises à l'intérieur de l'intervalle définissant les limites de la classe 1 ne dépassent pas la limite de la classe de 50%, exception faite pour la température, le PH, l'oxygène dissous et les paramètres bactériologiques.

**Article 4 :** Le nombre minimal d'échantillons sur la base duquel la qualité de l'eau est appréciée est :

- 12 par an pour les endroits qui subissent l'influence des sources de pollutions, à raison de 1 par mois ;

- 4 par an pour les endroits qui ne subissent pas l'influence de pollutions, à raison de 1 par saison.

**Article 5 :** Tout échantillon sur la base duquel la qualité de l'eau est appréciée doit être un échantillon composite de 24 heures.

Au sens du présent arrêté, on entend par échantillon composite tout mélange de façon intermittente ou continue en proportions adéquates d'au moins six échantillons ou parties d'échantillons et dont peut être obtenue la valeur moyenne du paramètre désiré.

**Article 6 :** Les échantillons prélevés lors des inondations, des pollutions accidentelles et des catastrophes naturelles ne sont pas considérés pour l'appréciation globale de la qualité de l'eau de surface.

**Article 7 :** Les paramètres indicateurs de la qualité de l'eau de surface sont mesurés selon les méthodes normalisées.

**Article 8 :** Les couleurs utilisées pour illustrer la qualité de l'eau de surface sont :

- le bleu pour une eau d'excellente qualité ;
- le vert pour une eau de bonne qualité ;
- l'orange pour une eau de qualité moyenne ;
- le rouge pour une eau de mauvaise qualité ;
- le violet pour une eau de qualité très mauvaise.

**Article 9 :** L'Agence de bassin est chargée de l'application du présent arrêté conjoint qui sera publié au *Bulletin officiel*.

*Rabat, le 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002).*

<b>Le ministre de l'équipement, Bouamor Taghouan.</b>	<b>Le ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement, Mohamed el Yazghi.</b>
---	--

**Source : Ministre de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement du Maroc.**

Categories		A1		A2		A3	
		G	I	G	I	G	I
<b>PARAMETRES ORGANOLEPTIQUES</b>							
Couleur	Mg Pt/L	<10	20	50	100	50	200
Odeur à 25°C		<3	-	10	-	20	-
<b>PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUE</b>							
Température	°C	20	30	20	30	20	30
pH	PH	6,5-8,5		6,5-9,2	-	6,5-9,2	-
Conductivité à 20°C	µs/cm	1300	2700	1300	2700	1300	2700
Chlorures (Cl-)	mg/L	300	750	300	750	300	750
Sulfates (SO4)	mg/L	200	-	200	-	200	-
Matière en suspension	mg/L	50	-	1000	-	2000	-
O2 dissous	mg/L	7 (90%)	-	5 (70%)	-	3 (50%)	-
DBO5	mg O2/L	3	-	7	-	10	-
DCO	mg O2/L	-	-	25	-	40	-
Oxydabilité KMnO4	mg/L	2	-	5	-	10	-
<b>SUBSTANCES INDUSURABLES</b>							
Bore	mg/L	-	1	-	1	-	1
Ammonium (NH4+)	mg NH4+/L	0,05	0,5	1	1,5	2	4
NTK	mg N/L	1	-	2	-	3	-
Nitrate (NO3-)	mg/L	-	5	-	50	-	50
Phosphore	mg/L	0,4	-	0,7	-	0,7	-
Baryum	mg/L	-	1	-	1	-	1
Cuivre (Cu)	mg/L	-	1	-	2	-	2
Zinc (Zn)	mg/L	-	50	-	5	-	5
Manganèse (Mn)	mg/L	-	0,1	0,1	0,1	1	-
Fer total (Fe)	mg/L	-	0,3	1	2	1	3
Fluorures (F-)	mg/L	0,7	1,5	0,7	1,5	0,7	1,5
Hydrocarbures dissous	mg/L	-	0,05	-	0,2	0,5	1
Phénols	mg/L	-	0,01	-	0,05	-	0,1
Détergents anioniques	mg/L	-	0,5	0	0,5	-	0,5
<b>SUBSTANCES TOXIQUES</b>							
Arsenic(As)	µg/L	-	50	-	50	-	100
Cadmium(cd)	µg/L	1	5	1	>5	-	5
Chrome total(Cr)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Plomb(Pb)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Mercure(Mg)	µg/L	-	1	-	>1	-	1
Sélénium(Se)	µg/L	-	10	-	>10	-	10
Nikel(Ni)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Cyanures(CN)	µg/L	-	50	-	>50	-	50
Pesticides par subst	µg/L	-	0,1	-	>0,1	-	0,1
Pesticides au total	µg/L	-	0,5	-	>0,5	-	0,5
HPA	µg/L	-	0,2	-	>0,2	-	0,2
<b>PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES</b>							
C.fécaux	/100ml	20	-	2000	-	2000	-
C.totaux	/100ml	50	-	5000	-	5000	-
S.fécaux	/100ml	20	-	1000	-	1000	-

La grille de qualité des eaux superficielles utilisées pour la production de l'eau potable

**Source : Division du contrôle de la Qualité des Eau, ONEP, Rabat.**