

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



جامعة باجي مختار- عنابة  
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA



FACULTE DES SCIENCES  
DEPARTEMENT DE BIOCHIMIE

## THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de DOCTORAT  
En Biochimie  
Option : Biochimie appliquée

### THEME

**ETUDE PHYSICOCHIMIQUE ET ORGANIQUE DES EAUX  
BRUTES DU BARRAGE DE ZERDAZAS (W. SKIKDA)**

Présenté par : GHANNAM Maya

Directeur de thèse : Mr. SOUMATI Boudjema      Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba

Membres de Jury:

Président : Mr. BRANES Zidane      Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba

Examinatrices : Mme. SOUIKI Lynda      Professeur, Université 8 Mai 1945 - Guelma

Mme. CHAIB Nadjla      MCA, Université 20 Aout 1955 - Skikda

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
REPUBLICUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



جامعة باجي مختار- عنابة  
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA



FACULTE DES SCIENCES  
DEPARTEMENT DE BIOCHIMIE

## THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de DOCTORAT  
En Biochimie  
Option : Biochimie appliquée

### THEME

**ETUDE PHYSICOCHIMIQUE ET ORGANIQUE DES EAUX  
BRUTES DU BARRAGE DE ZERDAZAS (W. SKIKDA)**

Présenté par : GHANNAM Maya

Directeur de thèse : Mr. SOUMATI Boudjema      Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba

Membres de Jury:

Président : Mr. BRANES Zidane      Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba

Examinatrices : Mme. SOUIKI Lynda      Professeur, Université 8 Mai 1945 - Guelma

Mme. CHAIB Nadjla      MCA, Université 20 Aout 1955 - Skikda



## **Remerciements**

Merci à Dieu de m'avoir donné le courage et la force d'achever ce travail  
Qui sans lui, tous mes efforts seront vains.

*Ce ne sont pas des mots si personnels soient-ils qui arriveront à exprimer ma gratitude et mes remerciements et ma reconnaissance à tous ceux qui m'ont aidé à réaliser ce modeste travail.*

*Je m'adresse en premier lieu à mon directeur de thèse Mr Pr. **SOUMATI Boudjema**, qui n'a cessé de me prêter son soutien scientifique et moral depuis qu'il a accepté de diriger ce travail. Je le remercie pour sa gentillesse et ses conseils judicieux car depuis ma première inscription et bien avant cela, Il n'a pas cessé de m'apporter son aide tout au long de cette période et je ne pourrai jamais lui exprimer ma reconnaissance.*

*J'exprime mes plus vifs remerciements et ma profonde gratitude à Monsieur **BRANES ZINEDDINE** Professeur et chef du département de Biochimie à l'université Badji Mokhtar, Annaba, d'avoir accepté de présider le jury. Recevez monsieur, toute ma gratitude et mon respect.*

*J'adresse également mes sincères remerciements à **Mme. SOUIKI LYNDIA** Professeur à l'université du 8 Mai 1945, Guelma et **Mme. CHAIB Nadjla**, Maitre de conférence à l'université du 20 Aout 1955, Skikda, qui ont accepté d'évaluer ce travail et nous faire part de leurs critiques qui ne feront qu'améliorer la qualité de ce travail. Je vous prie de croire, mes dames, en l'assurance de ma respectueuse considération.*

*Il m'est également agréable d'exprimer ma profonde gratitude et mes respects ; à monsieur le directeur du barrage Zerdazas ; à monsieur le directeur de l'A.D.E., et à tout le personnel de l'A.N.B.T. et du département de biologie de l'université de Hassiba Benbouali de Chlef pour leur aide si précieuse.*

## **DEDICACE**

*Je dédie ce travail à La mémoire de mes très chers parents, qui ont été toujours dans mon esprit et dans mon cœur, Que Dieu, le miséricordieux, les accueille dans son éternel paradis.*

*A mes très chers beaux-parents, Je ne pourrais jamais exprimer tout l'amour et le respect que j'ai pour vous.*

*Vos prières, vos encouragements et votre soutien m'ont toujours été d'un grand secours. Puisse Dieu, le tout puissant vous préserve du mal, vous comble de santé, de bonheur et vous procure une longue vie.*

*A mon très cher époux, aucun mot ne saurait t'exprimer mon profond attachement et ma reconnaissance pour tous ce que tu as fait pour moi. Que Dieu te préserve et exhausse tous tes vœux.*

*A ceux qui sont proches de mon cœur, mon cher petit frère : Amir.*

*A mon adorable petite belle-sœur : Lilya, Pour toute l'ambiance dont tu m'as entouré, pour toute la spontanéité et ton élan chaleureux, Je te dédie ce travail.*

*Puisse Dieu le tout puissant exhausser tous tes vœux.*

*Et à tous A mes beaux-frères et belles sœurs, ainsi qu'à leurs enfants,*

*Que Dieu les protège.*

*A la mémoire de mon amie Taïbi Zina*

*Ainsi que toutes mes amies et tous ceux qui me sont très chers.*

# **ETUDE PHYSICOCHIMIQUE ET ORGANIQUE DES EAUX BRUTES DU BARRAGE DE ZERDAZAS (W. SKIKDA)**

## **Résumé**

Notre étude s'est portée sur la caractérisation physico-chimique et organique des eaux du barrage Zerdazas, afin de suivre et comprendre l'évolution de certains paramètres propres à l'eau du barrage, les facteurs régissant cette évolution, mais aussi l'évolution de la qualité des eaux pour différents usages. Les résultats obtenus ont montrés une influence importante des facteurs climatiques et les eaux des oueds sur la composition des eaux du barrage en éléments chimiques dont le profil thermique vertical est monomectique chaud. La qualité des eaux du barrage s'est avérée eutrophe avec des taux en matières organiques et phosphorées et aussi des teneurs en métaux lourds atteignant des seuils critiques, engendrant ainsi des risques de santé publique qui ces derniers doivent être maîtrisés.

**Mots clés :** Barrage Zerdazas ; paramètres physicochimiques ; Paramètres organiques ; Etat trophique ; Normes Algériennes.

## **PHYSICOCHEMICAL AND ORGANIC STUDY OF RAW WATER FROM THE ZERDAZAS DAM (W. SKIKDA)**

### **Abstract**

The aim of this study was the physicochemical and organic characterization of the Zerdazas waters dam, in order to follow and understand, the evolution of some parameters specific to the surface naturel water, the factors governing this evolution, and also, the evolution of water quality for different uses. The results obtained showed a significant influence of climatic factors and wadi waters on the composition of dam water in chemical elements whose vertical thermal profile is a warm monomectic. The water quality of the dam has proven to be eutrophic with organic and phosphorus content and also heavy metal concentrations reaching critical levels, thus creating public health risks which must be controlled.

**Keywords:** Zerdazas Dam; physicochemical parameters; organic parameters; trophic state; Algerian standards.

## دراسة فيزيائية كيميائية وعضوية لمياه خام لسد زردازة (و. سكيكدة)

### ملخص

ركزت دراستنا على التوصيف الفيزيوكيميائي والعضوي لمياه سد زردازة، من أجل متابعة وفهم تطور بعض المعلمات الخاصة بمياه السد والعوامل التي تحكم هذا التطور، وأيضًا تطور جودة المياه للاستخدامات المختلفة. وأظهرت النتائج التي تم الحصول عليها تأثير كبير من العوامل المناخية ومياه الوادي على تكوينية مياه السد من العناصر الكيميائية والتي ثبتت أن المظهر الحراري العمودي أحادي دافئ. وقد أثبتت دراسة تقييم مستوى جودة المياه في السد أنها غنية بالمحتوى العضوي والفسفور، كما أن تراكيز المعادن الثقيلة تصل إلى مستويات حرجة، مما يخلق مخاطر صحية عامة يجب التحكم فيها.

**الكلمات المفتاحية:** سد زردازة ؛ المعلمات الفيزيائية ؛ المعلمات العضوية ؛ المعايير الجزائرية.

## LISTE DES ABREVIATIONS

<b>ACP</b> : Analyse en composantes principales	<b>MES</b> : Matières en suspension
<b>AZOT</b> : Matières azotée hors nitrates	<b>MON</b> : Matière organique naturelle
<b>BCP</b> : Biomasse carbonée phytoplanctonique	<b>MOOX</b> : Matières organiques et oxydables
<b>CAH</b> : Classification ascendante hiérarchique	<b>Moy</b> : Moyenne
<b>Chl-a</b> : Chlorophylle-a	<b>MPM</b> : Micropolluants minéraux
<b>CO</b> : Carbone organique	<b>NK</b> : Azote KJELDAHL
<b>COA</b> : Carbone organique assimilable	<b>OD</b> : Oxygène dissous
<b>COD</b> : Carbone organique dissous	<b>ODS</b> : Oxygène dissous de saturation
<b>CODB</b> : Carbone organique dissous biodégradable	<b>PAES</b> : Particules en suspension
<b>CODR</b> : Carbone organique dissous réfractaire	<b>PCB</b> : Biphényles polychlorures
<b>Cond ; CE</b> : Conductivité électrique	<b>PCB</b> : poly-chloro-biphényles
<b>COP</b> : Carbone organique particulaire	<b>Phéo</b> : Phéophytine
<b>COPNP</b> : Carbone organique particulaire non phytoplanctonique	<b>PHOS</b> : Matières phosphorées
<b>COT</b> : Carbone organique total	<b>PS</b> : Profondeur Secchi
<b>CV</b> : Coefficient de variation	<b>PT</b> : Phosphate total
<b>DBO</b> : Demande biochimique en oxygène	<b>Q</b> : Quotient pluviométrique d'EMBERGER
<b>DCO</b> : Demande chimique en oxygène	<b>Q1</b> : Quartiles 25%
<b>EPREV</b> : Effets des proliférations végétales	<b>Q3</b> : Quartiles 75%
<b>HAP</b> : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	<b>SUVA</b> : Absorbance UV spécifique
<b>HAP</b> : hydrocarbures aromatiques polycycliques	<b>TH</b> : Dureté totale
<b>IP</b> : Indice permanganate	<b>TN</b> : Azote total
<b>Med</b> : Médiane	<b>TSI</b> : Indice de l'état trophique
	<b>Zeu</b> : Zone euphotique

## LISTE DES TABLEAUX

N <sup>o</sup>	Titre	Page
1	Quotient pluviométrique d'EMBERGER	13
2	Les moyennes mensuelles interannuelles de l'insolation à la station de Zerdazas (de 1985 à 2011).	15
3	Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique	26
4	Classification des eaux selon la dureté	30
5	Relation entre la transparence de l'eau et le niveau trophique des eaux naturelles	32
6	Dates des campagnes de prélèvement pour l'étude des paramètres physicochimiques dans le barrage Zerdazas.	36
7	Coordonnées géospatiales des différents sites de prélèvement.	37
8	Sites, modes de prélèvement et méthodes d'analyse des différents paramètres physicochimiques des eaux du barrage Zerdazas.	42
9	Statistique descriptive des résultats des analyses physicochimiques	Annexe A
10	Résultats du profil thermique du site S1 des eaux du barrage Zerdazas (année 2013)	Annexe A
11	Valeurs propres et pourcentages cumulés des axes principaux.	52
12	Contribution des variables aux deux premiers axes de l'ACP.	53
13	Résumé des méthodes utilisées pour le dosage des différents paramètres organiques étudiés.	81
14	Dimension du cadre de comptage pour les différents grocissements	85
15	Liste des formes géométriques utilisées pour le calcul du biovolume cellulaire phytoplanctonique	Annexe B
16	Résultats de dosage des paramètres organiques dans les eaux du barrage Zerdazas	Annexe B
17	Biovolume spécifique des différentes espèces de phytoplancton retrouvées dans le site S1 et S3	Annexe B
18	Valeurs propres et pourcentages cumulés des axes principaux	92
19	Contribution des variables aux deux premiers axes de l'ACP	93
20	Coefficients de variation obtenus pour les paramètres organiques mesurés dans le barrage de Zerdazas (année 2013)	Annexe B
21	Les stades d'eutrophisation des eaux de surfaces	109
22	Signification des indices d'état trophique (TSI) de Carlson	117
23	Signification de la relation entre les différents TSI	118
24	Les différentes altérations du système d'évaluation SEQ-Eau ainsi que leurs effets respectifs sur le milieu	119
25	Influences des altérations SEQ-Eau sur les 'potentialités biologiques' et des cinq usages de l'eau.	120
26	Grille d'évaluation du système SEQ-Eau-aptitude à la biologie	Annexe C
27	Grille d'évaluation du système SEQ-Eau-aptitude à la production d'eau potable	Annexe C
28	Grille d'évaluation du système SEQ-Eau-aptitude à aux activités de Loisirs et aux sports aquatiques	Annexe C
29	Grille d'évaluation du système SEQ-Eau-aptitude à l'irrigation	Annexe C
30	Grille d'évaluation du système SEQ-Eau-aptitude à l'abreuvement	Annexe C
31	Grille d'évaluation du système SEQ-Eau-aptitude à l'aquaculture	Annexe C
32	Correspondance entre classes et indices pour la la fonction « potentialité biologique ».	121
33	Objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau potable des populations	Annexe C

34	Classe de qualité des eaux selon la valeur calculée de l'IQE de CMME	122
35	Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes à la biologie	129
36	Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative à l'aptitudes à la production d'eau potable.	130
37	Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes aux activités de Loisirs et aux sports aquatiques.	130
38	Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes à l'abreuvement.	131
39	Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes à l'aquaculture.	131
40	Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes à l'irrigation.	132
41	Récapitulatif des résultats de l'évaluation des différentes altérations relatives aux usages de l'eau.	132

## LISTE DES FIGURES

N <sup>o</sup>	Figure	Page
1	Situation géographique du barrage Zerdazas	6
2	Ressources hydriques superficielles (barrages et retenues collinaires) dans la wilaya de Skikda.	8
3	Limites géographiques de sous bassins versant	9
4	Précipitations moyennes mensuelles (de 1985 à 2011) à la station météorologique Zerdazas (W. Skikda)	10
5	Variation de la température moyenne mensuelle de 1985 à 2011	11
6	Diagramme ombro-thermique de la station Zerdazas de 1985 à 2011	12
7	Climagramme de L'EMBERGER de la zone de Zerdazas (W. Skikda) 1985-2011.	14
8	Carte démographique de la wilaya de Skikda (année 2013).	15
9	Répartition des terres dans la région de Skikda	16
10	Carte des unités industrielles dans la wilaya de Skikda.	18
11	Sites de prélèvement pour l'étude des paramètres physicochimiques dans les eaux du barrage Zerdazas.	37
12	Système de prélèvement manuel en eau profonde	38
13	Schéma descriptif du système et du fonctionnement du préleveur intégré utilisant un tuyau	39
14	Mesure de la profondeur de Secchi à l'aide du disque de Secchi.	41
15	Spectrophotomètre d'absorption atomique : Perkin Elmer AAnalyst 200	Annexe A
16	Guide de lecture du diagramme de Piper	43
17	Evolution des paramètres physicochimiques dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013)	45
18	Coefficients de variation des paramètres physicochimiques calculés pour une période de Décembre 2012 à Novembre 2013, dans les eaux du barrage Zerdazas.	47
19	Variation saisonnière verticale de la température du site S1 dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013)	49
20	Classification hiérarchique des mois (dates de prélèvement) sur la base de la variation des paramètres physicochimiques enregistrée dans le barrage Zerdazas (année 2013).	50
21	Diagramme de Piper des ions majeurs dans l'eau du barrage Zerdazas (année 2013)	51
22	Projection bidimensionnelle de l'ACP des données de l'analyse physicochimique mensuelle dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013).	54
23	Comparaison des résultats de l'analyse physicochimiques entre les différents sites de prélèvement dans le barrage Zerdazas	56
24	Matrices de corrélation des paramètres physicochimiques mesurés aux différents sites de prélèvement dans le barrage Zerdazas.	58
25	Catégories de carbone organique selon la taille de l'élément composant	73
26	Origines et formes des différentes matières organiques dans un milieu aquatique	74
27	Analyseur de Carbone Organique Total : O.I. Analytical Model 700 TOC analyzer	Annexe B
28	Méthodologie de mesure des différentes formes du carbone organique dans les eaux du barrage Zerdazas.	82
29	Dénombrement du phytoplancton sous microscope par la méthode des transects	84
30	Outils de mesure du biovolume cellulaire phytoplanctonique	87

31	Différentes espèces phytoplanctoniques retrouvées dans le site 1 et 3 du barrage Zerdazas	Annexe B
32	Evolution des paramètres organiques dans les eaux du barrage Zerdazas pour le site S1 (année 2013)	90
33	Evolution de la composition du carbone organique contenu dans les eaux du barrage Zerdazas à partir du site S1 (année 2013).	91
34	Projection bidimensionnelle de l'ACP des données de l'analyse des paramètres organiques mensuelles dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013).	93
35	Coefficient de variation et moyenne calculés pour les différents paramètres organiques à partir du site S1 et S3.	95
36	Comparaison entre la composition du carbone organique enregistrée pour le site S1 et S3.	96
37	Droite de régression linéaire et polynomiale, représentant la relation entre la teneur des eaux du barrage Zerdazas en COD, COT et IP avec l'absorbance à 254 nm.	97
38	Déficit en oxygène dissous dans une retenue d'eau	116
39	Profil vertical et saisonnier de la température et de l'oxygène dissous dans les eaux du barrage Zerdazas (Site S1)	126
40	Evolution mensuelle de l'indice de l'état trophique global dans les eaux du barrage Zerdazas (Site S1).	127
41	Déviations des différents indices de l'état trophique des eaux du barrage Zerdazas (Site S1).	128

## TABLE DES MATIERES

<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE</b> .....	1
 <b><u>CHAPITRE I: DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE</u></b>	
I. Situation géographique.....	5
II. Ressources hydriques superficielles de la région d'étude.....	6
III. Climatologie.....	10
III.1 Précipitations.....	10
III.2 Température.....	11
III.3 Diagramme Ombro-thermique de Gaussen et Bagnouls.....	11
III.4 Climagramme de L. EMBERGER.....	12
III.4 Insolation.....	14
IV. Aperçu socio-économique.....	15
IV.1 Contexte démographique.....	15
IV.2 Contexte agricole.....	16
IV.3 Contexte industriel.....	16
V. Conclusion.....	19
 <b><u>CHAPITRE II : ÉTUDE DES PARAMÈTRES PHYSICOCHIMIQUES</u></b>	
I. Problématique et objectifs.....	21
II. Données bibliographiques.....	23
II.1 Eaux de surface.....	
II.1.1 Définition.....	23
II.1.2 Origine.....	23
II.1.3 Composition chimique.....	23
II.1.4 Rôles.....	24
II.1.5 Paramètres de qualité.....	25
II.1.5.1 Température (T °C).....	25
II.1.5.2 Potentiel d'hydrogène (pH).....	25
II.1.5.3 Conductivité électrique (Cond) et minéralisation globale.....	25
II.1.5.4 Chlorure (Cl-).....	26
II.1.5.5 Sulfate (SO4-2).....	27
II.1.5.6 Matières en suspension (MES).....	27
II.1.5.7 Oxygène dissous (OD).....	27
II.1.5.8 Différentes formes d'azote présentes dans les eaux de surface.....	28
II.1.5.9 Dureté totale (TH).....	29
II.1.5.10 Calcium (Ca+2).....	30

II.1.5.11	Magnésium (Mg <sup>+2</sup> ) .....	30
II.1.5.12	Sodium (Na <sup>+2</sup> ) .....	30
II.1.5.13	Potassium (K <sup>+</sup> ).....	31
II.1.5.14	Carbonate et bicarbonate (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> et CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ).....	31
II.1.5.15	Fer (Fe <sup>+2</sup> et Fe <sup>+3</sup> ) .....	31
II.1.5.16	Transparence de l'eau.....	32
II.1.5.17	Plomb (Pb <sup>+2</sup> ) et Mercure (Hg <sup>+2</sup> ) .....	33
II.1.5.18	Chlorophylle et phéopigments.....	34
II.1.6	Stratification thermique des eaux.....	34
III.	Materiel et méthodes.....	36
III.1	Stratégie d'échantillonnage.....	36
III.2	Mode de prélèvement.....	37
III.3	Conservation et stockage des échantillons.....	40
III.4	Analyse physicochimique.....	40
III.5	Détermination du faciès hydrochimique.....	43
III.6	Etude statistique des paramètres physicochimiques.....	44
III.6.1	Statistique descriptive.....	44
III.6.2	Classification ascendante hiérarchique (CAH) .....	44
III.6.3	Analyse en composantes principales (ACP) .....	44
IV.	Résultats.....	45
IV.1	Evolution mensuelle des paramètres physicochimiques.....	45
IV.2	Mise en évidence de la stratification thermique des eaux.....	48
IV.3	Périodisation des caractéristiques physicochimiques des eaux du barrage.....	49
IV.4	Etude du faciès hydrochimique des eaux.....	50
IV.5	Analyse en composantes principales des éléments physicochimiques.....	51
IV.6	Comparaison entre la qualité physicochimique des eaux des oueds et du barrage.....	55
IV.7	Etude de la variation des paramètres physicochimiques entre les différents sites.....	58
V.	Discussion.....	60
VI.	Conclusion.....	66

### **CHAPITRE III : ÉTUDE DES PARAMÈTRES ORGANIQUES**

I.	Problématique et objectifs.....	69
II.	Données bibliographiques .....	72
II.1	Généralité sur la matière organique.....	72
II.2	Formes du carbone organique en milieu aquatique.....	72
II.3	Origines du carbone organique en milieu aquatique.....	74
II.4	Caractérisation de la MO dans les milieux aquatiques.....	75
II.5	Caractérisation des origines des matières organiques.....	76
II.6	Définition des principaux paramètres organiques globaux.....	76
II.6.1	Carbone organique total (COT) .....	76
II.6.2	Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ) .....	77
II.6.3	Demande chimique en oxygène (DCO) .....	77
II.6.4	Oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO <sub>4</sub> ) .....	77
II.6.5	Absorbance UV 254 nm.....	78
III.	Materiel et méthodes.....	79
III.1	Stratégie et mode de prélèvement.....	79

III.2	Conservation et stockage des échantillons.....	79
III.3	Protocoles d'analyse des paramètres organiques.....	80
III.4	Etude statistique.....	87
III.4.1	Calcul du coefficient de variation (CV) .....	88
III.4.2	Analyse des composantes principales (ACP) .....	88
III.4.3	Regression linéaire et polynomiale.....	88
IV.	Résultats.....	89
IV.1	Evolution des paramètres organiques dans l'eau du barrage.....	89
IV.2	Analyse en composantes principales des formes de matière organique.....	91
IV.2.1	Valeurs propres de l'ACP.....	92
IV.2.2	Etude des variables.....	92
IV.2.3	Représentation graphique de l'ACP.....	93
IV.3	Comparaison des teneurs des eaux en matières organiques entre les différents sites .....	94
IV.4	Etude de la relation entre la teneur des eaux en matière organique et l'absorbance UV .....	96
V.	Discussion.....	100
VI.	Conclusion.....	106

#### **CHAPITRE IV : ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX**

I.	Problématique et objectifs.....	108
II.	Données bibliographiques.....	109
II.1	Qualité et état trophique des eaux de surfaces.....	109
II.2	Pollution des ressources en eau.....	110
II.2.1	Principaux polluants des eaux.....	110
II.2.2	Origine de la pollution.....	111
II.2.3	Principaux types de pollution.....	113
III.	Materiel et méthodes.....	115
III.1	Evaluation de l'état métabolique des eaux de barrage.....	115
III.2	Evaluation de la qualité des eaux de barrage.....	116
III.2.1	Evaluation de l'état trophique des eaux.....	116
III.2.2	Evaluation de l'aptitude des eaux à différents usages par le système SEQ-Eau.....	118
III.2.3	Evaluation de la qualité des eaux des barrages à des fins de potabilisation.....	121
IV.	Résultats.....	125
IV.1	Evaluation de l'état métabolique des eaux du barrage.....	125
IV.2	Evaluation de l'état trophique des eaux.....	127
IV.3	Evaluation de la qualité des eaux par le système SEQ-Eau.....	128
IV.4	Evaluation de la qualité des eaux du barrage à des fins de potabilisation.....	132
V.	Discussion.....	133
VI.	Conclusion.....	137

<b>CONCLUSION GÉNÉRALE.....</b>	<b>139</b>
---------------------------------	------------

#### **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

#### **ANNEXES**

# **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

L'eau est une ressource élémentaire à la survie, non seulement pour l'être humain mais aussi pour toutes les espèces animale et végétale.

Depuis la nuit des temps, les êtres humains ont cherché à mettre l'eau en valeur pour améliorer leur existence, tandis que la priorité du XXI<sup>ème</sup> siècle était plutôt d'approvisionner en eau l'ensemble des populations grâce à la construction d'un réseau d'infrastructures performant, celle du XXI<sup>ème</sup> siècle est bel et bien de protéger et préserver les différentes ressources en eau en maîtrisant la quantité d'eau prélevée et en limitant les pollutions de l'eau, le tout dans un contexte de changement climatique. De plus en plus soumises à de fortes pressions, les ressources en eau ne cessent de se détériorer. L'eau n'est pas une ressource inépuisable et pourtant la demande en eau des populations est continuellement en augmentation. Il convient donc de préserver la quantité d'eau douce disponible tant sur le plan de la qualité que de la quantité.

En Algérie, en raison de la croissance incessante des besoins en eau douce qui dépassent les ressources naturelles conventionnelles, la mobilisation des eaux superficielles reste l'une des préoccupations capitales des pouvoirs publics. En effet l'examen approfondi de la situation des ressources en eau en Algérie, montre clairement une volonté réelle des autorités du pays à résoudre les problèmes d'alimentation en eau potable et à éradiquer les pénuries d'eau. Grâce à une politique de construction massive de barrages et de dessalement d'eau de mer, le résultat est extrêmement positif sur le plan quantitatif ; cependant la qualité des eaux distribuées reste souvent médiocre (Touati, 2010). Ce problème est généralement lié à la qualité même des eaux de barrage ou à une mauvaise adaptation du traitement. En effet la pollution des barrages, les phénomènes biogéochimiques qui s'y déroulent et qui sont mal compris, pourraient expliquer cette situation.

Les besoins en eau dans la région de Skikda pour le secteur industriel et les activités agricoles, sont considérables et ne peuvent qu'augmenter : améliorer les

conditions existantes, et faire face aux nouvelles demandes induites par la croissance économique du pays est une nécessité vitale (ANBT, 2015).

Parmi les ressources hydriques recensée dans la wilaya de Skikda, le barrage Zerdazas, constituant la première retenue collinaire fut construite dans la région alimentant un certain nombre de communes de la wilaya en eau potable et d'irrigation, ce barrage se caractérise par une qualité des eaux qui s'est détériorée avec le temps (ANBT, 2015).

Notre travail s'inscrit dans le cadre de l'évaluation et de la valorisation de la qualité des réserves en eau de la wilaya, et de trouver le moyen de gérer cette ressource pour en assurer la durabilité, particulièrement pour la ressource en eau que constitue le barrage Zerdazas.

Pour atteindre ces objectifs, un plan de travail a été développé et a été répartis en quatre chapitres :

-Le premier chapitre constitue un bref aperçu de la région où le barrage se situe, incluant une description géographique, climatique, démographique, agricole et industrielle ;

-Le deuxième chapitre se focalise sur les paramètres physicochimiques propres à l'eau de surface que constitue le barrage, leur évolution spatiotemporelle et la mise en évidence des corrélations entre ces paramètres ;

-Le troisième chapitre est dédié aux paramètres organiques, suivre leur évolution dans le temps et établir le profil organique des eaux du barrage ;

-Le quatrième chapitre exploite les données recueillis du deuxième et troisième chapitre pour évaluer la qualité des eaux du barrage Zerdazas par ; à la fois, la comparaison des résultats aux normes Algérienne et internationales de qualité des eaux, et le calcul de certains indices de qualité.

A l'issue des résultats obtenus, interprétés et discutés, une conclusion générale faisant le point sur les aspects les plus importants de cette présente thèse qui doivent être mis en valeur et tenus en compte pour une meilleure gestion de cette ressource.

# **Chapitre I**

## **DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE**

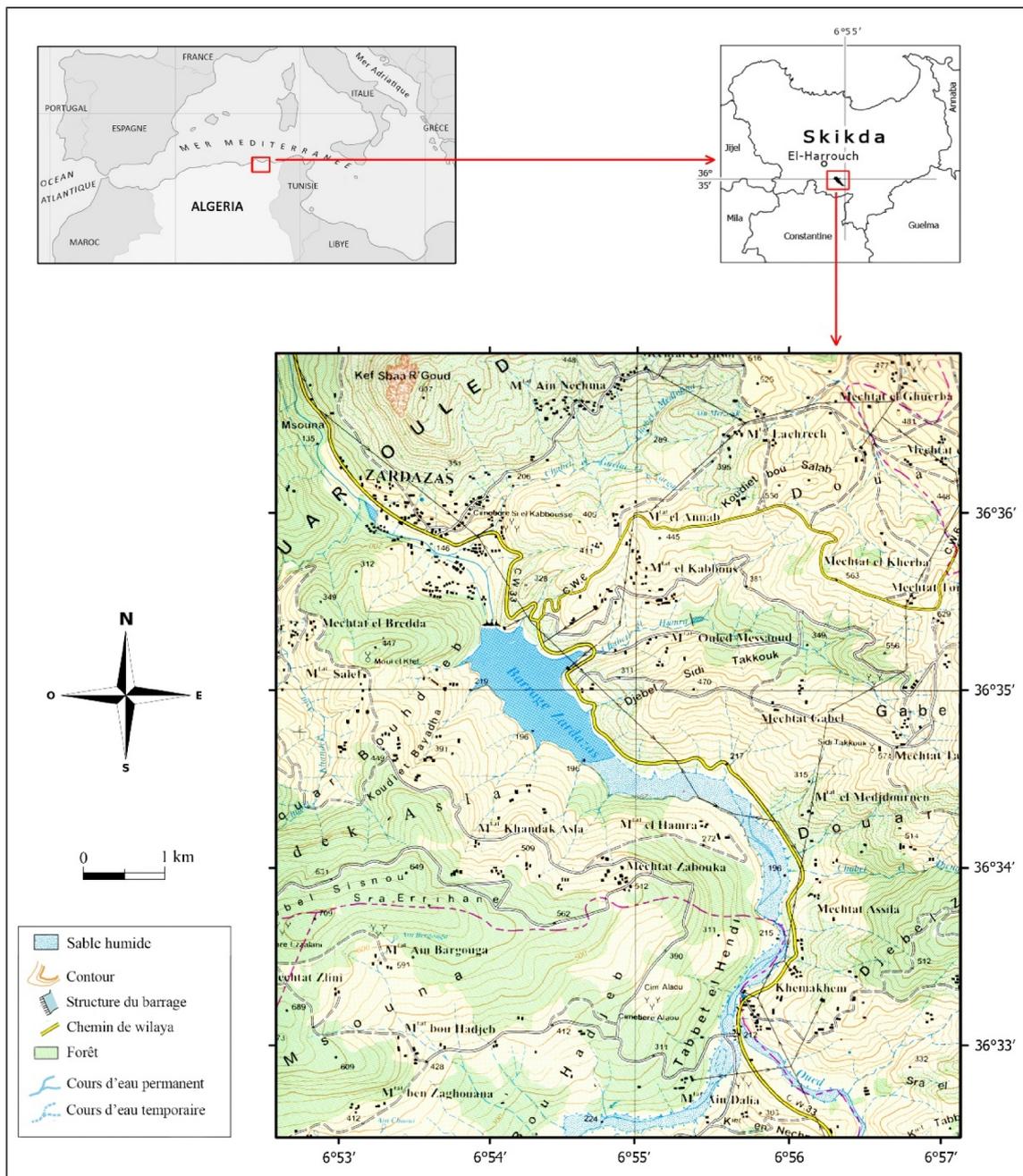
## **I. Situation géographique**

La région d'étude est située au Nord Est de l'Algérie, limitée par : la mer méditerranée au Nord, la wilaya de Constantine et de Guelma au Sud, la wilaya de Annaba à l'Est et la wilaya de Jijel et Mila à l'Ouest.

Localisé dans la commune El Harouch, wilaya de Skikda, au village de Zerdazas (voir figure 1), le barrage Zerdazas se situe au niveau des confluents d'oued SAF-SAF, il a été construit depuis les années 1920. Ce dernier fournit de l'eau potable aux zones urbaines locales (Zerdazas, El-Harrouch, Ain Bouziane, Mzedj Edchich), et assure aussi l'approvisionnement en irrigation eaux à plus de 1800 hectares de champs agricoles, il est relié à deux oueds qui sont : Bou Ajeb et Khemakhem. Sa capacité initiale était de 32 millions m<sup>3</sup>, mais actuellement son volume est estimé à 18 millions de m<sup>3</sup>, en raison des événements d'envasement (Ben rabah, 2006 ; Kemoukh, 2007).

La région de Zardeza appartenant à la Wilaya de Skikda, est limitée sur le plan géographique par (Kemoukh, 2007) :

- La commune d'Ain Bouziane à l'Ouest ;
- La Wilaya de Guelma à l'Est ;
- La commune de Salah Bouchaour au Nord ;
- La Wilaya de Constantine au Sud.



**Figure 1 :** Situation géographique du barrage Zerdzas (NIC, 2005).

## II. Ressources hydriques superficielles de la région d'étude

Trois principaux cours d'eau sont repartis sur toute la surface de la Wilaya de Skikda (voir figure 2), à savoir : Oued kebir Ouest à l'est, Oued Guebli à l'Ouest, et au centre Oued Saf-Saf. Ces derniers sont alimentés par les précipitations, mais aussi par des petits oueds comme : Oued Zhou à Cap Bougaroun, Oued Rhira aux côtières de Flifla et oued Bibi (Ben rabah, 2006).

Le bassin versant du barrage Zerdazas fait partie d'un autre bassin versant plus grand, celui de Safsaf dont l'oued safsaf constitue le principal oued, il débute au Sud dans les monts de Constantine, de direction Nord-Sud sa longueur est de 53.19 Km<sup>2</sup> (ABH Constantine, 2002), oued Zeramna, et oued Haddarats sont les principaux affluents. Le profil en long du cours d'eau principal montre qu'en amont, les pentes sont beaucoup plus élevées qu'à l'aval, elles sont de 11.3 m/Km au niveau de l'oued Brahim et Bou Adjeb, et de 2.3 m/Km aux environs d'El Harrouch. Oued Safsaf, traverse le bassin versant dans une direction SE-NW jusqu'au village de Ramdane Djamel, ensuite suivant une orientation NW-NE vers la plaine de Zeramna, pour se jeter finalement dans la mer méditerranée (voir figure 3) (ABH Constantine, 2002).

A cause du phénomène d'envasement, le barrage Zerdazas a été surélevé durant la période allant de 1971 à 1974 pour augmenter sa capacité de stockage à environ 32 Hm<sup>3</sup>. Ce barrage, qui date de 1926, dispose d'une capacité instable au cours du temps à cause des quantités élevées des sédiments arrivant à sa cuvette (A.N.B.T.,2006). En effet, le dernier levé bathymétrique indique que sa capacité de stockage n'excède pas 18.6 millions de m<sup>3</sup>. Le barrage Zerdazas est de 74,2 m de hauteur à partir de la fondation, sa largeur à la base est de 44 m, alors qu'à la crête est de 6,50 m, il a une longueur à la crête de 242 m. Au niveau de la digue du barrage Zerdazas, quatre (4) vannettes de dévasement, de 300 mm de diamètre, sont installées à la cote 178 m. Le lac créé par la digue est de type étendu, après la surélévation, il s'étend sur une surface de 193,4787 hectares au niveau normal de la retenue et atteint 205,700 hectares à la cote des plus hautes eaux (A.N.B.T.,2006).



Figure 2 : Ressources hydriques superficielles (barrages et retenues collinaires) dans la wilaya de Skikda (Ben Rabah, 2006).



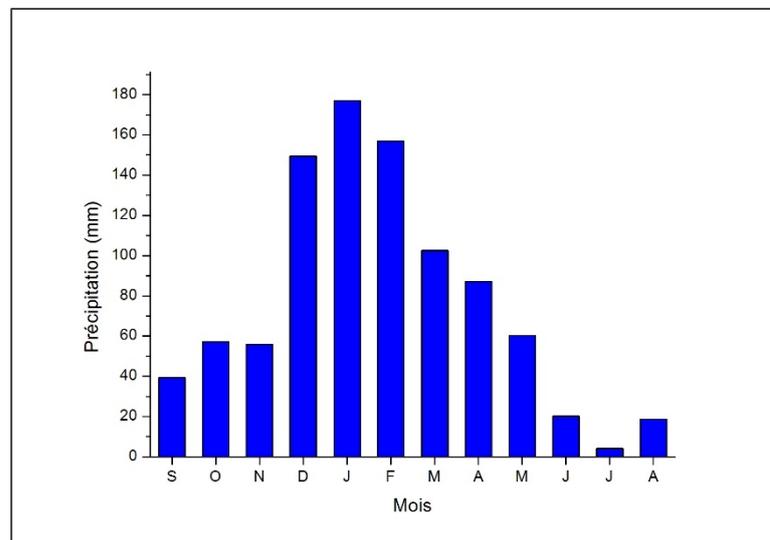
### III. Climatologie

Les données enregistrées au niveau de la station météorologique de Zerdazas (W. Skikda) vont être utilisées pour la caractérisation du climat de cette zone d'étude.

#### III.1 Précipitations

La pluviométrie est très importante dans cette région d'étude, c'est un facteur climatique essentiel pour la caractérisation du climat, et un des éléments principaux du bilan hydrique, elle conditionne le régime des cours d'eau et l'écoulement saisonnier ainsi que l'alimentation des nappes souterraines. En effet, les bassins de la wilaya de Skikda sont dans, une des régions les plus arrosées du Nord de l'Algérie, avec des précipitations relativement importantes, variables et irrégulières d'une année à une autre, ce qui caractérise la région, par un climat méditerranéen sub-humide à humide (Belhadj, 2007; Harrat, 2013).

Le calcul de la moyenne arithmétique des hauteurs des précipitations du mois considéré sur un grand nombre d'années ou dite précipitation moyenne mensuelle donne un aperçu sur les variations mensuelles et pluriannuelles des précipitations (figure 4).

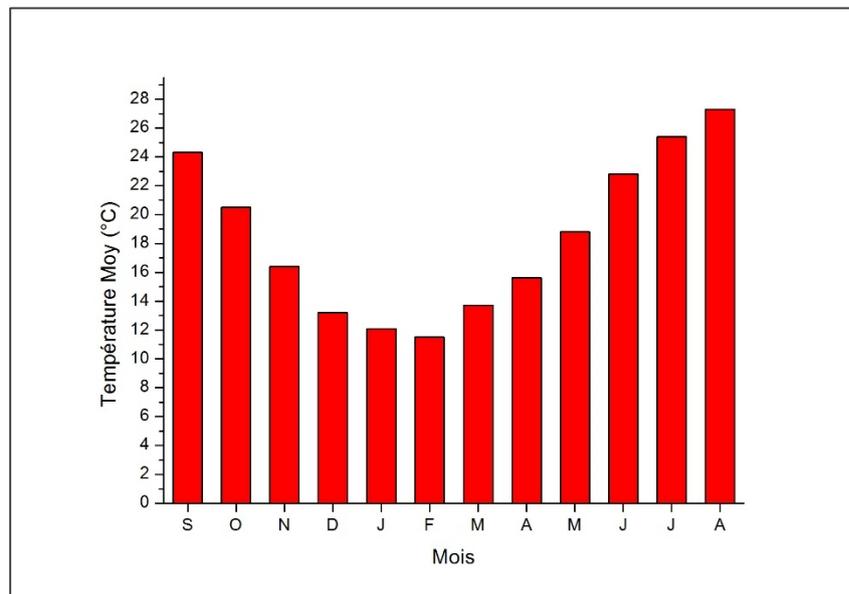


**Figure 4 :** Précipitations moyennes mensuelles (de 1985 à 2011) à la station météorologique de Zerdazas (W. Skikda)

### III.2 Température

L'un des éléments climatiques autre que la pluviométrie est la température, ce paramètre est indispensable à la climatologie. L'étude de l'évolution de la température dans le temps entre dans l'estimation de l'hydrologie et l'hydrochimie, du fait qu'elle est le principal paramètre qui conditionne le phénomène d'évaporation. Donc toute action de concentration (ou de dilution) influence d'une manière radicale sur le bilan hydrique et la chimie de l'eau (Medjani, 2007 ; Belhadj, 2017)

L'analyse des données, montre que la température moyenne saisonnière varie entre 11.5°C en hiver et 27.7°C en été (voir figure 5). Par contre la moyenne annuelle varie entre 18°C à 19°C . Le mois le plus froid est février, alors que le mois le plus chaud est le mois d'août.



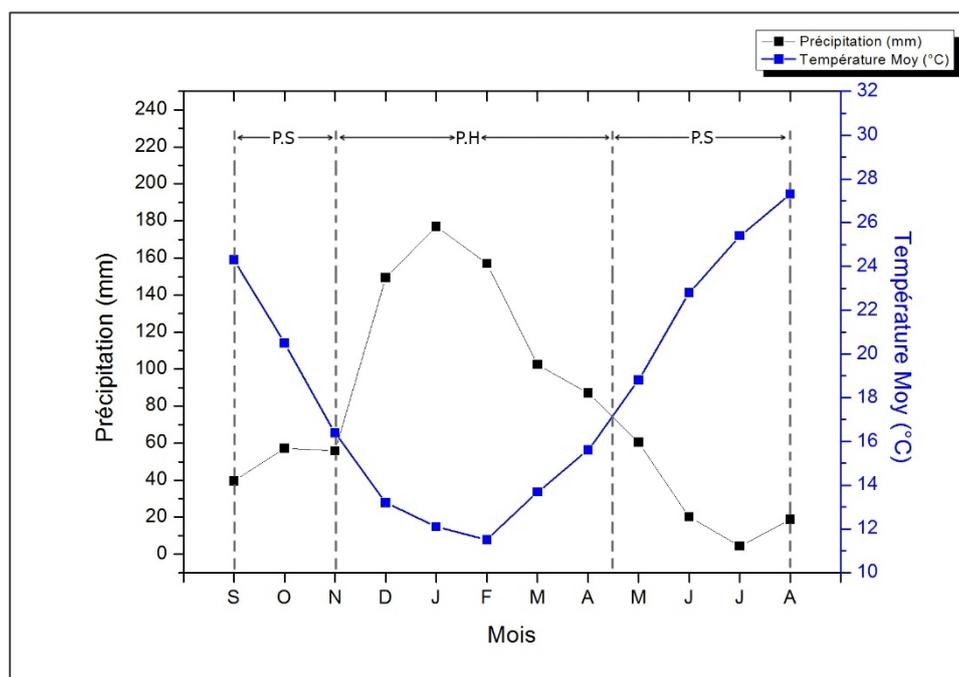
**Figure 5 :** Variation de la température moyenne mensuelle de 1985 à 2011.

### III.3 Diagramme Ombro-thermique de Gaussen et Bagnouls

Afin de déterminer, et confirmer la durée des deux saisons humide et sèche, le diagramme Ombro-thermique de Gaussen et Bagnouls (1953), est une combinaison des deux paramètres climatiques, qui sont les précipitations et la température (voir figure 6), permettant ainsi de préciser la période pendant laquelle les précipitations totales du mois sont inférieures ou égales au double de la température du même mois ( $P \leq 2T^{\circ}\text{C}$ ).

Lorsque la courbe des précipitations passe au-dessus de la courbe des températures, il s'agit d'une période excédentaire (humide), par contre si la courbe des températures passe au-dessus de celle de précipitations, il s'agit d'une période déficitaire (sèche) (Gausсен et Bagnouls, 1953).

D'après la courbe Ombro- Thermique, on constate que la période sèche s'établit de la mi-Avril à la fin du mois Novembre.



**Figure 6 :** Diagramme Ombro-thermique de la station de Zerdazas de 1985 à 2011. (P.S : période sèche ; P.H : période humide).

#### III.4 Climagramme de L. EMBERGER

Pour mieux comprendre le climat de la région étudiée, la méthode la plus performante est celle de d'EMBERGER, qui permet de déterminer la plus au moins grande humidité du bassin versant de l'Oued Saf Saf. Cette formule est adaptée au climat méditerranéen, et permet de calculer le quotient pluviométrique basée sur la température et la pluviosité (Kemoukh, 2007 ; Mecibah, 2008)

$$Q = 2000 P / (M^2 - m^2)$$

Q : Quotient pluviométrique d'EMBERGER.

P : Précipitation moyenne annuelle en (mm).

M : Température moyenne maxima du mois le plus chaud.

m : Température moyenne minima du mois le plus froid.

M et m ; sont exprimés en degré centigrade à partir du Zéro absolu (273°) tel que :

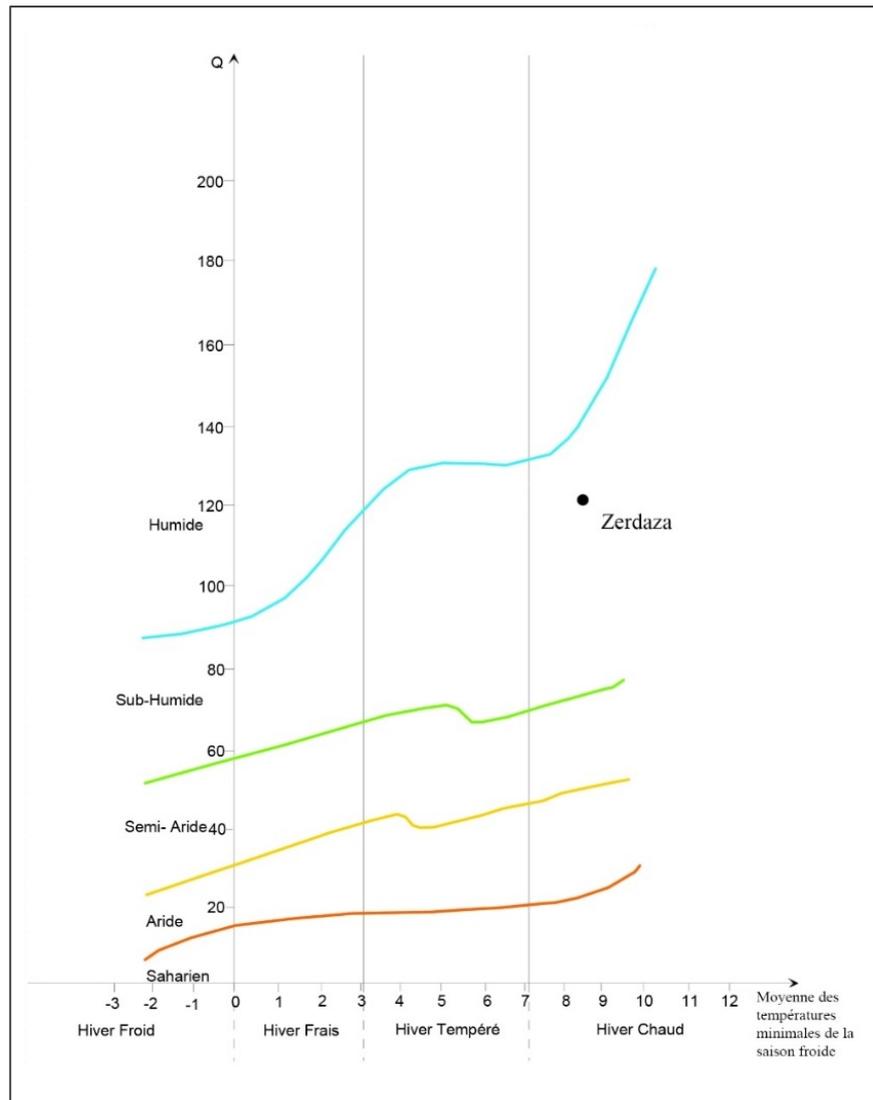
$T^{\circ}k = T^{\circ}C + 273$ , pour éliminer les nombres négatifs.

Le climagramme d'EMBERGER (voir figure 7) , portant sur les valeurs du quotient Q en ordonnée et la température moyenne des minima de la saison froide (hiver) en abscisse, permet de classer les stations méditerranéennes au sein de cinq étages bioclimatique (humide, sub-humide, semi-aride, aride et saharien), divisées en quatre sous étages (hivers froids, frais, tempérés, et chauds) (Mecibah , 2008).

Suite au calcul du quotient (Q) pour la station de Zerdazas, on a abouti aux résultats consignés au tableau ci-dessous.

**Tableau 1** : Quotient pluviométrique d'EMBERGER

M (K°)	m (K°)	P (mm)	T moy des minima (°C)	Q
302,7	279,3	824,45	7,84	121,0753



**Figure 7 :** Climagramme de L'EMBERGER de la zone de Zerdazas (1985-2011).

Ainsi, le bassin versant de Zerdazas est soumis à un climat méditerranéen à étage bioclimatique sub- humide à hiver Chaud (Mecibah, 2008).

### III.4 Insolation

Elle traduit la durée de rayonnement solaire (voir tableau 2), elle est exprimée en heure. Le maximum est atteint au mois de Juillet avec une durée de 351,1 heures d'insolation.

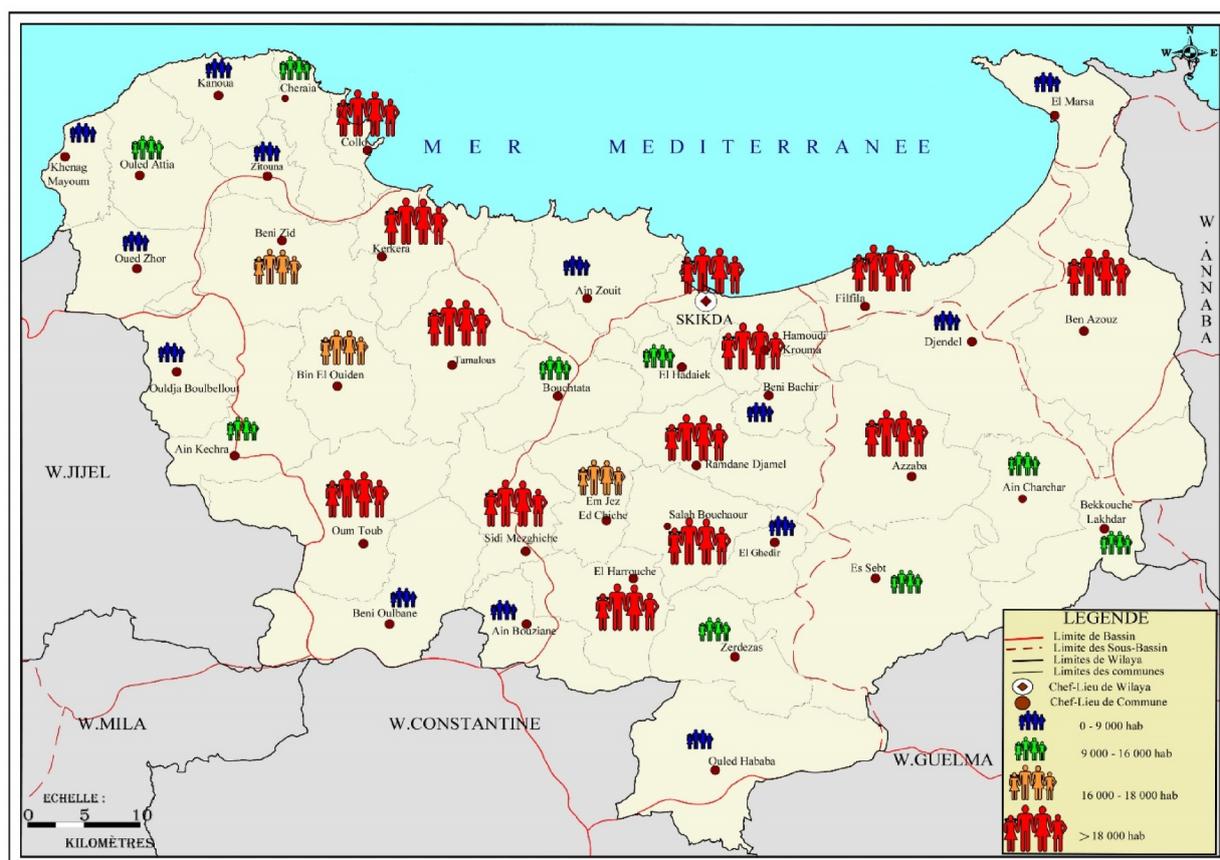
**Tableau 2 :** Les moyennes mensuelles interannuelles de l'insolation à la station de Zerdzas (de 1985 à 2011).

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
Insolation (h)	237,2	201,5	155,4	141,5	133,9	146,7	126,4	189,1	254,6	295,3	351,1	334,2

#### IV. Aperçu socio-économique

##### IV.1 Contexte démographique

La wilaya de Skikda s'étend sur une superficie de 4138 Km<sup>2</sup>, elle comprend 13 Daïras regroupant en total 38 communes. Sa population est en évolution constante, en 1995, comptait 840302 Habitants, et en 2005 le taux d'accroissement moyen, était de 3.32 % et sa population était de 1129295 habitants (Ben rabah, 2006), alors que en 2013 sa population s'élevait à 982515 habitants dont la majorité étant concentrée dans les localités actives (voir figure 8), avec une densité de 238 habitants/Km<sup>2</sup> ( DPAT, 2013 ; Belhadj, 2017).



**Figure 8 :** Carte démographique de la wilaya de Skikda (année 2013).

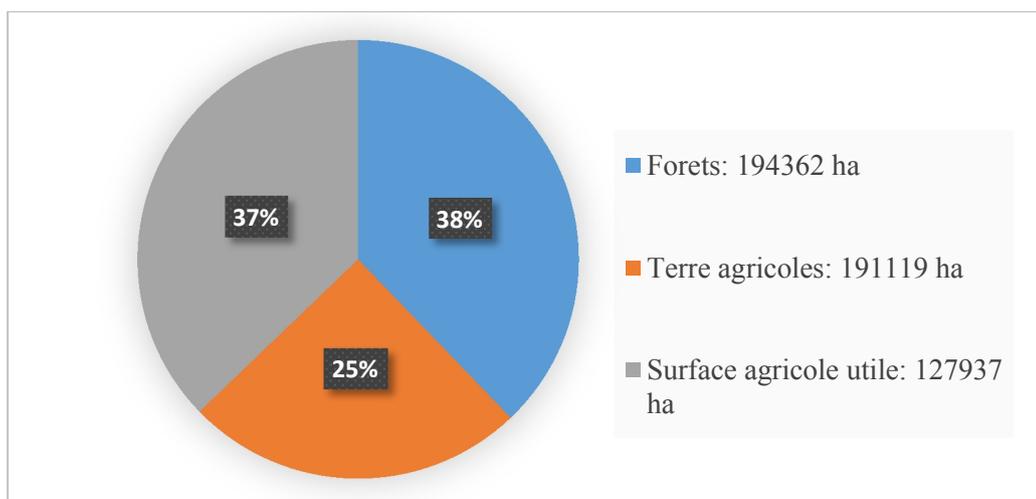
## IV.2 Contexte agricole

La wilaya de Skikda, est une région à vocation agricole avec 191119 ha affectés à l'agriculture, les forêts représentent 194362 ha. La superficie agricole utile qui est de 127937 ha, se trouvant principalement dans les hauts piémonts et les montagnes qui représentent 31 % de la superficie totale de la wilaya (413768 ha) (voir figure 9).

Les principales cultures dans la wilaya de Skikda sont : Les céréales, cultures maraîchères (2870 ha), cultures fourragères, arboriculture (2130 ha) et cultures industrielles (2891 ha).

Les grands périmètres sont irrigués par les eaux des barrages (8600 ha) et les périmètres agricoles de moindres importances utilisent l'eau des forages, puits et retenues collinaires.

Le mode d'irrigation est mixte ; traditionnelle (gravitaire et seguia avec 7457 ha) et moderne (aspersion avec 1930 ha) et cela selon le type de culture.



**Figure 9** : Répartition des terres dans la région de Skikda

## IV.3 Contexte industriel

Les industries sont fortement concentrées autour des grandes agglomérations, telles que : Skikda, Azzaba, El Harrouch, Ben Azzouz et Collo (voir figure : 10)

➤ Les principales industries se trouvant au niveau de la Daïra de Skikda sont :

- Complexe de liquéfaction du gaz naturel (GL.1K).

- Complexe de raffinage (distillats de pétrole brut).
- Complexe des matières plastiques.
- Transport des hydrocarbures pétrole brut et gaz naturel.
- ENA marbre (blocs et dalles de marbre).
- Centrale thermique (AEI à partir de l'eau de mer).
  - A Azzaba se trouvent : Emballage métallique (EMB).
  - A Collo se trouvent : La menuiserie bois et aluminium (ENMGP), le conditionnement du poisson (UNOCEP) et Transformation du liège (ENL).
  - Additionner à cela ; La minoterie et production de pâtes (ERIAD) à H Krouma, minoterie et semoulerie (ERIAD) à El Harrouch, la conserverie de Ben Azzouz et celle de Ramdane Djamel et la production du ciment à L. Bekouche.

L'analyse des risques de pollution dans le bassin versant qui alimente la cuvette du barrage Zerdazas, montre que la source de pollution industrielle qui existe, s'explique par la présence de différentes industries se trouvant à la périphérie des bassins côtiers Constantinois, dont le bassin versant de Zerdazas en fait partie. (Kemoukh, 2007).

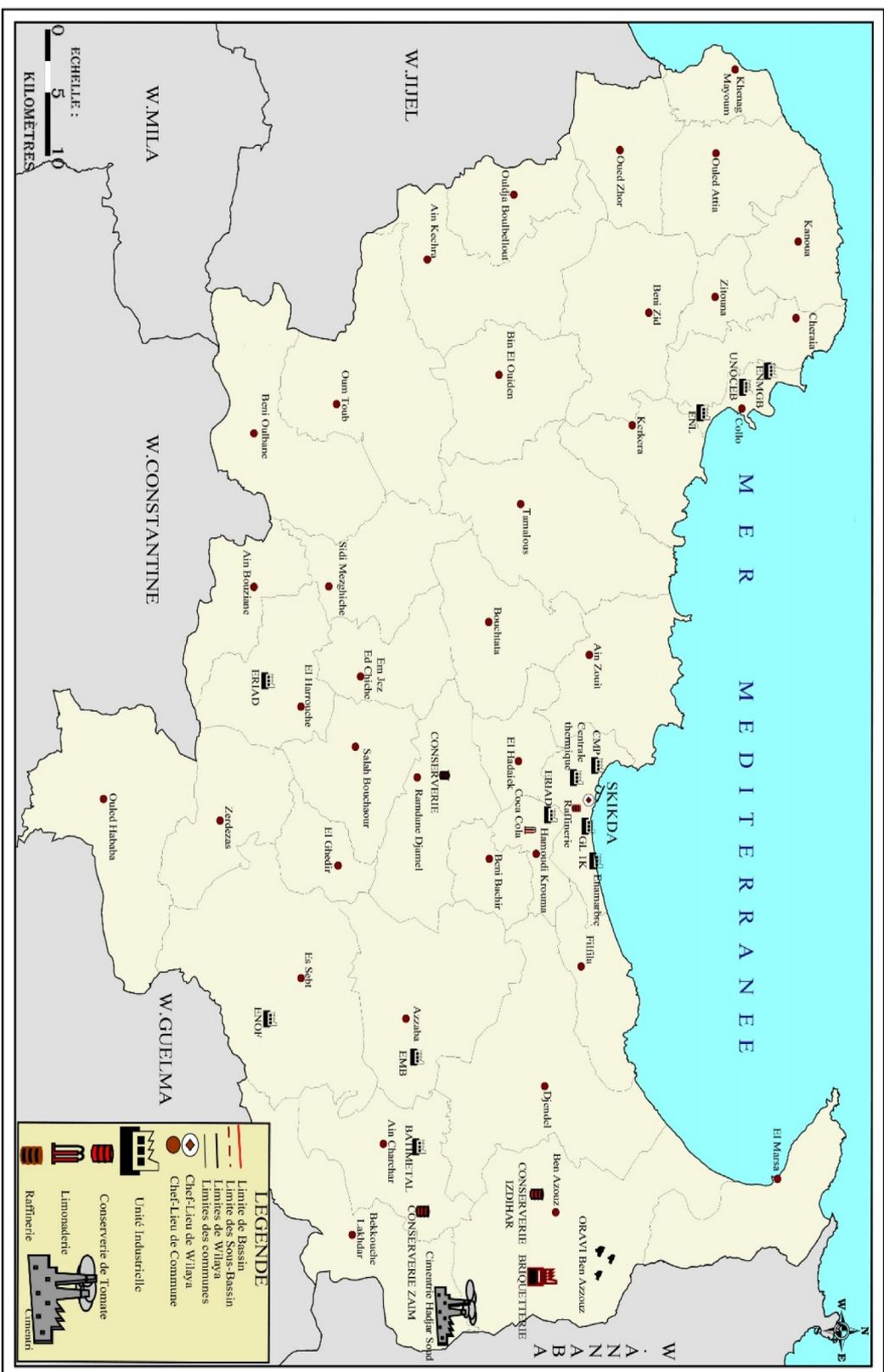


Figure 10 : Carte des unités industrielles dans la wilaya de Skikda.

## **V. Conclusion**

Le barrage Zerdazas est l'un des plus anciens barrages construits en Algérie, situé dans la commune d'El Harouch, Wilaya de Skikda. Le climat où se situe le barrage est méditerranéen, sub-humide, caractérisé par une période humide allant de novembre jusqu'à mi-avril, le reste de l'année connaît une pluviométrie quasi nulle provoquant une évaporation intense des eaux du barrage.

Le bassin versant du barrage est constitué essentiellement de terres agricoles avec des cultures non arboricoles, cela constitue l'une des raisons de l'accélération du phénomène d'envasement du barrage Zerdazas, réduisant ainsi, sa capacité de stockage à cause d'un bassin versant fortement exposé aux phénomènes de l'érosion.

## **Chapitre II**

# **ÉTUDE DES PARAMÈTRES PHYSICOCIMIQUES**

## **I. Problématique et objectifs**

La qualité des eaux de surface a connu ces dernières années, une grande détérioration en raison du développement agricole, urbain et industriel. Plusieurs études dans le monde et notamment en Algérie, tel que : Belhadj (2007) ; Kemoukh (2007) ; Boudoukha et Bouguerne (2010) ; Belhadj et al. (2011) ; Boudoukha et Boulaarak (2013) ; Tiri et al. (2014) ; Boudjellab et al. (2017), sont rapportées sur les effets des effluents agricoles, industriels et urbains, sur la qualité des eaux de surface.

Ces effluents chargés en contaminants atteignant le milieu aquatique, constituent toujours un problème environnemental majeur. En effet, la concentration de la plupart de ces contaminants s'élève parfois jusqu'à des niveaux qui sont toxiques pour la vie aquatique – poissons, invertébrés et plantes aquatiques – tant dans la colonne d'eau que dans les sédiments. De plus, plusieurs de ces contaminants sont persistants et bioaccumulables, ce qui signifie qu'ils peuvent entraîner des effets nuisibles à tous les maillons de la chaîne alimentaire, incluant la faune terrestre et aviaire ainsi que l'humain, du fait que les contaminants sont transmis d'un maillon à l'autre par la consommation d'organismes aquatiques contaminés. D'autres contaminants, comme les substances nutritives, lorsqu'elles sont présentes en concentrations élevées, interfèrent dans l'équilibre naturel des écosystèmes. Finalement, certains contaminants peuvent altérer le goût, l'odeur ainsi que la couleur de l'eau, mais aussi augmenter les coûts associés à la production d'eau potable (Rodier et al. 2009).

En Algérie, le secteur hydraulique a fait un effort important en matière de planification régionale des ressources en eau à moyen et long terme, en effet un programme de construction de barrage a été lancé dès les années 80, en raison de la croissance incessante des besoins en eau douce, qui dépassent les ressources naturelles conventionnelles. Cependant la qualité physicochimique de ces barrages ainsi construits et exploités, se voie dégradée dû essentiellement aux différentes sources de pollution, qui s'ajoutent aux processus naturels de l'érosion et au lessivage des différents éléments pouvant être à l'origine de la détérioration de la qualité de l'eau (Gikas et al. 2009). Parmi ces barrages à fort niveau de dégradation, le barrage Zerdazas.

Ainsi le suivi de l'évolution saisonnière, voire annuelle des paramètres physicochimiques dans les eaux brutes des barrages, est un enjeu capital permettant la détection

des facteurs influençant la fluctuation de ces paramètres, permettant ainsi la compréhension et la maîtrise de cet écosystème dulçaquicole que représente les eaux du barrage Zerdazas.

C'est dans ce sens que notre travail, s'est fixé dans ce chapitre les objectifs suivants :

- Le suivi de l'évolution saisonnière de quelques paramètres physicochimiques dans les eaux ;
- La mise en évidence, de la stratification thermique dans les eaux ;
- Périodisation de l'évolution des paramètres physicochimiques ;
- Détermination du faciès chimique des eaux à l'aide du diagramme de Piper ;
- Etude des corrélations entre les paramètres physicochimiques ;
- Comparaison de la qualité physicochimique, des eaux des oueds et du barrage Zerdazas, entre les différents sites de prélèvement.

## **II. Données bibliographiques**

### **II.1 Eaux de surface**

#### **II.1.1 Définition**

Les eaux de surface, également appelées eaux superficielles, sont constituées, par opposition aux eaux souterraines, de l'ensemble des masses d'eau courantes ou stagnantes, douces, saumâtres ou salées qui sont en contact direct avec l'atmosphère, tel que : les mers, les estuaires, les réservoirs, les ruisseaux, les fleuves, les rivières, les lacs et barrages, mais aussi les puits et autres collecteurs d'eau à ciel ouvert (Alpha Sidiki, 2005).

#### **II.1.2 Origine**

Les eaux de surface peuvent avoir comme origine soit : les eaux de ruissellement ou bien des nappes profondes, dont l'émergence constitue une source de ruisseaux et de rivières. Caractérisées par une surface libre, surface de contact entre l'eau et l'atmosphère, toujours en mouvement, avec une vitesse variable. Les eaux de surface peuvent se retrouver stockées dans des réservoirs naturels (lacs) ou artificiels (barrages), de profondeur variable, parfois assez importante et un temps de séjour considérable. La surface d'échange se retrouve alors quasiment immobile (Dégrémont, 1984).

#### **II.1.3 Composition chimique**

Dépend de la nature des terrains rencontrés durant leur parcours. Elles peuvent contenir des substances sous forme : dissoute et en suspension ; minérales et organiques.

- Les matières minérales :

L'eau contient beaucoup d'ions dissous, dont les principaux sont les ions calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), sodium ( $\text{Na}^+$ ), potassium ( $\text{K}^+$ ), carbonate ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), hydrogencarbonate aussi appelé bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ), sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), chlorure ( $\text{Cl}^-$ ) et nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). Ils proviennent pour l'essentiel du lessivage des sols par les eaux de pluie. Aussi, leur teneur dépend directement de la nature des roches du bassin versant. Elle peut varier du milligramme par litre au gramme par litre. Les eaux de surface contiennent aussi des éléments nutritifs, ou nutriments, qui sont : l'azote (contenu dans l'ammoniac, les nitrites et les nitrates), le phosphore (contenu dans les phosphates) et la silice, mais aussi le fer et le manganèse. D'autres éléments ne sont présents qu'à l'état de trace (de 0,1 à 100 microgrammes par litre),

comme l'arsenic, le cuivre, le cadmium, le manganèse, le fer, le zinc, le cobalt, le plomb... Ils proviennent des roches mais aussi parfois des activités industrielles et domestiques. L'eau contient aussi des matières minérales en suspension (matériaux argileux, limons, etc.)

- Les matières organiques :

Elles proviennent essentiellement de la dégradation de la matière organique présente dans le milieu ou dans les sols lessivés par les pluies (décomposition des plantes et des animaux), mais aussi de composés issus de l'activité humaine. Les matières organiques, peuvent être sous forme dissoute (carbohydrates, acides humiques, pigments et composés d'origine artificielle comme les hydrocarbures, les solvants chlorés, ou les pesticides), ou en suspension (déchets végétaux, plancton...). Avec des concentrations, infimes dans les eaux profondes, pouvant atteindre quelques dizaines de milligrammes par litre dans les eaux de surface (Aminot et Kérouel, 2004).

#### **II.1.4 Rôles**

L'eau de surface utilisée à de multiples fins, a une valeur économique et devrait donc être reconnue comme un bien économique et social. Les usages des eaux et particulièrement celles de surface sont (Dégrémont, 1984) :

1. Fonctions biologiques : l'eau constituant de la matière vivante et vecteur d'échanges internes et externes ; l'eau aliment ; et irrigation ;
2. Fonction écologique : l'eau biotope aquatique pour d'innombrable organismes vivants ;
3. Fonctions hydrauliques, mécaniques, hydrostatique et hydrodynamique : l'eau support (surtension -l'eau milieu flottable-, suspension), vecteur (par son flux) de transport (de matière, d'énergie), moteur, conservateur et transformateur d'énergie ;
4. Fonctions thermiques : l'eau fluide caloporteur, agent de thermorégulation du climat ;
5. Fonctions chimiques : l'eau composante (hydratante), solvant, réactive ou catalytique vis-à-vis de nombreuses substances et participant activement aux cycles biogéochimiques ;

### **II.1.5 Paramètres de qualité**

La qualité physico-chimique de l'eau, se reflète indirectement dans l'état ou le potentiel écologique des eaux de surface. Elle est définie par un grand nombre de paramètres.

#### **II.1.5.1 Température (T °C)**

La température joue un rôle crucial dans l'eau, par exemple en ce qui concerne la solubilité des sels et des gaz, entre autres, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur 2 à 3, pour une augmentation de température de 10 degrés Celsius (°C). L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît.

La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante, mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduaire chaudes (Rodier et al., 2009).

#### **II.1.5.2 Potentiel d'hydrogène (pH)**

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau, c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène ( $H^+$ ), défini par l'expression  $pH = -\log H^+$  (Ramade, 1998). L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 (très acide) à 14 (très alcalin) ; la valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à 25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Le pH intervient avec d'autres paramètres comme la dureté et la température, conditionnant ainsi les équilibres physico chimiques de l'eau (Bremond et al., 1973).

Des pH faibles (eaux acides), augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés, augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (Rodier et al., 2009).

#### **II.1.5.3 Conductivité électrique (Cond) et minéralisation globale**

La conductivité électrique (EC) est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre, les composés organiques sont de mauvais conducteurs. La

conductivité électrique d'une eau naturelle est comprise entre 50 et 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Ghazali et Zaid, 2013).

L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées. Pour les usages industriels, l'interprétation des résultats doit se faire en fonction d'une analyse complète de l'eau retenons, pour le contrôle des rejets industriels, que la conductivité ne reflète qu'une minéralisation globale (voir tableau 3) et que l'identification des éléments chimiques en cause est assez difficile (Rodier et al., 2009)

**Tableau 3 :** Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique (Rodier et al.,2009).

<b>Conductivité électrique</b>	<b>Taux de minéralisation</b>
CE < 100 $\mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation très faible
100 < CE < 200 $\mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation faible
200 < CE < 333 $\mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation moyenne
333 < CE < 666 $\mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
666 < CE < 1000 $\mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation importante
CE > 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$	Minéralisation élevée

#### II.1.5.4 Chlorure (Cl<sup>-</sup>)

Les chlorures sont généralement présents dans les eaux de surface, les concentrations varient d'un taux de 10 mg/l à 100 mg/l. Une concentration élevée de chlorures affecte le goût de l'eau et, accélère la corrosion des métaux dans le réseau en fonction de l'alcalinité de l'eau. Cela peut entraîner une augmentation de la concentration de certains métaux dans l'eau (Dégrémont, 1984) et peut même indiquer une pollution par des eaux usées (Nalco, 1983).

Les concentrations naturelles en chlorures dans les eaux de surfaces, dépendent de la nature des terrains traversés (Rodier et al., 2009).

### **II.1.5.5 Sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)**

Les ions sulfate sont parmi les anions les moins toxiques, leur concentration est très variable dans les eaux de surface, où elle dépend des minéraux contenant du soufre, ils peuvent provenir en grande partie à la suite de l'intensification des activités industrielles et agricoles ou même de dépôts d'origine atmosphérique. Les concentrations les plus élevées se trouvent généralement dans les eaux souterraines et sont d'origine naturelle (Rodier et al., 2009 ; Tardat-Henry et Beaudry, 1984).

Au-delà de 500 mg/l de concentration, les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation pourront être altérées, et peut avoir un effet laxatif sur certaines personnes.

### **II.1.5.6 Matières en suspension (MES)**

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans une eau naturelle ou polluée (Ramade, 1998). 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. 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 matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...). Les eaux naturelles ne sont jamais exemptes de matière en suspension et on admet une teneur inférieure à 30 mg/l (Afri-Mehannaoui, 1998).

### **II.1.5.7 Oxygène dissous (OD)**

L'oxygène représente environ 35 % des gaz dissous dans l'eau. Les teneurs en oxygène sont déterminées principalement par :

- la respiration des organismes aquatiques,
- l'oxydation et la dégradation des polluants,
- l'activité photosynthétique de la flore,
- les échanges avec l'atmosphère.

De nombreux facteurs tels que ; la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments, ont une influence considérable sur la concentration de l'oxygène dissous journalière et saisonnière. Cependant, la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présentes dans l'eau, sont aussi des facteurs qui ont un impact remarquable sur la variation de la concentration de l'oxygène dissous (Ghazali et Zaid, 2013 ; Rodier et al., 2009).

Un état proche de l'anaérobie, est indiqué dans le cas d'une concentration d'oxygène dissous inférieure à 1 mg, à cause d'une consommation excessive de l'oxygène, les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments, dépassant ainsi la concentration d'oxygène déjà présente. Une faible teneur en oxygène dissous provoque une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments (Rodier et al., 2009).

#### **II.1.5.8 Différentes formes d'azote présentes dans les eaux de surface**

- **Azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )**

En absence d'oxygène, des bactéries anaérobies transforment les nitrates et produisent de l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) ou de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). L'ammonium en lui-même n'est pas nuisible. Lorsque le pH augmente, on retrouve de l'ammoniac, un gaz soluble dans l'eau et toxique pour la vie aquatique (Brmenond et al., 1973) . Des problèmes apparaissent à partir d'une concentration de 0,1 mg  $\text{NH}_3/\text{l}$  (De Villers et al ., 2005). L'ammonium n'a pas d'effet appréciable sur la santé du consommateur, mais sa présence dans les eaux est un indicateur de pollution (Celleric,2002). Le lessivage des terres après épandage d'engrais, les eaux usées domestiques et certaines eaux usées à caractère basique constituent des sources directes de nitrates.

- **Nitrates et Nitrites ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NO}_2^-$ )**

Lors du rejet d'azote organique (protéines, acides aminés, urée...), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), qui est ensuite oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes. Ces processus d'oxydation, également appelés « nitrification », sont très sensibles à la présence de matières toxiques (métaux, pesticides) et aux températures basses. Des concentrations élevées en nitrites témoignent souvent de la

présence de matières toxiques. Les nitrites sont surtout nuisibles pour les jeunes poissons. On considère que la situation est très critique à partir d'une concentration de plus de 3 mg NO<sub>2</sub>/l (De Villers et al., 2005).

- **Azote KJELDAHL (NK)**

L'azote « Kjeldahl » représente l'azote organique (ex. acides aminés, urée) et l'azote ammoniacal, à l'exclusion des formes nitreuse (nitrites) et nitrique (nitrates). L'origine de l'azote organique, peut-être la décomposition des déchets organiques, les rejets organiques humains ou animaux (urée). La présence d'azote organique, est donc souvent un signe de pollution par les eaux usées (Rodier et al., 2009).

- **Phosphore total (PT)**

Le phosphore, élément indispensable au développement de tous les organismes vivants, n'est naturellement présent qu'en très faible quantité dans les eaux. Le contenu en phosphore total reprend non seulement les orthophosphates, mais également les polyphosphates (détergents, rejets industriels) et les phosphates organiques. Les orthophosphates (ions PO<sub>4</sub>) sont la forme la plus simple et la plus répandue des phosphates dans l'eau. Une présence importante de phosphate dans les eaux n'est pas naturelle, et provient des déversements urbains (polyphosphates des lessives, excréments, dégradation de la matière organique) et des pratiques agricoles (engrais, épandages, écoulements de purin, etc..)(Bremond et Vuichard, 1973). L'eutrophisation peut déjà se manifester à des concentrations relativement basses en phosphates (50 µg P/l) (De Villers et al., 2005).

### **II.1.5.9 Dureté totale (TH)**

La dureté (dureté totale) d'une eau englobe : calcium, magnésium, strontium et baryum (« générateurs de dureté »). Le strontium et le baryum, se trouvent généralement dans les eaux sous forme de traces, on définit la dureté comme la teneur d'une eau en ions calcium, Ca<sup>2+</sup>, et ions magnésium, Mg<sup>2+</sup> (« ions dureté »).

Ce paramètre, varie le plus souvent entre 10 et 500mg/l. la valeur de 100 mg/l est couramment atteinte. Une dureté de plus de 200 mg/l peut entraîner l'entartrage des canalisations et des appareils de chauffage. A l'inverse, une dureté trop faible (inférieure à 100 mg/l) ne permet pas la formation d'une couche carbonatée protégeant les canalisations de certains risques de corrosions (voir tableau 4).

Une eau est dite "douce", lorsqu'elle contient une teneur en TH inférieurs à 60 mg/l de CaCO<sub>3</sub> ou à 30 mg/l de calcium, et une eau "dure" lorsqu'elle est fortement chargée de des derniers (Rodier et al., 2009).

**Tableau 4 :** Classification des eaux selon la dureté (Handouzi, 2011).

Degré de dureté	Concentration en mg/l de CaCO <sub>3</sub>
Douce	0-60
Modérément douce	60-120
Dure	120-180
Très dure	180 et plus

#### II.1.5.10 Calcium (Ca<sup>+2</sup>)

Le calcium est l'un des éléments alcalinoterreux, sa présence dans l'eau (ions Ca<sup>++</sup>) est liée en générale à sa libération, par l'altération des roches, il provient des aluminosilicates, des silicates, des carbonates (calcite et calcite magnésienne) et les sulfates (gypse) (Sari, 2014). Le calcium ne peut en aucun cas poser des problèmes de potabilité, le seul inconvénient domestique lié à une dureté élevée est l'entartrage. Par contre, les eaux douces peuvent entraîner des problèmes de corrosion des canalisations (Sari, 2014).

Une teneur de 100 à 140 mg/l de calcium caractérise une eau potable de bonne qualité (Sari, 2014).

#### II.1.5.11 Magnésium (Mg<sup>+2</sup>)

Il contribue avec le calcium à la dureté de l'eau, cet élément provient de deux origines : la première naturelle (dissolution des roches magnésites basaltes, argiles) ; et la seconde industrielle (industrie de la potasse de cellulose, brasserie) (Rodier et al., 2009).

Le magnésium en excès donne une saveur amère à l'eau (Sari, 2014). Son abondance géologique et sa grande solubilité font que les teneurs dans l'eau peuvent être importantes, il représente ordinairement le tiers de la dureté totale (Rodier et al., 2009).

#### II.1.5.12 Sodium (Na<sup>+2</sup>)

Le sodium est un métal alcalin, sa présence dans l'eau en grande quantité, donne un goût désagréable et une couleur saumâtre, ce qui la rend inconsommable (Sari, 2014). Cet élément

peut avoir plusieurs origines ; soit naturelle (mer, terrain salé...), ou industrielle (potasse, industrie pétrolière), ou même une origine humaine .

#### **II.1.5.13 Potassium ( $K^+$ )**

Le potassium (K) Élément naturel indispensable à la croissance du vivant. Cependant sa présence en excès dans une eau ( $> 2$  ou  $3\text{mg/l}$ ) est un indice de pollution par des effluents agricoles (lisier, ...) ou d'industries agro-alimentaires, qui en contiennent beaucoup. A moindre proportion, son origine peut être également l'utilisation d'engrais (et de lisier) dans le bassin versant. Le potassium est étroitement rattaché au sodium à tel point, qu'il est rarement analysé comme un constituant à part dans les analyses de l'eau, reconnu comme un métal alcalin qui règle la teneur en eau à l'intérieur des cellules (Sari, 2014). L'excès de potassium a peu d'impact sur la vie aquatique.

#### **II.1.5.14 Carbonate et bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ et $\text{CO}_3^{2-}$ )**

À l'inverse de l'acidité, l'alcalinité d'une eau correspond à la présence de bases. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité résulte le plus généralement à la présence d'hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes. Le titre alcalimétrique (TA) d'une eau permet de connaître sa concentration en carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et en bases fortes, autrement dit son alcalinité. Ce titre se mesure en degrés français ( $^{\circ}\text{f}$ ) :  $1^{\circ}\text{f}$  équivaut à  $3,4\text{ mg/L}$  d'ion hydroxyde ( $\text{OH}^-$ ) ou à  $6\text{ mg/L}$  d'ion carbonate, ou encore à  $12,2\text{ mg/L}$  d'ion hydrogénocarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ). Pour prendre également en compte les ions bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ), on utilise le titre alcalimétrique complet (TAC). L'alcalinité d'une eau est fortement liée à sa dureté et donc à son caractère corrosif et à sa capacité d'entartrage des canalisations (Rodier et al., 2009).

#### **II.1.5.15 Fer ( $\text{Fe}^{+2}$ et $\text{Fe}^{+3}$ )**

Le fer peut se rencontrer dans l'eau sous différentes formes. Dans les conditions habituelles, c'est-à-dire pour un pH variant entre 4,5 et 9, le fer soluble présent est généralement à l'état ferreux. Pratiquement, les eaux superficielles n'en contiennent que très peu, rarement plus de  $1\text{ mg/L}$ . En effet, sous l'action de l'air, ou par addition d'un oxydant, le fer est oxydé à l'état ferrique et peut être hydrolysé pour donner un hydroxyde de fer insoluble. C'est généralement sous cette forme qu'on le trouve dans les échantillons, sauf si la méthode de prélèvement empêche la réaction d'oxydation (Rodier et al., 2009).

### II.1.5.16 Transparence de l'eau

La transparence des eaux dépend de l'épaisseur d'eau jusqu'à la lumière pénètre. Cette mesure varie en fonction de la quantité de particules qui colorent ou rendent trouble les eaux. Plus un lac vieillit, plus ses eaux sont chargées de particules et plus faible est la transparence (CREPA,2007).

Certains lacs sont naturellement très colorés, car ils contiennent des substances humiques qui confèrent à leur eaux une teinte rouge à brunâtre. Dans ces lacs, la valeur brute de la transparence est très faible et ne reflète pas exactement le niveau trophique du lac (cette valeur est trop influencée par la coloration naturelle de l'eau).

La transparence varie légèrement : Au printemps, elle est plus faible à cause du brassage des eaux, elle diminue au fil de l'été, avec l'augmentation des micro-organismes. Elle paraît plus faible les jours nuageux que les jours ensoleillés.

Le niveau trophique peut être déterminé avec la valeur moyenne annuelle de la profondeur Secchi ou avec le TSI, comme le montre le tableau ci-dessous.

**Tableau 5** : Relation entre la transparence de l'eau et le niveau trophique des eaux naturelles

Profondeur (m)	Niveau trophique	TSI
>50	Oligotrophe	< 40
2,5-5	Mésotrophe	40-50
2,5-1	Eutrophe	50-70
<1	Hyper-eutrophe	>70

Par définition, la zone euphotique est la profondeur maximale à laquelle la quantité de lumière restante représente 1 à 0.5 % de la lumière à la surface. On a démontré que la quantité minimale de lumière nécessaire à la photosynthèse se situe à 0,5 ou 1 % (Findlay et Kling, 2000).

Habituellement un facteur de 2.5 à 2.85 fois, la profondeur indiquée par le disque de Secchi, constituera une estimation raisonnable de la profondeur maximum de la zone euphotique (Desagne, 1999 ; Coté, 2002).

### II.1.5.17 Plomb ( $Pb^{+2}$ ) et Mercure ( $Hg^{+2}$ )

Dans l'environnement et sous plusieurs formes, ces éléments métalliques à l'état de trace sont indispensables aux êtres vivants (Mohan et Pittman, 2006), mais à des concentrations plus élevées, cela présente un état de toxicité assez alarmant (Mohan et Singh, 2002), car ils ne sont pas biodégradables, et ont une tendance à s'accumuler (Naseem et Tahir, 2001), mais ils ne présentent pas tous les mêmes risques de toxicité, car leurs effets sur les organismes, leurs propriétés chimiques, physico-chimiques et biologiques sont très variables, et même leur impact sur l'environnement est très différent (Reddad et al., 2002).

Leur présence dans l'environnement est soit d'origine naturelle (géogène), ou bien due à des activités humaines (anthropogène), ils sont redistribués naturellement dans l'environnement par les processus géologiques et les cycles biologiques, cependant le temps de résidence des métaux dans les roches est réduit par différentes activités industrielles et technologiques, formant de nouveaux composés métalliques, en introduisant les métaux dans l'atmosphère par la combustion de produits fossilifères (Académie des sciences, 1998).

Les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité dans les sciences environnementales sont en générale : l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), l'étain (Sn), le zinc (Zn), le mercure (Hg), le plomb (Pb).

Le plomb est présent naturellement dans l'environnement. Cependant, la plupart de ces concentrations que l'on trouve dans l'environnement sont le résultat des activités humaines. Il n'y a pas seulement l'essence au plomb qui augmente les concentrations dans l'environnement, d'autres activités tels que la combustion de combustibles, des procédés industriels et la combustion des déchets solides, y contribuent aussi. Tandis que le mercure peut être sous plusieurs états dans l'eau, à savoir ; fixé sur les matières en suspension et (ou) à l'état dissous, soit sous forme de composés organiques et (ou) à l'état minéral.

Ces éléments métalliques, peuvent causer de graves problèmes de santé, soit par une exposition de longue durée avec des concentrations de plomb relativement basses, ou bien une exposition de très courte durée avec des concentrations relativement élevées (Naseem et Tahir, 2001).

### **II.1.5.18 Chlorophylle et phéopigments**

La majorité des organismes photosynthétiques possèdent de la chlorophylle, qui est le principal pigment photosynthétique responsable de leur couleur verte, puisqu'elle absorbe la lumière visible fortement et dans les longueurs d'onde identique aux couleurs ; bleue et rouge, mais laisse filtrer une grande partie de la lumière verte.

Les plus importants pigments que possèdent les algues sont les chlorophylles ; a, b, c1, c2 et d, mais aussi des formes de dégradation des pigments chlorophylliens, à savoir : les phéophytines a, b et c, les phéophorbides a et b ainsi que les chlorophyllides a et b. La forme dominante des chlorophylles dégradées en eaux douces, est probablement les phéophorbides (Hallegraeff, 1976, 1977 ; Riemann, 1982). Cependant, les chlorophyllides sont particulièrement importantes en présence de diatomées (Jeffreys, 1974).

La chlorophylle, est considérée dans le milieu aquatique comme un indicateur de la biomasse et de la productivité algale, par conséquent ; la quantité de chlorophylle a nous renseigne sur la quantité de phytoplancton dans l'eau. Etant donnée que la chlorophylle *a* représenté en moyenne 1 à 2 % du poids sec des algues phytoplanctonique (Hallegraeff, 1977).

### **II.1.6 Stratification thermique des eaux**

La densité de l'eau dépend de sa température. L'eau atteint sa plus forte densité (poids le plus élevé par unité de volume) à une température de 4°C, et la densité diminue à mesure que la température augmente au-dessus de 4°C. Dans certains lacs, diverses couches d'eau se forment en raison des différences dans la température et la densité de l'eau. C'est ce qu'on appelle la stratification thermique. L'eau est à son maximum de densité à 4°C et cette eau froide a tendance à rester au fond du lac, tandis que les eaux plus chaudes (ou plus froides) ont tendance à remonter à la surface. Trois couches bien distinctes peuvent se former verticalement au sein de la masse d'eau :

1. L'épilimnion ; c'est la couche supérieure, la moins dense et la plus chaude, où il y a abondance de lumière. C'est la couche thermique la plus bioproductive, son épaisseur varie selon la saison et la profondeur de la surface d'eau.

En contact direct avec l'atmosphère, le vent permet à cette couche de se mélanger, ce qui engendre une homogénéisation de l'oxygène dissous et des autres éléments présents (ex : phosphore...).

2. Le métalimnion ; c'est la zone de transition thermique rapide entre les eaux superficielles et les eaux profondes. La température varie rapidement avec la profondeur, car elle est plus froide que l'épilimnion et plus chaude que l'hypolimnion, par conséquent une barrière physique entre les couches d'eau est créée due à la diminution de la température vue la différence de densité. Dans cette zone, l'oxygène peut y être encore abondant.

3. L'hypolimnion ; C'est la couche thermique la plus profonde et de température pratiquement stable, très peu éclairée. L'oxygène dissous, introduit lors des brassages saisonniers, est utilisé, entre autres, pour la décomposition de la matière organique. L'hypolimnion peut être appauvri en oxygène, voire anoxique.

Dans les écosystèmes aquatiques, tels que les réservoirs d'eau potable, se produit un phénomène naturel considérable qui est la stratification verticale liée à la température de l'eau. Elle interfère significativement avec les composants abiotiques et biotiques, créant ainsi des gradients complexes, ou conduisant simplement à une augmentation de l'hétérogénéité de la colonne d'eau (Elçi, 2008 ; Ma et al., 2013).

Le métabolisme et la transformation des nutriments dans les surfaces d'eau, entre autres les barrages d'eau profonde, sont influencés par la stratification thermique, ce qui a une influence sur la croissance des organismes aquatiques (Elçi, 2008 ; Ma et al., 2013).

### III. Matériel et méthodes

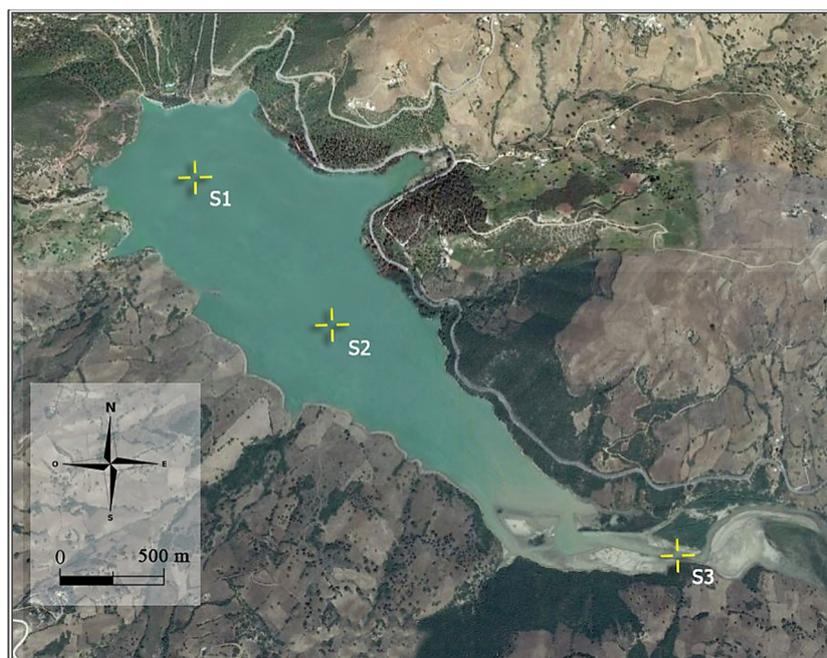
#### III.1 Stratégie d'échantillonnage

Douze campagnes de prélèvement, réparties sur les quatre saisons de l'année ont été réalisées dans le barrage Zerdazas (voir tableau 6).

**Tableau 6** : Dates des campagnes de prélèvement pour l'étude des paramètres physicochimiques dans le barrage Zerdazas.

Compagne	Hiver	Printemps	Été	Automne
1 <sup>ière</sup>	16/12/2012	17/03/2013	16/06/2013	16/09/2013
2 <sup>ième</sup>	15/01/2013	15/04/2013	16/07/2013	15/10/2013
3 <sup>ième</sup>	13/02/2013	15/05/2013	15/08/2013	14/11/2013

En ce qui concerne les sites de prélèvement, 3 sites de prélèvement ont été choisis, le site S1 est situé dans la zone du barrage, près du lieu de soutirage des eaux brutes pour exploitation, le site S1 est également situé dans la zone la plus profonde du barrage, où les profils verticaux relatifs à certains paramètres physicochimiques sont effectués. Le site S3 représente les eaux mélangées des deux oueds alimentant le barrage Zerdazas (oued Bou-Adjeb et oued Khemakhem) ; quant au site S2 est situé au milieu des deux sites précités, situé géographiquement au centre du barrage. La localisation cartographique et géospatiale des sites de prélèvement sont montrés par la figure 11 et le tableau 7, respectivement.



**Figure 11** : Sites de prélèvement pour l'étude des paramètres physicochimiques dans les eaux du barrage Zerdazas.

**Tableau 7** : Coordonnées géospatiales des différents sites de prélèvement.

Sites	Coordonnées
S1	36°35'69"N 6°54'00"E
S2	36°34'96"N 6°54'99"E
S3	36°34'90"N 6°55'87"E

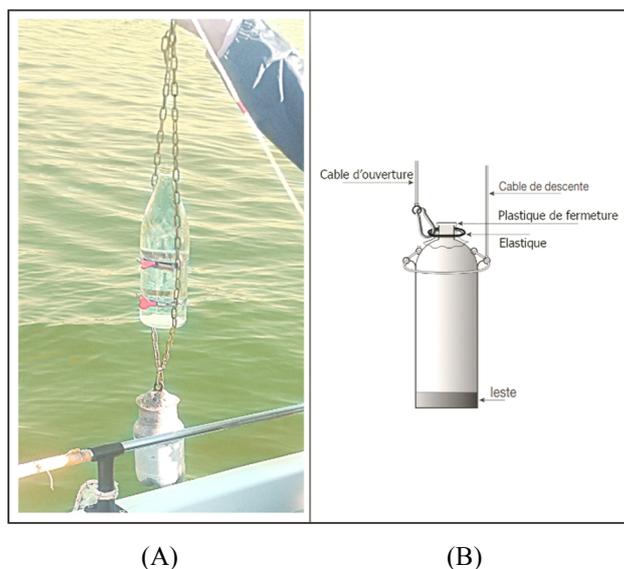
### III.2 Mode de prélèvement

Trois types de prélèvement sont réalisés :

- Prélèvement en surface, dans ce cas les échantillons d'eau ont été recueillis à environ 0,5 m sous la surface de l'eau en utilisant des bouteilles de polyéthylène de 1 L. Les bouteilles ont été pré-trempées pendant une nuit dans de l'acide nitrique à 10% (v / v), puis rincées avec de l'eau distillée. Le maintien d'une atmosphère humide permet, par rinçage du flacon au moment du prélèvement, d'éliminer une contamination éventuelle du flacon. Au moment du

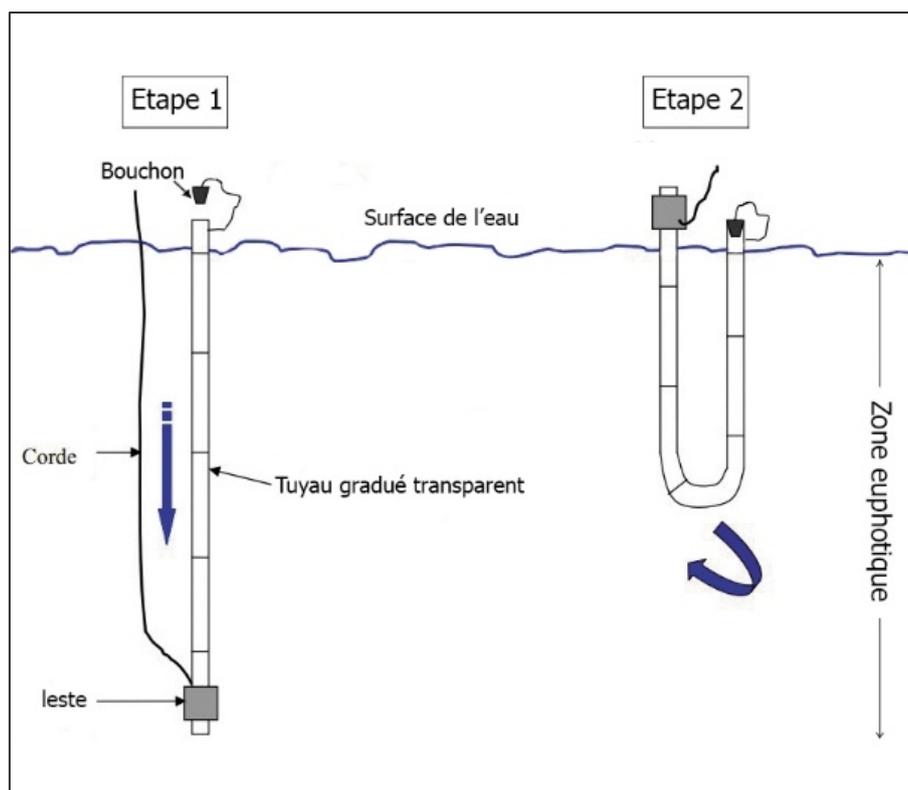
prélèvement, les flacons seront de nouveau rincés deux fois avec de l'eau à analyser puis remplis jusqu'au bord (Rodier et al., 2009).

-Prélèvement sur plusieurs profondeurs, dans ce cas les échantillons ont été pris à des intervalles de 1 m de la surface jusqu'à une profondeur de 17 m en dessous de la surface. Ce type de prélèvement est réalisé grâce à un système de bouteille lestée qui s'ouvre à distance montré par la figure 12.



**Figure 12 :** (A) : Photo du mode de prélèvement sur plusieurs profondeurs.  
(B) : Système de prélèvement manuel en eau profonde (Rodier et al., 2009).

-Prélèvement intégré, donnant un échantillon représentatif d'une colonne d'eau. Ce type de prélèvement réalisé à l'aide d'un tuyau en plastique gradué de quatre centimètres de diamètre, en suivant les étapes montrées par la figure 13. Le tuyau est translucide, pour s'assurer du maintien en état de propreté de l'intérieur, le tuyau est stocké à l'abri de la lumière pour éviter les développements algaux intempestifs sur ses parois.



**Figure 13** : Schéma descriptif du système et du fonctionnement du préleveur intégré utilisant un tuyau (Laplace-Treyture et al., 2009).

Les étapes du prélèvement intégré sont les suivantes (Laplace-Treyture et al., 2009) :

Étape 1 : Faire descendre le tuyau verticalement et lentement dans la colonne d'eau, jusqu'à la fin de la zone euphotique (cf. Chapitre II: III.4) ;

Étape 2 : Placer le bouchon au sommet du tuyau. En tirant sur la corde, le tuyau est ramené à la surface (hors de l'eau) en partant du fond. L'échantillon ainsi prélevé, est transféré dans un seau propre, pour y être homogénéisé avant la prise de sous-échantillons.

Pour chaque campagne de mesure et/ou de prélèvement, une fiche générale de campagne, donnant les principales informations suivantes : (date/heure, échantillon id ; site id).

### III.3 Conservation et stockage des échantillons

Les échantillons sont conservés dans une glacière à 4°C, transportés au laboratoire et analysés dans le jour qui suit le prélèvement, d'autres peuvent être conservés au congélateur pour une période relativement plus longue. Des précautions supplémentaires sont prises dans le cas des échantillons destinés au dosage des pigments chlorophylliens, en effet ces échantillons ainsi recueillis, sont conservés à l'abri de la lumière dans une glacière à 4°C jusqu'au transfert au laboratoire d'analyse, qui seront filtrés dans une ambiance sombre. L'échantillon sur filtre peut être congelé, pour analyse ultérieure, 12 mois maximum (Laplace-Treyture et al., 2009).

### III.4 Analyse physicochimique

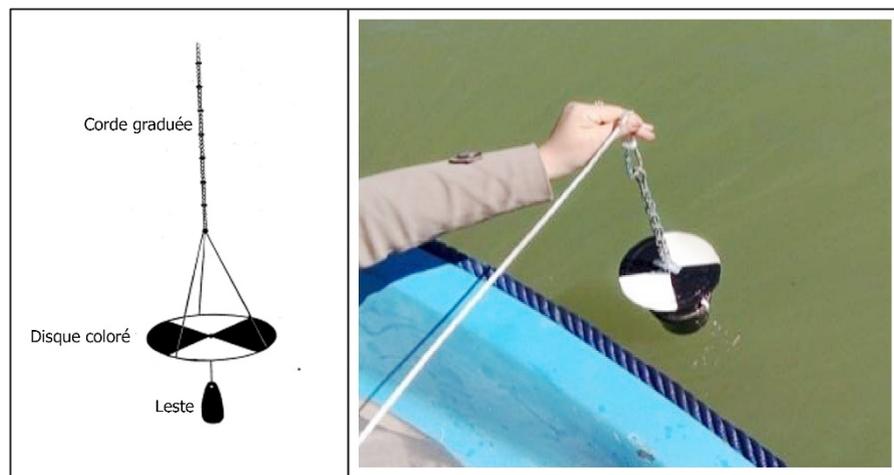
Au total, 27 paramètres ont été mesurés directement à partir des échantillons d'eau, ou après transformation des valeurs en utilisant des équations appropriées, quelques-uns des paramètres sont mesurés *In situ*, alors que d'autres sont dosés au laboratoire, le tableau 8 indique le site, le mode de prélèvement et la méthode de dosage de chacun des paramètres physicochimiques étudiés (Toutes les méthodes de dosage sont détaillées au niveau de l'annexe A).

La concentration des eaux en chlorophylle a et en phéopigmentation est mesurée à travers toute la profondeur de la zone euphotique, qui cette dernière est définie par la profondeur maximale à laquelle l'intensité lumineuse restante représente 1 à 0.5 % à celle retrouvée à la surface. Ce taux d'intensité lumineuse est le taux minimal requis à la photosynthèse du phytoplancton présent dans les eaux (Findlay et Kling, 2000).

Habituellement un facteur de 2.5 à 2.85 fois la profondeur indiquée par le disque de Secchi, constituera une estimation raisonnable de la profondeur maximum de la zone euphotique. (Desagne, 1999 ; Coté et al., 2002).

Les mesures au moyen du disque de Secchi doivent être faites à l'ombre, l'heure de la mesure est notée, car ce paramètre peut avoir une incidence sur la lecture (Le moment idéal pour effectuer une mesure au moyen d'un disque de Secchi, est le milieu de la journée)

Prendre la lecture au moyen du disque de Secchi du côté de l'embarcation, cela en se servant d'une corde graduée (figure 14). Faire descendre lentement le disque dans l'eau jusqu'à ce qu'il soit hors de vue, et noter la profondeur (CCME, 2011).



**Figure 14 :** Mesure de la profondeur de Secchi à l'aide du disque de Secchi.

**Tableau 8 : Sites, modes de prélèvement et méthodes d'analyse des différents paramètres physicochimiques des eaux du barrage Zerdazas.**

Paramètre	Unité	Site de prélév.	Mode de prélév.	Lieu analyse	Méthode analyse	Référence
Chl-a	µg/l	1	I	<i>In Vitro</i>	Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire après extraction à l'éthanol	(Sand jensen, 1976)
Pheo	µg/l	1	I		Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire après extraction à l'éthanol	(Sand jensen, 1976)
PS	m	1	/	<i>In Situ</i>	Disque de Secchi	Aas et al., 2014; CCME, 2011
T	°C	1	PV	<i>In Situ</i>	Multiparamètre de terrain WTW 197-S	(Rodier et al., 2009)
pH	/	1, 2 et 3	S	<i>In Situ</i>	Multiparamètre de terrain WTW 197-S	NF T 90-008 (Février 2001)
Cond	µs/cm	1, 2 et 3	S	<i>In Situ</i>	Multiparamètre de terrain WTW 197-S avec correction en fonction de la température de l'eau	NF EN 27888 (Janvier 1994); Rodier et al., 2009
Cl <sup>-</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode de Mohr: Titrage au nitrate d'argent avec du chromate de potassium comme indicateur	ISO 9297 :1989
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode gravimétrique par précipitation des sulfates à l'état de sulfate de baryum	NFT 90-009 (septembre 1986)
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode acidimétrique	NF EN ISO 9963-1 (février 1996)
Mg <sup>+2</sup>	mg/l	1, 2 et 3	/	<i>In Vitro</i>	Soustraction: TH - Ca+2	/
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode spectrométrique au diméthyl-2,6 phénol	ISO 7890/1-1986
NT	mg/l	1, 2 et 3	S	/	Addition de l'azote Kjeldahl avec les ions NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> et NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	(Rodier et al., 2009)
PT	µg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	méthode spectrophotométrique au molybdate d'ammonium	NF EN ISO 6878 (avril 2005); Rodier et al., 2009
Na <sup>+</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode par spectrométrie d'absorption atomique de flamme	ISO 9964-3:1993
K <sup>+</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode par spectrométrie d'absorption atomique de flamme	ISO 9964-3:1993
Ca <sup>+2</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode titrimétrique à l'EDTA	ISO 6058 :1984
OD	mg/l	1	PV	<i>In Situ</i>	Méthode électrochimique: Multiparamètre de terrain WTW 197-S étalonné par la méthode de Winkler modifiée	NF EN 25814 (mars 1993) & NF EN 25813 (mars 1993)
ODS	%	1	/	/	Formule mathématique en fonction de la température et la salinité de l'eau	Aminot et Kérouel, 2004
MES	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode par pesée différentielle après filtration sur fibre de verre	NF EN 872 (juin 2005)
Fe	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode spectrométrique à la phénantroline	NF T90-017 Juin 1982
Pb <sup>+2</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode par spectrométrie d'absorption atomique de flamme	FD T 90-112 (juillet 1998)
Hg <sup>+2</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Dosage du mercure par spectrométrie d'absorption atomique après minéralisation au permanganate	AFNOR NF EN 1483 (juin 2007) / T 90-113-1
NKJ	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode après minéralisation au sélénium	ISO 5663-1984
RS	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	méthode par pesée des résidus après évaporation de l'échantillon à 105°C	NF T 90-029 (Août 2002)
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire	NFT EN 26777 (mai 1993)
CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	mg/l	1, 2 et 3	S	<i>In Vitro</i>	Méthode titrimétrique	NF EN ISO 9963-1 (février 1996)
TH	°H	1, 2 et 4	S	<i>In Vitro</i>	Méthode titrimétrique à l'EDTA	NF T90-003 (août 1984)

I : Prélèvement intégré

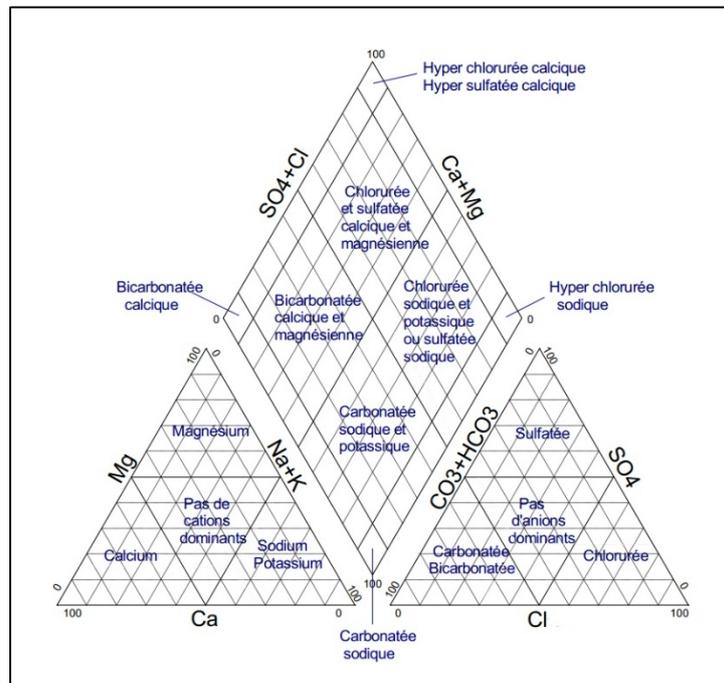
PV : Prélèvement vertical sur plusieurs profondeurs

S : Prélèvement en surface

### III.5 Détermination du faciès hydrochimique

Le diagramme de Piper, utilise les éléments majeurs pour représenter les différents faciès des eaux. Il s'agit d'une approche qui permet de représenter sur un même graphique un grand nombre de stations de suivi autorisant des regroupements par famille, présentant des faciès similaires. Le diagramme de Piper permet une représentation des anions et des cations sur deux triangles spécifiques, dont les côtés témoignent des teneurs relatives en chacun des ions majeurs par rapport au total de ces ions (cations pour le triangle de gauche, anions pour le triangle de droite). La position relative d'un résultat analytique sur chacun de ces deux triangles permet de préciser en premier lieu, la dominance anionique et cationique. A ces deux triangles, est associé un losange, sur lequel est reportée l'intersection des deux lignes issues des points identifiés sur chaque triangle (voir figure 16). Ce point d'intersection représente l'analyse globale de l'échantillon, sa position relative permet de préciser le faciès de l'eau concernée (Back et Hanshaw, 1965 ; Back, 1961 ; Piper, 1944).

L'étude de l'évolution des faciès des eaux, la comparaison des groupes d'échantillons entre eux ainsi que la révélation des types de cations et anions dominants, sont bien représentées par le diagramme de Piper lorsque la minéralisation augmente. (Touhari, 2015).



**Figure 16** : Guide de lecture du diagramme de Piper (Back et Hanshaw, 1965).

### **III.6 Etude statistique des paramètres physicochimiques**

#### **III.6.1 Statistique descriptive**

Le but de la statistique descriptive, est de structurer et de représenter l'information contenue dans les données obtenues suite au dosage mensuel des différents paramètres physicochimiques dans les eaux du barrage Zerdazas, afin de rendre cette information utilisable et significative. Cela est mis en pratique par deux moyens distincts :

1. Représentations graphiques (Courbes).
2. Ensemble de descripteurs statistiques : Les valeurs minimales (Min) et maximales (Max), la moyenne (Moy), le coefficient de variation (CV), le quartile ( $Q_1$  et  $Q_3$ ) et la Médiane (Med)

#### **III.6.2 Classification ascendante hiérarchique (CAH)**

C'est une méthode de classification itérative, dont le principe est le calcul de la dissimilarité entre les N objets jusqu'à ce que tous les objets soient regroupés. Ces regroupements successifs produisent un arbre binaire de classification : le dendrogramme, diagramme fréquemment utilisé pour illustrer l'arrangement des groupes (cluster) générés par un regroupement hiérarchique, dont la racine correspond à la classe regroupant l'ensemble des individus. Dans cette étude, la période d'étude est divisée en groupes de mois dont les caractéristiques physicochimiques des eaux prélevées, sont similaires. La classification ascendante hiérarchique (CAH) est réalisée par le logiciel SPSS v. 20.0. (IBM Corp, 2011).

#### **III.6.3 Analyse en composantes principales (ACP) :**

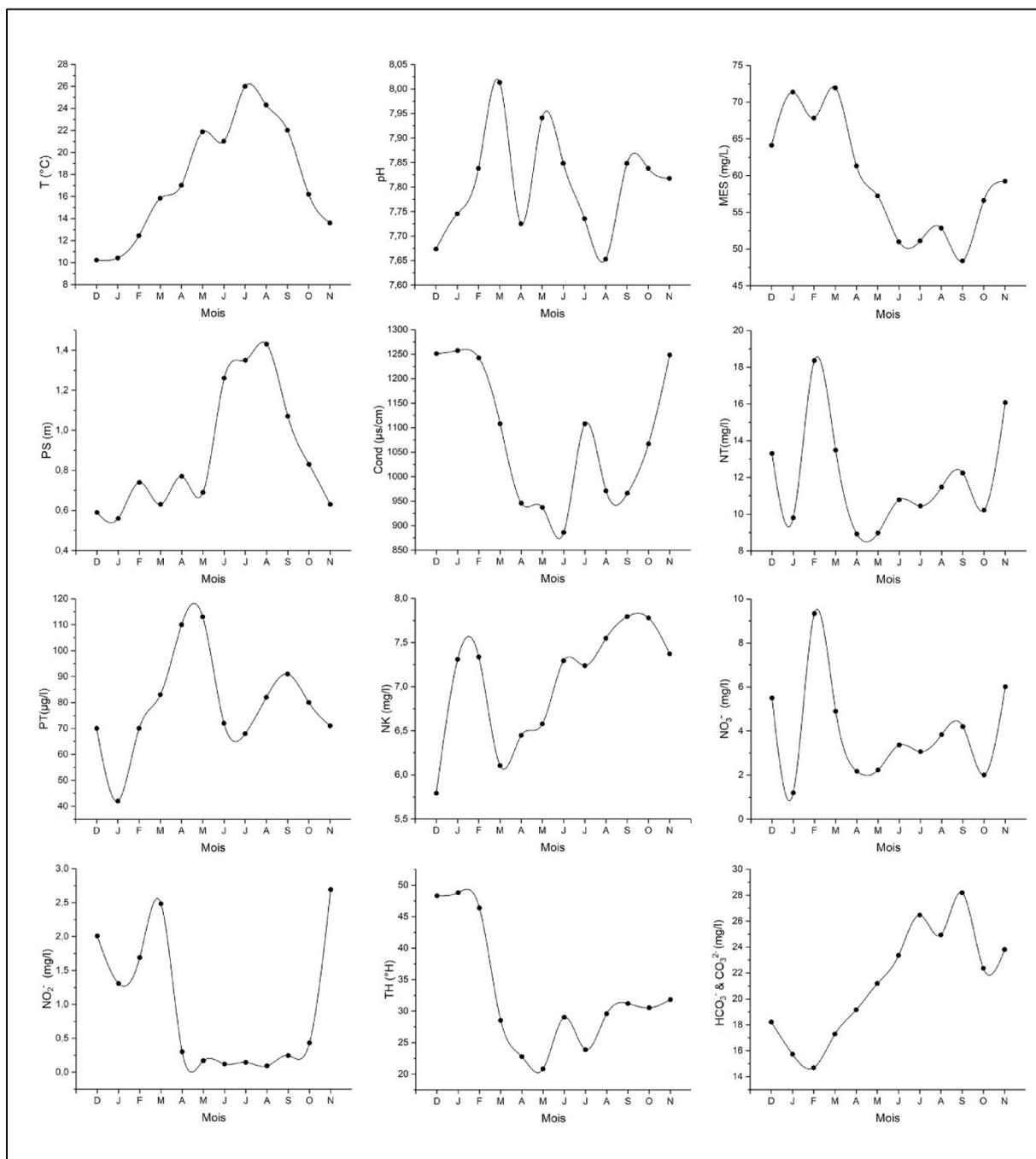
Technique d'analyse statistique multivariée, principalement descriptive, consistant à représenter sous forme graphique le plus d'informations possibles contenues dans un tableau. Elle permet ainsi de visualiser un espace à n dimensions, à l'aide d'espaces de dimensions plus petites (2 dimensions). L'ACP est réalisée par le logiciel XLSTAT.

Dans notre cas, le tableau de données contient les paramètres physicochimiques mesurés en colonne, aux différentes observations (mois de l'année 2013) en ligne. La représentation graphique de l'ACP permet de regrouper les paramètres physicochimiques selon leur niveau de corrélation (variation similaire durant la période d'étude).

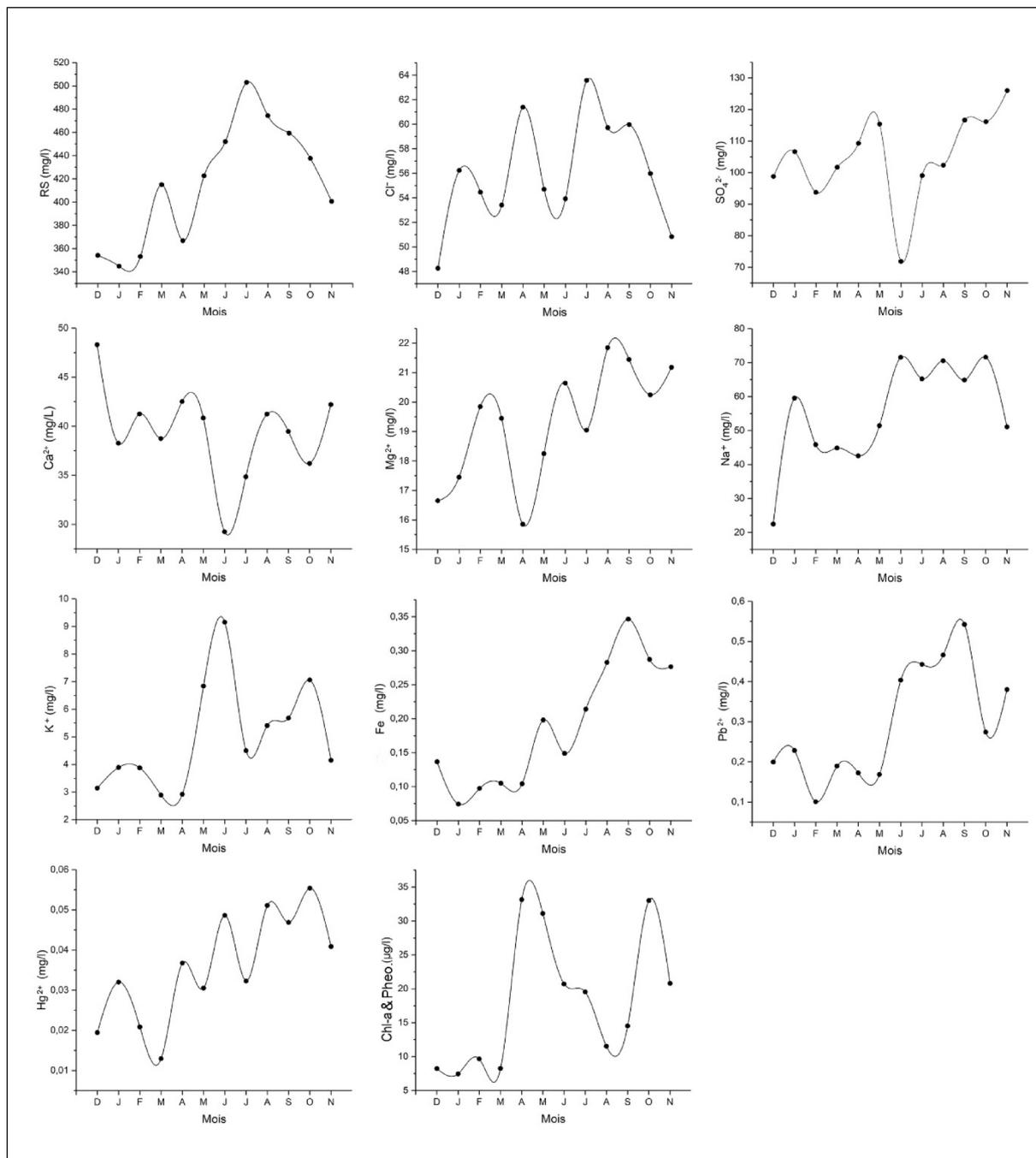
**IV. Résultats**

**IV.1 Evolution mensuelle des paramètres physicochimiques**

Les résultats de l'évolution mensuelle des paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Zerdazas, sont représentés par la figure 17. L'évolution saisonnière et verticale des paramètres oxygène dissous (OD) et oxygène dissous de saturation (ODS) sont développés dans le chapitre IV (cf. Chapitre IV: IV.1) afin d'évaluer la qualité des eaux du barrage Zerdazas.



**Figure 17 :** Evolution des paramètres physicochimiques dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013)



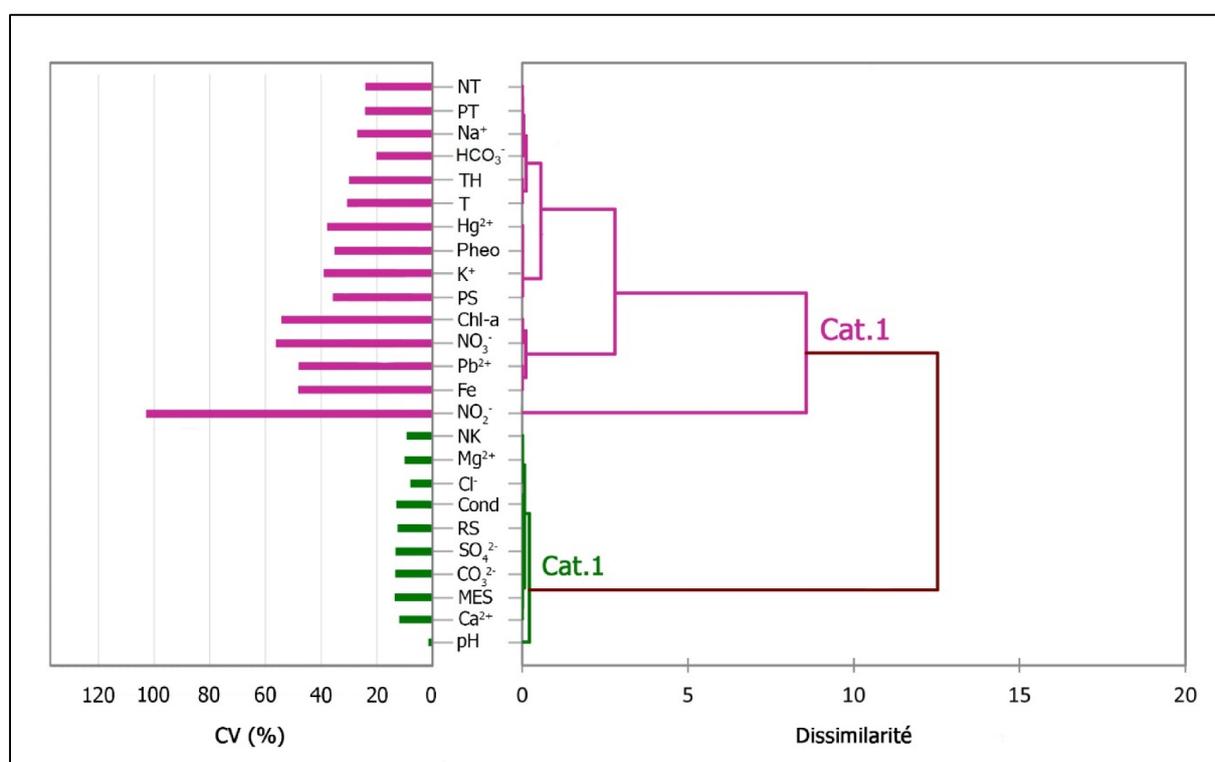
**Figure 17 (suite) :** Evolution des paramètres physicochimiques dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013).

D'après la figure 17, on peut distinguer trois classes de paramètres :

La première classe ; concerne les paramètres physico-chimiques connaissant une augmentation durant le deuxième semestre de l'année 2013, ces paramètres sont : T, PS, NK,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$ , RS,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ , Fe,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ .

Par contre, d'autres paramètres voient leurs valeurs augmenter, durant le premier semestre de l'année 2013, ces paramètres sont : MES, NT,  $\text{NO}_3^-$ , TH,  $\text{Ca}^{+2}$ . Le reste des paramètres constituant la troisième classe inclus : pH, PT,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Chl-a et pheo, dont leur variation est caractérisée par une irrégularité durant toute la période d'étude.

Le niveau de variabilité des paramètres physicochimiques étudiés, indiqué par la figure 18, est apprécié par le calcul du coefficient de variations (CV), pour chacun des paramètres physico-chimiques mesurés à partir du site S1. Ce descripteur statistique, permet d'évaluer le niveau de dispersion des résultats de dosage pour un paramètre donné, par rapport à la moyenne de ces valeurs ( voir tableau 9 de l'annexe A). Cette même figure intègre un dendrogramme résultant d'une classification ascendante hiérarchique (CAH), permettant de classer les paramètres physico-chimiques en deux catégories selon leur CV relatif.



**Figure 18 :** Coefficients de variation des paramètres physicochimiques calculés pour une période de Décembre 2012 à Novembre 2013, dans les eaux du barrage Zerdazas.

Deux catégories de paramètres physico-chimiques sont observées :

-La première catégorie (Cat.1) : Concerne les paramètres pH,  $\text{Ca}^{+2}$ , MES,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , RS, Cond,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , NK. Ces paramètres possédant un CV inférieur à 20 %, est donc caractérisés par une variation faible dans le temps par rapport à leurs moyennes respectives.

(Paramètres représentés par des histogrammes, et des clusters de couleur verte dans la figure 18).

-Une deuxième catégorie de paramètres physico-chimiques (Cat.2), inclus : NT, PT, Na<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, TH, T, Hg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, PS, Chl-a, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Pb<sup>2+</sup>, Fe, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, ces paramètres possèdent un CV supérieur à 20 %, donc caractérisés par une forte variabilité de leurs valeurs à travers le temps (paramètres représentés par des histogrammes et des clusters de couleur violette dans la figure 18).

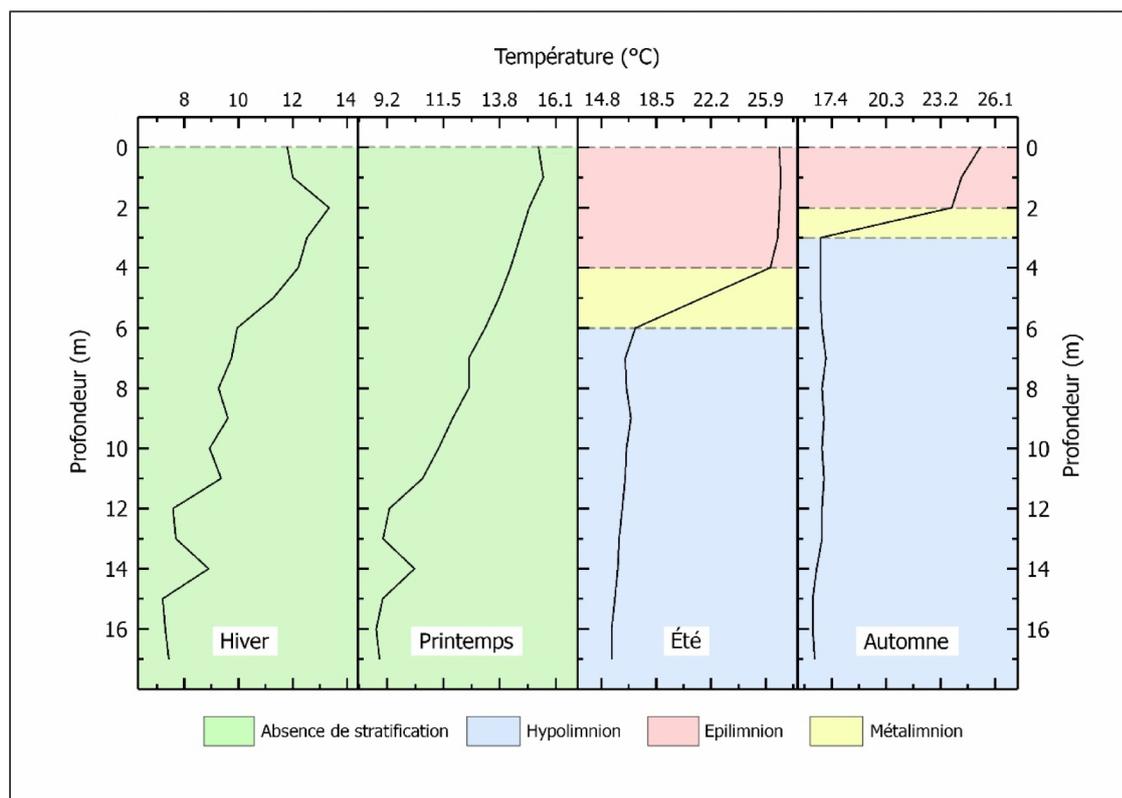
Il faut noter que, malgré l'appartenance de l'élément NO<sub>2</sub> à la catégorie des paramètres à variabilité importante, ce paramètre se caractérise par un CV dépassant le 100% (102,83 %) et un taux de dissimilarité élevé calculé par la CAH, comparé aux autres paramètres de la même catégorie.

#### **IV.2 Mise en évidence de la stratification thermique des eaux**

L'étude du profil thermique au niveau du site S1 des eaux du barrage Zerdazas, représentée par la figure 19 et indiqué par le tableau 10 de l'annexe A, nous a permis de constater la présence de trois couches d'eau de températures différentes indiquant une stratification de température, uniquement au mois correspondant à la saison estivale et automnale (de juin à octobre).

Comme est montré dans la figure 19, une couche à température supérieure à 25 °C situés près de la surface d'une épaisseur de 4 à 2 mètres à la saison estivale et automnale respectivement ; cette couche représente l'épilimnion, (dans la figure 19 : zone de couleur rose), suivie par une couche dont la température varie très rapidement avec la profondeur de 25 °C à 16 °C, c'est la métalimnion (zone de couleur jaune), avec une épaisseur de 2 m en été et qui se rétrécit à 1 mètre en automne.

Après cette couche de transition thermique brutale, vient une couche plus profonde, et relativement la plus froide avec une température qui se stabilise entre les valeurs de 16 à 15 °C ; cette couche est appelée l'hypolimnion (dans la figure 19 : zone de couleur bleue). Tandis que durant les mois correspondant à la saison hivernale et printanière (de décembre jusqu'à mai), aucune stratification thermique des eaux du barrage, se fait distinguer avec (zone de couleur verte), avec une variation thermique verticale de forme linéaire, et un intervalle de température restreint entre les couches d'eau de surface et profonde (température moyenne hivernale = 9,8 ± 3°C, température moyenne printanière = 12,01 ± 3,4°C) (voir annexe A).

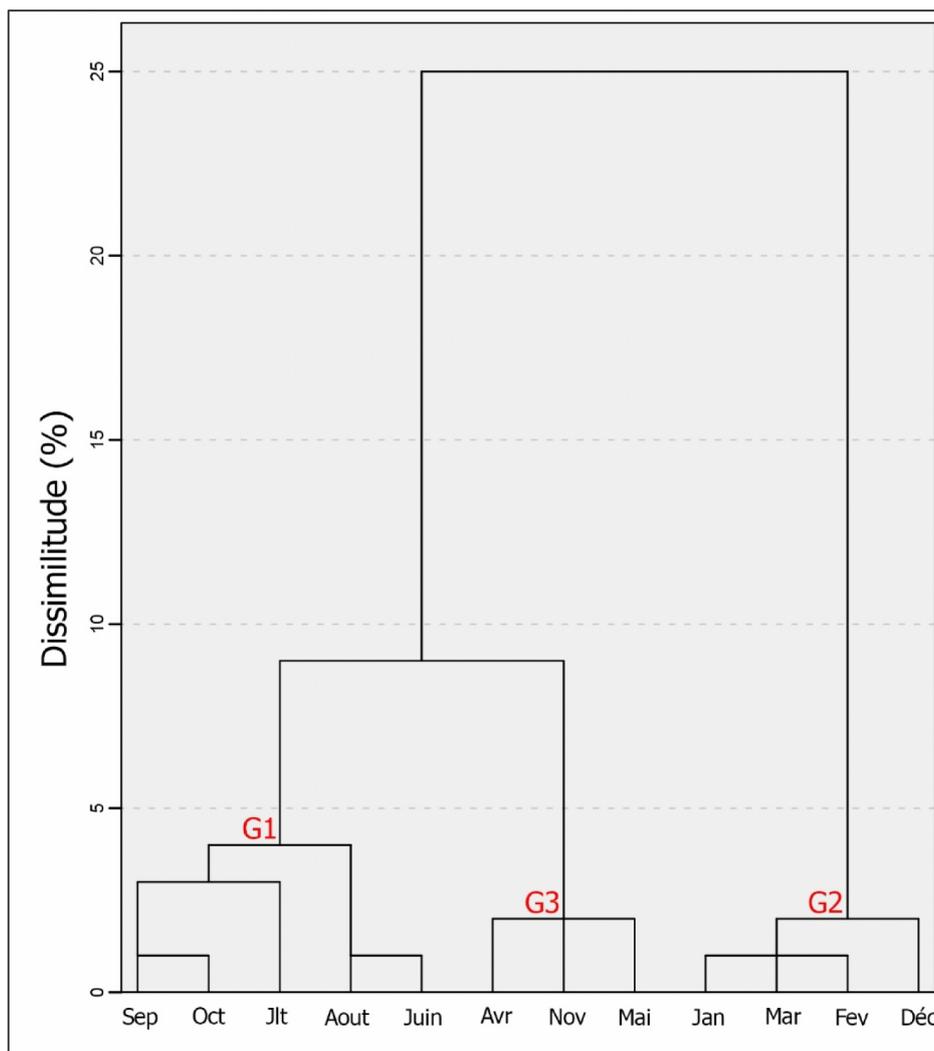


**Figure 19** : Variation saisonnière verticale de la température du site S1 dans les eaux du barrage Zerdaz (année 2013)

### IV.3 Périodisation des caractéristiques physicochimiques des eaux du barrage

Une comparaison entre les mois constituant la période d'étude, en se basant sur les résultats de mesure des paramètres physico-chimiques, et cela en utilisant l'analyse illustrée par le dendrogramme de la figure 20.

Selon la figure 20, on peut observer trois groupes de mois à savoir ; le premier groupe de mois (G1) représentant une période qui s'étale de juin jusqu'au mois d'octobre, qui est considéré comme une période incluant les mois dont la température atmosphérique est la plus élevée, et une pluviométrie la plus faible de l'année 2013. À l'opposé les mois de décembre, janvier, février et mars, se caractérisent par une température atmosphérique la plus basse de l'année et une pluviométrie relativement importante, constituant le deuxième groupe de mois (G2) dont les résultats de l'analyse physico-chimique sont plus ou moins identiques.



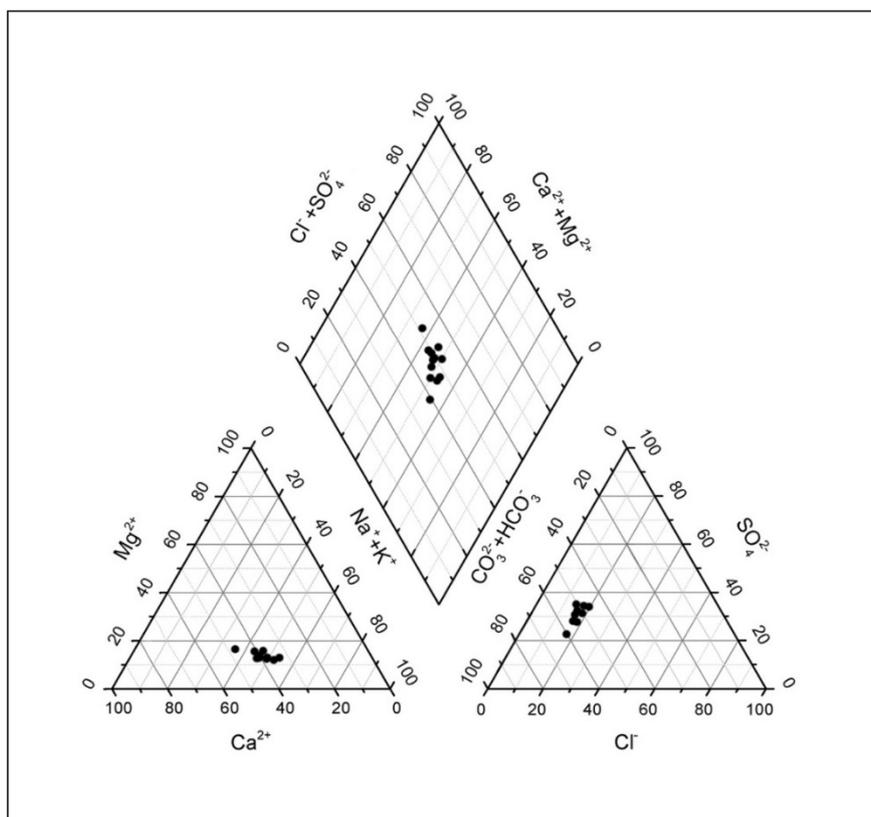
**Figure 20 :** Classification hiérarchique des mois (dates de prélèvement) sur la base de la variation des paramètres physicochimiques enregistrée dans le barrage Zerdazas (année 2013).

Le dernier groupe de mois (G3) ; se caractérise par une température de l'air et une pluviométrie située entre celle enregistrées pour les groupes de mois G1 et G2, il s'agit de : avril, mai et novembre.

D'après cette périodisation de l'évolution des paramètres physico-chimiques, les eaux du barrage Zerdazas connaissent trois profils physico-chimiques différents.

#### IV.4 Etude du faciès hydrochimique des eaux

Après la conversion des valeurs des différents paramètres physico-chimiques du mg/L à mEq/L, le faciès hydrochimique a été déterminé en utilisant le diagramme de Piper (figure 21), comme indiqué dans la littérature (Back et Hanshaw, 1965 ; Back, 1961 ; Piper, 1944).



**Figure 21** : Diagramme de Piper des ions majeurs dans l'eau du barrage Zerdazas (année 2013)

En considérant le diagramme de classification chimique des eaux de Back et Hanshaw (1965), l'étude du facies hydrochimique du barrage Zerdazas, a montré que dans la quasi-totalité de la période d'étude il y'a une dominance des ions carbonate et bicarbonate par rapport aux anions, alors que pour les cations, deux profils se distinguaient ; une absence de cations dominants, rendant le facies global partagé entre les différents facies communs (point d'équilibre). Le deuxième profil cationique observé, est celui marqué par une dominance des cations sodium et potassium, rendant le facies global des eaux dans cette période : Carbonaté sodique et potassique.

#### IV.5 Analyse en composantes principales des éléments physicochimiques

Une analyse en composantes principales (ACP), a été appliquée au traitement des tableaux de données contenant les variables mesurées (résultats des analyses physicochimiques à partir du site S1 du barrage Zerdazas) en colonne, aux différentes observations (mois de l'année 2013) en ligne, et cela pour le barrage étudié.

#### IV.5.1 Valeurs propres de l'ACP:

Le tableau 11, montre la variabilité des valeurs propres de l'ACP par rapport à chacun des axes (facteurs).

**Tableau 11 :** Valeurs propres et pourcentages cumulés des axes principaux.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
Valeur propre	<u>12,484</u>	<u>3,856</u>	<u>2,444</u>	<u>2,266</u>	<u>1,948</u>	<u>1,167</u>	<u>0,809</u>	<u>0,425</u>	<u>0,294</u>	<u>0,220</u>	0,085
Variabilité (%)	<u>48,014</u>	<u>14,832</u>	<u>9,402</u>	<u>8,714</u>	<u>7,492</u>	<u>4,490</u>	<u>3,113</u>	<u>1,636</u>	<u>1,131</u>	<u>0,847</u>	0,328
% cumulé	48,014	62,846	72,248	80,962	88,454	92,944	96,057	97,694	98,825	99,672	100,000

Le premier axe F1 (facteur ou composante) explique 48.01% de la variation totale, le second axe F2 explique 14.83% de la variation totale. Nous nous sommes limités aux deux premiers axes (F1, F2) pour les interprétations, ces axes à eux seuls totalisent un pourcentage d'inertie égale à 62.85% de la variation totale.

#### IV.5.2 Etude des variables

Les contributions des différentes variables aux deux premiers axes de l'ACP sont résumées dans le tableau 12.

Le premier axe, est expliqué notamment par les variables suivantes :

PS (5,66%), T (6,33%), Cond (4,44%),  $\text{HCO}_3^-$  (7,05%),  $\text{Cl}^-$  (3,02%),  $\text{Na}^+$  (5,40%),  $\text{K}^+$  (3,87%),  $\text{Pb}^{2+}$  (4,96%),  $\text{Hg}^{2+}$  (5,07%), RS (6,39%) et NK (2,96%),  $\text{NO}_2^-$  (5,04%), TH (3,61%), MES (6,77%), et qui totalisent 85,38% de l'inertie totale du facteur F1.

Cet axe, est également déterminé par les mois (observations) ; Décembre (19,72%), Juillet (9,35%), Février (13,75%), Mars (8,86%), Juin (9,12%), Aout (12,73%) et Septembre (11,30%), totalisant ainsi 94,15% de l'information totale du facteur F1

**Tableau 12** : Contribution des variables aux deux premiers axes de l'ACP.

Contribution Axe 1 (48,01%)				Contribution Axe 2 (14,83%)			
Variables		Observations		Variables		Observations	
PS	5,663	Déc	19,726	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	6,985	Avr	39,737
T	6,339	Jan	9,351	Mg <sup>2+</sup>	11,134	Mai	25,232
Cond	4,442	Fev	13,775	PT	13,296	Nov	13,432
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	7,049	Mar	8,859	NT	10,947	Total	78,401
Cl <sup>-</sup>	3,019	Juin	9,120	Chl-a	9,345		
Na <sup>+</sup>	5,401	Jllet	9,291	Total	51,707		
K <sup>+</sup>	3,875	Aou	12,728				
Pb <sup>2+</sup>	4,966	Sep	11,304				
Hg <sup>2+</sup>	5,073	Total	94,155				
RS	6,395						
NK	2,966						
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	5,041						
TH	3,608						
MES	6,777						
Total	85,385						

Le deuxième axe (F2), est expliqué notamment par les variables suivantes :

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (6,98%), Mg<sup>2+</sup> (11,13%), PT (13,29%), NT (10,95%) et Chl-a<sup>-</sup> (9,34%), et qui totalisent 51,70% de l'inertie totale du facteur F2.

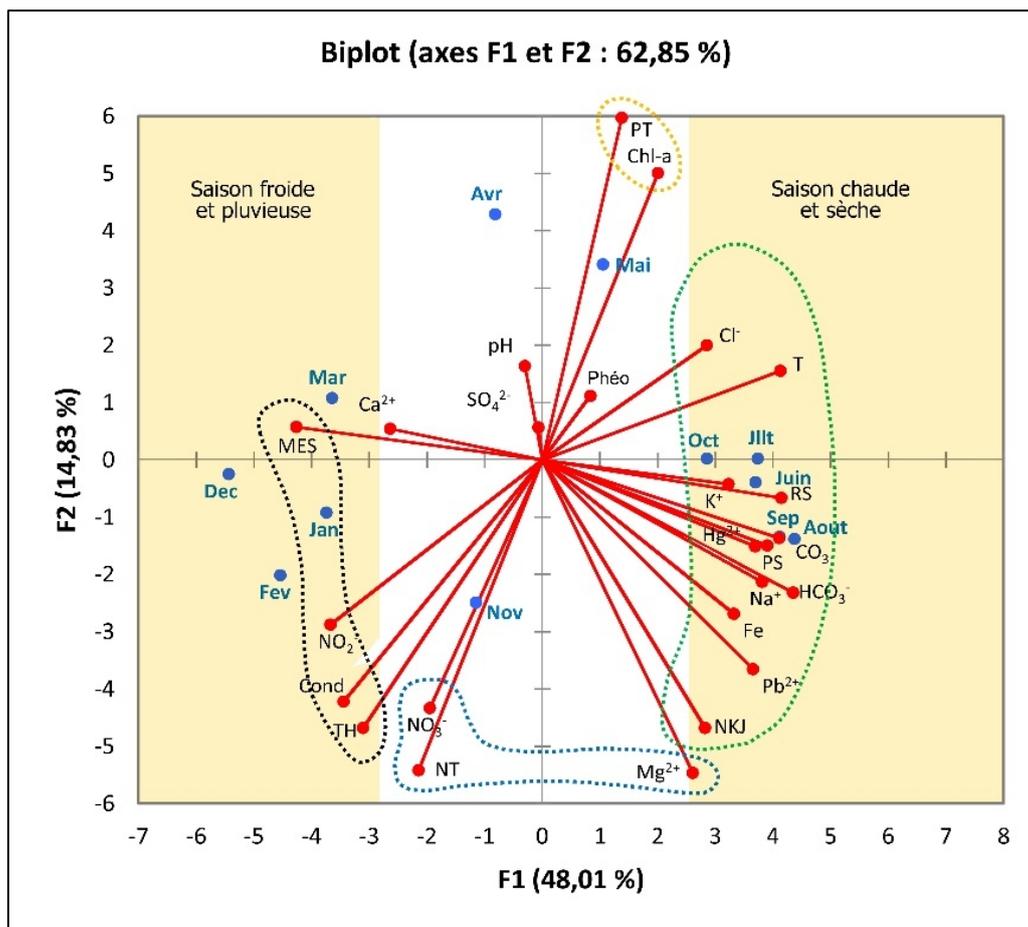
L'axe F2, est aussi déterminé par les mois (observations) ; Avril (93,73%), Mai (25,23%) et Novembre (13,75%), totalisant ainsi 78,40% de l'information totale du facteur F2.

#### IV.5.3 Représentation graphique de l'ACP

D'après la figure 22, on a constaté la présence de trois groupes de mois, déjà mis en évidence dans l'analyse hiérarchique représentée par le dendrogramme de la figure 20.

Quant aux paramètres physico-chimiques, deux types d'informations sont tirés à partir de la figure 22 :

1. La nature de la corrélation qui existe entre les différents paramètres physico-chimiques étudiés.
2. A quel moment de l'année (mois), les paramètres physico-chimiques prennent des valeurs maximales ou minimales.



**Figure 22 :** Projection bidimensionnelle de l'ACP des données de l'analyse physicochimique mensuelle dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013).

Le cercle de couleur verte ; regroupe les paramètres physico-chimiques dont leurs valeurs connaissent une augmentation durant les mois (de juin à octobre) du groupe G1 (voir figure 20).

Les paramètres physico-chimiques regroupés dans le cercle noir de la figure 22, suite à une évolution contraire à celles observée pour les paramètres physico-chimiques du cercle vert, avec des valeurs nettement supérieures durant les mois du groupe G2 (décembre, janvier, février et mars) (voir figure 20). Cela implique que les paramètres physico-chimiques regroupés dans le cercle noir et vert sont corrélés négativement.

Les paramètres PT et Chl-a, sont fortement corrélés entre eux et connaissent une augmentation durant les mois d'avril et mai (cercle jaune de la figure 22), alors que les paramètres : NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NT, Mg<sup>2+</sup>, prennent des valeurs les plus faibles durant ces mêmes mois (cercle bleu de la figure 22).

#### **IV.6 Comparaison entre la qualité physicochimique des eaux des oueds et du barrage Zerdazas**

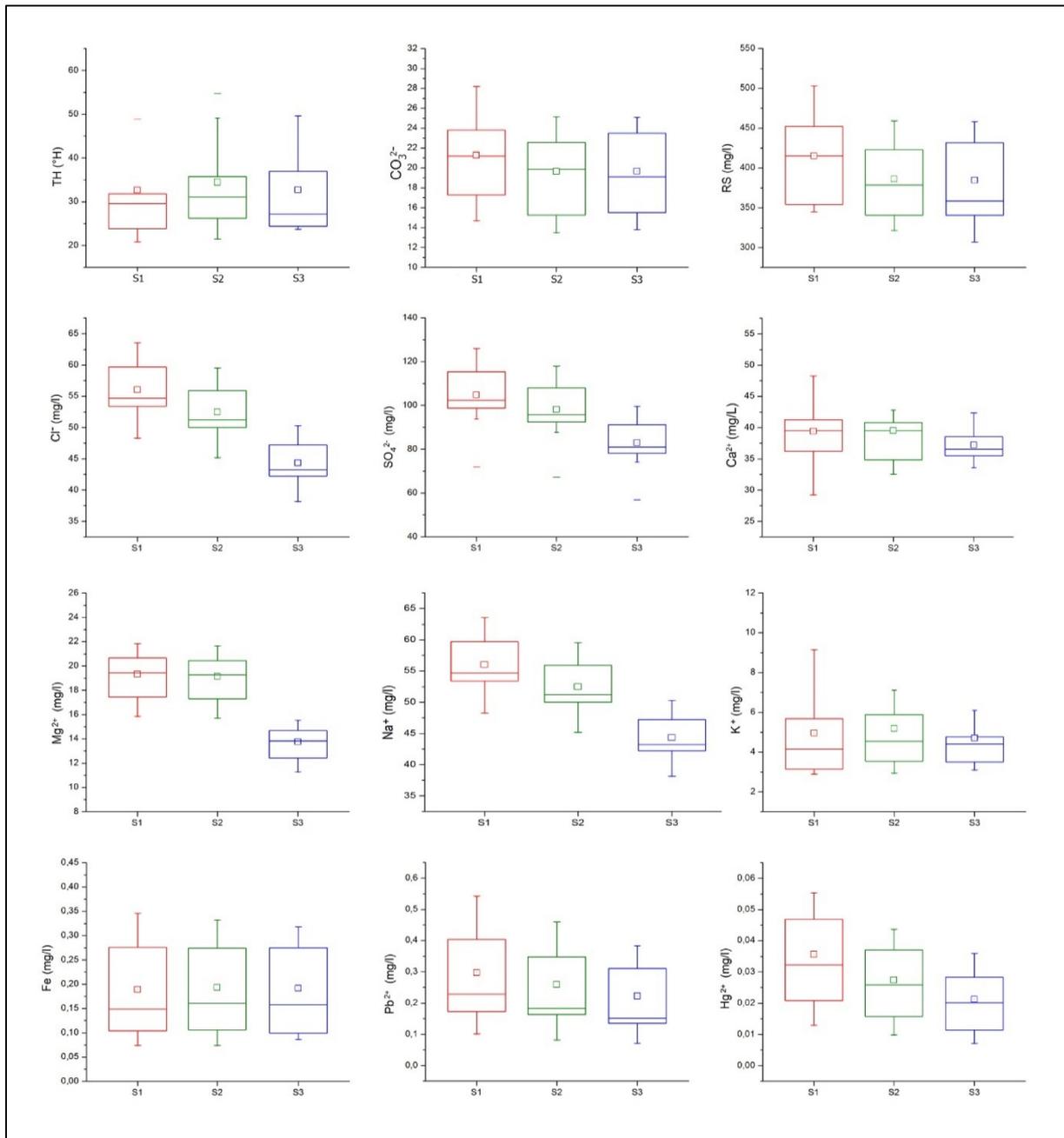
Une comparaison entre les valeurs des analyses physico-chimiques obtenues à partir des différents sites de prélèvement (S1, S2 et S3), est rendue possible par le calcul de certains descripteurs statistiques pour chacun des paramètres, ces descripteurs sont : la valeur minimale et maximale, les quartiles (25 %, 50 % et 75 %) et la moyenne arithmétique. L'ensemble de ces descripteurs sont représentés schématiquement dans la figure 23 à l'aide d'un graphique appelé boîte à moustache.

D'après la figure 23, on observe trois catégories de paramètres, par comparaison des résultats des analyses physico-chimiques obtenues pour le site S1 et S2 (eau du barrage) avec le site S3 (eau des oueds alimentant le barrage).

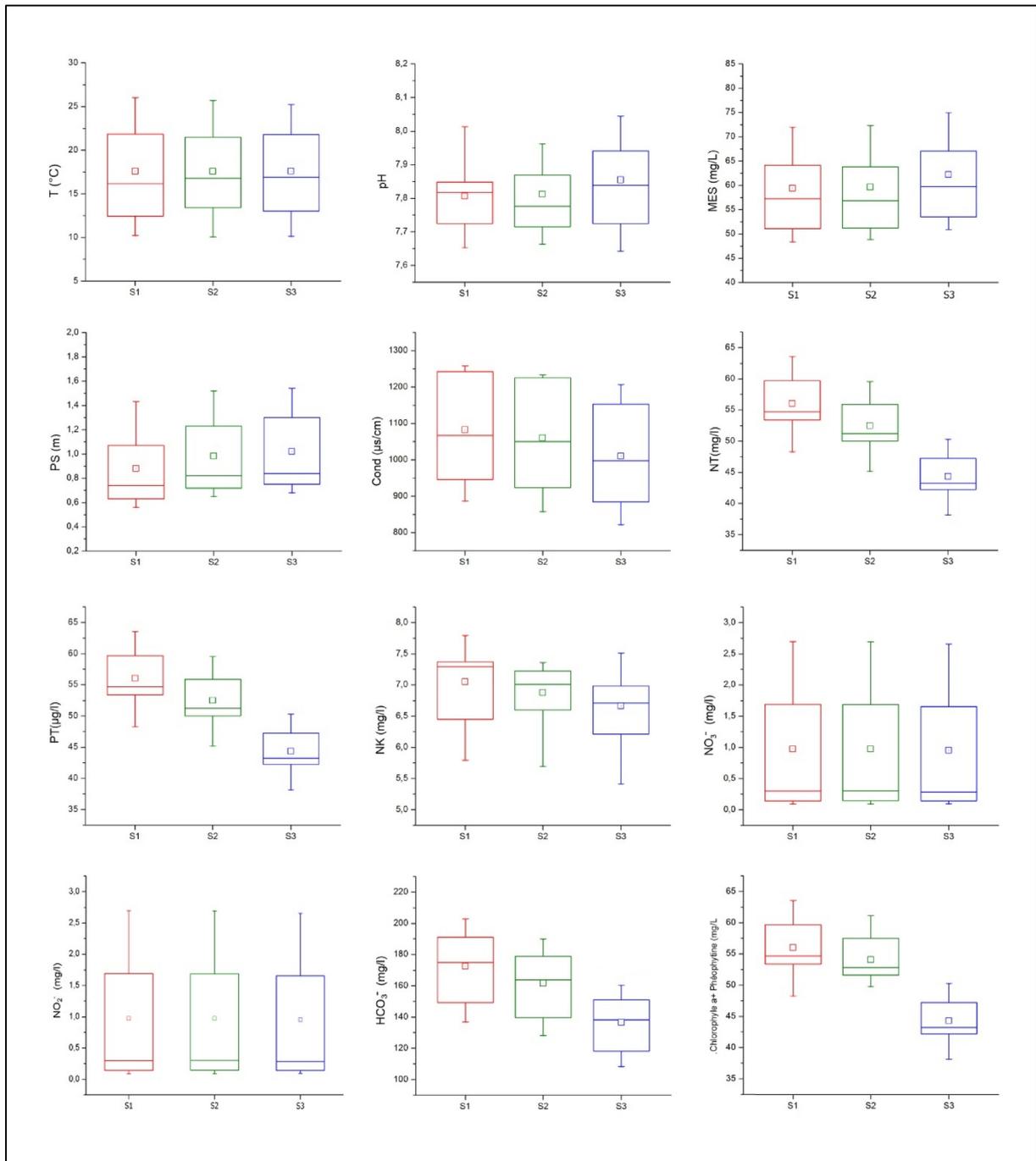
La première catégorie comporte les éléments ; T,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , TH, PS,  $\text{CO}_3^{2-}$ , RS et Fe, les valeurs obtenues pour cette catégorie de paramètres, ne connaissent pas une différence significative entre les différents sites d'étude avec un intervalle de variation des valeurs de ces paramètres et une moyenne, très rapprochés entre les sites de prélèvement.

La deuxième catégorie ; comporte les paramètres physico-chimiques dont leurs valeurs sont nettement supérieures dans le cas du site S1 et S2, comparées au site S3. Ces paramètres sont : Cond, NT, PT, NK,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$  et Chl-a+Phéo.

Enfin les paramètres pH et MES, leurs valeurs enregistrées par le site S3 sont supérieures à celles retrouvées dans le site S1 et S2, constituant ainsi la troisième catégorie de paramètres.



**Figure 23 :** Comparaison des résultats de l'analyse physicochimiques entre les différents sites de prélèvement dans le barrage Zerdazas



**Figure 23 (suite) :** Comparaison des résultats de l'analyse physicochimiques entre les différents sites de prélèvement dans le barrage Zerdazas.

#### IV.7 Etude de la variation des paramètres physicochimiques entre les différents sites

Une matrice de corrélation des paramètres physicochimiques mesurés aux différents sites de prélèvement dans le barrage Zerdazas, est représentée par la figure 24.

	PS				T				pH				Cond		
	S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3
S1	1			S1	1			S1	1			S1	1		
S2	0,966	1		S2	0,997	1		S2	0,643	1		S2	0,999	1	
S3	0,949	0,991	1	S3	0,997	0,997	1	S3	0,352	0,812	1	S3	0,984	0,987	1
	Mg <sup>+2</sup>				HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>				SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>				Cl <sup>-</sup>		
	S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3
S1	1			S1	1			S1	1			S1	1		
S2	0,789	1		S2	0,876	1		S2	0,935	1		S2	0,807	1	
S3	0,844	0,924	1	S3	0,812	0,791	1	S3	0,907	0,931	1	S3	0,928	0,842	1
	NT				Na <sup>+</sup>				K <sup>+</sup>				Ca <sup>+2</sup>		
	S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3
S1	1			S1	1			S1	1			S1	1		
S2	0,995	1		S2	0,929	1		S2	0,893	1		S2	0,916	1	
S3	0,998	0,995	1	S3	0,867	0,882	1	S3	0,741	0,750	1	S3	0,371	0,398	1
	Pb <sup>+2</sup>				Hg <sup>+2</sup>				RS				NK		
	S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3
S1	1			S1	1			S1	1			S1	1		
S2	0,995	1		S2	0,996	1		S2	0,960	1		S2	0,915	1	
S3	0,990	0,996	1	S3	0,989	0,996	1	S3	0,888	0,950	1	S3	0,959	0,916	1
	TH				CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>				MES				Chl-a + Phéo		
	S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3
S1	1			S1	1			S1	1			S1	1		
S2	0,986	1		S2	0,985	1		S2	0,998	1		S2	0,997	1	
S3	0,936	0,958	1	S3	0,985	0,992	1	S3	1,000	0,999	1	S3	0,996	0,997	1
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>				PT				Fe				NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		
	S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3		S1	S2	S3
S1	1			S1	1			S1	1			S1	1		
S2	0,956	1		S2	0,804	1		S2	0,996	1		S2	1,000	1	
S3	0,845	0,924	1	S3	0,794	0,917	1	S3	0,987	0,991	1	S3	1,000	1,000	1

**Figure 24** : Matrices de corrélation des paramètres physicochimiques mesurés aux différents sites de prélèvement dans le barrage Zerdazas.

Indépendamment de l'étendue des variations enregistrée, pour les paramètres physico-chimiques à travers les sites de prélèvement, des corrélations très hautement significatives et hautement significatives sont observées, entre la manière dont la quasi-totalité des paramètres physico-chimiques varient dans les sites ; S1, S2 et S3, indiquées par des cases de coloration rouge et d'autres de coloration rose respectivement dans la figure 24.

Une exception est notée pour le paramètre pH, où les valeurs obtenues pour le site S1 ne corrèlent pas avec ceux obtenus pour le site S2 et S3 (indiqué par les cases de couleur jaune). Une autre corrélation non significative enregistrée, entre le site S3 avec les sites S1 et S2 concernant le paramètre  $\text{Ca}^{2+}$ .

## V. Discussion

La connaissance des paramètres physicochimiques fait partie de l'ensemble des informations dont on doit disposer, pour évaluer la qualité de l'eau, afin de prendre décision d'action dans de nombreux domaines. On peut citer à titre d'exemple : le domaine de la santé ; la surveillance de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, la baignade, ainsi que le domaine agricole ; notamment les eaux d'irrigation, mais aussi l'environnement ; pour la prévention vis-à-vis des polluants et la dégradation des écosystèmes aquatiques.

Le résultat de l'analyse physico-chimique mensuelle de certains paramètres propres aux eaux brutes du barrage Zerdazas, durant une période qui s'est étalée entre décembre 2012 à novembre 2013, nous a permis de classer les paramètres physico-chimiques étudiés en deux catégories, selon leur degré de variabilité saisonnière : La première catégorie, concerne les paramètres connaissant une variation importante durant la période d'étude, alors que les paramètres constituant la deuxième catégorie possèdent un intervalle de variation de leurs valeurs relativement restreint.

❖ La première catégorie de paramètres ; inclut les ions de métaux lourds :  $Pb^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$  et les différentes formes d'azote dosées ( $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ , NT), sauf pour le NK, indiquant que la variation importante de l'azote total est due aux ions nitrate et nitrite et non aux ions d'ammonium ou encore à l'azote organique. Autres paramètres de variations saisonnières importantes, est la transparence de l'eau (PS) qui est fortement lié au taux de matières en suspension (MES) contenu dans l'eau. Cependant on remarque que contrairement aux PS, les MES se caractérisent par une faible variation durant la période d'étude, cela implique que la transparence de l'eau est grandement influencée par un autre facteur, qui ce dernier se caractérise, comme pour la transparence, par une variabilité saisonnière importante. Ce facteur pouvant influencer le PS est les matières non pas en suspension mais dissoutes de caractères pigmentaires, et qui peuvent atténuer l'intensité lumineuse pénétrant la masse d'eau. Ces composés peuvent être assignés aux pigments chlorophylliens, mais aussi la phéophytine qui s'est avérée comme le PS, fortement variables.

-Les résidus secs et la conductivité électrique ; paramètres indicateurs de la minéralisation globale de l'eau, sont avérés appartenir à la deuxième catégorie des paramètres physico-chimiques ; caractérisés par une variation saisonnière relativement faible, malgré la forte variation des ions  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Pb^{2+}$ , Fe,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $Hg^{2+}$ . Cela est expliqué par la faible proportion

que représente ces ions dans la minéralisation globale de l'eau, par comparaison à d'autres ions tels que :  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Mg}^{+2}$ , qui à la fois constituent la majeure partie de la minéralisation globale de l'eau et se caractérisent par une variation saisonnière faible, rendant ainsi la minéralisation globale faiblement variable.

Pour mettre en évidence la présence éventuelle d'une stratification thermique, et étudier ses caractéristiques, une mesure verticale (en profondeur) de la température de l'eau brute est effectuée grâce à un profil thermique vertical des eaux.

L'étude des eaux du barrage Zerdazas montre qu'une stratification thermique se forme au mois de juin et persiste jusqu'au mois d'octobre, avec les trois couches de température (épilimnion, métalimnion et hypolimnion) clairement plus épaisses en période estivale qu'automnale, ces couches de température s'éclipsent en hiver jusqu'au printemps, laissant place à une colonne d'eau où la température est quasi homogène (Un état de non stratification des eaux).

Cependant, la température des eaux de surface mesurée était proche de celle de l'atmosphère, en effet le climat, les conditions atmosphériques ainsi que rayonnement solaire ont une influence considérable sur la température de l'eau en surface (Rodier et al., 2009).

La température, influence d'autres paramètres tel que ; l'oxygénation, la conductivité, la solubilité de différentes substances, ... etc, et joue un rôle crucial dans de l'évaporation de l'eau, mais aussi dans l'augmentation de l'activité chimique, bactérienne (Rodier et al., 2009).

La classification hiérarchique des mois, constituant la période d'étude en groupe dans les caractéristiques physicochimiques des eaux brutes du barrage ont avérés identiques, nous a permis de distinguer trois groupe de mois différents dans l'année 2013.

➤ Le premier groupe de mois (G1) ; s'étale de juin à octobre et qui correspond à une période à température élevée et une faible pluviométrie, voire nulle (cf. Chapitre I : III.3)

➤ Le deuxième groupe de mois (G2) ; qui correspond au mois connaissant une pluviométrie relativement importante et une température atmosphérique basse, ces mois sont : décembre, janvier, février et mars.

➤ hormis ces mois constituant les deux périodes précitées, reste le mois d'avril, mai et novembre, constituant une transition entre ces deux grandes périodes de l'année où règnent des conditions climatiques intermédiaires.

Ces trois périodes de l'année, ont été aussi observées lors de l'application de l'ACP sur l'ensemble des données obtenues, par le dosage des différents paramètres physico-chimiques et qui ces derniers sont avérés eux aussi divisés en trois groupes, corrélés chacun avec l'une des trois périodes de l'année. La première division (classe) de paramètres concerne :  $\text{Ca}^{+2}$ , MES,  $\text{NO}_2^-$ , Cond et TH, ces paramètres prennent des valeurs nettement supérieures durant la saison pluvieuse et froide, cela peut être expliqué par l'apport considérable de eaux de ruissellement et de lessivage du bassin versant en ces éléments durant la période de fortes pluies, à savoir ; les éléments dissous, indiqués par ; la conductivité,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{NO}_2^-$ , TH, et en suspension, indiqués par les MES (Sellah, 1993 ; Rehi et Gaid, 1987).

La deuxième division des paramètres concerne les ions :  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{k}^+$ ,  $\text{Na}^+$ , Fe,  $\text{HCO}_3^-$ , TAC, les résidus secs, les ions métalliques lourds ( $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ), la température et la transparence de l'eau. Ces paramètres, voient leurs valeurs augmenter durant la saison chaude et la moins pluvieuse de l'année. La température de l'eau dépend uniquement de celle enregistrée pour l'air et donc prend des valeurs maximales en été, la transparence de l'eau indiquée par la profondeur mesurée à l'aide du disque de Secchi dépend fortement des taux de MES et dissoutes, qui ces dernières connaissent des valeurs minimales en saison à pluviométrie faible dues au lessivage moindre du bassin versant constituant l'apport principale en MES (Heiskary, 1985).

Selon Eugster et Hardie (1978), la diminution de la teneur en calcium pendant la période sèche, est due à la précipitation précoce des minéraux calcique, ou l'occurrence de la calcite. La contamination agricole (pesticides), la géologie des terrains (lessivage du gypse et des argiles) ainsi que les rejets domestiques surtout riches en détergents, sont à l'origine de la forte concentration en chlorure constatée. Le chlorure ainsi que le sulfate donnent un goût désagréable à l'eau de consommation, qui devient corrosive vis-à-vis des conduites. Ces ions sont tres toxique pour les plantes, et accroît la concentration du chlore résiduel dès la chloration de l'eau chargée en matière organique (Achour et Guergazi, 2002).

Les concentrations des eaux en magnésium, dépendent de la composition des roches sédimentaires rencontrés (calcaires dolomitiques, dolomies du jurassique ou du trias moyen). Cet ion est considéré comme un élément caractéristique de la dureté de l'eau (Rodier et al, 2009).

Pour ce qui est des nitrites, leur origine peut être due ; soit à une nitrification non conduite à terme (oxydation incomplète de l'ammoniaque) (Harrat, 2007), ou bien à une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. La présence de nitrites dans une eau, est un signe de détérioration de sa qualité biologique, elle est considérée comme suspecte (Rodier et al. 2009). Cependant, les nitrates sont assimilés par certaines plantes, car ils jouent un rôle de fertilisant (Djermakoye, 2005). L'augmentation brusque des concentrations en nitrates dans certaines périodes de l'année, se traduit généralement par l'introduction des engrais dans les terrains agricoles. En période pluvieuse, les teneurs en nitrates sont beaucoup plus importantes que la période sèche, cela est due au lessivage des fertilisants (les ions nitrates non assimilés par les plantes) utilisés dans les sols agricoles situés sur les bords du barrage. Les valeurs enregistrées pour ce paramètre sont largement inférieures à celles obtenues par Bentouati et Bouzidi (2011), dans la Wilaya de Sétif (valeur maximale moyenne est de l'ordre de  $126,80 \pm 45,95$  mg/l).

Les nitrates sont considérés comme indicateur de pollution, si l'apport de nitrate est important dans les barrage, cela implique une présence considérable de plantes et algues en surface, et plus les teneurs de nitrates sont excessives dans le barrage, plus il y'a un réel danger sur la santé publique, comme la méthémoglobinémie (Gebara et Goetting, 1994 ; Gelperin et al.,1976)

Quant aux différents ions et notamment ceux des métaux lourds, l'augmentation de leurs concentrations durant le deuxième semestre de l'année 2013, peut être expliqué à la fois par l'apport amoindrie des eaux des oueds, et de pluie dans la masse d'eau du barrage, réduisant ainsi l'effet de dilution, et aussi par l'effet d'évaporation des eaux du barrage. En effet, ces deux phénomènes contribuent indirectement à l'augmentation des concentrations de ces paramètres par effet de concentration.

Akindele et Adeniyi (2013), expliquent que l'évolution de la minéralisation totale, est due au processus d'évaporation des eaux en saison chaude (sèche) , par conséquent un effet de concentration des ions est constaté.

D'autres paramètres comme le PT et la chlorophylle a, connues d'être fortement corrélées l'un avec l'autre, ainsi que : NT,  $\text{NO}_3^-$ , pH,  $\text{SO}_4^{2-}$ , varient différemment des paramètres précédents , avec des maxima de valeurs enregistrées, durant le mois d'avril, mai et novembre constituant une période de transition entre les deux premières grandes périodes de l'année.

D'après Festy et al. (2003), les phosphates sont issus des lessivages !!! et ont un rôle crucial dans le phénomène d'eutrophisation, qui engendre certains phénomènes aux conséquences environnementales tels que ; les développements algaux, mais aussi sanitaire par la libération de toxines algales. Les valeurs enregistrées des phosphates, sont très proches à celles décrites par Birguy et al. (2008) dans les cours d'eau d'Ouagadougou et celles de Jain (2002) dans les eaux montagneuses du Gange en Inde.

L'azote et le phosphore, se déposent dans les sédiments en hiver et pourraient être libérés par divers moyens à des températures élevées, générant ainsi une pollution endogène, limitant ainsi la qualité trophique des eaux de surfaces (Liu, 2005).

Selon Carvalho et Kirika (2003), la diminution de l'apport de nutriments réduit la concentration de phosphore dans les lacs, ce qui réduit la biomasse du phytoplancton. Kleeberg et Dude (1977), ont préconisé le rôle direct du phosphore dans l'eutrophisation des masses d'eau. Mais Bennion et Smith (2000) sont d'avis que le phosphore ne joue aucun rôle direct dans l'eutrophisation.

Bergmen (1999), a observé une diminution marquée de la transparence de la profondeur de Secchi avec l'augmentation des concentrations de phosphore et de chlorophylle. Lech Kufe (2001), a établi une corrélation entre la chlorophylle et le phosphore dans les lacs mésotrophes. Xie et al, (2003), ont signalé une coïncidence persistante entre l'apparition de la prolifération des microcystes et celle du phosphore.

L'étude des corrélations existantes entre les résultats obtenus du dosage des paramètres physico-chimiques dans les sites S1, S2 et S3, nous a montré une forte influence de la qualité des eaux des oueds alimentant le barrage Zerdazas (oued Bou Adjeb et oued Khemakhem) sur la qualité de ces derniers.

Quelques paramètres physico-chimiques se retrouvent dans l'eau du barrage, avec des teneurs supérieures) à celles enregistrées pour le site S3 (eaux des deux oueds), cela suppose que ces éléments physicochimiques une fois retrouvées dans la masse d'eau du barrage, ont tendance à s'accumuler, cela concerne les éléments : Cond, NT, PT, NK,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{Ca}^{2+}$ .

Tandis que les paramètres : T,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , TH, PS, RS, et Fe, ne connaissent pas une différence significative de teneur entre les eaux des oueds et l'eau du barrage.

Reste les matières en suspensions, qui sont avérées plus présentes dans le cas des eaux des oueds, dû à la traversée de leur eau à travers des terrains, leur faisant charger en MES de nature organique et minérale.

## VI. Conclusion

Le but de l'étude des paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Zerdazas, rentre dans le cadre de l'évaluation, la gestion et la protection de ses eaux et cela en mettant en évidence certaines caractéristiques propres aux eaux étudiées.

L'étude du niveau de variabilité des paramètres physico-chimiques étudiés, a permis de distinguer 3 groupes de paramètres : le premier groupe concerne les paramètres physico-chimiques connaissant une augmentation durant le deuxième semestre de l'année 2013 (T, PS, NK,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$ , RS,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ , Fe,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ), à l'opposé, un deuxième groupe de paramètres voient leurs valeurs augmenter, durant le premier semestre de l'année 2013 (MES, NT,  $\text{NO}_3^-$ , TH,  $\text{Ca}^{+2}$ ), Le reste des paramètres constituant le troisième groupe inclus : pH, PT,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Chl-a et pheo, dont leur variation est caractérisée par une irrégularité durant toute la période d'étude.

Sur le plan physicochimique, deux grandes périodes aux conditions climatiques opposées, ou ces derniers ont une influence profonde sur la teneur des eaux en éléments chimiques ; d'abord les précipitations, avec un effet double sur la teneur des eaux en éléments chimiques : un effet de concentration de certains éléments par lessivage des sols du bassin versant, constituant un apport important de composés organiques et minérales dans les eaux du barrage, et un effet de dilution des autres éléments minéraux dans les eaux.

Le deuxième facteur climatique, concerne la température de l'air, responsable de l'évaporation des eaux durant la saison chaude, concentrant ainsi les éléments chimiques dans les eaux, possède aussi une influence directe sur la solubilité des gaz notamment de l'oxygène et sur la vitesse des réactions chimiques. Toutes ses conséquences directes de la température de l'air, influencent à leur tour les populations d'organismes vivants dans le plan d'eau constituée par le barrage étudié. Cette même température, par ses valeurs relativement élevées durant la période allant du mois de juin jusqu'à octobre, provoque une stratification thermique au sein des eaux du barrage étudié, ralentissant le transfert des composants chimiques, entre les différentes couches de température créées, et donc menant à une hétérogénéité de composition des plans d'eau (barrage).

Les eaux des oueds Bou Adjeb et l'oued Khemakhem, influencent considérablement sur la qualité physicochimique des eaux du barrage Zerdazas.

Certains éléments chimiques, une fois apportés par les eaux des deux oueds, et déversaient dans l'eau du barrage, subissent une réduction de concentration par effet de dilution dans la masse d'eau du barrage et par consommation biologique ou par sédimentation, vue que les eaux du barrage constituent un milieu aquatique lentique, contrairement aux eaux des oueds (milieu lotique). Alors que d'autres éléments chimiques, ont tendance à se concentrer une fois retrouvés dans les zones du barrage Zerdazas.

## **Chapitre III**

# **ÉTUDE DES PARAMÈTRES ORGANIQUES**

## **I. Problématique et objectifs**

La majeure partie de l'eau de la planète est contenue dans les différentes mers et océans, comparés aux lacs et retenues d'eau artificielles, qui ne couvrent qu'un faible pourcentage de la surface de notre planète, néanmoins ils jouent un rôle crucial dans le cycle global du carbone, car ils reçoivent et transforment d'importantes quantités de carbone provenant du compartiment terrestre, considéré comme un réservoir très important de cet élément (Battin et al., 2009 ; Tranvik et al., 2009).

La photosynthèse et la production primaire associée, la sédimentation, la minéralisation de la matière organique et les pertes par exportation vers les cours d'eaux associés aux écosystèmes lacustre, sont les principaux processus qui gouvernent le cycle du carbone dans ces écosystèmes.

Les eaux de surfaces sont une source considérable de CO<sub>2</sub> pour l'atmosphère, étant donné que la respiration bactérienne (minéralisation) est beaucoup plus importante que la fixation du CO<sub>2</sub> atmosphérique par les organismes photosynthétiques (Del Giorgio et al., 1997, 1999 ; Cole et al., 2000 ; Duarte et Prairie, 2005 ; Duarte et al., 2008). Toutefois, les productions des organismes photosynthétiques et des communautés bactériennes, sont susceptibles d'être déséquilibrées par un certain nombre de facteurs qui les contrôlent à savoir ; lumière disponible, température, concentration en nutriments, les apports de matière organique terrestre dont concentration en substances humiques, ...etc.

Le carbone dans les écosystèmes des retenues d'eau naturelles ou artificielles peut avoir deux origines différentes ; soit autochtone, suite à la production de biomasse par les organismes photosynthétiques, ou bien allochtone, ou le carbone est apporté par une source extérieure à la retenue d'eau ; essentiellement par lessivage et érosion des sols du bassin versant par les cours d'eau alimentant le barrage. Ce carbone organique allochtone, une fois dans le milieu aquatique, va être minéralisé puisqu'il est utilisé principalement comme ressource par les communautés bactériennes (Tranvik et al., 1992).

Les carbones organiques ; dissous (COD) ou particulaire (COP), sont produits par plusieurs organismes qui constituent la chaîne alimentaire aquatique, via leur production de déchets tel que ; les exsudats, les fèces, les cadavre et les mues, qui vont se sédimenter au fond de la retenue d'eau selon leurs caractéristiques physiques (la densité par exemple) (Bloesch, 2004). Suite à ces dépôts de matière organique au fond des cours d'eau, les bactéries anaérobies vont les dégrader , par conséquent il y'a un dégagements gazeux de méthane, gaz carbonique et hydrogène sulfuré, qui est très nocifs pour la vie aquatique (André Hade et Nos Lacs, 2002).

Cette matière organique est à la fois indispensable à la vie des organismes aquatiques, mais aussi considérée comme le principale polluant de ces milieux, si aucun traitement au préalable n'est appliqué. Son origine peut être multiple, ; déchets domestiques (ordures ménagères, excréments), agricoles (lisiers) ou industriels (papeterie, tanneries, abattoirs, laiteries, huileries, sucreries...).

Grace aux capacités naturelles d'autoépuration des milieux aquatiques, certaines de ces substances biodégradables sont décomposées et éliminées. Cependant l'excès de la matières organiques en décomposition, va provoquer l'asphyxie de la faune aquatique, ainsi que d'autres problèmes au niveau des stations d'épuration, mais aussi la détérioration de la qualité organoleptique des eaux, un développement bactérien du réseau de distribution, provoquant la corrosion des conduites (Cheremisinoff, 2001).

Des risques sanitaires surviennent à la suite d'une désinfection au chlore, car une consommation importante de cet élément, provoque la formation de composées organohalogénés potentiellement toxique (Le chevalier, 1990), d'autres problèmes assez sérieux, peuvent apparaitre suite à la présence de carbone organique dissous résiduel avec des concentrations relativement importantes, avant la désinfection chimique (Morris et al, 1992), cependant l'état trophique d'un réservoir d'eau, est indiqué entre autres par cette même fraction dissoute du carbone organique (COD) (Dunalska et al. 2003 ; Górnjak, 1996, 2001 ; Schröder, 1994). Tandis que le taux de productivité d'un lac est marqué par la fraction particulaire du carbone organique (COP) (Parszuto, 2003).

A l'issue de ces données, et les lourdes conséquences que la matière organique peut engendrer dans un écosystème aquatique, l'identification et la quantification des différentes formes de carbone organique, ainsi que le suivit de leur évolution spatiotemporelle est d'une importance capitale, particulièrement lorsqu'il s'agit d'une retenue d'eau exploitée pour **II.6.1** l'alimentation en eaux potable et d'irrigation, comme c'est le cas du barrage Zerdazas.

Nos objectifs sont :

- Etablir les proportions relatives des différentes formes de carbone organique, dans les eaux du barrage et les oueds qui l'alimentent ;
- Suivre l'évolution quantitative et mensuelle des différentes formes de carbone organique, dans les eaux du barrage et les oueds qui l'alimentent ;
- Etude de l'influence de la composition des eaux des oueds en matière organique, sur les eaux du barrage.

## **II. Données bibliographiques**

### **II.1 Généralité sur la matière organique**

La matière organique naturelle (MON), est issues de la dégradation des végétaux, des animaux et des microorganismes, c'est un ensemble complexe et hétérogène de macromolécules. Elle est ubiquiste ; omniprésente dans des territoires étendus et variés ; dans l'air, le sol, les sédiments et l'eau.

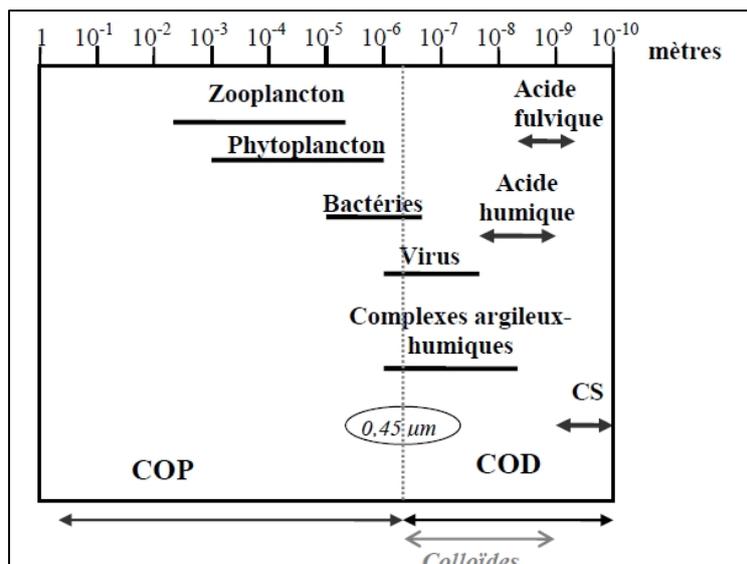
La présence de cette matière organique dans les eaux de surface, provoque un certain nombre de soucis à savoir ; un développement bactérien dans les conduites du réseau de distribution, la formation de sous-produits toxiques au cours de la chloration, ainsi qu'une détérioration de la qualité organoleptique (Doré, 1989).

Considérée comme un milieu très hétérogène, la matière organique des eaux naturelles, comprend des composés organiques simples à l'état de traces, mais aussi des molécules avec des masses moléculaires élevées, dont la structure est très complexe (Lefebvre et Croue, 1995).

### **II.2 Formes du carbone organique en milieu aquatique**

Selon la nature chimique et origine du carbone organique (CO) dans les milieux aquatiques, il peut se trouver sous deux formes ; Carbone Organique Particulaire (COP) et Carbone Organique Dissous (COD), dont une infime frontière les sépare, seule la technique de filtration est capable d'isoler ces deux fractions de carbone organique, par des filtres de porosité 0.22 ou 0.45 $\mu\text{m}$  (Figure 25).

Le carbone organique particulaire (COP) dans les eaux naturelles ; représente près de 20 à 45 % de la MO, associé aux bactéries, zooplanctons et phytoplanctons, qui représentent la matière organique vivante, dont le carbone est un élément capital. Cependant, la matière organique totale ne renferme pas uniquement de la matière vivante, mais aussi les détritiques de ces organismes et les matériaux détritiques issus des milieux environnants, ainsi que les rejets domestiques et industriels (Petit Jean et Gruau, 2005).



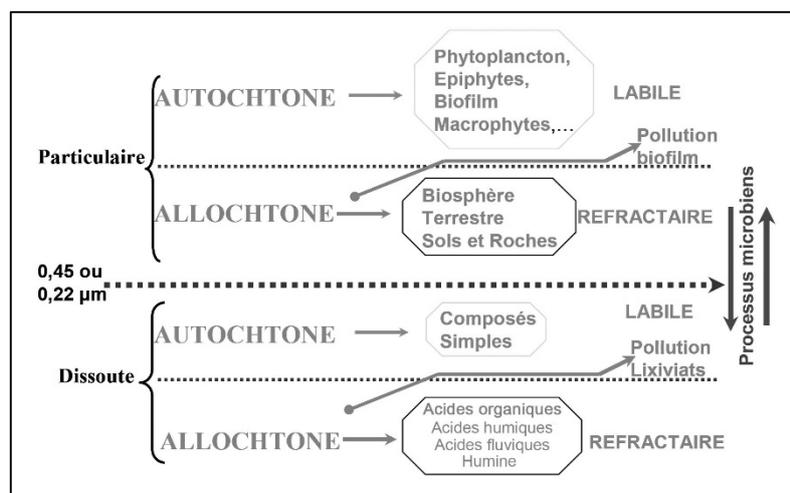
**Figure 25:** Catégories de carbone organique selon la taille de l'élément composé  
(Petit Jean et al., 2004)

Le carbone dissous (COD), est constitué d'un groupe complexe de molécules, dont leur nature est très variable (aliphatiques, aromatiques, composés polaires), et aux diverses propriétés (hydrophobe/hydrophile, acide/base...). Généralement, trois classes de composés sont retrouvées (Petit Jean et al., 2004) :

- Composés simples ou non humiques incluant ; la lignine, les glucides, les composés azotés (acides aminés, protéines, ...) et les lipides.
- Composés humiques ; c'est l'ensemble des biopolymères naturels de haut poids moléculaires élaborés par des bactéries et des champignons se trouvant dans l'eau et le sol. Dans l'eau, ces substances sont ; les acides humiques, qui sont solubles à  $\text{pH} > 2$  et les acides fulviques, solubles sur toute la gamme du pH, et les humines, qui sont quasiment insoluble dans l'eau.
- Polluants organiques ; Ils comprennent en particulier les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), issus de la combustion des hydrocarbures fossiles, ainsi que les pesticides englobants ; les insecticides, les fongicides et les herbicides surtout ceux utilisés dans la culture intensive du maïs, tel que : l'atrazine et l'isoproturon, mais aussi les biphényles polychlorures (PCB).

### II.3 Origines du carbone organique en milieu aquatique

Selon son origine, le CO peut être classé en deux catégories (voir figure 26) : le CO autochtone, produit au sein des environnements aquatiques proprement dits, essentiellement par photosynthèse et le CO allochtone, apporté aux milieux aquatiques par des environnements avoisinants. Ce compartiment comprend également les apports de matière organique d'origine anthropique. (Etcheber, 1986; Semhi, 1996; Ludwig, 1997 ; Abril, 1999).



**Figure 26 :** Origines et formes des différentes matières organiques dans un milieu aquatique (Mamoudou, 2008).

Les deux sources se caractérisent couramment par le fait que la MO autochtone se compose en grande partie des substances labiles tandis que le carbone détritique allochtone est en grande partie réfractaire ou conservatif. Le caractère labile ou réfractaire de la MO permet d'appréhender son devenir dans les milieux aquatiques. .

Toute MO qui se dégrade en moins de douze mois est considérée comme labile (Lin, 1988 ; Abril, 1999). Ainsi une MO particulaire issue du lessivage des sols sera majoritairement réfractaire à l'activité biologique hétérotrophe car celle-ci a déjà subi une série de transformations biogéochimiques au niveau des sols. Elle est hautement différenciée et est intimement liée à la partie minérale du sol, sous une forme adsorbée à la surface des particules minérales (Mayer, 1999).

Les substances humiques, constituants majeurs des MO dissoutes allochtones transportées par les rivières, sont également hautement conservatives. Elles ne sont que peu ou pas transformées lors de leur transfert amont-aval. Cependant, les chutes directes des litières de ripisylves et le lessivage en automne, peuvent apporter une fraction allochtone labile significative dans les rivières de tête de bassin, par exemple (Mamoudou, 2008). Au contraire, les MO particulières et/ ou dissoutes autochtones d'origine planctoniques sont fortement labiles tout comme une grande partie de la MO liée aux rejets anthropiques.

Du fait de l'activité intense des bactéries, le devenir des MO et des diverses molécules est majoritairement lié à des processus microbiens, qui sont à l'origine du transfert de ces MO entre les phases particulières et dissoutes : les bactéries participent activement à la dégradation des molécules organiques pouvant aller jusqu'à leur minéralisation ; inversement, elles peuvent ingérer des molécules organiques dissoutes, de faibles poids moléculaires (bactéries hétérotrophes), fabriquer des gaines mucilagineuses, riches en polysaccharides , ou bien produire des excréta, qui ont tendance à former des films organiques à la surface des particules minérales (Etcheber, 1986).

#### **II.4 Caractérisation de la MO dans les milieux aquatiques**

Selon l'état d'eutrophisation, la nature et la pression du bassin versant ; les différentes sources et phases de la MO dans les milieux aquatiques sont très variable d'un site à un autre. En période très pluvieuse dans les fleuves ou les rivières, l'érosion des sols et leur lessivage est la source majeure du COP dans les cours d'eau, alors qu'il est essentiellement dû à la production primaire in situ, en basses eaux (Balakrishna and Probst, 2005). Cependant, la présence d'une superposition de fraction labile et réfractaire d'origines multiples, indique le plus souvent l'existence du COD. Une production de quantités importantes de COD, peut être due à l'exsudation du phytoplancton des milieux lacustres lors des blooms, mais aussi lors des remises en suspension des sédiments (Abril, 1999).

Dans les eaux courantes, la MO issue de la production primaire aquatique demeure assez faible dans le pool organique global, ou ce dernier est noyé dans une matrice inorganique complexante (matière minérale). Par conséquent, il y'a formation de complexes organominéraux (ou absorbants), qui sont en suspension dans les eaux de surface, assurant ainsi le transfert de la MO dans les cours d'eaux de l'amont vers l'aval (Etcheber, 1986).

## **II.5 Caractérisation des origines des matières organiques**

Les milieux aquatiques reçoivent de la MO d'origines diverses ; soit elle est produite au sein des cours d'eau (biofilms, algues, macrophytes, phytoplancton), ou bien modifiée par l'activité biologique des sols riverains, ou provient de la ripisylve (feuilles, branches...), en plus d'une origine domestique ou industrielle par les rejets anthropiques (Namour, 1999). Tout système aquatique, reçoit, produit, transforme et stocke de la MO de différentes origines, grâce à la mesure des isotopes stables, notamment du carbone et de l'azote, ainsi que le rapport C/N, aujourd'hui il est possible de détecter les différentes origines de cette MO . Pour caractériser les origines allochtone, autochtone et anthropique de la MO des rivières, l'étude des variations des abondances naturelles des isotopes du carbone et de l'azote est adoptée, et contribue essentiellement dans la compréhension du fonctionnement des cycles biogéochimiques fondamentaux (Mamoudou,2008).

## **II.6 Définition des principaux paramètres organiques globaux**

### **II.6.1 Carbone organique total (COT)**

La concentration globale en matières organiques, est représentée par le carbone organique total (COT), qui est exprimé en mg de carbone par litre d'échantillon d'eau. En eau de surface, le COT est généralement composé de 10% de CO particulaire et de 90% de carbone organique dissous (COD). Ce dernier, représente la matière organique restante après filtration sur des membranes de 0,45  $\mu\text{m}$ . Cependant, une corrélation entre le COD et l'absorbance UV pour les eaux de surface est constatée.

Le principe du dosage du carbone organique dans les eaux, se fait par une minéralisation par oxydation des matières organiques (M.O), suivi de la mesure du  $\text{CO}_2$  libéré, par conséquent la détermination du COT peut se faire, quelle que soit la qualité de l'eau à analyser (de forte salinité, acide, basique, ou contenant des composés toxiques). Néanmoins, malgré tous ses avantages, la mesure du COT, demande un appareillage assez coûteux (Degrémont, 2005).

Le COD, est formé de plusieurs fractions dissoutes, faisant parties du COT, à savoir ; assimilable (COA) ou réfractaire (CODR) et biodégradable (CODB). Ce dernier, peut atteindre généralement une valeur maximale de 30% du COD dans les eaux de surface, et peut être estimé, soit à partir de la décroissance du COD après une longue période d'incubation de 28 jours en présence d'une suspension de bactéries ou d'une biomasse fixée (Degrémont, 2005).

### **II.6.2 Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)**

DBO est considérée parmi les mesures globales qui permettent de caractériser les eaux résiduaires et les eaux de surface. En ce qui concerne les eaux domestiques, environ 70% des composés organiques sont généralement dégradés après 5 jours à 20°C et à l'obscurité et la dégradation est pratiquement complète au bout de 20 jours. L'indicateur utilisé est généralement la DBO<sub>5</sub> qui correspond à la quantité d'oxygène (exprimée en mg/l) nécessaire aux microorganismes décomposeurs pour dégrader et minéraliser en 5 jours la matière organique présente dans un litre d'eau polluée (Rodier et al., 2009 ; Petitjean et Gruau, 2005).

Plus la DBO<sub>5</sub> est élevée, plus la quantité de matières organiques présentes dans l'échantillon est élevée (Ramade, 2002).

### **II.6.3 Demande chimique en oxygène (DCO)**

Correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour l'obtention d'une oxydation complète de la matière organique, qu'elle soit biodégradable ou non biodégradable dans l'eau, à l'aide d'un oxydant puissant des composés organiques. Certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide en présence de sulfate d'argent jouant le rôle de catalyseur d'oxydation et de sulfate de mercure permettant de complexer les ions chlorure. L'excès de dichromate de potassium, est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium (Petitjean et Gruau, 2005 ; Rodier et al., 2009).

Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques, en plus le rapport entre la DCO et la DBO<sub>5</sub>, généralement inférieur à 3, est très utile pour la surveillance des eaux usées domestiques.

### **II.6.4 Oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO<sub>4</sub>)**

L'oxydabilité au permanganate de potassium est utilisée dans le cas de faibles concentrations en matières organiques (DCO < 40 mg/l d'O<sub>2</sub>), c'est une mesure similaire à la DCO. En plus de sa simplicité, elle dose la matière organique totale en 10 minutes. Cependant, le KMnO<sub>4</sub> est moins puissant que K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, puisqu'il n'attaque pas toutes les molécules organiques. Néanmoins, il est très utilisé pour suivre l'évolution de la matière organique dans une station de traitement (Rodier et al., 2009).

L'oxydation des matières organiques et des substances oxydables, se fait par le permanganate de potassium à chaud ou à froid, mais la méthode à chaud est la plus utilisée, car elle est plus rapide (Petitjean et Gruau, 2005).

### **II.6.5 Absorbance UV 254 nm**

La détermination de l'absorbance à 254 nm, permet de caractériser les substances possédant une ou plusieurs doubles liaisons (carboxyliques, benzéniques...). En fait, cette mesure de l'absorbance, apporte quelques données sur le contenu organique d'une eau, entre autres la fraction aromatique, elle donne une estimation de la teneur en substances humiques d'une eau naturelle (eau de surface) (Tardat-Henry et Beaudry, 1984 ; Petitjean et Gruau, 2005).

### **III. Matériel et méthodes**

#### **III.1 Stratégie et mode de prélèvement**

Les dates et sites de prélèvements sont identiques à ceux choisis pour l'étude physicochimique des eaux du barrage Zerdazas (cf. Chapitre II : III.1). Les prélèvements ont été réalisés par la méthode d'échantillonnage intégré, recouvrant toute la zone euphotique, après l'avoir déterminée par la mesure de la transparence de l'eau à l'aide du disque de Secchi (cf. Chapitre II : III.2).

#### **III.2 Conservation et stockage des échantillons**

Les échantillons destinés au dosage des différentes formes de matière organique dans l'eau, sont conservés dans une glacière à 4°C, transportés au laboratoire et ont été analysés dans le jour qui suit le prélèvement. D'autres échantillons peuvent être conservés au congélateur pour une période relativement plus longue.

Pour les échantillons destinés au dosage de la biomasse carbonées phytoplanctonique, l'ajout d'une solution lugol (voir annexe B) directement sur terrain est nécessaire afin de les préserver, car le lugol en plus de son rôle fixateur-conservateur, il favorise la sédimentation des algues et permet de mettre en relief le contour cellulaire, ce qui facilite l'identification des espèces (Hallegraeff et al., 1995).

Le transport des échantillons avec le lugol impose certaines règles à respecter, à savoir ; il doit être dans des contenants en verre, afin d'éviter l'absorption du lugol, comme c'est le cas des contenants en plastique ; les bouchons des bouteilles de prélèvement doivent assurer une fermeture hermétique, car le lugol s'évapore rapidement lorsqu'il entre en contact avec l'air, ce qui affecte la préservation des échantillons ; Le lugol est très sensible à la lumière et a tendance à s'oxyder.

Alors après quelques jours du prélèvement, ou lors d'une conservation prolongée d'un échantillon, il peut être nécessaire d'en rajouter quelques gouttes de lugol pour maintenir la fixation de l'échantillon (Le volume de conservateur ajouté doit être noté, car il participe au volume final de l'échantillon). Pour préserver les échantillons, une concentration de 1 % V/V de lugol doit être respectée (Coté et al., 2002 ; Bourrelly, 1966). Cependant si l'échantillon contient une forte densité de cellules, une dilution est primordiale dans les plus brefs délais,

pour assurer une bonne préservation. Le temps de contact de l'échantillon avec le lugol doit être d'au moins 24 h avant l'analyse, pour avoir une bonne sédimentation des cyanobactéries.

Néanmoins, Si les échantillons fixés (lugolés) sont analysés dans les 30 jours suivant leur prélèvement, ils doivent être conservés à température ambiante, et à l'obscurité. Cependant, si l'analyse va se faire après une période relativement plus longue, la conservation des échantillons doit être à l'obscurité mais à une température basse (à 4°C). Il faut noter que, les bouteilles doivent être remplies à environ 80 % pour que le jeu d'air permette un brassage adéquat de l'échantillon (CEAEQ, 2012).

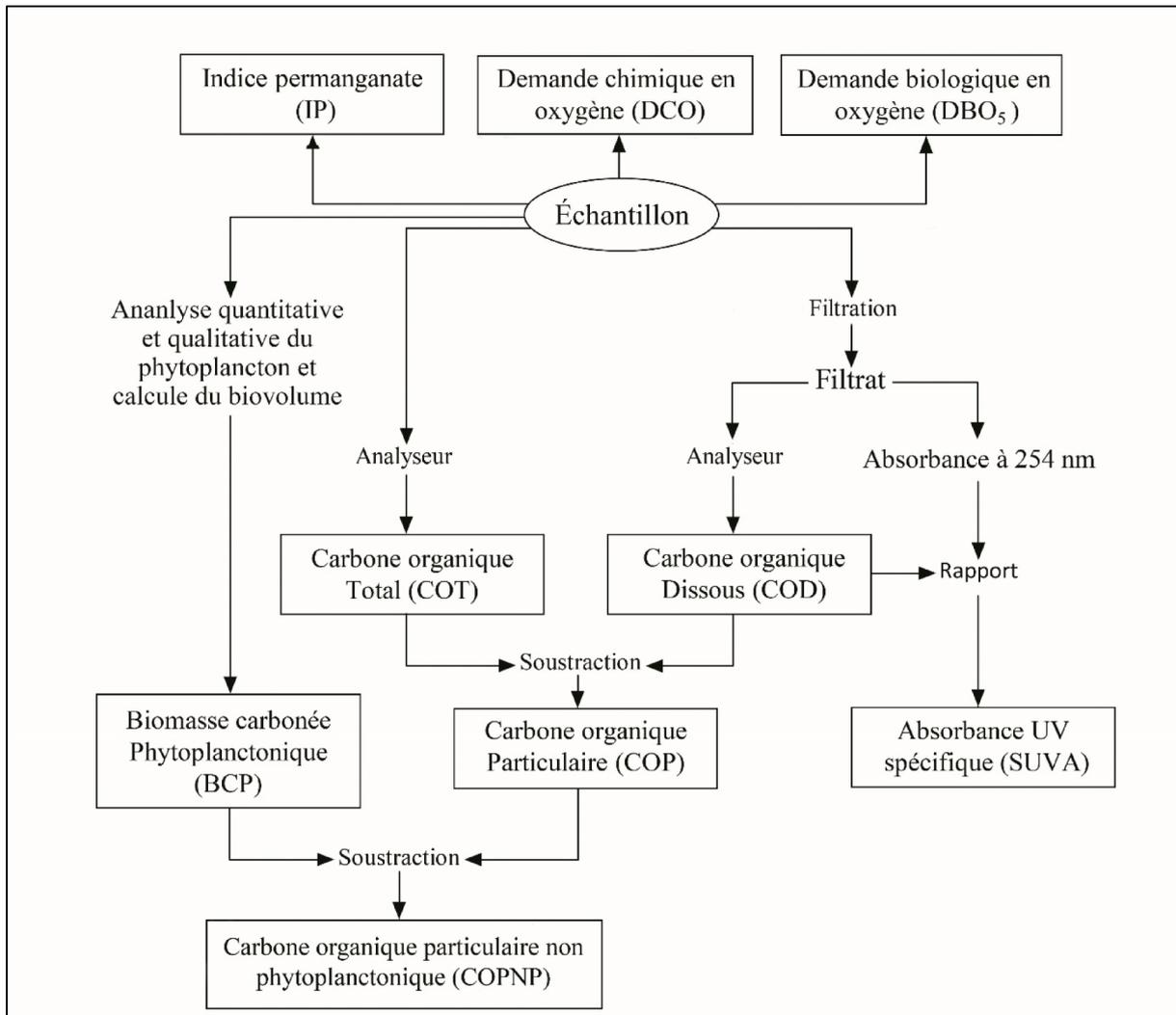
### **III.3 Protocoles d'analyse des paramètres organiques**

Au total, 09 paramètres propres aux eaux brutes du barrage Zerdazas ont été mesurés. Ces paramètres sont : Indice permanganate (IP) ; Demande chimique en oxygène (DCO) ; Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) ; Carbone organique total (COT) ; Carbone organique dissous (COD) ; Biomasse carbonée phytoplanctonique (BCP) ; Carbone organique particulaire (COP) ; Absorbance UV spécifique (SUVA); Carbone organique particulaire non phytoplanctonique (COPNP). Les méthodes utilisées pour le dosage de ces différents paramètres sont mentionnées dans le tableau 13 et détaillées dans l'annexe B

**Tableau 13:** Résumé des méthodes utilisées pour le dosage des différents paramètres organiques étudiés.

Paramètres (unité)	Méthode d'analyse	Référence
IP (mg O <sub>2</sub> .ml <sup>-1</sup> )	Méthode titrimétrique au permanganate en milieu acide et après chauffage	NF EN ISO 8467 (juillet 1995)
DCO (mg O <sub>2</sub> .ml <sup>-1</sup> )	Oxydation de l'échantillon par le dichromate de potassium et mesure de l'absorbance à 600 nm	ISO 15705 (novembre 2002)
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> .ml <sup>-1</sup> )	Mesure de l'oxygène mesuré pendant 5 jours par un oxymètre : Oxytop ©	AFNOR NF EN 1899-2 (mai 1998)
COT (mg C.L <sup>-1</sup> )	Absorbance du CO <sub>2</sub> en infrarouge, après acidification et combustion de l'échantillon par l'Analyseur de Carbone Organique Total : O.I. Analytical Model 700 TOC analyzer	ISO 8245 (mars 1999)
COD (mg C.L <sup>-1</sup> )	Sur des échantillons filtrés appliquer la même méthode du dosage du COT	NF EN 1484 (juillet 1997)
BCP (µg.L <sup>-1</sup> )	Conversion du biovolume cellulaire phytoplanktonique en biomasse carbonée	Menden-Deuer et Lessard (2000).
COP (mg C.L <sup>-1</sup> )	Soustraction : COT - COD	(Rodier et al.,2009)
SUVA (cm-1/g C.L <sup>-1</sup> )	Rapport de l'absorbance de l'échantillon à 254 nm sur COD	(Weishaar et al.,2003)
COPNP (mg C.L <sup>-1</sup> )	Soustraction : COP - BCP	/

Le protocole global d'analyse est résumé dans la figure 28



**Figure 28** : Méthodologie de mesure des différentes formes du carbone organique dans les eaux du barrage Zerdazas.

La quantification de la biomasse carbonée phytoplanctonique implique le dénombrement, l'identification de la communauté phytoplanctonique présente dans un écosystème aquatique. Ainsi le biovolume cellulaire phytoplanctonique est mesuré et converti en biomasse carbonée.

L'identification des espèces s'est réalisée entre lame et lamelle après concentration de l'échantillon par filtration et sédimentation. L'identification taxonomique est réalisée jusqu'au rang : espèce. En cas des difficultés ou d'incertitudes, l'identification se fait à un niveau moindre (genre, classe, ...), à l'aide des ouvrages de détermination suivant : Bourrelly (1981, 1985, 1990) ; Smith (1955) ; Lavoie et al. (2008) ; Paulmier (1997) ; Bull et Pêche (1988) ; Cupp (1943) ; Botes (2003) ; Hustedt (1985) ; Desikachary (1959) ; Compère (1991) ; Ouattara

(2000) ; Couté et Rousselin (1975) ; Anagnostidis et Komarek (1985, 1988) et Krammer et Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991b).

Les critères cellulaires utilisés pour l'identification des micro-algues sont :

- L'organisation du thalle (filamenteux, colonial, cellule isolé), sa forme (sphérique, cubique, amorphe, régulière, étirée, clathrée, droite, coudée, spiralée...);
- La présence ou l'absence de flagelles et leur nombre ;
- Les types cellulaires rencontrés (cellules végétatives, hétérocytes, akinètes), leur forme (sphérique, cylindrique, ellipsoïdale...);
- La présence d'un mucilage ou d'une gaine et ses caractéristiques (couleur, visibilité, aux contours nets ou diffuse, lamellés, homogènes...);
- Les dimensions des cellules et leur contenu (vacuoles à gaz, granules...).

Les taxons et leurs auteurs sont identifiés en suivant la base de données standardisée (Guiry et Guiry, 2017).

Le dénombrement du phytoplancton est réalisé selon la méthode Utermöhl (1958) et Lund et al. (1958), la détermination de l'abondance phytoplanctonique a été réalisée par microscopie inversée OLYMPUS CKX 31. La concentration du phytoplancton a été effectuée par filtration inverse, selon le protocole de Dodson et Thomas (1964) : l'échantillon d'eau à filtrer a été versée dans un Becher et laissé sédimenter. L'extrémité d'un tube PVC de 2 cm de diamètre, a été recouverte d'une nappe de filtration, d'une porosité de 1  $\mu\text{m}$ . La filtration inverse a été effectuée en immergeant la partie recouverte par la nappe de filtration dans l'eau. L'eau aspirée dans l'enceinte du tube par effet du sous vide ne contenait plus de phytoplancton et a été éliminée au fur et à mesure.

Cette opération a été renouvelée, de manière à concentrer la communauté initiale de phytoplancton dans un volume final de 10 ml (un changement de Becher à volume réduit est requis). Cette aliquote de l'échantillon, est mise dans une chambre de sédimentation (Chambre de 10ml), la chambre ainsi remplie, doit être laissée à l'obscurité à température ambiante et dans un lieu sans vibration, afin de permettre une sédimentation correcte de l'échantillon.

Les cellules comptées, doivent sembler viables (avec un chloroplaste intact), pour les diatomées seules, les frustules avec plastes (cellules vivantes) sont comptés. On ne compte pas les fragments de cellule. On inclura dans le compte les cellules viables, dont une partie apparaît à droite du champ de comptage, en omettant celles se trouvant à gauche. Dans le cas de colonies, on ne compte qu'une petite fraction des cellules et on en estime le nombre total. On comptera les filaments individuellement (Lund et al., 1958).

L'observation doit s'effectuer par étape, en commençant par l'utilisation d'un grossissement faible (x10), puis un grossissement plus élevé (x40), pour permettre de dénombrer les différentes organisations cellulaires (unicellulaire, filament ou colonie) et ainsi obtenir une meilleure fiabilité.

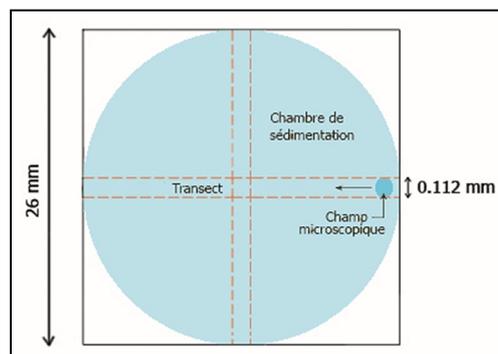
La stratégie de comptage, est effectuée par transects (diamètres), montré par la figure 29, au minimum un transect est pris en considération pour calculer la densité de chacune des espèces retrouvées dans un échantillon donné.

Le balayage de la surface de tout le transect, se fait par plusieurs champs microscopiques, qui correspondent au réticule oculaire des microscopes (voir tableau 14). Dans notre étude, le comptage se fait à l'objectif x40 et avec le zoom x1.6 (AFNOR, 2006).

Pour les cyanobactéries formant des colonies, le nombre de cellules par colonie ( $y$ ) a été déterminé en utilisant l'équation (Moustaka, 1988) suivante :

$$y = 1,475 \times (\text{diamètre de colonie})^{1,55} .$$

Comme les colonies n'étaient pas toujours sphériques, le diamètre de la colonie utilisé dans Le calcul final, est le diamètre d'une sphère avec un volume de colonie égal selon Reynolds et Jaworski (1978).



**Figure 29** : Dénombrement du phytoplancton sous microscope par la méthode des transects

**Tableau 14:** Dimension du cadre de comptage pour les différents grossissements

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

Diamètre d'une chambre de comptage	26 mm
------------------------------------	-------

Le calcul de la densité spécifique est effectué comme suit (AFNOR, 2006) :

**Surface du comptage au 40x 1.6x :**

$$S_c = (0.112 \times 26) \times NT$$

Avec :

$S_c$  : Surface du comptage (mm<sup>2</sup>)

0.112 mm : Largeur de la bande (transect)

26 mm : diamètre de la chambre

NT : nombre de transects comptés

**Surface de la chambre :**

$$S_{ch} = (\pi \times 13^2)$$

Avec :

$S_{ch}$ : Surface de la chambre (mm<sup>2</sup>)

13 : rayon de la chambre

0.112 mm : Largeur de la bande (transect)

$\pi$  : 3.1416

**Rapport de comptage :**

R = Surface de la chambre / Surface du comptage

**Densité cellulaire spécifique par ml pour un volume sédimenté :**

$$D_s = N_{\text{ind}} \times R / V$$

Avec :

$D_s$  : nombre d'objet d'une espèce donnée par ml

$N_{\text{ind}}$ : nombre d'individus comptés

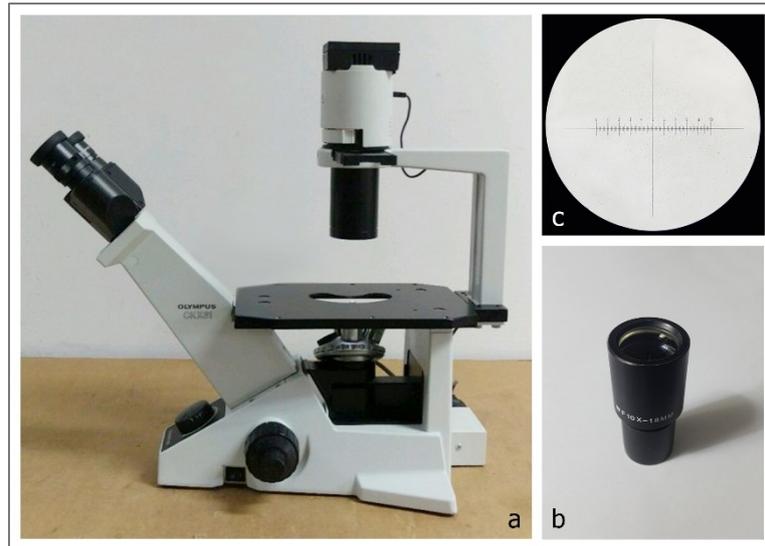
V : volume sédimenté (ml)

R : Rapport de comptage

V : volume sédimenté

Le biovolume est calculé par estimation du volume cellulaire moyen, pour chaque espèce de l'échantillon et multiplication par le nombre de cellules par unité de volume ( $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ ). Chaque cellule est assimilée à une forme géométrique simple, cylindre, sphère...etc (voir tableau 15 dans l'annexe B) et ses dimensions cellulaires sont mesurées à l'aide d'un oculaire microscopique comportant une règle munie de graduation (voir figure 30). Cette méthode n'est pas normalisée, elle exige beaucoup de temps et de précision dans les mesures, et reste plutôt vouée au domaine de la recherche. (Wollenweider, 1968 ; Rott, 1981).

En effet, Il s'agit d'estimer pour chaque espèce de l'échantillon, le volume cellulaire associé, afin de s'affranchir du biais de la concentration cellulaire qui n'intègre pas la différence de taille des cellules selon les espèces. Le biovolume est assimilé à une masse de matière fraîche, en considérant que ces organismes ont la même densité que l'eau (Lund et al., 1958).



**Figure 30** : Outils de mesure du biovolume cellulaire phytoplanctonique : (a) Microscope inversé Olympus® CKX31 ; (b) Oculaire micrométrique WF 10X/18mm ; (c) champ microscopique montrant la règle de mesure des dimensions.

Enfin, La connaissance du biovolume cellulaire, permettra de déterminer le contenu en carbone (en picogrammes de carbone par cellule ;  $\text{pg C cell}^{-1}$ ) de chaque taxon, selon les formules données par Menden-Deuer et Lessard (2000).

Le contenu en carbone d'une diatomée en  $\text{pg C. cell}^{-1} = 0,288 \cdot \text{Biovolume}^{0.811}$

Pour les non- diatomées, le contenu cellulaire en carbone est donné par la formule suivante :  $\text{pg C. cell}^{-1} = 0,216 \cdot \text{Biovolume}^{0.939}$

La concentration en carbone phytoplanctonique de la population de chaque taxon dans le milieu, se calcule comme produit du contenu en carbone cellulaire et son abondance numérique dans le milieu. La concentration totale en carbone phytoplanctonique, est la somme, sur tous les taxons, de ces concentrations par taxon.

#### III.4 Étude statistique

Trois opérations statistiques sont réalisées pour bien appréhender certaines caractéristiques propres à l'évolution des paramètres organiques dans les eaux du barrage Zerdazas.

#### **III.4.1 Calcul du coefficient de variation (CV)**

Le CV permet d'évaluer le degré de variabilité des paramètres organiques dans le temps, et cela par rapport à la moyenne des paramètres respectifs. Ce descripteur statistique a permis de comparer la variabilité temporelle des paramètres organiques entre les eaux du barrage Zerdazas (S1), et les eaux mélangées des oueds qui l'alimentent (S3).

#### **III.4.2 Analyse des composantes principales (ACP)**

Cette analyse multivariée des données est appliquée aux jeux de données : résultats de dosage des paramètres organiques - mois ; cela permet de faire ressortir des groupes de paramètres dont leur évolution est similaire durant la période d'étude ; et par la même occasion faire ressortir les groupes de mois où les caractéristiques organiques des eaux du barrage sont proches. L'ACP est réalisée par le logiciel XLSTAT.

#### **III.4.3 Regression linéaire et polynomiale**

Une évaluation du niveau de corrélation entre l'absorbance UV (254nm), des eaux du barrage Zerdazas, et les paramètres : COT, COD et IP est réalisée par le calcul des équations de régression linéaire et polynomiale de troisièmes degrés, ainsi que le coefficient de détermination  $R^2$ , indiquant ce dernier la part de la variation de l'absorbance UV qui est expliquée par la variation de l'un des paramètres organiques précités.

## **IV. Résultats**

### **IV.1 Evolution des paramètres organiques dans l'eau du barrage**

Les résultats de l'analyse des paramètres organiques dans les eaux du barrage Zerdazas à partir du site S1 , et aussi les résultats du dénombrement et de l'identification des espèces phytoplanctoniques, réalisés dans le cadre de la quantification de la biomasse carbonée photosynthétique sont montrés dans les tableaux16 et17, ainsi que la figure 31 de l'annexe B.

D'après la figure 32, on peut distinguer deux catégories de paramètres :

La première catégorie englobe des paramètres connaissant des valeurs nettement supérieures durant le deuxième semestre de l'année à savoir : BCP, COT, COD, IP, UV 250 nm, DBO<sub>5</sub>, DCO. Quant aux autres paramètres constituant la deuxième catégorie sont : COP et COPNP, qui prennent des valeurs les plus élevées durant le premier semestre de l'année 2013. Cette catégorisation des paramètres est davantage observable par l'analyse des composantes principales.

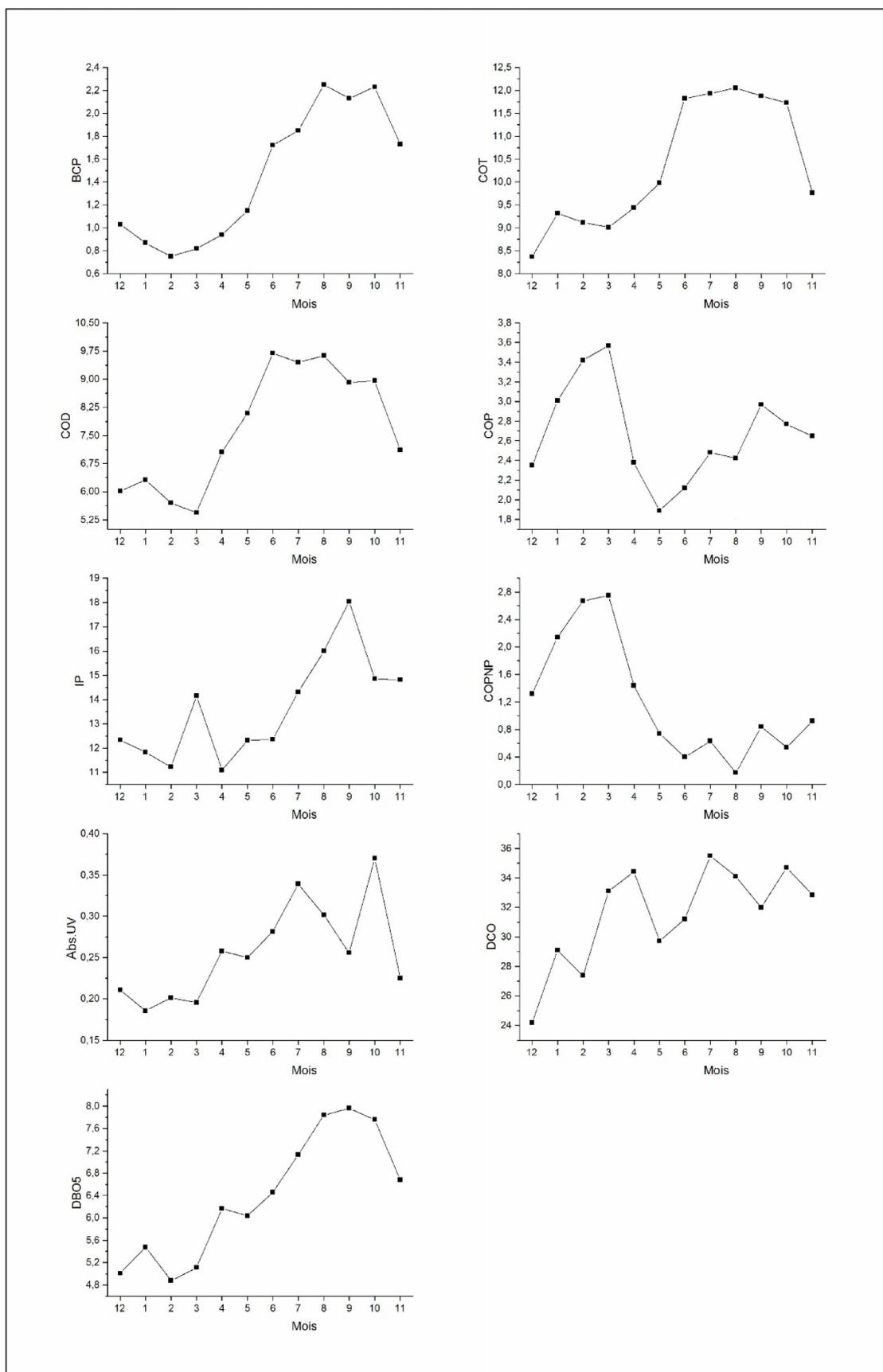
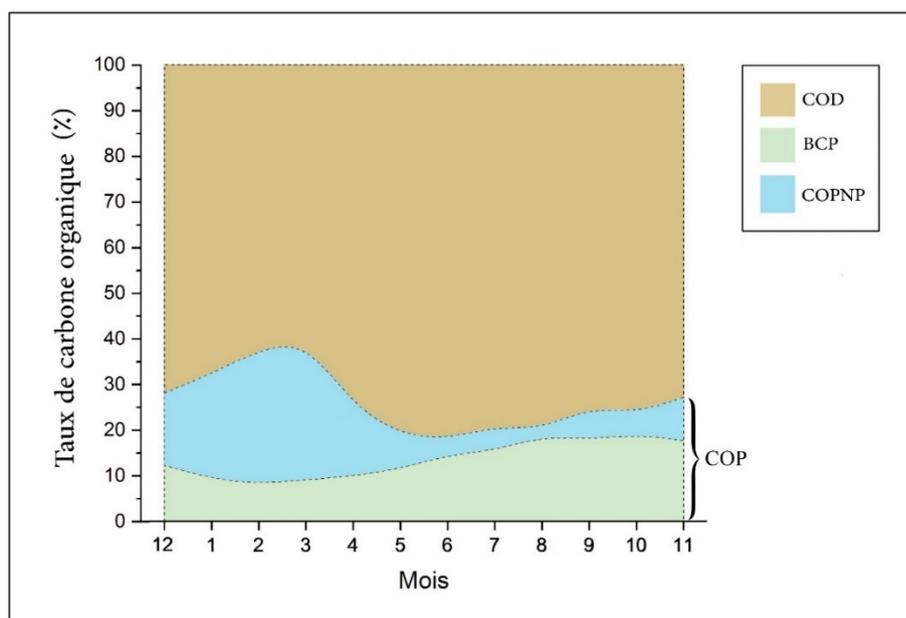


Figure 32 : Evolution des paramètres organiques dans les eaux du barrage Zerdazas pour le site S1.(année 2013)

L'évolution de la composition organique des eaux du barrage Zerdazas illustrée par la figure 33, montre une fraction importante du COD présente tout le long de l'année avec des taux allant de 60,38 à 82,06 % du COT enregistré, quant aux autres formes mesurées du carbone organique n'atteignent pas le tiers de la composition totale des eaux en carbone organique avec des teneurs du COP NP qui varient entre 3,38 et 30,52 % du carbone organique total, alors que la fraction BCP constituait 8,22 à 19,01 % du COT.



**Figure 33 :** Evolution de la composition du carbone organique contenu dans les eaux du barrage Zerdazas à partir du site S1 (année 2013).

Comme il a été mentionné précédemment le COPNP et le BCP avait une évolution opposée l'un à l'autre, avec un COP composé essentiellement en matière organique phytoplancton unique durant le deuxième semestre de l'année 2013, alors qu'au premier semestre cette matière organique photosynthétique diminue pour laisser place à une forte contribution dans COPNP à former le COP global.

#### **IV.2 Analyse en composantes principales des différentes formes de matière organique**

Une analyse en composantes principales (ACP), a été appliquée au traitement des tableaux de données contenant les variables mesurées (résultats des analyses des

paramètres organiques globaux à partir du site S2 du barrage Zerdazas) en colonne, aux différentes observations (mois de l'année 2013) en ligne.

#### IV.2.1 Valeurs propres de l'ACP

Le tableau 18, montre la variabilité des valeurs propres de l'ACP par rapport à chacun des axes (facteurs).

**Tableau 18:** Valeurs propres et pourcentages cumulés des axes principaux.

<b>Facteur</b>	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>F6</b>
<b>Valeur propre</b>	<u>5,55</u>	<u>1,47</u>	<u>0,59</u>	<u>0,26</u>	<u>0,07</u>	<u>0,03</u>
<b>Variabilité (%)</b>	<u>69,41</u>	<u>18,38</u>	<u>7,42</u>	<u>3,35</u>	<u>0,94</u>	<u>0,48</u>
<b>% cumulé</b>	<u>69,41</u>	<u>87,79</u>	<u>95,21</u>	<u>98,57</u>	<u>99,52</u>	<u>100,00</u>

Le premier axe F1 (facteur ou composante) explique 69,41% de la variation totale, le second axe F2 explique 18,38% de la variation totale. Nous nous sommes limités aux deux premiers axes (F1, F2) pour les interprétations, ces axes à eux seuls totalisent un pourcentage d'inertie égale à 87,79% de la variation totale.

#### IV.2.2 Etude des variables

Les contributions des différentes variables aux deux premiers axes de l'ACP sont résumées dans le tableau 19.

Le premier axe, est expliqué notamment par les variables suivantes :

BCP (16,60%), COT (16,01%), COD (16,20%), COPNP (14,25%), IP (9,00%), DBO<sub>5</sub> (16,84%) et DCO (7,78%), et qui totalisent 96,71% de l'inertie totale du facteur F1.

Cet axe, est également déterminé par les mois (observations) : Décembre (10,27%), Janvier (9,11%), Février (19,77%), Mars (11,39%), Jlt (7,80%), Aou (16,17%), Sep (10,26%) et Oct (9,75%), totalisant ainsi 94,56% de l'information totale du facteur F1

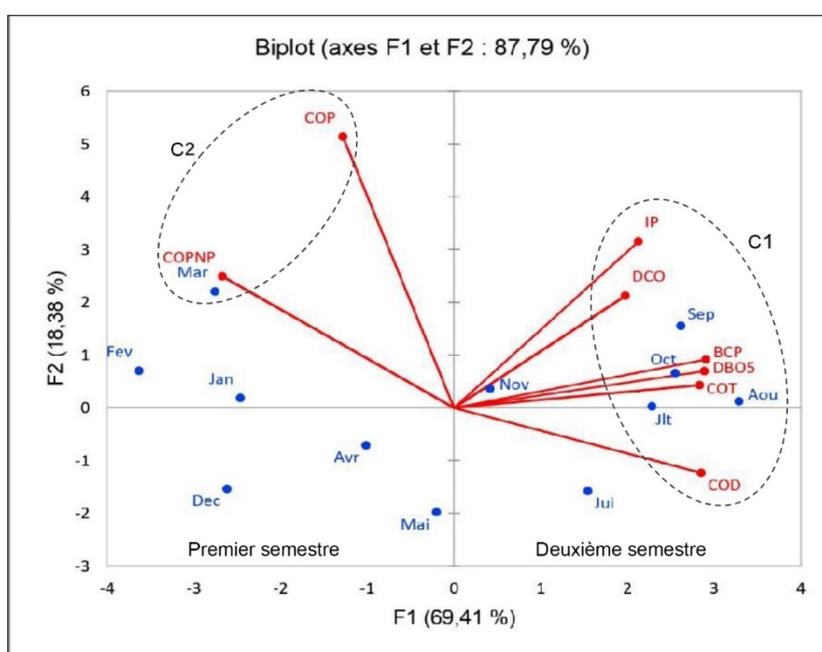
Le deuxième axe (F2), est expliqué notamment par la variable: COP (0,775%), est aussi déterminé par les mois (observations) ; Mai (22,22%), Jui (14,19%), totalisant ainsi 36,34% de l'information totale du facteur F2.

**Tableau 19** : Contribution des variables aux deux premiers axes de l'ACP.

Contribution Axe 1 (69,41%)				Contribution Axe 2 (18,38%)			
Variables		Observations		Variables		Observation	
BCP	16,60	Déc	10,27	COP	0,77	Mai	22,22
COT	16,01	Jan	9,11	Total (%)	0,77	Jui	14,11
COD	16,20	Fev	19,77			Total (%)	36,34
COPNP	14,25	Mar	11,39				
IP	9,00	Jlt	7,80				
DBO <sub>5</sub>	16,84	Aou	16,17				
DCO	7,78	Sep	10,26				
Total (%)	96,71	Oct	9,75				
		Total (%)	94,56				

### IV.2.3 Représentation graphique de l'ACP

La corrélation entre les différents paramètres organiques et leur évolution durant la période d'étude, ainsi que les mois dans lesquels les zones du barrage Zerdazas, présentent une similitude de composition organique, sont montrées par la figure 34, représentant la projection bidimensionnelle des données.



**Figure 34** : Projection bidimensionnelle de l'ACP des données de l'analyse des paramètres organiques mensuelles dans les eaux du barrage Zerdazas (année 2013).

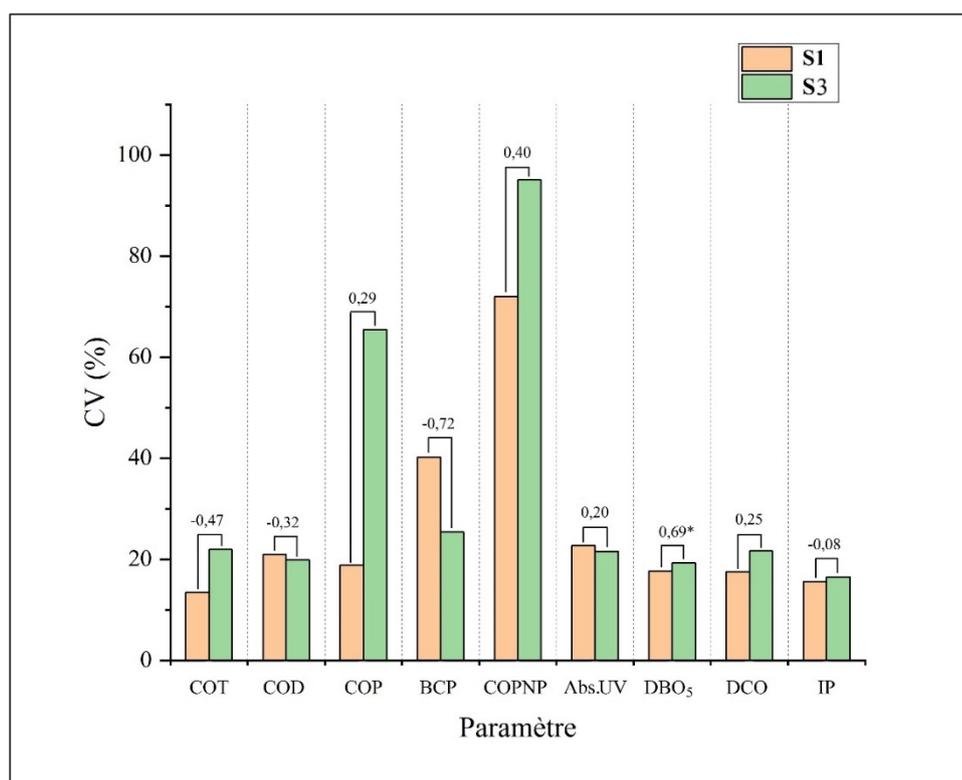
Comme mentionné et indiqué dans la figure 34 deux catégories de paramètres incluant les paramètres organiques, qui sont corrélés les uns aux autres et qui ont une tendance à prendre des valeurs les plus élevées durant le premier semestre de l'année (catégorie 2) ou durant le deuxième semestre de l'année (catégorie 1), cela signifie aussi que les eaux du barrage Zerdazas, connaissent deux grands changements majeurs dans la composition organique dans l'année 2013.

#### **IV.3 Comparaison des teneurs des eaux en matières organiques entre les différents sites d'étude**

La comparaison entre les paramètres organiques obtenus pour les eaux du barrage Zerdazas et les eaux de l'oued Khemakhem et Bou Adjeb, correspondant aux sites S1 et S3 respectivement s'est basée sur :

- 1- Le coefficient de variations de chacun des paramètres organiques mesurés ;
- 2- La corrélation qui existe entre l'évolution de chacun des paramètres dans le site S1 et S3 ;
- 3- La composition moyenne du carbone organique total.

D'après la figure 35, le degré de variabilité des paramètres organiques, traduits par le CV, est quasi identique pour les deux sites à l'exception des paramètres COPNP, COP et qui se caractérise par une variabilité mensuelle relativement élevée pour le site S3 comparée à celle enregistrée pour le site S1. (Les valeurs du coefficient de variation obtenus pour les paramètres organiques mesurés dans le barrage, sont dans le tableau 20 de l'annexe B).

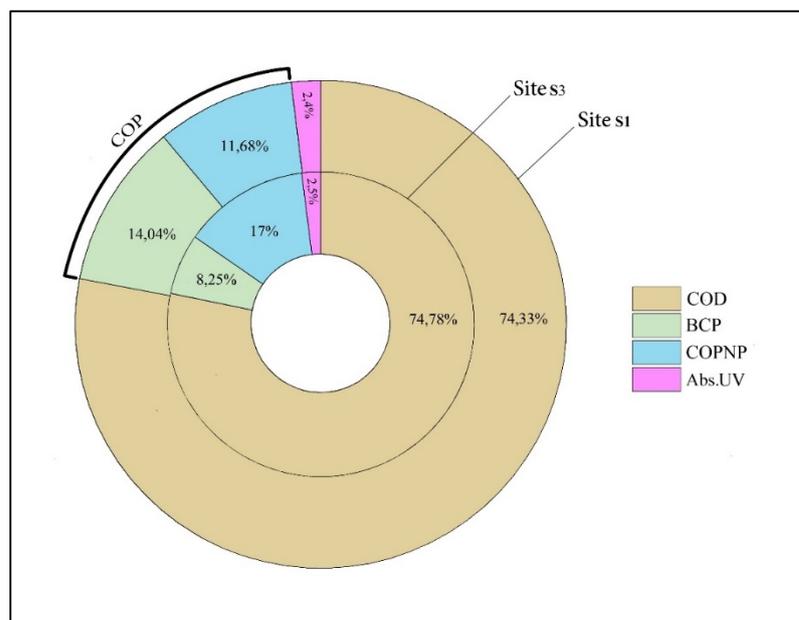


**Figure 35 :** Coefficient de variation et moyenne calculés pour les différents paramètres organiques à partir du site S1 et S3.

A l'opposé, la biomasse carbonée phytoplanktonique (BCP), connaît une variation mensuelle plus intense dans les eaux du barrage (site 1) que celle observée dans les eaux du mélange des oueds.

Cette différence de variabilité sur le plan de ses trois paramètres (COP, COPNP, BCP) a engendré une différence des taux, des différentes fractions organiques composant le COT, encore montré par la figure 36, indiquant des teneurs des différentes fractions du carbone organique assez rapprochés entre le site S1 et S3, y compris le taux de matière organique possédant dans leur structure une fraction aromatique indiquée par l'absorbance des eaux aux rayons UV à 254 nm.

Tandis que la moyenne des teneurs de BCP, présente une différence significative entre le site S1 et S3, avec une teneur qui s'est multipliée pour un facteur de 2 allant du site S3 vers le site S1. Cette différence significative est observée aussi dans le cas du COPNP avec une teneur moyenne de 1,21 mg/L, pour le site S1 alors que pour le site S3 est de 1,57 mg/L.



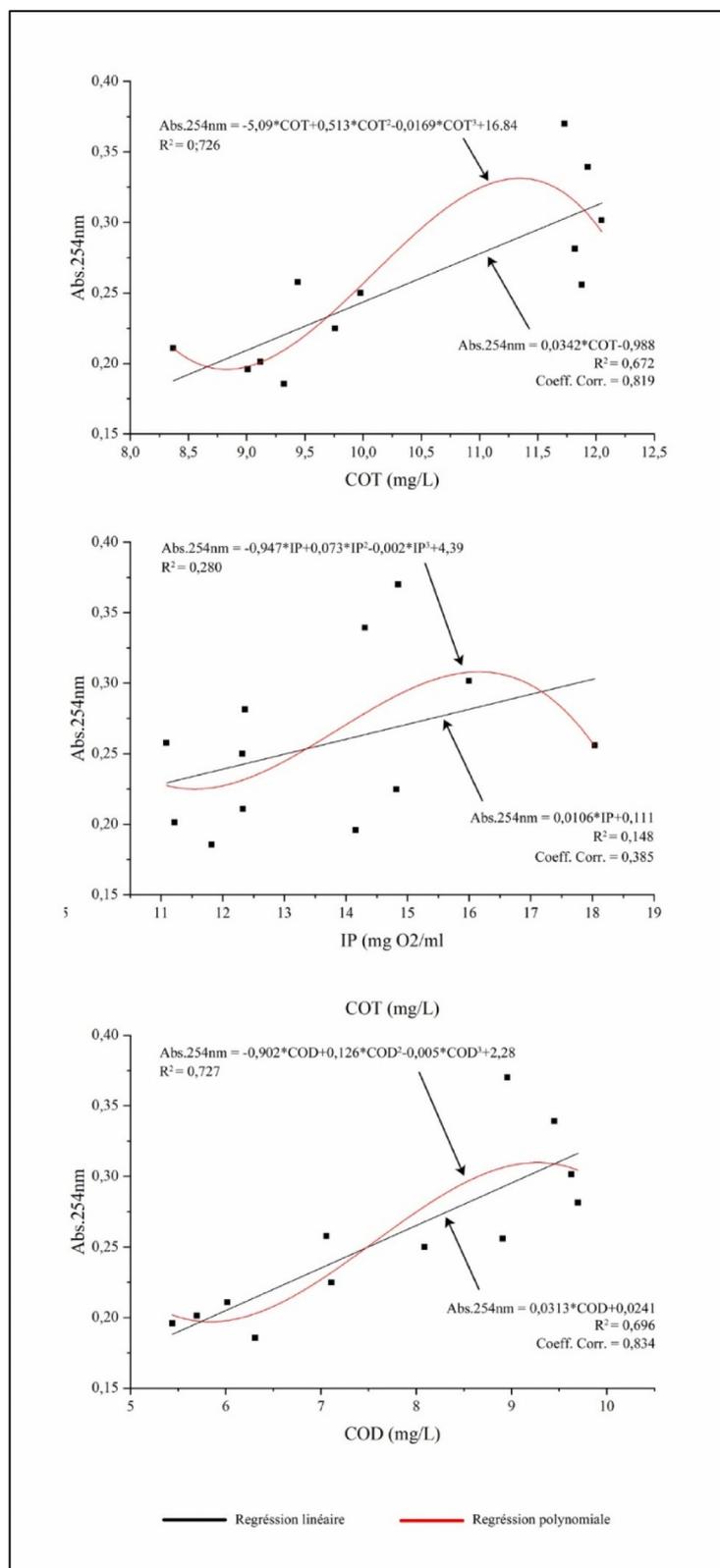
**Figure 36** : Comparaison entre la composition du carbone organique enregistré pour le site S1 et S3.

#### IV4 Etude de la relation entre la teneur des eaux en matière organique et l'absorbance à 254 nm.

Le carbone organique total (COT), le carbone organique dissous (COD) ainsi que l'indice permanganate caractérisent les principaux paramètres analytiques retenus pour apprécier l'évolution de la matière organique des eaux naturelles (Martin-Mousset et al., 1997).

Une façon de simplifier le dosage des paramètres COD, COT et IP dans les eaux du barrage est de remplacer les techniques conventionnelles qui font recours à un analyseur de carbone après filtration et acidification de l'échantillon d'eau (COT et COD) ou des réactifs chimiques (IP), par un indicateur moins coûteux qui s'applique directement sur un échantillon d'eau brute sans préparations préalables.

Cet indicateur est l'absorbance des eaux en rayons UV à 254 nm. Pour ce faire la relation de l'absorbance UV des eaux en fonction des teneurs en COD, COT et IP a été étudiée et illustrée dans la figure 37 et qui indique le niveau de corrélation entre ces différents paramètres.



**Figure 37** : Droite de régression linéaire et polynomiale, représentant la relation entre la teneur des eaux du barrage Zerdazas en COD , COT et IP avec l'absorbance à 254 nm.

L'étude de la corrélation entre l'absorbance des échantillons d'eau à 254nm et les paramètres COT, COD et IP a montrée des corrélations très significatives pour le couple l'Abs.254nm–COD et Abs.254nm–COT (Coeff. Corr = 0,834 et 0,819 respectivement). Cela se traduit par des droites de régressions linéaires dont le coefficient de détermination ( $R^2$ ) égale à 0,696 et 0,672 respectivement, traduisant une part égale à 69,6 % de la variation de l'Abs.254 expliquée par la variation du COD et 67,2 % de la variation de l'Abs.254 est expliquée par la variation du COT.

Cependant, le coefficient de corrélation Abs.254nm–IP s'est avéré non significatif (Coeff.Corr=0,385), cela est indiqué aussi par un  $R^2 = 0,148$ , traduisant seulement 14,8 % de la variation de l'absorbance à 254 nm, expliquée par la variation du paramètre IP.

Une façon d'améliorer l'équation de régression, permettant ainsi la prédiction des paramètres IP, COD et COT par les valeurs obtenues de l'absorbance a 254 nm, est de calculer l'équation de la régression polynomiale (dans notre cas le degré polynomial choisi est de 3), cela a permis d'améliorer le  $R^2_{\text{abs. 254nm-COD}}$  et  $R^2_{\text{abs. 254nm-COT}}$ , vers des valeurs de 0,727 et 0,726 respectivement, agrandissant ainsi la part de la variation de l'absorbance à 254nm, expliquée par la variation du COD et COT. Alors que le  $R^2_{\text{abs. 254nm-IP}}$  est resté faible avec une valeur de 0,280.

## V. Discussion

L'étude qualitative et quantitative des différentes formes de matières organiques, dans les eaux du barrage Zerdazas, à travers différents paramètres mesurés. Nous a permis de constater une nette augmentation de la teneur des eaux en matière organique globale dans les eaux du barrage, mais également dans les eaux des oueds alimentant ce dernier, durant les mois correspondants au deuxième semestre de l'année, avec des valeurs de COT, atteignant un maximum de  $12 \text{ mg.l}^{-1}$  au site S1 et  $10,07 \text{ mg.l}^{-1}$  au site S3 au mois de août et juillet respectivement. Cela peut être expliqué par une production primaire de matière organique photosynthétique plus intense, durant la période de l'année à fort ensoleillement, température et zone euphotique plus épaisse ; des facteurs favorisant l'activité photosynthétique productrice de matières organiques, qualifiés d'endogènes et qui cette dernière est produites par des organismes vivants (macro et micro algues, autres microorganismes aquatiques) ainsi que les molécules issues directement de leurs métabolismes (Etcheber, 1986; Semhi, 1996; Ludwig, 1997 ; Abril, 1999), mais aussi la matière organique « morte » provenant de la dégradation des végétaux par les organismes aquatiques vivants (CEMAGREF, 2004). Cependant, la production devient majoritaire par les bactéries, au niveau des eaux les plus profondes ou plus généralement dans les zones aphotiques (Duursma et Dawson, 1981).

Cette hausse des paramètres organiques, dans le deuxième semestre de l'année comparée au premier semestre, pourrait être justifiée par le taux élevé de dilution des eaux du barrage à cause des eaux de pluie et l'apport relativement important des oueds en eau, dont la nature ce dernier dépend de la région et du bassin versant (type de sol, couvert végétal, nature de la roche, pratiques agricoles) (Lal, 2003).

En effet, malgré les quantités importantes de matières organiques apportées par les eaux de lessivage, cependant, cette matière organique exogène est diluée dans un volume d'eau considérable, cela fait que les concentrations en COT, COD, BCP ; la demande en oxygène des paramètres IP,  $\text{DBO}_5$  et DCO et l'absorbance mesurée à 254 nm, restent faible en période pluvieuse (premier semestre de l'année 2013).

Selon Crathorne et al. (1984), Les eaux de surface renferment en générale de 2 à 10 mg/l de carbone organique total (COT), mais certaines valeurs plus élevées allant jusqu'à 30 mg/l de COT peuvent être enregistrées dans les eaux retenues (barrages, lacs) (Lefebvre, 1990). Ces teneurs élevées en COT expliquent une eutrophisation de la surface d'eau, ou une teneur élevée en substances humiques (Degrémont, 1989), dont ces dernières constituent 25 à 50 % du carbone organique dissous (COD) des eaux de surface (Thurman, 1985).

Alors que le carbone organique particulaire (COP), représente environ de 20 % de la MO, associé aux bactéries, zooplanctons et phytoplanctons, qui représentent la matière organique vivante, dont le carbone est un élément capital. Cependant, la matière organique totale ne renferme pas uniquement de la matière vivante, mais aussi les détritiques de ces organismes (formés après leur mort et excrétiens) et les matériaux détritiques issus des milieux environnants (sols terrestres, litière de végétation, etc.) (Petit Jean et Gruau, 2005).

Cependant, des teneurs élevées en matière organique hydrique, nécessite une demande plus importante en chlore lors de la désinfection au cours du traitement de potabilisation (Achour et Guergazi, 2002 ; Guergazi et al., 2006, Croué, 1987), ce qui provoque la formation de certains composés organohalogénés tels que les trihalométhanes, suspectés d'être cancérogènes et mutagènes pour l'homme.

La quantité et la composition du COT et plus particulièrement du COD est influencée par deux processus environnementaux (Hood et al. 2005 ; Coble 2007 ; Helms et al. 2008), qui sont la biodégradation et la photodégradation affectant la quantité et la composition des eaux en matière organique dissoute, (Kieber et al., 1990 ; Moran 1997 ; Del Vecchio et Blough 2002), car ils peuvent conduire à la conversion des COD en composés inorganique ( $\text{CO}_2$ ), ainsi qu'à leur diminution, et altération au fur et à mesure du temps dans la colonne d'eau.

Selon Volk et al. (1997) et Barth et Veizer (1999), les principales sources du COD sont ; substances humiques, les sucres, les lipides et les acides aminés, provenant des algues (protéines et chitine) et de la dégradation du matériel terrestre comme la cellulose et la lignine (Aiken, 1985; Barth et Veizer, 1999). Néanmoins le COD, peut-être ajouté par deux sources extérieures au système, à savoir ; les solutions des sols, la pluie et les eaux souterraines, mais elles sont considérées généralement comme des sources négligeables (Schiff et al., 1990, Barth et Veizer, 1999).

Le carbone organique particulaire et plus particulièrement sa fraction non phytoplanctonique (COPNP), suite une cinétique totalement opposée à celle des autres formes de carbone organique, deux facteurs peuvent être impliqués dans l'évolution du COPNP dans les eaux du barrage Zerdazas. Le premier facteur représente une pluviométrie accrue dans les premiers mois de l'année 2013, provoquant un lessivage des sols du bassin versant du barrage, cela est observé sur le terrain par une turbidité hydrique supérieure et par conséquence des profondeurs de Secchi faible durant cette saison (cf. Chapitre II : IV.1). Plusieurs auteurs rapportent qu'en période de crue, l'azote organique particulaire est issu essentiellement du sol (Morot-Gaudry, 1997 ; Nowicki et al., 1999, Kleeberg and Heidenreich, 2004 ; Cavanaugh et al. 2006).

Le deuxième facteur, augmentant le COPNP est le brassage mécanique de la masse d'eau du barrage, empêchant la sédimentation des MES et donc la clarification des eaux du barrage, et dans les cas extrêmes (apport important des oueds en eaux dans une période courte : tempêtes) les couches profondes du barrage constituant les sédiments peuvent être remis en suspension.

Cette évolution mensuelle des paramètres organiques est démontrée par les résultats de l'analyse des composantes principales et qui cette dernière montre que les eaux du barrage Zerdazas, connaissent deux grandes périodes durant l'année 2013 selon la composition des eaux en différentes formes de matières organiques qui s'y trouvent.

L'influence des eaux du oued Bou Ajeb et oued Khemakhem sur la composition des eaux du barrage en matière organique est étudiée via le paramètre statistique CV (coefficient de variations), qui s'est avéré quasi identique dans le site S1 et S3, correspondant aux eaux du barrage et des oueds respectivement, traduisant une évolution identique de la composition des eaux des deux sites.

Seuls les paramètres BCP et COPNP, constituent un point de différence entre les deux sites. Car la variation de la biomasse carbonée phytoplanctonique est davantage plus prononcée dans les eaux du barrage que celles observée dans les eaux des oueds. Le contraire est noté dans le cas du COPNP avec une variation saisonnière plus élevée dans les eaux des oueds. Cela pourra être justifiée par le fait que les oueds constituent la source principale de matière particulaires, déversées dans le barrage, du fait qu'ils parcourent de longues distances de terrain, emportant avec eux les particules de sol chargés en matières organiques et minérales. Alors que la variation saisonnière élevée de la BCP dans les eaux du barrage traduit une variation importante de la

communauté phytoplanctonique sur le plan qualitative et quantitative, expliquée par l'état stagnant des eaux du barrage (écosystème lentique) comparé à celui que représente les eaux des oueds (écosystème lotique), favorisant à la fois le développement des microalgues, mais également sa disparition par le broutage zooplanctonique. Balakrishna et Probst, (2005) rapportent qu'en période très pluvieuse dans les fleuves ou les rivières, l'érosion des sols et leur lessivage est la source majeure du COP dans les cours d'eau, alors qu'en basses eaux, il est essentiellement dû à la production primaire in situ. D'après Namour, (1999), Outre ces sources de MO, l'origine domestique ou industrielle par les rejets anthropiques est aussi impliquée.

La MO issue de la production primaire aquatique dans les eaux courantes, demeure assez faible dans le pool organique global, ou ce dernier est noyé dans une matrice inorganique complexante (matière minérale). Par conséquent, il y a formation de complexes organo-minéraux (ou absorbants), qui sont en suspension dans les eaux de surface, assurant ainsi le transfert de la MO dans les cours d'eaux de l'amont vers l'aval (Etcheber, 1986). Tandis qu'un écosystème lentique (hydrodynamisme faible) associé à une température élevée (Nofdianto, 2005 ; Boulétreau et al., 2006), et une charge en nutriments plus importante, favorisent le développement important du phytoplancton.

En effet, l'augmentation de la charge en nutriments des eaux est à l'origine d'une prolifération des algues, comme l'ont déjà rapporté Lecoite et al., (1993) ; Fayolle et al. (1999); Tison et al. (2005) sur de nombreux aqua systèmes français. Une autre étude a montré la présence d'une bonne corrélation entre l'abondance des *Navicula sp.* et *Cymbella sp.* avec l'augmentation des teneurs en phosphore et en azote des eaux respectives du Lake Kariba (Zimbabwe) et dans de petites rivières italiennes caractérisées par une intense agriculture et des rejets urbains (Phiri et al., 2007 ; Della Bella et al., 2007). D'autres auteurs rapportent qu'une durée prolongée de l'eau des retenues et barrages, accélère le taux de piégeage des sédiments, et des polluants associés tels les métaux, les pesticides ou encore les nutriments (C, P, N), ce qui fait baisser la turbidité mais aussi aide considérablement au développement d'une biomasse végétale (phytoplancton, épiphytes, macrophytes) qui consomme les nutriments (C, N, P) apportés de l'amont (Dubnyak and Timchenko, 2000 ; Verstraeten and Poesen, 2000; Vorosmarty, et al., 2003).

La productivité des organismes photosynthétiques constituant le phytoplancton est limitée par deux facteurs, à savoir ; la concentration des nutriments inorganiques (notamment le phosphore et l'azote) dissous dans l'eau (Hecky et Kilham, 1988 ; Elser et al., 2007), et la

quantité de lumière que reçoivent ces organismes photo-autotrophes (Rhee et otham, 1981 ; Padisak, 2004). Ces deux ressources indépendantes, leur disponibilité a une incidence sur la qualité nutritive du phytoplancton, ce qui peut modifier la composition et la dynamique des populations de zooplancton (Sterner et al., 1997a ; Urabe et al., 2002 ; Hall, 2004, 2007 ; Dickman et al., 2006, 2008).

D'autre part, la croissance bactérienne est elle aussi contrôlée par la disponibilité des nutriments (Elser et al., 1995), mais surtout par la qualité de la matière organique ; dissoute et particulaire (del Giorgio et Cole., 1998), car la majorité des bactéries sont hétérotrophes qui minéralisent la MOD, qu'elle soit autochtone ou allochtone. Cependant, les bactéries se nourrissent principalement de la matière organique dissoute allochtone (Tranvik, 1992), mais la matière organique dissoute provenant des exsudats phytoplanctoniques est beaucoup plus intéressante dans la conversion de la MO en biomasse bactérienne (Del Giorgio et Cole, 1998), puisqu'elle est composée de polysaccharides facilement assimilables par les bactéries (Mykkestad, 1995 ; Sundh et Bell, 1992).

Cependant, dans les cosystèmes où la production primaire est limitée (lacs oligotrophes) ou ceux soumis à de forts apports de MO terrestre, les bactéries utilisent principalement cette dernière pour leur croissance, bien qu'elle soit moins intéressante que la MO autochtone d'un point de vue énergétique (Jansson et al., 2000).

En ce qui concerne la  $DBO_5$  et de la DCO, les plus fortes valeurs sont observées durant le deuxième semestre de l'année 2013. La  $DBO_5$  exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation biologique de la matière organique d'une eau. Elle est sensiblement proportionnelle à la teneur de l'eau en matière organique biodégradable et donc à la quantité de micro-organismes et inversement proportionnelle à la teneur en oxygène dissous. Elle dépend entre autre de la nature des matières organiques dissoutes, de la présence ou de l'absence d'éléments inhibiteurs de la flore microbienne (métaux lourds, hydrocarbures, détergents...).

Selon Eckenfelder (1982), la  $DBO_5$  est une mesure du carbone organique biodégradable, et dans certaines conditions, des formes azotées réduites dans l'eau usée, Alors que la DCO correspond à la teneur de l'ensemble des matières organiques oxydables. Elle s'exprime par la quantité d'oxygène fournie par le dichromate de potassium et nécessaire à l'oxydation des substances organiques (protéines, glucides, lipides, etc.) présentes dans les eaux résiduaires (Rodier et al, 2009).

Les valeurs de l'absorbance UV spécifique des eaux (SUVA) du barrage Zerdazas, variaient entre 2,87 et 4,13, cela indique que la fraction de matières organiques de nature aromatique composant le COD, reste plus ou moins stable. Impliquant une forte corrélation entre l'absorbance à 254 nm et les teneurs des eaux en COD, donnant une droite de régression linéaire dont le coefficient de détermination  $R^2$  est égal à 0,696, ce dernier indique que 69,6 % de la variation de l'Abs. 254.nm est expliquée par la variation des concentrations des eaux en COD. Cette faculté de prédiction des teneurs en COD par la mesure de l'absorbance UV est améliorée par la régression polynomiale permettant d'augmenter la valeur du  $R^2$  de 0,696 à 0,727 ainsi l'équation de la régression se voit améliorée. Cette bonne concordance est confirmée par Reckhow et al. (1990), ainsi que Bourbonniere et Van Halderen, (1989), qui montrent qu'il existe une bonne corrélation entre l'absorbance UV254 nm des eaux et leur teneur en COD. Cependant, cette corrélation reste spécifique à chaque masse d'eau.

Cette corrélation hautement significative entre les valeurs de l'absorbance UV et le COD et la faculté élevée de prédiction de la droite de régression relative, est observée aussi pour le couple Abs.254nm–COT, cela est expliqué par le fait que le COD, constitue la majeure partie du COT dans les eaux ( $\approx 74,33\%$ ), et cela durant toute la période d'étude. En moyenne, le COT englobe moins de 10% de carbone organique particulaire (COP) et 90% de COD provenant surtout des débris d'animaux et de la dégradation des végétaux (Thurman, 1985 ; Perdue et Ritchie, 2003).

## V.I Conclusion

A partir des résultats obtenus du dosage des différents paramètres de la matière organique dans les eaux du barrage Zerdazas, nous avons pu tirer les points suivants :

- Les facteurs climatiques et particulièrement la température de l'air, la pluviométrie et la durée d'ensoleillement journalière influencent profondément la composition des eaux du barrage Zerdazas en matières organiques.

En conséquence, les eaux du barrage connaissent deux grandes périodes durant l'année 2013, selon la composition (nature) du carbone organique particulaire :

1– La première période correspond aux mois qui se caractérisent par une pluviométrie relativement élevée, une température de l'air et durée d'ensoleillement relativement réduite, ces conditions font que le COP est essentiellement non phytoplanctonique.

2– La deuxième période correspond au mois qui se caractérisent par une pluviométrie faible (voire nulle), une température de l'air et durée d'ensoleillement journalière relativement élevée. Ces conditions font que le COP est composé essentiellement de biomasse phytoplanctonique.

- La composition des eaux du barrage Zerdazas en matière organique, est fortement influencée par l'apport des oueds ont ces mêmes éléments.

- Le pool de matière organique du barrage durant le deuxième semestre de l'année, est essentiellement composé de matières organiques autochtones et une faible contribution de matières organiques allochtones, cette dernière accroît sa contribution durant le premier semestre de l'année.

- Une forte corrélation a été enregistrée entre l'absorbance à 254 nm et le COD ainsi que l'absorbance à 254 nm et le COT, cela permet d'envisager à utiliser les équations relatives pour calculer la teneur des eaux en COD et COT pour la simple mesure de l'absorbance UV des eaux. Toutefois les équations établies dans notre travail comportent un taux d'erreur inférieure à 25 %, qui nécessite d'être minimisé par une augmentation du nombre de données permettant le calcul de ces équations.

## **Chapitre IV**

# **ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX**

## **I. Problématique et objectifs**

Les eaux superficielles, notamment celles retenues artificiellement (barrages d'eau), sont susceptibles de contenir des substances diverses ; de nature physico-chimique (sels minéraux, matières en suspension, micropolluants organiques et minéraux) et de nature biologique (bactéries, virus, parasites, etc.).

Parmi ces éléments, certains peuvent non seulement dégrader la qualité organoleptique de ces eaux, mais aussi créer des problèmes de santé publique (Beaudry, 1984).

En effet, dans certains cas la concentration de ces éléments s'élève jusqu'à des niveaux toxiques, et plusieurs de ces contaminants sont persistants et bioaccumulables (Lalancette, 2012) ce qui signifie qu'ils peuvent entraîner des effets nuisibles sur tous les maillons de la chaîne alimentaire, incluant la faune terrestre et aviaire ainsi que l'être humain, du fait que les contaminants sont transmis d'un maillon à un autre par la consommation d'organismes aquatiques contaminés (Mathieu et Babut 2012).

Certains éléments comme les substances nutritives, lorsqu'elles sont présentes en concentrations élevées, interfèrent dans l'équilibre naturel des écosystèmes. C'est pour ces raisons qu'il est difficile de garantir que l'eau demeure salubre et potable sans effectuer une surveillance et des analyses continues de la qualité de l'eau, particulièrement celles destinées à différents usages, comme c'est le cas des eaux du barrage Zerdazas (alimentation en eaux potable, irrigation, abreuvement). Ce suivi de la qualité des eaux mené sur plusieurs plans, se base sur la comparaison des résultats du dosage des paramètres propres aux eaux de surface, par rapport aux normes nationales et internationales en vigueur.

Le principal objectif consacré pour ce chapitre, est l'évaluation de la qualité des eaux du barrage Zerdazas par différentes approches à savoir :

- La mesure du déficit de l'oxygène dissous hypolimnitique ;
- l'évaluation de l'état trophique des eaux ;
- L'évaluation de l'aptitude des eaux à différents usages.

## II. Données bibliographiques

### II.1 Qualité et état trophique des eaux de surfaces

Les lacs ont une durée de vie limitée, de même que les espèces vivantes, la flore et la faune évoluent en parallèle avec la diminution de la profondeur moyenne au fur et à mesure du temps, car la productivité biologique est beaucoup plus importante en eau peu profonde, mais aussi en milieu aqueux riche en matières nutritives, par conséquent, après plusieurs milliers d'années, les lacs deviennent marécageux. Plusieurs facteurs tel que ; les conditions du bassin versant, le climat, la géologie et la biologie, sont responsables du vieillissement du lac (Corbeil et al., 2007). Ce processus s'appelle « eutrophisation » et comprend trois principaux stades (voir tableau 21) :

**Tableau 21** : Les stades d'eutrophisation des eaux de surfaces (Corbeil et al, 2007).

Niveau	Âge	Description
Oligotrophe	Jeune	Pauvre en éléments nutritifs. Flore réduite. Oxygène dissous dans toute la masse d'eau.
Mésotrophe	Moyen	Enrichissement en matière organique. Déficit relatif en oxygène. Transparence entre 4 et 1 mètre.
Eutrophe	Vieux	Non transparent (<1m). Riche en éléments nutritifs. Déficit fréquent en oxygène. Algues microscopiques et filamenteuses. Prolifération des plantes aquatiques.

Ce vieillissement des lacs, peut être provoqué d'une manière anormale près des communautés humaines, car il est accéléré par l'apport excessif de substances nutritives (eaux usées, engrais, érosion), ou de l'artificialisation des rives et l'encadrement forestier.

Cependant, le phénomène d'eutrophisation, est du généralement aux substances nutritives, ainsi que les composés phosphorés et azotés, qui sont fortement incriminés dans l'eutrophisation. Cette dernière, affecte d'une manière très négative les eaux de surface sur plusieurs plans (Brown et Simpson, 2001) :

- Proliférations d'algues nuisibles ;
- Réduction de l'oxygène dissous dans le fond du lac ;
- Mort de la faune (poissons..) en raison de la faible teneur en oxygène dissous ;
- Problèmes de goût et d'odeur retrouvés dans l'eau potable ;

- Formation de Trihalométhanes et d'autres sous-produits de désinfection à l'approvisionnement en eau ;
- Coût accru pour le traitement de l'eau potable ;
- Transparence réduite de l'eau ;
- Blocage des tamis de traitement par des amas d'algues ;
- Qualité réduite de la navigation de plaisance, de la pêche et de la natation ;
- Augmentation de la densité des plantes aquatiques dans les zones peu profondes.

## **II.2 Pollution des ressources en eau**

La pollution se définit comme la dégradation d'un milieu naturel par introduction d'un polluant. Cette notion de dégradation est très importante, puisqu'en l'absence de conséquences négatives pour le milieu, on ne peut pas parler de pollution. Concrètement, pour une même substance, son caractère polluant sera plus ou moins élevé en fonction des quantités déversées dans le milieu et de la capacité de ce milieu à l'éliminer naturellement. En ce qui concerne l'eau, les milieux potentiellement sujets à la pollution sont les cours d'eau, les nappes souterraines, les mers, les lacs, les retenues d'eau, etc. Selon L'OMS (1993) : « un cours d'eau est considéré comme étant pollué quand la composition ou l'état de ses eaux, est directement ou indirectement modifiés, du fait de l'activité de l'homme ».

### **II.2.1 Principaux polluants des eaux**

#### **a) Pesticides**

Sont des substances utilisées pour lutter contre des organismes considérés comme nuisibles. C'est un terme générique qui rassemble les insecticides, les fongicides, les herbicides, les parasitocides. Ils s'attaquent respectivement aux insectes ravageurs, aux champignons, aux « mauvaises herbes » et aux vers parasites. Leur accumulation dans le sol peut être entraînée dans les eaux par les précipitations. La présence des pesticides en grande quantité dans l'eau peut causer des anomalies histologiques et s'accumulent dans les organes nobles des animaux (Guillemin et Roux, 1992).

#### **b) Détergents**

Un détergent (ou agent de surface, détersif, surfactant) est un composé chimique, généralement issu du pétrole, doté de propriétés tensioactives, ce qui le rend capable d'enlever

les salissures. Cependant une pénétration de ces produits nocifs à travers les muqueuses constitue un danger, même si c'est en faible quantité (Kosaric et Fazilet, 1993).

### **c) Hydrocarbures**

C'est un composé organique, sous forme de carbone fossile, il constitue une source de pollution des eaux, par la diffusion de substances nocives dans les écosystèmes aquatiques surtout les eaux souterraines, ou entraînant une dégradation de la potabilité de l'eau. C'est un des types de pollution les plus directement menaçants pour la santé humaine (Mamoudou, 2008).

### **d) Engrais**

sont des substances organiques ou minérales, souvent utilisées en mélanges, destinées à apporter aux plantes des compléments d'éléments nutritifs tel que : l'azote, le phosphore, et le potassium, de façon à améliorer leur croissance, et à augmenter le rendement et la qualité des cultures (Bremond et Vuichard, 1973). L'action consistant à apporter un engrais s'appelle la fertilisation. Les apports excessifs d'engrais et de phosphore contribuent à l'accumulation des phosphores et des nitrates dans le sol et qui sont entraînés par les eaux superficielles et contaminent ainsi les nappes phréatiques (Brown et Simpson, 2001).

## **II.2.2 Origine de la pollution**

Suivant l'origine des substances polluantes, on peut distinguer :

### **a) Origine domestique**

On distingue deux types d'eaux usées domestiques :

- Les eaux de lavage ou eaux ménagères, qui proviennent des salles de bain et des cuisines et qui sont généralement chargées de graisses, de débris organiques, de détergents, de solvants ;
- Les eaux vannes, qui viennent des toilettes et sont chargées de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux.

Dans le cas d'un assainissement, collectif ou individuel, défectueux ou mal conçu, ces substances peuvent s'infiltrer dans le sol et être transférées directement à la nappe (Faurie et al., 2003).

### **b) Origine industrielle**

La fabrication des produits industriels génère très souvent des rejets d'eau polluée par les ateliers de production. Ils sont appelés effluents industriels. Ces effluents doivent impérativement être traités car la pollution qu'ils contiennent peut-être très concentrée, ou avoir un effet toxique sur les organismes vivants et ainsi nuire au pouvoir d'auto-épuration de l'eau. Ils peuvent aussi induire l'accumulation de certains éléments dans la chaîne alimentaire (métaux, radioactivité, substances toxiques...). Les rejets d'eaux chaudes peuvent aussi perturber tout l'écosystème d'une rivière (Gaujous, 1995).

Toutes les industries ne génèrent pas une pollution de même type ni de même importance. On distingue les pollutions organiques, les pollutions chimiques, les pollutions toxiques et les pollutions physiques (Touhari, 2015).

– Les industries agro-alimentaires (conserveries de légumes, caves coopératives, laiteries...) rejettent principalement des matières organiques ou azotées.

– Les industries lourdes, les industries chimiques et certaines industries de transformation des métaux peuvent être la source d'une pollution toxique et persistante.

– Les effluents provenant d'une tannerie par exemple, sont chargés de chrome et d'acides, produits toxiques utilisés pour le tannage des peaux. C'est une pollution chimique.

– La pollution physique peut être due au réchauffement de l'eau par les centrales thermiques, ou bien aux matières en suspension des mines.

### **c) Origine agricole**

Pour accroître les rendements des cultures, l'agriculture emploie des intrants et produit des effluents d'élevage. Ces activités sont source de pollution des eaux lorsque la capacité de prélèvement des végétaux et d'épuration naturelle des sols sont dépassées.

Différents phénomènes sont en cause :

- Le lessivage et l'érosion dans les parcelles cultivées des fertilisants épandus (effluents d'élevage et engrais de synthèse) et des produits phytosanitaires destinés à lutter contre les « ennemis » des cultures (insectes, maladie et plantes adventices).

- La non étanchéité des bâtiments d'élevage (fosse à purin, à lisier, effluents issus du lavage des installations...).

Parmi les polluants agricoles ; le phosphore, contenu dans les effluents d'élevage et dans les engrais de synthèse, il se fixe sur les éléments du sol (argile et matière organique) et est entraîné vers les cours d'eau par ruissellement. Les pollutions phosphorées d'origine agricole se concentrent dans les régions d'élevage intensif.

Le deuxième polluant agricole est l'azote : Il est naturellement présent dans le sol sous forme organique, seulement une partie est minéralisée chaque année sous une forme lessivable par les eaux : les nitrates. Les pollutions azotées se concentrent dans les régions de céréaliculture ou d'élevages intensifs. L'azote migre par voie souterraine du fait de la forte solubilité des nitrates, les eaux souterraines sont donc touchées par cette pollution et les eaux superficielles, la rendant impropres à la consommation humaine, et parfois animale (Faurie et al., 2003).

Cependant, l'épandage des boues de stations d'épuration est un sérieux problème, car elles peuvent être chargées de métaux lourds et germes, mais aussi d'azote résiduel après culture (Chekroud, 2007).

#### **d) Origine urbaine et routière**

La construction des réseaux routier et son exploitation, sont une source de pollution non négligeable, dont les rejets d'hydrocarbures (carburants imbrûlés, huile, métaux lourds libérés, substances dangereuses échappées par accident, etc.) finissent dans les cours d'eau, s'ils ne sont pas captés et recyclés correctement.

Les agglomérations urbaines produisent ainsi une part importante de la pollution de l'eau après évacuation directe de ses eaux usées dans le milieu naturel, dus à un raccordement vétuste ou incomplet, au mauvais état des réseaux, jusqu'à la surcharge ou le mauvais fonctionnement des stations d'épuration (Chekroud, 2007).

### **II.2.3 Principaux types de pollution**

#### **a) Pollution temporaire et chronique**

Suite à un incident tel que ; une mauvaise manœuvre en usine, ou un accident de la circulation, des émissions de matière polluante peuvent être évacuer dans la nappe, ou la durée de pollution dépend de son pouvoir d'autoépuration et de sa vitesse de percolation.

Les pollutions chroniques, sont moins apparente, et peuvent passer inaperçues (pollution agricole par les nitrates ; contaminations par les hydrocarbures à partir de sols pollués), mais elles sont très dommageables (Kankou, 2004).

#### **c) Pollution ponctuelle et diffuse**

Est une pollution de l'eau provenant d'un site unique, par exemple point de rejet d'un effluent, zone contaminée, dont l'origine peut être localisée géographiquement de façon précise (Chekroud, 2007), elle peut être aussi issue de plusieurs sources géographiquement localisables proches les unes des autres, peu nombreuses et parfaitement dénombrables.

La pollution diffuse est une pollution des eaux due non pas à des rejets ponctuels et identifiables, mais à des rejets issus de toute la surface d'un territoire et transmis aux milieux aquatiques de façon indirecte, par ou à travers le sol, sous l'influence de la force d'entraînement des eaux en provenance des précipitations ou des irrigations (Kankou, 2004).

#### **d) Pollution linéaire**

Elle accompagne le trajet des routes et autoroutes, des canaux, des cours d'eau, des voies ferrées (Chekroud, 2007).

#### **e) Pollutions historiques**

C'est des zones polluées à une époque donnée, comme par exemple ; pollution qui résulte d'une activité industrielle passée, ou une pollution des sols suite à un incendie d'entrepôt ayant eu lieu il y a plusieurs années (Chekroud, 2007).

### III. Matériel et méthodes

Les données récoltées du dosage des différents paramètres physicochimiques et organiques dans les eaux brutes du barrage Zerdazas, à travers toute la période d'étude, ont été exploitées pour l'évaluation de la qualité de ces eaux et notamment leur aptitude à être utilisées à différents usages. Cette évaluation est sur plusieurs plans, comme suit :

- Evaluation de l'état métabolique des eaux de barrage, par le calcul du déficit des eaux en oxygène dissout hypolimnitique (DODH) ;
- Evaluation de l'état trophique des eaux par le calcul de l'indice de Carlson (TSI) ;
- Evaluation de la qualité des eaux pour différents usages par l'utilisation de le système SEQ-Eau ;
- Evaluation de la qualité des eaux du barrage à des fins de potabilisation, par l'indice de qualité des eaux (IQE) ;

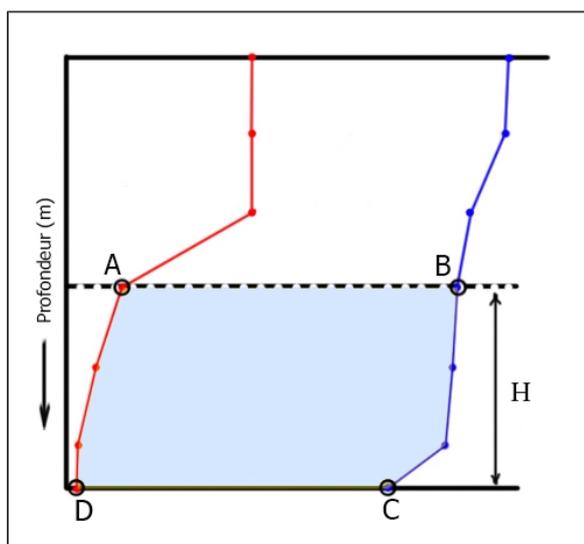
Le calcul de ces différents indices prenait en considération les données récoltées à partir du site S1 situé au-dessus du point le plus profond du barrage, considéré ainsi comme le site qui représente le mieux la masse d'eau du barrage.

#### III.1 Evaluation de l'état métabolique des eaux de barrage

L'état métabolique du réservoir d'eau, c'est-à-dire le taux de consommation de l'oxygène dissous par l'activité biologique des organismes qui s'y trouvent, est représenté quantitativement par le déficit en oxygène hypolimnitique (DODH). Ce déficit est représenté par la figure 38, avec une zone bleue délimitée par la limite supérieure de l'hypolimnion et le profil de concentration établit entre les valeurs de l'oxygène dissous (trait rouge dans la figure) et les valeurs de l'oxygène de saturation qui les correspondent (trait bleu dans la figure 38) (Barbe et al., 2003). Ce calcul, pour les quatre saisons de l'année 2013, se fait comme suite :

$$\text{DODH (mg/L.m)} = \text{aire ABCD} / H$$

H : Epaisseur de la zone hypolimnétique (mètre)



**Figure 38:** Déficit en oxygène dissous dans une retenue d'eau (Barbe et al., 2003).

### III.2 Evaluation de la qualité des eaux de barrage

L'évaluation de la qualité des eaux du barrage étudié, repose sur le calcul de deux indices, qui sont : l'indice trophique de Carlson (TSI) et l'indice de qualité des eaux (IQE) du Conseil canadien du ministère de l'environnement (CCME).

#### III.2.1 Evaluation de l'état trophique des eaux

L'évaluation de l'état trophique des eaux du barrage étudié, s'est basée sur l'indices d'état trophique (*Trophic state index* : TSI) par l'application d'une transformation logarithmique des valeurs moyennes des variables, qui sont : la concentration en chlorophylle a, la profondeur Secchi, phosphore total et l'azote total, (Carlson, 1977 ; Kratzer et Brezonik, 1981). Les équations sont les suivantes :

$$\text{TSI (TN)} = 54,45 + 14,43 \ln (\text{NT})$$

$$\text{TSI (TP)} = 4,15 + 14,42 \ln (\text{PT})$$

$$\text{TSI (PS)} = 60 - 14,42 \ln (\text{PS})$$

$$\text{TSI (Chl-a)} = 30,6 + 9,81 \ln (\text{Chl-a})$$

Le tableau 22, montre les valeurs calculées des différents TSI, comparées aux valeurs limites déterminant les différents niveaux de l'état trophique des eaux de surface naturelle.

**Tableau 22:** Signification des indices d'état trophique (TSI) de Carlson  
(Carlson et Simpson, 1996).

Valeur du TSI	PS (m)	TP (µg/l)	Chl-a (µg/l)	Les attributs
<30	>8	<6	<0.94	Oligotrophie : Eau claire, oxygène dans toute l'année dans l'hypolimnion.
30– 40	8 – 4	6 –12	0.94 – 2.6	L'hypolimnion des lacs peu profonds peuvent devenir anoxique.
40– 50	4 – 2	12– 24	2.6 – 6.4	Mésotrophie : Eau modérément claire mais augmentation de la probabilité d'anoxie hypolimnétique en été.
50– 60	2 – 1	24– 48	6.4 – 20	Eutrophie : Hypolimnion anoxique, problèmes de macrophytes possibles.
60– 70	0.5 –	48– 96	20 –56	Dominance des algues cyanophytes, formation des écumes algales et des problèmes de macrophytes.
70– 80	0.25 – 0.5	96– 192	56 –154	Hypereutrophie : Eau trouble, population algale dense et macrophytes.
>80	<0.25	192– 384	>154	Écumes d'algues, quelques macrophytes.

Les indices TSI, nous permet de classer les eaux selon leur état trophique, mais aussi d'avoir des données supplémentaires, par rapport aux facteurs régnants sur la surface d'eau étudiée en comparant les valeurs de ces différents TSI entre eux. Le tableau 23, montre la signification des résultats de cette comparaison.

**Tableau 23** : Signification de la relation entre les différents TSI (Carlson et Simpson, 1996).

<b>Relation entre les variables TSI</b>	<b>Signification</b>
$TSI(Chl) = TSI(TP) = TSI(PS)$	Les algues dominent l'atténuation de la lumière (TN/TP ~ 33:1)
$TSI(Chl) > TSI(PS)$	Les grosses particules, telles que les flocons d'Aphanizomenon dominant
$TSI(TP) = TSI(PS) > TSI(Chl)$	Les particules non algales ou la couleur, dominent l'atténuation de la lumière
$TSI(PS) = TSI(Chl) > TSI(TP)$	Le phosphore limite la biomasse algale (TN / TP > 33 : 1)
$TSI(TP) > TSI(Chl) = TSI(PS)$	Les algues dominent l'atténuation de la lumière, mais certains facteurs comme la limitation de l'azote, le broutage par le zooplancton ou des substances toxiques limitent la biomasse algale.

### III.2.2 Evaluation de l'aptitude des eaux à différents usages par le système SEQ-Eau

Dans ce système d'évaluation, les différents paramètres analysés sont regroupés en 16 indicateurs appelés altérations. Ces altérations permettent d'identifier un type de pollution précis (matière organique et oxydable, matières phosphorées, nitrates...) afin de pouvoir suivre son évolution dans le temps. Elles regroupent entre eux des paramètres de même nature ou ayant des effets comparables sur le milieu aquatique, ou lors des différents usages de l'eau (voir tableau 24). L'évaluation des aptitudes à la biologie et aux usages, est réalisée grâce à ces 16 altérations.

Selon les usages, certaines altérations peuvent ne pas être prises en compte. Ainsi, le tableau 25 situe les influences de chaque altération sur les "potentialités biologiques" de l'eau et sur chacun des cinq usages définis. Dans ce tableau, un usage influencé par une altération donnée est montré par une case de couleur grise ; dans le cas où un usage est peu ou pas influencé par une altération donnée, cela est montré par une case blanche. La lettre "A" dans le tableau 25 signifie qu'il n'y a pas assez d'informations pour juger l'influence d'une altération donnée sur l'un des cinq usages de l'eau.

**Tableau 24:** Les différentes altérations du système d'évaluation SEQ-Eau ainsi que leurs effets respectifs sur le milieu (Agence Française de l'eau, 2000).

Altérations : 16	Paramètres : >150	Effets sur le milieu
1-Matières organiques et oxydables (MOOX)	O <sub>2</sub> , sat O <sub>2</sub> , DCO, DBO5, COD, NKJ, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Consommation de l'O <sub>2</sub> du milieu
2-Matière azotée hors nitrates(AZOT)	NKJ, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sup>2-</sup>	Contribuent à la prolifération d'algues et peuvent être toxique (NO <sup>2-</sup> )
3-Nitrates (NITR)	NO <sup>3-</sup>	Gênent production d'eau potable
4-Matières phosphorées (PHOS)	Ptotal, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Provoquent la prolifération d'algues
5-Effets des proliférations végétales (EPREV)	Chlorophylle a et phéopigments, algues, % O <sub>2</sub> et pH, variation O <sub>2</sub>	Indicateur de la prolifération
6-Particules en suspension (PAES)	MES, Turbidité, Transparence SECCHI	Trouble l'eau et gêne la pénétration de la lumière
7-Température (TEMP)	T°C	Perturbe la vie aquatique
8-Acidification (ACID)	pH, Aluminium dissous	
9-Minéralisation (MINE)	Conductivité, Résidu sec à 105°C, Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , TAC, Dureté	Modifie la salinité de l'eau
10-Couleur (COUL)	Couleur	
11-Micro-organismes (BACT)	Coliformes thermotolérants + totaux, Escherichia coli, Entérocoques	Gêne la production d'eau potable et la baignade
12-Micropolluants minéraux (MPMI)	Antimoine, Arsenic, Baryum, Bore, <b>Cadium</b> , Chrome total, Cuivre, Cyanures libres, Etzain, <b>Mercur</b> e, <b>Nickel</b> , <b>Plomb</b> , Sélénium, Zinc	Sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier, Gênent la production d'eau potable
13-Pesticides (PEST)	68 pesticides	
14-Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	20 HAP	
15-Poly-chloro-biphéyles (PCB)	12 PCB	
16-Micropolluants organiques autres (MPOR)	64 PPOR	

**Tableau 25 :** Influences des altérations SEQ-Eau sur les "potentialités biologiques" et des cinq usages de l'eau (Agence Française de l'eau, 2000).

Altérations	Fonction	Usages				
	BIO	Production d'eau potable	Loisirs et sports aquatiques	Irrigation	Abreuvement	Aquaculture
Matières organiques et oxydables						
Matières azotées hors nitrates						
Nitrates						
Matières phosphorées						
Effets des proliférations végétales						
Particules en suspension						
Température						
Acidification						
Minéralisation						
Couleur						
Micro-organismes						
Micropolluants minéraux sur eau brute						
Pesticides sur eau brute				A	A	A
HAP sur eau brute sur sédiments <u>ou</u> sur MES				A	A	A
PCB sur eau brute				A	A	A
Micropolluants organiques autres sur eau brute				A	A	A

Seuls les paramètres physicochimiques et organiques qui ont été pris en considération dans cette étude, pour l'évaluation de la qualité des eaux à différents usages, selon le système SEQ-Eau, et cela en utilisant la grille d'évaluation SEQ-eau (voir tableaux 26,27,28,29,30,31 de l'annexe C), et qui classe les eaux de surface en cinq catégories, selon leur indice d'aptitude comme suite : (de 80-100) "Très bonne" (case de couleur bleue) ; (de 60-80) "Bonne" (case de couleur verte);(de 40-60) "Moyenne" (case de couleur jaune) ; (20-40) "Médiocre" (case de couleur orange) ; (de 0-20) "Mauvaise" (case de couleur rouge) pour les différents usages de l'eau.

Quant à la fonction "potentialité biologique" la classification des eaux est montrée par le tableau 32

**Tableau 32:** Correspondance entre classes et indices pour la fonction « potentialité biologique ».

Classes	Indices	Potentialité de l'eau
Très bonne	80 à 100	Potentialité de l'eau à Héberger un grand nombre de taxon polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante,
Bonne	60 à 80	Potentialité de l'eau à Provoquer la disparition de certains taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante,
Moyenne	40 à 60	Potentialité de l'eau à Réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante,
Médiocre	20 à 80	Potentialité de l'eau à Réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une réduction de la diversité,
Mauvaise	0 à 20	Potentialité de l'eau à Réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité très faible.

### III.2.3 Evaluation de la qualité des eaux des barrages à des fins de potabilisation

L'évaluation de la qualité des eaux brutes du barrage Zerdazas destinées a la potabilisation, est réalisée par l'application de l'indice de qualité des eaux (IQE), basée sur les normes Algériennes des eaux de surface à des fins de potabilité de l'eau (JORA, 2011) (voir tableau 33 dans l'annexe C).

L'IQE est un outil pratique, qui sert à faire la synthèse de données complexes sur la qualité de l'eau et facilite la présentation de ces données au grand public. L'indice de qualité des eaux du CCME est basé sur une formule mise au point par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique et modifiée par le ministère de l'Environnement de l'Alberta. L'indice est fondé sur la combinaison de trois facteurs (CMME, 2001):

1. Le nombre de variables non conformes aux objectifs (étendue) ;
2. La fréquence à laquelle les objectifs ne sont pas respectés (fréquence) ;
3. L'écart entre les mesures non conformes et les objectifs correspondants (amplitude).

L'indice produit une valeur avec un intervalle de 0 (qualité de l'eau la plus mauvaise) et 100 (qualité de l'eau la meilleure). Pour simplifier la présentation des résultats, on divise cette plage en cinq catégories (voir tableau 34). La division de la plage de valeurs de l'IQE du CCME en catégories de qualité des eaux s'appelle « catégorisation ».

**Tableau 34** : Classe de qualité des eaux selon la valeur calculée de l'IQE de CMME (CMME, 2001).

Valeur de l'IQE	Catégorie de qualité de l'eau
de 95 à 100	<b>"Excellente"</b> La qualité de l'eau est préservée, pratiquement aucune menace, ni détérioration n'étant décelée ; conditions très proches des niveaux naturels ou originels.
de 80 à 94	<b>"Bonne"</b> La qualité de l'eau est préservée, seule une menace ou une détérioration mineure étant observées ; les conditions s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.
de 65 à 79	<b>"Moyenne"</b> La qualité de l'eau est ordinairement préservée, mais elle est occasionnellement menacée ou détériorée ; les conditions s'écartent parfois des niveaux naturels ou souhaitables.
de 45 à 64	<b>"Médiocre"</b> La qualité de l'eau est fréquemment menacée ou détériorée ; les conditions s'écartent souvent des niveaux naturels ou souhaitables.
de 0 à 44	<b>"Mauvaise"</b> La qualité de l'eau est presque toujours menacée ou détériorée ; les conditions s'écartent généralement des niveaux naturels ou souhaitables.

Pour le calcul de l'Indice, il faut d'abord définir : le type de masse d'eau, la période d'étude, les variables observées et les objectifs correspondants, puis chiffrer chacun des trois facteurs qui composent l'indice. Le calcul des termes F1 et F2 est relativement simple, mais celui du terme F3 nécessite quelques étapes supplémentaires (CMME, 2001).

- Le terme F1 (étendue), représente le pourcentage de variables dont au moins une mesure ne respecte pas l'objectif correspondant, pendant la période d'étude

(« Variables non conformes ») :

$$F_1 = \left( \frac{\text{nombre de variables non conformes}}{\text{nombre total de variables}} \right) \times 100$$

- Le terme F2 (fréquence), représente le pourcentage des résultats analytiques non conformes aux objectifs (« Résultats non conformes ») :

$$F_2 = \left( \frac{\text{nombre de résultats non conformes}}{\text{nombre total de résultats}} \right) \times 100$$

- Le terme F3 (amplitude), représente l'écart entre les résultats analytiques non conformes et les objectifs auxquels ils se rapportent. Ce terme est calculé en trois étapes :

**i)** L'amplitude par laquelle une concentration individuelle est supérieure à l'objectif (ou inférieure, lorsque cet objectif est un minimum) est nommé « coefficient d'écart ». Lorsque le résultat analytique ne doit pas dépasser l'objectif, le coefficient d'écart s'exprime comme suit :

$$\text{coefficient d'écart}_i = \left( \frac{\text{résultat non conforme}_i}{\text{objectif}_j} \right) - 1$$

Dans les cas où le résultat analytique ne doit pas être inférieur à l'objectif, le coefficient d'écart se formule comme suit :

$$\text{coefficient d'écart}_i = \left( \frac{\text{objectif}_j}{\text{résultat non conforme}_i} \right) - 1$$

**ii)** Pour calculer le degré global de non-conformité, on additionne les coefficients d'écart des résultats individuels, et on divise cette somme par le nombre total des résultats individuels (conformes ou non aux objectifs). Cette variable s'appelle la somme normalisée des coefficients d'écart, ou *sncé*, et se représente comme suit :

$$sncé = \frac{\sum_{i=1}^n \text{coefficient d' écart}_i}{\text{nombre total de résultats}}$$

**iii)** On calcule ensuite le terme  $F_3$ , à l'aide d'une fonction asymptotique, qui ramène la somme normalisée des coefficients d'écart par rapport aux objectifs (*sncé*) à l'intérieur d'une plage de valeurs de 0 à 100.

$$F_3 = \left( \frac{sncé}{0,01 \text{ sncé} + 0,01} \right)$$

Une fois ces facteurs établis, on peut calculer l'indice lui-même en additionnant les trois termes comme s'il s'agissait de vecteurs. La somme des carrés de chaque facteur, est donc égale au carré de l'indice. Cette méthode traite l'indice comme un espace tridimensionnel, défini par trois axes correspondant aux trois facteurs. Dans ce modèle, l'indice est directement proportionnel à chacun des trois facteurs.

$$IQE = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732}$$

Le diviseur de 1,732 normalise les valeurs résultantes, en fonction d'une plage de 0 à 100.

Tous ces calculs sont réalisés par un calculateur fourni par le conseil Canadien des ministres de l'environnement (CCME), version 2.0.

## **IV. Résultats**

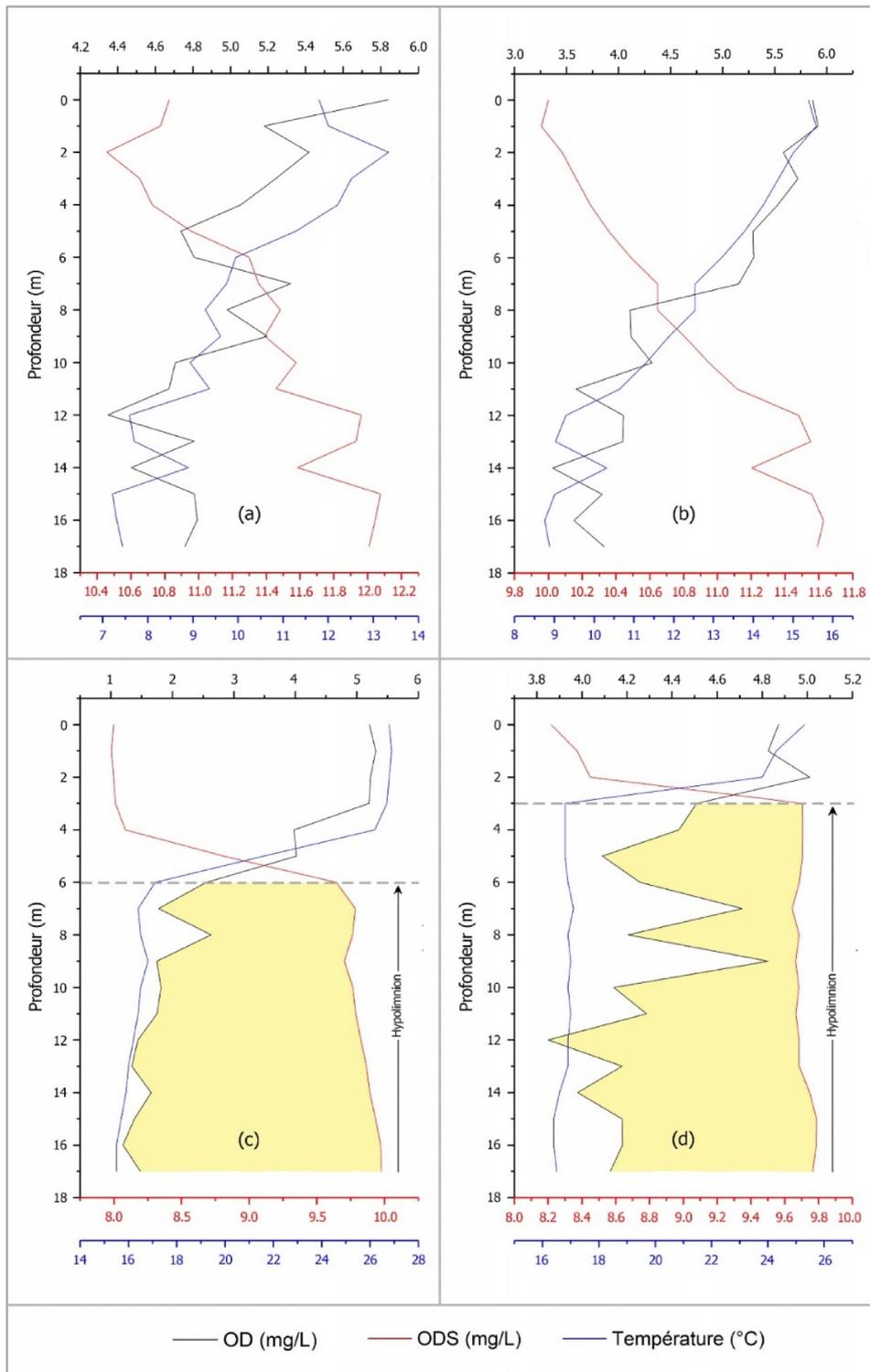
### **IV.1 Evaluation de l'état métabolique des eaux du barrage**

Les résultats des mesures verticales de l'oxygène dissous, dans les eaux du barrage Zerdazas, sont représentés dans les figures 39, indiquant aussi les concentrations de l'oxygène dissous de saturation, ainsi que le profil de température jusqu'à 17 mètres de profondeur.

D'après les résultats enregistrés, on constate que les concentrations en oxygène dissous, ont tendance à s'affaiblir au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la surface. Toutefois, cette diminution est faible aux mois correspondants à la saison hivernale, printanière et automnale, avec une valeur moyenne de l'OD, calculée à travers toute la colonne d'eau de 4.95 , 4.62 et 4.36 mg/L respectivement, tandis qu'en été la diminution verticale de l'OD, est importante (de 5,20 à 1,74 mg/L), avec une évolution des concentrations en OD, nettement corrélée avec la variation verticale de la température.

Le déficit en oxygène dissous hypolimnétique (DODH), permet d'évaluer l'état métabolique (activités biologique), d'une surface d'eau. Ce déficit, indiqué dans la figure 39 par la couleur jaune, délimitée par les valeurs de l'oxygène dissous enregistrées, ainsi que les valeurs de l'oxygène de saturation correspondantes à la zone hypolimnétique.

Les valeurs calculées du DODH pour le groupe de mois [Juin ; Juillet ; Aout] et [Septembre ; Octobre ; Novembre] sont : 5,07 mg d'OD.L<sup>-1</sup>.m<sup>-1</sup> et de 4,73 mg d'OD.L<sup>-1</sup>.m<sup>-1</sup>, respectivement.



**Figure 39** : Profil vertical et saisonnier de la température et de l'oxygène dissous dans les eaux du barrage Zerdzas (Site S1) : (a) Hiver ; (b) Printemps ; (c) Eté ; (d) Automne.

## IV.2 Evaluation de l'état trophique des eaux

Les résultats du calcul mensuel de TSI.G, à partir de la moyenne des TSI (Chl), TSI (N), TSI (P) et TSI (PS), dans les eaux du barrage Zerdazas, sont représentés dans la figure 40 qui indique que pendant toute la période d'étude, les eaux du barrage Zerdazas sont classées dans la catégorie eutrophe (TSI.G moyenne annuelle = 66.80) excepté pour le mois de novembre où la valeur de TSI.G dépassait le seuil de l'état hypertrophe des eaux (TSI.G=71,32).

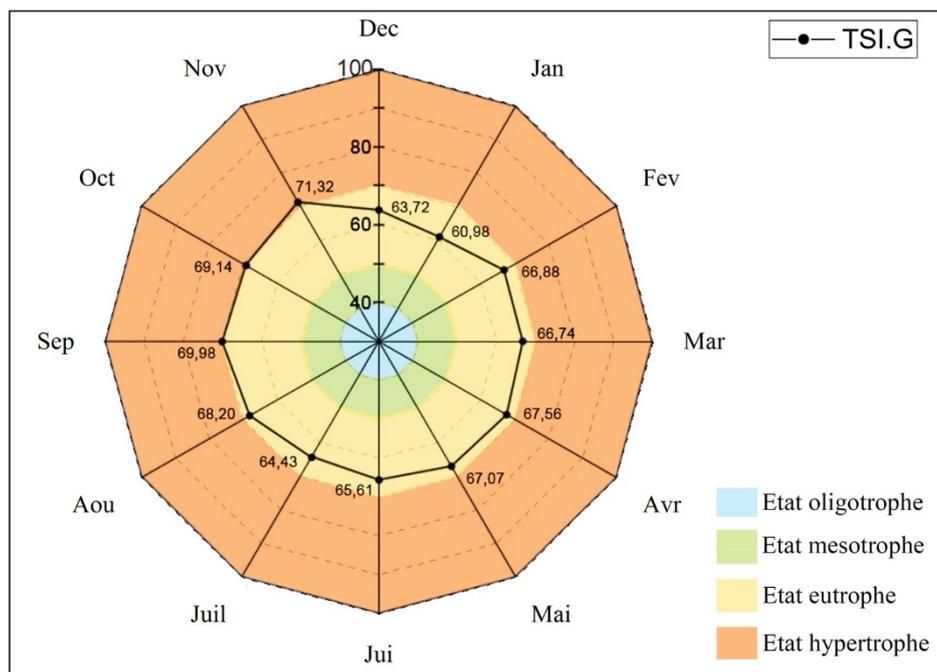
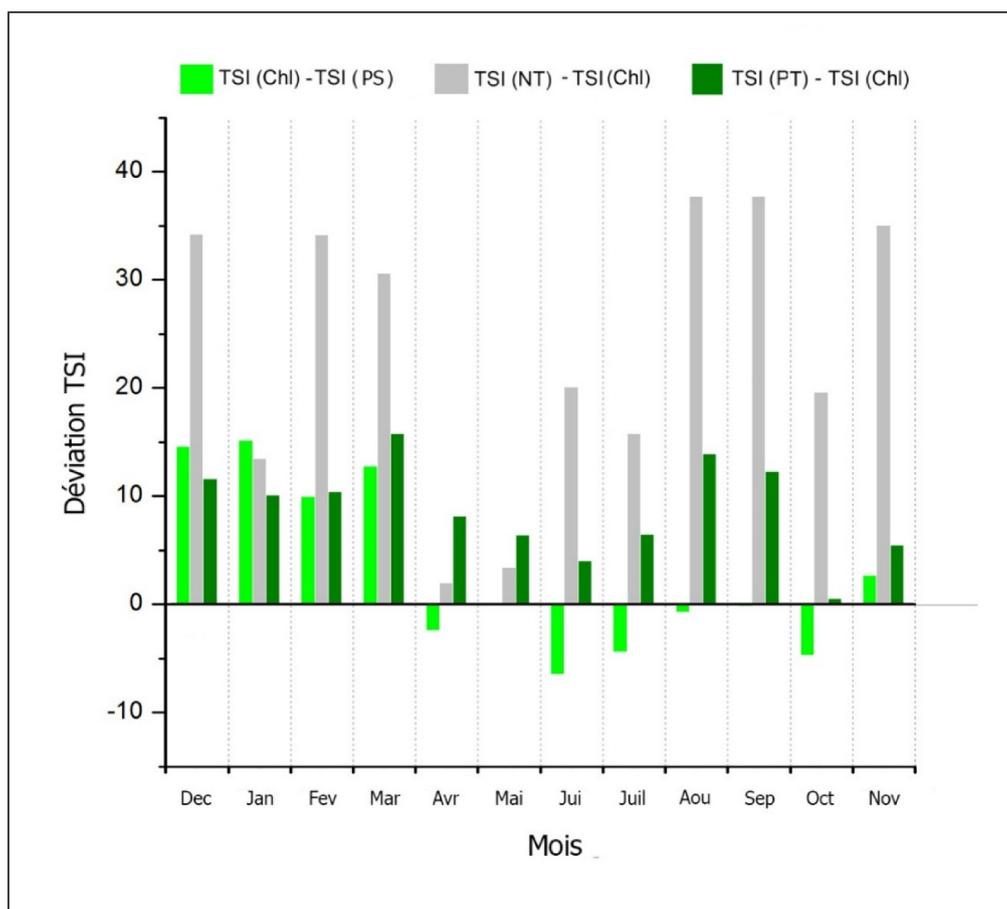


Figure 40 : Evolution mensuelle de l'indice de l'état trophique global dans les eaux du barrage Zerdazas (Site S1).

Les résultats de comparaison entre les différents TSI calculés pour les eaux du barrage Zerdazas sont indiqués par la figure 41, montrant une omni-supériorité des valeurs de TSI (NT) et TSI(PT), par rapport aux valeurs de TSI (Chl-a). Cette supériorité est moins accentuée aux mois d'avril et mai.

Tandis que la comparaison des valeurs du TSI (ChL-a), reflétant la biomasse phytoplanctonique dans les eaux du barrage et les valeurs de TSI (PS), reflétant la transparence de l'eau, a montré une supériorité du TSI (PS) uniquement dans la période allant du mois de novembre jusqu'au mois de mars. Or cette période, une situation opposée est observée (TSI (Chl-a) > TSI (PS)).



**Figures 41** : Déviation des différents indices de l'état trophique des eaux du barrage Zerdazas (Site S1).

### IV.3 Evaluation de la qualité des eaux par le système SEQ-Eau

Les résultats de l'évolution de la qualité des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau pour différents usages de l'eau, sont montrés dans les tableaux 35, 36, 37, 38, 39,40 et résumés par le tableau 41, a révélé que l'aptitude des eaux à la biologie, présente de multiples altérations de classe médiocre à mauvaise, ces altérations sont : la matière organique et oxydable (DBO<sub>5</sub>, DCO, COT et NKJ), la matière azotée hors nitraté (NKJ et NO<sub>2</sub>), matière phosphorée (PT).

L'aptitude des eaux à produire de l'eau potable, présentait deux altérations classées dans la catégorie mauvaise à savoir l'altération MOOX et l'altération MPMI (pb<sup>+</sup> et Hg<sup>2+</sup>), les paramètres inclus dans ces deux altérations, ont dépassé de loin les valeurs recommandées par le système SEQ-Eau.

En ce qui concerne l'altitude des eaux à l'irrigation et à l'abreuvement, seul l'altération MPMI, présentait un état mauvais. Tandis que l'aptitude des eaux à l'aquaculture, quatre types d'altérations sont placées dans la classe « mauvaise » à savoir : l'altération MOOX, PHOS, PAES et MPMI.

L'aptitude des eaux aux activités de loisirs et aux sports aquatiques, est globalement de qualité médiocre dû à des taux de MES et une transparence de l'eau de seuil « médiocre ».

**Tableau 35:** Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-  
Eau relative aux aptitudes à la biologie.

MATIERES ORGAIQUES ET OXYDABLES (MOOX)					
OD	ODS	DBO5	DCO	COT	NKJ
5,44	59,2	12,25	40,42	10,36	7,05
MATIERES AZOTEES HORS NITRATES (AZOT)					
NKJ	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>				
7,05	0,97				
NITRATES (NITR)					
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>					
3,98					
MATIERES PHOSPHOREES (PHOS)					
PT					
79,33					
EFFET DES PROLIFERATIONS VEGETALES (EPRV)					
Chl+Pheo	ODS	p H	ΔO <sub>2</sub>		
45,37	59,2	7,81	0,992		
PARTICULES EN SUSPENSION (PAES)					
MES	PS				
59,41	0,88				
TEMPERATURE (TEMP)					
T°					
17,58					
ACIDIFICATION (ACID)					
p H					
Min	7,65				
Max	8,01				

**Tableau 36 :** Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdaza selon la grille SEQ-Eau relative à l'aptitudes à la production d'eau potable.

MATIERES ORGAIQUES ET OXYDABLES (MOOX)							
OD	ODS	DBO5	DCO	COT	NKJ		
5,44	59,2	12,25	40,42	10,36	7,05		
NITRATES (NITR)							
NO3-							
3,98							
EFFET DES PROLIFERATIONS VEGETALES (EPRV)							
Chl+Pheo	ODS	p H	ΔO2	Algues			
45,37	59,2	7,81	0,99	32500			
PARTICULES EN SUSPENSION (PAES)							
MES	PS						
59,41	0,88						
ACIDIFICATION (ACID)							
p H							
Min	7,65						
Max	8,01						
MINERALISATION (MINE)							
Cond	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+</sup>	TAC	TH
1082,38	56,04	104,79	39,43	19,33	55,13	21,28	32,64
MICROPOLLUANTS MINERAUX SUR EAU BRUTE (MPMI)							
Hg <sup>+2</sup>	Pb <sup>+2</sup>						
0,04	0,30						

**Tableau 37:** Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes aux activités de loisirs et aux sports aquatiques

PARTICULES EN SUSPENSION (PAES)	
MES	PS
59,41	0,88

**Tableau 38 :** Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes à l'abreuvement.

MATIERES AZOTEES HORS NITRATES (AZOT)			
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>			
0,97			
NITRATES (NITR)			
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
3,98			
MINERALISATION (MINE)			
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Na <sup>+</sup>	
104,79	39,43	55,13	
MICROPOLLUANTS MINERAUX SUR EAU BRUTE (MPMI)			
Hg <sup>+2</sup>	Pb <sup>+2</sup>		
0,04	0,30		

**Tableau 39** : Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes à l'aquaculture

MATIERES ORGAIQUES ET OXYDABLES (MOOX)			
OD	DBO5		
5,44	12,25		
MATIERES AZOTEES HORS NITRATES (AZOT)			
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>			
0,97			
NITRATES (NITR)			
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
3,98			
MATIERES PHOSPHOREES (PHOS)			
PT			
79,33			
EFFET DES PROLIFERATIONS VEGETALES (EPRV)			
Chl+Pheo			
45,37			
PARTICULES EN SUSPENSION (PAES)			
MES			
59,41			
ACIDIFICATION (ACID)			
p H <sub>Min</sub>	p H <sub>Max</sub>		
7,65	8,01		
MINERALISATION (MINE)			
Ca <sup>+2</sup>	TAC		

39,43	21,28		
MICROPOLLUANTS MINÉRAUX SUR EAU BRUTE (MPMI)			
Hg <sup>+2</sup>	Pb <sup>+2</sup>		
0,04	0,30		

**Tableau 40 :** Résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas selon la grille SEQ-Eau relative aux aptitudes à l'irrigation

MINÉRALISATION (MINE)	
Cl <sup>-</sup>	
56,04	
MICROPOLLUANTS MINÉRAUX SUR EAU BRUTE (MPMI)	
Pb <sup>+2</sup>	
0,30	

**Tableau 41 :** Récapitulatif des résultats de l'évaluation des différentes altérations relatives aux usages de l'eau.

Aptitude à la biologie								
MOOX	AZOT	NITR	PHOS	EPRV	PAES	TEMP	ACID	
Aptitude à la production d'eau potable								
MOOX	NITR	EPRV	PAES	ACID	MINE	MPMI		
Aptitude à aux activités de Loisirs et aux sports aquatiques								
PAES								
Aptitude à l'abreuvement								
AZOT	NITR	MINE	MPMI					
Aptitude à l'aquaculture								
MOOX	AZOT	NITR	PHOS	EPRV	PAES	ACID	MINE	MPMI
Aptitude à l'irrigation								
MINE	MPMI							

#### IV.4 Evaluation de la qualité des eaux du barrage à des fins de potabilisation

L'utilisation de l'indice IQE, pour l'évaluation de la qualité des eaux de surface que constitue le barrage Zerdazas, en se basant sur la norme Algérienne, durant la période d'étude, nous a permis d'enregistrer une valeur de l'IQE égale à 58.44; classant les eaux du barrage Zerdazas dans la catégorie « médiocre », traduisant une qualité d'eau est fréquemment menacée ou détériorée ; les conditions s'écartent souvent des niveaux naturels ou souhaitables.

## V. Discussion

Dans le but d'évaluer la qualité des eaux du barrage Zerdazas, en se basant sur le calcul de quelques indices et la comparaison aux normes, nous avons pu constater certains points :

Les eaux du barrage Zerdazas connaissent une stratification thermique durant une période s'étalant de Juin jusqu'à octobre, Les caractéristiques du cycle de stratification thermique dans le réservoir Zerdazas (l'épaisseur des couches, les températures des couches et la période de stratification) caractérisent un plan d'eau monomictique tempéré. Cette stratification de température des eaux influençait profondément la distribution verticale de l'oxygène dissous dans le plan d'eau.

En effet, les principales sources d'oxygène dissous dans un plan d'eau naturel sont la photosynthèse et les apports de l'atmosphère. Dans le réservoir Zerdazas, l'hypolimnion est généralement isolé de ces deux sources, ce qui induit une déplétion progressive de l'OD enregistrée dans la couche profonde. Dans la littérature (Wiebe, 1939, 1940, 1941), il est indiqué que les courants d'eau des rivières alimentant les réservoirs peuvent modifier considérablement le profil vertical de l'oxygène dissous avec l'apparition d'un profil de courbe atypique de l'oxygène dissous. Cet événement est dû au fait que les eaux des rivières sont caractérisées par une forte demande en oxygène. Ce courant d'eau entrant est également lié à d'autres facteurs, tels que la turbidité, le CO<sub>2</sub>, le pH et le nitrite (Lyman, 1944).

D'autre part, le taux d'appauvrissement en oxygène hypolimnétique est reconnu comme un intégrateur du métabolisme des eaux (lac ou réservoir) et définit spécifiquement un état trophique (Hutchinson, 1938 ; Salcher et al., 2011 ; Ask et al., 2009).

La valeur moyenne de l'indice d'état trophique enregistrée pour le barrage de Zerdazas était de 66,80. Cette valeur comparée aux seuils d'état trophique établie par Kratzer et Brezonik (1981), permet de classer ces eaux dans la catégorie eutrophe qui se caractérisent par une productivité élevée.

Selon Carlson (1977), si TSI (Chl a) est supérieur ou égal à TSI (PS), cela indique que le phytoplancton domine l'atténuation de la lumière dans l'eau. Lorsque le TSI (Chl a) est inférieur au TSI (PS), cela indique que les particules en suspension réduisant la transparence de l'eau sont autres que la biomasse de micro-algues présente. D'autre part lorsque le TSI (Chl a) est

supérieur ou égal à TSI (TP) ou TSI (TN), cela signifie que le phosphore ou l'azote limite la croissance des algues (Genkai-kato et Carpenter, 2005 ; Havens, 1994,1995,2000).

Dans le barrage Zerdazas, les valeurs de la TSI (Chl a) étaient largement supérieures à celles de la TSI (PS) de janvier à avril, alors que durant le reste des mois de 2013, il n'y avait pas de différence significative entre ces deux indices. Ceci suggère que l'atténuation de la lumière et la turbidité globale de l'eau du barrage Zerdazas, sont principalement dues à une biomasse significative de phytoplancton en suspension dans les eaux. En effet.

Les valeurs des deux indices TSI (TN) et TSI (TP) sont significativement plus élevées si on les compare à celles enregistrées pour la TSI (Chl a), ceci indique que les éléments phosphore et azote sont en excès dans les eaux du barrage, et ne constituent pas un facteur limitant pour la croissance du phytoplancton. Par conséquent, la biomasse du phytoplancton peut être supérieure à celle enregistrée, ce qui laisse supposer qu'il peut y avoir d'autres facteurs qui limitent le facteur nombre des cellules de micro-algues, tel que le broutage du zooplancton (Carlson, 1992).

Dans les lacs et les réservoirs, des relations significatives ont été identifiées entre la concentration en phosphore et les différents indicateurs de la croissance des algues (chlorophylle a, transparence, déficit en oxygène hypolimnique) (Dillon et Rigler, 1974 ; Chorus et Bartram, 1994) menant à une dominance des cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1994 ; Forsberg et Ryding, 1979 ; Cooke et al., 1993) et qui influence profondément la turbidité de l'eau (Von Sperlinga et al., 2008).

D'autre part, les eaux eutrophes des régions à climats tempérés, connaissent généralement une limitation en élément azote, tandis que les eaux oligotrophes se caractérisent pour la plupart par une limitation en phosphore (Ryding et Rast, 1989). La limitation en azote dans les eaux polluées est due aux rejets d'eaux usées (faible N / P), à la dénitrification (azote perdue du fond du lac) et à la libération de phosphore à partir des sédiments (fertilisation interne). D'un autre côté, d'autres processus, tels que l'excrétion des nutriments par le zooplancton et le métabolisme algal-bactérien, peuvent modifier de manière significative le rapport TN / TP (Ryding et Rast, 1989).

Selon Carvalho et Kirika (2003), la diminution de l'apport des nutriments, réduit la concentration du phosphore dans les lacs, ce qui réduit la biomasse du phytoplancton. D'autres auteurs comme Kleeberg et Dude (1977), Festy et al. (2003) et Horne et Goldman (1994) ont déduit dans leurs travaux, le rôle direct du phosphore dans le développement algale et l'eutrophisation des masses d'eau, ce qui induit des conséquences environnementales et sanitaires alarmantes (libération de toxines algales).

Cependant, la nature oligotrophique du lac, d'après Martynez et al (2005), est indiquée par la diminution de la concentration de phosphore total, alors que Bergman (1999), a constaté une diminution importante de la transparence de la profondeur de Secchi, avec l'augmentation des concentrations de phosphore et de chlorophylle. Ainsi Lech Kufe (2001), a établi une corrélation entre la chlorophylle et le phosphore dans les lacs mésotrophes. Une coïncidence persistante entre l'apparition de la prolifération des *Microcystis* (algue bleu-vert) et celle du phosphore a été observée par Xie et al (2003), au cours de leurs travaux.

D'après Steffanson et al (2001), même si l'eutrophisation est un processus naturel, cependant, elle est souvent accélérée au cours du temps par des activités humaines ; « eutrophisation culturelle ». Les écosystèmes lacustres sont influencés par les êtres humains en augmentant la concentration des éléments nutritifs des plantes, principalement le phosphore (Harper, 1992).

Les nutriments, peuvent pénétrer dans les lacs, le ruissellement agricole, les eaux usées ou les eaux usées, ainsi que par l'élevage du bétail. Cela entraîne un enrichissement excessif des éléments nutritifs dans les masses d'eau, par conséquent ; à la prolifération d'algues. L'épuisement de l'oxygène dissous dans les lacs, peut-être la conséquence du processus de décomposition de la biomasse des algues mortes, ce qui entraîne un environnement anoxique (Devi Prasad et Siddaraju, 2012).

La comparaison de la qualité physicochimique et organique des eaux du barrage Zerdazas avec les recommandations Algérienne pour produire de l'eau potable, via l'indice IQE a permis de classer ces eaux dans la catégorie «médiocre», cela signifie que les résultats enregistrés pour les paramètres mesurés, s'écartent souvent des valeurs fixées par la norme Algérienne, durant la période d'étude.

Cette mauvaise qualité des eaux du barrage à des fins de potabilisation est confirmée par l'utilisation du système SEQ-Eau ,dédié aux différentes aptitudes de l'eau, qui ont permis aussi de classer les eaux du barrage dans la catégorie médiocre pour l'aptitude à la biologie, réduisant ainsi et de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, et la biodiversité globale ; la qualité médiocre est notée notamment pour l'aptitude des eaux aux activités de loisirs et aux sports aquatiques et à l'aquaculture.

La principale altération responsable de la baisse de la qualité des eaux à ces aptitudes est relative à la matière organique et oxydable, au phosphore total présent et aux micropolluants minéraux. L'unique altération rendant la qualité des eaux du barrage mauvaise à des fins d'irrigation et d'abreuvement, c'est le taux plus qu'élevé des teneurs des eaux en éléments  $Pb^+$  et  $Hg^+$ . Il faut noter que la pollution par les métaux lourds est un problème d'actualité, qui préoccupe toutes les communautés soucieuses de maintenir leur patrimoine hydrique à un certain degré de qualité.

Les plus hautes concentrations de métaux lourds sont constatées à proximité des sédiments dues à une sédimentation et accumulation graduelle de ces éléments métalliques au fond des eaux de surface (Saadalla, 1991 ; Abdallaoui,1998 ; Serghini et al.,2001) , ces sédiments par leur composition, sont considérés comme une source de pollution endogène, si les conditions de relargage sont optimales ( Khamar, 2002 ; Chouti et al., 2010 ; Ben Bouih et al.,2005 ; Abrid et al.,2011).

## V. Conclusion

Il en ressort des résultats de l'évaluation des eaux du barrage Zerdazas, les constatations suivantes :

- Le plan d'eau du barrage se caractérise par un profil vertical thermique monomictique chaud (une seule stratification durant l'année survenue durant la saison chaude).
- Un déficit important en oxygène dissous hypolimnétique, témoignant d'une forte consommation biologique.
- Un état eutrophe des eaux du barrage durant toute l'année 2013.
- Des concentrations non limitantes de phosphore et d'azote, par rapport au développement de micro algues dans les eaux du barrage.
- Une transparence des eaux est affectée principalement par les MES de nature minérale, transportées par les eaux de ruissellement du bassin versant et cela durant la période pluvieuse de l'année. Tandis que, durant la période sèche la transparence de l'eau est affectée principalement par la communauté phyto plancton qui s'y trouve.
- Les métaux lourds, ( $Pb^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$ ), la matière organique et oxydable ( $DBO_5$ , DCO, COT et NKJ), le phosphore (PT) , sont les principales altérations affectant l'aptitude des eaux du barrage à divers usages, notamment celui de produire de l'eau potable, à cause des valeurs enregistrées des paramètres qui s'écartent souvent et de manière importante des valeurs fixées par la norme Algérienne des eaux de surface destinées à être potabilisées.

# **CONCLUSION GÉNÉRALE**

Cette présente étude s'inscrit dans le cadre de gestion et de contrôle des ressources hydriques de la Wilaya de Skikda, réalisée durant l'année 2013, elle avait comme objectifs, le suivi des paramètres physico-chimiques et organiques de la retenue d'eau du barrage Zerdazas et l'évaluation de l'aptitude de ses eaux à différents usages. Il en ressort de cette étude, plusieurs points importants :

❖ Les facteurs climatiques de la région d'étude, particulièrement la température de l'air et la pluviométrie, influencent profondément sur la teneur des eaux en éléments organiques et minéraux. À cause du climat méditerranéen semi-aride caractérisé par la présence de deux saisons, qui se distinguent par les températures et la pluviométrie enregistrée, les eaux du barrage connaissent aussi deux périodes dans l'année durant lesquelles les valeurs des paramètres mesurés changent.

Ces facteurs climatiques précités, provoquent des phénomènes naturels possédant un impact majeur sur la teneur des eaux en éléments chimiques à savoir : Le lessivage du bassin versant du barrage, l'évaporation des eaux et concentration des éléments chimiques, ainsi que la mise en place d'une stratification thermique, influençant le mouvement vertical des composants chimiques.

❖ L'évolution des paramètres physico-chimiques et organiques dans les eaux du barrage est identique à celle observée dans les eaux des oueds qui l'alimentent, sauf pour la matière organique d'origine phytoplanctonique, qui s'est avérée plus élevée au niveau du plan d'eau du barrage que celles retrouvées dans les eaux des oueds. A l'opposé, la matière organique particulièrement non phytoplanctonique s'est avérée plus présente dans les eaux des oueds.

❖ L'étude de la corrélation existante entre l'absorbance de l'eau du barrage au UV (254 nm) et leur teneur en COT, COD, ainsi que le paramètre IP, a révélé un potentiel appréciable de la méthode spectrophotométrie simple (Absorbance UV) pour remplacer les méthodes lourdes (classiques) de mesure du COT et COD.

❖ Les eaux du barrage Zerdazas sont eutrophe, de par leur richesse en éléments nutritifs et aussi par l'activité biologique élevée, évaluée par le déficit en oxygène dissous hypolimnétique. Cette abondance d'éléments nutritifs et enregistrée notamment

pour les éléments phosphore et azote et qui ces derniers sont en excès par rapport à la communauté phytoplanctonique présente.

❖ Les taux élevés de matières organiques, phosphore, plomb et mercure, font que les eaux du barrage Zerdazas, possèdent un faible potentiel à différents usages. Néanmoins, la prise en considération de ses altérations enregistrées, permet de remédier à cette mauvaise qualité des eaux du barrage.

**RÉFÉRENCES  
BIBLIOGRAPHIQUES**

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- A.N.B.T., Agence Nationale des barrages et transferts (2006), service d'exploitation du barrage Zerdazas (B.Zrdzs) ; Résultats du levé bathymétrique.
- A.N.B.T., Agence Nationale des barrages et transferts (2015).Service d'exploitation du barrage Zerdazas (B.Zrdzs), Historique d'évaporation au barrage Zerdazas,
- Aas, E., Høkedal, J. et Sørensen, K. (2014). Secchi depth in the Oslofjord–Skagerrak area: theory, experiments and relationships to other quantities. *Ocean Sci.*, 10, 177–199.
- 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 la pollution .Cas du bassin versant de l'oued Beht et de la retenue du barrage El Kansera”. Thèse d'état, Faculté des Sciences de Meknès, 241p.
- ABH, Agence du bassin hydrographique Constantinois- Seybousse- Mellegue. 2002. Cahiers
- Abrid D., El Hmaidí A., Abdallaoui A., Fassi Fihri O. (2011). Essahlaoui A, “Pollution impact on Boufekrane river water's (Meknes – Morocco)” Physico-chemical and bacteriological study. *Phys. Chem. News*, 58, 98-104.
- Abril G. (1999). Dynamique du Carbone dans les estuaires européens : Processus de minéralisation et transfert continent-ocean-atmosphère Thèse université Bordeaux I n° ordre 2128, 294 p.
- Académie des sciences. (1998). Contamination des sols par les éléments en trace : les risques et leur gestion. Rapport 42.
- Achour, S., Guergazi, S. (2002), Incidence de la minéralisation des eaux algériennes sur la réactivité de composés organiques vis-à-vis du chlore, *Rev. Sci. Eau*, 15, 3, 649-668.
- Addinsoft (2016). XLSTAT 2016 : Data Analysis and Statistical Solution for Microsoft Excel. Paris, France.
- AFNOR, (2006). Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl) – NF EN 15204. 39 pp.
- Afri-Mehennaoui-F-Z. (1998). Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Mémoire de magistère en Ecologie. Université Mentouri, Constantine. 238 p.

- Aiken G.R. (1985). Humic Substances in Soil, Sediments and Water, Geochemistry, Isolation and Characterization, Wiley, New York.
- Akindele, EO et Adeniyi, IF. (2013). A study of the physico-chemical water quality, hydrology and zooplankton fauna of Opa Reservoir catchment area, Ile-Ife, Nigeria. African Journal of Environmental Science and Technology. Vol. 7(5), 192-203 pp.
- Algérie. Article scientifique.8p.
- algues vertes. Edition N. Boubée et Cie, Paris, 572p.
- Alpha Sidiki Maiga. (2005). Qualité organoleptique de l'eau de consommation produite et distribuée par l'EDM.SA dans la ville de Bamako : évaluation saisonnière. Thèse de Doctorat en Pharmacie. Univ. Bamako. Mali. 77 p.
- Aminot A., Chaussapied M. (1983), Manuel des analyses chimiques en milieu marin. 395p.
- Aminot, A. et Kérouel, R. (2004). Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses, Edition Ifremer, 336 p.
- André Hade et Nos Lacs (2002). Les connaître pour mieux les protéger, Éditions FIDES, préface de Pierre Dansereau, 359p.
- Ask, J, Karlsson, J., Persson, L., Ask, P., Bystrom, P. et Jansson, M. (2009). Whole-lake estimates of carbon flux through algae and bacteria in benthic and pelagic habitats of clear-water lakes. Ecology, 90: 1923-1932.
- Back, W. (1961). Techniques for mapping of hydrochemical facies. USGS Prof. Pap., Vol. 424-D: 380-382.
- Back, W., Hanshaw, B.B. (1965). Chemical geohydrology. Adv Hydrosci, 2: 49-109.
- Balakrishna K. et Probst J L. (2005). Organic carbon transport and C/N ratio variations in a large tropical river : Godavari as a case study, India. Biogeochemistry **73**: 457-473.
- Barbe, J., Lafont, M., Mouthon, J., et Philippe M. (2003). Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau. Département Gestion des Milieux Aquatiques, Unité de Recherche
- Barth J.A.C. et Veizer J. (1999). Carbon cycle in the St. Lawrence aquatic ecosystems at Cornwall (Ontario), Canada : seasonal and spatial variations, Chemical Geology, 159, 107-128.
- Battin, T.J., Luysaert, S., Kaplan, L.A., Aufdenkampe, A.K., Richter, A. et Tranvik, L.J. (2009). The boundless carbon cycle. Nature Geoscience, 2, 598-600.
- Belhadj, M.Z. (2007). Etude de la pollution des eaux de surface du barrage de Zit El Anba. Région Est de Skikda. NE algérien. Mémoire de Magister Dép. Hydrau. Univ. Batna. 225 p.

- Belhadj, M.Z. (2017). Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda. Thèse de Doctorat en Hydraulique. Univ. Batna. 200 p.
- Belhadj, M.Z., Boudoukha, A. et Mezedjri, L. (2011). Qualité Des Eaux De Surface et Leur Impact Sur L'environnement Dans la Wilaya de Skikda (Nord-est de l'Algérie). (Contamination Naturelle Par le Mercure). European Journal of Scientific Research. 56, 2, 204-211.
- Ben Bouih H., Nassali H., Leblans M., Srhiri A. (2005). "Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc)". Afrique Sciences, 1, 109-125.
- Ben rabah, S. (2006). Etat actuel des ressources en eau dans la wilaya de skikda (essai de synthese) bilan – gestion – perspective. Mémoire de magistère, Université Badji Mokhtar, Annaba, 209 pp. +annexes
- Bennion, H., Smith, M.A. (2000). Variability in the water chemistry of shallow ponds of South East England with special reference to the seasonality of nutrient and modeling trophic state. Hydrobiologia, 436: 145-158.
- Bentouati, L. et Bouzidi., A. (2011). Etude de la qualité des eaux souterraines de la Wilaya de Sétif » ScienceLib Editions Mersenne, 3 : 111-207.
- Bergman, E. (1999). changes in the nutrient load and lake water chemistry in lake Ringsjoin, Southern Sweden from 1966-1996. Hydrobiologia 404: 9-18.  
Biologie des Ecosystèmes Aquatiques, Laboratoire Diagnose des Systèmes Aquatiques
- Birguy, L.D., Kenfack, S., Millogo-Rasolodimby, J. (2008). Évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un cours d'eau temporaire du Burkina Faso – Le cas du Massili dans le Kadiogo. Sud Sciences et Technologies, 16 : 23-28.
- Bloesch, J. (2004). Sedimentation and Lake Sediment Formation. In : The Lakes Handbook: Limnology and Limnetic Ecology. (Ed<sup>^</sup>Eds P.E. O'sullivan & C.S. Reynolds), pp. 197-229. Blackwell Publishing, Oxford.
- Boeglin, J.L., Ndam, J.R. et Braun, J.J. (2003). Composition of the Different Reservoir Waters in a Tropical Humid Area : Example of the Nsimi Catchment (Southern Cameroon). Journal of African Earth Sciences, 37, 103-110.
- Boudjellab Z., Ghannam M., et Soumati B. (2017). Influence of the Thermal Stratification on the Water Quality of the Cheffia Reservoir (North-East Algeria). J. Appl. Environ. Biol. Sci., 7(9)47-58.
- Boudoukha, A., Bouguerne, A. (2010). Les métaux lourds dans les eaux de surface de Oued Bousselem ; discussion des données analytiques. Geomagheb, 6, 97-104.

- Boudoukha, A., Boulaarak, M. (2013). Pollution des eaux du barrage de Hammam Grouz par les nutriments (Est algérien). Bull. Serv. Géol. Nat. Vol. 24 (2).
- Boulétreau S., Garabétian T., Sauvage S. et Sanchez-Perez J. M. (2006). Assessing the importance of a self-generated detachment process in river biofilm models. *Freshwater Biology* 51: 901-912.
- Bourbonniere R. A. et Van Halderen T. (1989) Fractional precipitation of humic acid from colored natural waters, *Wat. Air Soil Pollut.* 46, 187-198.
- Bourrelly, P. (1966). Les algues d'eau douces, initiation à la systématique. Tome 1 : Les
- Bremond, R., Vuichard, R. (1973). Paramètres de la qualité des eaux, OSPEPE, Paris.
- Brown, T., et Simpson, J. (2001). Watershed Protection Techniques, suppl. Special Issue: Urban Lake Management; Ellicott City Vol. 3, N° 4, 771-781.
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22:361-369.
- Carlson, R.E., Simpson, J. (1996). A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society. 96 pp.
- Caron, D.A. (1994). Inorganic nutrients, bacteria, and the microbial loop. *Microb. Ecol.*, 28: 295-298.
- Carvalho, L., Kirka, A. (2003). Changes in shallow lake functioning response to climate changes and nutrient reduction. *Hydrobiologia*. 506: 789-796.
- Cavanaugh J C, Richardson W B, Strauss C. et Bartsch L A. (2006). Nitrogen dynamics in seiment during water level manipulation on the upper mississippi river. *River research and applications* 22: 651-666.
- CCME, Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2001). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0. Rapport technique. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- CCME, le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, (2011). Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au canada, 219p.
- CEAEQ, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec. (2012). Identification, dénombrement et estimation du biovolume des cyanobactéries et des algues, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 22 p.
- Celleric, Jean Juc. (2002). La dégradation de la qualité de l'eau dans le réseau. Paris.

- CEMAGREF. (2004), Facteurs expliquant la présence de matière organique dans les eaux superficielles en Bretagne : Analyse des données existantes. Rapport final.
- Chekroud H., (2007). Étude de la pollution des eaux de la plaine de Telezza due aux activités agricoles et commerciales. Mémoire de Magister. Université du 20 Août 1955 - Skikda. 56 p.
- Cheremisinoff, N.P. (2001). Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies. eBook ISBN: 9780080523842. 576p.
- Chin, Y.P., Aiken, G., Oloughlin, E. (1994). Molecular-weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environmental Science & Technology* 28, 1853-1858.
- Chorus, I. et Bartram, J. (1994). Toxic Cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management, World Health Organization, London, 400 pp.
- Chouti W., Mama D., Changotade O., Alapini F. and Boukari M. (2010). “Étude des éléments traces métalliques contenus dans les sédiments de la lagune de Porto-Novo (Sud Bénin)”. *Journal of Applied Biosciences*. 34, 2186–2197.
- Coble, P. G. (2007). Marine optical biogeochemistry: The chemistry of ocean color. *Chem. Rev.* 107: 402–418.
- Codd, G.A. (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol. Eng.*, 16: 51-60.
- Cole, J.J., Findlay, S., et Pace, M.L. (1988). Bacterial production in Fresh and saltwater : A crosssystem overview. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 43: 1-10.
- Cole, J.J., Pace, M. L., Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. (2000) Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. *Limnology and Oceanography*, **45**, 1718-1730.
- Cooke, G.D., Welch, E.B. , Peterson S.A. et Newroth, P.R. (1993). Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Lewis Publishers, Boca Raton, 548 pp.
- Corbeil, C., Dion, M.E. et Néron, D. (2007). Diagnose écologique sommaire de lacs du territoire de saint-aimé-des-lacs. Groupe Hémisphères. Canada. 31p.
- Côté, R., Bussières, D., et Desagne, P. (2002). Distribution spatio-temporelle du phytoplancton 15 (3), 597-614. et du zooplancton dans le lac Saint-Jean (Québec), un réservoir hydroélectrique. *Rev. Sci. Eau*.

- Crathorne B., Fielding M-, Steel C.P. et Watts C D. (1984). Organic compounds in water : Analysis with coupled-column HPLC and soft ionisation mass spectrometry, *Envir. Sci. Technol.*, 18, 797-802.
- Craun, G.F., Nwachuku, N., Calderon, R.L., et Craun, M.F. (2002). Outbreaks in drinking-water systems, 1991-1998. *J. Environ Health*, 65: 16-23.
- CREPA, Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût, Centre collaborant de l'OMS. (2007). Contrôle et suivi de la qualité des eaux usées protocole de détermination des paramètres physico-chimiques et bactériologiques : Physico-chimie, Organique, Bactériologie.52p.
- Croue, J.P. (1987). Contribution à l'étude de l'oxydation par le chlore et l'ozone d'acides fulviques extraits d'eaux de surface, Thèse de Docteur d'Université, Poitiers, France. de l'A.B.H.- C.S.M. n°2.
- De Villers, J., Squilbin, M., et yourassowsky, C. (2005). Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface. Institut Bruxellois pour la gestion de l'environnement,16p.
- Dégrémont (1984). Mémento technique de l'eau, 9 ème Ed. Tome 1.
- Dégrémont (2005). Mémento technique de l'eau, 10 ème Ed.Tome 1 - Tome 2. 2503p.
- Degremont. (1989), Memento technique de l'eau, 9ème Ed., Ed. Lavoisier, Paris, Tome 1, 575-581.
- Del Giorgio, P.A. et Cole, J.J. (1998). Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 503-541.
- Del Giorgio, P.A., Cole, J. J. et Cimblaris, A. (1997). Respiration rates in bacteria exceed
- Del Giorgio, P.A., Cole, J.J., Caraco, N.F. et Peters, R.H. (1999). Linking planktonic biomass and metabolism to net gas fluxes in northern temperate lakes. *Ecology*, **80**, 1422-1431.
- Del Vecchio, R. et Blough, N. V. (2002). Photobleaching of chromophoric dissolved organic matter in natural waters: Kinetics and modeling. *Mar. Chem.* 78: 231–253.
- Della Bella V., Puccinelli C., Marcheggiani S. et Mancini L. (2007). Benthic diatom communities and their relationship to water chemistry in wetlands of Italy. *Ann- limn- int-J.Lim.*43(2) 89-99.
- Desagne, P. (1999). Aspect de la productivité primaire et secondaire d'un réservoir hydroélectrique Québécois. *Mem. Univ. Québec*. 70p.

- Devi Prasad, A. G., et Siddaraju. (2012). Carlson's Trophic State Index for the assessment of trophic status of two Lakes in Mandya district. *Advances in Applied Science Research*, 3 (5) :2992-2996.
- Dickman, E.M., Newell, J.M., Gonzalez, M.J. et Vanni, M.J. (2008). Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 18408-18412.
- Dickman, E.M., Vanni, M.J. et Horgan, M.J. (2006). Interactive effects of light and nutrients on phytoplankton stoichiometry. *Oecologia*, 149, 676-689.
- Dillon, P.J. et Rigler, F.H. (1974). The Phosphorus-Chlorophyll relationship in lakes. *Limnology & Oceanography*, 19, 4: 767-773.
- Djermakoye, H. (2005). Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries ; Caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Thés Doc Pharmacie. Université de BAMAKO. 123p.
- Dodson, A.N. et Thomas, W.H. (1964). Concentrating plankton in a gentle fashion. *Limnol.Oceanogr.* 9: 455-456.
- Dore M. (1989), Chimie des oxydants- Traitement des eaux. Lavoisier, Paris.
- DPAT, Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire de Skikda. (2013). Annuaire statistique de la Wilaya de Skikda.
- Druart, J.C. et Rimet, F. (2008). Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA-Thonon, Rapport SHL 283, 96 p.
- Duarte, C. et Prairie, Y. (2005). Prevalence of Heterotrophy and Atmospheric CO<sub>2</sub> Emissions from Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*, **8**, 862-870.
- Duarte, C.M., Prairie, Y.T., Montes, C., Cole, J.J., Striegl, R., Melack, J. et Downing, J.A. (2008). CO<sub>2</sub> emissions from saline lakes: A global estimate of a surprisingly large flux. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 113, 7.
- Dubnyak S. et Timchenko V. (2000). Ecological role of hydrodynamic processes in Dniپر reservoirs *Ecological Engineering* 16: 181-188.
- Dunalska J., Zdanowski B. et Stawecki K. (2003). Variability of dissolved organic carbon (DOC) and particulate organic carbon (POC) in the waters of Lake Wigry. *Limnological Review* 3: 59-64.
- Duursma, E. K., et Dawson, R. (1981). Marine organic chemistry. Elsevier Oceanogr. Ser. No. 31. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, Oxford, and New York. 521 p.

- Eckenfelder, W. (1982). Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Techniques de documentation. Ed. Lavoisier, Paris. 503p.
- Elçi, S. (2008). Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology*, 2: 135-142.
- Elser, J., Foster, D. et Hecky, R. (1995). Effects of zooplankton on sedimentation in pelagic ecosystems: Theory and test in two lakes of the Canadian shield. *Biogeochemistry*, 30, 143-170.
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B. et Smith, J.E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, **10**, 1135-1142.  
et Cemagref - Groupement de Lyon, France. 31p.
- Etcheber, H. (1986). Bio géochimie de la matière organique en milieu estuarien : comportement, bilan, propriétés. Cas de la Gironde. Mémoires de l'institut de géologie de Bordeaux n° 19, 273 p.
- Eugster, H.P. et Hardie, L.A. (1978). Saline lakes, in lakes-chemistry. *Geology, Physics*, A. Lerman, ed., Springer. Verlag, New York, 237-293pp.
- Faurie C., Medori P., Ferra C., et al, (2003) : Écologie : Approche scientifique et pratique. 5ème Edition Lavoisier doc et Tec, Paris, p.312.
- Fayolle S., Cazaubon A. et Comte K. (1999). Reponses et strategies d'adaptation des communautés algales épilithiques à différents regimes hydrologiques. *C.R Acad. Sci. Paris* 322. 413-422.
- FD T90-112 (Juillet 1998). Qualité de l'eau - Dosage de huit éléments métalliques (Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Pb) par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme.
- Festy, B., Hartmann, P., Ledrans, M., Levallois, P., Payment, P., et Tricard, D. (2003).
- Findlay, D. L. et Kling, H. J. (2000). Protocoles de mesure de la biodiversité : Le phytoplancton d'eau douce, Ministère des Pêches et Océans, Institut des Eaux douces. University Crescent Winnipeg, Manitoba.
- Forsberg, C.G. et Ryding, S.O. (1979). Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish wastewater-receiving lakes, *Arch. Hydrobiol.*, 89: 189-207.
- Gaujous, D. (1995). La pollution des milieux aquatiques, aide-mémoire, Édition 2, Éditeur Tec & Doc Lavoisier, 220 p.

- Gaussen H. et Bagnouls F. (1953). Saison et indice xérothermique. Doc. Cart. Prod. Vég. Serv. Gén. II, 1, art. VIII, Toulouse, 47 p.
- Gebara B. et Goetting, M.M. (1994). Life-threatening methemoglobinemia in infants with diarrhea and acidosis. Clin Pediatr. , 33: 370-373.
- Gelperin A., Moses V.J. et Fox G. (1976). Nitrate in water supplies and cancer. Illinois Med. J. 149, 251-253.
- Genkai-kato, M. et Carpenter, S. R. (2005). Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake Morphometry, temperature, and macrophytes. Ecology, 86(1): 210-219.
- Ghazali, D., Zaid, A. (2013). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (région de Meknes –Maroc), Larhyss Journal, 12, PP : 25-36.
- Gikas, Georgios D., Tsihrintzis, Vassilios A., Akrotos, Christos S. et Haralambidis Georgios. (2009). Water quality trends in Polyphytos reservoir, Aliakmon River, Greece, Environ Monit Assess, 149 :163–181.
- Górnjak, A. (1996). Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych (Humic substances and their role in functioning of the fresh-water ecosystems) Diss. Univ. Varsoviensis 448, Białystok (in Polish) : 1-151.
- Górnjak, A. (2001). Dissolved organic carbon in lake waters of Eastern Poland. Limnological Review 1 : 117-124.  
Greece.
- Guergazi S., Harrat N., Achour S., (2006), Paramètres organiques et potentiels de formation du chloroforme d'eaux de surface de l'Est Algérien, Courrier du Savoir Scientifique et Technique, 7, 45-50.
- Guillemin, C. et Roux, J.C. (1992). "Pollution des eaux souterraines en France - Bilan des connaissances, impacts et moyens de prévention".Editions du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières) - Collection "Manuels & Méthodes" (n°23), 264 p.
- Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2017). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on March 2013 to April 2014.
- Hall, S.R., Leibold, M.A., Lytle, D.A. et Smith, V.H. (2004). Stoichiometry and planktonic grazer composition over gradients of light, nutrients, and predation risk. Ecology, 85, 2291-2301.

- Hall, S.R., Shurin, J.B., Diehl, S. et Nisbet, R.M. (2007) Food quality, nutrient limitation of secondary production, and the strength of trophic cascades. *Oikos*, 116, 1128-1143.
- Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. et Cembella, A.D. (1995). *Manual on Harmful Marine Microalgae*. IOC Manuals and Guides, UNESCO., 33: 551 p.
- Hallegraeff, G.M. (1976). Pigment diversity in freshwater phytoplankton. I.A. : Comparison of spectrophotometric and paper chromatographic methods, *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 61 : 149-168.
- Hallegraeff, G.M. (1977). Pigment diversity in freshwater phytoplankton II, Summer succession in three Dutch lakes with different trophic characteristics, *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 62 : 19-39.
- Handouzi M. A. (2011). Evolution du chimisme des eaux du barrage Mexanna (Nord-Est Algérie). Mémoire de Magister en Hydrogéologie. Université Badji Mokhtar-Annaba. 140p.
- Harper, D. (1992). *Eutrophication of fresh water*, Chapman and Hill, London.
- Harrat, N. (2007). Qualité des eaux de surface de l'Est algérien et leur réactivité vis-à-vis du chlore. Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar, Annaba, 62p.
- Harrat. N. (2013). Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eaux de surface. Thèse Doctorat en sciences. Spécialité : Hydraulique, Université Mohamed Khider – Biskra.
- Havens, K.E., 1994. Seasonal and spatial variation in nutrient limitation in a shallow subtropical lake (Lake Okeechobee, Florida) as evidenced by trophic state index deviations. *Arch. Hydrobiol.*, 131: 39-53.
- Havens, K.E., 1995. Secondary nitrogen limitation in a subtropical lake impacted by non-point source agricultural pollution. *Environ Pollut.*, 89: 241-246.
- Havens, K.E., 2000. Using Trophic State Index (TSI) values to draw inferences regarding phytoplankton limiting factors and seston composition from routine water quality monitoring data. *Korean J. Limnol.*, 33: 187-196.
- Hecky, R.E. et Kilham, P. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in fresh-water and marine environments - a review of recent-evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33, 796-822.
- Heiskary, S.A. (1985). Trophic state of Minnesota lakes. MQCA Roseville.
- Helms, J. R., Stubbins, A. , Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J. et Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and

photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 53: 955–969.

- Hood, E., Williams, M. W. et McKnight, D. M. (2005). Sources of dissolved organic matter (DOM) in a Rocky Mountain stream using chemical fractionation and stable isotopes. *Biogeochemistry* 74: 231–255.
- Horne, A.J., Goldman, C.R. (1994). *Limnology*, 2nd Ed. McGraw Hill, New York.
- Hutchinson, G. (1957). *A treatise on Limnology. Geography, Physics and Chemistry*, volume 1. John Wiley, New York.
- Hutchinson, G.E. (1938). On the relation between oxygen deficit and the productivity and typology of lakes. *Int. Revue Ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 36: 336-355.
- IBM Corp. Released (2011). IBM SPSS Statistics software for Windows, Version 20.0. Armonk, NY.
- ISO 15705:2002 (Novembre 2002). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice de demande chimique en oxygène (ST-DCO) - Méthode à petite échelle en tube fermé.
- ISO 5663 (1984). Qualité de l'eau -- Dosage de l'azote Kjeldahl -- Méthode après minéralisation au sélénium.
- ISO 6058 (1984). Water quality — Determination of calcium content — EDTA titrimetric method.
- ISO 7150/1-1984. Qualité de l'eau -- Dosage spectrométrique de l'ammonium.
- ISO 7890-1(1986). Water quality -- Determination of nitrate -- Part 1: 2,6-Dimethylphenol spectrometric method.
- ISO 8245:1999 (Mars 1999). Qualité de l'eau - lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (COT) et du carbone organique dissous (COD).
- ISO 9297 (1989). Qualité de l'eau -- Dosage des chlorures -- Titration au nitrate d'argent avec du chromate comme indicateur (Méthode de Mohr).
- ISO 9964-3 (1993). Water quality -- Determination of sodium and potassium -- Part 3: Determination of sodium and potassium by flame emission spectrometry.
- Jain, C.K. (2002). A Hydro-Chemical Study of a Mountainous Watershed: the Ganges, India, *Water Research*, 36(5), 1262-1274.
- Jansson, M., Bergstrom, A.K., Blomqvist, P. & Drakare, S. (2000) Allochthonous organic carbon and phytoplankton/bacterioplankton production relationships in lakes. *Ecology*, 81, 3250-3255.
- Jeffrey, S.W. (1974). Profiles of photosynthetic pigments in the ocean using thin-layer chromatography, *Mar. Biol.* 26 : 101-110.

- JORA, Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. (2011). Conventions et accords internationaux - lois et décrets, arrêtés, décisions, avis, communications et annonces. n°34.22p.
- Kankou M., (2004). Vulnérabilité des eaux et des sols de la rive droite du fleuve Sénégal en Mauritanie- étude en laboratoire du comportement de deux pesticides. Thèse de doctorat, Université de Limoges, pp 23-24.
- Katsiapi, M., Moustaka-Gouni, M., Michaloudi, E. et Kormas, K.A. (2011). Phytoplankton and water quality in a Mediterranean drinking-water reservoir, Marathonas, Reservoir Greece. *Environ Monit. Assess*, 181: 563-575.
- Kemmer, F.N. (1984) : « Nalco-Manuel de l'eau ». Édition : Paris : Technique et Documentation Lavoisier, (4e tirage revu, 1983). Livre, ISBN/ISSN/EAN : 978-2-85206-220-7.
- Kemoukh S. (2007). Dégradation de la qualité des eaux du barrage de Zerdez suite à une pollution naturelle (W.de Skikda). Mémoire de Magister Dép. Hydrau. Univ. Batna. 127 p.
- Khamar M. (2002). « Etude de la charge en métaux lourds dans les eaux; sédiments; les sols et les productions agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Fès ». Thèse de Doctorat, Université Moulay Ismail, Faculté des Sciences, Meknès, 213p.
- Kieber, R. J., Zhou, X. L. et Mopper, K. (1990). Formation of carbonyl-compounds from UV-induced photodegradation of humic substances in natural-waters—fate of riverine carbon in the Sea. *Limnol. Oceanogr.* 35: 1503–1515.
- Kirchman, D.L. (1994). The uptake of inorganic nutrients by heterotrophic bacteria. *Microb. Ecol.*, 28:255-271.
- Kleeberg A. et Heidenreich M. (2004). Release of nitrogen and phosphorus from macrophyte stands of summer dried out sediments of a eutrophic reservoir . *Archives fur Hydrobiology* 159(1): 115-136.
- Kleeberg, et Dude, G.E. (1977). Changes in the extent of phosphorus release in shallow lake Grodermiggelsee, Germany, Belgium due to climate factors and load. *Marine Geology.* 139 : 61-75.
- Kosaric, N. et Fazilet Vardar Sukan (1993). Biosurfactants : Production : Properties Applications. CRC Press, 17 févr. 1993 - 504 p.
- Kratzer, C.R., Brezonik. P.L. (1981). A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water. Res. Bull.* 17: 713-715.

- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, **29**, 437-450.
- Lalancette, A. (2012). Méthodes de lutte à la contamination des eaux de surface en Montérégie par les pesticides agricoles. Thèse en vue de l'obtention du grade de maître en environnement. Université de Sherbrooke. 114p.
- Laplace-Treytore, C., Barbe, J. et Dutartre, A. (2009). Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE. Cemagref et INRA. Version 3.3.1, 44p.
- Lechevallier, M. W. (1990). Coliform regrowth in drinking water : A review. *J. AM. Water Works Assoc.*, 82 (11), 74-86.
- Lech Kufe, (2001). Uncoupling of chlorophyll and nutrients in lakes-possible reasons, expected consequences. *Hydrobiologia* 443: 59-67.
- Lecointe C., Coste M. et Prygiel J. (1993). « Omnidia » : Software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Lefebvre E. (1990), Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux : Effet de la pré oxydation. Thèse Doctorat d'Université, Poitiers.
- Lefebvre, E. et Croue, J.P. (1995). Modification de la matière organique lors des traitements conventionnels de potabilisation, *Rev. Sci. Eau.*, 8, 463-479.
- Lewis, W.M. (1987). Tropical limnology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 159-184.
- Lin R. G. (1988). Etude du potentiel de dégradation de la matière organique particulaire au passage eau douce : eau salée/ cas de l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, 270p.
- Liu N, 2005. Study on rule of nitrogen and phosphorus release from sediments in Yanghe Reservoir. Ph.D Thesis. Taiyuan University of Technology, Taiyuan.
- Ludwig, W. (1997). Continental Erosion and river transport of organic carbon to the World's oceans. *Sciences Géologiques Mémoire n°98*.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., et Le Creen, E.D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers by counting and the statistical basis of enumeration by counting. *Hydrobiologia* 11, 143-170.
- Lyman, E.F. (1944). Effects of a Flood upon Temperature and Dissolved Oxygen Relationships in Cherokee Reservoir, Tennessee. *Ecology*, 25, 1: 70-84.

- Lympelopoulou, D.S., Kormas, K.A., et Karagouni, A.D. (2011). Variability of prokaryotic community structure in a drinking water reservoir, Marathonas, Greece. *Microbes Environ*, 27: 1-8.
- Ma, Y., Guo, Q.L., Huang T.L. et Tan, P. (2013). An Response characteristics of water quality to the seasonal thermal stratification in Jin-pen reservoir along the Heihe river, Xi'an city in China. *J. Hydraul. Eng.*, 44: 406-415.
- Mamoudou, M. (2008). Dynamique de transfert des matières organiques et inorganiques le long du continuum fluvial de la garonne : impact de la retenue de malause. Thèse de doctorat. Université de Toulouse.192p.
- Martin-Mousset B., Lefebvre E., Croue, J.P. et Legube.B.(1997).Distribution and characterization of dissolved organic matter of surface waters.*Water Research* 31(3):541-553.
- Martynez, V.A, Tavera, R. (2005). A hydrobiological study to interpret the presence of Desmids in lake Zirahuen, Mexico. *Limnoligica*, 35 : 61-69.
- Mathieu A. et Babut M. (2012). Contamination des poissons d'eau douce par des contaminants persistants : polychlorobiphényles (PCB), dioxines, furanes, mercure. Etude des relations biote-sédiment pour les PCB. Rapport final. 42p.
- Mayer L.M. 1999. Extent of coverage of mineral surfaces by organic matter in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol. 63, No.2, pp. 207-215.
- Mecibah, I.(2008). Les ressources en eau et gestion intégrée du bassin versant d'Oued Guebli (Nord-Est Algérien). . Mémoire de magistère, Université Badji Mokhtar, Annaba, 262 pp. +annexes
- Medjani F. (2007). Ressources en eau, vulnérabilité et développement durable dans la plaine de Skikda (NE Algérien). Mémoire de magister en Hydrogéologie, Université Badji Mokhtar-Annaba.120p.
- Menden- Deuer S, Lessard J E. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protest plankton. *Limnol. Oceanogr.*, 45(3)569-579.
- Mohan, D. et Singh K.P. (2002). *Water Res.* 36 : 2304–2318.
- Mohan,D. et Pittman C.U. (2006). P.H. Steele Jr., *Colloid Interface Sci.* 297 :489–504.
- Moran, M. A. et Zepp, R. G. (1997). Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1307–1316.
- Morot- Gaudry J F. (1997). Assimilation de l'azote chez les plantes : aspects physiologique, biochimique et moléculaire. Editions INRA Paris.

- Morris, R.D., Audet, A.M. et Angelillo, I.F. (1992), Chlorination, chlorination byproducts, and cancer: A meta-analysis, *Am. J. public health*, 82, 7, 955-963.
- Moustaka, M. (1988). Seasonal variations, annual periodicity and spatial distribution of phytoplankton in Lake Volvi. Doctoral dissertation. Aristotle University of Thessaloniki,
- Myklestad, S.M. (1995). Release of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. *Science of The Total Environment*, 165, 155-164.
- Nalco, (1983). Manuel de l'eau, Tec- Doc- Lavoisier, Paris.
- Namour P. (1999). Autoépuration des rejets organiques domestiques : Nature de la matière organique résiduaire et son effet en rivière. Thèse doctorat Université Claude BERNARD Lyon 1. Numéro d'ordre 2322-99. 172 p.
- Naseem, R. et Tahir, S.S. (2001). Removal of Pb (II) from aqueous/acidic solutions by using bentonite as an adsorbent. *Wat. Res.*, 33(11) :3982–3986.
- NF EN 1483 (Juin 2007). Dosage du mercure - Méthode par spectrométrie d'absorption atomique.
- NF EN 1484 (Juillet 1997). Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD).
- NF EN 1899-2 (Mai 1998). Qualité de l'eau - Détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBOn) - Partie 2 : méthode pour les échantillons non dilués.
- NF EN 25813 (mars 1993). Qualité de l'eau – Dosage de l'oxygène dissous – Méthode iodométrique (indice de classement T 90-141).
- NF EN 25814 (mars 1993). Qualité de l'eau – Dosage de l'oxygène dissous – Méthode iodométrique à la sonde (indice de classement T 90-106).
- NF EN 27888 (Janvier 1994). Qualité de l'eau – Détermination de la conductivité (Indice de classement : T90-031).
- NF EN 872 (Juin 2005). Qualité de l'eau - Dosage des matière en suspension, Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre.
- NF EN ISO 8467 (juillet 1995). Détermination de l'indice permanganate (indice de classement T90-050).
- NF EN ISO 8467 (Juillet 1995). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice permanganate.
- NF EN ISO 9963-1 (février 1996). Qualité de l'eau – Détermination de l'alcalinité – Partie 1 : Détermination de l'alcalinité totale et composite (Indice de classement : T90-036).
- NF T 90-008 (Février 2001). Qualité de l'eau – Détermination du pH.

- NF T90-003 (août 1984). Essais des eaux – Détermination de la concentration totale en calcium et magnésium – Méthode titrimétrique à l'EDTA.
- NF T90-017 (juin 1982). Essais des eaux - Dosage du fer - Méthode spectrométrique à la phénantroline-1,10.
- NF T90-029 (Août 2002). Qualité de l'eau - Détermination des résidus secs à 105 °C et 180 °C.
- NFT 90-009 (septembre 1986). Essais des eaux – Dosage des ions sulfates – Méthode gravimétrique.
- NFT EN 26777 (mai 1993). Qualité de l'eau – Dosage des nitrites – Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire (indice de classement T90-013).
- NIC, National Institute of Cartography and Remote Sensing, (2005). Topographic map: EL Harrouche, NJEast, 32-1-34 (1: 50000).
- Nofdiato N. (2005). Termes de gain et perte relatif à la dynamique du périphyton : étude expérimentale se référant au cas de la Garonne. Thèse de l'université Toulouse III. 139p.
- Nowicki B L, Requentana E, Vankeuren D. et Portnoy J. (1999). The role of sediment denitrification in reducing groundwater-derived nitrate inputs to Nauset Marsh Estuary, Cape Cod, Massachusetts. *Estuaries* 22(2A): 245-259.
- Padisak, J. (2004). Phytoplankton. In : *The Lakes Handbook : Limnology and Limnetic Ecology*. (Ed<sup>^</sup>Eds P.E. O'sullivan & C.S. Reynolds). Blackwell Publishing, Oxford. 251-308pp.
- Parszuto K. (2003). Dynamika węgla organicznego w wodach jezior poddawanych różnym metodom rekultywacji (Dynamics of organic carbon in waters of lakes recultivated by various methods). Praca doktorska. Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska UWM w Olsztynie (in Polish with English summary): 1-110.
- Perdue et Ritchie (2003). Dissolved Organic Matter in Freshwaters. *Treatise on Geochemistry, Volume 5*. 605p.
- Petit Jean, P. et Gruau, G. (2005). Matière organique dans les eaux naturelles. Dosage et problèmes inhérents : Formation relative à la pollution des rivières de Bretagne par les matières organiques. Disponible sur [www.bretagne-environnement.org](http://www.bretagne-environnement.org).
- Petit Jean, P., Henin, O. et Gruau, G. (2004). Dosage du Carbone Organique dissous dans les eaux naturelles. Intérêt, principe, mise en oeuvre et précautions opératoires. Cahiers techniques de géosciences de Rennes n°3.

- Phiri C., Day J. E., Chimbari E. M. et Dhlomo E. (2007). Epiphytic diatoms associated with a submerged macrophyte, *Vallisneria aethiopica*, in the shallow marginal areas of Sanyati Basin (Lake Kariba): a preliminary assessment of their use as biomonitoring tools. *Aquat Ecol* 41:169–181.
- phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature*, **385**, 148-151.
- Piper, A.M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *Trans Am Geophys Union*, 25: 914-932.
- Qualité de l'eau. Édition Tec & Doc, p. 37.
- Ramade F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ed inscience internationale, Paris, 786p.
- Ramade F. (2002). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ralston J., 1971. De-icing salts as a source of water pollution. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto.
- Ramade, F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ed inscience internationale, Paris, 786p.
- Reckhow D. A., Singer P. C. et Malcolm R. L. (1990). Chlorination of humic materials: byproducts formation and chemical interpretations. *Environ. Sci. Technol.* 11,478--482.
- Reddad, Z., Gerente, C., Andres, Y. et Le Cloirec, P. (2002). *Environ. Sci. Technol.* 36 : 2067–2073.
- Rehi, R. et Gaid, A. (1987), Optimisation du traitement physico-chimique d'une eau de surface. Cas de l'oued Kessir alimentant la ville de Jijel, T.S.M L'eau, 4, 169-171.
- Reynolds, C. S., Jaworski, G. H. M. (1978). Enumeration of natural *Microcystis* populations. *European Journal of Phycology*, 13, 269–277.
- Rhee, G.Y. et Gotham, I.J. (1981). The effect of environmental-factors on phytoplankton growth - light and the interactions of light with nitrate limitation. *Limnology and Oceanography*, 26, 649-659.
- Riemann, B. (1982). Measurement of chlorophyll a and its degradation products : A comparison of methods, *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 16 : 19-24.
- Rodier, J., Legube B., Merlet N. et coll. (2009). L'analyse de l'eau. DUNOD, 9<sup>ème</sup> édition, Paris, 1579p.
- Rott, H.E. (1981). Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* 43 (1), 34-62.

- Ryding, S. et Rast, W. (1989). *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*, UNESCO, Paris, 314 pp.
- Saadallah M. (1991). "Contribution à l'étude de la pollution métallique des sédiments des cours d'eaux Marocains. Cas de l'oued Boufèkrane". Thèse de 3ème cycle, Université Moulay Ismail, Faculté des Sciences de Meknès, 241p.
- Salcher, M.M., Pernthaler J., Frater N. et Posch, T. (2011). Vertical and longitudinal distribution patterns of different bacterioplankton populations in a canyon-shaped, deep prealpine lake. *Limnol. Oceanogr.*, 56: 2027-2039.
- Sand-Jensen, K. (1976). A comparison of chlorophyll "a" determinations of unstored and
- 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.
- Sarmento, H. (2012). New paradigms in tropical limnology : The importance of the microbial food web. *Hydrobiologia*, 686: 1-14.
- Schiff S.L., Aravena R., Trumbore S.E. et Dillon P.J. (1990). Dissolved organic carbon cycling in forested watersheds: a carbon isotope approach, *Water Resources Research*, 12, 2949-2957.
- Schröder, R. (1994). Lake trophic level determination using empirical reductionistic approaches. *Limnologia* 24(3): 195-211.
- Schwoerbel, J. (1970). *Methods of hydrology : freshwater biology*, Pergamon Press.
- Sellah, S. (1993), Optimisation de la floculation au cours du traitement de l'eau de la station de Souk El Djemaa, Thèse d'Ingénieur en construction hydraulique. Université de Tizi-Ouzou.
- Semhi, K. (1996). Erosion et transfert de matière sur le bassin versant de la Garonne . Influence de la sécheresse. Thèse Université Louis Pasteur de Strasbourg.
- Serghini A., El abidi A, Idrissi L., Mouhir L., Fekhaoui M. et Zaid E. (2001). "Evaluation de la contamination métallique des sédiments de complexe zone humides de la ville de mohammadia (Maroc)". *Bulletin de l'institut scientifique, Rabat science de la vie*, 23,77-81.
- Simek, K., Hornak, K., Jezbera, J., Nedoma, J., Znachor, P., et al. (2008). Spatio-temporal patterns of bacterioplankton production and community composition related to phytoplankton composition and protistan bacterivory in a dam reservoir. *Aquat. Microb. Ecol.*, 51: 249-262.

- Steffanson, C., Rose, I., et Nvoelz, (2001). Trophic State Index measurements for six stems county lakes during June-September, 2001. Reports to stems county. Environmental Pub. PP.14.
- Sterner, R.W., Elser, J.J., Fee, E.J., Guildford, S.J. et Chrzanowski, T.H. (1997). The light:nutrient ratio in lakes: The balance of energy and materials affects ecosystem structure and process. *American Naturalist*, 150, 663-684.
- Sundh, I. et Bell, R. (1992). Extracellular dissolved organic carbon released from phytoplankton as a source of carbon for heterotrophic bacteria in lakes of different humic content. *Hydrobiologia*, 229, 93-106.
- Tardat-Henry, M., beaudry, J.P. (1984). *Chimie des eaux*, Ed. le Griffon d'argile INC, Canada.
- Thurman, E.M. (1985), *Developments in biogeochemistry: Organic geochemistry of natural waters*, Ed. NIJHOFF, Dr. W. Junk Publishers, DORDRECHT.
- Tiri, A., Lahbari, N., Boudoukha, A. (2014). Multivariate Statistical Analysis and Geochemical Modeling to Characterize the Surface Water of Oued Chemora Basin, Algeria. *Natural Resources Research* 1-13.
- Tison J., Park Y. S., Coste M., Wasson J. G., Ector L., Rimet F. et Delmas F. (2005). Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: A study on the French Hydrosystem scale. *Water Research* 39: 3177-3188.
- Touati B., (2010). Les barrages et la politique hydraulique en Algérie : état, diagnostic et perspectives d'un aménagement durable. Thèse de Doctorat d'Etat en Aménagement du Territoire. Université Mentouri -Constantine.384p.
- Touhari, F. (2015). Etude de la Qualité des Eaux de la vallée du Haut Cheliff, Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique.
- Touhari, F. (2015). Etude de la Qualité des Eaux de la vallée du Haut Cheliff. Thèse de doctorat es-sciences de l'école nationale supérieure d'hydraulique,186p.
- Toumi A. et, Remini B. (2016). Perte de capacité de stockage au barrage des Zardezas,
- Tranvik, L.J. (1992). Allochthonous dissolved organic-matter as an energy-source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop. *Hydrobiologia*, 229, 107-114.
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Strieg , R.G., Ballatore, T.J. et al.,(2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.*, 54:2298–2314.

- Urabe, J., Kyle, M., Makino, W., Yoshida, T., Andersen, T. et Elser, J.J. (2002). Reduced light increases herbivore production due to stoichiometric effects of light/nutrient balance. *Ecology*, 83, 619-627.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9: 1-38.
- Verstraeten G. et Poesen J. (2000a). Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. *Progress in Physical Geography* 24: 219-251.
- Volk C.R., Volk, C.B. et Kaplan, L.A. (1997). Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater, *Limnology and Oceanography*, 42, 39-44.
- Von Sperlinga, E., Da Silva Ferreirab, A.C. et Ludolf Gomesc, L.N. (2008). Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *The 10th IWA International Specialized Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management Desalination*, 226: 169-174.
- Vörosmary C. J., Meybeck M., Feteke B., Sharma K., Green P. et Syvitski J. (2003). Anthropogenic sediment retention: major global impact d from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39:169-190.
- Weishaar, J.L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B.A., Fram, M.S., Fuji, R. et Mopper, K. (2003). Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. *Environ. Sci. Technol.*,37, 4702-4708.
- Wiebe, A.H. (1939). Density current in Norris Reservoir. *Ecology*, 20, 3: 446-450.
- Wiebe, A.H. (1940). The effect of density currents upon the vertical distribution of temperature and dissolved oxygen in Norris Reservoir. *Tenn. Acad. Sci.*, 15, 3: 301-308.
- Wiebe, A.H. (1941). Density currents in impounded waters-their significance from the standpoint of fisheries management. *Trans. Sixth N. Am. Wildlife Conf.*, 256-264.
- Wollenweider, R. A. (1968). Water management research. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic Co-operation and Development. Directorate for Scientific Affairs. Paris. Mimeographed. 159 p.

- Xie, L.Q., Xie, P., et Tang, H.J. (2003). Environment of dissolved phosphate release from sediment to lake water by *Microcystis* biomass- An enclosure experiment in a hyper eutrophic Chinese lake. *Environmental pollution* 122 : 391-399.
- Yu, Z., Yang, J., Amalfitano, S., Yu, X.Q., et Liu, L.M. (2014). Effects of water stratification and mixing on microbial community structure in a subtropical deep reservoir. *Sci. Rep.* 4.
- Zaitlin, B., Watson, S.B. (2006). Actinomycetes in relation to taste and odour in drinking water : Myths, tenets and truths. *Water Research*, 40: 1741-1753.
- Zhang, H.H., Huang, T.L., Chen, S.N., Guo, L., Yang X.et Liu, T.T. (2013). Spatial pattern of bacterial community functional diversity in a drinking water reservoir, Shaanxi Province, North-West China. *J. Pure Appl. Microb.*, 3: 1647-1654.

# **ANNEXES**

## Annexe A

### I. Protocole de dosage des paramètres physicochimiques

#### I.1 Dosage des pigments chlorophyllien et pheopigments : (Sand-Jensen,1976)

##### -Mode opératoire

##### -La filtration

L'échantillon est filtré sous vide, sur membrane en fibre de verre GF/C de porosité égale à 45µm. Filtrer suffisamment de volume de l'échantillon, jusqu'à obtenir un filtre légèrement teinté (vert, jaune, brun).

##### - Extraction des pigments

1. Prendre le filtre, le plier en 4, et le placer dans un tube à essai contenant 10 ml 95% d'éthanol.
2. Boucher les tubes avec du parafilm et agiter. Le filtre ne doit jamais être exposé à la lumière. A cet effet, il est bon d'envelopper les tubes dans du papier aluminium.
3. Laisser l'extraction se poursuivre à l'obscurité : pendant une nuit à 4°C.
4. Centrifuger pendant 10 min à 3600 TPM, les tube doivent rester bouchés pour éviter l'évaporation.
5. Transférer le surnageant de centrifugation, dans la cuve du spectrophotomètre,
6. Mettre la cuve en place, et s'assurer de son positionnement correct, lire les absorbances des extraits aux longueurs d'ondes de 665 ,649 et 750nm.

##### -Expression des résultats

Les concentrations de chlorophylle a se calculent d'après l'équation suivante :

$$\text{Chl}_a (\mu\text{g/L}) = \frac{(13.7(A_{665} - A_{750}) - 5.76(A_{649} - A_{750}))v}{V * l}$$

Avec :

V = volume d'eau filtrée, en L

v = volume de solvant utilisé pour extraire l'échantillon, en ml

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

## **I.2 DOSAGE DES CHLORURES (Cl<sup>-</sup>) : (Iso 9297, 1989).**

### **-Principe**

Réaction des ions chlorure avec des ions argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ion argent et formation du chromate d'argent brun-rouge avec des ions chromate qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le pH est maintenu entre 5 et 9,5 afin de permettre la précipitation.

### **-Réactifs**

**Solution de nitrate d'argent :** Dissoudre dans de l'eau 4,791 g de nitrate d'argent (AgNO<sub>3</sub>) séchés au préalable à 105°C et compléter à 1000 ml dans une fiole jaugée.

**Chromate de potassium comme indicateur coloré :** Dissoudre 10 g de chromate de potassium (K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub>) dans l'eau et diluer à 100 ml.

### **-Mode opératoire**

A l'aide d'une pipette, introduire 100 ml de l'échantillon préparé dans une fiole conique de 250 ml. Ajouter 1 ml d'indicateur de chromate de potassium et titrer la solution par addition goutte à goutte de solution de nitrate d'argent jusqu'à ce que la solution prenne une couleur brun rougeâtre. Un essai à blanc est traité de la même façon.

### **-Expression des résultats**

La concentration en chlorure, C<sub>Cl</sub>, exprimée en milligramme par litre est donnée par la formule suivante :

$$C_{Cl} = (V_s - V_b) \times C \times F / V_a$$

**Avec :**

**C<sub>Cl</sub> :** est la concentration en milligramme par litre de chlorure.

**V<sub>a</sub> :** est le volume en ml de l'échantillon pour essai (maximum 100 ml, les dilutions doit être prise en compte).

**V<sub>b</sub> :** est le volume en ml de la solution de nitrate d'argent utilisée pour le titrage du blanc.

**V<sub>s</sub> :** est le volume en ml de la solution de nitrate d'argent utilisée pour le titrage de l'échantillon.

**C :** est la concentration réelle, exprimée en moles de AgNO<sub>3</sub> par litre, de la solution de nitrate d'argent C= 0,0282039 mol /l

**F :** est le facteur de conversion. **F=35453mg/mol.**

**I.3 DOSAGE DES SULFATES (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) : (NFT 90-009 (septembre 1986)).****-Principe :**

Les ions sulfates sont précipités et pesés à l'état de sulfate de baryum.

**-Réactifs :**

\*Solution Mère de sulfates à 120 mg/l.

\*Acide chlorhydrique à 10%.

\*Chlorure de baryum stabilisé : 10 g de chlorure de baryum + 20 ml de Tween 20 → compléter à 100 ml avec de l'eau distillée.

**- Mode opératoire**

-Dans les fioles, introduire 39 ml de l'échantillon à analyser

-Ajouter 1 ml d'acide chlorhydrique à 10 %

-Ajouter 5 ml de la solution de chlorure de baryum stabilisé

-Agiter et laisser reposer pendant 15 mn

-Agiter à nouveau et passer au spectrophotomètre à la longueur d'onde :  $\lambda = 680 \text{ nm}$

**-Tableau de la gamme d'étalonnage :**

<b><i>N°Fiole</i></b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>
<b>Solution mère SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	0 ml	1 ml	3 ml	5 ml	7 ml	9 ml	11 ml
<b>Eau distillée</b>	39 ml	38 ml	36 ml	34 ml	32ml	30 ml	28 ml
<b>Acide chlorhydrique à 10 %</b>	1 ml						
<b>Solution de chlorure de baryum</b>	5 ml						
<b>Correspondance en mg/l</b>	0 mg/l	3 mg/l	9 mg/l	15 mg/l	21 mg/l	27 mg/l	33 g/l

#### I.4 DOSAGE DES CARBONATES ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) ET BICARBONATES ( $\text{HCO}_3^-$ ) :

(NF EN ISO 9963-1 (février 1996)).

##### -Réactifs nécessaires

-Acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ): 0.02N (0.56 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ /1 litre d'eau distillée).

-Orange de méthyle à 0.01%.

-Phénophtaléine à 1% (10 g de phénophtaléine/1 litre d'alcool éthylique "éthanol").

##### -Mode opératoire

-Prélever une aliquote de 10 ml de l'échantillon d'eau et la placer dans une capsule en porcelaine.

-Ajouter 2 gouttes de phénophtaléine. En présence des carbonates la couleur devient rouge clair.

-Titrer avec l'acide sulfurique à 0.02N jusqu'à ce que la couleur rouge disparaisse.

-Noter la quantité d'acide utilisé (X).

-Ajouter 2 gouttes de méthyle orange à la même solution, puis titrer avec toujours de l'acide sulfurique à 0.02N jusqu'à l'apparition de la couleur rose.

-Noter la nouvelle lecture sur la burette(Y).

##### -Calculs

$$\text{CO}_3^{2-} (\text{meq/l}) = \frac{2X \cdot \text{normalité de H}_2\text{SO}_4}{\text{volume d'aliquote}} \times 1000$$

$$\text{HCO}_3^- (\text{meq/l}) = \frac{(Y - 2X) \cdot \text{normalité de H}_2\text{SO}_4}{\text{volume d'aliquote}} \times 1000$$

#### I.5 DOSAGE DES IONS NITRATES ( $\text{NO}_3^-$ ) : (ISO 7890/1-1986)

##### -Principe

Réaction des nitrates avec le diméthyl - 2,6 phénol en présence des acides Sulfurique et phosphorique, avec production du nitro - 4 diméthyl - 2,6 phénol. La durée de la réaction est d'environ 5 min.

##### -Réactifs

**Mélange acide :** Mélanger avec précaution 500 + ou -5 ml d'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  d = 1.84) et 500 + ou - 5 ml d'acide ortho phosphorique ( $\text{H}_3\text{PO}_4$  d = 1.69) dans un bûcher en verre de 2 litres de capacité, ajouter 0.040 g d'acide amidosulfonique. Conserver dans une bouteille bouchée en verre. Cette solution est indéfiniment stable.

**Dimethyl - 2.6 phénol** : Solution à 1.2 g/l : Dissoudre 1.2 +/- 0.1 g de dimethyl - 2.6 Phénol ((CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub> C H<sub>3</sub> OH) dans 1000 +/- 10 ml d'acide acétique (CH<sub>3</sub>COOH d=1.05)

**-Gamme d'étalonnage**

**Solution mère** : Dissoudre 7.218 +/- 0.001 g de nitrate de potassium (KNO<sub>3</sub>), Préalablement séché à 105 °c pendant au moins 2 h, dans 750 ml d'eau environ dans une fiole jaugée de 1000 ml. Compléter au volume avec de l'eau. Conserver la solution dans une bouteille en verre pendant 2 mois seulement

**Solution intermédiaire à 100 mg/l** : Transvaser à la pipette 50 ml de la solution mère dans une fiole jaugée de 500 ml et compléter au volume avec de l'eau. Conserver cette solution dans une bouteille en verre pendant un mois seulement, 1 ml de cette solution correspond à 0.1 mg d'azote de Nitrate.

**Solutions standard** : Dans une série de fioles jaugées de 100 ml préparer à partir de la solution intermédiaire, des solutions filles à des concentrations allant de 01 à 25 mg/l d'Azote de Nitrate comme suit :

- 1 mg/l	: on prélève 1 ml	15mg/l	: “ “ 15 ml
- 5 mg/l	: “ “ 5 ml	20 mg/l:	“ “ 20 ml
- 10 mg/l:	“ “ 10 ml	25 mg/l:	“ “ 25 ml

Compléter à 100ml et conserver ces solutions dans des bouteilles en verre pendant 1 semaine.

**-Développement de la coloration**

-A l'aide d'une pipette pourvue d'une poire, introduire 35 ml du mélange acide dans une série de fioles coniques sèches de 100 ml. Introduire dans chaque fiole à l'aide d'une pipette, 5 ml des solutions d'étalonnage, puis 5ml de la solution de dimethyl - 2,6 phénol.

-Mélanger soigneusement le contenu de la fiole par agitation circulaire et laisser reposer pendant 10 à 60 mn.

-Effectuer un essai à blanc parallèlement au dosage en utilisant 5 ml d'eau à la place de la prise d'essai ainsi que pour l'échantillon

La concentration en Azote Nitrate est donnée par le Spectrophotomètre UV visible à une longueur d'onde de 324 nm, Quant à la concentration en calcul :

$$\text{Nitrate (mg/L)} = \text{Absorbance} \cdot 4,427$$

## 1.6 DOSAGE DES IONS NITRITES (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) : NFT EN 26777 (mai 1993)

### -Principe

Les ions nitrites réagissent en milieu acide (pH=1,9) avec la sulfanilamide en formant sel de di-azonium (diazotation) qui forme avec le N-(1-naphtyl) -éthylènediamine-dichlorohydraté un colorant azoïque rouge.

### -Réactif

**\*Solution de nettoyage :** Solution d'acide chlorhydrique (à d=1,12g=25%).

**\*Solution du réactif :** 20 g de Sulfanilamide, (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>N<sub>2</sub>O<sub>2</sub>S à dissoudre dans un mélange de 50 ml d'acide phosphorique (d=1,71 g/ml=85% de masse) et 250 ml d'eau distillée. Dans cette solution dissoudre 1g de N-(1-naphtyl) -éthylènediamine-dichlorohydraté, compléter avec de l'eau distillée dans une fiole jaugée à un volume de 500ml, cette solution est stable pendant un mois, si elle est gardée à l'obscurité (bouteille en verre marron bien fermée) et 4<sup>0</sup> C au frigo.

**\*Solution d'acide phosphorique :** Dans une fiole jaugée de 250 ml, dissoudre 25 ml d'acide phosphorique (d= 1,71g/ml=85% en masse) dans 150 ml d'eau distillée. Après refroidissement à la température ambiante, on complète à l'eau distillée à 250ml.

**\*Solution standard de 100 mg/l :** Dissoudre 0,4926g ± 0,0002 de Nitrites de Sodium (NaNO<sub>2</sub>), sécher pendant 2 heures à 105 °C dans 750 ml d'eau distillée compléter à 1L.

1ml =100 gr = 0,1mg de NO<sub>2</sub>-N. Cette solution est stable pendant 1 mois à l'obscurité et à 4<sup>0</sup>c.

### -Prélèvement et préparation des échantillons

Conserver l'échantillon à 4<sup>0</sup>C et effectuer le dosage dans les six heures qui suivent le prélèvement. En cas d'impossibilité, ajouter une goutte de chloroforme à l'échantillon.

Pour le prélèvement il faut utiliser des bouteilles en verre.

### -Mode opératoire

-Dans le cas d'échantillons troubles, il faut filtrer ceux -ci sur un filtre à membrane de 0,45 µm. Introduire 40 ml de l'échantillon (filtré) dans une fiole jaugée de 50 ml.

-Ajouter 1ml de la solution du réactif, bien mélanger, ajuster à 50 ml

-Vérifier que le PH soit < 1,9 (à un PH ajouter de l'acide phosphorique).

-Compléter avec de l'eau distillée à 50 ml et bien mélanger.

-Mesurer l'extinction après 20 à 30 mn à une longueur d'onde = 540 nm dans une cuvette de 1 cm.

Le blanc étant composé d'eau distillée, traité de la même manière que les échantillons.

La valeur donnée par le Spectrophotomètre correspond à la concentration en N-NO<sub>2</sub> donc pour avoir la concentration en NO<sub>2</sub> on doit multiplier la valeur par 3,29

Dans le cas d'échantillon, coloré, il faut également mesurer l'extinction propre de l'échantillon d'eau (sans réactif) mais diluer de la même manière que l'échantillon réel).

### **I.7 DOSAGE DES PHOSPHATES (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) :**

(NF EN ISO 6878 (avril 2005), Rodier et al.,2009)

#### **-Principe**

Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium.

Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption (l'une vers 700 nm, l'autre plus importante à 880 nm.

#### **-Réactifs**

##### **\*Réactif- mélange**

A- Dissoudre 13 g d'heptamolybdate d'ammonium ..... qsp 100 ml H<sub>2</sub>O distillée.

B- Dissoudre 0.35 g de tartrate d'antimoine ..... qsp 100 ml H<sub>2</sub>O distillée.

C-150 ml d'acide sulfurique concentré ..... qsp 300 ml H<sub>2</sub>O distillée.

- Mélanger (A + C) + B = 500 ml (Stable pendant deux mois).

##### **\*Acide ascorbique :**

- 10 g Acide ascorbique ..... qsp 100 ml H<sub>2</sub>O distillée.

##### **\*Mode opératoire :**

-Prendre 40 ml d'eau à analyser

- Ajouter 1 ml d'acide ascorbique

-Ajouter 2 ml du réactif mélange

-Incuber Pendant 10 mn.

L'apparition de la coloration bleue indique la présence des PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>

##### **-Etalonnage :**

Préparer une solution mère d'ortho phosphates à 50 mg/l de P<sup>-</sup> Pour cela, sécher une quantité de dihydrogénophosphate de potassium KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> à 105°C, dissoudre 0.2197 g dans 800 ml d'eau puis ajouter 10 ml d'H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (7.5 mol/l) et compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée.

Préparer une solution fille à 2 mg/l en pipetant 20 ml de la solution mère et en complétant à 500 ml d'eau distillée.

**Gamme d'étalonnage :**

A) <u>N° Fiole</u>	0	1	2	3	4	5
<b>S.fille à 2.0 mg/l P</b>	0 ml	2 ml	4 ml	6 ml	8 ml	10 ml
<b>qsp 40 ml eau distillée</b>	40 ml	38 ml	36 ml	34 ml	32 ml	30 ml
<b>Mg/l de P</b>	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5
<b>Mg/l de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0.0	0.306	0.612	0.918	1.224	1.53
<b>Formule : <math>P \times 3.06 = PO_4^{3-}</math></b>						
<b>Acide ascorbique</b>	1 ml					
<b>Réactif mélange</b>	2 ml					
<b>→ Incubation : 10 m. → Lecture au spectrophotomètre UV visible</b>						

**-Expression des résultats :**

Le résultat est donné directement en mg/l.

**I.8 DOSAGE DU POTASSIUM (K<sup>+</sup>) ET DU SODIUM (Na<sup>+</sup>) :**

(ISO 9964-3 :1993)

**A) Dosage du Potassium (K<sup>+</sup>)**

**-Réactifs**

Dissoudre 1.907 g de KCl (ayant été séché à 105°C pendant une heure de temps) dans un litre d'eau distillée. Cette solution a, ainsi, une concentration égale à 1000 mg/l de potassium (K<sup>+</sup>).

Soit C<sub>1</sub> = 1000 mg/l. La solution doit être stockées dans une bouteille en plastique.

A partir de C<sub>1</sub> préparer quotidiennement une solution de 10 mg/l, en prélevant

1 ml q.s.p. 100 ml

**-Mesures**

Faire passer la solution de 10 mg/l trois fois, et ça doit afficher « 10 »

Faire passer ensuite les échantillons. Si la concentration en potassium dépasse

10 mg/l. Procéder à la dilution de l'échantillon.

Les concentrations correspondent aux extinctions x Facteur de dilution.

## **B) Dosage du Sodium (Na<sup>+</sup>)**

### **-Réactifs**

Peser 2.54 g de chlorure de sodium, ayant séché pendant une heure, dans une étuve à 105°C.

Dissoudre cette même quantité dans de l'eau distillée et compléter à 1L.

Cette solution a une concentration de 1 000 mg/l de sodium.

Conserver cette solution dans une bouteille en plastique.

Par dilution, préparer quotidiennement une solution de 10 mg/l en prélevant 1 ml de la solution précédente dans 100 ml d'eau distillée

### **-Mesures**

Faire passer au photomètre à flamme, la solution d'étalonnage de 10 mg/l, trois fois.

Faire passer les échantillons. Si la concentration en Na<sup>+</sup> est supérieure à 10 mg/l, procéder à la dilution de l'échantillon.

Les concentrations correspondent aux extinctions x Facteur de dilution.

## **1.9 DOSAGE DU CALCIUM (Ca<sup>2+</sup>) : (Iso 6058 :1984)**

### **-Principe**

Titration des ions calcium avec une solution aqueuse d'EDTA à PH compris entre 12 et 13. Le HSN qui forme un complexe rouge avec le calcium est utilisé comme indicateur. Le magnésium est précipité sous forme d'hydroxyde et n'interfère pas lors du dosage.

Lors du titrage, l'EDTA réagit tout d'abord avec les ions calcium libre, puis avec les ions combinés avec l'indicateur qui vire alors de la couleur rouge à la couleur bleu clair.

### **-Réactifs**

**Hydroxyde de Sodium, solution de 2 mol/l** : Dissoudre 8 g de NaOH dans 100 ml d'eau fraîchement distillée.

**EDTA, solution titrée, C (Na<sub>2</sub> EDTA)=10 m mol /l** : Sécher une portion d'EDTA à 80°C pendant 2 h, dissoudre 3,725g du sel sec dans de l'eau et diluer à 1000 ml dans une fiole jaugée.

### **Indicateur Murexide**

#### **-Mode opératoire**

-A l'aide d'une pipette, introduire 50 ml de l'échantillon préparé dans une fiole conique de 250 ml.

-Ajouter 2 ml de la solution de NaOH et environ une pincée de l'indicateur Murexide.

-Mélanger et doser immédiatement.

-Ajouter la solution d'EDTA tout en continuant d'agiter. Verser lentement. Le virage est atteint lorsque la couleur ne doit plus changer avec l'ajout d'une goutte supplémentaire de la solution d'EDTA.

#### **-Expression des résultats**

La teneur en calcium, exprimée en milli mole par litre est donnée par l'équation :

$$C_{ca} = C_1 * V_3 / V_0$$

Où

$C_1$  est la concentration en EDTA exprimée en m mole /l

$V_0$  est le volume en ml de la prise d'essai

$V_3$  est le volume en ml de la solution de l'EDTA utilisé pour le dosage.

Si l'on désire exprimer la teneur en calcium en mg /l, celle-ci est donnée, par l'équation :

$$C_{ca} = C_1 * V_3 * A / V_0$$

Avec :

$A$  : est la masse atomique relative du calcium (40,08)

Si une dilution de l'échantillon a été utilisée, en tenir compte dans le calcul en utilisant le facteur de dilution F.

### **I.10 DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION (MES) : (NF EN 872 (Juin 2005))**

#### **-Principe**

L'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle.

#### **-Mode opératoire**

-Laver le disque de filtration à l'eau distillée, le sécher (105°C) jusqu'à masse constante, puis le peser à 0,1mg près, après passage au dessiccateur.

-Le mettre en place sur l'équipement de filtration.

-Mettre en service le dispositif d'aspiration ou de pression.

-Verser l'échantillon (V) sur le filtre. Rincer la fiole ayant contenu l'eau à analyser avec 10 ml d'eau distillée.

-Faire passer sur le filtre cette eau de lavage.

-Laisser essorer le filtre, sécher à 105°C.

-Laisser refroidir au dessiccateur et peser à 0,1 mg près, jusqu'à poids constant.

**-Expression des résultats**

La teneur de l'eau en matières en suspension (mg/l) est donnée par l'expression

$$\text{Mg/l des M.E.S} = \frac{M_1 - M_0}{V} \times 1000$$

$M_0$  = masse du disque filtrant avant utilisation (mg).

$M_1$  = masse du disque filtrant après utilisation (mg).

$V$  = volume d'eau utilisé (ml).

**Remarque**

- Le volume filtré doit être d'au moins 100 ml et contenir au moins 1 mg de matières filtrables par centimètre carré de surface filtrante, sauf si le volume filtré est supérieur à 500 ml.

- En présence d'hydrocarbures, le filtre doit être lavé avec 2 fois 30 ml de chloroforme.

- Il est préférable de laisser décanter l'échantillon et de verser ensuite le dépôt sur le filtre.

**I.11 DOSAGE DU FER ( $Fe^{2+}$  et  $Fe^{3+}$ ) : NF T90-017 (juin 1982)****-Réactifs****HCl ( $d = 1,19$ )****\* acétate d'ammonium**

- Acétate d'ammonium.....40 g
- Acide acétique cristallisable.....50 ml
- H<sub>2</sub>O dist q.s.p.....100 ml

**\* chlorhydrate d'hydroxylamine à 100 g / l**

- Chlorhydrate d'hydroxylamine.....10 g
- H<sub>2</sub>O dist q.s.p .....100 ml

À renouveler toutes les semaines.

**\* peroxodisulfate de K à 40 g / l**

- Peroxodisulfate de potassium.....40 g
- H<sub>2</sub>O dist q.s.p .....1000 ml

À conserver dans un flacon en verre brun.

**\* chlorhydrate de phénanthroline 1,10 à 0,5 %**

- Chlorhydrate de phénanthroline 1,10 .....0,5 g
- H<sub>2</sub>O dist q.s.p .....100 ml

Conserver la solution au réfrigérateur

**\* Mère étalon de fer à 1 g / l**

- Sulfate de fer et d'ammonium .....4,9776 g
- H<sub>2</sub>O dist q.s.p .....1000 ml

**\* Fille étalon de fer à 10 mg / l**

- Mère étalon.....1 ml
- H<sub>2</sub>O dist q.s.p.....100 ml

Préparer au moment de l'emploi.

**Établissement de la courbe d'étalonnage**

N° des fioles	T	1	2	3	4	5
[Fe] (mg/l)	0	0.2	0.4	1	1.5	2
F étalon (ml)	0	1	2	5	7.5	10
H <sub>2</sub> O dist (ml)	50	49	48	45	42.5	40
peroxodisulfate de K	5	5	5	5	5	5
porter à ébullition pendant 40 min ; refroidir et ajuster le volume à 50 ml						
acétates d'ammonium (ml)	2	2	2	2	2	2
vérifier que le <i>pH</i> est voisin de 4,5 (compris entre 3,5 et 5,5)						
phenanthroline (ml)	2	2	2	2	2	2
Laisser à l'obscurité pendant 15 min. Effectuer la lecture au spectro $\lambda = 510$ nm						

**-Mode opératoire**

P.E 50 ml acidifié dans une fiole conique + 5 ml de peroxodisulfate de K, porter à ébullition pendant 40 min. Après refroidissement, ajuster le volume à 50 ml dans une fiole jaugée + 2 ml de d'acétate d'ammonium. Mélanger, vérifier que le pH est voisin de 4,5 (compris entre 3,5 et 5,5) + 2 ml de de phénanthroline 1,10. Laisser à l'obscurité pendant 15 min. Effectuer la lecture au spectro à la longueur d'onde de 510 nm.

## -Expression des résultats

La courbe donne la teneur en fer exprimée en milligrammes par litre.

### I.12 PROTOCOL DE DOSAGE DU PLOMB (Pb<sup>2+</sup>) ; FD T90-112 (Juillet 1998)

#### - -Principe :

Une solution contenant l'élément métallique à doser est injectée dans une flamme dans laquelle les éléments tendent à rester à l'état fondamental. Une radiation de longueur d'onde caractéristique de l'élément à doser provenant d'une lampe à cathode creuse est émise à travers la flamme. En absorbant cette énergie, les atomes passent à l'état excité. La baisse de l'intensité de la radiation due à l'absorption d'énergie est mesurée par un spectrophotomètre, et elle est fonction du nombre d'atomes présents sur le chemin de la radiation à tout moment. L'intensité de l'absorption dépend directement du nombre de particules absorbant la lumière selon la loi de Beer Lambert selon laquelle l'absorbance est proportionnelle au coefficient d'absorption spécifique  $a$ , au trajet optique  $b$  et à la concentration  $c$ .

$$A = a.b.c$$

Avec :  $A = \log I_0/I$

$I$  = intensité après absorption par les atomes

$I_0$  = intensité initiale de la source lumineuse

Cependant en pratique, cette relation n'est pas toujours vérifiée. On n'obtient pas toujours une droite d'étalonnage. C'est le cas si la concentration devient trop élevée. La gamme de dosage est le domaine dans lequel la droite d'étalonnage est pratiquement une droite. Il est limité pour les faibles concentrations par la limite de détection et pour les fortes concentrations par l'erreur sur la fidélité : à une très forte variation de la concentration correspond une faible variation de l'absorbance. La gamme de dosage est généralement donnée par le constructeur. Elle dépend de la raie de dosage utilisée.

En mode flamme, la limite de détection est de l'ordre du ppm. La sensibilité des dosages en mode flamme est limitée par des réactions secondaires (évaporation) et par le temps très court de passage dans la flamme. Un certain nombre de perturbations (interférences) peuvent entacher d'erreurs les résultats obtenus.

L'appareil de mesure utilisé est de type Perkin Elmer AAnalyst 200 (figure 15).



**Figure 15 :** Spectrophotomètre d'absorption atomique : Perkin Elmer AAnalyst 200

#### **-Préparation de la courbe d'étalonnage**

Solution mère étalon de plomb à 100 mg/L. Préparer à partir de la solution étalon, quatre dilutions couvrant la gamme des concentrations souhaitées (max. : 10 mg/L).

#### **-Lecture**

Effectuer les lectures à la longueur d'onde de 283,3 nm.

### **I.13 PROTOCOL DE DOSAGE DU MERCURE TOTAL (Hg<sup>2+</sup>) :**

NF EN 1483 (Juin 2007)

#### **- Principe**

Après oxydation et minéralisation par le permanganate de potassium et le persulfate de potassium à 95 °C, le mercure est libéré de sa solution par réduction et entraîné par un courant de gaz inerte. Le dosage s'effectue par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme à 253,7 nm.

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

Dans une série de fioles coniques de 250 mL, bouchées émeri, introduire successivement :

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV
Solution fille étalon de mercure à 0,1 mg/L (mL)	0	1	2	5	10
Eau déionisée ou ultra-pure (mL) <i>q.s.p.</i>	100	100	100	100	100
Correspondance en µg de mercure	0	0,1	0,2	0,5	1
Bien mélanger puis ajouter successivement en agitant après chaque addition					
Acide sulfurique dilué au demi (mL)	10	10	10	10	10
Acide nitrique (mL)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Solution de permanganate de potassium (mL)	15	15	15	15	15
Solution de persulfate de potassium (mL)	8	8	8	8	8

Mettre 2 heures au bain-marie à 95 °C.

Laisser refroidir puis réduire l'excès de permanganate par addition de la solution de chlorhydrate d'hydroxylamine. Procéder ensuite comme indiqué dans le mode opératoire. Effectuer la mesure et construire la courbe d'étalonnage.

#### - Mode opératoire

Dans une fiole conique, bouchée émeri, introduire 100 mL d'eau à analyser, puis 10 mL d'acide sulfurique. Mélanger. Ajouter 2,5 mL d'acide nitrique et mélanger à nouveau. Verser 15 mL de solution de permanganate de potassium, s'assurer que la coloration rose persiste pendant 15 minutes. Introduire 8 mL de solution de persulfate de potassium et porter au bain-marie à 95 °C pendant 2 heures. Après refroidissement, réduire l'excès de permanganate par addition de solution de chlorhydrate d'hydroxylamine. Transvaser dans un flacon barboteur. Relier un flacon contenant de l'eau déionisée au spectromètre et à la bouteille d'azote, faire passer le courant gazeux au débit de 1 L/min, régler le fonctionnement de l'appareillage. Remplacer le flacon par celui contenant la solution d'essai, introduire rapidement 2 mL de solution de chlorure stanneux, boucher le flacon et procéder à la mesure par enregistrement du pic qui atteint rapidement son maximum.

Avant de procéder à la mesure suivante, purger le circuit gazeux du spectromètre en remettant en place un flacon rempli d'eau. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

– La limite de détection est de 0,05 µg/L dans les meilleures conditions (faible bruit de fond de l'appareil, qualité de la lampe).

– Pour les eaux claires et peu chargées, une minéralisation à froid est suffisante. Après l'addition de permanganate et de persulfate, attendre chaque fois 15 minutes.

- La présence de bromure et d'iodure peut masquer le mercure, principalement après la minéralisation.
- En présence de chlorures, la consommation de solution de permanganate de potassium sera importante.

#### **I.14 PROTOCOL DU DOSAGE DE L'AMMONIUM (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) : (ISO 7150/1-1984)**

##### **-Principe**

Mesurage spectrométrique du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et Hypochlorite en présence de nitrosopentacyanoferrate (III) de sodium (nitroprussiate de sodium).

##### **-Réactifs**

###### **Eau exempte d'ammonium**

**Réactif coloré :** Peser 13 g + ou - 1g de salicylate de sodium, 13g +ou- 1g de citrate trisodique dihydraté et 0,097g de sodium nitropentacyanoferrate (III) dihydraté à dissoudre dans 100 ml d'eau distillée. Conserver dans un récipient en verre brun.

Cette solution est stable pendant 2 semaines.

**Dichloroisocyanurate de sodium :** Prendre 3,2g d'hydroxyde de sodium dans 50 ml d'eau distillée, + 0,2g +ou- 0,002g de dichloroisocyanurate dihydraté. Dissoudre dans 100 ml d'eau distillée. Conserver dans un récipient en verre brun.

##### **Solutions étalons**

Chlorures d'ammonium NH<sub>4</sub>Cl ou le sulfate d'Ammonium (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

##### **-Etalonnage**

###### **-Préparation des solutions étalons :**

###### **Solution d'azote ammoniacal de 0,1 g/l**

-Peser 0,4717 g de sulfate d'ammonium sécher à 105<sup>0</sup>C pendant 1 heure.

-Dissoudre la quantité pesée dans 1000 ml d'eau distillée.

On aura ainsi une solution - mère de 100 mg/l (0,1 mg/ ml).

On pipete 10 ml de la solution-mère qu'on met dans 1 l d'eau distillée pour avoir une solution intermédiaire de 1 mg/l.

-Prendre dans une série de fioles jaugées de 50 ml :

4 ml ; 8 ml ;12 ml ;16 ml ;20 ml et 24 ml de la solution intermédiaire.

- Compléter à 40 ml avec de l'eau distillée. On aura les concentrations suivantes : 0,1 mg/l ; 0,2 mg/l ; 0,3 mg/l ; 0,4 mg/l ; 0,5 mg/l et 0,6 mg/l. Ajouter 4,00 +ou- 0,05 ml de réactif coloré et homogénéiser.

- Ajouter ensuite 4,00 +ou- 0,05 ml de la solution de dichloroisocyanurate de sodium et homogénéiser. Diluer au trait de repère avec de l'eau. Agiter vigoureusement la fiole et la placer dans un bain d'eau maintenu à 25°C.

- Laisser au repos pendant au moins 60 mn.

#### **-Essai à blanc**

Procéder comme décrit précédemment, mais en utilisant 40 ml d'eau distillée à la place de la prise d'essai.

#### **-Préparation de l'échantillon**

Filtrer, selon la teneur en ammonium attendue, jusqu'à 40 ml d'échantillon dans une fiole de 50 ml, ajouter 4 ml de la solution de Dichloroisocyanurate de sodium et mélanger. Le pH de la solution doit être de 12,6 ; ce qui est le cas pour les eaux neutres puis ajouter, comme pour les solutions standards, 4 ml de la solution de réactif coloré et compléter la fiole jusqu'à la jauge.

Garder la fiole dans un bain-marie à 25°C pendant 1 heure et mesurer ensuite à une longueur d'onde de 655 nm avec le spectrophotomètre.

### **I.15 PROTOCOL DU DOSAGE DE L'AZOTE KJELDAHL (NKJ) (ISO 5663-1984).**

#### **- Principe**

Minéralisation de l'échantillon pour former du sulfate d'ammonium, libération et distillation de l'ammoniac puis dosage par titrimétrie.

Transformation des composés de l'azote dosables par la méthode en sulfate d'ammonium par minéralisation de l'échantillon avec de l'acide sulfurique contenant une concentration élevée de sulfate de potassium destiné à élever le point d'ébullition du mélange et, en présence de sélénium comme catalyseur.

Libération de l'ammoniac du sulfate d'ammoniac par ajout d'une base puis distillation dans une solution d'acide borique indicateur.

Dosage de l'ion ammonium du distillat par titrimétrie avec de l'acide titré. Selon une variante, dosage direct de l'ion ammonium dans le minéralisât, par spectrométrie à 655 nm.

#### **-Réactifs**

**Eau exempte d'ammonium.**

**Acide chlorhydrique à  $d=1.18$ .**

**Acide sulfurique à  $d=1.84$ .**

**Solution d'hydroxyde de sodium 500 g/l**

Dissoudre  $500 \pm 20$  g d'hydroxyde de sodium dans environ 800 ml d'eau. Refroidir à température ambiante et diluer à 1 litre avec de l'eau dans une éprouvette.

**Solution Acide chlorhydrique 0.10 mol/l.**

**Solution d'acide borique indicateur**

Dissoudre  $20 \pm 1$  g d'acide borique ( $H_3BO_3$ ) dans de l'eau chaude. Amener à température ambiante. Ajouter  $10.0 \pm 0.5$  ml de la solution d'indicateur au rouge de méthyle et  $2.0 \pm 0.1$  ml de la solution de bleu de méthylène et diluer à 1 litre avec de l'eau dans une éprouvette graduée

**Solution rouge de méthyle 0.5 g/l :**

Dissoudre  $0.5 \pm 0.1$  g de rouge de méthyle dans environ 800ml d'eau et diluer à 1 litre avec de l'eau dans une éprouvette graduée.

**Solution Bleu de méthylène 1.5 g/l :** Dissoudre  $1.5 \pm 0.1$  g de bleu de méthylène dans environ 800 ml d'eau et diluer à 1 litre avec de l'eau dans une éprouvette graduée.

Mélange catalyseur :

Ce mélange est toxique. Il contient du sélénium. L'inhalation de poussière résultant de sa préparation ou de son emploi doit être évitée. Tous les résidus contenant du sélénium doivent être recueillis en vue de la récupération du sélénium ou de dispositions de contrôle.

Mélanger soigneusement  $1\ 000 \pm 20$  g de sulfate de potassium et  $10.0 \pm 0.2$  g de sélénium en pastilles.

Régulateurs d'ébullition.

### **-Appareillage**

Matériel courant de laboratoire, et :

1-Fioles de minéralisation Kjeldahl

2-Appareil de distillation : dont l'extrémité peut être immergée dans la solution absorbante.

### **-Echantillonnage**

Les échantillons pour laboratoire doivent être prélevés dans des bouteilles en polyéthylène ou en verre. Ils doivent être analysés dès que possible ou conservés entre 2 et 5 °C jusqu'à l'analyse.

Une acidification avec de l'acide sulfurique à  $pH < 2$  peut également être effectuée pour faciliter la conservation, sous réserve d'éviter toute contamination de l'échantillon acidifié par absorption de l'ammoniac de l'atmosphère

**- Mode opératoire :****Prise d'essai :**

Lorsque la concentration approximative en azote de l'échantillon est connue, le volume de la prise d'essai peut être choisi d'après le tableau suivant :

**\*Choix du volume de prise d'essai :**

Concentration en azote Kjeldahl (mg/l)	Volume de prise d'essai (ml)
Jusqu'à 10	250
10 à 20	100
20 à 50	50
50 à 100	25

Lorsqu'une solution titrée d'acide chlorhydrique à 0.02 mol/l est utilisée pour le titrage.

**-Essai à blanc :**

Procéder comme décrit ultérieurement, mais en utilisant environ 250 ml d'eau au lieu de la prise d'essai.

Noter le volume d'acide chlorhydrique utilisé.

**-Dosage :****\*Attention :**

La minéralisation peut libérer du dioxyde de soufre gazeux toxique. Du sulfure d'hydrogène et/ou du cyanure d'hydrogène peut également être libéré par des échantillons pollués.

La minéralisation devrait donc être effectuée sous une hotte aspirante efficace.

Introduire la prise d'essai dans une fiole Kjeldahl et ajouter avec une éprouvette graduée 10 ml d'acide sulfurique et  $5.0 \pm 0.5$  g du mélange catalyseur.

Ajouter quelques régulateurs d'ébullition et faire bouillir rapidement le contenu du ballon sous une hotte aspirante. Le volume du contenu décroît au cours de l'ébullition jusqu'à apparition de fumées blanches.

Après disparition des fumées, observer régulièrement le minéralisât et lorsqu'il s'éclaircit pour devenir incolore ou légèrement brun, poursuivre le chauffage pendant 60 min.

Après la minéralisation, laisser la fiole refroidir à température ambiante pendant ce temps, prélever

$50 \pm 5$  ml d'indicateur (acide borique) et les introduire dans le flacon récepteur de l'appareil de distillation.

S'assurer que l'extrémité du réfrigérant est sous la surface de la solution d'acide borique.

Ajouter avec précaution  $250 \pm 50$  ml d'eau dans la fiole de minéralisation en même temps que quelques régulateurs d'ébullition. Avec une éprouvette graduée, ajouter 50 ml de la solution d'hydroxyde de sodium et connecter aussitôt la fiole à l'appareil de distillation.

Chauffer le ballon à distiller de façon à collecter le distillat à un débit d'environ 10 ml/min.

Arrêter la distillation lorsque 200 ml ont été recueillis.

Titrer le distillat avec de la solution d'acide chlorhydrique jusqu'au virage au rouge et noter le volume utilisé.

#### **-Expression des résultats :**

La concentration en azote Kjeldahl exprimée en milligrammes par litre est donnée par la formule :

$$NKJ = \frac{V_1 + V_2}{V_0} \times 14.01 \times 1\,000$$

Avec :

$V_0$  est le volume en millilitre de la prise d'essai

$V_1$  est le volume en millilitre de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisé pour le titrage.

$V_2$  est le volume en millilitre de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisé pour le titrage du blanc.

$C$  est la concentration exacte en mole/litre de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisé pour le titrage.

**14,01** est la masse atomique relative de l'azote.

Le résultat peut être exprimé en masse d'azote  $Q_N$  (en milligrammes par litre) ou en concentration de substance azotée  $C_N$  (en micromole par litre).

Pour convertir  $Q_N$  en  $C_N$ , multiplier :

$$C_N = Q_N \times 71.4$$

## I.16 MESURE DE LA DURETE TOTALE (TH) : (NF T90-003 (août 1984))

### -Principe

Les alcalinoterreux présents dans l'eau sont amenés à former un complexe du type chélate par le sel disodique de l'acide éthylènediamine tétracétique à  $pH$  10. La disparition des dernières traces d'éléments libres à doser est décelée par le virage d'un indicateur spécifique, le noir ériochrome. En milieu convenablement tamponné pour empêcher la précipitation du magnésium, la méthode permet de doser la somme des ions calcium et magnésium.

### -Réactifs

#### \*Solution de noir ériochrome T à 0,5 % :

-Sel de sodium de l'acide [(hydroxy-1-naphtylazo-2) nitro-6-naphtol-2-sulfonique-4)] ..... 0.5 g

-Triéthanolamine.....100 ml

#### \*Solution tampon $pH$ 10 :

-Chlorure d'ammonium ( $NH_4Cl$ )..... 67,5 g

-Ammoniaque ( $d = 0,925$ )..... 570 ml

-Sel disodique de magnésium de l'EDTA ( $C_{10}H_{12}N_2O_8Na_2Mg$ ).....5 g

-Eau permutée..... *q.s.p.* 1000 ml

Conserver la solution en flacon de polyéthylène.

Vérifier le  $pH$  qui doit être égal à 10 sur une dilution au 1/10 de la solution avec de l'eau permutée.

#### \*Solution d'EDTA :

-Sel disodique de l'acide éthylène diamine tétracétique..... 3,725 g

-Eau permutée *q.sp.* 1000 ml

Conserver la solution en flacon de polyéthylène et vérifier son titre périodiquement à l'aide de la solution étalon de calcium. Prélever 20 ml de solution étalon de calcium, les diluer à 50 ml puis procéder au dosage comme décrit dans le mode opératoire. La concentration de la solution d'EDTA en mol/l est donnée par l'expression

$$C = 0.01 \times V_1 / V_2$$

$v_1$  = Volume en ml de la solution étalon.

$v_2$  = Volume en ml de la solution d'EDTA

#### \*Solution étalon de calcium à 0,4008 g/l :

- Carbonate de calcium déshydraté.....1,001 g
- Acide chlorhydrique dilué au 1/4..... *q.s.p.* dissoudre
- Rouge de méthyle.....quelques gouttes
- Ammoniaque diluée au 1/10..... *q.s.p.* Virage de l'indicateur
- Eau permutée.....1000 ml.

Mettre le carbonate de calcium dans un bécher, ajouter 100 ml d'eau puis de l'acide chlorhydrique en quantité juste suffisante pour dissoudre le carbonate de calcium. Ajouter 200 ml d'eau et porter la solution à l'ébullition quelques minutes pour éliminer le dioxyde de carbone. Après refroidissement, ajouter quelques gouttes de solution de rouge de méthyle puis de la solution d'ammoniaque jusqu'au virage de l'indicateur à l'orange. Transvaser la solution dans une fiole jaugée de 1 litre, compléter le volume avec de l'eau permutée. 1 ml de la solution contient 0,4008 mg de calcium.

#### **-Mode opératoire**

Introduire 50 ml d'eau à analyser dans une fiole conique de 250 ml, Ajouter 4 ml de solution tampon et trois gouttes de solution de noir ériochrome T. la solution se colore en rouge foncé ou violet, le *pH* doit être de 10. En maintenant une agitation, verser la solution d'EDTA rapidement au début puis goutte à goutte lorsque la solution commence à virer au bleu. Vérifier que la coloration ne change plus par l'addition d'une goutte supplémentaire d'EDTA.

#### **-Expression des résultats**

La concentration totale en calcium et magnésium, exprimée en milliéquivalents par litre, est donnée par l'expression

$$1000 \times C \times V_1 / V_2$$

C = Concentration en milliéquivalents par litre de la solution d'EDT A.

$v_1$  = Volume en ml de la solution d'EDTA.

$v_2$  = Volume d'échantillon.

### **I.17 MESURE DES RESIDUS SECS (RS)**

NF T90-029 (Août 2002).

#### **-Mode opératoire**

- Evaporer progressivement au bain –marie dans une capsule tarée 500 ml d'eau filtrée, la capsule n'étant remplie qu'à mi-hauteur.
- Laver la fiole qui a servi à mesurer le volume d'eau avec de H<sub>2</sub>O dist. Les eaux de lavage seront ajoutées en cours d'évaporation.
- Une fois toute l'eau évaporée, porter la capsule à l'étuve à 105 °C ou à 180 °C

pendant 4 h et laisser refroidir ¼ h au dessiccateur.

- Peser immédiatement et rapidement, le résidu étant en général hygroscopique.

Cet inconvénient sera évité si l'on prend la précaution de déposer un ou deux dg de fluorure de sodium au fond de la capsule avant d'en déterminer la tare. En effet, les fluorures alcalino-terreux sont facilement débarrassés de leur excès d'eau à 105°C ; protégés contre l'hydrolyse par leur insolubilité, ils cristallisent anhydres en poudre fine.

- **Expression des résultats**

Le poids du résidu sec multiplié par (2) donne le poids du résidu sec d'un litre d'eau.

### **I.18 FORMULES DE CONVERSION D'UNITE DE LA SATURATION EN DIOXYGENE DISSOUS : (Aminot et Kérouel, 2004)**

$$O_2 \text{ (mg/l)} = 1,429 \cdot O_2 \text{ (ml/l)}$$

$$O_2 \text{ (}\mu\text{mol/l)} = 44,66 \cdot O_2 \text{ (ml/l)}$$

$$O_2 \text{ (\%)} = 100 \cdot O_2 \text{ (ml/l)} / (0,0223916 \cdot \exp\{-135,90205 + (1,575701 \cdot 105) / (t + 273,15) - (6,642308 \cdot 107) / (t + 273,15)^2 + (1,243800 \cdot 1010) / (t + 273,15)^3 - (8,621949 \cdot 1011) / (t + 273,15)^4 - S \cdot [0,017674 - 10,754 / (t + 273,15) + 2140,7 / (t + 273,15)^2]\})$$

## II. Résultats des analyses physicochimiques

**Tableau 10** : Résultats du profil thermique du site S1 des eaux du barrage Zerdazas (année 2013)

profondeur (m)	Température (°C)			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
0	<u>11,799</u>	<u>15,39</u>	<u>26,8</u>	25,3
1	<u>12,0042</u>	<u>15,58</u>	<u>26,9</u>	24,3
2	<u>13,338</u>	<u>15,01</u>	<u>26,8</u>	23,8
3	<u>12,5172</u>	<u>14,63</u>	<u>26,7</u>	16,8
4	<u>12,2094</u>	<u>14,25</u>	<u>26,2</u>	16,8
5	<u>11,286</u>	<u>13,775</u>	<u>21,6</u>	16,8
6	<u>9,9522</u>	<u>13,205</u>	<u>17,1</u>	16,9
7	<u>9,747</u>	<u>12,54</u>	<u>16,4</u>	17,1
8	<u>9,27504</u>	<u>12,54</u>	<u>16,5</u>	16,9
9	<u>9,61362</u>	<u>11,875</u>	<u>16,8</u>	17,0
10	<u>8,93646</u>	<u>11,305</u>	<u>16,5</u>	16,9
11	<u>9,36738</u>	<u>10,64</u>	<u>16,4</u>	17,0
12	<u>7,5924</u>	<u>9,291</u>	<u>16,2</u>	16,9
13	<u>7,695</u>	<u>9,025</u>	<u>16,0</u>	16,9
14	<u>8,899011</u>	<u>10,3208</u>	<u>15,9</u>	16,6
15	<u>7,21278</u>	<u>9,01227</u>	<u>15,7</u>	16,4
16	<u>7,31025</u>	<u>8,75425</u>	<u>15,5</u>	16,4
17	7,4385	8,8825	15,5	16,5

**Tableau 9** : Statistique descriptive des résultats des analyses physicochimiques

<b>Paramètres</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Moyenne</b>	<b>Mediane</b>	<b>CV (%)</b>
PS	0,56	1,43	0,879167	0,755	35,73433
T	10,23	26,01	17,58417	16,615	30,63101
p H	7,6529	8,0134	7,806542	7,828	1,356615
Cond	886	1257,5	1082,375	1087,5	13,01028
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,1907	9,3366	3,983175	3,60045	56,27242
Mg <sup>+2</sup>	15,8508	21,8448	19,3251	19,647	10,00757
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	136,873	202,7795	172,5671	177,9855	13,42906
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	71,852	125,994	104,7947	104,489	13,32688
Cl <sup>-</sup>	48,2625	63,5778	56,04027	55,341	7,93863
PT	42	113	79,33333	76	24,18863
NT	8,92	18,36	12,00667	11,13	24,04464
Na <sup>+</sup>	22,47	71,58	55,13083	55,495	27,01283
K <sup>+</sup>	2,89	9,15	4,959167	4,325	39,00577
Ca <sup>+2</sup>	29,24	48,3	39,42667	40,155	11,88584
Fe	0,074	0,346	0,189083	0,1735	48,29884
Pb <sup>+2</sup>	0,100652	0,542356	0,297395	0,251315	48,09435
Hg <sup>+2</sup>	0,012974	0,055387	0,035635	0,034499	37,82874
RS	344,777	502,9724	415,2997	418,8564	12,60476
NKJ	5,791329	7,792538	7,049321	7,301269	9,315824
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,093047	2,693239	0,974265	0,366626	102,8337
TH	20,83114	48,81276	32,64004	30,04509	30,01465
MES	48,39	71,94	59,41	58,23	13,55
Chl-a	7,45	33,14	18,15917	17,02	54,28116

## Annexe B

### 1. Composition et préparation de la solution lugol

Elle est préparée en dissolvant 20 g de KI dans 100 ml d'eau distillée et en ajoutant 10 g d'iode pure ; la solution mère ainsi obtenue est ensuite diluée dans un rapport de 1 : 4 dans de l'eau distillée pour obtenir une solution de travail. Cependant, il faut rajouter à la solution de l'acide acétique en glace (20 g), quelques jours avant utilisation. La solution doit être conservée dans un endroit obscur et ventilé (Schwoerbel, 1970).

### 2. Les méthodes appliquées pour le dosage des différents paramètres organiques étudiés du barrage Zerdazas

**2.1 Dosage de la matière organique oxydable : indice permanganate (ip) (NF EN ISO 8467 (juillet 1995)).**

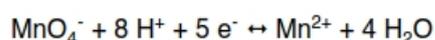
-Principe : Le test consiste à mesurer en milieu acide la quantité d'oxygène utilisée pour la réduction du permanganate de potassium par les matières oxydables contenues dans une eau.

-Mode opératoire

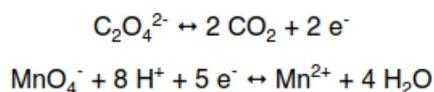
- acidifier l'échantillon et le porter à 98 °C,
- ajouter le permanganate de potassium (solution titrée) et maintenir l'ébullition pendant 10 minutes ( $\pm$  15 secondes) : au cours de cette phase, le permanganate de potassium sera consommé par les matières oxydables contenues dans l'échantillon
- après 10 minutes ( $\pm$  15 secondes) d'ébullition, ajouter de l'oxalate de sodium (solution titrée) en excès, pour réduire le permanganate de potassium qui n'a pas été consommé,
- doser l'oxalate de sodium en excès pendant que la solution est encore chaude par une solution titrée de permanganate de potassium.

Il s'agit donc d'un dosage en retour du permanganate de potassium non consommé par les matières oxydables, selon le schéma réactionnel suivant :

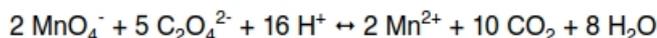
Réduction du permanganate par les matières oxydables



Réduction du permanganate en excès par un excès d'oxalate, puis dosage de l'oxalate en excès par du permanganate, selon les réactions suivantes :



L'équation globale du dosage étant :



Introduire une prise d'essai de 25 mL dans le flacon d'essai. Ajouter 5 mL d'acide sulfurique à 2 mol/L, mélanger avec précaution. Placer le récipient dans le système de chauffage pendant 10 min puis ajouter 5 mL de solution de permanganate de potassium 0,01 N. Noter l'heure. Au bout de 10 min ( $\pm 15$  secondes), ajouter 5 mL de solution d'oxalate de sodium 0,01 N et attendre la décoloration de la solution. Titrer la solution encore chaude avec la solution de permanganate de potassium 0,01 N jusqu'à l'apparition d'une coloration rose pâle persistant environ 30 s. Noter le volume de solution de permanganate consommé, soit  $V_1$ . Parallèlement à l'essai, procéder à un essai à blanc dans les mêmes conditions mais sur 25 mL d'eau déionisée ; soit  $V_0$  le volume de permanganate de potassium utilisé,  $V_0$  doit être inférieur à 0,3 mL.

-Expression des résultats

L'indice permanganate (IP), exprimé en milligrammes d'oxygène par litre d'échantillon, peut alors se calculer comme suit :

$$\text{IP (mg/L O}_2) = (V_1 - V_0) \cdot t \cdot 8 \cdot \frac{1000}{V_{\text{échantillon}}}$$

Expression dans laquelle on peut remplacer  $t$  par sa valeur calculée précédemment, avec  $t$  : normalité de la solution de permanganate de potassium utilisée (voisin de 0,01 N).

$V_1$  : volume en mL de la solution de permanganate de potassium consommé pour l'échantillon.

$V_0$  : volume en mL de la solution de permanganate de potassium consommé pour l'essai à blanc.

$V_2$  : volume en mL de la solution de permanganate de potassium utilisé pour le titrage de la solution.

$V_{\text{échantillon}}$  : volume en mL d'échantillon utilisé pour le dosage (ici 25 mL).

8 : équivalent en oxygène, exprimé en mg, d'un millilitre d'une solution normale de permanganate de potassium.

-Dans les conditions opératoires présentées ci-dessus ( $t = 0,01$  et  $V_{\text{échantillon}} = 25$  mL), l'expression devient :

$$IP \text{ (mg/L O}_2\text{)} = 16 \frac{V_1 - V_0}{V_2}$$

#### -Remarques

– Lors du prélèvement, on ajoutera 5 mL d'acide sulfurique à 7,5 mol/L par litre d'échantillon et l'analyse sera effectuée dans les 48 heures qui suivent le prélèvement.

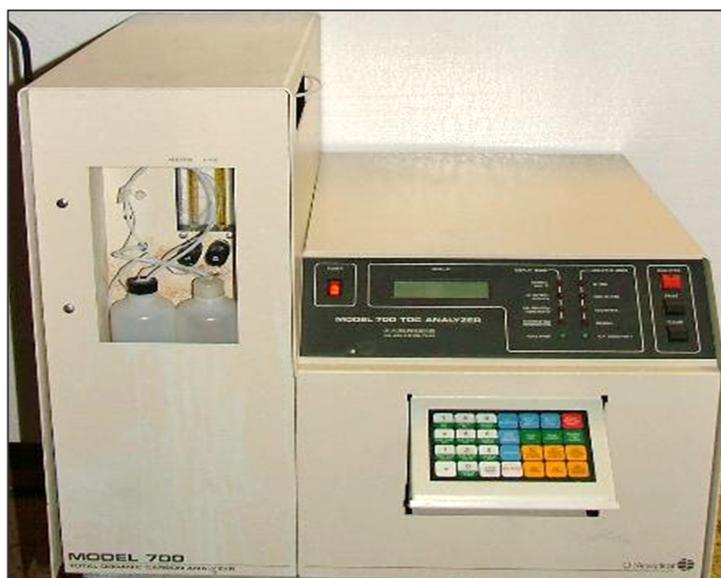
– Laver soigneusement la verrerie à chaud avec une solution acide de permanganate de potassium. Vérifier l'état de la verrerie en procédant à un essai à blanc. Réserver la verrerie à l'usage exclusif de l'indice permanganate.

– Une concentration en chlorures supérieure à 500 mg/L gêne le dosage.

### 2.2 Dosage du carbone organique total (COT) : ISO 8245 (mars 1999)

#### -Principe :

Le principe du dosage du COT d'un échantillon est basé sur la conversion complète des atomes de carbone des substances organiques présentes en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), et par conséquent le dosage du CO<sub>2</sub> formé. La mesure est donc réalisée dans une chambre de combustion à la température de 680 °C sur un catalyseur Pt sous un flux d'oxygène pur. La combustion totale des matières organiques produit une quantité de dioxyde de carbone formé, qui est dosée par spectroscopie IR à la sortie du four. Durant ce travail, les teneurs en COT ont été mesurées grâce à un analyseur de Carbone Organique Total: O.I. Analytical Model 700 TOC analyzer (Figure 27)



**Figure 27** : analyseur de Carbone Organique Total: O.I. Analytical Model 700 TOC analyzer

Les échantillons, acidifiés à 1% par l'acide chlorhydrique pour éviter la présence du carbone minéral (CO<sub>2</sub>). Un volume de 50 mL est prélevé automatiquement pour être analysé.

Chaque mesure est effectuée 3 fois par l'appareil et le résultat retenu est la moyenne des deux valeurs les plus proches obtenues. Les analyses ont été effectuées par étalonnage externe. Les calibrations ont été réalisées par des solutions standard de phtalate d'hydrogène de potassium.

Le taux de minéralisation, est exprimé en pourcentage d'abattement (élimination de COT), a été déterminé à partir de la relation suivante

$$\text{Taux de minéralisation (\%)} = \frac{(COT_0 - COT_t)}{COT_0} \times 100$$

### 2.3 Mesure de l'absorbance spécifique au UV (SUVA)

La matière organique peut également s'estimer par mesure de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (254, 280, 465 et 665nm). Cependant, les absorbances aux longueurs d'onde de 254nm et 280nm sont usuellement choisies pour le dosage de la MO, parce qu'elles représentent les longueurs d'onde d'absorption des systèmes conjugués (noyaux aromatiques) (Chin et al., 1994). Ainsi par la mesure d'absorbance il est possible de traduire l'aromaticité de la matière organique de l'échantillon. Néanmoins, il faut faire attention à certaines espèces minérales comme les ions nitrates qui peuvent également absorber en UV (200-300nm).

Les mesures ont été faites à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible, dans des cuves en quartz de trajet optique égale à 1cm.

Hormis l'estimation de la matière organique, l'absorbance UV à 254nm, permet aussi d'estimer l'absorbance UV relative ou absorbance UV spécifique (Specific UV Absorbance, SUVA) qui traduit l'absorbance d'une solution rapportée à l'unité de carbone organique dissous :

$$\text{indice SUVA} = \text{absorbance à 254nm} / \text{COD}$$

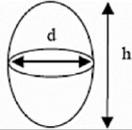
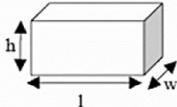
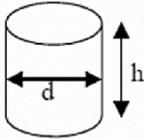
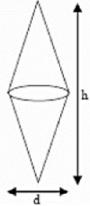
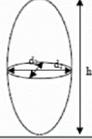
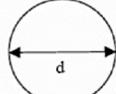
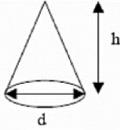
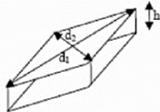
avec

absorbance à 254nm :	absorbance UV à 254nm pour un trajet optique de 1 cm (en cm <sup>-1</sup> )
COD :	concentration en Carbone Organique Dissous (en mg C.L <sup>-1</sup> )

Le SUVA peut s'exprimer en cm<sup>-1</sup>/g C.L<sup>-1</sup> ou en m<sup>-1</sup>/mg C.L<sup>-1</sup>

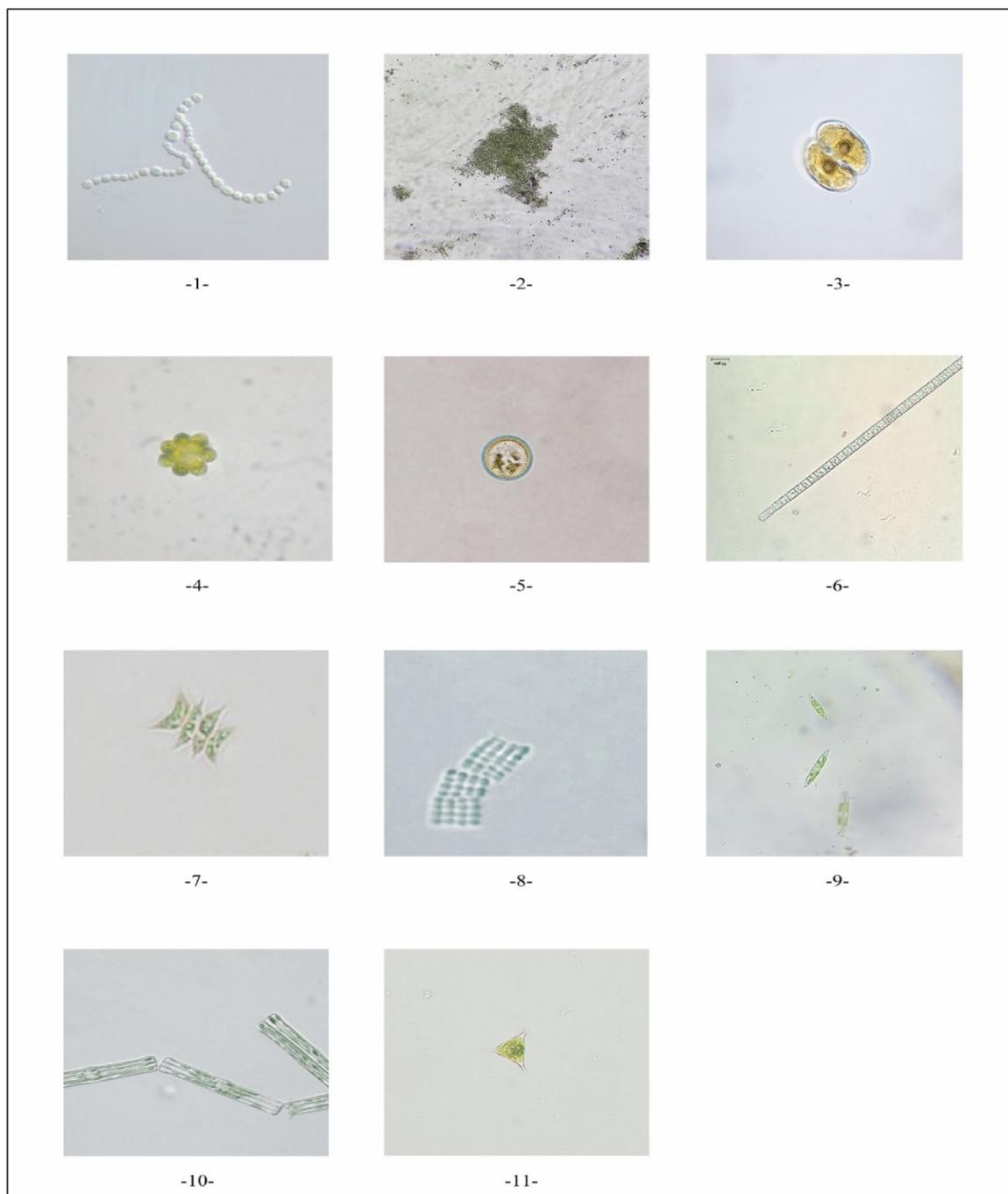
## 3.

**Tableau 15 :** Liste des formes géométriques utilisées pour le calcul du biovolume cellulaire phytoplanctonique (Druart et Rimet, 2008).

Code utilisé dans l'annexe biovolumes	Dénomination	Formule	
ell	ellipse	$V=3,14/6*d^2*h$	
box	boite	$V=l*w*h$	
tub	tube	$V=3,14/4*d^2*h$	
doco	Double cône	$V=3,14/12*d^2*h$	
trel	Ellipse à trois axes	$V=3,14/6*d1*d2*h$	
sphe	Sphère	$V=3,14/6*d^3$	
con	Cône	$V=3,14/12*d^2*h$	
rhp	Prisme rhomboïde	$V=d*d*h/2$	

Avec : d : diamètre ; d1 : longueur ; d2 : largeur ; h : épaisseur.

#### 4. Espèces phytoplanctoniques retrouvées dans le site 1 et 3 du barrage Zerdazas.



**Figure 31 :** Espèces de phytoplancton retrouvées dans les sites S1 et S3 :  
 (1) *Anabaena sp.* ; (2) *Microcystis sp.* ;(3) *Cosmarium sp.* ;(4) *Coelastrum sp.* ;  
 (5) *Cyclotella sp.* ;(6) *Oscillatoria sp.* ; (7) *Scenedesmus sp.* ; (8) *Merismopedia sp.* ;  
 (9) *Navicula sp.* ; (10) *Tabellaria sp.* ; (11) *Tetraëdron sp.*

## 5.

**Tableau 17** : Biovolume spécifique des différentes espèces de phytoplancton retrouvées dans le site S1 et S3.

Espèce	Biovolume ( $\mu\text{m}^3$ )
<i>Scenedesmus sp.</i>	137,77
<i>Microcystis sp.</i>	65,42
<i>Oscillatoria sp.</i>	1870,12
<i>Navicula sp.</i>	614
<i>Cosmarium sp.</i>	7324,08
<i>Cyclotella sp.</i>	980,17
<i>Merismopedia sp.</i>	1533,7
<i>Anabaena sp.</i>	4032,28
<i>Coelastrum sp.</i>	1595,45
<i>Tetraëdron sp.</i>	530,54
<i>Tabellaria sp.</i>	1210,48

6.

**Tableau 16:** Résultats de dosage des paramètres organiques dans les eaux du barrage Zerdazas

Mois	BCP (µg.L-1)	COT (mg C.L-1)	COD (mg C.L-1)	COP (mg C.L-1)	DBO5 (mg O2.ml-1)	IP (mg O2.ml-1)	COPNP (mg C.L-1)	UV 254 nm	DCO (mg O2.ml-1)
12	1,03	8,37	6,02	2,35	5,01	12,331	1,32	0,2107	24,20
1	0,87	9,32	6,31	3,01	5,48	11,825	2,14	0,185514	29,10
2	0,75	9,12	5,7	3,42	4,88	11,22	2,67	0,20121	27,38
3	0,82	9,01	5,44	3,57	5,11	14,157	2,75	0,19584	33,11
4	0,94	9,44	7,06	2,38	6,17	11,088	1,44	0,25769	34,43
5	1,15	9,98	8,09	1,89	6,04	12,32	0,74	0,249981	29,72
6	1,72	11,82	9,7	2,12	6,46	12,364	0,4	0,2813	31,20
7	1,85	11,93	9,45	2,48	7,13	14,311	0,63	0,339255	35,51
8	2,25	12,05	9,63	2,42	7,84	15,994	0,17	0,301419	34,10
9	2,13	11,88	8,91	2,97	7,96	18,04	0,84	0,255717	32,00
10	2,23	11,73	8,96	2,77	7,76	14,85	0,54	0,370048	34,69
11	1,73	9,76	7,11	2,65	6,68	14,817	0,92	0,224676	32,87

## 7.

**Tableau 20** : coefficients de variation obtenus pour les paramètres organiques mesurés dans le barrage de Zerdazas (année 2013).

Mois		cv (%)
BCP ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	barrage	40,22
	Oueds	25,39
COT ( $\text{mg C.L}^{-1}$ )	barrage	13,45
	Oueds	21,91
COD ( $\text{mg C.L}^{-1}$ )	barrage	20,94
	Oueds	19,80
COP ( $\text{mg C.L}^{-1}$ )	barrage	18,84
	Oueds	65,46
DBO5 ( $\text{mg O}_2.\text{ml}^{-1}$ )	barrage	17,62
	Oueds	19,24
DCO ( $\text{mg O}_2.\text{ml}^{-1}$ )	barrage	10,71
	Oueds	21,60
IP ( $\text{mg O}_2.\text{ml}^{-1}$ )	barrage	15,54
	Oueds	16,49
COPNP ( $\text{mg C.L}^{-1}$ )	barrage	72,01
	Oueds	95,06
UV 254 nm	barrage	22,73
	Oueds	21,55

## ANNEXE C

**Tableau 26** : Grille d'évaluation du système SEQ-Eau (version 2) pour la classe d'aptitude à la biologie (Agence Française de l'eau, 2000).

Classe d'aptitude →	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Indice d'aptitude →	80	60	40	20	
<b>MATIERES ORGANIQUES ET OXYDABLES</b>					
Oxygène dissous (mg/l O <sub>2</sub> )	8	6	4	3	
Taux de saturation en oxygène (%)	90	70	50	30	
DBO5 (mg/l O <sub>2</sub> )	3	6	10	25	
DCO (mg/l O <sub>2</sub> )	20	30	40	80	
Carbone organique (mg/l C)	5	7	10	15	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l NH <sub>4</sub> )	0,5	1,5	4	8	
NKJ (mg/l N)	1	2	6	12	

Classe d'aptitude →	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Indice d'aptitude →	80	60	40	20	
<b>MATIERES AZOTEES HORS NITRATES</b>					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l NH <sub>4</sub> )	0,1	0,5	2	5	
NKJ (mg/l N)	1	2	4	10	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l NO <sub>2</sub> )	0,03	0,3	0,5	1	
<b>NITRATES</b>					
Nitrates (mg/l NO <sub>3</sub> )	2				
<b>MATIERES PHOSPHOREES</b>					
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l PO <sub>4</sub> )	0,1	0,5	1	2	
Phosphore total (mg/l P)	0,05	0,2	0,5	1	
<b>EFFETS DES PROLIFERATIONS VEGETALES</b>					
Chlorophylle a + phéopigments (µg/l)	10	60	120	240	
Taux de saturation en O <sub>2</sub> <sup>1</sup>	110	130	150	200	
PH <sup>1</sup>	8,0	8,5	9,0	9,5	
ΔO <sub>2</sub> (mini-maxi) (mg/l O <sub>2</sub> ) <sup>2</sup>	1	3	6	12	
<b>PARTICULES EN SUSPENSION</b>					
MES (mg/l)	25	50	100	150	
Turbidité (NTU)	15	35	70	100	
Transparence SECCHI (cm)	200	100	50	25	

<sup>1</sup> pH et taux de saturation doivent être mesurés simultanément. Le couple de paramètres est donc évalué par l'indice et la classe de qualité le moins déclassant des deux.

<sup>2</sup> l'écart mini-maxi pour O2 est l'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale d'une série de prélèvements, au moins horaires, faits sur 24h.

<i>Classe d'aptitude</i> →		<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Jaune</i>	<i>Orange</i>	<i>Rouge</i>
<i>Indice d'aptitude</i> →		80	60	40	20	
TEMPERATURE						
<b>Température (°C)</b>						
1 <sup>ère</sup> catégorie piscicole		20	21,5	25	28	
2 <sup>nde</sup> catégorie piscicole		24	25,5	27	28	
ACIDIFICATION						
<b>pH</b>	<b>min</b>	6,5	6,0	5,5	4,5	
	<b>MAX</b>	8,2	9	9,5	10	

Dureté faible	TH ≤ 5 °F	CaCO3 ≤ 50 mg/l
Dureté moyenne	5 < TH ≤ 20 °F	50 < CaCO3 ≤ 200 mg/l
Dureté forte	TH > 20 °F	CaCO3 > 200 mg/l

<i>Classe d'aptitude</i> →		<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Jaune</i>	<i>Orange</i>	<i>Rouge</i>
<i>Indice d'aptitude</i> →		80	60	40	20	
<b>Plomb (µg/l)</b>						
Dureté faible		0,21	2,1	21	100	
Dureté moyenne		0,52	5,2	52	250	
Dureté forte		1	10	100	500	

**Tableau 27:** Grille d'évaluation du système SEQ-Eau (version 2) pour la Classe d'aptitude à la production d'eau potable (Agence Française de l'eau, 2000).

Classes d'aptitude →	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
<b>MATIERES ORGANIQUES ET OXYDABLES</b>					
<b>Oxygène dissous</b> (mg/l O <sub>2</sub> )	7		5	3	
<b>Taux de saturation en oxygène</b> (%)	70		50	30	
<b>DBO5</b> (mg/l O <sub>2</sub> )	3		10	20	
<b>DCO</b> (mg/l O <sub>2</sub> )	6		20	40	
<b>Carbone organique</b> (mg/l C)	2		6	12	
<b>THM potentiel</b> (mg/l)	0,075	0,1	0,15	0,5	
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (mg/l NH <sub>4</sub> )	0,5		1,5	4	
<b>NKJ</b> (mg/l N)	1		2	6	
<b>NITRATES</b>					
<b>Nitrates</b> (mg/l NO <sub>3</sub> )	50				
<b>EFFETS DES PROLIFERATIONS VEGETALES</b>					
<b>Chlorophylle a + phéopigments</b> (µg/l)	20		250	1000	
<b>Algues</b> (u/ml)	50	2500	50000	500000	
<b>Taux saturation en O<sub>2</sub></b> <sup>3</sup>	110		200		
<b>pH</b> <sup>3</sup>	8		10		
<b>ΔO2 (mini-maxi)</b> (mg/l O <sub>2</sub> ) <sup>4</sup>	3		12		
<b>PARTICULES EN SUSPENSION</b>					
<b>MES</b> (mg/l)	2	50	2000	5000	

<sup>3</sup> pH et taux de saturation doivent être pris en compte simultanément. Le couple de paramètres est donc évalué par l'indice et la classe de qualité le moins déclassant des deux

<sup>4</sup> l'écart mini-maxi pour O<sub>2</sub> est l'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale d'une série de prélèvements, au moins horaires, faits sur 24h

<b>Turbidité (NFU)</b>		<b>1</b>	<b>35</b>	<b>1500</b>	<b>3750</b>	
<b>Transparence SECCHI (cm)</b>		<b>600</b>	<b>100</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	
<i>Classes d'aptitude</i> →		<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Jaune</i>	<i>Orange</i>	<i>Rouge</i>
ACIDIFICATION						
<b>pH</b>	<b>min</b>	<b>6,5</b>				
	<b>MAX</b>	<b>9</b>				
MINERALISATION						
<b>Conductivité (µS/cm)</b>	<b>min</b>	<b>180</b>			<b>5</b>	
	<b>MAX</b>	<b>2500</b>	<b>3000</b>	<b>3500</b>	<b>4000</b>	
<b>Chlorures (mg/l)</b>		<b>200</b>				
<b>Sulfates (mg/l)</b>		<b>250</b>				
<b>Calcium (mg/l)</b>	<b>min</b>	<b>32</b>			<b>6</b>	
	<b>MAX</b>	<b>160</b>			<b>7</b>	
<b>Magnésium (mg/l)</b>		<b>50</b>	<b>75</b>	<b>100</b>	<b>400</b>	
<b>Sodium (mg/l)</b>		<b>200</b>			<b>8</b>	
<b>TAC (d°F)</b>	<b>min</b>	<b>8</b>		<b>3</b>		
	<b>MAX</b>	<b>40</b>		<b>75</b>		
<b>Dureté (d°F)</b>	<b>min</b>	<b>8</b>		<b>4</b>		
	<b>MAX</b>	<b>40</b>		<b>90</b>		

<i>Classes d'aptitude</i> →	<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Jaune</i>	<i>Orange</i>	<i>Rouge</i>
MICROPOLLUANTS MINÉRAUX SUR EAU BRUTE					
<b>Mercure (µg/l)</b>	<b>1</b>				
<b>Plomb (µg/l)</b>	<b>10</b>		<b>50</b>		

**Tableau 28** : Grille d'évaluation du système SEQ-Eau (version 2) pour la classe d'aptitude à aux activités de Loisirs et aux sports aquatiques (Agence Française de l'eau, 2000).

<i>Classes d'aptitude</i> →	<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Rouge</i>
PARTICULES EN SUSPENSION			
<b>MES (mg/l)</b>	<b>25</b>	<b>50</b>	
<b>Transparence SECCHI (cm)</b>	<b>200</b>	<b>100</b>	

**Tableau 29** Grille d'évaluation du système SEQ-Eau (version 2) pour la Classe d'aptitude à l'irrigation.

<i>Classes d'aptitude</i> →	<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Jaune</i>	<i>Orange</i>	<i>Rouge</i>
MINERALISATION					
<b>Chlorures (mg/l)</b>	180	360	700		
MICROPOLLUANTS MINERAUX SUR EAU BRUTE					
<b>Plomb (µg/l)</b>	200		2000		

**Tableau 30** Grille d'évaluation du système SEQ-Eau (version 2) pour la classe d'aptitude à l'abreuvement

<i>Classes d'aptitude</i> →	<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Rouge</i>
MATIERES AZOTEES HORS NITRATES			
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/l NO<sub>2</sub>)</b>	0,1	30	
NITRATES			
<b>Nitrates (mg/l NO<sub>3</sub>)</b>	50	450	
MINERALISATION			
<b>Résidu sec à 105°C (mg/l)</b>	1000	5000	
<b>Sulfates (mg/l)</b>	250	1000	
<b>Calcium (mg/l)</b>	1000		
<b>Sodium (mg/l)</b>	150	2000	
MICROPOLLUANTS MINERAUX SUR EAU BRUTE			
<b>Mercure (µg/l)</b>	1	3	
<b>Plomb (µg/l)</b>	50	100	

**Tableau 31:** Grille d'évaluation du système SEQ-Eau (version 2) pour la classe d'aptitude à l'aquaculture (Agence Française de l'eau, 2000).

<i>Classes d'aptitude</i> →	<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Rouge</i>
MATIERES ORGANIQUES ET OXYDABLES			
Oxygène dissous (mg/l O <sub>2</sub> )	7	5	
DBO5 (mg/l O <sub>2</sub> )	5	10	
MATIERES AZOTEES HORS NITRATES			
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l NH <sub>4</sub> )	0,1	5	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l NO <sub>2</sub> )	0,03	1	
NITRATES			
Nitrates (mg/l NO <sub>3</sub> )	10	100	
MATIERES PHOSPHOREES			
Phosphore total (mg/l P)	0,01	3	
EFFETS DES PROLIFERATIONS VEGETALES			
Chlorophylle a + phéopigments (µg/l)	10	120	
PARTICULES EN SUSPENSION			
MES (mg/l)	10	50	
ACIDIFICATION			
pH	min	6,5	
	MAX	8	
MINERALISATION			
Calcium (mg/l)	min	50	
	MAX	160	
TAC (d°F)	37,5		

<i>Classes d'aptitude</i> →	<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Rouge</i>
<b>MICROPOLLUANTS MINERAUX SUR EAU BRUTE</b>			
<b>Mercure (µg/l)</b>	<b>0,05</b>	<b>2</b>	
<b>Plomb (µg/l)</b>	<b>30</b>		

**Tableau 33:** Objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau potable des populations (JORA 2011).

Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale	
			Eaux superficielles	Eaux souterraines
Paramètres organoleptiques	Couleur	mg/l Echelle Pt	200	20
	Odeur (taux dilution à 25°)	—	20	3
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Chlorures	mg/l Ci	600	500
	Concentration en ions hydrogène (pH)	Unité pH	≥ 6,5 et ≤ 9	≥ 6,5 et ≤ 9
	Conductivité	µS/cm à 20°C	2800	2800
	Demande biochimique en oxygène (DBO 5)	mg/l O2	7	< 3
	Demande chimique en oxygène (DCO)	mg/l O2	30	—
	Matières en suspension	mg/l	25	25
	Sulfates	mg/l SO4	400	400
	Taux de saturation en oxygène dissous	% O2	30	> 70
	Température	°C	25	25
	Ammonium	mg/l	4	0,5

Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale	
			Eaux superficielles	Eaux souterraines
Paramètres chimiques	Baryum	mg/l	1	0,7
	Bore	mg/l	1	1
	Fer dissous	mg/l	1	0,3
	Fluor	mg/l	2	1,5
	Manganèse	mg/l	1	0,05
	Nitrates	mg/l NO <sub>3</sub>	50	50
	Phosphore	mg/l	10	5
	Arsenic	µg/l	100	10
	Cadmium	µg/l	5	5
	Chrome	µg/l	100	50
	Cuivre	Mg/l	2	0,05
	Cyanures	µg/l	100	50
	Mercure	µg/l	10	6
	Plomb	µg/l	50	10
	Sélénium	µg/l	50	10
	Zinc	mg/l	5	5
	Hydrocarbures polycycliques aromatiques	µg/l	1	0,2
	Hydrocarbures dissous	µg/l	1000	10
	Phénols	µg/l	2	0,5
	Agents de surface	mg/l	0,5	0,2
Azote Kjeldhal	mg/l	3	1	
Pesticides	µg/l	1	0,5	
Paramètres microbiologiques	Escherichia coli	n/100ml	20.000	20
	Entérocoques	n/100ml	10.000	20
	Salmonelles	—	Absence dans 1000 ml	Absence dans 5000 ml

