

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة باجي مختار عنابة

Université BADJI Mokhtar d'Annaba

كلية العلوم

Faculté des Sciences

قسم البيولوجيا

Département de Biologie

THESE

Présentée en vue de l'obtention du Diplôme de Doctorat

En Biologie

Spécialité : Protection, conservation et valorisation des ressources naturelles

Intitulé

Pollution phosphatée des hydrosystèmes du bassin versant de l'Oued Bounamoussa (Nord- Est Algérien) : origine, quantification et impact environnemental

Présentée Par

BOUSSAHA Soumaya

Devant le jury :

Qualité	Grade	Nom	Prénom	Rattachement
Président	Pr.	BENSLAMA	Mohamed	U- Badji Mokhtar Annaba.
Rapporteur	Pr.	LAIFA	Aziz	U- Badji Mokhtar Annaba.
Examineur	Pr.	BEKHOUCHE	Fatiha	U- Badji Mokhtar Annaba.
Examineur	Pr.	NASRI	Hichem	U- Chadli Bendjedid El-Tarf.
Examineur	MC	LABAR	Sofiane	U- Chadli Bendjedid El-Tarf.

Année 2017/2018

Remerciements

Avant tout, je tiens à exprimer ma profonde gratitude et je remercie ALLAH le Tout Puissant qui m'a donné le courage, la patience et la force pour réaliser ce travail.

Au terme de ce travail, c'est avec plaisir et reconnaissance que je remercie toutes les personnes qui tout au long de ces années m'ont aidée par leur soutien scientifique et moral.

Je tiens à remercier vivement et profondément Monsieur le Professeur **LAIFA A.** pour son encadrement efficace, sa disponibilité, sa patience et surtout son aide et son soutien sans relâche tout au long de la réalisation de ce travail. Je le remercie pour la correction du manuscrit. Son grand savoir m'a été d'une grande aide dans mon travail de recherche et ses idées scientifiques précieuses. Qu'il veuille bien trouver ici l'expression de ma profonde reconnaissance et de mon respect le plus sincère.

Je tiens également à remercier **Mr BENSLAMA M.** Professeur à l'université Badji Mokhtar d'Annaba de m'avoir fait l'honneur de présider le jury de ma soutenance.

Vifs remerciements à **M^{me} Bekhouche F.** Professeur à l'université Badji Mokhtar d'Annaba d'avoir accepté d'examiner ce travail et de participer au jury.

Je suis sensible à l'honneur que m'ont fait **Mr NASRI H.** Professeur à l'université Chadli Bendjedid d'El Tarf, et **Mr LABAR S.** Maître de Conférences à l'université Chadli Bendjedid d'El Tarf pour m'avoir honorée de leurs présences en acceptant d'examiner cette thèse.

Dédicace

Je dédie ce travail A l'homme de ma vie, mon exemple éternel, mon soutien moral et source de joie et de bonheur, celui qui s'est toujours sacrifié pour me voir réussir, que dieu te garde dans son vaste paradis, à toi mon père.

*J'exprime mon immense gratitude à la source de mes efforts, ma vie et mon bonheur ;
maman que j'adore.*

Aux personnes dont j'ai bien aimé la présence dans ce jour, à tous mes frères.

A mon mari, ma petite fille Sadjia.

Aux personnes qui m'ont toujours aidée et encouragée, qui étaient toujours à mes côtés, et qui m'ont accompagnée durant mon chemin d'études supérieures, mes aimables amis et collègues d'étude. Et que ce manuscrit soit utile pour tous ceux qui en auront besoin.

Merci à tous...

Résumé

Abstact

ملخص

RESUME

L'oued Bounamoussa situé dans l'extrême Nord-Est Algérien, représente un réservoir naturel remarquable d'eaux superficielles et souterraines de la région d'El-Tarf par son apport annuel important et ce malgré la variabilité pluviométrique d'une année à une autre. Dans cet espace, l'eau représente le facteur moteur du développement industriel, touristique, agricole, urbain et rural de la région, nécessitant sa mobilisation en quantités énormes. En effet, on y trouve une superficie importante des terres agricoles, qui occupe la majorité de la surface de la région, un principal réservoir d'eau superficielle, le barrage de la Cheffia. A cet effet, la chimie des eaux superficielles et du sol dans la plaine de Bounamoussa est souvent influencée par l'effet de la dissolution des formations géologiques, les rejets industriels et surtout l'activité agricole.

Le phosphore et l'azote sont les éléments responsables du phénomène d'eutrophisation des milieux aquatiques continentaux et marins. Ce phénomène environnemental constitue un problème d'actualité mondial réduisant la qualité des milieux aquatiques.

Notre étude a été menée sur l'Oued Bounamoussa afin de donner des réponses positives et suffisamment représentatives concernant la caractérisation physico-chimique des eaux ainsi qu'à la recherche d'une éventuelle pollution.

Pour atteindre cet objectif, nous avons effectué des analyses physico-chimiques sur des échantillons d'eau de l'Oued. Aussi d'autres paramètres relatifs au sol à dessein interprétatif et complémentaire ont été mesurés et étudiés sur des échantillons de sol prélevés dans une station choisie judicieusement pour assurer la représentativité de nos échantillons dans la zone d'étude et par conséquent la signification réelle des valeurs des paramètres analysés.

Les résultats des analyses physico-chimiques de ces eaux montrent une évolution progressive des valeurs de certains éléments chimiques le long de l'oued Bounamoussa avec une forte minéralisation et un pH neutre à alcalin avec un léger gradient croissant de l'amont vers l'aval. L'évolution du chimisme des eaux de l'oued est saisonnière puisque les teneurs importantes sont observées pendant la période d'étiage et les faibles teneurs correspondent la période des précipitations. La nature des terrains et les précipitations seraient donc les sources de la minéralisation des eaux de l'Oued Bounamoussa.

Par ailleurs, l'étude de l'évolution spatio-temporelle des éléments minéraux potentiellement polluants montre des concentrations importantes en ion chlorure, et en ions phosphates dépassant les normes de potabilité des eaux naturelles, qui provoque le phénomène d'eutrophisation dans ce cours d'eau et de ses milieux récepteurs.

L'étude de la qualité du sol montre une minéralisation s'est transmise vers les sols et conduit à la détérioration de sa qualité. Les résultats des analyses ont montré la présence de phénomène d'eutrophisation, pendant la période des analyses effectuées.

Les résultats de l'analyse statistique confirment ceux obtenus en laboratoire et révèlent d'abord une variabilité entre les stations intra-saisons (variabilité inter-site) et deuxièmement une variabilité potentielle entre les saisons (variabilité inter-saisons).

Les mots clés : Analyse physico-chimique, Oued Bounamoussa, Les eaux superficielles, Phosphore, Pollution, Eutrophisation.

ABSTRACT

Wadi Bounamoussa located in the extreme Northeast of Algeria, represents a remarkable natural reservoir of surface and underground water of the region of El-Tarf by its important annual contribution and this despite the rainfall variability from one year to other. In this area, water is the driving force of the industrial, tourism, agricultural, urban and rural development of the region, requiring its mobilization in huge quantities. In fact, there is a large area of farmland, which occupies most of the surface of the region, a major surface water reservoir: the Cheffia dam. For this purpose, the chemistry of surface water and soil in the Bounamoussa plain is often influenced by the effect of the dissolution of geological formations, industrial discharges and especially agricultural activity.

Phosphorus and nitrogen are the elements responsible for the eutrophication phenomenon of continental and marine aquatic environments. This environmental phenomenon is a global problem that is reducing the quality of aquatic environments.

Our study was conducted on Oued Bounamoussa in order to give positive and sufficiently representative answers concerning the physico-chemical characterization of the waters as well as the search for a possible pollution.

To achieve this goal, we carried out physicochemical analyzes on Wadi water samples. So other interpretive and complementary soil parameters have been measured and studied on soil samples taken from a carefully chosen station to ensure the representativeness of our samples in the study area and consequently the real significance of the values analyzed parameters.

The results of the physicochemical analyzes of these waters show a gradual evolution of the values of certain chemical elements along the Bounamoussa wadi with a strong mineralization and a neutral to alkaline pH with a slight gradient increasing from upstream to downstream. The evolution of the chemistry of the water of the wadi is seasonal since the important contents are observed during the period of low water and the low contents correspond the period of the precipitations. The nature of the land and rainfall are therefore the sources of the mineralization of the waters of Oued Bounamoussa.

Moreover, the study of the spatio-temporal evolution of the potentially polluting mineral elements shows important concentrations in chloride ion, and in phosphate ions exceeding the standards of potability of natural waters, which causes the eutrophication phenomenon in this course water and its receiving environments.

The study of soil quality shows that mineralization is transmitted to the soil and leads to the deterioration of its quality. The results of the analyzes showed the presence of eutrophication phenomenon, during the period of the analyzes carried out.

The results of the statistical analysis confirm those obtained in the laboratory and reveal firstly a variability between in-season stations (inter-site variability) and secondly a potential variability between seasons (inter-season variability).

Key words: Physico-chemical analysis, Oued Bounamoussa, Surface water, Phosphorus, Pollution, Eutrophication.

ملخص

وادي بونموسة يقع في أقصى شمال شرق الجزائر، يمثل مخزنا طبيعيا ملحوظا للمياه السطحية والجوفية لمنطقة الطارف بمساهمته السنوية الهامة، وهذا على الرغم من تقلب هطول الأمطار من سنة إلى سنة لأخرى . في هذا المجال، فإن المياه هي العامل الدافع للتنمية الصناعية، السياحية، الزراعية، الحضرية والريفية في المنطقة، مما يتطلب حشدها بكميات هائلة. في الواقع، هناك مساحة كبيرة من الأراضي الزراعية، التي تحتل غالبية سطح المنطقة، وهو الخزان الرئيسي للمياه السطحية : سد الشافية.

تحقيقا لهذه الغاية، فإن كيمياء المياه السطحية والتربة في سهل بونموسة كثيرا ما تتأثر بانحلال التكوينات الجيولوجية، والتصرفات الصناعية، وقبل كل شيء النشاط الزراعي. يعتبر الفسفور و الأزوت العناصر المسؤولة عن حدوث ظاهرة التخثث في الأوساط المائية القارية و البحرية الظاهرة من المعضلات الحديثة على المستوى العالمي، التي تؤدي إلى خفض مستوى نوعية الأوساط المائية.

وقد أجريت دراستنا على وادي بونموسة من أجل إعطاء إجابات مثالية لتوضيح بما فيه الكفاية بشأن توصيف الفيزيائية والكيميائية للمياه وكذلك البحث عن التلوث المحتمل. ولتحقيق هذا الهدف، أجرينا التحليلات الفيزيائية والكيميائية لعينات المياه من الواد بونموسة. أيضا تم قياس ودرس عينات من التربة التي تم جمعها من محطات اختيرت بحكمة لضمان تمثيل العينات في منطقة الدراسة.

أظهرت نتائج التحاليل الفيزيائية والكيميائية لهذه المياه تطورا تدريجيا لقيم عناصر كيميائية معينة على طول وادي بونموسة مع تمعدن قوي ومحاييد لدرجة الحموضة مع تدرج طفيف يتزايد من المنبع إلى المصب. التطور الكيميائي لمياه النهر موسمي وهذا للان القيم الهامة لوحظت خلال فترة المياه المنخفضة والقيم المنخفضة خلال فترة هطول الأمطار. بالتالي طبيعة الأرض والأمطار هي مصادر تمعدن مياه وادي بونموسة. وعلاوة على ذلك، فإن دراسة التطور المكاني والزمني للعناصر المعدنية المحتملة الملوثة تظهر تركيزات هامة في أيون الكلوريد، وفي أيونات الفوسفات تتجاوز معايير قابلية المياه الطبيعية، مما يسبب ظاهرة التخثث في هذا النهر والبيئة المستقبلية له. وتبين دراسة نوعية التربة أن التمعدن ينتقل إلى التربة ويؤدي إلى تدهور جودته. وأظهرت نتائج التحاليل وجود ظاهرة التخثث خلال فترة التحليلات التي أجريت. نتائج التحليل الإحصائي تؤكد تلك التي تم الحصول عليها في المختبر وتكشف أولا عن التباين بين محطات في الموسم (التباين بين المواقع) وثانيا التباين المحتمل بين المواسم (التباين بين الفصول).

الكلمات الدالة: التحليل الفيزيائي الكيميائي، واد بونموسا، المياه السطحية، الفوسفور، التلوث، التخثث.

Sommaire

Sommaire	Page
RESUME	I
ABSTRACT	II
ملخص	III
LISTE DES FIGURES	IV
LISTE DES TABLEAUX	V
INTRODUCTION GENERALE	01
CHAPITRE I : DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LES HYDROSYSTEMES DES BASSINS VERSANT	
Introduction	04
I. 1. L'élément phosphore : essentiel à la vie	04
I. 2. Les différentes formes de phosphore	06
I. 2.1. Le phosphore dissous ou soluble	07
I. 2.2. Le phosphore particulaire	07
I. 3. Le cycle biogéochimique du phosphore	07
I. 3.1. Cycle terrestre	08
I. 3.2. Cycle marin	09
I. 4. Dynamique des échanges du phosphore	11
I. 4.1. Equilibre dynamique du phosphore dans l'eau : les transferts entre phases dissoutes et particulaires	11
I. 4.1.1. Processus biologique	11
I. 4.1.2. Processus physique	12
I. 4.1.3. Processus d'adsorption et de désorption	12
I. 4.1.4. Processus chimique	13
I. 4.2. Les équilibres dynamiques du phosphore au sein des sédiments	14

I. 4. 3. Les équilibres dynamiques du phosphore SEDIMENT/EAU : les échanges de phosphore à l'interface EAU-SEDIMENT	15
I. 4.3.1. L'activité photosynthétique	15
I. 4.3.2. La remise en suspension des sédiments	15
I. 4.3.3. La diffusion	16
I. 4.3.4. La bioturbation	16
I. 5. Facteurs influençant les processus d'échanges à l'interface eau-sédiments	17
I. 5.1. pH et potentiel redox	17
I. 5.2. La température	18
I. 5.3. La granulométrie	18
I. 5.4. La concentration en suspension de sédiment	19
I. 5.5. Matière organique	19
I. 6. Les normes de qualité des eaux relatives au phosphore	20
CHAPITRE II : L'EUTROPHISATION	
Introduction	21
II. 1. Définition	21
II. 2. Le processus d'eutrophisation	22
II. 3. Niveau de l'eutrophisation et état trophique	23
II. 4. Les différentes formes de l'eutrophisation	26
II. 5. Facteurs favorisant l'eutrophisation	27
II. 6. Conséquences de l'eutrophisation	31
II. 6. 1. Effets directs	31
II. 6. 2. Conséquences sanitaires, écologiques et économiques	31
II. 7. Problèmes généraux associés à l'eutrophisation	33
II. 8. L'état de l'eutrophisation dans le monde	34
II. 9. La lutte contre l'eutrophisation	35
II. 9. 1. Le changement des pratiques agricoles	35

II. 9. 2. Aménagements technologiques	35
II. 9. 3. Aménagements d'ordre biologique	36
II. 10. Le contrôle de l'eutrophisation des eaux en Algérie	38
Conclusion	38
CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES	
III. 1. Présentation de la zone d'étude	39
III. 1.1. Situation géographique	39
III. 1.2. Aperçus socio-économiques	41
III. 1.2.1. Population	41
III. 1.2.2. La pêche	43
III. 1.2.3. Tourismes	43
III. 1.2.4. Forêts	44
III. 1.2.5. Agriculture	45
III. 1.2.6. L'industrie	46
III. 1.3. Les caractéristiques climatiques	46
III. 1.3.1. Présentation de la station de mesures	47
III. 1.3.2. Les facteurs climatiques	47
III. 1.3.3. Le diagramme Ombrothermique	50
III. 1.3.4. Calcul du bilan hydrique	51
III. 1.4. Le réseau hydrographique	52
III. 2. Situation géologique	53
III. 2.1. Description litho-stratigraphique	54
III. 3. Prélèvement d'eau de l'Oued Bounamoussa	55
III. 3.1. Méthodes et Techniques de prélèvements	55
III. 4. Prélèvements des échantillons de sol	57
III. 5. Paramètres physicochimiques analysés (eaux)	57
III. 5.1. Les paramètres enregistrés in situ	57
III. 5.2. Les paramètres mesurés au laboratoire	58
III. 6. Analyse du sol	60
III. 6.1. Préparation des échantillons	60
III. 7. Analyse statistique des résultats obtenus	63

CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSION	
Introduction	64
IV. 1. Statistiques descriptives pour la chimie des eaux	64
IV. 2. Analyse physicochimique des échantillons d'eau de l'Oued Bounamoussa	66
IV. 2. 1. Le potentiel d'hydrogène (pH)	66
IV. 2. 2. Conductivité Electrique (CE)	67
IV. 2. 3. La Température (T)	68
IV. 2. 4. La dureté totale (TH)	70
IV. 2. 5. Le titre alcalimétrique complet (TAC)	71
IV. 2. 6. L'ion chlorure (Cl ⁻)	72
IV. 2. 7. Demande chimique en oxygène (DCO)	73
IV. 2. 8. L'orthophosphate (PO ₄ ⁻³)	74
IV. 2. 9. Le phosphore total (Pt)	76
Conclusion	75
IV. 3. Analyse des échantillons de sol prélevés dans le bassin versant de l'Oued Bounamoussa	79
IV. 3. 1. La granulométrie	80
IV. 3. 2. L'acidité du sol	81
IV. 3. 3. La conductivité électrique (C.E)	82
IV. 3. 4. Matière organique (M.O)	83
IV. 3. 5. Le phosphore assimilable	84
Conclusion	86
IV. 4. Traitement statistique des données physicochimiques des eaux de l'Oued Bounamoussa	87
IV. 4. 1. Méthode de traitement des données	87
IV. 4. 2. Période de basses eaux	87
IV. 4. 3. Période de hautes eaux	89
IV. 5. Traitement statistique relatif aux sols du bassin versant de l'O. Bounamoussa	91
IV. 5. 1. Projection des paramètres physicochimiques sur le plan factoriel (F1, F2)	92
CONCLUSION GENERALE	95
RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	97
REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE	

Liste des figures

Liste des tableaux

LISTE DES FIGURES

Figure	Titre	N° Page
Figure 1	Schéma simplifié des espèces chimiques du phosphore	06
Figure 2	Schéma du cycle du phosphore	11
Figure 3	Principaux échanges des formes de phosphore dans la colonne d'eau et échanges avec le sédiment	15
Figure 4	Schéma résumant les principaux processus intervenant dans les échanges de phosphore entre les sédiments	17
Figure 5	Différentes étapes du phénomène d'eutrophisation	24
Figure 6	Schéma de l'aérateur hypolimnique	36
Figure 7	Schéma du principe de l'aération par déstratification	37
Figure 8	Photo d'un appareil permettant l'aération par déstratification.	37
Figure 9	Situation géographique de la région d'étude	39
Figure 10	situation géographique du bassin versant de l'Oued Bounamoussa	41
Figure 11	répartition de la population dans la région d'étude	42
Figure 12	relation existante entre la population, superficie et la densité	43
Figure 13	carte du couvert végétal de la région d'étude	45
Figure 14	les différentes unités industrielles existantes dans la région d'étude	46
Figure 15	Courbe des précipitations mensuelles moyennes (1980-2011)	48
Figure 16	Courbe des températures mensuelles moyennes (1980-2011)	49
Figure 17	Courbe des vitesses des vents moyennes (1975-2006)	50
Figure 18	Le diagramme Ombrothermique : Station La Chaffia (1980-2011)	50
Figure 19	Moyenne pluriannuelle des facteurs climatiques (1980-2011)	52
Figure 20	Profil en long de l'oued Bounamoussa	53
Figure 21	Carte d'inventaire des points de prélèvement	56
Figure 22	Normes d'interprétation du pH-eau du	60

Figure 23	Variation spatio-temporelle des valeurs du pH	66
Figure 24	Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité électrique	68
Figure 25	Variation spatio-temporelle des valeurs de la température	70
Figure 26	Variation spatio-temporelle des valeurs de la dureté totale	71
Figure 27	Variation spatio-temporelle de titre alcalimétrique complet	72
Figure 28	Variation spatio-temporelle des ions de chlorures	73
Figure 29	Variation spatio-temporelle de la demande chimique en oxygène	74
Figure 30	Variation spatio-temporelle d'orthophosphate	75
Figure 31	Variation spatio-temporelle de phosphore total	76
Figure 32	Les fractions granulométriques des sols de la zone du B.V. de l'O. Bounamoussa	80
Figure 33	Variation spatio-temporelle du pH dans les sols du B.Vde l'Oued Bounamoussa.	81
Figure 34	Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sols du B.V. de l'O. Bounamoussa	83
Figure 35	Variation spatio-temporelle de la matière organique du sol	84
Figure 36	Variation spatio-temporelle d'orthophosphate du sol	86
Figure 37	Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (Période des basses eaux).	88
Figure 38	La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (Période de basses eaux).	89
Figure 39	La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) en période de hautes eaux.	90
Figure 40	La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) en période de hautes eaux.	91
Figure 41	Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2	92
Figure 42	La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2)	93
Figure 43	La représentation graphique des paramètres physico-chimiques sur le plan factoriel (F1, F2).	93

Tableau 23	La norme d'interprétation du phosphore assimilable	85
Tableau 24	Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (Période de basses eaux)	88
Tableau 25	Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (Période de hautes eaux)	89
Tableau 26	Matrice de corrélation	92
Tableau 27	Corrélations entre les variables et les facteurs	93

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE

« L'eau pure est le plus beau cadeau que l'être humain peut offrir à son semblable »

L'eau constitue un élément essentiel dans la vie et l'activité humaine. C'est une composante majeure des mondes minéral et organique. Dans le monde présent, l'eau participe à toutes les activités quotidiennes notamment, domestiques, industrielles et agricoles ce qui la rend un élément récepteur exposé à tous les genres de pollution. Celle-ci se présente sous plusieurs formes : pollution atmosphérique, des sols et aquatique. Cette dernière forme est particulièrement préoccupante puisque l'eau est absolument indispensable à tous les êtres vivants de la planète.

A l'échelle mondiale, le volume d'eau exploitée a progressé plus de deux fois que le taux de croissance de la population. Un nombre grandissant de régions a atteint la limite au-delà de laquelle il n'est plus possible de fournir des services fiables d'approvisionnement en eau (pour différents usages). La croissance démographique et le développement économique exercent une pression sans précédent sur les ressources en eau renouvelables, notamment dans les régions arides. Il est estimé qu'à l'horizon 2025, 1,8 milliard de personnes vivront dans des pays ou des régions disposant de moins de 500 m³ d'eau renouvelable par an et par habitant [Kerboub D. *et al*, 2014]. Dans les pays de la marge sud de la Méditerranée et notamment dans la région arabe, connue pour son climat aride à semi-aride, la pénurie d'eau sera un fait marquant. La totalité des pays de cette région tombent sous le niveau de pénurie de 500 m³ d'eau renouvelable par personne et par an [Hamoda M.F., 2004 ; Belaid N., 2010].

L'Algérie fait partie des pays à faibles ressources hydriques au regard des critères internationaux de pénurie (seuil de 1000 m³/hab./an). L'Algérie orientale est la région la plus arrosée du pays. Elle reçoit annuellement une moyenne de précipitations allant de 300 mm à 1 m du sud vers le nord et atteint parfois 1,5 m en allant vers la méditerranée. Elle est aussi drainée par un réseau hydrographique très important avec une densité moyenne de drainage d'environ 2,11 m/km². Ces caractéristiques offrent à la région l'avantage d'être une ressource inépuisable en eau superficielle [Guasmi I. *et al*, 2006]. La qualité des eaux superficielles se dégrade dans des bassins d'importance vitale sous l'effet des rejets de déchets urbains et industriels [Remini B., 2010]. En effet, les modifications de la morphologie des rivières, leurs usages et leurs propriétés physico-chimiques auront des conséquences sur la quantité et la qualité de l'eau.

Le phosphore est un élément fondamental pour les êtres vivants car il est le constituant de molécules riches en énergie (adénosine triphosphate) et en information génétique

(nucléotides). Il est, après l'azote, l'élément fertilisant qui limite le plus souvent le développement des cultures. Le phosphore est pourtant largement répandu, étant le onzième élément dans l'ordre d'abondance dans la croûte terrestre. Cependant, il est en général peu biodisponible dans les sols. C'est pourquoi il est nécessaire de fertiliser régulièrement les cultures pour obtenir des rendements élevés. En plus de son rôle en temps qu'engrais, le phosphore est utilisé dans une moindre mesure pour la fabrication d'aliments pour bétail ainsi que pour la fabrication de détergents. Les gisements de phosphore utilisables sont à 90% d'origine sédimentaire, le reste est d'origine métamorphique. Le phosphore est de ce fait une ressource non renouvelable [Louvet J.N., 2006].

Malgré cela, il est bien souvent gaspillé et les activités humaines en rejettent dans le réseau hydrographique des quantités considérables. Ces pollutions d'origine domestique, industrielle et agricole, sont responsables de problèmes écologiques et économiques liés à l'eutrophisation. L'eutrophisation est due à la présence excessive de nutriments, qui bouleverse le cycle biologique des milieux aquatiques « naturels ». Lorsque le phosphore, habituellement premier facteur limitant, est apporté, il engendre des proliférations d'algues au point que l'azote peut à son tour devenir limitant [Barroin G., 2003].

Pour lutter contre l'eutrophisation des plans d'eau devrait passer avant tout par des méthodes préventives, qui s'attaquent réellement au problème de contamination, en limitant la diffusion du phosphore, de l'azote, de la matière organique ou encore des polluants dans l'environnement.

La qualité des milieux aquatiques est caractérisée par diverses substances en solution et en suspension dans l'eau, leur quantité et l'effet qu'elles ont sur les habitants de l'écosystème.

C'est la concentration de ces substances qui déterminent la qualité de l'eau et permet de savoir si cette eau convient à un usage en particulier. Donc, il est facile de se débarrasser des déchets en les jetant dans une rivière ou dans un lac, en petite ou en grande quantité, jetés intentionnellement ou accidentellement. Le plus souvent nos cours d'eaux sont pollués par des déchets urbains, agricoles et industriels comprenant de nombreuses substances toxiques de synthèse que les processus naturels ne réussissent pas à décomposer même en quantité minime.

Dans ce contexte on a essayé d'étudier la qualité physico-chimique des eaux de surface de l'oued Bounamoussa dans la région d'El-Tarf dont le thème est « Pollution phosphatée des hydrosystèmes du bassin versant de l'Oued Bounamoussa (Nord- Est Algérien) : origine, quantification et impact environnemental ».

Notre travail est conçu en deux parties.

Dans la première partie est fait le point bibliographique en deux chapitres sur les matières phosphorées dans l'environnement ainsi que sur la problématique de l'eutrophisation des milieux aquatiques.

La deuxième partie présente les différentes méthodologies et stratégies expérimentales adoptées dans ce travail pour l'acquisition des données. La présentation de la région d'étude constitue le premier chapitre. Dans le deuxième chapitre sont présentés les différents stratégies et méthodes utilisées aussi bien en échantillonnage qu'au plan analytique. Enfin, le dernier chapitre est consacré à la présentation et à la discussion des résultats obtenus sur le terrain et au laboratoire.

Chapitre I

Introduction

Le phosphore est un élément fondamental pour les êtres vivants car il est le constituant de molécules riches en énergie (adénosine triphosphate) et en information génétique (nucléotides). Il est, après l'azote, l'élément fertilisant qui limite le plus souvent le développement des cultures. Le phosphore est pourtant largement répandu, étant le onzième élément dans l'ordre d'abondance dans la croûte terrestre. Cependant, il est en général peu bio-disponible dans les sols. C'est pourquoi il est nécessaire de fertiliser régulièrement les cultures pour obtenir des rendements élevés. En plus de son rôle en temps qu'engrais, le phosphore est utilisé dans une moindre mesure pour la fabrication d'aliments pour bétail ainsi que pour la fabrication de détergents. Les gisements de phosphore utilisables sont à 90% d'origine sédimentaire, le reste est d'origine métamorphique. Le phosphore est de ce fait une ressource non renouvelable.

Malgré cela, il est bien souvent gaspillé et les activités humaines en rejettent dans le réseau hydrographique des quantités considérables. Ces pollutions d'origine domestique, industrielle et agricole, sont responsables de problèmes écologiques et économiques qui présentent des risques d'altération de la qualité aquatique. Pour cela le contrôle du phosphore (P) en agriculture est apparu comme une préoccupation de nature environnementale dès la fin des années 1970 [Blais S. *et al*, 2002]. De plus en plus, la question de l'impact du phosphore rejeté directement dans le réseau hydrographique ou épandu sur les sols via les déjections animales et les boues résiduaire urbaines et industrielles se pose [Blandine L., 2003].

I. 1. L'élément phosphore : essentiel à la vie

Relativement simple et incomplet élément phosphore constitue par ailleurs un des composants essentiels de la matière vivante où il se rencontre à des taux relativement élevés : citons pour mémoire l'importance capitale au point de vue biologique de diverses molécules phosphorylées comme les nucléotides ou les phosphatidyl-lipides par exemple, c'est un nutriment nécessaire au développement des végétaux. Ainsi, il représente de 0.16 à 1.17 % du poids sec des végétaux aquatiques [Sawyer C.N., 1973].

Le stock de phosphore disponible pour les êtres vivants est entièrement contenu dans la lithosphère. Onzième élément dans l'ordre de leur abondance dans la croûte terrestre, son cycle est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs, puisque la composante gazeuse « phosphore d'hydrogène » est quasiment inexistante. De ce fait, il est lent et il faut des

millions d'années pour aller de la roche à la roche. L'atome de phosphore passe par une centaine de voyages entre la surface des océans et les continents.

Le voyage entre la surface des océans et les abysses dure environ 1600 ans et seulement 4 années d'activité biologiques dans les couches de surface de la terre.

Le phosphore est libéré lentement des roches sous l'effet de l'érosion naturelle, il s'introduit dans les écosystèmes d'eau douce par deux voies principales qui sont :

- Les sources diffuses, non collectables et non localisées par définition : Le phosphore d'origine diffuse provient des sols agricoles, naturels ou urbains, et de l'érosion des berges. Il est mobilisé par les écoulements superficiels lors des épisodes pluvieux. Il entre donc dans le réseau hydrographique par intermittence, selon un rythme lié à celui des crues [Barroin G., 2003].
- Les sources ponctuelles : elles émettent le phosphore vers les eaux indépendamment des conditions météorologiques, selon un rythme correspondant à celui des activités humaines qui les provoquent. Les rejets ponctuels sont le fait des activités domestiques, agricoles ou industrielles. Le cas typique est celui des égouts déversés dans le réseau hydrographique, avec ou sans épuration préalable. Il s'agit de rejets toujours bien localisés dans l'espace (tuyaux), mais plus au moins bien répertoriés [Bouzig S., 2008].

Tableau 01 : Différences entre sources de pollution diffuses et sources de pollution ponctuelles [Dorioz J.M. *et al*, 1997].

Type de sources	Ponctuelles	Diffuse
Mode d'entrée dans le réseau hydrographique	-Rejets indépendants de la pluie. -En générales en des lieux précis.	-Emission lors des périodes de pluie en des lieux indéfinissables.
Nature des rejets	-Très concentrés. -Forte proportion de formes solubles.	-Très dilués -Accompagnés de forts, apports de l'eau et des sédiments -En général, forte proportion de P-particulaire.
Transfert dan le réseau hydrographique	-Transmis indépendamment des périodes de ruissellement -Au rythme des activités humaines.	-Passé par (dans ou sur le sol). -Transfert à la faveur de périodes pluvieuses.
Exemples types	-Egouts divers.	-Perte des terres agricoles. -Ruissellement urbain.
Maîtrise	-Collectables. -traitable. -Possibilité de normes de rejet.	-Non collectables. -Maîtrise liée à la gestion du territoire.

I. 2. Les différentes formes de phosphore

Dans l'environnement, le phosphore est présent sous différentes formes. On distingue les formes dissoutes des formes particulaires, comme le montre la (fig. 01).

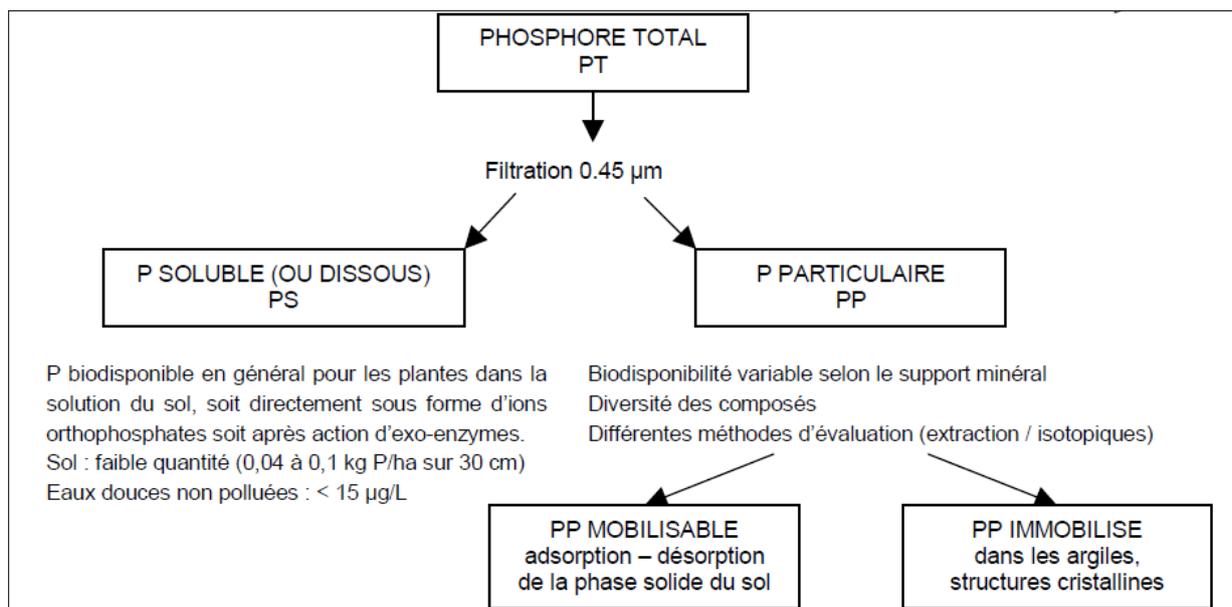


Figure 01 : Schéma simplifié des espèces chimiques du phosphore [C.O.R.P.E.N., 1998].

I. 2. 1. Le phosphore dissous ou soluble

Il est présent dans l'eau et la solution du sol sous forme minérale ou organique :

- Formes minérales : ions orthophosphates (PO_4^{3-}) libres ou associés à de la matière organique ou non sous forme de colloïdes, les différents anions de l'acide phosphorique H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} et les polyphosphates.
- Formes organiques : trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées.

I. 2. 2. Le phosphore particulaire

Il regroupe toutes les formes de phosphore liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes. Les phytines ou phytates (inositols polyphosphates) constituent la principale forme de phosphore organique particulaire dans les sols [Tate K.R., 1984]. Selon Brookes P.C. *et al.*, [1984], le phosphore microbien représenterait 2 à 24% du phosphore organique du sol.

Le phosphore particulaire minéral peut être lié au calcium (apatite), au fer (strengite), à l'aluminium (variscite), ou encore aux argiles, mais il peut aussi être associé à un grand nombre de minéraux. Sa minéralogie est extrêmement complexe et encore peu connue : à part le phosphate tricalcique (apatite) dont la formule simplifiée est $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, les autres associations du phosphore sont très complexes. C'est un élément dont la spéciation solide est très mal connue, c'est pourquoi sa réactivité est difficile à évaluer [Blandine L., 2003].

I. 3. Le cycle biogéochimique du phosphore

Le cycle du phosphore est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs car il ne possède pas de composante gazeuse. Par conséquent, il n'affecte pratiquement pas l'atmosphère. En milieu terrestre, le phosphore est, le plus souvent, sous forme de phosphate c'est-à-dire un atome de phosphore entouré de quatre atomes d'oxygène (PO_4). Il est dérivé de l'altération des phosphates de calcium des roches de la surface de la lithosphère, de type volcanique comme l'apatite.

Le phosphore est donc un élément limitant dans plusieurs écosystèmes terrestres, à cause de l'absence de réservoir atmosphérique et sa disponibilité est directement liée à l'altération superficielle des roches. Le cycle du phosphore se distingue aussi des autres cycles des éléments chimiques par le fait que le transfert du phosphore d'un réservoir à un autre n'est pas contrôlé par des réactions microbiennes, comme c'est le cas dans d'autres

cycles biogéochimiques, car les bactéries « phosphorisantes » sont rares. Le phosphore circule dans les différents compartiments lithosphériques, en milieu aquatique et terrestre. Par ailleurs, des apports anthropiques de phosphore peuvent perturber son effet limitant et provoquer par conséquent des problèmes environnementaux dont l'eutrophisation est le plus prépondérant dans de nombreuses régions du monde [Lafforgue M., 1998].

I. 3. 1. Cycle terrestre

Le phosphore minéral contenu dans les roches ignées du sol se trouve à l'état insoluble (phosphate de calcium, de fer, d'aluminium par exemple) à des pH inférieurs à 6 ou supérieurs à 7. Dans les sols, sa spéciation est plus complexe puisque le phosphore est adsorbé par les minéraux (oxydes Fe, Al, argiles), immobilisé sous des formes minérales (secondaires et primaires, par exemple l'apatite) et organiques (phytates). Sous cette forme, le phosphore est inexploitable par les consommateurs primaires tels que les plantes en milieu terrestre. Pour que cela soit faisable, il doit être sous la forme d'ions phosphates en solution tel le PO_4^{3-} qui peut se présenter sous différentes formes conjuguées comme l'ion hydrogénophosphate : HPO_4^{2-} pouvant lui-même se conjuguer pour donner l'ion dihydrogénophosphate : H_2PO_4^-

. Le phosphore doit être désorbé des phases minérales du sol, libéré par la dissolution des minéraux phosphatés, ou bien le phosphore organique doit être dégradé par des enzymes spécifiques (phosphatases) pour que les ions phosphates soient à disposition des plantes.

Ensuite, les eaux contenant le phosphore dissous peuvent soit s'écouler dans les océans et rejoindre de cycle marin du phosphore, soit se restreindre à un cycle exclusivement terrestre (du moins jusqu'à un retour à l'état insoluble dans le sol).

Dans le cycle terrestre, les écoulements continentaux observent un cycle annuel, dans lequel le phosphore sous forme dissoute atteint son maximum au printemps, moment où la biocénose en est la plus demandeuse. Cette concentration des ions phosphate dans les eaux printanières vient de l'accumulation des alluvions et vases en milieu lacustre à la suite de la stratification hivernale, lorsque l'inversion printanière produit l'homogénéisation thermique de la masse d'eau concernée. Une fois les ions phosphates absorbés par les plantes autotrophes, le phosphore est intégré dans les différents niveaux de réseaux trophiques, allant des consommateurs jusqu'aux décomposeurs, et devient donc du phosphate organique. Le retour à la terre de ce phosphate organique se fait par sédimentation de la matière organique morte et des excréments des animaux. Grâce à l'action combinée des organismes saprophytes et des micro-organismes décomposeurs, le phosphore est transformé en orthophosphates minéraux [Lafforgue M., 1998].

Ayant rejoint le milieu marin, le phosphore retourne au milieu terrestre de deux manières différentes :

- Par la sédimentation de la matière organique phosphatée dans les fonds océaniques permet le passage du phosphore de la biosphère aux roches phosphatées fossilisées. Celles-ci rejoignent ensuite les sols continentaux par le biais de la tectonique des plaques, notamment par le phénomène de l'orogénèse.
- Par la consommation du phosphore par la faune marine (cycle du phosphore en milieu marin) rend cette dernière riche en l'élément phosphore. Les activités de pêche ainsi que les dépôts de guano par les oiseaux marins (grands consommateurs d'organismes marins) permettent ainsi le retour du phosphore en milieu terrestre [Lafforgue M., 1998].

I. 3. 2. Cycle marin

Le phosphore est un élément peu abondant dans la lithosphère et n'a pas de réservoir atmosphérique. Aux pH des eaux superficielles, le phosphore minéral est sous forme d'ions H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} , on dose en général la somme de 2 formes exprimée en orthophosphates : PO_4^{3-} . La dissociation s'effectue à partir de l'acide phosphorique selon la formule suivante :



D'origine terrestre, le phosphore arrive dans le milieu marin par différentes sources :

- Phosphore issus des sols, résultant de l'érosion éolienne et hydrique des roches contenant les minéraux primaires phosphatés tels la fluorapatite.
- Phosphore provenant du lessivage de sols cultivés, qui s'y trouve sous forme adsorbé, minéral (de type apatite), et organique ou d'engrais excédentaire.
- Phosphore qui est contenu dans les effluents domestiques (en majorité détergents phosphatés, urines et selles).
- Remontées sources marines chaudes et volcanisme marin.

Le passage du phosphore organique à inorganique est assuré par les bactéries (*Eubacillus* et *Bacillus*) ou des champignons (*Saccharomyces* et *Penicillium*).

Les sédiments marins sont un piège à phosphore. Ils reçoivent le phosphore particulaire et peuvent l'adsorber. Leur concentration en phosphate est de l'ordre de 0,02 à 0,1 mg/cm³. Dans le sédiment, le phosphore se fossilise pour devenir de l'apatite : c'est la diagenèse.

La couche superficielle des sédiments fins est bien oxydée (bioturbation) et va constituer une barrière efficace s'opposant au transfert du phosphore des sédiments vers l'eau. Le fer contenu dans la zone oxydée se trouve à l'état d'hydroxyde ferrique, qui fixe très fortement le phosphore par adsorption ou complexations, et l'empêche de traverser cette couche. On a petit à petit enfouissement du phosphore.

Progressivement, il y a enfouissement du phosphore. Par contre, si le dioxygène vient à manquer à l'interface eau-sédiment, les hydroxydes ferriques sont réduits et la barrière se dissipe, le phosphore est diffusé librement dans l'eau. Les hydroxydes de manganèse étant réduits avant les hydroxydes ferriques, l'apparition de manganèse dans l'hypolimnion est un signe précurseur de l'apparition du fer et du phosphore. Au mélange total, l'apport d'O₂ reconstitue la couche oxydée et capturé à nouveau par les hydroxydes ferriques, le phosphore de l'hypolimnion est précipité et immobilisé.

L'enfouissement du phosphore dans les sédiments représente une perte pour les écosystèmes. Les animaux fouisseurs du sédiment peuvent cependant en réintroduire une partie dans le cycle (ex : certains Chironomidae et Tubifex en eau douce, ou de nombreux Polychètes dans les sédiments marins). On parle de cycle ouvert, puisque ce phosphore est perdu pour les cycles biologiques. D'un point de vue purement géologique, ce phosphore pourra redevenir disponible pour les organismes vivants au bout d'un certain temps. C'est donc un cycle fermé du point de vue d'un temps géologique, mais c'est un cycle ouvert du point de vue d'un temps biologique.

Le cycle biologique du phosphore est lié à la chaîne alimentaire et commence avec le plancton. Par des phénomènes de remontées d'eau et à partir du phosphore terrigène apporté par le ruissellement, une partie du phosphore est assimilée par le phytoplancton. Ce phytoplancton est ensuite assimilé par le zooplancton, les poissons ou des mollusques. Ces mêmes poissons peuvent être mangés par des oiseaux marins qui permettent au phosphore de revenir en partie sur la terre ferme à travers leurs excréments et leurs cadavres.

La faune joue de manière générale un rôle important et longtemps sous-estimé dans le cycle du phosphore. De même la remontée des saumons (qui meurent après la ponte dans le haut des bassins versants) permet de ramener de petites quantités phosphore à la terre, en quantités faibles à l'échelle des continents mais localement très significatives. La pêche contribue aussi à réintroduire du phosphore à terre [Lafforgue M., 1998]. Un schéma du cycle global du phosphore est présenté dans (fig. 02).

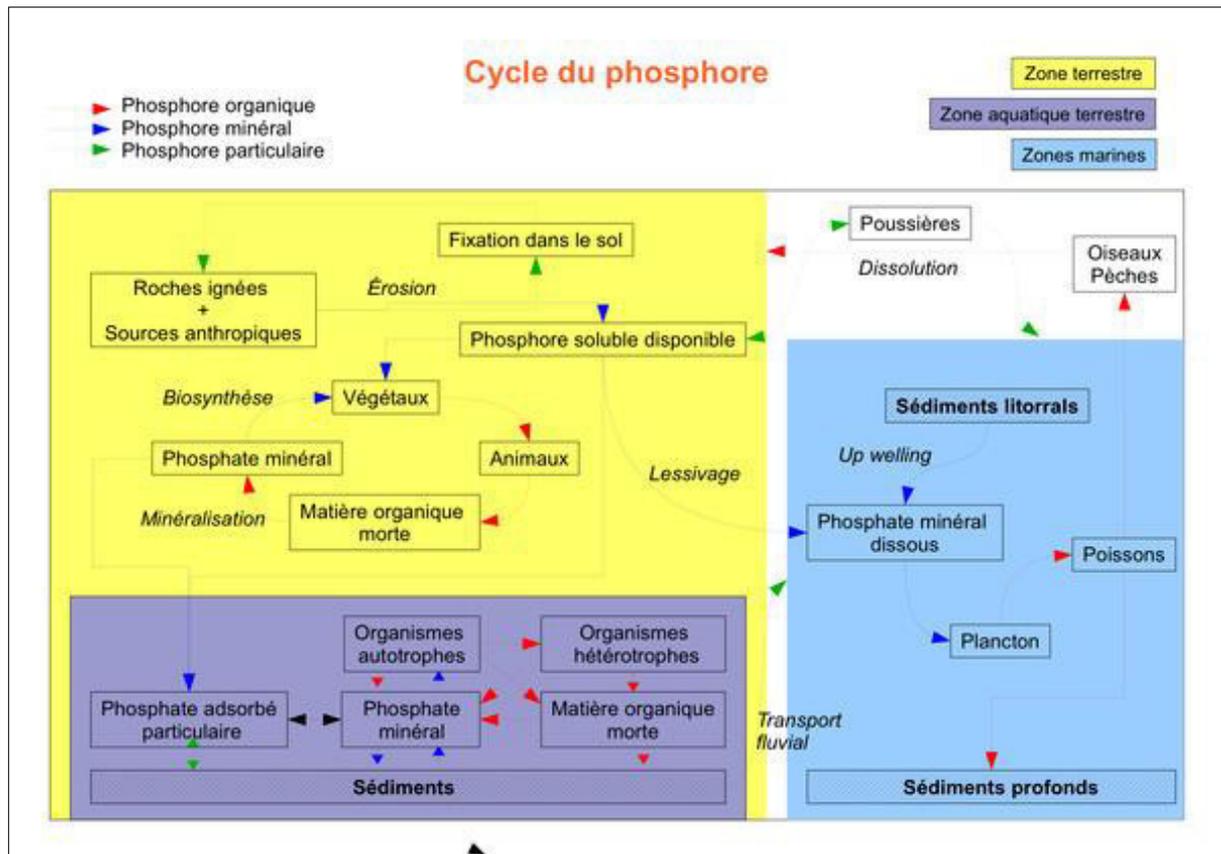


Figure 02 : Schéma du cycle du phosphore [Lafforgue M., 1998].

I. 4. Dynamique des échanges du phosphore

I. 4. 1. Equilibre dynamique du phosphore dans l'eau : les transferts entre phases dissoutes et particulaires

Le phosphore présent dans les sédiments est essentiellement sous forme particulaire. Le phosphore en solution dans l'eau interstitielle ne représentant qu'une fraction négligeable (souvent moins de 1 %) du phosphore total sédimentaire [Bostrom B. *et al*, 1982].

La fraction particulaire, qu'elle soit inorganique ou organique, peut passer sous forme dissoute dans l'eau interstitielle, être libérée dans la colonne d'eau, et devenir ainsi disponible pour les organismes. La libération de phosphore des sédiments ou du matériel particulaire est un processus qui peut résulter de mécanismes chimiques, physiques et biologiques. Afin d'évaluer la possibilité de relargage du phosphore sédimentaire vers l'eau de surface, une bonne compréhension des mécanismes contrôlant la dynamique d'échange du phosphore sédimentaire et des facteurs qui vont influencer ces processus, est indispensable. Les principaux mécanismes responsables des échanges de phosphore entre les phases solide et liquide sont : l'activité biologique, physique, l'adsorption et la désorption, la précipitation et la dissolution [Françoise A.L., 1997].

I. 4. 1. 1. Processus biologique

Le phosphore est utilisé par les organismes vivants pour leur besoin vital. Il est alors soit soutiré de la colonne d'eau soit libéré

➤ **L'assimilation des orthophosphates**

Elle se fait par l'utilisation du phosphore par les producteurs (algues, périphyton et macrophytes), nécessaire pour leur métabolisme d'une part et pour créer des réserves d'autre part. Il est nécessaire de signaler que ces organismes assimilent principalement le phosphore sous forme d'orthophosphates et de manière très rapide et la chaîne alimentaire continue ainsi avec les consommateurs (zooplancton) jusqu'aux décomposeurs (bactéries).

➤ **La minéralisation de la matière organique**

La minéralisation de la matière organique est une oxydation permettant la transformation de composé organique en produits minéraux grâce à l'action des décomposeurs. La minéralisation ultime du phosphore organique aboutit à la forme orthophosphate, directement assimilable par les algues et les bactéries. Cette minéralisation est très rapide en présence d'oxygène dans l'eau ou à l'interface eau/sédiment. Ainsi le phosphore sera libéré à nouveau dans la colonne d'eau lors de la décomposition des organismes [Bouzid S., 2008].

I. 4. 1. 2. Processus physique

Les processus physiques de rétention des particules se fait lors de passages hydrauliques lents de l'eau (mouilles, bras morts, eau interstitielle) qui favorisent la sédimentation, mais également la rétention des formes dissoutes des nutriments [Bencala K.E., 1993]. Lors d'épisodes pluvieux importants (crues : augmentation brusque du débit) les particules ainsi que les nutriments sont remis en suspension.

I. 4. 1. 3. Processus d'adsorption et de désorption

Les phénomènes d'adsorption et de désorption des éléments sur les sédiments (en suspension, benthiques ou profonds) jouent un rôle important dans le contrôle de la dynamique des nutriments [Meyer J. *et al*, 1988]. Lors de leur adsorption, les éléments sont soutirés à la colonne d'eau alors que durant la désorption, ils y sont réinjectés.

L'adsorption est un mécanisme rapide, réversible aux variations du milieu. Les formes adsorbées jouent un rôle important car, sous l'effet de facteurs écologiques, elles subissent diverses transformations dont le terme ultime peut être l'ion orthophosphate. L'adsorption peut être physique ou chimique :

- L'adsorption chimique est définie par [Bostrom B. *et al*, 1982] étant une fixation physique de composés solubles à la surface des sédiments en équilibre constant avec la concentration en solution de ces composés. Elle dépend de la surface des particules et de la concentration en phosphore de l'eau. C'est un processus rapide et totalement réversible (désorption très rapide) par simple changement de concentration dans le soluté.
- L'adsorption physique met enjeu des liaisons de faible énergie (type force de Van Der Waals). Quant à l'adsorption chimique ou chémosorption, c'est la fixation de composés solubles qui ne sont pas sensibles à la concentration de ces composés en solution (à pH et à potentiel redox constants). Le type d'adsorption met en jeu des liaisons chimiques, comme les complexes de coordination, lors de l'adsorption de PO_4^{-3} sur des hydroxo-complexes polynucléaires par échange de ligands [Bostrom B. *et al*, 1982].

Le phosphore peut s'adsorber sur le fer, sur l'aluminium et sur le calcium. Les réactions d'adsorption sur le fer ont été particulièrement étudiées par [Bostrom B. *et al*, 1982]. C'est une adsorption chimique par échange de ligands, cette adsorption de PO_4 sur le fer nécessite une oxydation du fer ferreux (Fe^{+2}) en fer ferrique (Fe^{+3}) pour permettre l'hydrolyse de Fe^{+3} qui est à l'origine de la formation d'un hydroxo-complexe ferrique. Les mêmes mécanismes s'effectuent pour les hydroxydes d'aluminium tandis que ceux du calcium sont encore mal élucidés.

Bostrom B. *et al*, [1982] ont démontrés que le phosphore peut également s'adsorber sur les argiles notamment kaolinite et montmorillonite par liaison chimique sur des sites métalliques ou par substitution des atomes de silice par des atomes de phosphore.

I. 4. 1. 4. Processus chimique

Les processus chimiques comprennent également les changements de phases (passage de la phase liquide à gazeuse ou phase solide par précipitation). Par exemple l'azote peut être éliminé du cours d'eau sous forme gazeuse, ce qui est impossible avec le phosphore. Ce dernier peut par contre précipiter sous formes peu disponibles. Ces changements de phases permettent donc d'éliminer ou de reléguer un élément dans la colonne d'eau.

- La précipitation

La précipitation est définie comme un déplacement d'au moins deux composants d'une solution par leur combinaison mutuelle dans un nouveau composé solide [Despreaux M., 1990]. Les réactions d'une précipitation sont les mêmes que celle d'une adsorption avec la

seule différence réside dans la lenteur des réactions (par vieillissement des complexes phosphatés déjà adsorbés). Ces réactions sont irréversibles et les phosphates précipités sont piégés à long terme dans les sédiments.

I. 4. 2. Les équilibres dynamiques du phosphore au sein des sédiments

Dans les sédiments, le phosphore total existe sous forme particulaire mais également sous forme dissoute dans l'eau interstitielle ; et il est soit minéral soit organique. Le phosphore minéral représentant une fraction plus mobile que le phosphore organique [Logan T.J., 1982] se répartit dans les sédiments de la manière suivante :

- Phosphore minéral particulaire stable, fixe immobile.
- Phosphore minéral particulaire mobilisable.
- Phosphore minéral dissous dans l'eau interstitielle.

Les équilibres établis au sein du sédiment dépendent de la solubilité des nombreuses formes de phosphore particulaire et représentent un système tampon pour la mobilité du phosphore stocké dans les sédiments [Froelich P.N., 1988]. En effet les multiples équilibres contrôlant la distribution entre phases dissoutes et phases solides dépendent de la solubilité des formes particulières de phosphore.

Les composés solides peuvent être soit actifs ou bien inactifs. Dans le premier cas ces composés sont capables de modifier la composition de la solution environnante (cas des formes adsorbées de phosphore). Dans le deuxième cas, les composés inactifs n'ont aucun impact sur leur milieu de formation (cas des formes précipitées). Ainsi ces solides actifs (adsorbés) peuvent évoluer vers des formes inactives (précipités) beaucoup plus stables ; en fait, par simple hydrolyse des cations (présents dans les formes particulières), des hydroxo-complexes à fort pouvoir absorbant se forment. En vieillissant, ces derniers remplacent leurs liaisons OH par des liaisons oxygène, c'est le phénomène d'oxolation, favorisant ainsi la stabilité de ces composés. Une séquence d'oxolation peut conduire à la formation de colloïdes qui en vieillissant peuvent former des composés inactifs par réarrangement du réseau cristallin. Il existe donc un continuum entre formes adsorbées actives et formes précipitées (ou cristallines) inactives qui se traduirait par une mobilité décroissante au cours du temps des ions adsorbés [Holtan H. *et al*, 1988].

Parmi les mécanismes de précipitation et d'adsorption qui contrôlent la mobilité des orthophosphates, seule l'adsorption joue un rôle important dans les équilibres de dissolution [Despreaux M., 1990] car c'est un mécanisme facilement réversible.

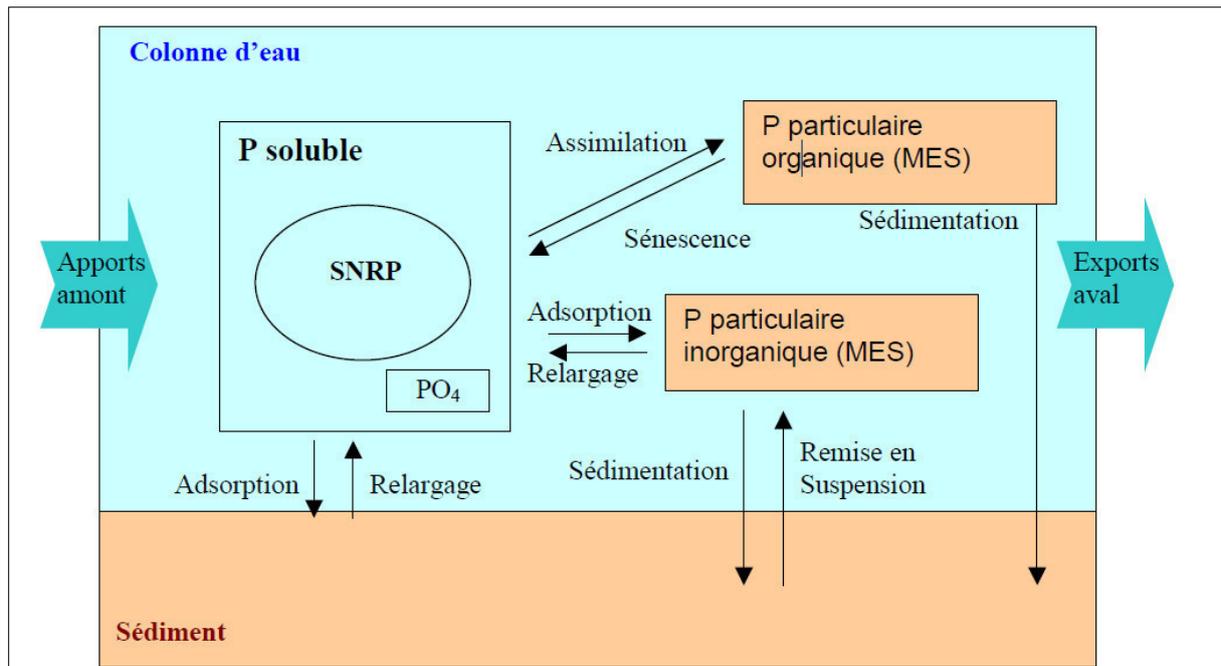


Figure 03 : Principaux échanges des formes de phosphore dans la colonne d'eau et échanges avec le sédiment [Moreau S., 1997].

I. 4. 3. Les équilibres dynamiques du phosphore SEDIMENT/EAU : les échanges de phosphore à l'interface EAU-SEDIMENT

Dans les systèmes aquatiques les échanges de phosphore entre l'eau de surface et les sédiments sont des processus importants qui contrôlent les concentrations de l'eau de surface [House W.A. *et al*, 1999]. Ces interactions relèvent des phénomènes très complexes qui regroupent les processus chimiques, biologiques et physiques [Bostrom B. *et al*, 1988].

I. 4. 3. 1. L'activité photosynthétique

L'activité photosynthétique augmente le pH de l'eau de surface en consommant le CO_2 . Ce changement de pH affecte la mobilité du phosphore piégé par les hydroxo-complexes ferriques dont la capacité d'adsorption diminue avec une augmentation du pH. D'autres études entreprises par House W.A. *et al*, [1995] ont démontré cependant qu'une augmentation du pH provoque une précipitation de la calcite qui s'accompagne de la co-précipitation du phosphore inorganique dans le réseau cristallin.

I. 4. 3. 2. La remise en suspension des sédiments

Les sédiments d'un cours d'eau retiennent une grande part de phosphore entrant dans l'écosystème lors d'évènements hydrauliques importants. La perturbation des sédiments entraîne sa remise en suspension, favorisant ainsi la diffusion de l'eau interstitielle vers l'eau de surface dont la teneur en phosphore peut ainsi augmenter [Bostrom B., *et al*, 1982]. Mais les sédiments en suspension peuvent également prélever le phosphore de l'eau de surface de

manière très rapide [House W.A. *et al*, 1995]. En fait, les particules fraîchement exposées peuvent développer des mécanismes d'adsorption ou de désorption suivant les caractéristiques de leur nouvel environnement (pH température, potentiel redox, concentration en orthophosphate) [Casey H. *et al*, 1982]. Il s'établit donc un échange et un équilibre des concentrations en phosphore entre les particules mises en suspension et le milieu de suspension. En effet, lors d'une remise en suspension, les sédiments atteignent rapidement leur état d'équilibre [Froelich P.N., 1988].

I. 4. 3. 3. La diffusion

Les échanges de phosphore entre l'eau de surface et les sédiments se font par diffusion (diffusion physique selon la loi de Fick) du phosphore de ces deux compartiments. Cet échange se fait par l'intermédiaire de l'eau interstitielle selon un gradient de concentration établi entre les deux compartiments. Le phosphore dissous diffuse du compartiment ayant la plus grande concentration vers le compartiment ayant la plus faible concentration en augmentant le taux d'échange entre les sédiments et la colonne d'eau.

L'activité bactérienne favorise également la diffusion du phosphore vers l'eau de surface en créant des microzones réduites à la surface des sédiments [Bostrom B., *et al*, 1982].

I. 4. 3. 4. La bioturbation

La bioturbation est définie comme étant un remaniement des sédiments par des invertébrés. Elle entraîne le remplacement des échanges diffusifs par des échanges convectifs beaucoup plus efficaces, en changeant les conditions de pH et de potentiel redox et augmentant la surface d'échange eau/sédiment. Ces invertébrés contribuent également à la minéralisation des molécules organiques du sédiment.

Les facteurs intervenant sur les échanges de phosphore entre l'eau et les sédiments sont illustrés en (fig. 04).

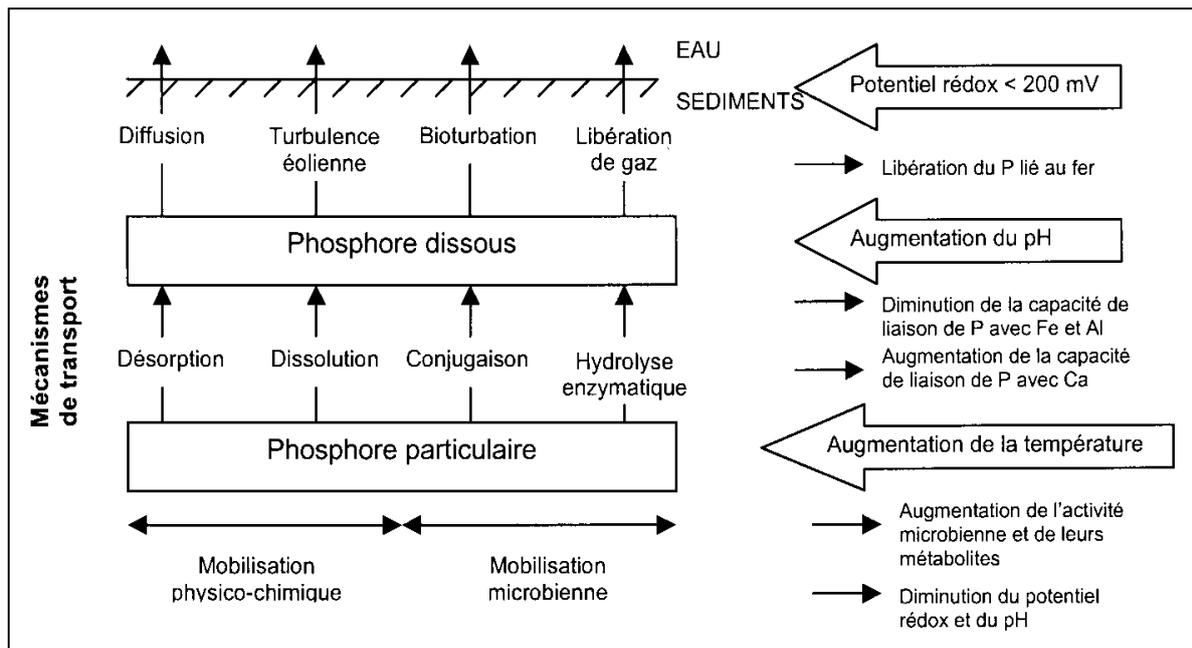


Figure 04 : Schéma résumant les principaux processus intervenant dans les échanges de phosphore entre les sédiments [Rosa G.C. et al, 2002].

I. 5. Facteurs influençant les processus d'échanges à l'interface eau-sédiments

Les facteurs influençant les processus d'échange sont nombreux et interdépendants. Ils sont morphologiques (granulométrie des sédiments, la matière organique, la concentration en suspension des sédiments), physicochimiques (pH, potentiel redox), propres aux retenues d'eau étudiées (profondeur de la colonne d'eau, temps de renouvellement des eaux), climatiques (température).

Les apports externes et le recyclage interne sont des facteurs supplémentaires indirects car ils conditionnent la teneur en matière organique et en phosphore des sédiments.

I. 5. 1. pH et potentiel redox

L'effet du pH peut être expliqué par la compétition entre ions hydroxyles et ions phosphates sur un complexe à deux atomes de fer. Ainsi, dans un sédiment présentant des hydroxo-complexes ferriques en contact avec une eau dont le pH augmente, les ions orthophosphates liés au fer sont libérés. Inversement, une diminution du pH favorise l'adsorption [Luther G.W. *et al*, 1992]

- **L'influence du pH** sur les composés du phosphate liés au calcium, et plus particulièrement sur les phosphates liés à la calcite, est différente de celle observée pour les composés liés au fer. Une baisse du pH entraîne la dissolution des sels de calcium conduisant à la libération des phosphates. Inversement, l'augmentation du pH

favorise la fixation des phosphates sur les carbonates de calcium [Miltenburg J.C. *et al*, 1998].

- **Le potentiel redox** équilibre entre la forme réduite et oxydée d'un couple d'oxydoréduction, traduit la teneur en oxygène des sédiments. Dans des conditions oxydantes (à potentiel redox élevé), il y a adsorption. Pour le fer par exemple, ceci correspond à une augmentation du rapport Fe^{3+}/Fe^{2+} (fer ferrique/fer ferreux) avec combinaison du phosphate en solution au fer ferrique. La désorption se produit lorsque le potentiel redox est faible et provoque la réduction du fer ferrique en fer ferreux [Mesnage V. *et al*, 1995]. Ainsi, la dégradation de la matière organique accumulée à la surface des sédiments favorise chaque été un déficit en oxygène [Golterman H.L., 1973] qui abaisse le potentiel redox à la surface des sédiments et qui conduit à la libération des phosphates liés aux cations. Les potentiels redox des sédiments de surface sont d'autant plus négatifs que l'anaérobiose est prononcée.

I. 5. 2. La température

Dans les processus d'échange de phosphore entre l'eau et les sédiments, la température joue un rôle important sur les vitesses des réactions chimiques et biochimiques et globalement sur toute l'activité biologique qui affecte la mobilité du phosphore. D'une manière générale, l'adsorption du phosphore croit avec l'augmentation de température [Crosby S.A. *et al*, 1984]. En outre une hausse de température même en milieu oxygène, peut entraîner une augmentation de la consommation bactérienne en oxygène (installation des microzones anaérobies) provoquant le relargage des phosphates par réduction du fer ferrique en fer ferreux.

I. 5. 3. La granulométrie

La constitution minérale et granulométrique des sédiments sont deux facteurs essentiels d'appréciation de la rétention. En effet le phosphore peut s'adsorber sur des formes solides plus ou moins amorphes du fer, de l'aluminium ou du calcium [Fox I. *et al*, 1989]. Les différentes fractions Fe-P, Al-P font partie de la fraction échangeable du phosphore plus facilement mobilisable que la fraction Ca-P et les autres formes particulières précipitées, apatite et autre, qui au contraire piègent le phosphore. Ainsi Reddy K.R. *et al*, [1998] montrent que la capacité de rétention des sédiments des cours d'eau est fortement corrélée avec les teneurs des formes amorphes ou pauvrement cristallines de fer et d'aluminium. Outre, plus la fraction granulométrique des sédiments est fine plus sa teneur en phosphore est grande [Viner A.B., 1982].

I. 5. 4. La concentration en suspension de sédiment

Les matières en suspension ont une grande importance environnementale en raison de leur rôle dans le transport des pesticides, de divers types de contaminants et des nutriments associés aux sédiments (phosphore particulaire, carbone particulaire) [Dorioz J.M. *et al*, 1989]. Elles constituent une importante composante du système suite à leurs rôles de puits ou de source de phosphore (adsorption ou relargage du P) selon leurs conditions environnementales.

I. 5. 5. Matière organique :

Le rôle de la matière organique dans les échanges de phosphore est extrêmement important. Au cours du processus de décomposition de la matière organique, la consommation d'oxygène peut d'une part produire du CO₂, acidifier le milieu et entraîner la minéralisation du phosphore organique et d'autre part créer les conditions favorisant la réduction du fer ferrique et la désorption des phosphates des complexes hydroxo-ferrique.

Les matières organiques peuvent également servir de complexant du fer ferrique, en particulier les substances humiques. Ces substances sont les produits les plus importants de la matière organique des eaux naturelles [Kim B.K., *et al*, 1990]. De par leur origine variée (dégradations biologique et chimique des végétaux et des résidus animaux), elles possèdent une composition variable (humines, acides humiques, acides fulviques). Dans les sédiments elles forment des complexes insolubles du fer ferrique sur lesquels s'adsorbent les ions phosphate et diminuent ainsi la mobilité du phosphore [Bostrom B. *et al*, 1982].

I. 5. 6. La concentration des ions phosphates

La concentration en orthophosphate joue un rôle prépondérant puisque la majeure partie des équations qui décrivent la solubilité des ions PO₄³⁻ sont des équations d'équilibre [Moutin T., 1992].

Si les concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau sont suffisantes pour satisfaire les besoins vitaux des organismes notamment les algues et les macrophytes, les mécanismes de relargage sont limités. Cependant, après épuisement du stock d'orthophosphates présent dans l'eau, le phosphore est fourni par la minéralisation de la matière organique et surtout par les relargages des sédiments [Jigorel A., *et al*, 2005]. De ce fait, les concentrations des ions phosphates dans l'eau règlent localement l'intensité des phénomènes de relargage.

En outre les augmentations des concentrations en ions orthophosphate dans l'eau interstitielle favorisent l'adsorption alors qu'une diminution facilite la désorption [Bostrom B., *et al*, 1989].

I. 6. Les normes de qualité des eaux relatives au phosphore

Les seuils concernant le phosphate sont articulés autour de la valeur 1 $\mu\text{mol/L}$ correspondant à la concentration d'équilibre eau/sédiment dans les écosystèmes faiblement eutrophisés [Aminot A. *et al*, 2001].

Le phosphore compte parmi les critères de qualité des eaux actuellement en vigueur à l'échelle nationale, régionale et internationale. Par exemple, au Québec pour le phosphore dans l'eau, les seuils sont exprimés en phosphore total avec les valeurs suivantes :

- Dans les ruisseaux et les rivières ne s'écoulant pas vers un lac : 30 $\mu\text{g/L}$.
- Dans les cours d'eau s'écoulant vers un lac dont le contexte environnemental n'est pas problématique : 20 $\mu\text{g/L}$.
- Dans les lacs dont la concentration naturelle est ou était inférieure à 10 $\mu\text{g/L}$: 50 % d'augmentation par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 10 $\mu\text{g/L}$ afin d'éviter l'eutrophisation des lacs oligotrophes.

Ces deux derniers critères s'appliquent à la période sans glace et pour les lacs abritant des habitats sensibles (ex. : lacs à Touladis au Québec), ils doivent être validés par des modèles du comportement de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion [MENV., 2001].

Lorsqu'on alloue un nouvel apport de phosphore dans un plan d'eau, on vise à ce que la somme de cet apport et de la concentration déjà présente en amont ne dépasse pas ces critères. Comme valeur de la qualité amont, on utilise actuellement une estimation de la concentration naturelle, qui est de 17 $\mu\text{g/L}$ pour l'Abitibi et de 11 $\mu\text{g/L}$ pour le reste du Québec. Ces valeurs de qualité amont sont des équivalents simplifiés des valeurs de référence par éco-région conçues aux États-Unis et décrites plus loin [MENV., 2001].

Chapitre II

Introduction

L'eutrophisation des eaux de surface est devenue aujourd'hui un problème d'environnement d'ampleur et généralisé. La prolifération des plantes aquatiques (algues, cyanobactéries et macrophytes) s'est amplifiée ces dernières décennies avec l'utilisation accrue de fertilisants chimiques en agriculture et par le développement de l'élevage intensif.

Ce phénomène appelé eutrophisation, est également favorisé par les effluents industriels et les eaux usées domestiques en zones urbaines et industrielles. Par son ampleur actuelle, il compte parmi les problèmes environnementaux les plus préoccupants à l'échelle mondiale. Les principaux paramètres indicateurs de l'état trophique d'un écosystème aquatique sont les composés azotés, phosphorés et carbonés, mais de nombreux facteurs physico-chimiques tels que la température, le pH, la teneur en oxygène dissous doivent aussi pris en considération.

II. 1. Définition

Le mot eutrophisation dérive du terme eutrophe qui signifie simplement « bien nourri ». Tout d'abord, on doit considérer le terme « eutrophe » comme le rappelle Genovese S., [1973], le préfixe « eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. Tout milieu riche en nutriments est considéré eutrophe. On peut donc s'accorder sur la définition du mot « eutrophe » fourni par le dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes [Colas R.*et al*, 1968] : une eau eutrophe est une eau riche en matières nutritives.

Quant à l'eutrophisation d'un milieu, il s'agit, stricto sensu, du fait que ce milieu devient eutrophe. Cette notion a pris naissance pour désigner la progression naturelle de l'état trophique des lacs, c'est-à-dire l'augmentation de la richesse du milieu (de l'oligotrophie à l'hypertrophie, en passant par l'eutrophie). Toutefois, la notion d'eutrophisation (dans son étymologie d'origine « enrichissement ») n'a de sens que par rapport à la biomasse qui tire bénéfice des nutriments présents dans un milieu. Aussi est-il compréhensible que l'on ne puisse différencier dans le terme « eutrophisation » ce qui est relatif à l'enrichissement, d'une part, et ce qui correspond à la biomasse qui bénéficie de cet enrichissement, d'autre part. La notion d'« eutrophisation » est donc délicate à manier, puisqu'elle ne désigne pas un état mais l'évolution du milieu vers un état, lui-même défini de manière subjective (« enrichi »). Le terme eutrophisation contient donc en terme la dérive de sens qu'il a subi, désignant à la fois les causes et les conséquences de la fertilisation du milieu [Lacaze J.C., 1996].

Les conséquences de l'eutrophisation sont diverses. Au premier niveau, on trouve le développement de phytoplancton et de macrophytes. Au second niveau se situent les nuisances de ces développements lorsqu'ils deviennent excessifs : gênes directes pour

l'utilisation de l'eau ou du domaine aquatique, hypoxie ou anoxie du milieu mortelles pour la faune et poussées d'espèces opportunistes toxiques.

- Actuellement, le terme « eutrophisation » semble avoir évolué pour désigner non plus la progression de l'enrichissement d'un milieu, mais l'état enrichi lui-même, ceci jusqu'à un point tel qu'il en résulte des nuisances. A titre d'exemple, nous citons ci-dessous quelques définitions de référence qui font bien ressortir la notion implicite de dégradation du milieu [Menesguen A. *et al*, 2001].
- Dictionnaire technique de L'eau et des questions connexes [Colas R.*et al*, 1968] : Processus évolutif, naturel ou provoqué, rendant un écosystème et particulièrement un lac, de mieux en mieux pourvu des éléments nutritifs (nitrate, phosphate) et donc de plus en plus riche en organismes vivants et en matières organiques.
- L'eutrophisation est définie par l'OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Économiques) comme un « enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques, tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau ».
- Directives du Conseil des Communautés Européennes du 21 mai 1991 (91/271/CEE) relative au traitement des eaux urbaines résiduaires et du 12 décembre 1991 (91/676/CEE) relative à l'azote d'origine agricole: L'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question [Menesguen A. *et al*, 2001].

II. 2. Le processus d'eutrophisation

Le processus d'eutrophisation se déroule en plusieurs étapes (fig. 05) :

- **Première étape :** Les eaux qui circulent au sein du bassin versant apportent progressivement des éléments minéraux au cours d'eau ; les rives se peuplent de végétaux et une vie animale s'installe, elle-même productrice de déchets organiques (cadavres, excréments...). L'homme accélère ce processus, via des apports d'effluents riches en matière organique, en phosphates et en nitrate, issus des pratiques agricoles (utilisation excessive d'engrais) et des rejets domestiques et industriels. Le phosphore

étant généralement le facteur limitant dans les milieux aquatiques naturels, ce sont ses composés et les phosphates en particulier qui provoquent l'emballement du processus d'eutrophisation.

Le phosphore étant généralement le facteur limitant dans les milieux aquatiques naturels, ce sont ses composés et les phosphates en particulier qui provoquent l'emballement de ce processus.

- **Deuxième étape :** L'enrichissement excessif de l'eau en matières nutritives induit une prolifération de plantes aquatiques et d'algues dans la couche supérieure du plan d'eau. Celle-ci est plus intense en période chaude où s'accélèrent les processus biologiques et où la lumière solaire stimule la vie végétale. Il en résulte une absorption excessive d'oxygène dissous (O_2) par la matière organique produite en abondance, et donc une asphyxie du milieu au détriment de la vie végétale et animale (poissons, crustacés, microorganismes). La prolifération d'algues et d'autres plantes flottantes réduit également la transparence de l'eau et la pénétration de la lumière, ce qui réduit la photosynthèse et par conséquent la production d' O_2 dans le milieu.
- **Troisième étape :** A terme, la production d' O_2 ne s'opère plus que dans les couches d'eau de surface où se dissout l' O_2 présent dans l'atmosphère. Dans les couches inférieures appauvries en O_2 , sédimentent les algues mortes et les divers déchets organiques dont la décomposition épuise les derniers stocks d' O_2 .
- **Quatrième étape :** Lorsque tout l' O_2 dissous est consommé, la décomposition des composés organiques produits localement ou apportés par les effluents s'opère en condition anaérobie. Ce processus de fermentation putride s'accompagne alors de dégagements gazeux nauséabonds (hydrogène sulfuré (H_2S), ammoniac (NH_3) et/ ou méthane (CH_4)) [Brahay V., 2007].

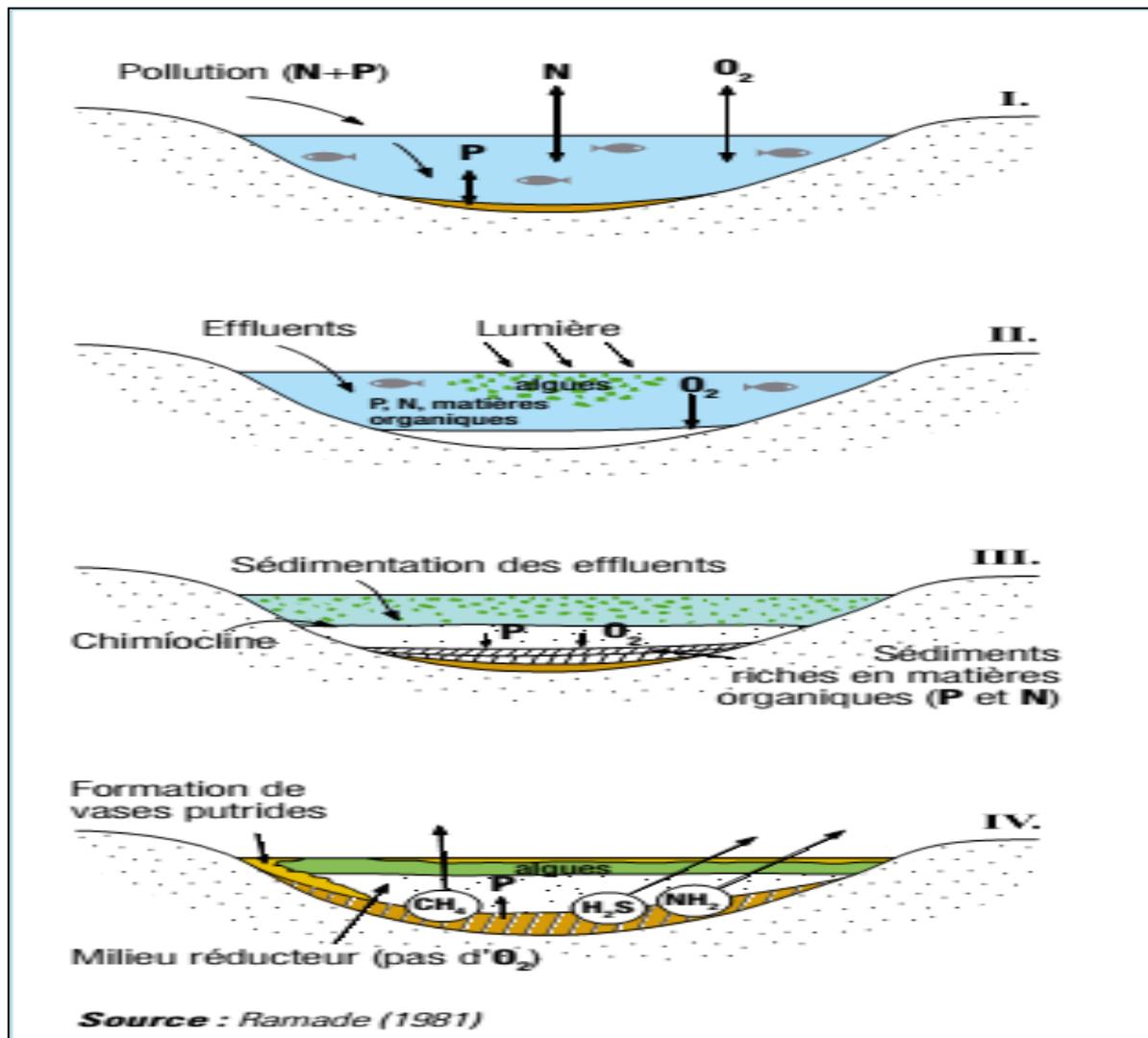


Figure 05 : Les différentes étapes du phénomène d'eutrophisation [Ramade F., 1981].

II. 3. Niveau de l'eutrophisation et état trophique

On classe généralement les plans d'eau comme « oligotrophe » (du grec, « peu nourris ») ou « eutrophes » (« bien nourris »). Le terme « mésotrophe » est fréquemment utilisé pour décrire l'état intermédiaire entre les deux catégories précédentes [Lacaze J.C., 1996].

Bien que ces descriptions du degré de trophie n'aient pas une signification précise, elles sont couramment employées pour caractériser les effets des nutriments sur la qualité de l'eau ou pour désigner le potentiel trophique d'un plan d'eau (tableau 02).

Tableau 02 : Caractères trophiques des plans d'eau [Lacaze J.C., 1996] :

Catégorie	Ultra-oligotrophie	Oligotrophie	Mésotrophie	Eutrophie	Hypertrophie
Biomasse	Faible	Faible	Moyenne	Forte	Très forte
Algues vertes et/ou cyanobacties	faible	Faible	Variable	Forte	Très forte
Macrophytes	Faible ou nulle	Faible	Variable	Forte	Faible
Productivité	Très faible	Faible	Moyenne	Forte	Forte/ instable
Oxygénation d'épilimnion	Normale	Normale	Variable	Habituellement sur-saturation	Grande instabilité (d'une forte sur-saturation à une anoxie complète)
Hypolimnion	Normale	Normale	–	De la sous-saturation à la déplétion complète	
Altération des différents usages	Faible	Faible	Variable	Forte	–

Des efforts ont été fournis pour définir ces termes purement descriptifs en fonction de « seuils » attribués à différents paramètres de la qualité de l'eau. Le programme coopératif international de surveillance des eaux douces de l'OCDE (1982) a fixé des valeurs limites pour la teneur totale en phosphore et en chlorophylle a. Ces seuils permettent de déterminer l'état trophique de nombreux types de lacs tempérés.

Tableau 03 : Classification de l'état trophique selon l'étude de l'OCDE (1982). Pt = teneur moyen de phosphore total, Chl_{moyen} = teneur moyenne de chlorophylle a, Chl_{max} = taux maximum de chlorophylle a.

Classe des états trophiques	Indices de l'état trophique (mg/m ³)		
	Pt	Chl_{moyen}	Chl_{max}
Ultra-oligotrophe	< 4.0	<1.0	<2.5
Oligotrophe	<10.0	<2.5	< 8.0
Mesotrophe	10-30	2.5-8.0	8.0 – 25
Eutrophique	35-100	8-25	25 -75
Hypereutrophe	>100	>25	> 75

II. 4. Les différentes formes de l'eutrophisation

L'eutrophisation revêt diverses formes et concerne à la fois les eaux douces aussi bien stagnantes que courantes et les eaux salées côtières et du large comme le montre le tableau 03 [Lemerrier B., 2003].

Tableau 04 : Formes végétales caractérisant l'eutrophisation [CORPEN., 1998] :

Forme végétale	Aspect	Milieux concernés
Phytoplancton (algues microscopiques en suspension)	Coloration de l'eau (verte, brune, rouge selon les espèces) Réduction de la transparence	Plans d'eau (lacs, lagunes), cours d'eau lents et parfois milieu marin et côtier
Diatomées fixes (algues microscopiques)	Dépôt sur le fond des cours d'eau, galets glissants	Cours d'eau lents ou rapides
Algues filamenteuses Fixées	Grandes algues, envahissant parfois toute la masse d'eau. Cladophores : longs filaments de plusieurs mètres	Cours d'eau
Macro-algues vertes marines (ulves)	Aspect de laitue	Lagunes, estrans sableux
Végétaux supérieurs (potamots, renoncules, myriophylles.)	Allure de végétaux terrestres	Tronçons de cours d'eau lents à fonds déposés et plans d'eau peu profonds

Parmi les algues qui prolifèrent dans les eaux eutrophes, les cyanobactéries peuvent représenter jusqu'à 90% de la flore algale. Leur développement exacerbé affecte aujourd'hui bon nombre de milieux aquatiques lenticques (barrages, étangs) et certains cours d'eau grâce à

leur très grande capacité d'adaptation aux variations physico-chimiques ponctuelles ou saisonnières du milieu [Lemerrier B., 2003].

II. 5. Facteurs favorisant l'eutrophisation

➤ Les nutriments

Les éléments nutritifs dits aussi nutriments sont nécessaires au métabolisme des espèces végétaux, organismes autotrophes capables de transformer la matière minérale en matière organique. Si la croissance des végétaux n'est pas limitée par un autre élément (lumière par exemple), un accroissement de la quantité de nutriments apportée dans le milieu pourra leur permettre de se développer davantage [Daouda M., 2010]. Ainsi en milieu aquatique, l'augmentation des apports de matière organique et surtout d'azote et/ou de phosphore est souvent tenue pour responsable des phénomènes de proliférations des plantes aquatiques qui en mourant augmentent encore les quantités de matière organique biodégradable, elle même source de nutriments, dans le milieu aquatique [Smith V.H. *et al*, 1999].

Ces nutriments ont trois origines : les apports directs par les précipitations tombant sur le plan d'eau ; les apports par les cours d'eau en provenance des bassins versants et les apports provenant de rejets anthropiques directs dans le milieu aquatique [Daouda M., 2010].

➤ Climat et hydrologie

Le climat influence la productivité des lacs en agissant sur l'apport annuel d'eau et d'énergie, sur l'hydrologie du bassin versant et sur le taux de renouvellement de l'eau, ainsi que sur le transport des nutriments et de sédiments vers le plan d'eau [Moss B. *et al*, 2005]. Il détermine entre autres la température de l'eau, la durée de la période de croissance végétale, la direction et la force du vent, la pluviométrie et la stratification thermique du plan d'eau.

La disponibilité en énergie solaire est un facteur important du contrôle de la productivité phytoplanctonique. Ainsi dans les systèmes aquatiques, l'augmentation de température liée au réchauffement climatique peut accélérer le développement des microorganismes et conduire à une majoration de l'eutrophisation : les blooms algaux sont observés sur des périodes de temps plus longues. Par ailleurs, cette augmentation de la température peut induire une augmentation de l'évaporation et conduire alors à un accroissement des concentrations en nutriments dans les eaux, ce qui favorisera également l'eutrophisation.

Dans leurs conditions opératoires en mésocosmes, Feuchmayr H. *et al*, [2009] ont mis en évidence qu'une augmentation de température de 21 à 25°C conjointe à une augmentation de la concentration de phosphore dissous, liée au relargage par des sédiments, favorise spécifiquement le développement des macrophytes flottants, au détriment du phytoplancton.

Le climat influence l'hydrologie des bassins versants. En effet, les quantités de nutriments transportés dans un bassin versant vers un plan d'eau sont proportionnelles à l'abondance des précipitations. Par contre, le transport des sédiments et nutriments associés ne s'accroît pas indéfiniment avec les précipitations. Le ruissellement des eaux, responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau, s'amplifie avec les précipitations, mais ces dernières favorisent également le développement d'une végétation qui préserve le sol de l'érosion. La végétation est généralement inexistante dans les régions qui reçoivent moins de 120mm d'eau par an, mais les précipitations y sont insuffisantes pour engendrer une érosion notable et entraîner les sédiments. Environ 300mm d'eau par an suffisent à raviner la terre, mais ne permettent pas la formation d'une couverture végétale, dense et continue. En conséquence, l'érosion est en général maximale entre ces deux valeurs. Une hauteur de précipitations supérieure à 750 mm/an suffit à l'installation d'une couverture végétale capable de freiner l'érosion [Ogutu-Ohwayo R.*et al*, 1997].

➤ **Géologie et topographie du bassin versant**

Le lac et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux des terres vers l'eau. Dans les conditions naturelles, la composition chimique de l'eau d'un lac dépend de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. Ainsi, le contenu minéral des eaux douces varie considérablement en fonction des caractéristiques climatiques et géochimiques.

En général, les roches éruptives contiennent de 0,07 à 0,13% de phosphore (sous forme d'apatite). Le pourcentage de phosphore est plus élevé dans les roches volcaniques proprement dites mais ce sont les roches sédimentaires qui sont les plus riches en phosphore [Cözar A.,*et al*, 2007].

➤ **Facteurs humains**

La modification du bassin versant par l'homme peut engendrer un transfert de nutriments vers le plan d'eau bien plus important que celui dû aux facteurs naturels. Les stations d'épuration des eaux usées et les autres sources ponctuelles du bassin versant sont les autres sources principales de nutriments. Par ailleurs, des changements de techniques de mise en valeur des terres et l'utilisation d'engrais peuvent modifier considérablement la charge nutritive des eaux de ruissellement. Le faible enrichissement des rivières de forêt est dû en partie au cycle très rapide des éléments biogènes de l'écosystème forestier. La déforestation perturbe ce processus de recyclage et cause une accélération de la perte d'ions du bassin versant vers le lac [Moss B., 2007].

Les activités qui dégradent le bassin versant peuvent provoquer une augmentation de la température du sol, une diminution de la rétention de l'eau par le sol, et une accélération de la minéralisation de l'azote organique à un moment où son assimilation par la végétation est compromise [Vitousek P.M.*et al*, 1979].

Les effets combinés de la déforestation et des pertes engendrées par les activités agricoles peuvent causer un enrichissement des rivières qui vont alimenter les lacs et lagunes en aval.

➤ **Facteurs liés au plan d'eau**

Bien que les causes principales d'une eutrophisation accélérée demeurent le plus souvent externes au plan d'eau, les caractéristiques de ce dernier peuvent en accentuer ou en atténuer les effets. La productivité globale du plan d'eau n'est pas uniquement fonction des apports externes et des concentrations internes : la distribution, la disponibilité ou l'assimilation des nutriments sont des facteurs qui interviennent indirectement. Le recyclage interne des substances nutritives à travers le réseau microbien (phytoplancton, zooplancton etc), le relargage de nutriments à partir des sédiments, de même que les propriétés spécifiques au bassin versant lacustre (morphologie et hydrodynamique), régulent le phénomène d'eutrophisation.

La profondeur moyenne d'un plan d'eau peut influencer considérablement les effets de l'accroissement de la charge nutritive d'un lac ou d'un réservoir. La teneur en oxygène de l'hypolimnion durant les périodes de stratification thermique dépend en grande partie de la profondeur moyenne de l'hypolimnion. La production d'une même biomasse de phytoplancton dans la couche euphotique demandera une consommation en oxygène par unité de volume de l'hypolimnion bien plus importante dans les plans d'eau où l'hypolimnion est profond.

La consommation d'oxygène (R_H ; exprimée en $g\ O_2/m^3$ /jour) par décomposition bactérienne dans l'hypolimnion peut être estimée généralement de la manière suivante [Daouda M., 2010]:

$$R_H = L_H/Z_H$$

Où

L_H : charge de matière organique facilement dégradée (phytoplancton en décomposition en g/m^2 /jour.

Z_H : profondeur moyenne de l'hypolimnion (m).

➤ **Les actions à l'échelle du bassin versant : Réduction des charges de phosphore à**

La source

Dans un bassin versant, les processus actifs, leurs importances et leurs interactions dépendent d'un ensemble de facteurs qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter à ces facteurs, les caractéristiques physiques du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en termes de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques, tout comme les variables d'état, permettent de décrire le système. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend de la maîtrise des apports en nutriments et notamment du phosphore qui est généralement le principal facteur limitant du développement algal en eau douce (surtout en zone tempérée).

La réduction des charges de phosphore à la source consiste à éliminer le phosphore par précipitation chimique au cours des traitements d'épuration des eaux usées. Les phosphates issus des rejets domestiques peuvent être éliminés par précipitation chimique à l'aide de sels de fer, d'aluminium ou de chaux. Selon les doses de réactifs utilisées, ce procédé peut réduire la concentration de phosphore dans les effluents à moins de 1mg/L. Cependant, les rendements réels de ces traitements sont très disparates [Tymen R., 1997].

Les lessives ou autres détergents peuvent contenir des phosphates et constituent alors une source de phosphore importante dans les eaux usées domestiques.

L'amélioration des pratiques agricoles et la mise aux normes des centres d'élevage est une troisième voie de réduction de la quantité de phosphore dans les hydro-systèmes « à la source ». Les effluents d'élevage et les produits fertilisants peuvent se retrouver en quantité non négligeable dans le milieu naturel. Pour éviter que cela ne se produise, il faut optimiser la collecte de ces effluents et s'assurer d'un bon dimensionnement des ouvrages de stockage [Tymen R., 1997]. L'usage des fertilisants doit être raisonné afin de réduire au maximum leur lessivage par les pluies.

Le contrôle de l'occupation des sols peut également permettre de réduire la charge de phosphore à un système aquatique. Lorsqu'un réservoir est utilisé pour la production d'eau potable, il se doit d'être muni de périmètre de protection réglementant les activités sur le bassin versant afin de maîtriser d'éventuels flux polluants.

Autour de la retenue ou du lac, certaines activités comme l'épandage de fumier ou de lisier, l'utilisation de produits phytosanitaires et d'engrais minéraux, la pratique de certaines

cultures comme le maïs, sont strictement réglementées voire interdites dans certains pays industrialisés. En général, il est préconisé la mise en herbe de terres à proximité immédiate du plan d'eau ou sur les terres présentant des risques importants de ruissellement [Tymen R., 1997].

Le traitement des eaux usées permet également de réduire les apports de phosphore dans les eaux des milieux récepteurs aquatiques.

II. 6. Conséquences de l'eutrophisation

Les conséquences de l'eutrophisation s'expriment à plusieurs niveaux, les premiers niveaux ayant des conséquences sur les suivants. Par exemple, une modification des conditions physico-chimiques a des répercussions sur le développement et la survie de certains poissons [Lemercier B., 2003].

II. 6. 1. Effets directs

Les principaux effets directs de la présence de nutriments en quantité importante dans un milieu aquatique sont :

- Prolifération d'algues pouvant parfois produire des toxines (cas notamment des cyanobactéries).
- Consommation de l'oxygène dissous.
- Variation du pH de l'eau.
- Diminution de la transparence de l'eau.
- Production de composés toxiques.
- Déstructuration d'habitats aquatiques.

Ces effets ont des conséquences importantes sur la vie aquatique et donc sur les activités humaines qui sont liées au milieu.

II. 6.2. Conséquences sanitaires, écologiques et économiques

➤ Traitement de l'eau

La présence d'algues et éventuellement de composés toxiques associés dans l'eau des retenues peuvent provoquer la transmission directe de toxines dans l'eau de consommation et des difficultés de traitement. L'excès de matière organique dû à l'eutrophisation colmate les filtres et les grilles de prise d'eau et provoque des variations rapides et importantes de la qualité de l'eau (pH, matière organique,...). Les procédés de traitement doivent donc être continuellement adaptés [Lemercier B., 2003].

Cependant, ces traitements ne permettent pas toujours de ramener la matière organique résiduelle sous les seuils réglementaires et ils peuvent conduire à la libération de sous-produits toxiques. La qualité d'eau distribuée se dégrade et il y a des risques de production de

substances indésirables affectant les qualités organoleptiques de l'eau (goût et coloration). Ces altérations sont dues aux Cyanobactéries mais aussi à Asterionella, au fer, et au manganèse [Lemercier B., 2003].

Ainsi, l'eutrophisation provoque une élévation des coûts de traitement, une altération de la qualité de l'eau distribuée et une augmentation des risques sanitaires [Lemercier B., 2003].

➤ **Activités récréatives et tourisme**

L'eutrophisation détériore la valeur esthétique et le potentiel ludique du milieu aquatique. En effet, indépendamment de sa qualité bactériologique, une eau dont la transparence mesurée par le disque de Secchi est inférieure à un mètre est interdite à la baignade surveillée. Par ailleurs, la présence de plantes aquatiques gêne les activités aquatiques et les couches gélatineuses qui peuvent se développer en surface incitent peu aux activités de contact. Elles peuvent même causer des problèmes sanitaires (démangeaisons et effets plus graves).

De plus, des organismes peu désirables comme les moustiques ou les escargots d'eau peuvent profiter de la richesse du milieu pour proliférer et s'accompagner d'un cortège d'organismes préjudiciables et de virus [Lemercier B., 2003].

➤ **Ecologie aquatique**

Paradoxalement, l'eutrophisation entraîne une baisse de la diversité biologique. Quand les conditions physico-chimiques du milieu sont modifiées, certaines espèces se développent au détriment d'autres. L'auto-ombrage consécutif de la turbidité de l'eau limite la photosynthèse dans les couches profondes, donc le développement d'algues de fond et d'herbes aquatiques.

En s'intensifiant, l'auto-ombrage s'accompagne d'une évolution des espèces algales, les plus exigeantes en matière d'éclairage cédant la place aux moins exigeantes appartenant à la classe des Cyanobactéries [Lemercier B., 2003].

Enfin, la faune piscicole est perturbée par ces variations des conditions physico-chimiques et la modification de ses habitats. Les salmonidés sont des espèces très fragiles et sont particulièrement sensibles, notamment à la baisse de l'oxygène dissous. Ces poissons sont d'abord touchés au niveau de la reproduction et de la nutrition avant que leur survie ne soit affectée [Lemercier B., 2003].

➤ **Economie**

L'affectation de la qualité de l'eau et du milieu aquatique a des conséquences économiques majeures qui mériteraient d'être chiffrées. En effet, le surcoût du traitement de l'eau est important et la limitation des activités récréatives défavorise le tourisme et

l'économie locale. Les activités économiques qui dépendent de la qualité du milieu aquatique (pêche, pisciculture, conchyliculture.) sont largement affectées par l'eutrophisation qui diminue les rendements et augmente les charges d'entretien du matériel [Lemerrier B., 2003].

II. 7. Problèmes généraux associés à l'eutrophisation

Les problèmes pratiques les plus courants causés par l'eutrophisation des lacs, réservoirs et retenues sont portés dans le tableau (05)

Tableau 05 : Problèmes liés à l'eutrophisation des plans d'eau [Meybeck M.*et al*, 1989]

Problèmes	Causes	
	Prolifération de microalgues planctoniques	Prolifération de macrophytes et d'algues littorales
<u>1-Altération de la qualité de l'eau</u> -Goût et odeur, couleur, filtration, floculation, sédimentation et autre difficulté de traitement -Désoxygénation, formation de fer, manganèse, CO ₂ , NH ₃ , CH ₄ , H ₂ S -Corrosion des conduites et d'autres réalisations humaines	+++ ++ ++	+ + +
<u>2-Altération des usages récréatifs de l'eau</u> -Aspect inesthétique -Danger pour les baigneurs -Risque sanitaire	++ - +	+ ++ +
<u>3-Altération des pêches</u> -Mortalité des poissons -Production d'espèces moins « nobles »	+ ++	- ++
<u>4-Altération de la capacité de résistances des matériaux et des installations</u> -Envasements, colmatage des conduites et des filtres, réduction du débit	+	+

Où :

+++ : Très fréquent, ++ : fréquent, + : quelquefois.

II. 8. L'état de l'eutrophisation dans le monde

Une description globale de l'importance relative de l'eutrophisation des lacs, réservoirs, rivières, canaux et aires côtières peut être réalisée. Quoique particulièrement difficile à entreprendre, nous noterons qu'on possède plus d'informations détaillées sur les eaux européennes que sur celles des autres parties du monde, ce qui ne veut pas dire que l'eutrophisation pour ce continent est plus grave qu'ailleurs, en outre, les lacs et réservoirs ont fait l'objet d'investigations plus nombreuses que les autres plans d'eau [Lacaze J.C., 1996].

Si l'on considère les plans d'eau européens, on note que l'eutrophisation est particulièrement grave aux Pays-Bas, au Danemark où la présence d'importantes quantités de nutriments dans les eaux douces et marines est une cause importante de pollution (Tableau 05) [Lacaze J.C., 1996].

Tableau 06 : Aperçu des problèmes que pose l'eutrophisation dans les pays européens [Chiaudani G., Premazzi G., 1986].

Pays	Lacs naturels	Réservoirs Rivières	Estuaires lagunes	Eaux marines Côtières
<u>Pays de la CEE</u>				
Belgique	+	+	+	+
Danemark	+++	+	+++	++
France	++	+	++	++
Allemagne (ouest)	++	++		+
Grèce	++	+	+	++
Irlande	+	+	+	
Italie	+++	++	+	+++
Luxembourg		++		
Pays –bas	+++	++	+++	++
Portugal		++	+	
Espagne	+	++		+
Grande Bretagne	+	++	++	+
<u>Autres pays</u>				
Autriche	++			
Tchécoslovaquie		+		
Finlande	+		+	+
Allemagne (est)	+	++	+	+
Hongrie	+	+		
Norvège	++		+++	
Pologne	+++	+		+
Roumanie				+
Suède	++		+	++
Suisse	+++			

Où :

+ : Le problème identifié.

++ : Le problème sérieux à l'échelle locale.

+++ : Le problème sérieux à l'échelle mondiale.

En Europe, une étude des 250 lacs les plus importants d'Italie indique que 19% sont oligotrophes, 40% mésotrophe, et 10% hypereutrophe [Gaggino G. *et al*, 1985].

En Allemagne 39 lacs (sur 72) sont eutrophes. Beaucoup de ces lacs sont considérés comme ayant été à l'origine oligotrophes ou mésotrophes. L'application de mesures curatives contre l'eutrophisation peut être efficace. Ainsi 23 lacs autrichiens (sur un total de 28) ont présentés une augmentation puis, grâce à des programmes curatifs concertés, une décroissance de l'eutrophisation. Ceci s'applique aussi à quelques lacs de Suisse, d'Allemagne, de Suède, du Canada et d'ailleurs. Dans les régions à climat sec, ou les ressources en eau sont souvent stockées dans des retenues artificielles, la situation est plutôt précaire. Par exemple on note l'eutrophisation importante du tiers des 800 réservoirs d'Espagne.

En dépit de beaucoup d'incertitudes, on considère qu'environ 30 à 40% des lacs et réservoirs sont affectés par des conditions plus ou moins importantes d'eutrophisation [Lacaze J.C., 1996].

II. 9. La lutte contre l'eutrophisation

II. 9. 1. Le changement des pratiques agricoles

➤ Doser l'apport d'engrais

Un contrôle obligatoire et systématique de la teneur en minéraux des sols permettrait un meilleur dosage de l'apport d'engrais, limitant l'excès de phosphates et entraînant une diminution des coûts de production pour le cultivateur.

➤ Pas de sols nus l'hiver

L'absence de sols nus l'hiver permettrait une consommation par les plantes, des phosphates dissous dans la terre, limitant ainsi leur écoulement dans les étangs et de suite le phénomène d'eutrophisation.

II. 9. 2. Aménagements technologiques

➤ Le rôle des stations d'épuration

Les stations d'épuration rejettent des eaux riches en matière organique dans les étangs, accélérant ainsi le processus d'eutrophisation. A ce problème, deux solutions sont envisageables :

a- Rejeter les eaux au large des mers ou des océans dont les courants limiteraient

l'eutrophisation.

b- Récupérer les sédiments afin de les étendre dans les champs. Ce système à boucle fermée aurait alors un double avantage : la limitation de l'utilisation d'engrais pour les cultivateurs.

➤ **L'aération hypolimnique**

L'aérateur hypolimnique traite les couches d'eau profondes et y maintient une teneur minimale de 3mg/l en oxygène dissous. Il préserve l'équilibre thermique des plans d'eau profonds.

L'air est envoyé sous pression dans un diffuseur placé à la base du système. Les bulles d'air montent et entraînent avec elles une masse d'eau importante. Celle-ci est ré-oxygénée au contact des bulles lors de la montée dans l'appareil. Puis, l'eau est renvoyée par le bas dans le fond de la retenue, tandis que l'air en excès s'échappe par l'évent [Alabert C. et al, 2001].

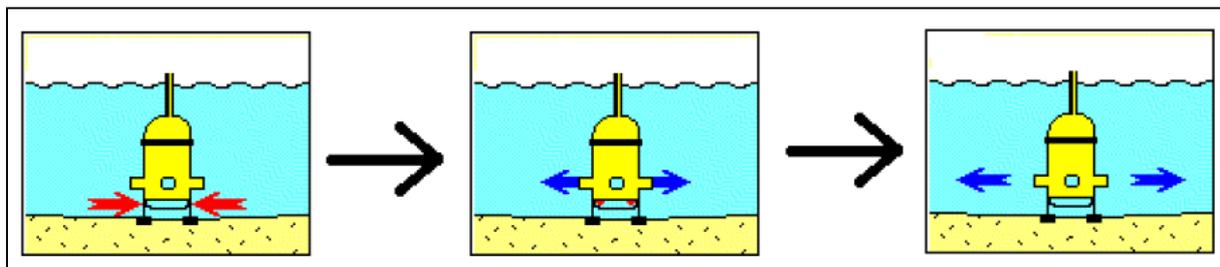


Figure 06 : Schéma de l'aérateur hypolimnique [Alabert C. et al, 2001].

➤ **L'aération par déstratification**

L'air est envoyé sous pression dans un réseau de canalisations immergées reposant sur le fond du plan d'eau. Ces canalisations perforées forment des rideaux de bulles (fig. 04, 05). En montant, les bulles entraînent avec elles une masse d'eau importante. Celle-ci est ré oxygénée dans un premier temps au contact des bulles, puis par contact avec l'atmosphère. Les couches froides du fond sont progressivement mélangées aux eaux de surface [Alabert C. et al, 2001].

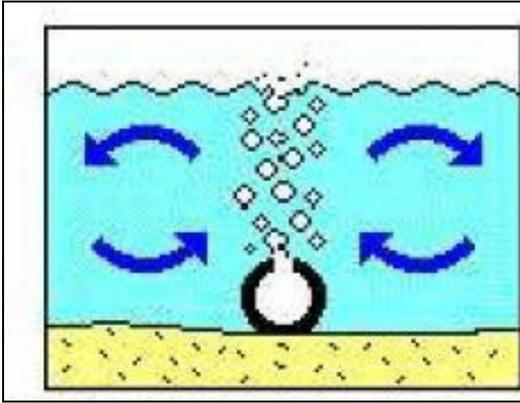


Figure 07 : Schéma du principe de L'aération par déstratification [Alabert C. et al, 2001].



Figure 08 : Photo d'un appareil permettant L'aération par déstratification [Alabert C. et al, 2001].

II. 9. 3. Aménagements d'ordre biologique

➤ Revégétalisation des berges de cours d'eau

Si les cours d'eau amenaient moins de matériaux de faible granulométrie, le problème pourrait alors être réglé à sa source. Pour cela, des aménagements tels que le reboisement, l'introduction de broussailles (ou au moins un arrêt du désherbage systématique) permettraient de limiter les apports de sédiments par les crues, réduisant ainsi les risques d'eutrophisation. On peut dans certains cas envisager une revégétalisation artificielle des berges afin d'améliorer la qualité de l'aspect du paysage [Alabert C. et al, 2001].

➤ Draguer les étangs

Pour diminuer le problème du colmatage des étangs, il est envisageable de les draguer comme on le fait déjà pour le canal. Le dragage des fonds permet d'enlever une quantité importante de la matière organique déposée et peut avoir des conséquences positives sur les problèmes d'eutrophisation. Mais ce type d'opération fait subir de perturbations importantes au milieu naturel (conséquences sur la stabilité des berges, dérangement pour la faune,...). Mais se pose aussi, le problème du dépôt des matériaux extraits. La meilleure solution serait de les amener en mer, malgré les risques que cela pourrait provoquer. Quoiqu'il en soit, cette solution est peu utilisée car très coûteuse [Alabert C. et al, 2001].

➤ Les vidanges partielles

Cela consiste à vider les couches profondes, riches en matière organiques et pauvres en oxygène dissous, afin de les étendre sur les exploitations agricoles. Cela permettrait de s'en

servir à nouveau de fertilisants, mais cela apporterait de mauvaises odeurs au voisinage. De plus, il faudrait appliquer cette solution potentielle à une saison où les précipitations permettraient de ne pas assécher l'étendue d'eau (automne) [Alabert C. et al, 2001].

II. 10. Le contrôle de l'eutrophisation des eaux en Algérie

Les oueds d'Algérie sont devenus de véritables dépotoirs. En ce sens, ils charrient toutes sortes de rejets liquides et solides. Ceci a eu pour incidence une dégradation de la qualité des eaux et les apports d'eau aux oueds constituent donc un danger pour la population. On ne peut pas parler de la lutte contre la pollution en Algérie. On n'est pas encore à ce stade. Par contre, on est au stade du constat des différentes pollutions notamment par le biais des maladies hydriques qui sont attribuées à la pollution de l'eau : maladies parasitaires, gastriques, diarrhéiques.

Il devient urgent de mettre en place un réseau de surveillance pour connaître et hiérarchiser leurs niveaux d'eutrophisation, afin de mener des actions concrètes pour protéger ou restaurer ces écosystèmes de grande valeur [Guasmi I. *et al*, 2006].

Conclusion

L'enrichissement nutritif excessif est la cause de l'eutrophisation des plans d'eau, entraînant des répercussions négatives dans les systèmes aquatiques. Bien que les lacs et les rivières reçoivent naturellement des nutriments de leurs bassins versants ou de l'atmosphère, beaucoup d'activités humaines ont accéléré et accélèrent les problèmes d'eutrophisation par l'intermédiaire, par exemple, des apports d'eaux d'égout, de l'écoulement des champs agricoles et des effluents industriels. Certains des symptômes incluent la croissance excessive des algues (cyanobactérie) et des macrophytes. Des recherches ont été effectuées pour trouver une solution aux problèmes d'eutrophisation.

La prévention de teneur excessive en nutriment est difficilement réalisable puisque la plupart n'ont pas véritablement de points de sources et dérivent de sources étendues. La filtration de l'eau de surface peut être une technique efficace, mais les expériences ont montré qu'elle doit être combinée à d'autres traitements.

L'irradiation ultrasonique est considérée comme une bonne alternative pour contrôler le développement des algues. Certains dispositifs utilisant ce principe ont prouvé leur efficacité et sont déjà disponibles à la vente.

Le problème d'eutrophisation est encore très présent et les recherches sont encore en cours pour réduire la pollution de plans d'eau causée par le développement des algues.

Chapitre III

III. 1. Présentation de la zone d'étude

III. 1. 1. Situation géographique

La région d'El-Tarf se situe à l'extrême Nord-Est de l'Algérie (Fig. 09). Elle est issue du découpage administratif de 1984. Elle s'étend sur une superficie d'environ 2 891 Km², au Nord elle est limitée par la mer méditerranée, au Sud et au Sud-Ouest par les wilayas de Souk-Ahras et de Guelma, à l'Ouest par la wilaya d'Annaba et à l'Est par la frontière algéro-tunisienne [Bahroun S., 2011].



Figure 09 : Situation géographique de la région d'étude [Bahroun S., 2011].

Le grand périmètre d'irrigation de Bounamoussa (GPI), situé sur la plaine du même nom que se partagent les Wilayas d'El-Tarf et Annaba, répartis à 90% dans la Wilaya d'El-Tarf, au niveau des communes de Besbes, Echatt, Zerizer, Asfour, Ben M'Hidi et Chebaita Mokhtar et à 10% dans celle de Annaba, localisés dans les communes d'El-Hadjar et El-Bouni. Il est limité au Nord par le cordon dunaire côtier, au Sud par les monts de la Medjerda, à l'Est par la Montagne et à l'Ouest par la RN 16 (Annaba, Souk-Ahras) [SOGREAH., 2009].

La Plaine de Bounamoussa, s'étend sur 17 000 ha équipés dont 16 500 ha sont localisés dans la Wilaya d'El-Tarf. Soit 29% de la superficie irriguée physique, où l'on retrouve près de 32% des cultures maraîchères et 45% de l'arboriculture. Il est à noter cependant qu'avec le

GPI de Bounamoussa, cette région concentre la majeure partie de l'irrigation de la Wilaya. [SOGREAH., 2009]. Le grand périmètre irrigué (GPI) de Bounamoussa a une grande importance en matière d'irrigation et de développement agricole au niveau de la Wilaya d'El-Tarf, sa surface irrigable constituant 19% de la Surface agricole utilisable et 10% de sa surface irriguée.

Le lancement de l'étude du périmètre a commencé en 1954, la conception générale de l'aménagement a évolué d'une part, en fonction de la situation politique et économique de l'Algérie et d'autre part, des connaissances acquises sur les plans économiques et techniques [SOGREAH., 2009]. Le GPI est créé en 2 tranches entre 1964 et 1978 :

- 1^{ère} tranche de 1200 ha réalisée entre 1964 et 1969.
- 2^{ème} tranche de 15600 ha aménagée entre 1970 et 1978. L'urbanisation progressive des îlots autour des villes de Ben M'Hidi, Zerizer et Chbaïta Mokhtar a ramené la surface irrigable du périmètre à 15828 ha [SOGREAH., 2009].

L'alimentation du périmètre est assurée en totalité à partir du barrage Cheffia situé sur l'oued Bounamoussa, à 20 km en amont. Le réseau d'irrigation a été conçu de façon à ce que l'irrigation se fasse en gravitaire par le biais de la conduite principale destinée à l'alimentation en eau potable (AEP) de la ville d'Annaba. Le débit alloué au périmètre est réparti entre les deux prises de Zerizer et d'Asfour. Le complément d'eau est assuré par pompage (par le biais de la station de pompage) sur l'oued Bounamoussa alimenté par les lâchés du barrage.

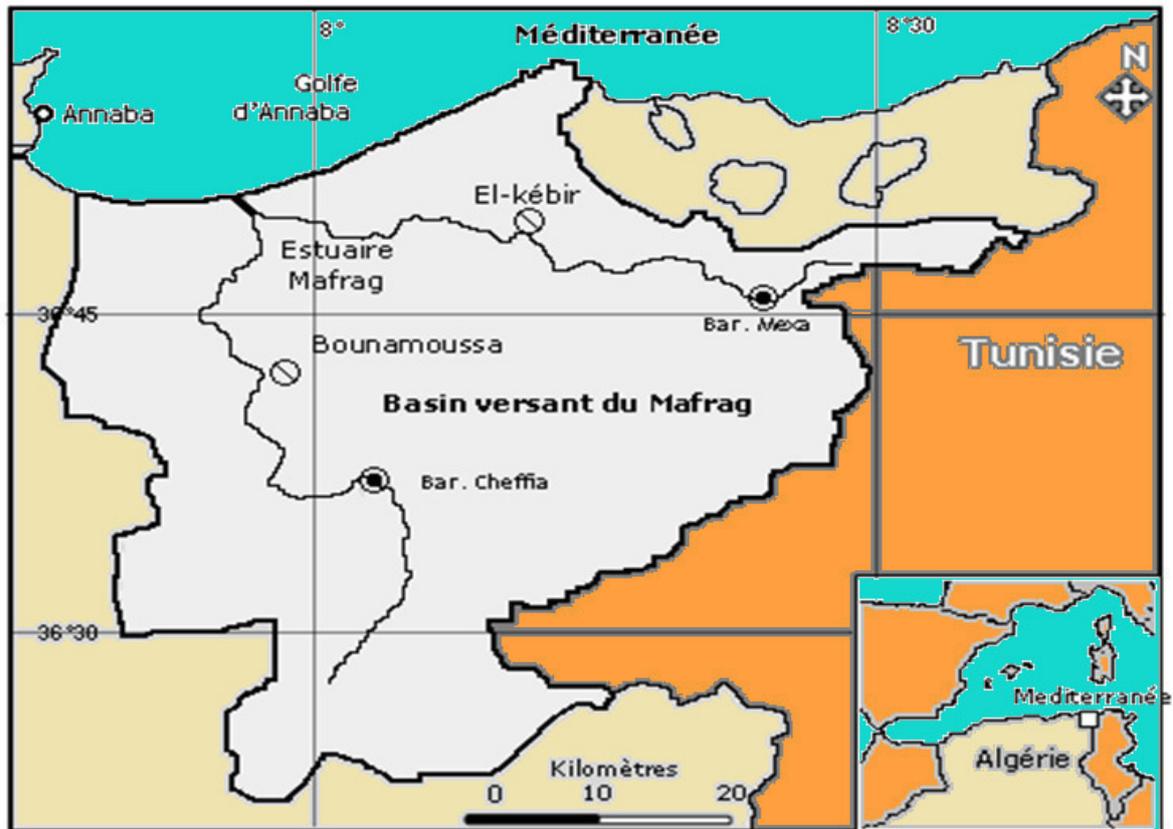


Figure 10 : Situation géographique du bassin versant de l'oued Bounamoussa

[Haridi A. *et al*, 2012]

III. 1. 2. Aperçus socio-économiques

III. 1. 2. 1. Population

La population de la région d'El-Tarf au même titre que le reste du pays et du Nord de l'Afrique, remonte très loin dans le temps, comme en témoigne de très nombreux et différents sites archéologiques et monuments historiques, qui retracent le passage de plusieurs civilisations humaines qu'a connue le Nord Central de l'Afrique, et cela depuis la préhistoire.

Actuellement la population de la wilaya d'El-Tarf est de 420246 habitants (D'après le recensement de 1998), répartis sur 24 communes et sept (07) daïras (Fig. 11).

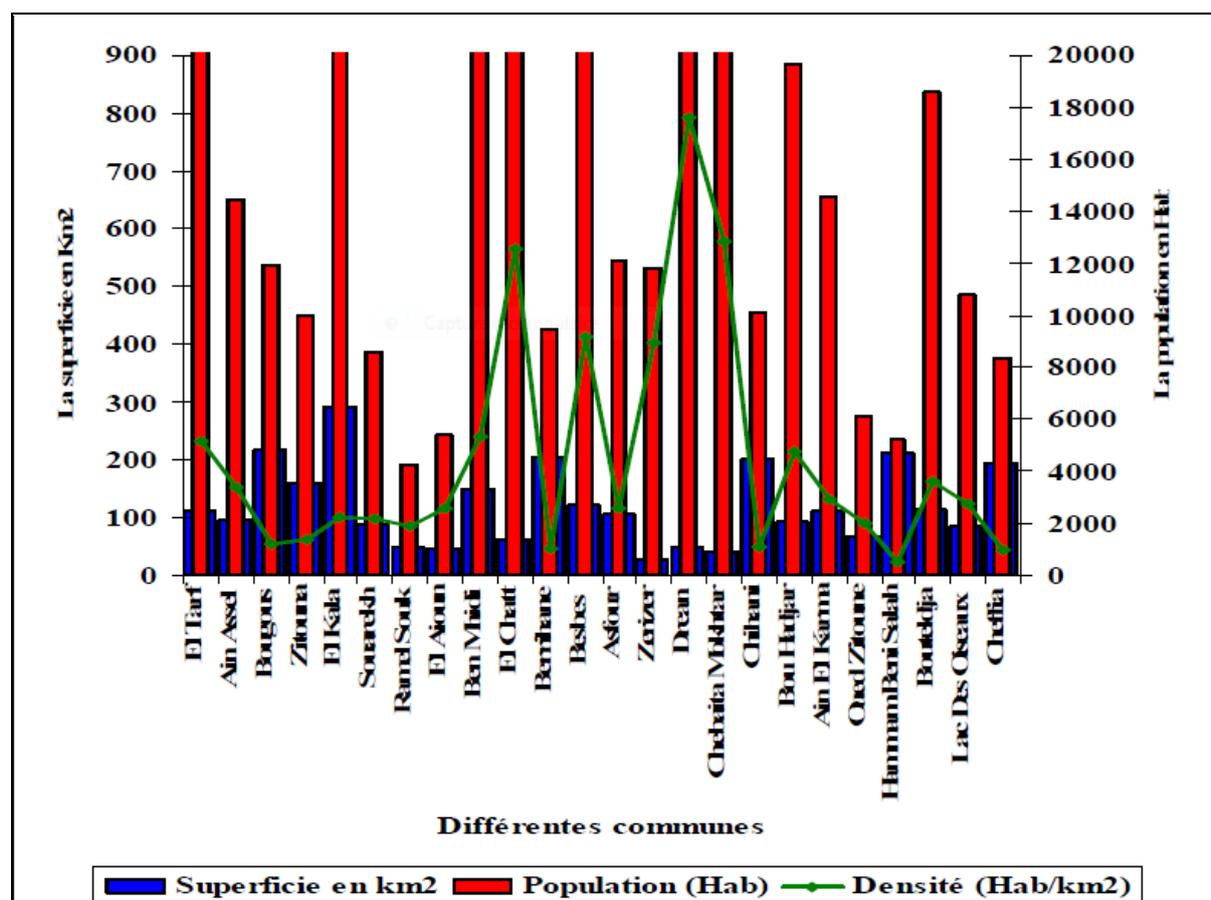


Figure 12 : Relation existante entre la population, superficie et la densité [Bahroun S., 2011].

III. 1. 2. 2. La pêche

L'activité de pêche s'enregistre avec une grande importance que ce soit dans la côte maritime ou bien dans les lacs ou oued .Ainsi , sur une cote maritime environ de 90Km avec deux ports de pêche , celui d'El-kala et un autre en voie de réalisation , 104 embarcations ont donné une production de 3,043 tonnes de poissons bleus (82%) , crustacés, espadon et poisson blanc alors que la production de corail à due atteindre les 2030,30kg (Direction de la pêche, 2000) . En outre un maximum de production de 524 T de poissons est enregistré au niveau du lac Oubeira, Tonga, Mellah et aussi oued Mafragh [Guergueb S., 2016].

III. 1. 2. 3. Tourismes

La région d'El-Tarf à vocation touristique est importante grâce à ses zones humides tels que le lac Mellah, Oubaira, Tonga, Lac des Oiseaux et les Marais de la Mekhada, le parc national de la région d'El Kala, les vestiges romains de Bougous, les sources thermales de hammam Sidi- Trad, Djaballah, Beni-Salah et Zatoot un écosystème forestier, et une très riche faune et flore. En finalité on peut dire que la région d'El-Tarf détient tous les avantage pour le développement d'un tourisme diversifié et permanent (plusieurs types de tourisme) à la portée des différentes couches sociales, par ailleurs certains sites féeriques implantés dans les zones

d'expansion touristique (Z.E.T) protégées par la loi sont destinés à accueillir un investissement touristique de rang international, comme c' est le cas des zones d'expansion touristique de la Messida et du Cap-Rosa ainsi que Hennaya. Par contre les deux zones d'expansions touristiques restantes, la Mafragh-Est et la Mafragh-Ouest sont destinées à un tourisme de rang moyen et de masse (Hôtels de catégorie moyenne, camping, centres de vacance.....etc.) [Direction du tourisme et de l'artisanat de la wilaya d'El-Tarf., 1998].

III. 1. 2. 4. Forêts

Le patrimoine forestier s'étend sur une superficie totale de 166 311 ha (Fig. 13) soit 57% du territoire de la wilaya (Conservation des forêts 2006). Il est composé principalement de chêne liège, de chêne zen, de pins maritimes et d'eucalyptus. La forêt longe le littoral coté Ouest, elle est constituée généralement de maquis dans la partie Est, par contre à partir du Cap Rosa s'étend une forêt dense incluse dans le parc national d'El-Kala [Direction des forêts El-Tarf., 2004].

La certitude de l'importance naturelle de la wilaya apparaît surtout à travers la délimitation de deux zones naturelles protégées à savoir :

- Le parc national d'El Kala.
- Le parc écologique et zone de paysage de Beni Salah.

En fin, du point de vue nature juridique, les forêts de la wilaya d'El Tarf sont réparties comme suit :(Conservation des forêts 2006).

- Forêts domaniales 106 477 ha.
- Forêts versées au fond national 57 327 ha.
- Forêts privées 2505 ha.

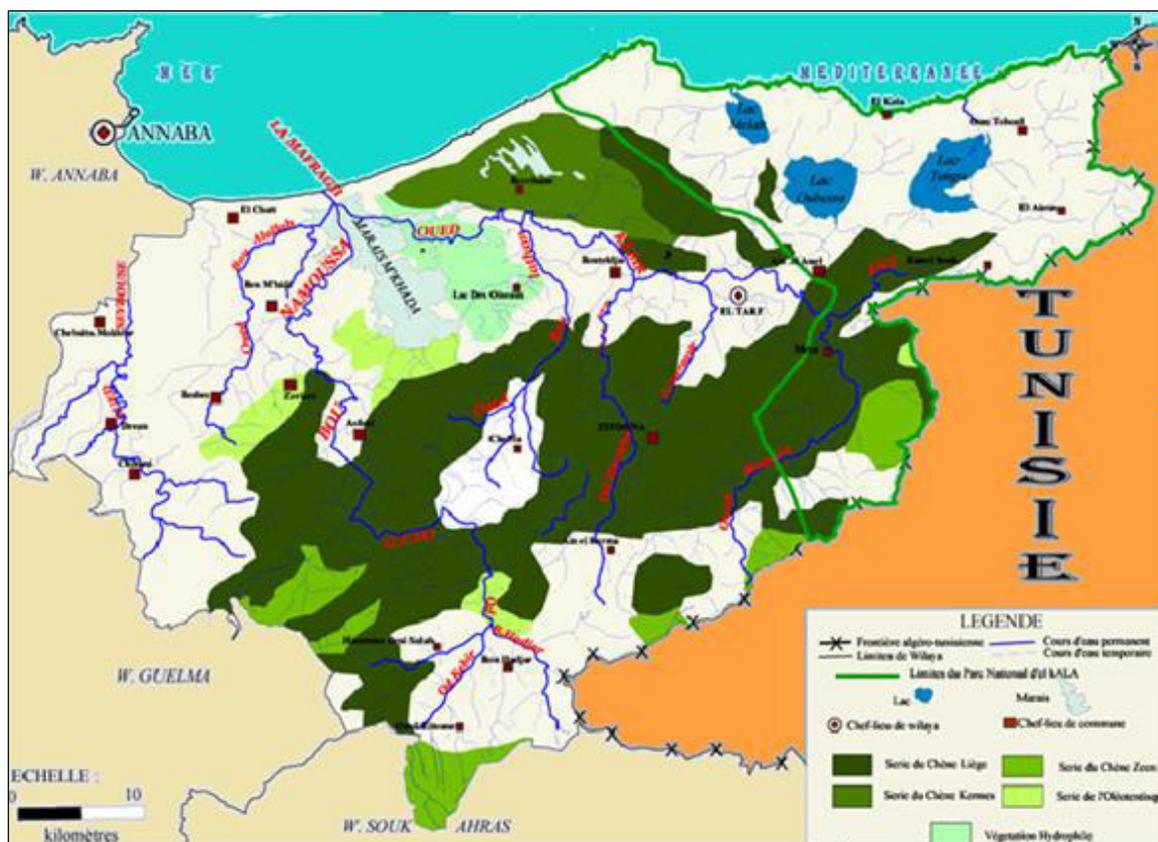


Figure 13 : Carte du couvert végétal de la région d'étude [Bahroun S., 2011].

III. 1. 2. 5. Agriculture

La région d'El-Tarf ? par sa vocation agricole et ses conditions pédoclimatiques, est un important pôle agricole dans l'Est algérien. Les pratiques culturelles recensées sont les suivantes :

La plaine de Bounamoussa est caractérisée par des cultures maraîchères, industrielles, fourragères et arboricoles ainsi que l'élevage de bovins.

Les terres de l'arrière pays où dominent les céréalicultures associées L'élevage de bovin. En outre, il y a eu lieu l'émergence de labels ; tels que le concentré de tomate, les vignobles des coteaux de Bouteldja et du périmètre de Bounamoussa. Nous ajoutons aussi le melon de Bouteldja et la dinde de Ramel Souk.

Toutefois pour élargir la surface agricole utile la direction des services agricoles envisage dans une vision globale :

- La récupération et l'amélioration des terres marginales.
- L'extension des superficies irriguées.
- Le développement de l'arboriculture et de la viticulture respectivement dans les piments et les zones montagneuses.

Cependant, près de 20 000 ha, soit 28% de la surface agricole utile sont sujet à de fréquentes inondations se prolongeant par fois au delà du mois d'avril, causant une perte de 7 500 ha de culture variées [Bahroun S., 2011].

III. 1. 2. 6. L'industrie :

Malgré sa vocation agricole, la région d'El-Tarf compte une activité industrielle très peu développée dominée par les petites et moyennes industries agroalimentaires caractérisées principalement par le concentré de tomate. Plus de la moitié des communes sont dépourvues d'unités industrielles alors que la forte concentration longe le principal axe routier (RN 44) (Fig. 15) [Bahroun S., 2011].



Figure 14 : Les différentes unités industrielles existantes dans la région d'étude [Bahroun S., 2011].

III. 1. 3. Les caractéristiques climatiques

Sous l'influence conjuguée de la mer, du relief, du sol et de la latitude, des zones climatologiques. Le climat de la zone d'étude est de type méditerranéen, caractérisé par deux saisons distinctes, une humide et douce, et l'autre chaude et sèche. La saison humide débute au mois d'Octobre et s'étend jusqu'au mois d'Avril, quand à la saison sèche, elle s'étale sur le reste de l'année.

Les conditions climatiques jouent un rôle capital dans la connaissance et la compréhension du comportement hydrologique des cours d'eau. C'est ainsi que les facteurs climatiques (précipitation, température, évaporation, infiltration et ruissellement) permettent

d'expliquer les variations des composantes du régime hydrologique et de déterminer le type de climat qui caractérise la région d'étude [SOGREAH., 2009].

III. 1. 3. 1. Présentation de la station de mesures

La station météorologique choisie dont les données sont le plus complètes et les plus représentatives de la région d'étude est la station du barrage du Cheffia.

Tableau 07 : Coordonnées de la station du barrage du Cheffia (1980-2011), [ANRH., 2015].

Coordonnées Lambert	x	y	z
Station	977,85	380,75	171

III. 1. 3. 2. Les facteurs climatiques

a. Les précipitations

La pluviométrie est un facteur climatique très important, conditionnant l'écoulement saisonnier, et influençant directement sur le régime des cours d'eau, ainsi que celui des nappes aquifères.

L'irrégularité des précipitations constitue une donnée fondamentale du climat de l'Algérie. Elle est également utilisée pour l'évaluation des ressources en eau, superficielles et souterraines, est issue de l'analyse hydrologique des relevés des stations pluviométriques de l'ANRH, existantes dans la Wilaya et dans son environnement immédiat. Pour tenir compte du changement climatique, apparu depuis les années 1970, seuls les relevés depuis 1976 ont été pris en compte.

Sur la Wilaya d'El-Tarf, dans les conditions climatiques actuelles, le cumul pluviométrique annuel moyen, varie entre 925 mm, à El-Kala et à Souarekh, dans le Nord-Est, et 529 mm, à Echatt, dans le Nord-Ouest [SOGREAH., 2009].

Les hauteurs moyennes mensuelles des précipitations enregistrées à la station pendant la période (1980-2011) sont illustrées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 08 : Les hauteurs moyennes mensuelles des précipitations

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	O
Hauteur (mm)	44,38	63,59	104,87	132,18	123,2	91,84	79,25	79,74	53,81	18,72	2,91	7,53

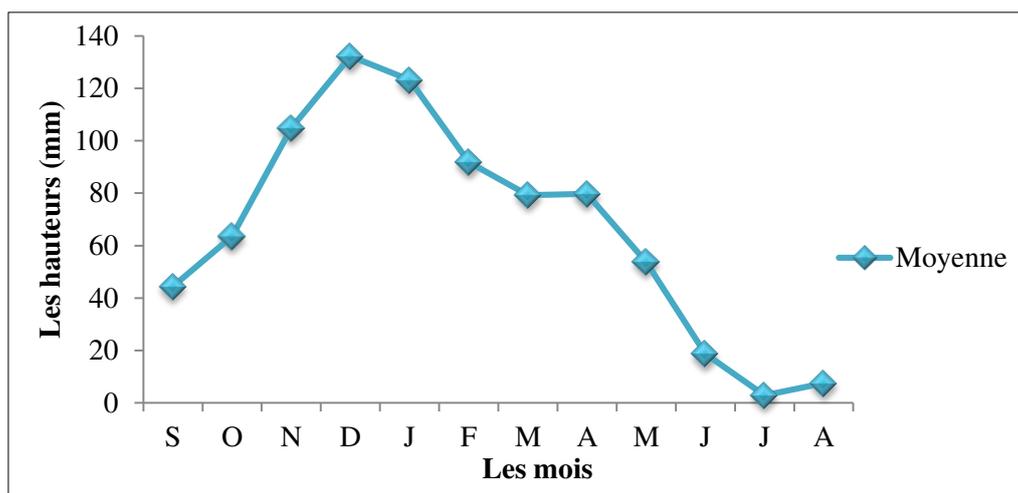


Figure 15 : Courbe des précipitations mensuelles moyennes (1980-2011), [ANBT., 2012].

La zone d'étude se situe dans la région la plus arrosée d'Algérie. Le tableau 11 et la figure 20, montrent une variation des précipitations mensuelles, avec un maximum de l'ordre de 132,18 mm, observé au mois de décembre et un minimum de l'ordre de 2,91 pendant le mois de juillet.

b. La température

Les facteurs thermiques agissent directement en interaction avec d'autres, comme les facteurs météorologiques (précipitations, ensoleillement, vent, etc.) et bio-géographiques, sur l'évaporation et par conséquent sur le déficit d'écoulement annuel et saisonnier. Les données récentes disponibles au niveau de la station météorologique de la station du barrage du Cheffia font ressortir des oscillations thermiques très accusées.

Tableau 09 : Températures moyennes mensuelles (1980-2011) :

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	O
Température (°C)	32,32	28,05	22,64	18,23	17,2	18,64	20,96	23,31	26,24	31,52	35,29	35,5

D'après ce tableau, on peut distinguer deux saisons :

- Une saison froide où la température décroît à partir mois de Septembre pour atteindre sa valeur minimale au mois de Janvier, c'est le mois le plus froid.
- La saison chaude : où la température croit progressivement du mois de Février pour atteindre sa valeur maximale au mois d'Août, c'est le mois le plus chaud.

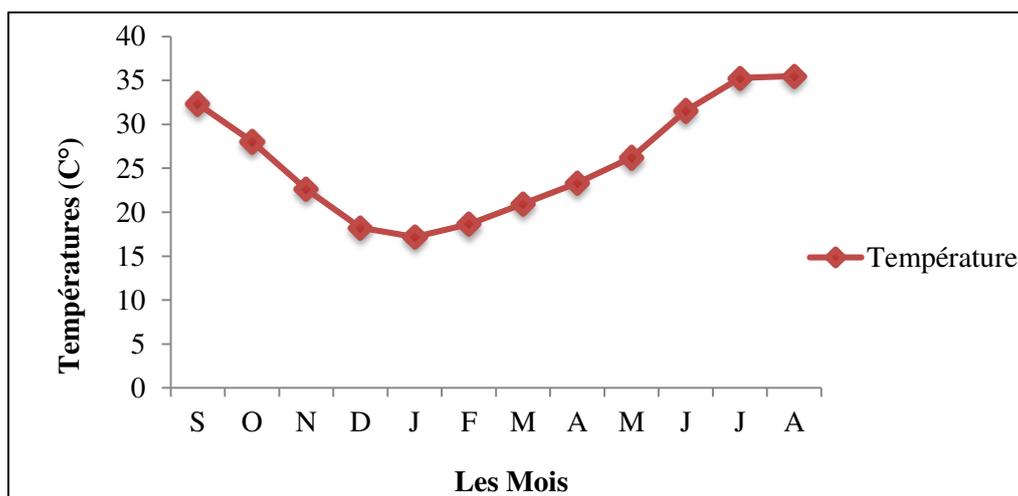


Figure 16 : Courbe des températures mensuelles moyennes (1980-2011), [ANBT., 2012].

c. Le vent :

Le vent est l'un des facteurs les plus déterminants des régimes pluvieux, de l'évaporation et par conséquent du climat. La connaissance de ce paramètre est très importante dans la limite des propositions de l'irrigation pour une meilleure utilisation de la double ressource sols et eaux.

L'absence de données dans la région étudiée, nous oblige à adopter celles de la station des Salines.

Tableau 10 : Vitesses moyennes mensuelles des vents (1975-2006).

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	O
Vitesse (m/s)	3,04	2,90	3,05	3,45	3,31	3,30	3,30	3,24	3,02	3,03	3,18	3,13

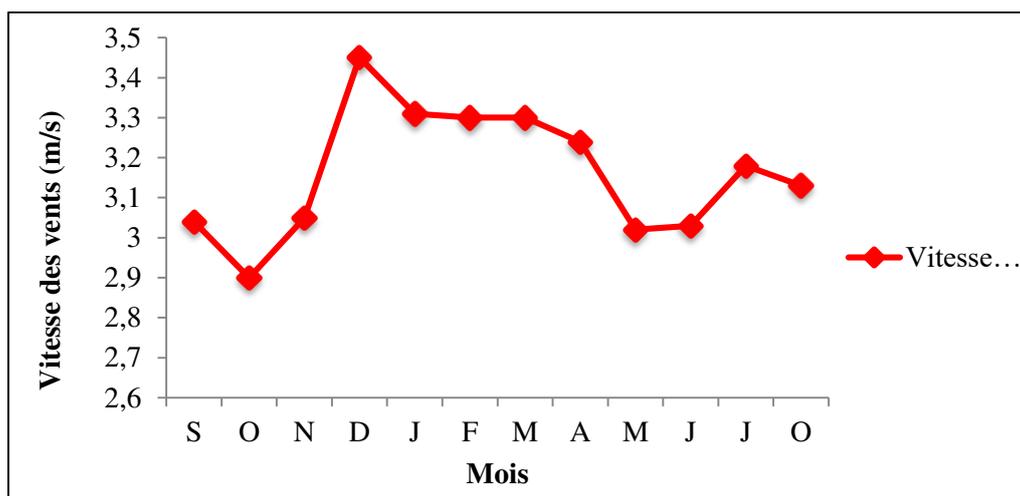


Figure 17 : Courbe des vitesses des vents moyennes (1975-2006) [Boukhouna S., 2008].

Les vents les plus violents se manifestent en hiver et les vents les plus faibles en été.

III. 1. 3. 3. Le diagramme Ombrothermique : (Courbe de Gausson et de Bagnouls « P=2T »)

Le diagramme ombrothermique résulte de la combinaison des températures et des précipitations mensuelles moyennes. Où : « P=2T ».

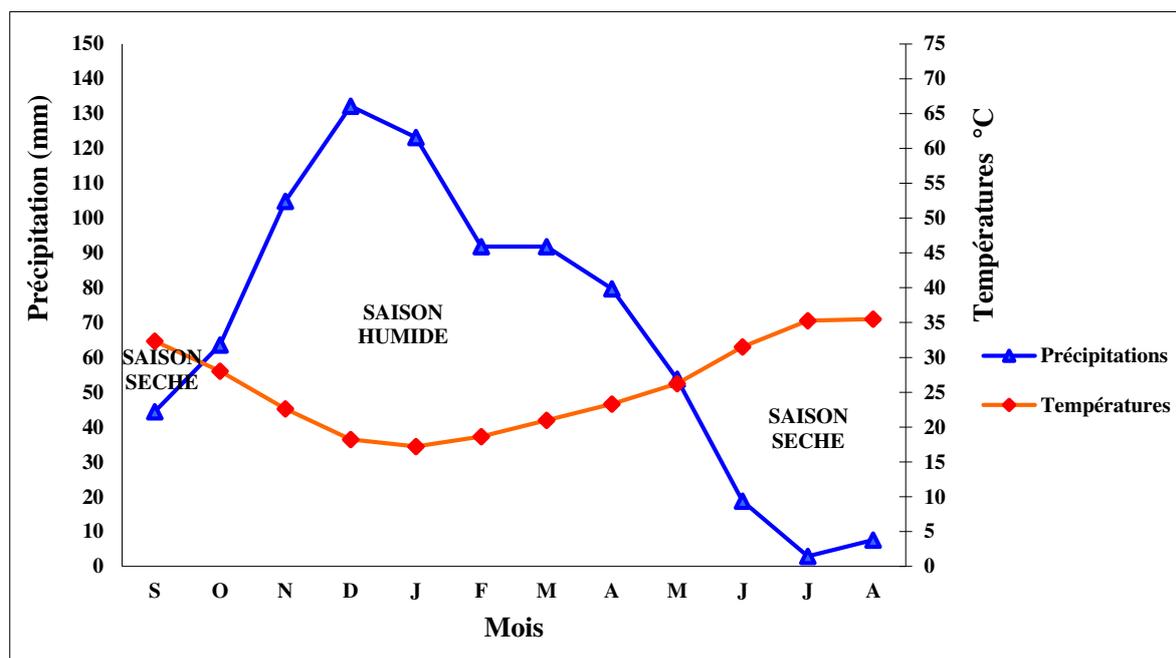


Figure 18 : Le diagramme Ombrothermique : Station La Chaffia (1980-2011).

D'après le diagramme, deux saisons bien distinctes peuvent être déterminées :

- Une saison sèche : qui s'étend de mois de Mai jusqu'au mois de Septembre.
- Une saison humide : qui s'étale du mois de Septembre jusqu'au mois de Février.

III. 1. 3. 4. Calcul du bilan hydrique

Le bilan hydrique est calculé selon la formule de Thornthwaite.

Lorsque la réserve facilement utilisable (RFU) est totale, il y a un surplus d'eau accompagné par un écoulement et dès que la RFU diminue, il y a un épuisement du stock au point où la RFU sera complètement vide, il y aura un déficit agricole (DA).

Tableau 11 : Bilan hydrique selon Thornthwaite

Moins	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Total
T°	32,32	28,05	22,64	18,23	17,2	18,64	20,96	23,31	26,24	31,52	35,29	35,5	-
i	16,43	13,29	9,64	6,96	6,38	7,20	8,58	10,07	12,02	15,83	18,75	18,92	144,07
K	1,05	0,91	0,75	0,7	0,73	0,78	1,02	1,15	1,32	1,33	1,33	1,24	-
P	44,38	63,59	104,87	132,18	123,2	91,84	91,84	79,74	53,81	18,72	2,91	7,53	814,61
ETP	162,68	94,68	42,74	21,70	19,22	25,74	46,80	71,12	113,87	192,05	263,80	250,09	1304,48
P-ETP	-118,30	-31,09	62,13	110,48	103,98	66,10	45,04	8,62	-60,06	-173,33	-260,89	-242,56	-
RFU	0	0	62,13	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	39,94	0,00	0,00	0,00	-
ETR	44,38	63,59	42,74	21,70	19,22	25,74	46,80	71,12	53,81	18,72	2,91	7,53	418,25
DA	118,30	31,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	60,06	173,33	260,89	242,56	886,22
EXD	0,00	0,00	72,61	103,98	66,10	45,04	8,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	296,36

Pour le calcul du Bilan, la valeur de la RFU a été choisie en fonction de la nature du terrain (RFU=100mm) avec :

- **T** : Température mensuelle C°.
- **P** : Précipitation mensuelle (mm).
- **i** : Indice thermique.
- **RFU** : Réserve facilement utilisable (mm).
- **K** : Coefficient de latitude.
- **ETR** : Evapotranspiration réelle (mm).
- **ETP** : Evapotranspiration potentielle (mm).
- **DA** : Déficit agricole (mm).
- **EXD** : Excédent (mm).

Pour le Bassin versant de la Bounamoussa, l'ETP est de l'ordre de 1304,48 mm/ans, soit un déficit de 886,22 mm/ans, et cela durant la période déficitaire qui s'étalent de mois de Mai à Septembre ou Octobre où l'ETP est nettement supérieure au volume des précipitations.

En outre, l'évapotranspiration réelle se fait alors à la perte du stock qui se trouve rapidement épuisés pendant le mois de Juillet. Le bilan est excédentaire durant les mois de Novembre à Mars ou Avril avec 296,36 mm/ans.

L'ETP atteint son maximum au mois de Juillet 263,80 mm et son minimum au mois de Janvier 19,22 mm, l'excédent (EXD) commence à partir du mois de Novembre et s'étale jusqu'au mois de Mars avec un maximum au mois de Décembre 108,03mm, l'épuisement du stock commence au mois de Mai et se termine au mois de Octobre avec un déficit agricole maximum au mois de Juillet 260,89 mm imposant une irrigation.

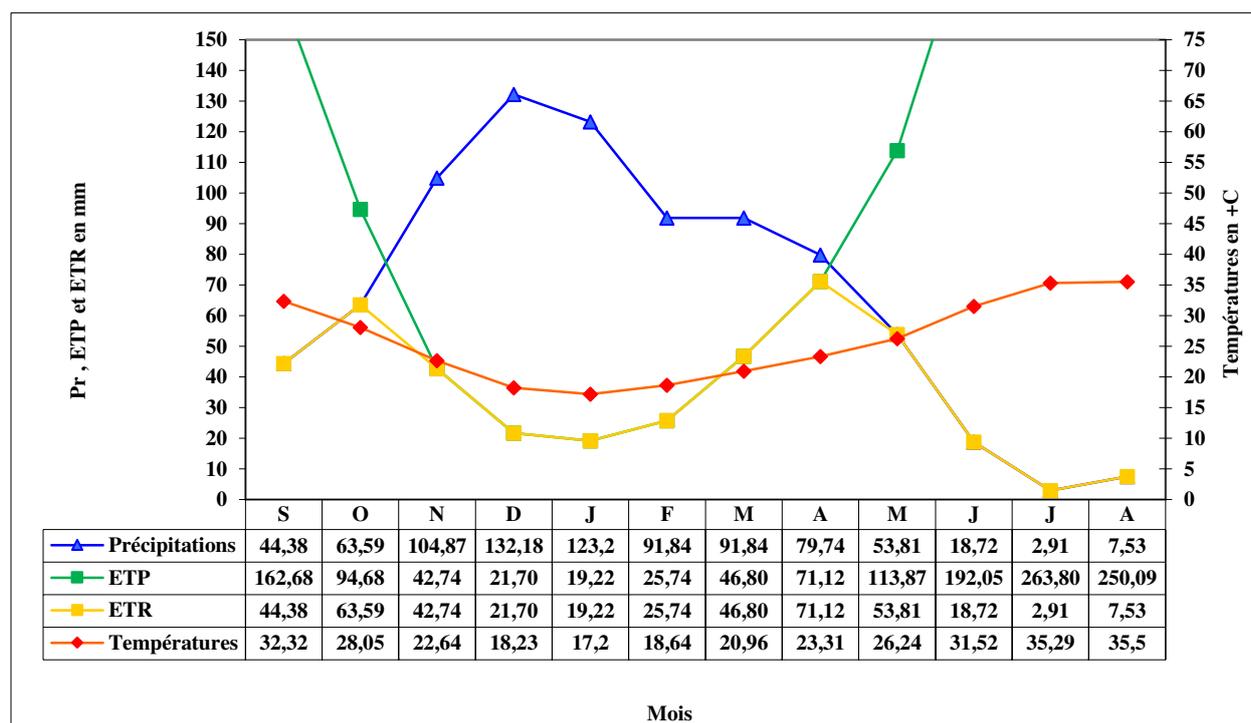


Figure 19 : Moyenne pluriannuelle des facteurs climatiques (1980-2011).

III. 1. 4. Le réseau hydrographique

Le bassin de l'oued Mafragh résulte de la jonction de deux principaux oueds, l'oued Bounamoussa et l'oued El Kebir Est (fig. 10) drainant une superficie totale de 2898 Km², la confluence forme l'oued Mafragh et lui donne la caractéristique d'exutoire du bassin vers la mer [Labar S., 2003].

L'oued Bounamoussa prend sa naissance à la hauteur de la ville de Bouhadjar par la confluence d'oued el Kebir et oued bouhadjar. Il présente au départ de son parcours une pente régulière jusqu'à l'entrée de la Cheffia où il a été construit un barrage, puis à l'entrée de la plaine d'El-Asfour, l'oued Bounamoussa change d'allure et traverse le massif numidien avec une pente moyennement élevée. Ainsi, il reçoit sur sa rive gauche oued Soudon, puis oued

Guerriah jusqu'à sa confluence avec El-Kébir-Est où il présente une pente très basse décrivant un grand nombre de méandre avec les alluvions qu'il a déposé.

Dans sa partie aval, la Bounamoussa se répand dans le vaste marais de la M'Khada, car à l'handicap de la pente très faible s'ajoute la formation d'une barre sableuse au débouché de l'exutoire de la Mafragh, barre liée au phénomène de la houle. Ainsi on assiste à la construction d'un delta intérieur de la Bounamoussa et de l'oued El-Kébir. Cependant, cette situation rend précaire les activités agricoles et humaines d'une façon générale, car aux risques d'inondations s'ajoute le phénomène de remontée d'eaux salées. Pour pallier cet inconvénient, un barrage anti-sel a été construit dans le lit de l'oued près de la localité de Ben M'Hidi. Le profil en long de l'oued Bounamoussa (fig. 20) montre que cet oued à travers son parcours de l'amont à l'aval se caractérise par une forte pente au niveau des hautes altitudes et une autre faible au niveau des plus basses là où l'oued se voit déjà à moitié de son trajet [Labar S., 2003].

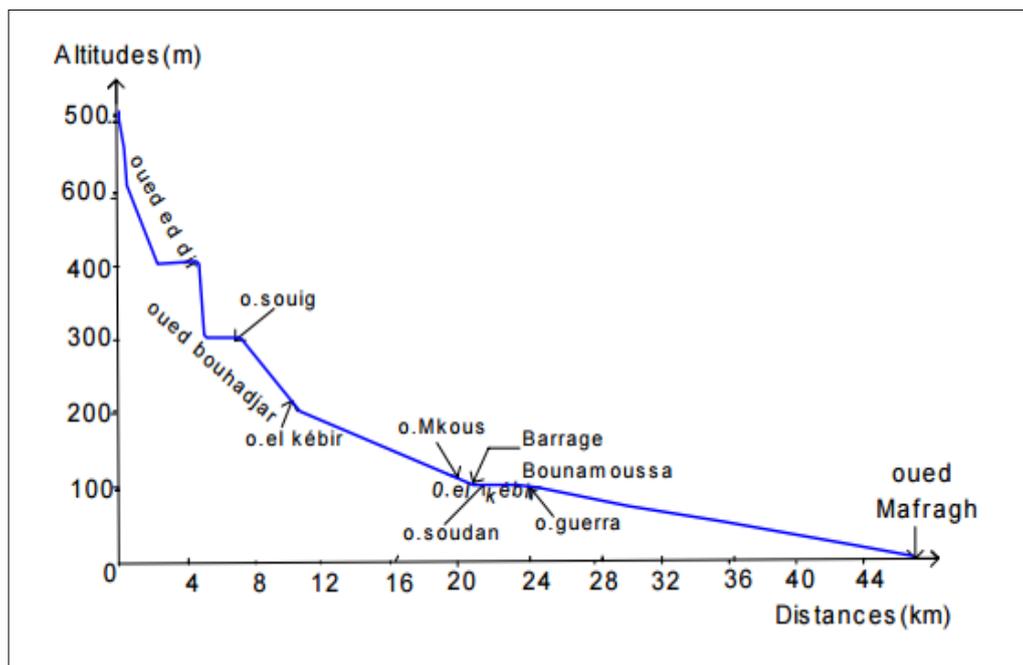


Figure 20 : Profil en long de l'oued Bounamoussa [Labar S., 2003].

III. 2. Situation géologique

La stratigraphie de la région d'étude révèle des terrains géologiques d'âges différents allant du Secondaire au Quaternaire récent.

III. 2. 1. Description litho-stratigraphique

a. Le Secondaire

Constitué essentiellement par des marnes, marno-calcaire et des schistes légèrement argileux avec des intercalations de calcaire on les rencontrées à différents points des monts de la Cheffia et du Cap Rosa, l'épaisseur varie de 10 m à 70 m.

b. Le Tertiaire

Il est largement représenté par des formations grés-argileuses du Numidien qui couvrent d'Ouest en Est particulièrement les secteurs de montagnes allant de Ain Berda à El Kala,

c. Le Quaternaire

Il fait l'objectif d'une étude plus approfondie du fait de son importance hydrogéologique. Les alluvions du Quaternaire affleurent en éboulis de pentes qui sont le résultat des phénomènes successifs d'érosion d'altération, de transport et de dépôts ce sont des éboulis blocs des grés numidiens où des limons, sables, cailloux, qui viennent se déposer sur les rives des oueds, les estuaires et les lacs.

➤ Le Quaternaire Ancien :

Il caractérise les plaines de la région qui sont une vaste zone d'épandage de l'oued Bounamoussa et El Kebir Est. Il est marqué par un affaissement du littoral correspondant aux alluvions sableuses rencontrées dans les terrasses moyennes alluvionnaires situées au Sud Ouest de Bouteldja et au centre de la plaine d'El Tarf.

➤ Le Quaternaire moyen

Il est présent le long des versants des oueds défini généralement par des matériaux alluvionnaires, des limons et des cailloux on distingue :

- Pléistocène ancien : il définit les hautes terrasses et se caractérise par des formations avec des cailloux roulés et des blocs degrés numidiens enrobés ensembles dans une matrice argileuses.
- Pléistocène moyen : il correspond aux moyennes terrasses qui traversent la région d'El-Tarf jusqu'à Ain-Assel et parfois les rives de l'Oued El-Kébir Est et qui sont constituées de cailloux roulés, de sables et de limons.

- Le Pléistocène récent : correspond aux basses terrasses, aux versants des oueds présentant un grano-classement naturel défini par les galets à la base, surmontées par les graviers où se trouvent à la surface les sables et les limons

➤ **Le Quaternaire récent**

Il correspond aux dépôts alluvionnaires, sables cailloux et limons fins avec dominances d'argiles par fois canalisant ainsi les lits des oueds. Il caractérise aussi la lagune du lac Mellah et les deux autres dépressions marécageuses des lacs Oubaïra et Tonga ainsi que les dunes littorales, par des formations sableuses [Bahroun S., 2011].

III. 3. Prélèvement d'eau de l'Oued Bounamoussa :

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté car il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée.

III. 3.1. Méthodes et Techniques de prélèvements

Des prélèvements d'eau répartis le long de l'oued Bounamoussa (Fig. 21), pendant l'année hydrologique (2013/2014), ont permis de faire quatre campagnes (04) de mesures (Octobre 2013, Janvier 2014, Avril 2014 et Juillet 2014). Le choix de la station d'échantillonnage a été effectué afin d'avoir des informations plus précises sur l'Oued Bounamoussa.

Les différentes sources de pollution potentielles recensées dans la zone d'étude (eaux usées domestiques, industrielles et ruissellent et lessivage agricoles), nous orientés vers le choix de dix stations (S1 à S10), ont été retenues de telle sorte qu'elles soient accessibles et reflétant les caractéristiques réelles des eaux de surface de notre zone d'étude.

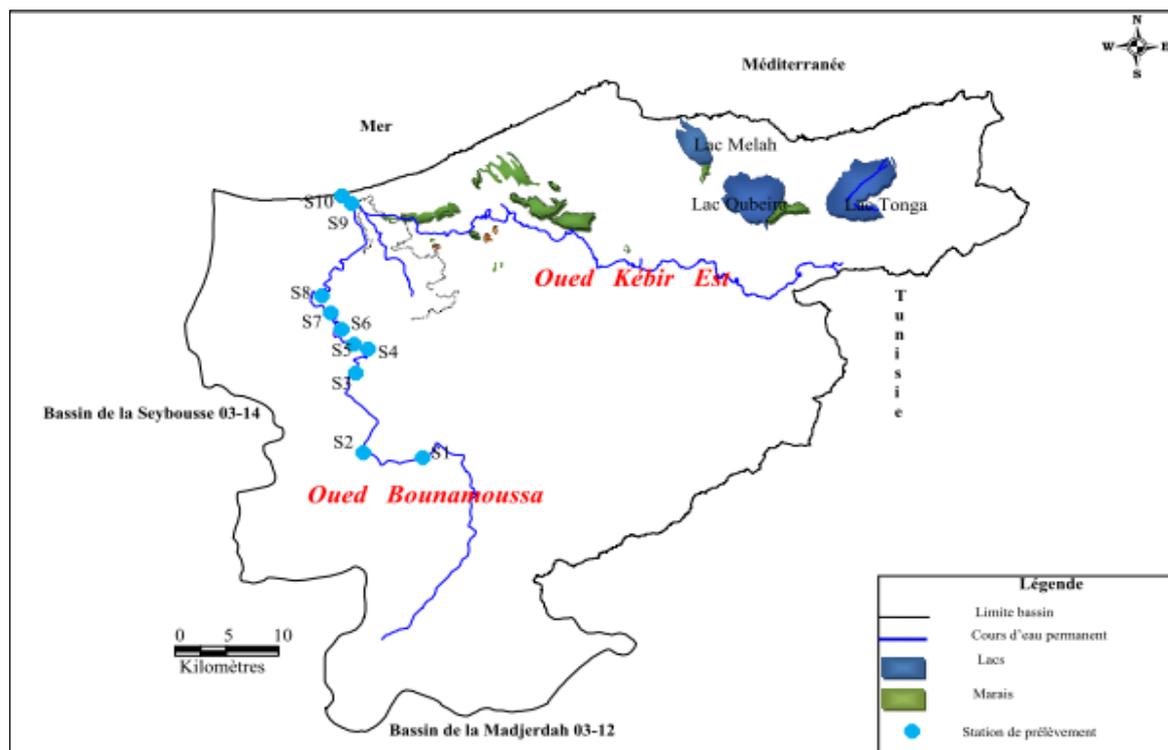


Figure 21 : Carte de localisation des points de prélèvement (stations).

Nos échantillons sont prélevés dans l'oued à l'aide d'un seau en plastique de 10 litres auquel est attachée une corde de 30 mètres. Les coordonnées des différents points de prélèvement dans ces stations sont indiquées par un appareil de Global positioning system (GPS) (Tableau 12).

Tableau 12 : localisation des stations étudiées au niveau de l'oued Bounamoussa

Stations	Coordonnées Lambert		Régions
	Latitude	Longitude	
S 01	N36° 36' 9,83''	E008° 24' 72''	Tofaha
S 02	N36° 39' 23,16''	E007° 57' 42,50''	Bouzitouna
S 03	N36°41' 11,82''	E007° 57' 36,12''	Skoufi
S 04	N36° 42' 30,92''	E007° 56' 30,1''	Nchayma ¹ (la ferme)
S 05	N36° 42' 44,31''	E007° 57' 29,93''	Nchaima ² (cimetière)
S 06	N36° 43' 35,13''	E007° 56' 39,63''	Pont de Zerizer
S 07	N36° 47' 37,96''	E007° 50' 12,27''	Bordj Semar
S 08	N36° 45' 25,12''	E007° 55' 23,69''	Ben-M'hidi
S 09	N36° 50' 28,10''	E007° 57' 19,58''	Griâte
S 10	N36° 50' 54,2''	E007° 56' 40,69''	Battah

Les échantillons d'eaux ont été prélevés et introduits dans des bouteilles en polyéthylène préalablement rincées avec l'eau de la station. Ils ont été ensuite conservés à 4°C pendant leur transport jusqu'au laboratoire où sont réalisées, dans les 24 heures qui suivent.

III. 4. Prélèvements des échantillons de sol

Les prélèvements ont été effectués aux niveaux de la plaine et les berges de l'oued Bounamoussa sur le dix stations, à l'aide d'une tarière superficielle de 0 à 25cm de profondeur. Chaque échantillon est composé d'un mélange de trois prélèvements réalisés dans un cercle. Les échantillons de sols ont été collectés dans des sachets en plastique, conservés dans une glacière à une température approximative de 4°C.

III. 5. Paramètres physicochimiques analysés (eaux)

Pour déterminer les caractéristiques physicochimiques, nous réalisons, au laboratoire, les dosages sur les échantillons d'eau filtrés.

III. 5. 1. Les paramètres enregistrés in situ

➤ La température (T°C)

La notion de température revêt un rôle très important et doit être prise en compte. Des modifications excessives de la température des milieux récepteurs sont en effet de nature à modifier le biotope et à perturber la vie aquatique [El Bakouri H., 2006].

Les activités humaines ne devraient pas modifier la température de l'eau, en dehors des fluctuations saisonnières naturelles, au risque de bouleverser les écosystèmes aquatiques. La température affecte la solubilité de l'oxygène et menace alors la survie des poissons. Les températures adéquates dépendent du type d'eau qu'on étudie. Les cours d'eau à faible altitude, appelés cours d'eau en aval, n'ont pas les mêmes caractéristiques que les cours d'eau de montagne ou de source, généralement froids. Les températures des cours d'eau en aval ne doivent pas dépasser 32 °C et les cours d'eau froids ne doivent pas dépasser 20 °C

La température des échantillons d'eau est mesurée sur terrain, à l'aide d'un multi-paramètre (HANNA instruments HI 9828). La valeur de la température est exprimée en °C.

➤ Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH représente le degré d'acidité ou d'alcalinité du milieu aquatique, Le lessivage des polluants atmosphériques affecte la composition chimique et le pH des eaux de pluies. Les sources anthropogéniques génératrices d'oxydes de soufre (SOx) et d'azote (NOx), [Yaziz M.I., 1989]. Parallèlement, la neutralisation de cette acidité peut avoir lieu a cause du carbonate de Calcium (CaCO₃) des poussières atmosphériques et/ou de l'ammonium relargué

par les activités industrielles ou liées à l'agriculture et d'autres sources naturelles [Al-Khashman O.A., 2009].

Nous avons mesuré ce paramètre à l'aide d'un multi-paramètre (HANNA instruments HI 9828) sur terrain en même temps que la température.

➤ **La conductivité électrique (CE)**

C'est la capacité d'une eau à conduire l'électricité. La conductivité électrique des eaux dépend de leur concentration ionique et de leur température. Elle donne une bonne indication des changements de la composition des eaux, et notamment de leur concentration en sels minéraux. A cette effet nous avons utilisé un multi-paramètre de type (HANNA instrument HI 9828). La valeur de C.E est exprimée par $\mu\text{s/cm}$ [Rodier J., 1996].

III. 5. 2. Les paramètres mesurés au laboratoire

➤ **L'ion chlorure**

L'ion chlorure peut avoir diverses origines : apports telluriques par les eaux de ruissellement et par les eaux résiduaires domestiques. L'ion chlorure peut être un indice de la présence de sel utilisés pour le déglçage lors de l'entretien hivernal des routes. Bien qu'ils' intervenants pas dans le processus d'eutrophisation, en concentrations trop élevées, ils peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques et dans certains cas altérer la qualité de l'eau destinée à la consommation. La mesure des ions chlorure dans l'eau permet notamment de détecter la présence des sels minéraux dissous.

Nous avons utilisé la méthode volumétrique de Mohr [Rodier J., 1996] : dosage des ions chlorures par une solution de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. Celle-ci est exprimée en mg/L de Cl^- .

➤ **La dureté totale (T.H)**

La dureté ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations métalliques à l'exception de ceux des métaux alcalins et de l'ion hydrogène. Dans la plupart des cas, la dureté est surtout due aux ions calcium et magnésium auxquels s'ajoutent quelquefois les ions fer, aluminium, manganèse, strontium.

La dureté est encore appelée dureté calcique et magnésienne ou consommation de savon. Elle s'exprime en milliéquivalents de concentration en CaCO_3 . Elle est aussi très souvent donnée en degrés français [Rodier J. *et al*, 2005].

Nous avons utilisé une méthode volumétrique [Rodier J. *et al*, 2009] pour déterminer le TH et exprimé en °F.

➤ **La demande chimique de l'oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène exprime la quantité totale d'oxygène nécessaire pour oxyder en présence de permanganate, les substances contenues dans l'eau notamment les éléments chimiques. La DCO est une mesure de toutes les matières organiques contenues dans l'eau naturelle ou usée, qu'elles soient ou non biodégradables. Le but recherché est de déterminer la quantité de matières oxydables (par l'oxygène) renfermée par un effluent. Ces matières oxydables peuvent être organiques (sucres, détergents, sang, matières fécales,...), ou minérales (réducteurs minéraux tels que sulfures ...).

La détermination de la demande chimique d'oxygène (DCO) par la méthode AFNOR (T90-101) [Rodier J. *et al*, 2009] et exprimer en mg O₂/L.

➤ **Le titre alcalimétrique complet (TAC)**

À l'inverse de l'acidité, l'alcalinité d'une eau correspond à la présence de bases et de sels d'acides faibles. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité résulte le plus généralement à la présence d'hydrogencarbonates, carbonates et hydroxydes. La détermination est basée sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide minéral dilué, en présence d'un indicateur coloré de vert de bromocrésol et de rouge de méthyle et titrer toujours avec l'acide sulfurique (0,02N) jusqu'à disparition de la coloration bleu verdâtre et apparition de la couleur rose (pH 4,5). Le dosage doit être effectué rapidement pour réduire les pertes de CO₂ qui pourraient entraîner une élévation du pH de virage. L'unité utilisée est le degré français (1°f = 10 mg.L⁻¹) [Rodier J. *et al*, 2009].

➤ **L'orthophosphate (PO₄³⁻)**

Correspond à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute. La majorité des apports de phosphore provient de sources ponctuelles : rejets urbains ou industriels, des déjections animales provenant d'élevages industriels. Le PO₄³⁻ joue un rôle très important dans le phénomène d'eutrophisation des eaux.

Pour leur dosage, nous avons utilisé la méthode spectrophotométrique [Rodier J., 1996] dont le principe est le suivant :

Les orthophosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe phosphomolybdique que l'on réduit par l'acide ascorbique. Cette forme réduite donne une coloration bleue qui est mesurée par spectrophotométrie. Dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en ions phosphate. L'intensité de la coloration est mesurée au spectrophotomètre à la longueur $\lambda = 885 \text{ nm}$.

➤ Le phosphore total (Pt)

La détermination du phosphore total s'effectue en deux étapes. La première étape consiste à digérer et à oxyder toutes les formes de phosphore avec du persulfate de potassium en milieu acide sous pression à 121 °C. Dans la seconde étape, l'ion orthophosphate réagit avec l'ion molybdate et l'ion antimoine pour former un complexe phosphomolybdate. Ce dernier est réduit avec l'acide ascorbique en milieu acide pour provoquer l'apparition du bleu de molybdène, dont l'absorbance à 660 nm est proportionnelle à la concentration de l'ion orthophosphate présent dans l'échantillon [Rodier J., 1996].

III. 6. Analyse du sol

Des paramètres relatifs au sol à des seins interprétatif et complémentaire ont été mesurés et étudiés sur des échantillons de sol : le pH, la conductivité électrique, la texture, les matières organiques et les orthophosphates.

III. 6. 1. Préparation des échantillons

Les échantillons de terre sont séchés dans une étuve à une température inférieure à 40°C. Puis l'échantillon est broyé et tamisé au tamis maille carrée de 2 mm.

➤ Le potentiel hydrogène pH

Après tamisage, 5g de sol sont dilués dans 20 ml puis agités pendant 2 h à la température de 20°C. Après 24 h de repos, le pH eau est évalué à l'aide d'un pH-mètre.

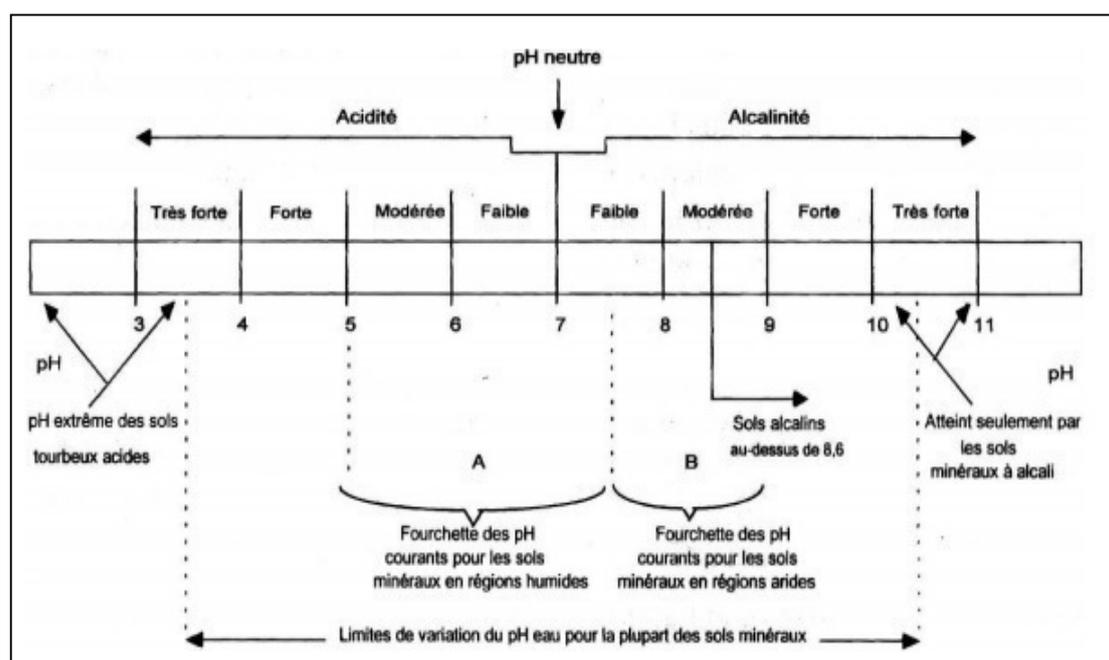


Figure 22 : Normes d'interprétation du pH-eau du sol [Mathieu C. *et al*, 2003].

➤ La conductivité électrique

La conductivité électrique permet aussi de déterminer le degré de la salinité du sol. La détermination de la conductivité électrique se fait sur un extrait de sol (rapport sol/eau=1/5) à l'aide d'un conductimètre. Les valeurs sont comparées à une échelle de salinité.

Tableau 13 : Echelle de salinité du sol [USSL., 1954].

Conductivité électrique (ms/cm)	Salure
0 - 0.6	Non salé
0.6 - 1.4	Peu salé
1.4 - 2.4	Salé
2.4 - 6	Très salé

➤ La texture

La granulométrie classe les éléments minéraux, appelés également éléments mécaniques, d'après leur grosseur et détermine le pourcentage de chaque fraction. La granulométrie contribue à définir la texture du sol. On distingue dans un premier temps les éléments grossiers de diamètre supérieur à 2mm, de la terre fine de diamètre inférieur à 2mm.

La texture sert à classer les sols mais elle donne aussi des renseignements sur ses propriétés. Ces informations sont cependant à adapter en tenant compte de la profondeur du sol, de sa charge en éléments grossiers et de sa structure.

Tableau 14 : Echelle de la texture d'après [Soltner D., 1981].

Pourcentage d'humidité	Texture
<12	Sableuse
12 - 24	Sablo-limoneuse
24 - 37.5	Limono-sableuse
37.5 - 45	Limono-argileuse
45 - 75	Argilo-limoneuse
>75	Argileuse

➤ Matière organique

Les matières organiques ont été évaluées selon la méthode d'Anne qui utilise le sel de Mohr. La matière organique a été dosée par la méthode de [Soltner D., 1981], qui est basée sur l'oxydation du carbone par une solution de bichromate de potassium en milieu sulfurique.

Le bichromate non réduit et dosé par une solution réductrice de sel de Mohr en présence de diphénylamine. La matière organique est déduite à partir de la formule suivante :

$$C\% = (Y-X) \times 0,615 \text{ mg} \times (100/20) \times (100/P) \times (1/1000)$$

- ✓ Y : la quantité de sel de Mohr utilisée pour titrer le témoin.
- ✓ X : la quantité de sel de Mohr utilisée pour l'échantillon à doser.
- ✓ 0,615 : facteur d'équivalence entre le sel de Mohr et le carbone (en mg).
- ✓ 100/20 : on utilise 20 ml à partir de 100 ml.
- ✓ P : poids du sol (1g).
- ✓ 1/1000 : facteur de la conversion.

$$\% \text{ MO} = \% \text{ C} \times 1.72$$

Tableau 15 : Classification des sols d'après leur teneur en matière organique [Soltner D., 1981].

% de la M O	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 – 1.5	Très faible
1.5 – 2.5	Faible
2.5- 3.5	Moyen
3.5 – 4.5	Moyennement élevé
4.5 – 5	Élevé
> 5	Très élevée

➤ Les orthophosphates

Le phosphore est un des éléments majeurs indispensables à la croissance et au développement des végétaux. Il joue en particulier un rôle essentiel dans la mise en place du système racinaire, la photosynthèse et la reproduction du végétal. La présence de phosphore dans les sols provient de l'activité industrielle et de l'épandage d'engrais de ferme ou d'engrais chimique sur les terres agricoles. C'est un élément peu présent à l'état naturel dans nos sols. Pour leur dosage, nous avons utilisé la méthode spectrophotométrique dont le principe est le suivant :

L'ion orthophosphate réagit avec l'ion molybdate et l'ion antimoine pour former un complexe phosphomolybdate. Ce dernier est réduit avec l'acide ascorbique en milieu acide pour former un complexe bleu phosphomolybdique, dont l'absorbance à 660 nm est

proportionnelle à la concentration de l'ion orthophosphate présent dans l'échantillon [Rodier J. *et al.*, 2009].

III. 7. Analyse statistique des résultats obtenus

Devant le nombre important de mesures, nous avons utilisé un moyen statistique de traitement de données qui est l'Analyse en Composante Principale(ACP). L'ACP est un outil d'analyse de données qui permet d'expliquer la structure des corrélations ou des covariances en utilisant des combinaisons linéaires des données originelles. Son utilisation permet de réduire et d'interpréter les données sur un espace réduit [Lagarde J., 1995 ; Maliki A.M., 2000]. L'ACP a pour objectif de présenter, sous une forme graphique le maximum de l'information contenue dans une table de données, basées sur le principe de double projection sur les axes factoriels. Le logiciel utilisé pour cette étude est XL STAT version 7.5.2(2004).

Chapitre IV

Introduction

L'eau de surface englobe toutes les eaux qui circulent ou qui sont stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrages,...). La composition chimique de ces eaux dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours et de la composition chimique des effluents qui s'y déversent. Les écoulements de surface constituent la cause essentielle de la turbidité et de la teneur en matières organiques, des débris d'origine végétale ou animale, ainsi que des micro-organismes pathogènes des eaux de surface. C'est ainsi que les eaux de surface sont objets des pollutions physicochimiques et microbiennes [Ahonon A., 2011].

La composition chimique d'une eau joue un rôle important dans la détermination de sa qualité, donc la possibilité de son utilisation pour l'alimentation en eau potable ou d'autres usages (irrigation, industrie...etc.).

La qualité des eaux dans le monde a connu ces dernières années une grande détérioration, à cause des rejets industriels non contrôlés, l'utilisation intensive des engrais chimiques dans l'agriculture ainsi que l'exploitation désordonnée des ressources en eau. Ces derniers produisent une modification chimique de l'eau et la rendent impropre aux usages souhaités [Necib A., *et al*, 2013].

Parmi ces cas figure le site de la plaine de Bounamoussa situé dans la wilaya d'El-Tarf. La région d'El-Tarf est une zone essentiellement rurale où les ressources hydriques sont fortement sollicitées pour des activités agricoles. La charge de ces rejets est de plus en plus croissante avec le développement socio-économique de la région [Bahroun S., *et al*, 2011]. Dans la basse plaine de Bounamoussa, la chimie des ressources en eaux (eaux de surface au niveau de oued Bounamoussa, nappe superficielle et nappe profonde) est souvent influencée par l'effet de la dissolution des formations géologiques, les rejets liquides domestiques, industriels et l'activité agricole.

Dans ce chapitre, nous exposons dans un premier volet les résultats obtenus des analyses effectuées sur les matrices d'eau et de sol, et nous discutons les résultats obtenus tout en les comparant à ceux cités dans la littérature par différents auteurs dans le monde. Dans un deuxième volet, nous présentons les résultats des analyses statistiques.

IV. 1. Statistiques descriptives pour la chimie des eaux

L'étude statistique de la répartition spatiale des éléments chimiques présente les valeurs minimales, moyennes et maximales, ainsi que le coefficient de variation (tableaux 16). L'homogénéité d'une série se traduit par les valeurs proches de la moyenne. La dispersion autour de la moyenne est évaluée à l'aide du coefficient de variation (en %) qui est le rapport

de l'écart type à la moyenne. Une série homogène présente des valeurs du coefficient de variation inférieur à 50% [Chabour N., 2006].

Tableau 16 : Statistiques descriptives pour la chimie des eaux

Variables	Période basse eaux					Période haute eaux					Norme
	Min.	Max.	Moy.	Ecart-type	C.V %	Min.	Max.	Moy.	Ecart-type	C.V %	
pH	6,44	8,05	7,28	0,46	6,32	6,98	8,14	7,44	0,29	3,90	6 – 8,5
CE ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	266	4006	1332,55	1119,14	83,98	267	2120	873,4	528,05	60,46	1000
T ($^{\circ}\text{C}$)	20	30	25,85	2,92	11,30	09	23	16,15	5,37	33,25	≥ 30
TH ($^{\circ}\text{F}$)	8,8	78	33,81	15,70	46,44	10	90	38,6	19,63	50,85	50
TAC ($^{\circ}\text{F}$)	5	57	22,26	14,21	63,84	5,2	50	26,82	13,53	50,45	
Cl⁻ (ppm)	17,44	9940,8	1007,03	261,11	25,92	11,33	1090	206,52	28,96	14,02	200
DCO (mg/l)	50	910	564,6	275,07	48,72	28	277	113,8	71,08	62,46	30
PO₄³⁻ (mg/l)	0,18	2,29	0,59	0,46	77,97	0,1	1,57	0,35	0,31	88,57	0,5
Pt (mg PO ₄ ³⁻ /l)	0,64	2,81	1,59	0,57	35,85	1,22	2,6	1,84	0,49	26,63	1

Il est possible d'établir un classement des différents paramètres en fonction de leur coefficient de variation qui est le suivant :

➤ **Période basse eaux**

- Coefficient de variation faible : pH, T.
- Coefficient de variation moyen : TH, Cl⁻, DCO, Pt.
- Coefficient de variation Fort : C.E, TAC, PO₄³⁻.

➤ **Période haute eaux**

- Coefficient de variation faible : pH, T, Cl⁻, Pt.
- Coefficient de variation moyen : TH, TAC.
- Coefficient de variation Fort : C.E, DCO, PO₄³⁻.

IV. 2. Analyse physicochimique des échantillons d'eau de l'Oued Bounamoussa

IV. 2. 1. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH de l'eau résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques [Hutchinson T.C., 1987].

Nos résultats de mesure du pH présentent une variation faible, avec une moyenne de 7,36, un minimum de 6,44 au niveau de la station (S04) en période d'Octobre 2013, et un maximum de 8,14 au niveau de la station (S02) en période Janvier 2014 (fig. 23). Les valeurs observées révèlent que le pH des eaux est légèrement neutre à alcalin dans toutes les stations de l'Oued Bounamoussa, aussi bien en période de pluie qu'en période sèche. Ceci peut être dû aux eaux de pluie, à l'alimentation de la nappe à partir des eaux de l'oued Kebir qui présente une formation alluvionnaire, et à la lithologie du terrain (présence d'une couverture argileuse) [Bahroun S., 2011]. Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par [Zaoui L., 2016].

Dans le cas des eaux de l'Oued Bounamoussa, les valeurs du pH observées favorisent une vie aquatique riche et diversifiée [Nisbet M., *et al*, 1970]. D'une part et elles correspondent d'autre part aux eaux potables puisque la gamme des valeurs du pH relatives à la potabilité des eaux est comprise entre 6,5 et 8,5 selon les normes OMS.

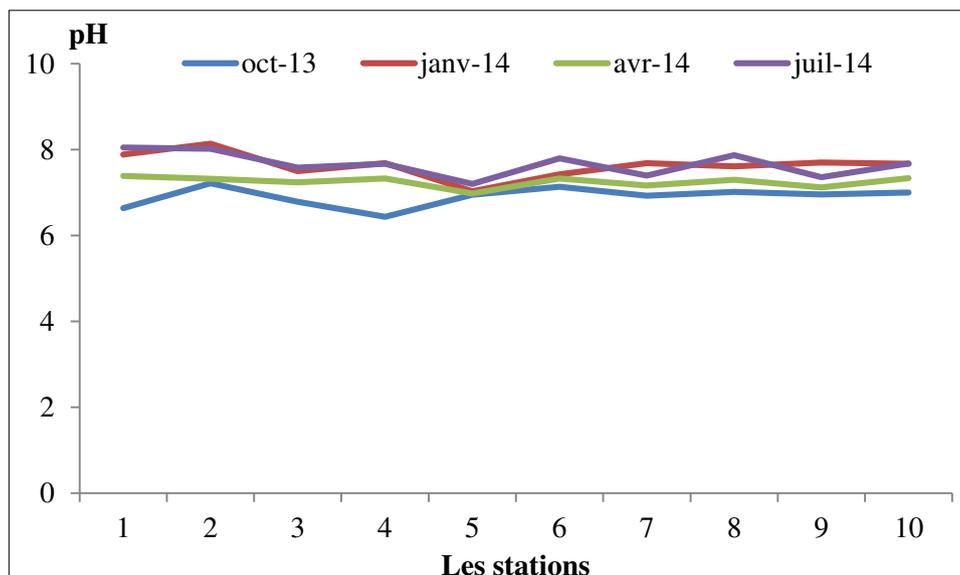


Figure 23 : Variation spatio-temporelle de la valeur du pH.

IV. 2. 2. Conductivité électrique (CE)

Les valeurs de mesure de la conductivité électrique des eaux de l'Oued Bounamoussa sont présentées dans la (fig. 24) montrant d'importantes variations de ce paramètre :

-Un maximum de 1453 μ S/cm à la station (S10) et un minimum de 265 μ S/cm à la station (S02) durant la période Janvier 2014.

-Un maximum de 4006 μ S/cm à la station (S10) et un minimum de 436 μ S/cm à la station (S02) durant la période Juillet 2014.

L'augmentation de la conductivité à la période chaude peut être liée à la diminution des débits d'eau de l'Oued et aux fortes évaporations atmosphériques entraînant une augmentation des concentrations des sels dissous [Doubi M. *et al*, 2013]. La valeur la plus élevée est enregistrée au niveau de la station (S10) qui subit l'influence de la proximité du milieu marin, Ces valeurs dépassent la norme internationale des eaux de surface OMS (1000 μ S/cm).

Par ailleurs, les valeurs minimales sont marquées au mois de Janvier dans toutes les stations ce qui est probablement lié à la dilution des eaux de l'oued par les eaux de pluie [El-Haouati H. *et al*, 2013]. Cette minéralisation est en fonction de la nature géologique des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des rejets, etc.... [Rodier J. *et al*, 2009]. Le lessivage des sols par les eaux de ruissellement en période de crue et l'entraînement des déchets bien minéralisés favorise l'accroissement de la minéralisation.

En effet, Comme ce paramètre est déterminé par la teneur en substances dissoutes, la charge ionique, la capacité d'ionisation, la mobilité et la température de l'eau [Derwich E. *et al*, 201], les variations saisonnières observées pourraient s'expliquer aussi par le phénomène de dilution que connaît l'oued Bounamoussa suite aux précipitations en période hivernale, contrairement à la période sèche, où a lieu une élévation de ce paramètre accentuée par la forte évaporation [El Morhit C. *et al*, 2008] et favorisée par un bas débit de l'eau en faveur de la prédominance des eaux thermales [Ben Moussa A. *et al*, 2012].

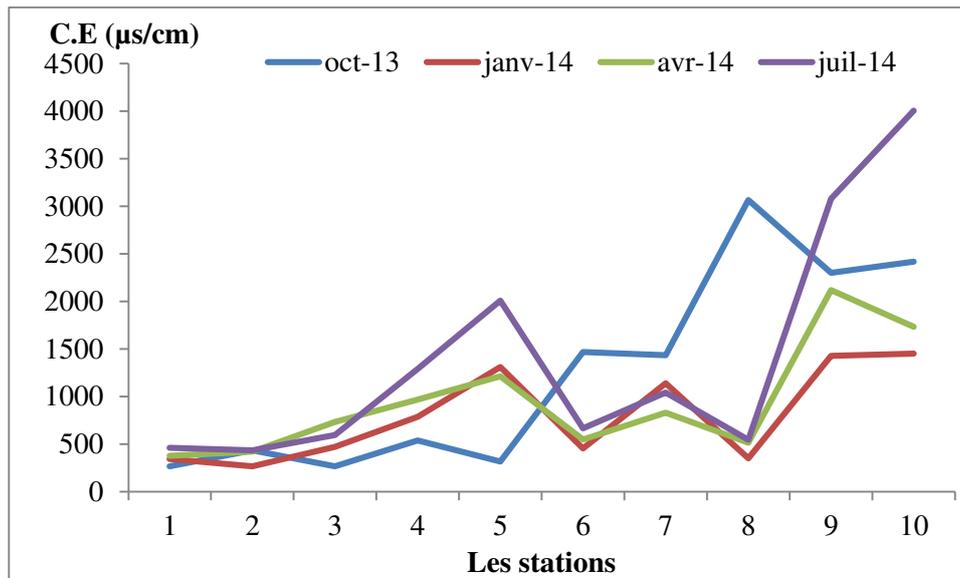


Figure 24 : Variation spatio-temporelle de la valeur de la conductivité électrique.

Les valeurs de la C.E. des échantillons d'eau de l'oued Bounamoussa traduisent une minéralisation excessive selon les normes internationales (Tableau 16), attribuée notamment aux apports de sels dissous par les eaux usées des localités urbaines avoisinantes, et elles permettent de considérer les eaux de l'oued Bounamoussa comme médiocres au vu de la norme de qualité des eaux de surfaces qui est de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (A.N.R.H, 2012).

Tableau 17 : Conductivité électrique et niveau de minéralisation dans l'eau [Detay M., 1997].

Conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20°C	Minéralisation
- Inférieure à 10.	- Très faible.
- Comprise entre 100 et 200.	- Faible.
- Comprise entre 200 et 400.	- Peu accentuée.
- Comprise entre 400 et 600.	- Moyenne.
- Comprise entre 600 et 1000.	- Importante.
- Supérieure à 1000.	- Excessive.

IV. 2. 3. La température (T)

La température a une influence sur plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques [Barbe J., 1981]. Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur le développement et la croissance des organismes vivants dans l'eau et particulièrement les microorganismes [W.H.O., 1987]. L'évolution de la température d'un cours d'eau est liée d'une part aux conditions locales tels

que le climat régional, la topographie, la durée de l'ensoleillement, le débit et la profondeur [Mc Neely R.N. *et al*, 1980], et d'autre part aux rejets éventuels d'eau chaude provenant soit des centrales électriques soit des usines utilisant l'eau comme moyen de refroidissement des machines [Haied N., 2015]. Les valeurs de la température des eaux de l'Oued Bounamoussa sont illustrées dans la (fig. 25).

Elles oscillent entre 9°C (minimum), 21°C (moyenne) et 30°C (maximum). Pour l'ensemble des stations, elle a tendance à augmenter avec l'évolution des saisons, de l'hiver au L'été. La localisation des stations influe fortement sur ce paramètre. En effet, les stations de l'Oued Bounamoussa, écosystème lotique, présentent des variations thermiques très importantes. Ces variations de température suivent celles du climat de la région Nord- Est algérien [Zaoui L., 2016].

L'augmentation de la température s'accompagne toujours d'une modification de la densité, d'une réduction de la viscosité, qui peuvent influencer la sédimentation, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface (évaporation) et d'une diminution de la solubilité de l'oxygène dont le déficit peut conduire à une situation critique se traduisant par une accumulation de déchets tels que : H₂S, SO₂, CH₄, matières organiques... Ainsi, l'élévation de la température facilite les phénomènes de fermentation d'où l'apparition d'odeurs nauséabondes dans les cours d'eau [Brémond R. *et al*, 1973]. Cependant, les basses températures peuvent affecter l'auto-épuration des rivières et des cours d'eau car les réactions d'oxydation sont freinées.

Les températures mesurées dans les eaux de l'Oued Bounamoussa sont toujours de qualité moyenne à médiocre (classes 2. 3) respectivement en fonction de leurs températures selon la classification de [Masson J.P., 1988].

Tableau 18 : Grille d'appréciation de la qualité de l'eau en fonction de la température [Masson J.P., 1988].

Température	Qualité	Classe
≤ 20 °C	Normale	1A
20 °C - 22 °C	Bonne	1B
22 °C – 25 °C	Moyenne	2
25 °C – 30 °C	Médiocre	3
≥ 30°C	Mauvaise	4

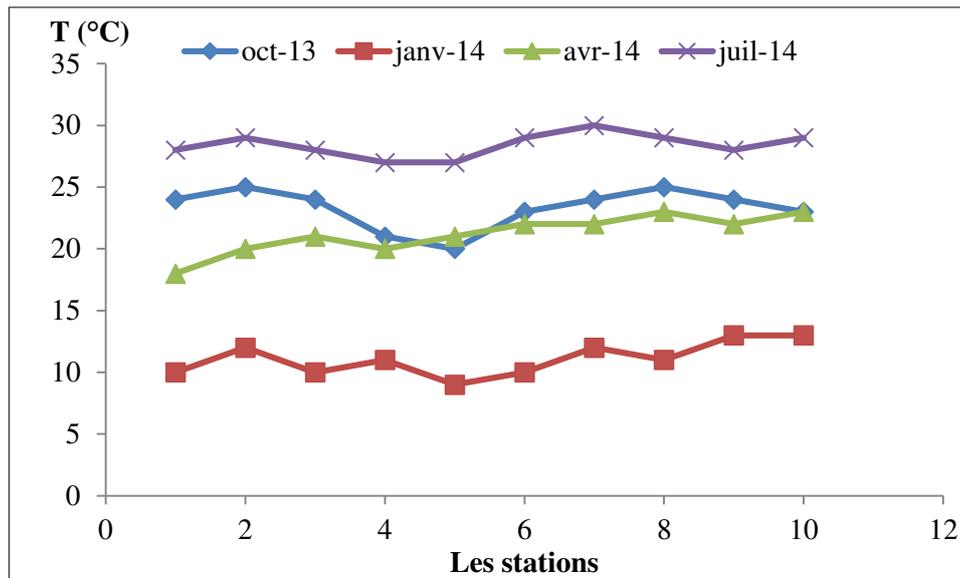


Figure 25 : Variation spatio-temporelle de la valeur de la température

IV. 2. 4. La dureté totale (TH)

La dureté ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations métalliques à l'exception de ceux des métaux alcalins et de l'ion hydrogène. Dans la plupart des cas la dureté est surtout due aux ions calcium et magnésium auxquels s'ajoutent quelquefois les ions fer, aluminium, manganèse, strontium. Elle s'exprime en milliéquivalent de CaCO_3 . Elle est aussi très souvent donnée en degrés français [Rodier J. *et al*, 2009].

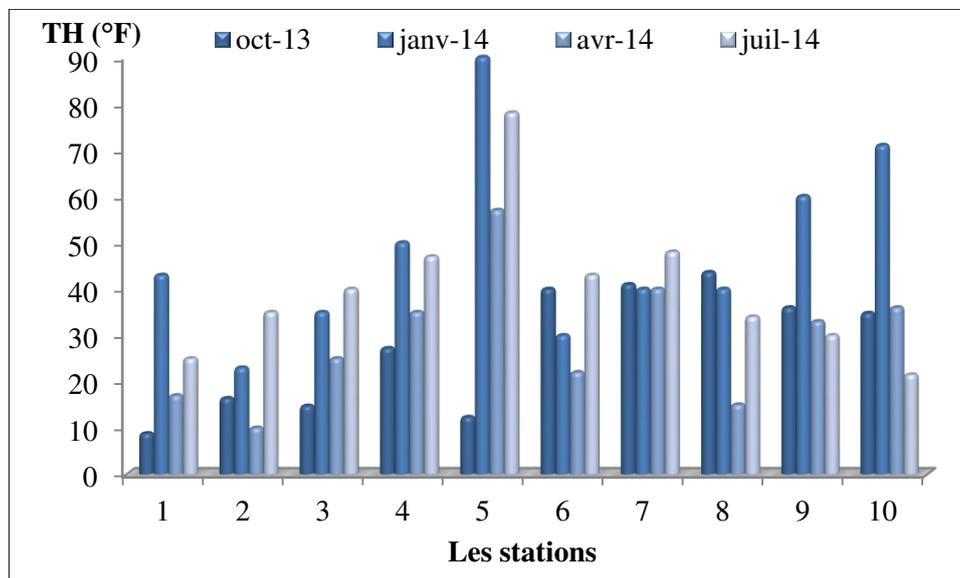
Une eau moyennement dure est une eau dont le titre hydrotimétrique est compris entre 15 et 30°F et très dure au-delà. A l'inverse, une eau très douce a une dureté inférieure à 8 °f [Rodier J. *et al*, 2009]. La représentation graphique des variations spatio-temporelles de la dureté totale montrent une variation des teneurs avec un minimum de 8,80 °F au niveau de la S1 en période d'octobre, un maximum de 78 °F au niveau de la station S5 en période de juillet et une moyenne de 36,20 °F.

Les eaux de l'Oued Bounamoussa présentent des teneurs assez élevées dureté totale. En effet, la station (S5) présente un taux de TH largement élevé au mois d'octobre. Ceci peut être dû à la dissolution des carbonates (calcite, calcite magnésienne) [Melghit M., 2015]. Ainsi, Brémond R. *et al*, [1973] ajoutent que la teneur en TH est liée directement à la nature géologique des terrains traversés par les cours d'eau. La teneur faible en TH enregistrée à la même station (S1) au mois d'octobre indique une faible dissolution du calcium qui pourrait être due au phénomène de dilution causée par les pluies d'hiver. Le tableau (18) exprime la dureté de l'eau en fonction du titre hydrométrique.

Tableau 19 : Classes de la dureté en fonction du titre hydrotimétrique en [Rodier J.*et al*, 2009].

Titre hydrotimétrique	Dureté
Entre 0 et 10°F	Eau très douce
Entre 10 et 20°F	Eau douce
Entre 20 et 30°F	Eau moyennement dure
Entre 30 et 40°F	Eau dure
Supérieur à 40°F	Eau très dure

L'évolution spatio-temporelle de la dureté totale (fig. 26) montre que les eaux de l'oued Bounamoussa sont dures puisque leur teneur moyenne dépasse 30 °F.

**Figure 26** : Evolution spatio-temporelle de la dureté des eaux de l'Oued Bounamoussa.

IV. 2. 5. Le titre alcalimétrique complet (TAC)

Les valeurs relatives du titre alcalimétrique complet (TAC) permettent de connaître les quantités d'hydrogencarbonates alcalins ou alcalinoterreux présents dans l'eau. La présence des bicarbonates dans l'eau est due à la dissolution des formations carbonatées (calcaire) par les eaux chargées en gaz carbonique.

La figure 27 montre une faible variation des concentrations du titre alcalimétrique complet aux différentes dates d'échantillonnage. Ceci est dû essentiellement à l'apport en eaux pluviales. Les bicarbonates sont dominants dans toutes les stations d'échantillonnage d'eaux

aux différentes périodes. Ils se présentent avec une moyenne de l'ordre de 24,54 mg/L et varient de 5 mg/L (S8) durant la période d'octobre à 57mg/L (S10) durant la période de juillet.

Dans les eaux naturelles, l'alcalinité, exprimée en HCO_3^- , varie de 10 à 350 mg/L [Rodier J. *et al*, 2009]. Selon les résultats des analyses effectuées durant la période d'étude, le titre alcalimétrique complet des eaux de l'oued Bounamoussa est conforme à la norme européenne.

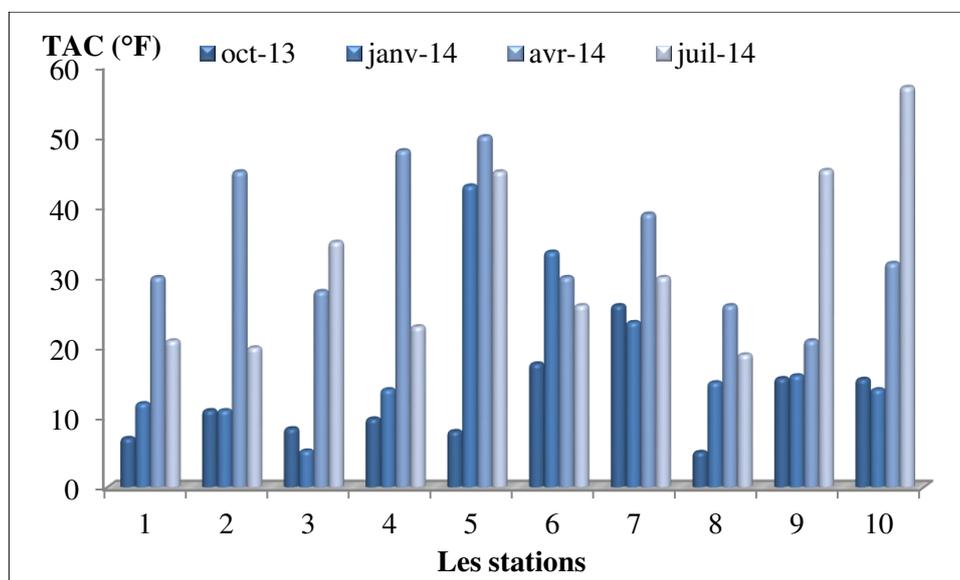


Figure 27 : Variation spatio-temporelle du titre alcalimétrique complet

IV. 2. 6. L'ion chlorure (Cl^-)

L'ion chlorure est en concentration variable dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ses teneurs sont liées principalement à la nature des terrains traversés. Ainsi, les eaux courantes exemptes de pollution ont une teneur généralement inférieure à 25 mg/L, mais dans certaines régions, telle que la traversée de marnes salifères peut conduire à des teneurs exceptionnelles de 1 000 mg/L [Rodier J. *et al*, 2009]. Dans les résiduaires domestiques et de certaines unités industrielles, il peut être présent à de concentrations relativement élevées. Il est alors souvent utilisé comme un indice de pollution. L'OMS recommande pour la teneur en ion chlorure dans l'eau destinée à la consommation humaine, une valeur guide de 200 mg/L pour des considérations gustatives et des risques de corrosion [Rodier J. *et al*, 2009].

Les teneurs en ion chlorure sont très élevées dans les eaux de l'Oued Bounamoussa. Elles atteignent une valeur de 9940,80 mg/L au maximum et diminuent jusqu'à un minimum de 11,33 mg/l en passant par un moyenne de 586,91 mg/L (Fig. 28). Cette évolution indique la contribution d'un apport anthropique qui peut être d'origine urbaine aussi bien qu'industrielle [Makhoukh M. *et al*, 2011] et la majeure part des chlorures viendrait de la dissolution des

roches salées. La variation saisonnière des teneurs en chlorures pourrait s'expliquer en été par l'évaporation intense des eaux de l'oued qui est en étiage à cette saison [Gouaidia L., 2008] et par le phénomène de dilution lié à l'augmentation du débit de l'Oued en hiver [Ben-Moussa A. *et al*, 2012].

Les résultats de dosage de l'ion chlorure dans les eaux de l'Oued Bounamoussa sont illustrés dans la (fig. 28). Cette dernière montre que la majorité des stations présentent des concentrations en dessous de la limite de potabilité des eaux. Les valeurs élevées sont observées dans les stations S9 et S10 situées à proximité de l'embouchure dans le littoral marin. L'intrusion d'eau de mer et les embruns marins peuvent, en effet, plus ou moins enrichir la séquence côtière de l'Oued Bounamoussa en période de mer agitée.

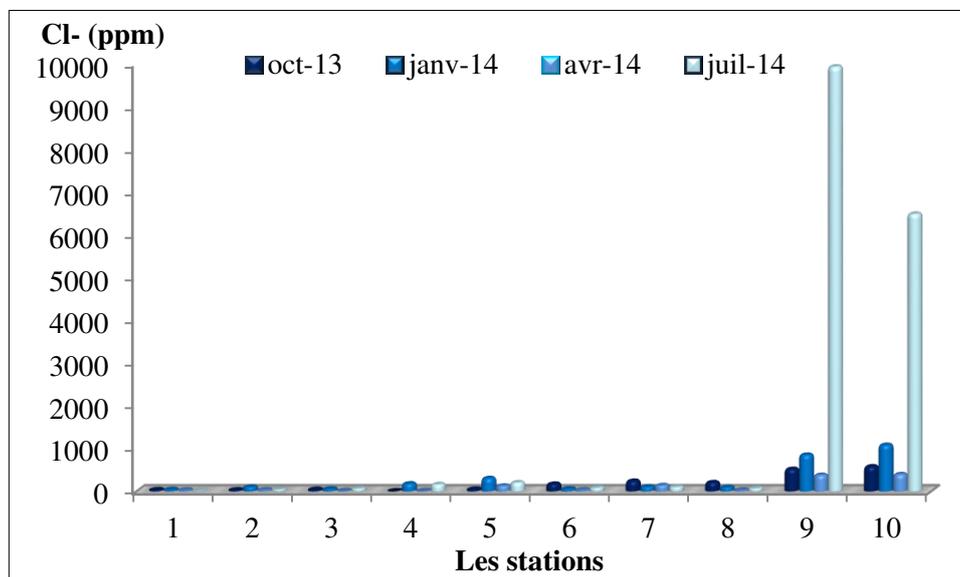


Figure 28 : Variation spatio-temporelle de la concentration en ion chlorure.

IV. 2. 7. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau quelques soient leurs origines (fer ferreux, nitrates, ammoniacque, sulfures et chlorures). Eckenfelder W.W., [1982] l'a définie comme étant une mesure du carbone total à l'exception de certains composés aromatiques, tels que le benzène, qui ne sont pas complètement oxydés dans les conditions de l'essai.

Les teneurs en DCO enregistrées des eaux étudiées sont comprises entre 50 mg/L (S07) et 910 mg/L (S02) en période d'Octobre et entre 45 mg/L (S01) et 135 mg/L (S03) en période Janvier (fig. 29) avec une moyenne de 339,20 mg/L. Avec des taux élevés enregistrés au mois d'octobre à la station (S2), nous pouvons parler d'une pollution intense et d'une situation

dangereuse. Cette situation est également perceptible au niveau de la station (S9), laquelle est soumise aux rejets permanents du village voisin. Une telle observation pourrait être due à une température élevée durant ce mois ainsi qu'à l'apport important de matières organiques. Quant à la chute de la DCO au niveau des eaux de l'Oued enregistrée au mois de janvier jusqu'au mois d'avril, pourrait être attribuée à une réduction de la charge des matières organiques, accompagnée d'une hausse de la teneur en oxygène qu'on peut probablement rapprocher d'une oxydation des polluants organiques et à l'effet de dilution des eaux de ce oued. Ces valeurs de la DCO enregistrées pour les eaux de surface d'Oued Bounamoussa sont supérieures à la teneur mentionnée dans la norme européenne (30 mg/L) relative eaux destinées à la consommation humaine. Ces eaux sont donc polluées.

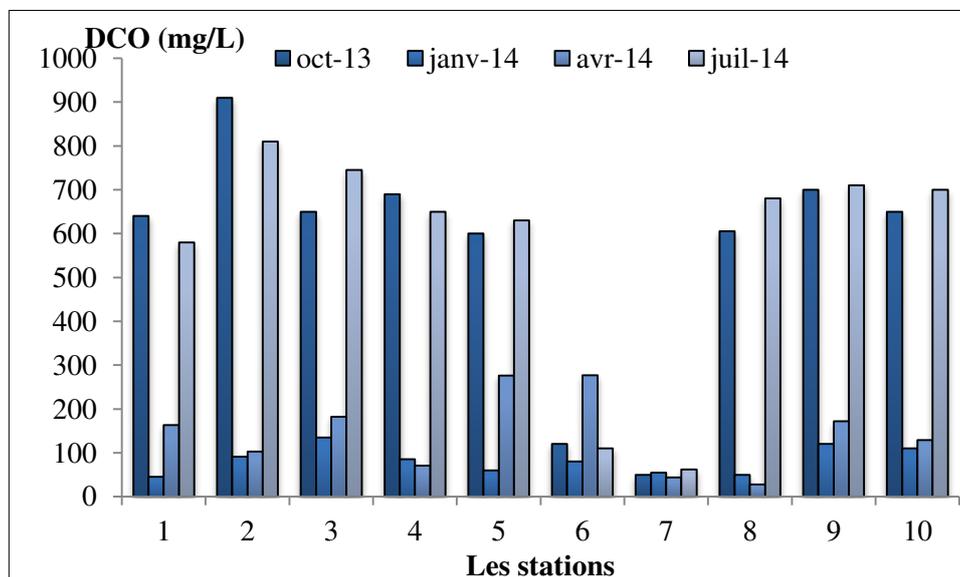


Figure 29 : Variation spatio-temporelle de la demande chimique en oxygène.

IV. 2. 8. Les ions orthophosphates

Les ions phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol ; leur présence naturelle dans les eaux est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique [Rodier J. *et al*, 2009].

La présence des phosphates dans les eaux naturelles à des concentrations supérieures à 0.1 ou 0.2 mg/l est l'indice d'une pollution par des eaux vannes contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques ainsi que par les eaux de ruissellement. Nisbet M., *et al*, [1973] et admettent pour les eaux courantes la limite de 0.3 mg/l, au-delà de laquelle, il peut y retenir un caractère marqué d'eutrophisation et des risques de nuisances divers.

L'analyse des résultats (fig. 30) montre que la concentration en ions orthophosphates dans les eaux de surface de l'oued Bounamoussa varie entre 0,10 mg/L (S05) et 0,49 mg/L

(S06) en période Janvier 2014 et entre 0,18 mg/L (S02) et 2,29mg/L (S05) en période Juillet 2014.

Les ions orthophosphates montre une variation spatiale marquée relativement par une tendance à l'augmentation en période chaude. Ces valeurs dépassent le plus souvent les limites citées précédemment, ce qui révèle une situation douteuse avec un état anormal et critique. Une telle situation peut être attribuée au lessivage des terres agricoles traitées par les engrais. L'origine des orthophosphates est surtout urbaine. Ils proviennent des eaux d'égouts domestiques. Leynaudet V., [1980] affirment qu'à partir des études effectuées à ce jour, une grande partie des apports en phosphore dans les eaux superficielles provient des rejets industriels (industries agro-alimentaires, textiles, laveries, ateliers de traitement de surface...). Les teneurs élevées en ions orthophosphates provoquent le phénomène d'eutrophisation qui conduit au développement excessif des algues et du plancton qui réduit le passage de la lumière, accroît la consommation d'oxygène et s'accompagne d'une modification profonde de la faune, tant en quantité qu'en qualité. L'évolution peut aller de l'élimination de certaines espèces (les espèces nobles disparaissent alors au profit d'autres indésirables) jusqu'à la cessation de la vie aquatique.

Nos résultats sont en accord avec ceux trouvés par Necib A. *et al*, [2013] qui ont identifié les algues caractéristiques des milieux eutrophes comme Cyanophycées avec une fréquence de (44,03%), Euglenophycées (41,61%), Diatomophycées (10,96%) et Chlorophycées (3,38%).

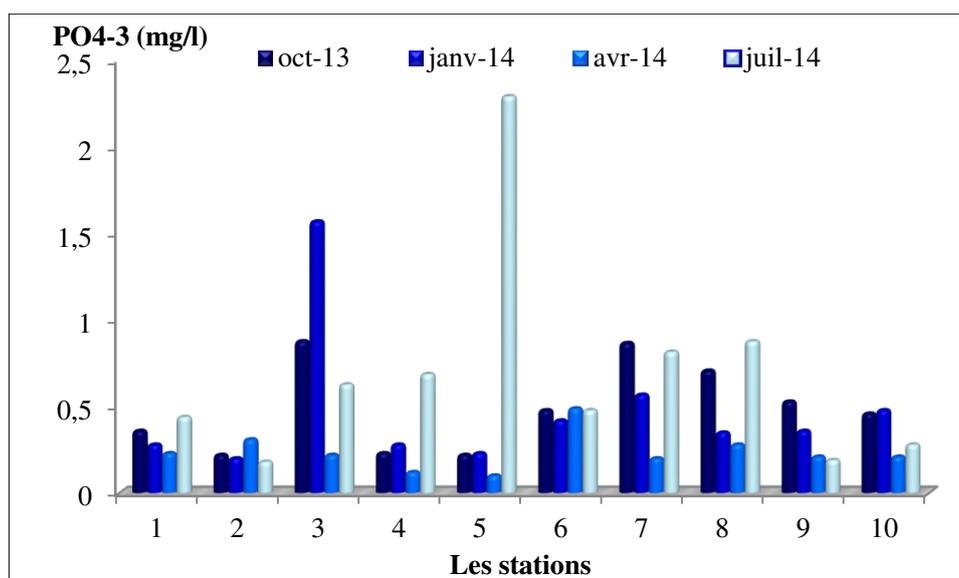


Figure 30 : Variation spatio-temporelle des concentrations en ions orthophosphates

IV. 2. 9. Le phosphore total (Pt)

C'est un paramètre important de la fertilisation des plans d'eau puisqu'il joue un grand rôle dans la croissance planctonique [Daouda M., 2010]. Des teneurs supérieures à 0,5 mg/L doivent constituer un indice de pollution [Rodier J. *et al*, 2009].

Dans notre étude, l'évolution saisonnière du phosphore total montre des concentrations plus élevées à la période de Juillet que celles de la période Octobre, Janvier et Avril. En effet, les teneurs enregistrées (fig. 31) varient entre 2,81mg PO₄⁻³/L (S05) et 1,30 mg PO₄⁻³/L (S06) et entre 1,70 mg PO₄⁻³/L (S07) et 0,64 mg PO₄⁻³/L (S10) respectivement au mois de Juillet et au mois d'Octobre. Ces valeurs élevées sont dues, d'une part, aux rejets industriels notamment ceux contenant les détergents, d'autre part aux engrais phosphatés. Les teneurs en phosphore total varient de manière presque identique à celle des ions orthophosphates traduisant ainsi l'effet auto-épurateur dans ce cours d'eau.

Le phosphore total mesuré dans les eaux de l'oued Bounamoussa appartient donc à la classe de la pollution excessive avec une moyenne de 1,71 mg PO₄⁻³/L.

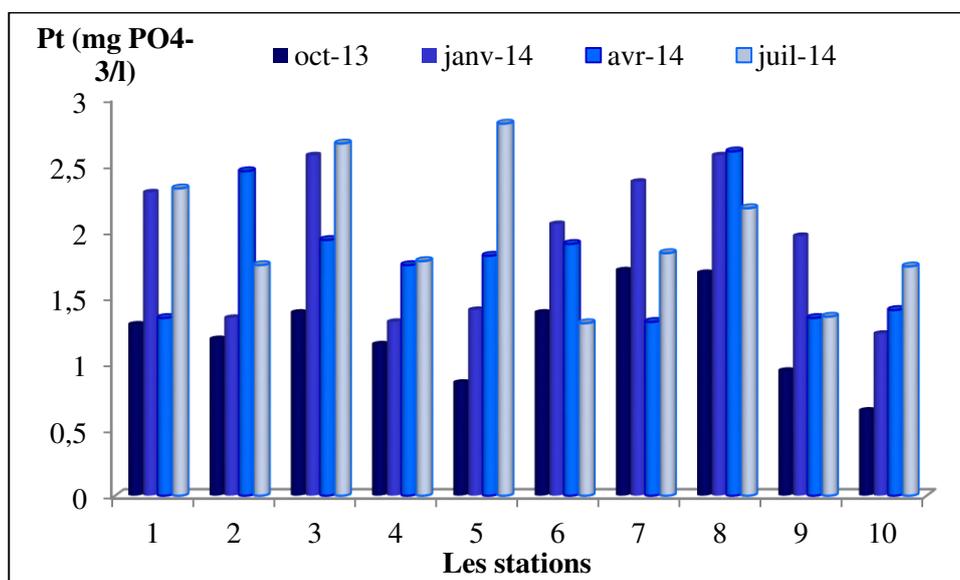


Figure 31 : Variation spatio-temporelle de la teneur en phosphore total

Conclusion

Souvent confrontés à un déficit d'eau, les agriculteurs s'orientent vers l'utilisation des différentes sources d'eau via des forages, puits et même des oueds sans tenir compte la nature des rejets aussi bien ménagers qu'industriels. Il est par conséquent nécessaire d'établir des bulletins d'analyses des eaux dans le cadre du contrôle qualité des eaux destinées à l'irrigation.

Les activités anthropiques et particulièrement agricoles ont tendance à se développer de préférence à proximité des cours d'eau et mieux encore là où le plan d'eau est facile à atteindre. L'oued Bounamoussa, constitue un secteur privilégié en région humide, caractérisé par un remplissage argileux et argilo-sableux dont les niveaux piézométriques sont très proches de ceux d'un sol généralement très fertile [Zaoui L., 2016].

Les données recueillies au cours de notre étude ont permis de dresser un portrait de la qualité physico-chimique des eaux de surface :

- Les eaux de surface sont fortement minéralisées avec un pH neutre à alcalin, pouvant diminuer le rendement des plantes sensibles et provoque la salinisation du sol.
- Fortes teneurs en calcium et magnésium dépassant la norme et rendant les eaux très dures.
- Dans la majorité des points d'échantillonnage d'eaux, les teneurs en ion chlorure se présentent avec des valeurs en dessous de la limite de potabilité. Les valeurs élevées observées à l'embouchure dans les stations S9 et S10 sont dues à l'influence des eaux de mer.
- Les valeurs du titre alcalimétrique complet sont conformes à la norme européenne durant la période d'étude.
- Les teneurs en DCO enregistrées au niveau des eaux de surface étudiées sont fortes.
- Les teneurs enregistrées en orthophosphate sont élevées et indiquant une eau polluée selon la norme européenne (0,5 mg /L).

Les variations spatiotemporelle de plusieurs paramètres physico-chimiques ont révéler une pollution relativement intense qui se traduit par une importante charge polluante et une dégradation de la qualité des eaux, particulièrement au niveau de la zone de Ben-M'Hidi située en amont de l'oued Bounamoussa, soumise aux rejets urbains, agricoles et industriels (la station S8 présente un risque de pollution accidentelle ponctuelle).

Par ailleurs l'agriculture est intensément pratiquée, des parcelles sont utilisées deux fois par ans, ce qui nécessite un double dosage en engrais. L'absence de station d'épuration permettant l'élimination des polluants, ne fait qu'accentuer la dégradation de la qualité des eaux.

L'irrigation avec des eaux brutes de cours d'eau est en général acceptable mais nécessite un contrôle qualitatif préalable.

Les lâchées d'eau du barrage de la Chafia joue un rôle important dans l'amélioration de la qualité des eaux de l'Oued Bounamoussa, dont l'utilisation en irrigation devient possible

avec précaution. Les rejets d'eaux résiduaire dans l'Oued Bounamoussa constituent des risques potentiels de réduction de la qualité des sols agricoles et sanitaires pour les agriculteurs qui sont en contact avec ces eaux et pour les consommateurs des produits agricoles ainsi contaminés.

IV. 3. Analyse des échantillons de sol prélevés dans le bassin versant de l'Oued Bounamoussa

IV. 3. 1. La granulométrie

L'analyse granulométrique est un des moyens classiques de l'étude des sols. Elle permet de définir la texture, qui conditionne à son tour en partie les propriétés physiques et physico-chimique du sol [Gobat J.M.*et al*, 1991]. La texture du sol est la traduction des proportions des particules de sable, de limon et d'argile qui s'y trouvent. Ces proportions déterminent la grosseur des pores ou espaces entre les particules du sol et d'air et dans une large mesure, la capacité à retenir l'humidité et les éléments nutritifs. Ces particules du sol sont classées en trois catégories : sable (la plus grosse), limon et l'argile (la plus petite).

La représentation en histogrammes des résultats des analyses granulométriques (fig. 32) montre que tous les horizons de surface des sols de différentes stations présentent une dominance des fractions sableuse et argileuse par rapport à la fraction limoneuse. Le pourcentage du sable est important avec une moyenne de 40 %. Sa teneur maximale de 92 % est enregistrée au niveau de la station S 10 avec à proximité de la plaine d'El-Battah, alors que sa valeur minimale est observée au niveau de la station S 2 avec 22 % qui est située assez en amont de l'Oued Bounamoussa. On note aussi que la fraction argileuse présente des valeurs élevées avec une moyenne de 37 %, un maximum de 55 % (S 6) et un minimum de 4% (S 9).

Cependant, la fraction limoneuse se présente avec des valeurs faibles dont la moyenne est de 23 %, une valeur maximale (40 %) observée au niveau de la station (S 7) et une valeur minimale l'ordre de 6 % au niveau de la station (S 9).

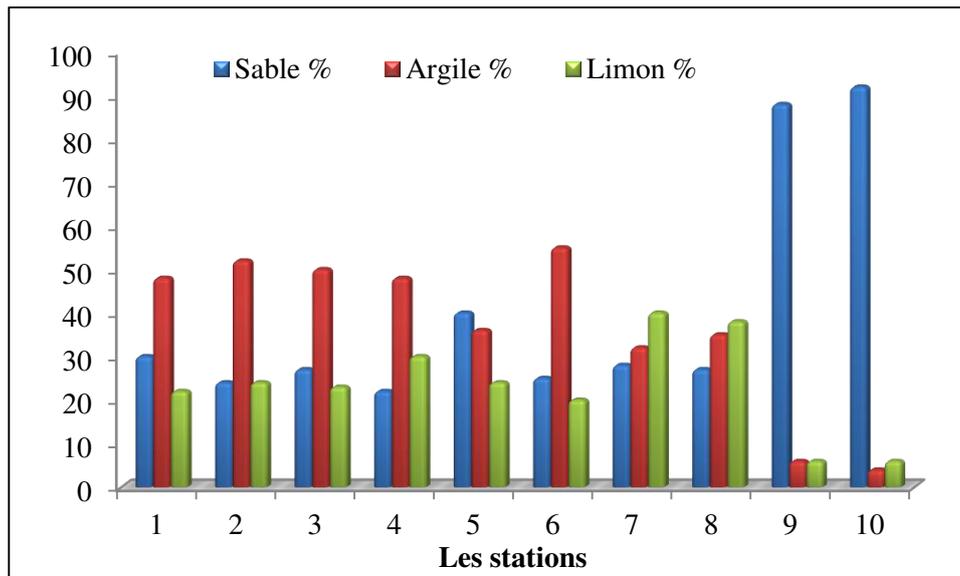


Figure 32 : Les fractions granulométriques des sols de la zone du B.V. de l'O. Bounamoussa

L'analyse granulométrique fait ressortir des textures sableuse, argileuse, sableux argileuse et limono-argileuse (Tableaux 19), avec une dominance des textures argileuses et sableuses par rapport à la fraction limoneuse. Il s'agit en fait, essentiellement de textures fines. Les sols étudiés présentent donc une homogénéité du point de vue texture.

Cette texture favorise une perméabilité et une porosité du sol garants de la disponibilité en eau et les éléments nutritifs nécessaires pour les plantes.

Tableau 20 : Les différentes classes texturales des sols du Bassin versant de l'O. Bounamoussa

Les échantillons de sols	Les classes texturales correspondantes
S1- S2- S3- S4- S6	Argileuse
S5	Sablo-argileuse
S7- S8	Limono-argileuse
S9- S10	Sableuse

Le travail du sol expose les horizons de surface à plus de minéralisation de leur matière organique. Cette dernière est plus séquestrée dans ces horizons qui reçoivent le maximum de déchets et de produits de récolte. En plus, les sols de la zone d'étude sont relativement riches en argile qui stabiliserait la matière organique en lui assurant une protection contre la forte activité minéralisatrice à laquelle s'exposent les horizons de surface des sols cultivés [Albrecht A., 1988].

IV. 3. 2. L'acidité du sol

C'est l'une des propriétés les plus importantes de la solution du sol. Elle correspond à la concentration en ions H^+ libres existant dans la solution de sol [Mathieu C.*et al*, 2003]. Elle conditionne de nombreux processus physico-chimiques et biologiques dans le sol.

La figure (33) des résultats de mesure de ce paramètre dans les échantillons de sols collectés dans le bassin versant de l'Oued Bounamoussa nous permettent de faire les observations suivantes :

Durant la période humide le pH a une valeur maximum de 8.88 (S10) et un minimum de 7,00 (S05) avec une moyenne de 7,88 alors que pendant la période sèche, il varie de 8.55 (S10) à 7.27 (S09) et une moyenne de 7,87. Selon l'échelle d'interprétation du pH signalée par [Mathieu et al. 2003]. Nos échantillons sont classés soit en sol neutre (7,2), faiblement alcalin, moyennement alcalin (7,9) et un seul cas de sol fortement alcalin (8,55).

L'évolution temporelle est marquée par un léger abaissement du pH de la saison sèche, où des acides organiques seraient libérés par dégradation de la matière organique, par rapport à la saison humide où pourrait intervenir le phénomène de dilution de la solution du sol par les eaux de pluies.

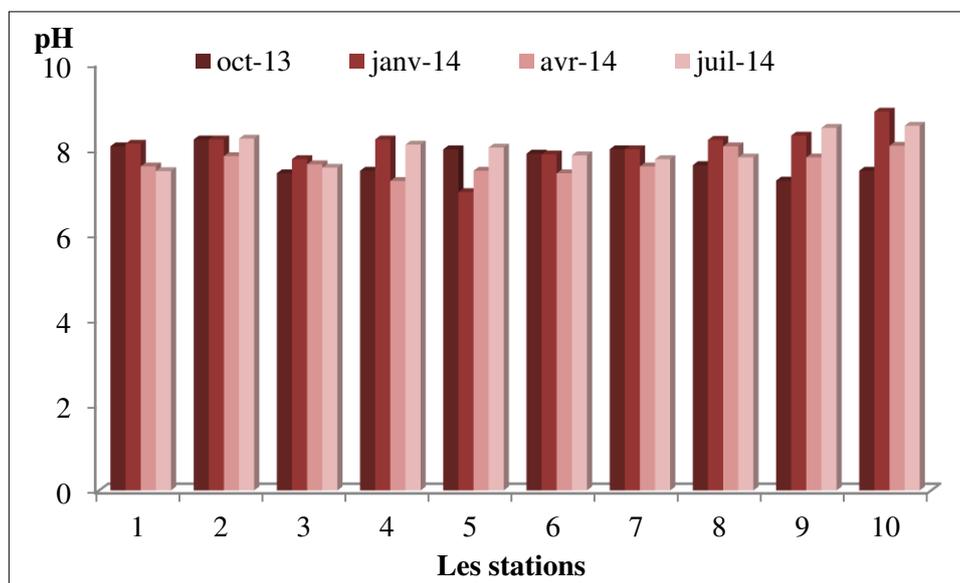


Figure 33 : Variation spatio-temporelle du pH dans les sols du B.Vde l'Oued Bounamoussa.

IV. 3. 3. La conductivité électrique (C.E)

La conductivité électrique dans les sols est importante à connaître, car elle nous donne une idée générale sur la salinité d'un sol. Elle est directement proportionnelle à la quantité des sels minéraux dissous dans l'eau [Durand J.H., 1983]. La conductivité électrique varie en fonction de la température. Elle est reliée à la concentration et la nature des substances dissoutes. En général, les sels minéraux sont des bons conducteurs par opposition à la matière organique et colloïde.

Les résultats de mesure de ce paramètre durant la période sèche varie de 609 $\mu\text{s/cm}$ (S10) au mois de juillet et 102,3 $\mu\text{s/cm}$ (S02) au mois de juillet avec une moyenne de 273,28 $\mu\text{s/cm}$. Pendant la période humide, la conductivité est enregistrée avec une moyenne de 267,66 $\mu\text{s/cm}$ et une valeur maximum de 447 $\mu\text{s/cm}$ (S04) et une minimum de 102,8 $\mu\text{s/cm}$.

Les valeurs de la conductivité électriques des échantillons de sol analysés sont légèrement plus fortes en été qu'en hiver. En effet en saison humide les sels minéraux subissent l'effet de dilution par les eaux pluviales et aussi sur la conductivité

La comparaison des concentrations saisonnières sont légèrement plus fortes en été qu'en hiver. Cette différence est due à la dilution par les précipitations de la période hivernale, cette période est caractérisée par augmentation du taux de précipitations et diminution des températures, en plus la conductivité est proportionnelle à la quantité des sels minéraux dissous dans l'eau [Barour A.A.M., 2015].

Tableau 21 : Classes de la qualité des sols en fonction de la conductivité électrique [Durand J.H., 1983]

Classes	C.E en $\mu\text{s/cm}$ à 25°C	Qualités du sol	Effets sur le rendement
Classe 01	0 à 500	Non salé	Négligeable
Classe 02	500 à 1000	Légèrement salé	Diminution du rendement des cultures très sensibles au sel.
Classe 03	1000 à 2000	Salé	Diminution du rendement de la plus part des cultures.
Classe 04	2000 à 4000	Très salé	Seules les cultures résistantes donnent un rendement satisfaisant.
Classe 05	Plus de 4000	Extrêmement salé	Seules quelques cultures donnent un rendement satisfaisant

Par référence à ce tableau, nos résultats de la C.E. (fig. 34) révèlent de faibles teneurs en sels puisqu'elles sont comprises entre 0 et 500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ pour les deux périodes d'échantillonnage signifiant que ces sols ne sont pas salés. Nos résultats sont en accord avec ceux trouvés dans notre zone d'étude par [Zaoui L., 2016].

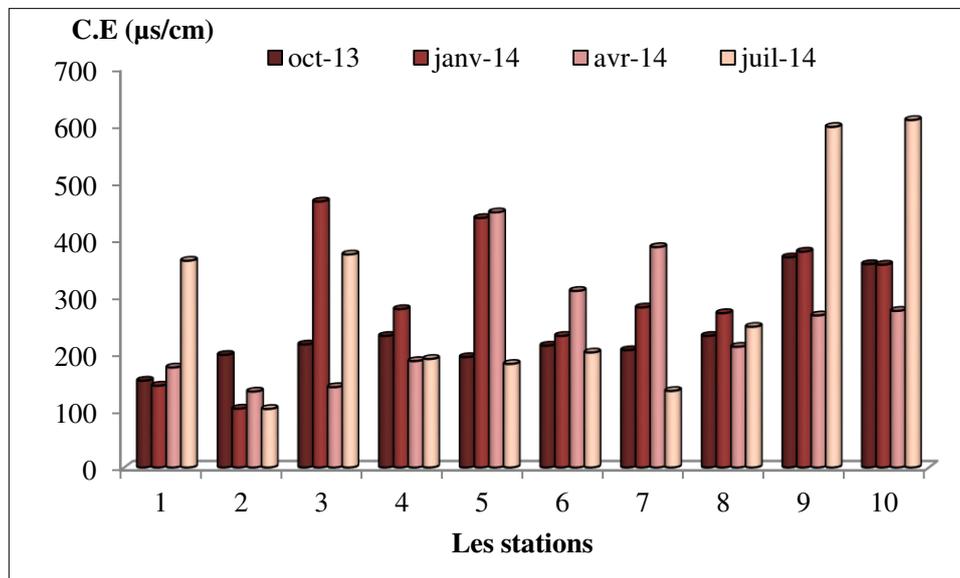


Figure 34 : Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sols du B.V. de l'O. Bounamoussa

IV. 3. 4. Matière organique (M.O)

La matière organique du sol est un indicateur important de la dégradation de la qualité des sols de part sa contribution dans leur stabilité, dans l'augmentation de la capacité de rétention en eau du sol, la fixation des éléments minéraux, et le substrat pour les microorganismes du sol [El oumlouki1 K. *et al*, 2014]. Une partie de cette M.O est produite par les organismes vivants déjections animales, exsudats racinaires, litière végétale et polysaccharides microbiens le reste est constitué par les débris des végétaux morts, les cadavres d'animaux et les cellules microbiennes lysées [Davet P., 1996]. La teneur en matière organique des sols est influencée globalement par les facteurs climatiques, la végétation, la texture du sol, les conditions topographiques, influençant le microclimat et le drainage ainsi que les pratiques culturales [El oumlouki1 K. *et al*, 2014].

Les teneurs en matières organiques enregistrées au niveau des sols étudiées sont comprises entre 0,2 mg/L (S09) et 4,42 mg/L (S07) en période humide (fig. 35) avec une moyenne de 1,66 mg/L. et durant période sèche la valeur la plus faible est enregistré au de la

station 9 (0,2mg/L) et la plus élevée au niveau de la station 7 (4,30 mg/L) avec une moyenne de 1,43 mg/L.

Tableau 22 : Classification des sols d'après leur teneur en matière organique [Soltner D., 1981].

Teneur en M.O (%)	Classe du sol
< 1	Extrêmement faible
1 – 1.5	Très faible
1.5 – 2.5	Faible
2.5- 3.5	Moyen
3.5 – 4.5	Moyennement élevé
4.5 - 5	Élevé
> 5	Très élevée

En comparant ces teneurs de matière organique avec les normes d'interprétation de la matière organique résumées dans le tableau (21), on déduit que les échantillons de sol de la zone étudiée sont pauvres en matière organique.

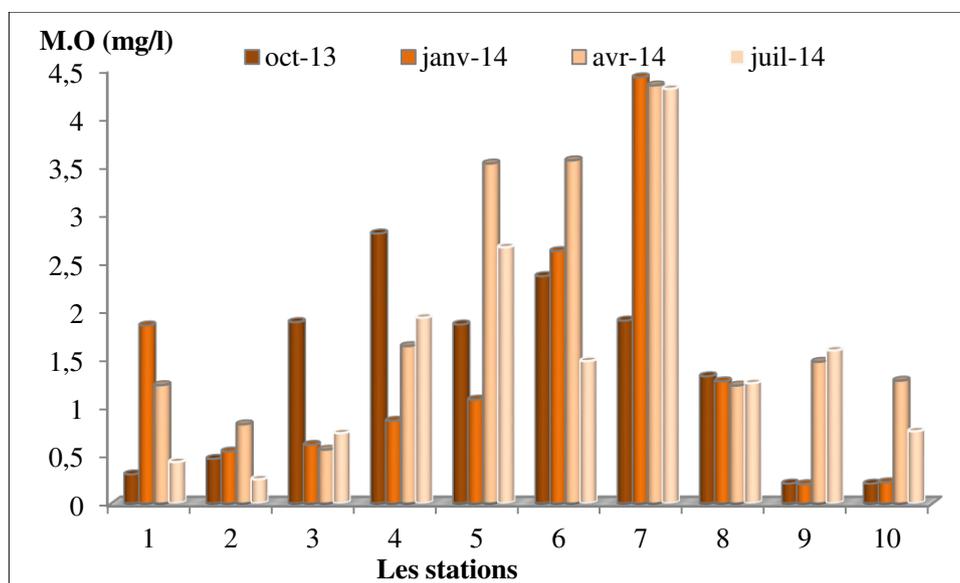


Figure 35 : Variation spatio-temporelle de la teneur en matière organique du sol.

IV. 3. 5. Le phosphore assimilable

Les résultats obtenus montrent une variation des teneurs de phosphore assimilable durant les deux saisons et entre les différents sites avec une augmentation observée en saison des

pluies (fig. 36). Les valeurs de P_2O_5 varient durant la saison humide entre 0,19 mg/kg (S10) et 85 mg/kg (S08) avec une moyenne d'ordre de 21,13 mg/kg. Alors que durant la saison sèche, la moyenne est d'ordre de 9,69 mg/kg et les valeurs oscillent entre 0,54 mg/kg (S09) et 21,1 mg/kg (S08).

Tableau 23 : La norme d'interprétation du phosphore assimilable d'après la grille [COMIFER., 1993]

Méthode	Teneur en g (P_2O_5 /Kg)												
	0,05	0,08	0,1	0,12	0,15	0,18	0,2	0,22	0,25	0,3	0,35	0,4	
Olsen													

Teneur faible 

Teneur correcte 

Teneur élevée 

Teneur très élevée 

D'après la grille COMIFER (1993) (Tableau 23), ces valeurs obtenues expriment une teneur faible en phosphore assimilable située entre 0,005 à 0,01g P_2O_5 /Kg pour la période sèche. Alors que les valeurs enregistrées durant la saison humide sont relativement plus élevées mais sans dépasser la teneur de 0,1g P_2O_5 /Kg. la plus forte teneur est enregistrée au niveau de la station (S 8) située à la proximité du pont de Ben M'Hidi. Leur présence indique l'effet d'épandage des engrais au niveau des terres agricoles. Les eaux d'irrigation riche en ions phosphates prélevées dans les cours d'eau contribuent de façon non négligeable à l'augmentation des stocks en ions phosphorés dans les sols.

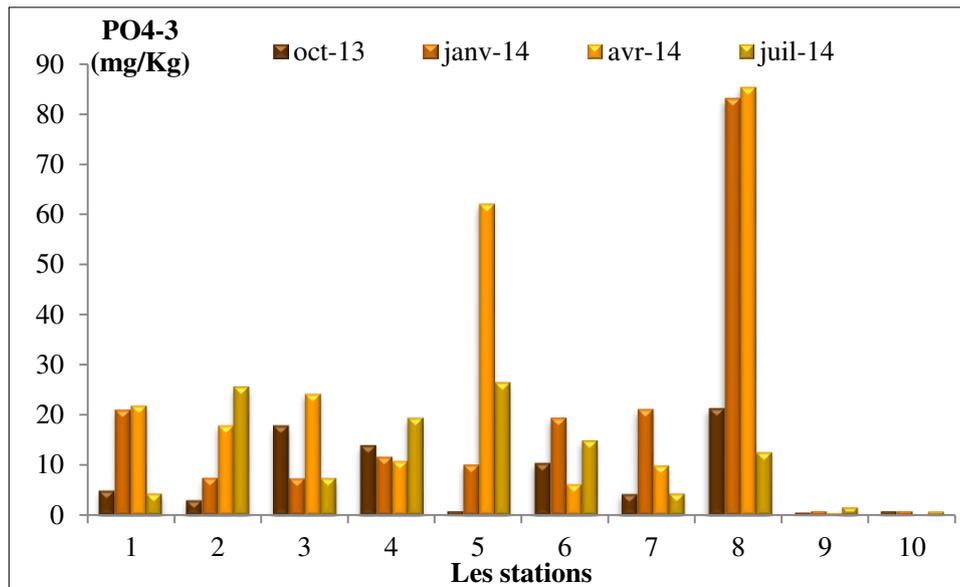


Figure 36 : Variation spatio-temporelle d'orthophosphate du sol.

Conclusion

Les résultats d'analyse du sol obtenus ont montré une faible conductivité électrique au cours des quatre prélèvements traduisant des sols non salés.

Les sols sont moyennement faibles en matière organique à l'exception dans la station S7 où la valeur enregistrée est moyennement élevée. En comparant les concentrations saisonnières, les teneurs en matières organiques sont un peu plus fortes en saison humide qu'en saison sèche.

Le pH du sol de notre zone d'étude est neutre à moyennement alcalin.

L'analyse granulométrique montre que les sols analysés présentent des textures argileuses, sablo-argileuses, limono-argileuses et sableuses avec une dominance des textures argileuses et sableuses.

Les valeurs obtenues du phosphore assimilable sont faibles durant la période sèche, par contre elles sont correctes en période humide avec une valeur maximum enregistrées au niveau de la station (S8).

IV. 4. Traitement statistique des données physicochimiques des eaux de l'Oued Bounamoussa

IV. 4. 1. Méthode de traitement des données

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres physicochimiques et pour mieux évaluer l'effet des activités anthropiques sur la qualité de l'eau de l'Oued Bounamoussa, un traitement statistique ACP (Analyse en composante principale) a été appliqué à l'ensemble des paramètres.

L'ACP est un outil d'analyse de données qui permet d'expliquer la structure des corrélations ou des covariances en utilisant des combinaisons linéaires des données originelles. Son utilisation permet de réduire et d'interpréter les données sur un espace réduit.

L'ACP a pour objectif de présenter, sous une forme graphique le maximum de l'information contenue dans une table de données, basées sur le principe de double projection sur les axes factoriels.

Neuf variables (paramètres physicochimiques : T, pH, C.E, DCO, Cl⁻, TH, TAC, PO₄⁻³, Pt) et 10 individus (stations d'échantillonnage d'eau de S01 à S10) sont traités par ACP, sur une période d'analyse physicochimique de quatre mois (par saison) sur l'année 2013 et l'année 2014.

Les résultats de l'ACP découlent donc d'une matrice de données constituée de 10 stations durant la campagne humide (hautes eaux) et de 10 stations durant la campagne sèche (basses eaux).

IV. 4. 2. Période de basses eaux

a. Matrice de corrélation

La matrice de corrélation donne les liens significatifs qui existent entre les différentes variables nécessaires à l'étude des paramètres utilisés. Ces liens sont traduits par les différentes corrélations qui existent entre les variables étudiées.

L'application de l'ACP aux données des eaux de la zone d'étude a permis de dégager les différentes corrélations sur une matrice (Tableau 22). Ces corrélations peuvent être entre elles positives ou négatives.

L'examen du (tableau 22) fait apparaître des corrélations positives significatives, entre paramètres de la pollution organique (Pt, PO₄⁻³) où ce rapport dépasse 66% ($r > 0,66$), et entre les paramètres de la pollution minérale les chlorures et la conductivité électrique ($r > 0,90$).

Parallèlement on note une forte corrélation négative significative entre les chlorures et le paramètre de pollutions organique $r_{Cl^-/Pt} = 0.70$.

Une corrélation négative hautement significative a été observée entre le pH et les orthophosphates avec $r \geq 0,5$.

Tableau 24 : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (Période de basses eaux)

	pH	C.E	T	DCO	Cl ⁻	Pt	PO4-3	TH	TAC
Ph	1								
C.E	-0,070	1							
T	0,194	-0,123	1						
DCO	0,073	0,231	-0,298	1					
Cl⁻	-0,160	0,908	0,030	0,237	1				
Pt	-0,482	-0,345	-0,116	-0,255	-0,380	1			
PO4-3	-0,138	-0,671	-0,247	-0,042	-0,709	0,668	1		
TH	-0,354	-0,152	0,029	-0,567	-0,130	0,639	0,046	1	
TAC	-0,366	0,748	-0,016	-0,197	0,687	0,079	-0,487	0,225	1

b. Projection des paramètres physicochimique sur le plan factoriel (F1, F2)

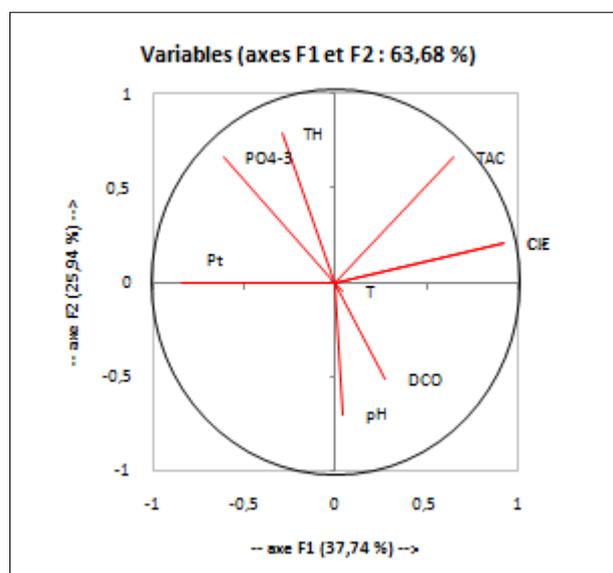


Figure 37 : Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (Période de basses eaux).

Figure (37) montre une bonne répartition et représentation des variables étudiées. L'axe F1 (37,74%) est exprimé par son pôle positif par la conductivité, les chlorures, et le titre alcalimétrique complet opposés au phosphore total et l'orthophosphate. Cet axe définit alors un gradient de minéralisation.

Le sens positif de l'axe F2 (25,94 %) est constitué par dureté totale, par contre le pH et la demande chimique d'oxygène s'opposent à ce paramètre avec un coefficient de corrélation négatif.

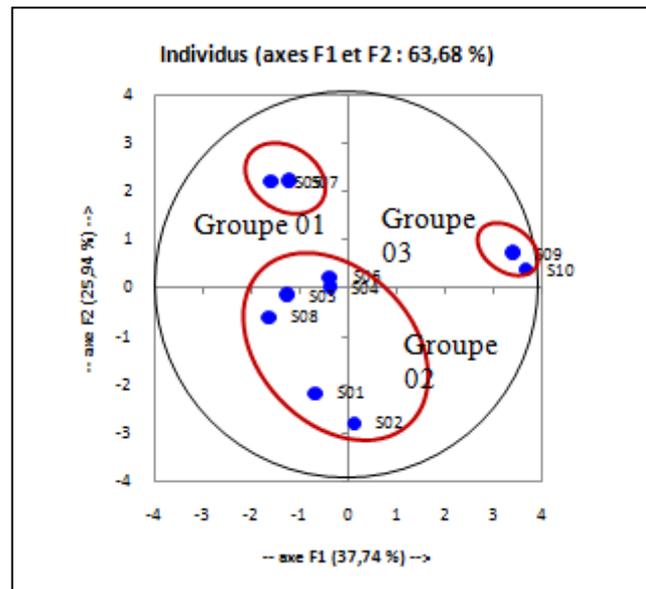


Figure 38 : La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (Période de basses eaux).

La figure (38) montre par la représentation graphique le regroupement des sites d'échantillonnage (les individus) dans le plan factoriel (F1-F2) pour la période estivale. D'après cette analyse statistique et graphique, on peut conclure que la distribution des valeurs des paramètres étudiés correspond à une répartition spatiale des points d'échantillonnage par trois groupes :

- Le premier groupe formé par les variables prend en compte les stations S05 et S07 dont les eaux sont chargées en Pt et à TH élevé.
- Le deuxième groupe contient les stations de S01 à S03 et S08 où l'eau est faiblement minéralisée. Les fortes teneurs en ions orthophosphates indiquent une pollution des eaux d'origine agricole.
- Le troisième groupe comprend les stations S09 et S10 représentant l'exutoire de l'Oued Bounamoussa. Elles sont caractérisées par une forte minéralisation exprimée par une forte conductivité électrique et une abondance en ion chlorure. Il est probable que ce groupe subisse l'influence de la proximité du milieu marin.

IV. 4. 3. Période de hautes eaux

a. Matrice de corrélation

L'examen du tableau 23 montre des rapports de corrélations positives très significatifs, notamment entre paramètres de la pollution minérale la conductivité électrique et les

concentrations en ion chlorure, dont le rapport dépasse 92% ($r > 0,92$), $r_{TH/TAC} = 0,53$, et entre les paramètres de la pollution organique $r_{PO_4^{3-}/Pt} = 0,45$.

Par ailleurs, Une corrélation négative hautement significative a été observée entre (DOC, TH, TAC et pH).

On souligne aussi que le coefficient de corrélation $r_{Pt/Cl^-} = -0,62$.

Tableau 25 : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (Période de hautes eaux).

	pH	C.E	T	DCO	Cl ⁻	Pt	PO ₄ ³⁻	TH	TAC
pH	1								
C.E	0,028	1							
T	-0,022	0,650	1						
DCO	-0,484	0,079	-0,059	1					
Cl ⁻	-0,099	0,922	0,711	0,202	1				
Pt	-0,057	-0,081	-0,440	0,298	-0,195	1			
PO ₄ ³⁻	0,058	-0,437	-0,297	-0,247	-0,624	0,457	1		
TH	-0,743	0,301	0,337	0,288	0,542	-0,334	-0,612	1	
TAC	-0,573	-0,309	-0,036	0,182	-0,162	-0,476	-0,352	0,535	1

b. Projection des paramètres physicochimique sur le plan factoriel (F1, F2)

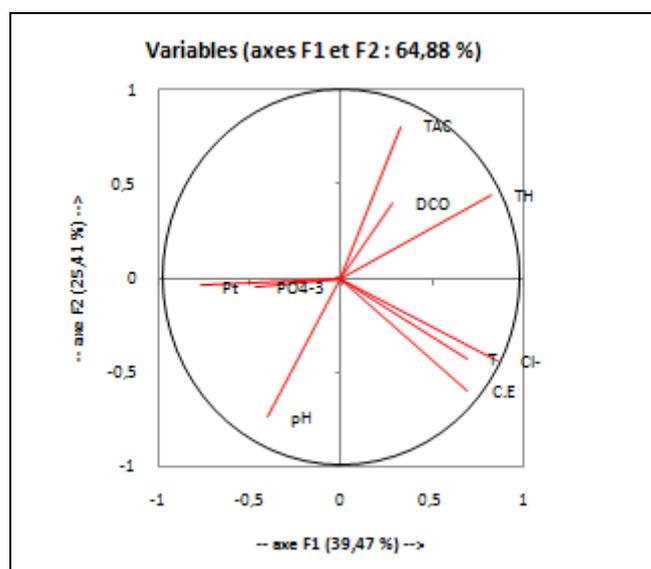


Figure 39 : La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) en période de hautes eaux.

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que plus de 64,88 % sont exprimés (fig. 39). L'axe F1 possède une variance de 39,47 % est exprimé vers son pôle positif par la conductivité, les chlorures et la température qui présentent de bonnes corrélations positives entre eux. Le phosphore total et l'orthophosphate vers son pôle négatif présentent une

corrélation fortement significative. Cet axe définit alors un gradient de minéralisation et de pollution organique.

L'axe F2 a une variance est égale à 25,41%. Il est constitué par le titre alcalimétrique complet et la demande chimique de l'oxygène dans le pôle positif et par le pH dans son pôle négatif.

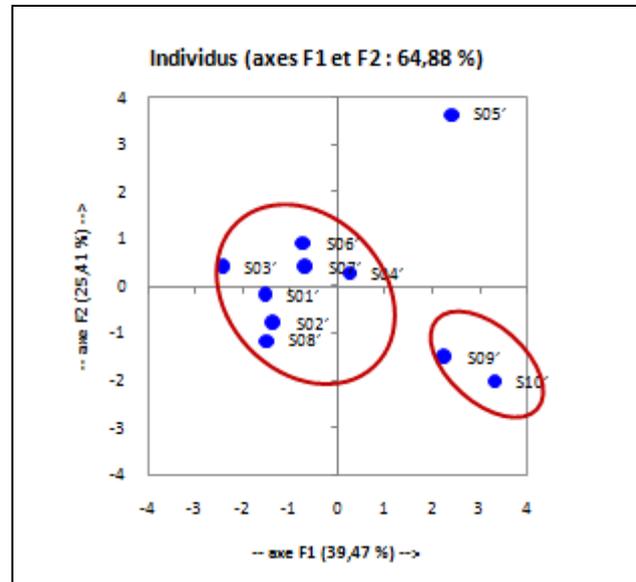


Figure 40 : La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) en période de hautes eaux.

La représentation graphique des individus (fig. 40) permet de distinguer également deux groupes :

Le premier groupe comprend les stations (S01', S02', S03', S04', S06', S07', S08'). Ce groupe est caractéristique de l'eau d'oued Bounamoussa pendant la saison des hautes eaux. Ces eaux subissent une pollution organique révélée par des teneurs élevées d'ions orthophosphates et de phosphore total et par un pH légèrement plus bas par rapport aux autres groupes.

Le deuxième groupes contient les stations S09' et S10' dont les eaux sont fortement minéralisées. Ceci est traduit par la forte corrélation entre les valeurs de la concentration en ion Cl^- et les valeurs de la conductivité électrique reflétant la minéralisation des eaux naturelles.

IV. 5. Traitement statistique relatif aux sols du bassin versant de l'O. Bounamoussa

L'ACP a été effectué sur une matrice de données constituée de 10 stations (les individus) durant une période d'observation annuelle (2013/2014). Au cours de la quelles les 04 variables (pH, C.E, PO_4^{-3} et la M.O) ont été mesurées.

Tableau 26 : Matrice de corrélation

Variables	pH	C.E ($\mu\text{s/cm}$)	M.O (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)
pH	1			
C.E ($\mu\text{s/cm}$)	-0,233	1		
M.O (mg/L)	-0,358	-0,080	1	
PO_4^{3-} (mg/L)	-0,173	-0,002	0,816	1

L'examen de la matrice de corrélation entre variables révèle la présence d'un premier ensemble de variables bien corrélées entre elles : la matière organique présentant une corrélation positive hautement significative avec les ions orthophosphates ($r = 0.816$).

IV. 5. 1. Projection des paramètres physicochimiques sur le plan factoriel (F1, F2)

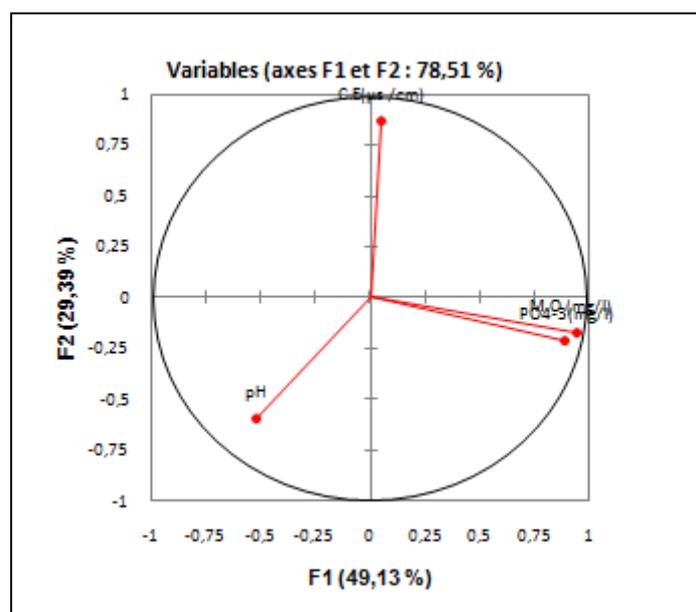


Figure 41 : Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que plus de 78,51 % sont exprimés. L'axe F1 possédant une variance de 49,13 % est exprimée vers son pôle positif par la matière organique et les teneurs en ions orthophosphates qui présentent de bonnes corrélations positives entre eux. Le pH vers son pôle négatif. L'axe F2 ayant une variance égale à 29,39 %, est constitué par la conductivité électrique dans son pôle positif (fig. 41).

Tableau 27 : Corrélations entre les variables et les facteurs

	F1	F2
pH	-0,522	-0,594
C.E($\mu\text{s/cm}$)	0,045	0,866
M.O (mg/l)	0,945	-0,169
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	0,893	-0,211

L'axe F1 est caractérisé par une forte corrélation positive avec la matière organique et l'ion orthophosphate (respectivement 0,945 et 0,893), ainsi qu'une corrélation négative moyenne avec le pH (-0,522). L'axe F2 est corrélé positivement avec la conductivité électrique (0,866) et négativement avec le pH (-0,594).

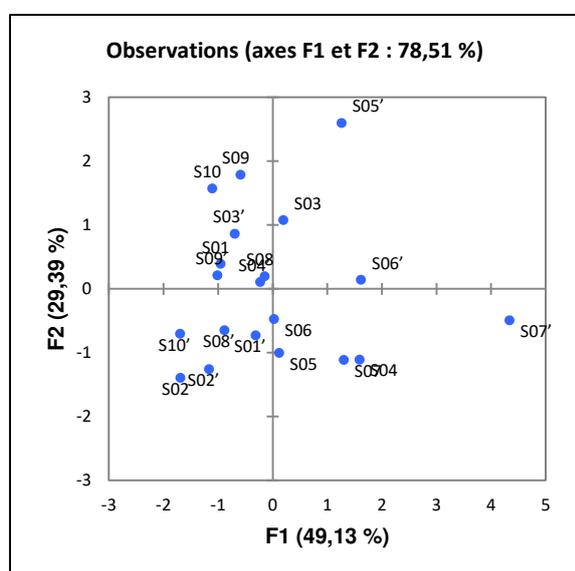


Figure 42 : La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2).

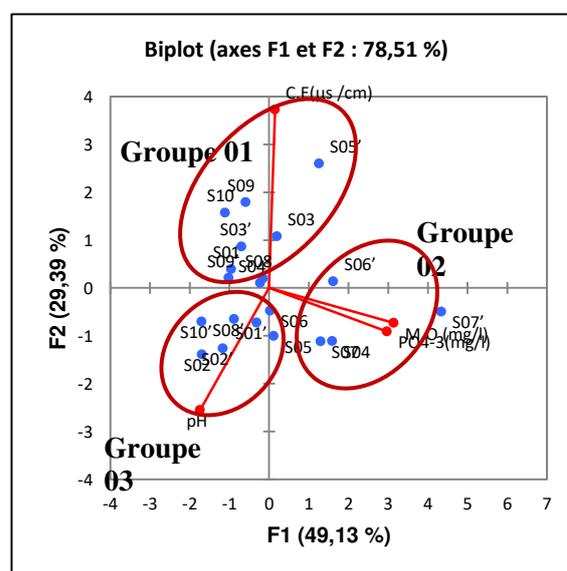


Figure 43 : La représentation graphique paramètres physico-chimiques sur le plan factoriel (F1, F2).

La figure (43) montre la représentation graphique le regroupement des sites d'échantillonnage (les individus). D'après cette analyse statistique et graphique, on peut conclure que la distribution des valeurs des paramètres étudiés correspond à une répartition spatiale des stations d'échantillonnage. Le cercle de corrélation fait apparaître trois principaux groupes :

Groupe 01 : Il comprend les stations (S09, S10) qui représentent l'exutoire de l'Oued Bounamoussa, et aussi les stations (S05', S03, S03, S04, S08, S01) caractérisées par une forte minéralisation exprimée par des valeurs élevées de la conductivité électrique. Ce groupe subit probablement l'influence de la proximité du milieu marin.

- **Groupe 02** : Il est constitué par les stations (S06, S06', S05, S05', S04, S07) qui sont caractérisées par une faible minéralisation, par des teneurs élevées de matière organique et du phosphore assimilable, qui sont bien corrélés entre eux.
- **Groupe 03** : Il comprend les stations (S01', S08', S10', S02', S02). Elles sont caractérisées par un pH légèrement plus bas par rapport à ceux des autres groupes.

Par ailleurs, l'ACP nous montre la présence d'un axe de pollution organique qui est l'axe F1 constitué par un sol riche en ions orthophosphates. Nous pouvons dire que la pollution la plus importante est observée, en général, pendant la saison des pluies. Cette pollution est plutôt d'origine anthropique et résulterait de la présence dans le site de la séquence étudiée de l'Oued Bounamoussa, des déchets domestiques, des produits phytosanitaires utilisés dans l'agriculture et des excréments d'animaux d'élevages.

Conclusion générale

CONCLUSION GENERALE

Depuis l'antiquité les activités anthropiques et particulièrement agricoles se développent de préférence à proximité des cours d'eau et mieux encore là où le plan d'eau est facilement accessible.

Notre étude s'inscrit dans une problématique d'actualité consistant en l'eutrophisation des milieux aquatiques aussi bien en zones continentales que littorales. La compréhension de ce phénomène environnemental et l'évaluation du risque de l'eutrophisation ou la lutte contre l'eutrophisation ne peuvent s'appuyer en premier lieu que sur la connaissance des flux des éléments chimiques précurseurs de l'eutrophisation, notamment l'azote et le phosphore, apportés par diverses voies dans les milieux aquatiques.

Dans le cadre de cette problématique nous avons cherché à estimer quantitativement les concentrations des éléments phosphorés de l'Oued Bounamoussa (wilaya d'El-Tarf) et d'en prévoir l'incidence de l'eutrophisation de la zone littorale réceptrice des eaux de cet oued.

La plaine de Bounamoussa, qui tire son nom de l'oued qui la traverse se caractérise par des sols argileux et argilo-sableux généralement très fertiles.

Pour atteindre cet objectif et donner des réponses positives et suffisamment représentatives concernant la caractérisation physicochimique de l'Oued Bounamoussa ainsi qu'à la recherche de pollutions éventuelle, nous avons réalisé quatre campagnes d'échantillonnage d'eau de cet oued pendant une période de 10 mois, d'octobre 2013 à Juillet 2014. Nous avons effectué des analyses physico-chimiques sur des échantillons d'eau prélevés dans l'Oued. Nous avons aussi mesuré d'autres paramètres interprétatifs et complémentaires sur des échantillons de sol prélevés dans une station choisie judicieusement pour assurer la représentativité de nos échantillons et par conséquent la signification réelle des valeurs des paramètres analysés.

Cette étude montre que les différents paramètres physicochimiques mesurés dans les eaux de l'Oued Bounamoussa et les résultats d'analyse obtenus sur les échantillons du sol avoisinant subissent d'importantes variations au cours de la période d'étude.

En ce qui concerne le sol, l'analyse physico-chimique, nous a permis de mettre en évidence une acidité neutre à moyennement alcalin, une faible conductivité électrique au cours des quatre prélèvements. Aussi, ces échantillons sont moyennement faibles en matière organique.

Conclusion générale

Leurs teneurs en phosphore assimilable sont faibles durant la période sèche par contre des teneurs moyennement élevés durant la période humide à l'exception de valeurs élevées au niveau de certaines stations.

Sa description morphologique, nous a permis de lui attribuer une texture de dominance argileuse et sableuse.

Concernant les eaux de l'Oued Bounamoussa, nous pouvons retenir essentiellement les points suivants :

- L'évolution de la qualité des eaux de l'Oued Bounamoussa est saisonnière. Les eaux sont fortement minéralisées et de dureté totale importante.
- Les valeurs enregistrées des concentrations en ion chlorure sont en dessous de la limite de potabilité dans la majorité des points de prélèvement d'eaux. Les valeurs les plus élevées sont observées à l'embouchure de l'Oued Bounamoussa. Les valeurs de la DCO sont fortes selon la norme européenne de ce paramètre de qualité des eaux naturelles.
- Les teneurs en ions phosphates sont importantes pendant la période d'étiage et faibles pendant la saison des précipitations. Elles sont donc favorables à l'installation du phénomène d'eutrophisation de l'Oued Bounamoussa et de son milieu récepteur.

Les activités agricoles et industrielles ainsi que les zones urbaines sont les sources essentielles de phosphore impliqué dans le phénomène de l'eutrophisation. C'est au niveau de ces sources qu'il faudrait prendre des mesures de contrôles et de traitement des effluents pour prévenir ce phénomène et préserver les milieux récepteurs des eaux de cet oued qui est appelé éventuellement à drainer des terrains agricoles de plus en plus enrichis en matières fertilisantes, en plus de leurs apports croissants par les zones urbaines et les activités industrielles en développement dans le bassin versant de ce cours d'eau.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Pour remédier à cette situation des mesures d'urgences doivent être prises :

- Des campagnes de contrôle de la qualité des eaux et du sol doivent être effectuées d'une manière systématique pour prévoir toute augmentation excessive des teneurs en éléments toxiques ;
- La sensibilisation des utilisateurs de l'eau à modérer leur consommation et à moins polluer : des taxes fondées sur le principe du « pollueur-payeur » ont été instituées et doivent être appliquées. Ce sont des taxes sur les prélèvements et les redevances de pollution ;
- La diminution des sources de pollution diffuses d'origine agricole ;
- L'utilisation rationnelle des engrais dans l'agriculture ;
- Recherche et utilisation d'indicateurs plus performants de la pollution par les éléments biogènes ;
- Stratégie de vulgarisation sur la viabilisation et la pérennisation de l'environnement à l'échelle du bassin versant de l'Oued Bounamoussa ;
- L'élaboration et la mise en œuvre d'une politique dans le domaine de l'agriculture et du développement rural qui est chargé entre autres :
 - ✓ D'étudier et d'élaborer une stratégie d'intervention visant l'amélioration et la restructuration du secteur agricole ;
 - ✓ De prendre des dispositions nécessaires pour rationaliser l'utilisation des ressources en eau pour l'irrigation ;
 - ✓ Un suivi régulier et une rationalisation de l'utilisation des eaux et des sols est nécessaire pour une exploitation durable de ces terres agricoles ;

**Référence
bibliographique**

Références bibliographiques

- Agence Nationale des Barrages et Transferts., 2012.** Cheffia barrage.
- Ahonon A., 2011.** Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface dans les zones montagneuses du sud-ouest du Togo: cas du canton de lavie, mémoire de Master, Université de Lome, 42 p.
- Alabert C., Castor L., 2001.** L'eutrophisation de l'étang de l'OR. L'eutrophisation en France. Rapport technic, 13-27p.
- Albrecht A., 1988.** Influence du système de culture sur l'agrégation d'un vertisol et d'un sol ferrallitique (Antilles). Cahier ORSTOM, série pédologique, vol XXIV N°4, 333-351p.
- Al-Khashman O.A., 2009.** Chemical characteristics of rainwater collected at a western site of Jordan. Atmospheric Research 91(1), 53-61p.
- Aminot A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.F., Joanny M., Lefebvre A., énesguen A., Merceron M., Piriou J.Y., Souchu P., 2001.** L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, Rapport IFREMER, Ed., Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, 64p.
- Bahroun S., 2011.** Impact des eaux usées urbaines et industrielles sur les eaux naturelles dans la région d'El-Tarf. Mémoire de magister. L'université Badji Mokhtar –Annaba- Algérie, 3p.
- Bahroun S., Kherici Bousnoubra H., 2011.** Evaluation de l'indice de pollution organique dans les eaux naturelles. Cas de la région d'El Tarf (Nord Est algérien), Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 09, 171-178p.
- Barbe J., 1981.** Développement du phytoplancton dans la rivière Doubs, ses causes et ses relations avec la qualité physicochimique de l'eau. Thèse d'Etat Es-Science. Université Ibn- Tofail ; Kenitra, Maroc, 178p.
- Barour A.A.M., 2015.** Caractérisation des eaux et des sols de la haute vallée de la Medjerda. Thèse de Doctorat. Département de Biologie. Faculté des sciences. Université Badji Mokhtar Annaba, 170 p.
- Barroin G., 2003.** Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques, courrier de l'environnement de l'INRA (48), 13-26p.
- Belaid N., 2010.** Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de Doctorat. L'université de Sfax-Tunisie, 188p.

- Ben Moussa A., Chahlaoui A., Rour E.H., Chahboune M. & Aboukacem A., 2012 :** Étude du changement de l'état des eaux de l'oued Khoumane à la confluence avec les eaux thermales de la source Ain Hamma Moulay MAROC. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 11, 17-36p.
- Bencala K.E., 1993.** A perspective on stream - catchment connections. J. AM. Benthol. Soc 12 (1), 44-47p.
- Bendjema A., 2014.** Variation de la qualité des eaux et son impact sur le sol des zones humides du PNEK. Thèse de Doctorat. Université Badji-Mokhtar d'Annaba, 238p.
- Ben-Moussa A., Chahlaoui A., Rour E.H., Chahboune M., Aboukacem A., 2012.** Etude de changement de l'état des eaux de l'Oued Khoumane à la confluence avec les eaux thermales de la source Ain Hamma Moulay Maroc. Larhyss Journal (11), 17-36p.
- Blais S., Patoine M., 2002.** Le phosphore en milieu aquatique dans les agroécosystèmes. Colloque sur le phosphore - Une gestion éclairée : Ordre des agronomes du Québec, 02p.
- Blandine L., 2003.** La pollution par les matières phosphorées en Bretagne : source, transfert et moyens de lutte. Direction régional de l'environnement, 04-09p.
- Bostrom B., Andersen J.M., Fleischer S., Jansson M.I., 1988.** Exchange of phosphorus accross the sediment-water interface. Hydrobiologia (170), 229-244p.
- Bostrom B., Jansson M., Forsberg C., 1982.** Phosphorus release from lake sediments. Arh. Hydrobiol Beih. Ergebn. Limnol (18), 5-59p.
- Bostrom B., Petterson K., 1982.** Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. Hydrobiologia (92), 415-429p.
- Boukhouna S., 2008.** Impact de l'Oued Bounamoussa sur la qualité des eaux de la nappe alluviale superficielle d'El-Asfour (Wilaya d'El-Tarf). Mémoire de magister. L'université Badji Mokhtar –Annaba- Algérie, 43p.
- Bouzid S., 2008.** Etude de la dynamique du phosphore dans la Tafna. Mémoire de Magister. Université de TLEMCEM, 06-10p.
- Brahy V., 2007.** L'eutrophisation et l'enrichissement en nutriments. L'eau et l'environnement aquatique, 385p.
- Brémond R. et Vuichard R., 1973.** Les paramètres de la qualité de l'eau. Ed. La documentation française. Paris, 173p.
- Brookes P.C., Powlson D.S., Jekinson D.S., 1984.** Phosphorus in soil microbial biomass. Soil Biol. Biochem (48). 319-329p.
- C.O.R.P.E.N., 1998.** Programme d'action pour la maitrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles. 85p.

- Casey H., Farr I.S., 1982.** The influence of within stream disturbance on dissolved nutrient levels during spates. *Hydrobiologia* (92), 447-462p.
- Chabour N., 2006.** Hydrogéologie des domaines de transition entre l'Atlas Saharien et la Plateforme Saharienne à l'Est de l'Algérie. Thèse Doctorat, Université Constantine, 125 p.
- Chapman D., Kimstach V., 1996.** Selection of water quality variables. *Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring*, Chapman edition, 2nd ed. E et FN Spon, London, 59-126p.
- Chiaudani G., Premazzi G., 1986.** Appraisal of the possible methods of combating the threat of eutrophication in Community waters. Commission of the European Communities, 1-47p.
- Colas R., Cabaud R., Vivier P., 1968.** Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes. Ed., Guy Le Prat, Paris.
- CORPEN., 1998.** Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles, 85p.
- Cózar A., Bergamino N., Mazzuoli S., Azza N., Bracchini L., Dattilo A.M., 2007.** Relationships between wetland ecotones and inshore water quality in the Ugandan coast of Lake Victoria, *Wetlands Ecol Manage* 15 (6), 499–507p.
- Crosby S.A, Millward G.E., Butler E.L., Turner D.R., Whitfield M., 1984.** Kinetics of phosphate adsorption by iron oxhydroxies in aqueous systems. *Estuar. Coastal Shelf Science* (19), 257-270p.
- Daouda M., 2010.** Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoue (BENIN). Thèse de Doctorat. Université de LIMOGES, 11-12-17-88p.
- Davet P., 1996.** Vie microbienne du sol et production végétale. INRA. Paris, 383p.
- Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O. & Belghity D., 2010.** Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fes. *Larhyss Journal* (8), 101-112p.
- Despreaux M., 1990.** Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente (France) : variations saisonnières et mobilité potentielle. Thèse de Doctorat. Université Claude Bernard. LYON 1 CEMAGREF Lyon, 209p.
- Detay M., 1997.** La gestion active des aquifères, Edition MASSON, Paris, 415p.
- Direction des forêts El-Tarf., 2004.** Atlas (IV) des zones humides Algériennes d'importance internationale, 16-21p.
- Direction du tourisme et de l'artisanat de la wilaya d'El-Tarf., 1998.** Potentialités touristiques, thermales et artisanales de la wilaya d'El Tarf, 14p.

- Dorioz J.M., Pilleboue E., Ferhi A., 1989.** Dynamique du phosphore dans les bassins versants : Importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Resource.*, 23, 147-158p.
- Dorioz J.M., Trévisan D., Vansteelant J.Y., 1997.** Transferts diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : Impacts, ordre de grandeur, mécanismes. *L'eau dans l'espace rural, production végétale et qualité de l'eau INRA*, 249p.
- Doubi M., Dermaj A., Ait Hadou B., Chebabe D., Erramli H., Hajjaji N., Abdellah Srhiri A., 2013.** Contribution a l'étude physico-chimique de l'oued Moulouya et un affluent au niveau de la region d'Outat El-Haj. *Larhyss journal*, ISSN 1112-3680 (16), 96p.
- Durand J.H., 1983.** Les sols irrigables. Agence de coopération culturelle et technique. Presse Universitaire de France. Paris, 198 p.
- Durand J.H., 1983.** Les sols irrigables. Agence de coopération culturelle et technique. Presse universitaire de France. Paris, 198p.
- Eckenfelder W. W., 1982.** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Techniques de documentation. Ed. Lavoisier, Paris, 503p.
- El Bakouri H., 2006.** Développement de nouvelles techniques de détermination des pesticides et contribution à la réduction de leur impacte sur les eaux par utilisation des substances organiques naturelles (S.O.N). Thèse de Doctorat. L'université de Tanger–Maroc, 68p.
- El Haouati H., Guechaoui M., Arab A., 2013.** Effet de l'eutrophisation sur les milieux aquatiques : Barrage de Hammam Boughrara Tlemcen. USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" CIPCA4"TAGHIT, Bechar, Algeria, 229p.
- El oumlouki K., Moussadek R., Zouahri A., Dakak H., Chati M., El amrani M., 2014.** Étude de la qualité physico-chimique des eaux et des sols de la région Souss Massa (Cas de périmètre Issen) Maroc, *Journal Mater Environnement Science* (5), 2365-2374p.
- El-Haouati H., Guechaoui M., Arab A., 2013.** Effet de l'eutrophisation sur les milieux aquatiques : Barrage de Hammam Boughrara Tlemcen. USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" CIPCA4"TAGHIT (Bechar) – Algeria, 229p.
- Feuchtmayr H., Moran R., Hatton K., Connor L., Heyes T., Moss B., Harvay I., Atkinson D., 2009.** Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology* (46), 713–723p.
- Fox I., Malati M.A., Perry R., 1989.** The adsorption and release of phosphate from sediments of a river receiving sewage effluent. *Water Research* 26(6), 725-732p.

- Françoise A.L., 1997.** Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier : Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. Thèse de doctorat. Université de BRETAGNE OCCIDENTALE, 23p.
- Froelich P.N., 1988.** Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivets and estuaries: A primer on the phosphate butter mehanism. *Limnol. Oceanogr* 33 (412), 649-668p.
- Gaggino G., Cappelletti E., Marchetti R., Calcagnini T., 1985.** La qualita delle acque dei laghi italiani negli anii 80. Lakes pollution and recoveries, Rome, 15-18p.
- Genovese S., 1973.** Eutrophisation : récentes orientations pour de nouvelles perspectives. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale* 29, 53-61p.
- Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., 1998.** Le sol vivant, based de pédologie, biologie des sols 1^{er} Edition revue et argumentée, 819p.
- Golterman H.L., 1973.** Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets a contribution to understanding of eutrophication. *Water Research* (7), 3-18p.
- Gouaidia L., 2008.** L'influence de la lithologie des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe de zone semi-aride, cas de la nappe de Meskianna Nord-est Algérien. Thèse de Doctorat. Université Badji-Mokhtar Annaba, 198p.
- Guasmi I., 2005.** Dégradation de la qualité de l'eau dans le bassin versant de l'oued Medjerda. Mémoire de magister. L'université Badji Mokhtar –Annaba- Algérie, 88 p.
- Guasmi I., Djabri L., Hani A., Lamouroux C., 2006.** Pollution des eaux de l'oued Medjerda par les nutriments. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, 113-119p.
- Guergueb S., 2016.** Etude des niveaux de concentration de l'azote et du phosphore minéraux et leur incidence d'eutrophisation à l'embouchure de l'Oued El-Kébir Est (W.d'El-Tarf). Thèse de Doctorat. L'université Badji Mokhtar –Annaba- Algérie, 68p.
- Haied N., 2015.** Evaluation quantitative d'une réalimentation de la nappe libre du massif dunaire de Bouteldja dans la région de Bordj Ali Bey et son impact sur la qualité des eaux souterraines. Thèse de Doctorat. Université Badji-Mokhtar d'Annaba, 98p
- Hamoda M.F., 2004.** Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. *Desalination* (165), 31-41p.
- Haridi A., Taammallah F., Ziouch O., Ounissi M., 2012.** Phosphorus dissolved in the Mafrag estuary: Distribution and concentration levels, *Nature and technology Journal* (02), 103p.
- Holtan H., Kamp-Nielsen L., Stuanes A.O., 1988.** Phosphorus in soil, water and sediment. *Hydrobiologia* (170), 19-34p.
- House W.A., 2003.** Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Applied Geochemistry* (18),739-748p.

- House W.A., Denison F.H., Armitag P.D., 1995.** Comparison of uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed sediment. *Water Resource* 29 (3), 767-779p.
- House W.A., Warwick M.S., 1999.** Interaction of phosphorus with sediments in the river Swale, Yorkshire, UK. *Hydrological Processes* (13), 1103-1115p.
- Hutchinson T.C., Meema K.M., 1987.** Lead, mercury and arsenic in the environment. *SCOPE* 31. Chichester, John Wiley and Sons, 360 p.
- Jigorel A., Bouedo A., Nicolasi R., et Morin J.P., 2005.** Stockage du phosphore dans les sédiments d'un réservoir eutrophe (Gouet, BRETAGNE, FRANCE). The Fourth Iner- Celtic colloquium on Hydrology and Management of Water Resources.
- Kerboub D., Fehdi C., 2014.** Agriculture Et Rareté De L'eau : Une Approche Programmatique Pour L'efficacité de L'utilisation de L'eau et la Productivité Agricole. COAG/2007/7, Rome, 15p.
- Kim B.K., Jackmam A.P., Triska F.J., 1990.** Modeling transient storage and nitrate uptake kinetics in a flume containing a natural périphyton community. *Water Resource* (26), 505-575p.
- Labar S., 2003.** Contribution à l'identification des aires inondables et qualité physico-chimiques des eaux stagnantes temporaires dans la vallée de la Mafragh « Extrême Nord Est Algérien ». Mémoire de Magister. Université de Badji-Mokhtar Annaba, 24p.
- Lacaze J.C., 1996.** L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Éd., Ellipses, Paris, 48-50-51-52p.
- Lafforgue M., 1998.** Technique de réhabilitation des plans d'eau eutrophisés , TSM n° 12, 27-40p.
- Lagarde J., 1995.** Initiation à l'Analyse des Données. Ed. Dunod : Paris, 157.
- Lemercier B., 2003.** La pollution par les matières phosphorées en Bretagne : sources, transfert et moyens de lutte. DIREN Bretagne, 26-32-36p.
- Logan T.J., 1982.** Mechanisms for release of sediment' bound phosphate to water and the effect of agricultural and management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. *Hydrobiologia* (92), 519-530p.
- Louvet J.N., 2006.** Etude des flux de phosphore à l'exutoire du bassin versant de la Fontaine du Theil (35). Doctoral dissertation. Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan Toulouse-France, 6p.
- Luther G.W., Kostka J.O., Church T.M., Sulsberger B., Stumm W., 1992.** Seasonal iron cycling in the salt-marsh sedimentary environment: the importance of ligand complexes with Fe (II) and Fe (III) in the dissolution of the Fe (III) minerals and pyrite, respectively. *Marine Chemistry* (40), 81-103p.

- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A., Clooster V.M., 2011.** Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc Oriental). Larhyss Journal (9), 2294-2301p.
- Maliki A.M., 2000.** Etude hydrologique hydro chimique et isotopique de la nappe profonde de Sfax (Tunisie). Thèse de Doctorat. L'université de science Sfax- Tunis, 301p.
- Masson J.P., 1988.** Suivi de la qualité des eaux superficielles : l'expérience française. In : la qualità delle acque superficiali, criteria per una metodologia omogenea di valutazione, atti del convegno interazione. Palazzo dei Congressi. 99-100p.
- Mathieu C., et Pieltain F., 2003.** Analyses chimiques des sols : Méthodes choisies. Techniques et documentation, Lavoisier, 233p.
- Mc Neely R.N., Neimainis V.P., Dwyer L., 1980.** Référence sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux environnements. Canada. Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada.
- Melghit M., 2015.** Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments Eau / Sédiments de l'Oued Rhumel, et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Mémoire de magister. Université de Constantine. 120p.
- Menesguen A., Aminot A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.F., Joanny M., Lefebvre A., Merceron M., Piriou J.Y., Souchu P., 2001.** L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Ed., Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, 5p.
- Mesnager V., Picot B., 1995.** The distribution of phosphate in sediments and its relation with
- Meybeck M., Chapman D.V., Helmer R., 1989.** Global freshwater quality: a first assessment World Health Organization/United Nations Environment Programme, 1-306p.
- Meyer J., McDowell W.H., Bott J.L., Elwood J.W., Ishizaki C., Melak J.M., Peckarsky**
- Miltenburg J.C., Golterman H.L., 1998.** The energy of the adsorption of o-phosphate onto ferric hydroxide. Hydrobiologia 364(1), 93-97p.
- Ministère de l'Environnement du Québec MENV., 2001.** Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. [Disponible en ligne à: http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm].
- Moreau S., 1997.** Bassin de la haute vilaine : dynamique de l'azote et du phosphore dans les eaux superficielles et les sédiments. Thèse de Doctorat. Université de RENNES 1, 50p.
- Moss B., 2007.** The art and science of lake restoration. Hydrobiologia (58), 15 – 2p.
- Moss B., Backer T., Stephen D., Williams A., Balayla D., Beklioglu M., Carvalho L., 2005.** Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: Deviations from the norm. Freshwater Biology (50), 1687–1705p.

- Moutin T., 1992.** L'étude du cycle dans les écosystèmes lagunaires. Thèse de Doctorat. Université de Montpellier II. 183p.
- Necib A., Rezig H., Boughediri L., 2013.** La bio-indication de la pollution aquatique par les micro-algues cas de l'Oued Bounamoussa et du lac des oiseaux. *Revue Synthèse* (27), 06-14-11p.
- Nisbet M et Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes : discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses. *Ann. De limnologie.* Tome 6 (2), 161-190p.
- OCDE., 1982.** Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 164p.
- Ogutu –Ohwayo R., Hecky R.E., Cohen S.A., Kauf L., 1997.** Human Impacts on the African Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes* (50), 117–137p.
- Peterson B.L., Rublee P.A., 1988.** Elemental dynamics in streams. *J .AM. Benthol. Soc* (7), 410-432p.
- Ramade F., 1981.** Eléments d'écologie : écologie appliquée. 4ème edition, Paris, Ed. Mc Graw Hill, 578p.
- Reddy K.R., O'Connor G.A., Gale P.M., 1998.** Phosphorus sorption capacities of wetland soil and stream sediments impacted by dairy effluent. *Journal Environment Quality* (27), 438-447p.
- Remini B., 2010.** La problématique de l'eau en Algérie du nord. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, (08), 27-46p.
- Rodier J., 1996.** L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème Edition, Dunod, Paris, 110-249-257-425-988-1207-1368-1383p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N., coll., 2005.** L'analyse de l'eau. 9ème Edition, Paris, Dunod, 1529 p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N., Coll., 2009.** L'analyse de l'eau. 9ème Edition. Dunod, Paris, 118- 1251- 1332-1579 p.
- Rosa G.C., Sylvaine I., Arsenault S., 2002.** La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Gestion de l'environnement : Vecteur environnement* 35 (6), 18-37p.
- Sawyer C.N., 1973.** Phosphorus and ecology: Environmental phosphorus handbook. Wiley Interscience Pub, 633-649p.
- Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C., 1999.** Eutrophication impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environment Pollution*, 100-179-196p.

- SOGREAH., 2009.** Société Grenobloise d'Etudes et d'Applications Hydrauliques : Etude intégrée de la wilaya d'El-Tarf. DHW El-Tarf, 182p.
- Soltner D., 1981.** Les bases de la production végétale. Tome 1 : le sol, Collection Sciences et Techniques Agricoles, 19è Edition, Sainte Gemmes sur Loire.
- Tate K.R., 1984.** The biological transformation of phosphorus in soils. Plant Soil., 76. 245-256p.
- Tymen R., 1997.** Traitement curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire Bretagne, Rapport de synthèse, Agence de l'eau Loire Bretagne, Université Louis Pasteur de Strasbourg (Institut de Géologie), 56 p.
- USSLS U., 1954.** Diagnosis and Improvement of saline and alkali soils. Washington: United States Department of Agriculture.
- Viner A.B., 1982.** A qualitative assesement of the nutrient phosphate transported by particles in a tropical river. Hydrobiol. Trop (15), 3-8p.
- Vitousek P.M., Gosz J.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A., Todd R.L., 1979.** Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems, Science (204), 469–474p.
- W.H.O., 1987.** Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global Environment Monitoring system, WHO, UNEP.
- Yaziz M.I., Gunting H., Sapari N., Ghazali, A.W., 1989.** Variations in rainwater quality from roof catchments. Water research 23(6), 761-765p.
- Zaoui L., 2016.** Evaluation de la pollution des sols et des eaux de la plaine de Bounamoussa et essais de dépollution. Thèse de Doctorat. Université de Badji-Mokhtar Annaba, 81p.