

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

BADJI MOKHTAR -ANNABA
UNIVERSITY
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR
ANNABA



جامعة باجي مختار
- عنابة -

Faculté des Sciences

Année : 2020/2021

Département de Biologie

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat

**Pollution azotée de l'hydrosystème du bassin versant
de l'Oued El Kébir Ouest: sources, quantification et
impact environnemental**

Option

Protection, conservation et valorisation des ressources naturelles

Par

LAZIZI Asma

DIRECTEUR DE THÈSE : LAIFA Aziz Prof U.B.M. Annaba

Devant le jury

PRESIDENT : DJAMAI Rachid Prof U.B.M. Annaba

EXAMINATEUR : HOUHAMDI Moussa Prof U.8 Mai 45. Guelma

EXAMINATRICE : FEKRACHE Fadila M.C.A U. 20Août 55. Skikda

EXAMINATRICE: KETIF Amel M.C.A U.B.M. Annaba

Remerciements

Au terme de ce travail, et avant tout, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Dieu tout Puissant qui ma aidé et donné le courage pour mener à bien ce travail.

Je tiens à exprimer mes remerciements à tous ceux qui ont contribué à l'élaboration de ma thèse.

Je voudrais exprimer ma vive reconnaissance envers le Professeur **Mr LAIFA A.** qui a dirigé mon travail depuis le début avec patience et une grande compétence. Ses conseils et sa coopération m'ont été infiniment précieux. Je le remercie pour tous les efforts qu'il a fournis pour l'aboutissement de ce travail.

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

Mes remerciements vont également aux membres de jury, **Mr HOUHAMDI M.** Professeur de l'université 8 mai 1945 de Gulema, Melle **FEKRACHE F.** Maitre de Conférences à l'université 20 Aout 1955- Skikda et Melle **KETIF A.** Maitre de Conférences à l'université Badji Mokhtar d' Annaba, qui ont bien voulu me faire l'honneur d'examiner ce travail.

Je ne peux également oublier de remercier toute personne de l'université Badji Mokhtar d'Annaba, ayant contribué de près ou de loin à la concrétisation de cette thèse.

Je tiens aussi à remercier les gens du service de l'ANRH et l'ABH à Constantine, pour toutes les facilités qu'ils m'ont donné pour acquérir les données nécessaires à la réalisation de ce travail.

Dédicaces

À **mes chers parents**, que Dieu les préserve en bonne santé et leur accorde une longue vie. Je dédie cette thèse en premier à **mon père**. Tous les mots ne sauraient exprimer ma gratitude et ma reconnaissance pour ton dévouement et tes sacrifices, tu as toujours été à mes côtés pour me soutenir et m'épauler. Je te dédie cette thèse, puisse tu y trouver le fruit de tes efforts.

À **ma très chère mère**, source inépuisable de tendresse, tous les mots ne pourraient exprimer ma grande affection et ma profonde reconnaissance, aussi je te dédie cette thèse comme fruit de ton dévouement et l'expression de mon profond amour.

À mon frère **Mohamed**, je te remercie pour ton soutien.

À ma très chère sœur **Hanane**, je suis chanceuse de t'avoir à mes côtés.

A mes **beaux parents**.

À mon mari **Hamza**, merci d'être là à côté de moi, merci pour ton soutien continu et tes encouragements durant toutes ces longues années d'études.

À mes petits enfants **Iyed** et **Adem** qui m'ont donné la force et le courage pour finaliser ce travail.

RESUME

L'accroissement considérable des quantités d'azote dans les milieux aquatiques constitue un problème environnemental majeur à l'échelle mondiale. Il est devenu un sujet d'inquiétude grandissant à cause de ces effets environnementaux multiples dont notamment l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et les risques sanitaires sont les plus préoccupants. La surabondance d'azote dans l'eau est liée au développement des collectivités humaines à l'intérieur des bassins versants.

Le bassin versant d'El Kébir Ouest est une zone côtière du Nord-Est algérien. Il fait partie du grand bassin constantinois centre. Son climat et sa formation géologique ont contribué à créer des conditions favorables pour la création d'importants réservoirs d'eaux souterrains et de surface sous forme d'étangs et de marais, ainsi que d'un réseau hydrographique important. Cependant, au fur et à mesure, l'augmentation de l'activité agricole et industrielle due à la forte croissance démographique a rendu ces eaux menacées par une pollution diverse.

Cette étude a été menée dans le bassin d'El Kebir Ouest pour diagnostiquer spatio-temporellement, la qualité physico-chimique de ses eaux et de ses sédiments. Elle cible notamment l'identification des sources de l'azote dans ses eaux naturelles et l'évaluation des niveaux de pollution de ces dernières par l'azote minéral. L'impact environnemental de cette pollution est déduit des résultats d'analyses physico-chimiques des eaux et des sédiments du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest.

A ce effet, quatre campagnes d'échantillonnages ont été réalisées sur une période de deux ans (2015 et 2016), Janvier 2015 et Février 2016 correspondant à la haute saison d'eau, alors que Mai 2016 et Septembre 2016 correspondant à la période de basse eaux. Des prélèvements des échantillons d'eau de surface, de puits et de sédiments ont été effectués dans de différents points de la zone.

Les résultats des analyses physico-chimiques des eaux, révèlent une pollution des eaux de surface et souterraines par l'azote minéral dont l'origine est agricole, industrielle et urbaine. La dégradation de la qualité des eaux de surface est marquée par l'augmentation des indicateurs de pollution minérale et organique (ammonium, nitrite, orthophosphates et DCO), la majorité de ces valeurs est très importante pendant l'été et moindre au cours de l'hiver. La salinité est plus élevée en aval du bassin versant et se traduit par les fortes teneurs des eaux en

ions chlorure et par des valeurs de conductivité électrique élevées. L'oxygénation de l'eau dans la période sèche est relativement faible dans les eaux de surface et souterraines.

Les résultats ont montré également que les eaux de la zone d'étude ne sont pas polluées par l'ion nitrate.

Les eaux souterraines du Bassin versant de l'Oued El-Kebir Ouest sont polluées par les ions ammonium puisque les fortes concentrations mesurées dans les puits excèdent la norme de l'OMS pour les eaux de boisson (0,5 mg/L). Cette pollution est issue d'une contamination d'origine superficielle (des rejets d'effluents domestiques), et de la réduction naturelle des nitrates. Par contre les concentrations en nitrite sont globalement faibles, à l'exception du puits 03 qui présente des teneurs supérieures à la norme de l'OMS.

Une estimation de la matière organique ainsi qu'une analyse granulométrique des sédiments, ont été aussi établies. Une forte accumulation de l'ammonium dans les sédiments est également constatée en période de basses eaux, alors que la présence des ions NO_3^- dans les sédiments est plus intense que celle des ions NH_4^+ en période de hautes eaux.

Un traitement statistique par analyse en composantes principales a été appliqué à l'ensemble des résultats obtenus. L'ACP a permis de faire ressortir la corrélation existante entre les différents paramètres physico-chimiques et de différencier une zonalité de la qualité de l'eau et le niveau de pollution des eaux dans la zone étudiée. En effet, les propriétés physico-chimiques des eaux témoignent la présence d'une variation saisonnière et spatiale.

Cette étude nous a permis de montrer l'influence des variations saisonnières et les activités anthropiques sur l'évolution des paramètres physicochimiques en général et sur l'azote minéral en particulier. Les eaux de la plaine d'El Kébir Ouest se sont révélées de qualité moyenne à mauvaise. Un contrôle des milieux hydriques et des sources de pollution par l'azote minéral et éventuellement le suivi d'autres paramètres de pollution sont recommandés.

Mots-clés. Oued El Kébir Ouest, paramètres physico-chimiques, eaux de surface, eaux souterraines, sédiments, azote minéral, pollution.

ABSTRACT

The considerable increase in the amount of nitrogen in aquatic spaces is a major global environmental problem. It has become a growing concern because of its multiple environmental effects, including the eutrophication of aquatic ecosystems and health risks. The overabundance of nitrogen in water is linked to the development of human communities within watersheds.

The watershed of El Kébir West is a coastal area in northeastern Algeria. It is part of the large central Constantine basin. Its climate and geological formation have contributed to the creation of favorable conditions for important underground and surface water reservoirs in the form of ponds and marshes, as well as an important hydrographic network. However, the increase in agricultural and industrial activity due to strong population growth has gradually made these waters threatened by various forms of pollution.

This study was conducted in the El Kebir West basin to diagnose spatio-temporal the physico-chemical quality of its water and sediments. It targets in particular the identification of the sources of nitrogen in its natural waters and the evaluation of the pollution levels of the latter by mineral nitrogen. The environmental impact of this pollution is deduced from the results of physico-chemical analyses of the waters and sediments of the Oued El-Kébir West watershed.

For this purpose, four sampling campaigns were carried out over a period of two years (2015 and 2016), January 2015 and February 2016 corresponding to the high water season, while May 2016 and September 2016 corresponding to the period of low water. Surface and well water samples were taken from various points in the area.

The results of the physico-chemical analyses of water reveal a pollution of surface and ground water by mineral nitrogen whose origin is agricultural, industrial or urban. The degradation of surface water quality is marked by an increase in mineral and organic pollution indicators (ammonium, nitrite, orthophosphates and COD), most of these values are very high during the summer and lower during the winter. Salinity is higher downstream of the catchment area and is reflected in the high chloride content of the water and high electrical conductivity values. Oxygenation of the water in the dry period is relatively low in surface and ground water. The results also showed that the waters in the study area are not polluted by nitrate ion.

The groundwater of the Oued El-Kebir West Watershed is polluted by ammonium ions since the high concentrations measured in the wells exceed the WHO standard for drinking

water (0.5 mg/L). This pollution is the result of surface contamination (from domestic effluent discharges), and natural reduction of nitrates. On the other hand, nitrite concentrations are generally low, with the exception of well 03, which has levels above the WHO standard.

An estimate of the organic matter as well as a granulometric analysis of the sediments, were also established. A strong accumulation of ammonium in the sediments is also observed during low water periods, while the presence of NO_3^- ions in the sediments is more intense than that of NH_4^+ ions during high water periods.

A statistical treatment by principal component analysis was applied to all the obtained results. The PCA made it possible to highlight the existing correlation between the various physicochemical parameters and to differentiate a zone of water quality and the level of water pollution in the studied area. Indeed, the physico-chemical properties of the waters show the presence of seasonal and spatial variation.

This study allowed us to show the influence of seasonal variations and human activities on the evolution of physicochemical parameters in general and on mineral nitrogen in particular. The waters of the El Kebir West plain were found to be of average to poor quality. A control of water environments and sources of pollution by mineral nitrogen and possibly the monitoring of other pollution parameters are recommended.

Keywords. Wadi El Kebir West, physico-chemical parameters, surface water, groundwater, sediments, mineral nitrogen, pollution.

ملخص

تعتبر الزيادة الكبيرة في كميات النيتروجين في الأوساط المائية مشكلة بيئية رئيسية حيث أصبح يشكل مصدر قلق متزايد بسبب آثاره البيئية المتعددة، ومنها تلوث المياه بالمغذيات التي تنجم عنها مخاطر صحية عديدة و تعود هذه الزيادة إلى تطور المجتمعات البشرية و تنوع أنشطتها.

سهل وادي الكبير عبارة عن منطقة ساحلية في شمال شرق الجزائر، وهي جزء من حوض قسنطينة المركزي الكبير. مناخه وتركيبته الجيولوجية ساعدا على توفير الشروط المثالية لتكوين خزانات مهمة من المياه الجوفية والسطحية على شكل برك ومستنقعات، بالإضافة إلى الوديان التي تزخر بها المنطقة، إلا أن زيادة النشاط الزراعي والصناعي مع مرور الوقت بسبب النمو السكاني القوي جعل هذه المياه مهددة بالتلوث بجميع أنواعه.

أجريت هذه الدراسة في حوض وادي الكبير الغربي لتشخيص الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه والرواسب وتطورها في الزمان والمكان وبالتالي التعرف على مصادر ودرجات التلوث خاصة بواسطة النيتروجين وتأثير هذه الملوثات على المياه الجوفية والسطحية. لهذه الغاية، تم تنفيذ أربع حملات لأخذ العينات على مدى عامين (2015 و 2016)، جانفي 2015 وفيفري 2016 الموافق لموسم المياه المرتفع، في حين أن ماي 2016 وسبتمبر 2016 يتوافقان مع موسم انخفاض المياه. تم أخذ العينات من نقاط مختلفة في المنطقة.

أظهرت نتائج التحليلات الفيزيائية والكيميائية التي أجريت على مياه المنطقة عن وجود أنواع معينة من التلوث في المياه السطحية و الجوفية ناتجة عن الصناعة أو الزراعة أو النفايات المنزلية.

تدل الزيادة في مؤشرات التلوث المعدني والعضوي (الأمونيوم والنترت والفوسفات) على تدهور جودة المياه السطحية، وغالبية هذه القيم مرتفعة للغاية خلال الصيف أكثر من الشتاء، أما المستويات المرتفعة من أيونات الكلوريد والتوصيل الكهربائي تشير إلى ملوحة عالية في المنطقة السفلية من سهل الوادي. كما أظهرت النتائج أيضا أن نسبة الأكسجين في الماء في فترة الصيف منخفضة نسبيا في المياه السطحية والجوفية و أن هذه المياه غير ملوثة بأيون النترات.

تم تسجيل تركيزات عالية من الأمونيوم في المياه الجوفية، تتجاوز معيار منظمة الصحة العالمية لمياه الشرب (0.5 مجم / لتر)، ناتجة عن تلوث في مياه السطح (تصريف النفايات السائلة المحلية) و الانخفاض الطبيعي للنترات، من ناحية أخرى وجدنا أن تركيزات النترت منخفضة بشكل عام، باستثناء بئر رقم 03 يحتوي على درجات أعلى من تلك الموجودة في البئر الأخرى تفوق معيار منظمة الصحة العالمية.

تبين لنا من خلال تحليل الرواسب تواجد تراكم قوي للأمونيوم خلال فترات انخفاض الماء، في حين أن NO_3^- يتواجد في الرواسب أكثر من NH_4^+ خلال فترات ارتفاع الماء.

تم تطبيق المعالجة الإحصائية لجميع النتائج التي تم الحصول عليها، أين سمحت لنا بإظهار العلاقة الموجودة بين المعايير الفيزيائية والكيميائية المختلفة والتميز بين مناطق جودة المياه و مناطق التلوث و درجته. كشفت أيضا النتائج وجود اختلاف و تباين موسمي ومكاني في الخصائص الفيزيائية والكيميائية للماء.

تمكنا من خلال هذه الدراسة إظهار تأثير التغيرات الموسمية والأنشطة البشرية على تطور الخصائص الفيزيائية والكيميائية في المياه بشكل عام وعلى النيتروجين المعدني بشكل خاص، وتبين أن مياه الحوض الغربي لواد الكبير كانت متوسطة إلى رديئة الجودة، لذلك فمن المستحسن التحكم في مناطق ومصادر التلوث ومراقبة معاييرها.

الكلمات المفتاحية. وادي الكبير، الخصائص الفيزيائية والكيميائية، المياه السطحية، المياه الجوفية، النيتروجين المعدني، الرواسب، تلوث.

TABLE DES MATIERES

Remerciements.....	I
Dédicace.....	II
Résumé.....	III
Abstract.....	V
ملخص.....	VII
Sommaire.....	VIII
Liste des tableaux.....	XIII
Liste des figures.....	XV
Introduction générale.....	1

Chapitre I : Pollution des eaux par les matières azotées

I.1. Formes et sources des matières azotées.....	5
I.1.1. Différentes formes d'azote	5
I.1.1.1. Des formes organique.....	5
I.1.1.2. Des formes inorganiques (minérales).....	5
I.1.1.3. Des formes non chargées.....	6
I.1.2 Origines des différentes formes de l'azote.....	7
I.1.2.1. Origine urbaine	7
I.1.2.2. Origine industrielle	8
I.1.2.3. Origine agricole.....	8
I.2. Cycle biogéochimique de l'azote.....	9
I.2.1. La fixation de l'azote.....	9
I.2.2. La minéralisation.....	10
I.2.3. La nitrification : nitrosation et nitratisation.....	10
I.2.4. Assimilation de l'azote par les végétaux.....	11
I.2.5. La dénitrification.....	11
I.2.6. Pertes de l'azote.....	12
I.3. Transfert et transformation de l'azote dans les hydrosystèmes des bassins versants.....	13
I.3.1. Les processus de transfert de l'azote dans les hydrosystèmes des bassins versants....	13
I.3.2. Les processus de transformation et de géochimie de l'azote en milieux aquatiques... 	15
I.4. L'azote dans les sédiments.....	16

I.5. Echanges d'azote à l'interface eau-sédiment	17
I.6. Conséquences de la pollution azotée.....	18
I.6.1. Écologiques	18
I.6.1.1. Acidification du sol.....	18
I.6.1.2. L'eutrophisation.....	18
I.6.2. Toxicité des formes minérales de l'azote.....	20
I.6.2.1. Toxicité des ions NH₄⁺.....	21
I.6.2.2. Toxicité des ions NO₂⁻.....	21
I.6.2.3. Toxicité des ions NO₃⁻.....	22
Conclusion.....	22

Chapitre II : Matériel et Méthodes

II.1. Présentation de la zone d'étude.....	24
II.1.1 Situation géographique.....	24
II.1.2. Géologie du bassin versant.....	25
II.1.3. Géomorphologie.....	26
II.1.5.1. Massifs de bordure.....	26
II.1.5.2. La vallée de l'oued el-Kebir Ouest.....	26
II.1.5.3. Le massif dunaire.....	26
II.1.5.4. Les terrasses.....	26
II.1.5.5. Colluvions.....	27
II.1.5.6. Les éboulis	27
II.1.5.7. Les marécages.....	27
II.1.5.8. Les côtes.....	27
II.1.5.9. La plage.....	27
II.1.5.10. Le massif karstique.....	27
II.1.5.11. Les formes d'érosion.....	27
II.1.4. L'hydrologie.....	28
II.1.4.1. L'Oued El- Kebir Ouest.....	28
II.1.4.2. Le barrage de Zit Emba.....	29
II.1.5 Hydrogéologie.....	29
II.1.5.1. Les formations aquifères du bassin versant de l'Oued El Kebir Ouest.....	29
II.1.5.2. Les formations aquifères du massif dunaire de Guerbès.....	30

II.1.6.	Hydrographique.....	31
II.1.3.1.	Caractéristiques du réseau hydrographique.....	31
II.1.3.2.	Principales ressources hydriques superficielles.....	31
II.1.7.	L'orographie.....	34
II.1.6.1.	Les montagnes	34
II.1.6.2.	Les collines.....	34
II.1.6.3.	Les versants.....	34
II.1.6.4.	Les plaines.....	34
II.1.8.	Le climat.....	35
II.1.8.1.	Présentation des stations météorologiques.....	35
II.1.8.2.	Les facteurs climatiques.....	36
II.1.8.3.	Le diagramme Ombro-thermique.....	39
II.1.8.4.	Détermination du type de climat (Indice De Martonne)	41
II.1.8.5.	Calcul du bilan hydrique.....	42
II.1.9.	Le tapis végétal.....	48
II.1.9.1.	Le domaine agricole.....	48
II.1.9.2.	La végétation naturelle.....	48
II.1.10.	Autre occupation du sol.....	50
II.1.10.1.	Le pâturage.....	50
II.1.10.2.	L'industrie.....	50
II.1.10.3.	Le tissu urbain.....	50
II.1.10.4.	Loisirs et tourisme	51
Conclusion.....		52
II.2.	Présentation des sites d'études (choix et localisation).....	53
II.3.	Méthodes et techniques de prélèvements.....	55
II.3.1.	Prélèvement des échantillons d'eau.....	56
II.3.2.	Prélèvement des échantillons de sédiments.....	56
II.4.	Paramètres analysés et méthodes d'étude	56
II.4.1.	Analyse des eaux.....	56
II.4.1.1.	Les paramètres mesurés in situ.....	56
II.4.1.2.	Les paramètres mesurés au laboratoire.....	57
II.4.2.	Analyse des sédiments.....	58

II.5. Représentation de la qualité des eaux.....	61
II.6. Analyse statistique des résultats obtenus.....	62

Chapitre III : Résultats et Discussions

III.1. Les caractéristiques physicochimiques des eaux.....	63
III.1.1. La température (T).....	63
III.1.2. La conductivité électrique (CE).....	65
III.1.3. Le potentiel d'hydrogène (pH).....	67
III.1.4. L'Oxygène dissous (OD).....	69
III.1.5. L'ion chlorure (Cl ⁻).....	71
III.1.6. L'ion ammonium (NH ₄ ⁺)	73
III.1.7. L'ion nitrate (NO ₃ ⁻)	75
III.1.8. L'ion nitrite (NO ₂ ⁻).....	77
III.1.9. Les ions orthophosphates (PO ₄ ⁻³).....	79
III.1.10. La demande chimique en oxygène (DCO).....	81
Discussion.....	83
III.2 Les caractéristiques physico-chimiques des sédiments.....	85
III.2.1. Potentiel hydrogène (pH).....	85
III.2.2. La conductivité électrique (CE).....	87
III.2.3. Le carbone organique (C).....	88
III.2.4. La matière organique (MO).....	89
III.2.5. Ion ammonium	91
III.2.6. Ion nitrate.....	91
III.2.7. La granulométrie.....	93
Discussion.....	94
III.3 Analyse statistique des données physicochimiques des eaux du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest.....	95
III.3.1. Eaux de surfaces.....	95
III.3.1.1. Période de hautes eaux.....	95
III.3.1.2. Période de basses eaux.....	98
III.3.2. Eaux souterraines.....	100
III.3.2.1. Période de hautes eaux.....	100
III.3.2.2. Période de basses eaux.....	103

III.4. Analyse statistique relative aux sédiments du bassin versant de l'Oued El Kébir	
Ouest.....	105
III.4.1. Période de hautes eaux	105
III.4.2. Période de basses eaux	107
Conclusion générale	110
Références bibliographiques	113

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 01. Exemples de composés azotés selon leur forme et leur localisation.....	7
Tableau 02. Caractéristiques hydrologiques de l'Oued El-kébir Ouest.....	28
Tableau 03. Principales caractéristiques du barrage de Zit Emba	29
Tableau 04. Principales marais et garâat dans la plaine de l'Oued El Kebir Ouest	33
Tableau 05. Coordonnées géographiques des stations météorologiques retenues dans l'étude du climat du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest	35
Tableau 06. Précipitations moyennes mensuelles en mm (1980/2015)	36
Tableau 07. Températures moyennes mensuelles en °C (1980-2015)	37
Tableau 08. Moyennes mensuelles de l'humidité relative en (%) à la station de Skikda (1980-2013)	39
Tableau 09. La vitesse moyenne mensuelle des vents de la station météorologique de la wilaya de Skikda (1997 - 2011).....	39
Tableau 10. Indice d'aridité annuelle A (D'après la formule de Martonne).....	42
Tableau 11. Bilan hydrique d'après la méthode de C.W. Thornthwaite (station d'Ain Charchar).....	44
Tableau 12. Bilan hydrique d'après la méthode de C.W. Thornthwaite (station d'Azzaba).....	45
Tableau 13. Bilan hydrique d'après la méthode de C.W. Thornthwaite (station de Bekouche Lakhder).....	46
Tableau 14. Les unités industrielles polluantes de l'Oued El- Kebir Ouest.....	50
Tableau 15. Localisation des points d'échantillonnage au sein du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest.....	54
Tableau 16. Normes et classes de qualité des eaux superficielles.....	61
Tableau 17. Classes d'aptitude des eaux superficielles.....	61
Tableau 18. Conductivité électrique et niveau de minéralisation dans l'eau.....	65
Tableau 19. Echelle du Potentiel d'Hydrogène	68
Tableau 20. Gamme des pH des sols.....	86
Tableau 21. Classes de la qualité des sols en fonction de la conductivité	87
Tableau 22. Norme des teneurs en matières organiques.....	89
Tableau 23. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux de surface (période de hautes eaux)	96

Tableau 24. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux de surface (période de basses eaux).....	98
Tableau 25. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la plaine de Kébir Ouest (période de hautes eaux).....	101
Tableau 26. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la plaine de Kébir Ouest (période de basses eaux)	103
Tableau 27. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des sédiments (période de hautes eaux).....	106
Tableau 28. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des sédiments (période de basses eaux).....	108

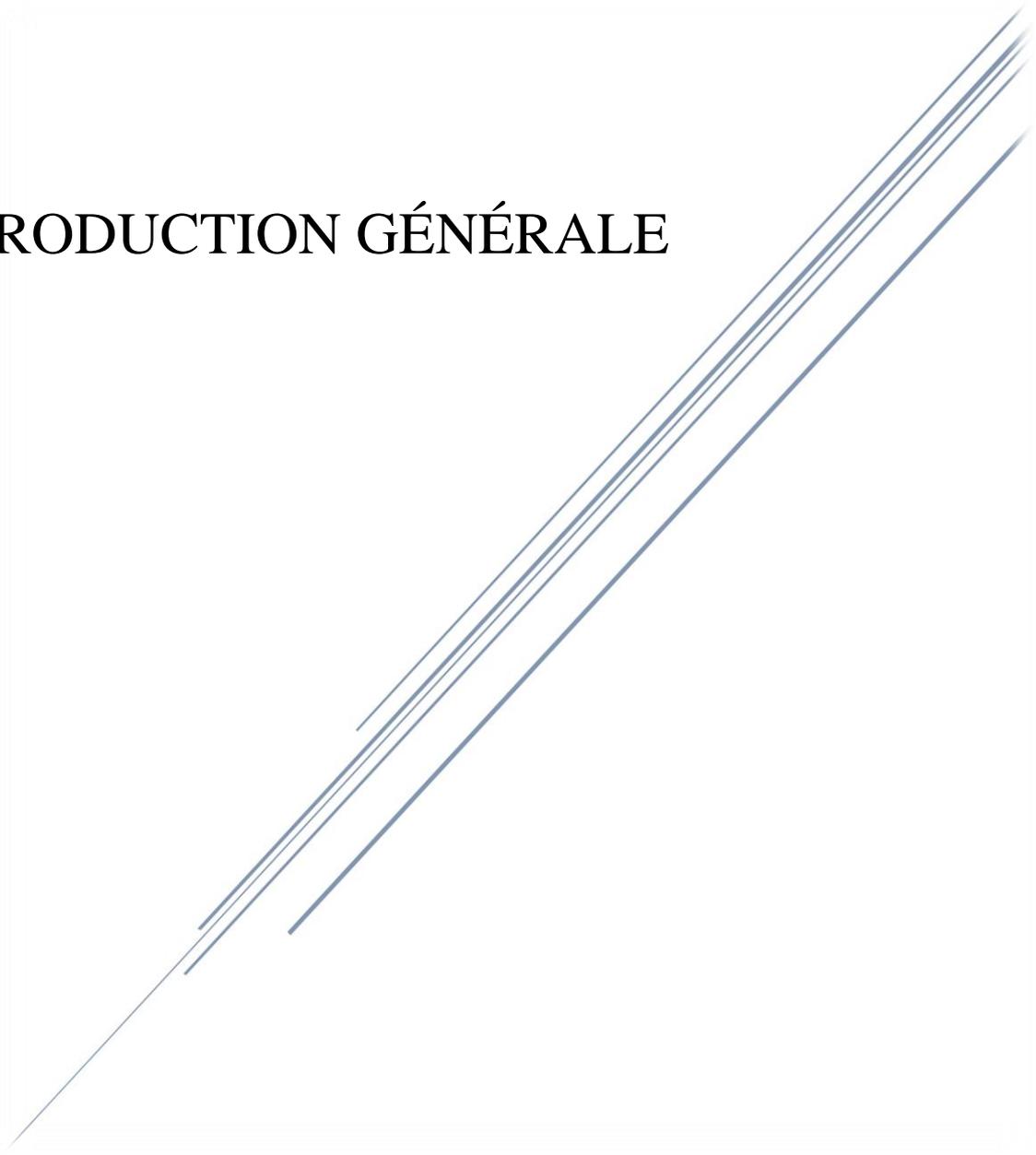
LISTE DES FIGURES

Figure 01. Schéma présentatif du cycle de l'azote.....	9
Figure 02. Chemin de l'eau et transfert de l'azote dans un bassin versant.....	14
Figure 03. Schéma des principaux processus biochimiques du cycle de l'azote à l'interface eau- sédiment.....	16
Figure 04. Carte de la situation géographique du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest.....	24
Figure 05. Carte géologique du bassin versant de l'Oued El-Kebir Ouest.....	25
Figure 06. Coupe Hydrogéologique dans l'aquifère d'Azzaba	30
Figure 07. Coupe hydrogéologique des aquifères de Guerbès.....	30
Figure 08. Longueur des principaux oueds dans le bassin d'Oued El-Kebir Ouest.....	32
Figure 09. Histogramme des précipitations moyennes mensuelles (1980/2015).....	37
Figure 10. Histogramme des températures moyennes mensuelles (1980/2015).....	38
Figure 11. Diagramme Ombro-thermique de la station d'Azzaba(1980/2015).....	40
Figure 12. Diagramme Ombro-thermique de la station d'Ain Charchar (1980/2015).....	41
Figure 13. Diagramme Ombro-thermique de la station de Bekouche Lakhdar (1980/2015)....	41
Figure 14. Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite (Station d'Ain Charchar 1980-2015)	45
Figure 15. Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite (Station d'Azzaba 1980-2015).....	46
Figure 16. Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite (Station de Bekouche Lakhder 1980-2015).....	47
Figure 17. Répartition des types de végétations dans la plaine d'El-Kebir Ouest.....	49
Figure 18. Les types de végétations dans le bassin versant d'El Kebir Ouest.....	49
Figure 19. Répartition de la population du bassin versant du Kébir Ouest.....	51
Figure 20. Image satellitaire de localisation des stations de prélèvement d'échantillons.....	54
Figure 21. Variation spatio-temporelle de la température des eaux de surface.....	64
Figure 22. Variation spatio-temporelle de la température des eaux souterraines.....	65
Figure 23. Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des eaux de surface.....	66
Figure 24. Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des eaux souterraines.....	67
Figure 25. Variation spatio-temporelle du pH des eaux de surface.....	68
Figure 26. Variation spatio-temporelle du pH des eaux souterraines.....	69
Figure 27. Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous des eaux de surface.....	70

Figure 28. Variation spatio-temporelle de la concentration en oxygène dissous des eaux souterraines.....	71
Figure 29. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions chlorure des eaux de surface.....	72
Figure 30. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions chlorure des eaux souterraines.....	73
Figure 31. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions ammonium des eaux de surface.....	74
Figure 32. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions ammonium des eaux souterraines.....	75
Figure 33. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrate des eaux de surface.....	76
Figure 34. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrate des eaux souterraines.....	77
Figure 35. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrite des eaux de surface.....	78
Figure 36. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrite des eaux souterraines.....	79
Figure 37. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions orthophosphate des eaux de surface.....	80
Figure 38. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions orthophosphate des eaux souterraines.....	81
Figure 39. Variation spatio-temporelle de la valeur de la demande chimique en oxygène des eaux de surface.....	82
Figure 40. Variation spatio-temporelle de la valeur de la demande chimique en oxygène des eaux souterraines.....	82
Figure 41. Variation spatio-temporelle du pH des sédiments du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest.....	86
Figure 42. Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest.....	88
Figure 43. Variation spatio-temporelle des teneurs en carbone des sédiments du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest.....	89
Figure 44. Variation spatio-temporelle des teneurs en matière organique des sédiments du	

bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest.....	90
Figure 45. Variation spatio-temporelle des teneurs en ions ammonium des sédiments du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest.....	91
Figure 46. Variation spatio-temporelle des teneurs en ions nitrate des sédiments du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest.....	92
Figure 47. Valeur des fractions granulométriques des sédiments du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest.....	93
Figure 48. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de hautes eaux).....	96
Figure 49. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de hautes eaux).....	97
Figure 50. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de basses eaux).....	99
Figure 51. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de basses eaux).....	100
Figure 52. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de hautes eaux).....	102
Figure 53. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de hautes eaux).....	102
Figure 54. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de basses eaux).....	104
Figure 55. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de basses eaux).....	105
Figure 56. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de hautes eaux).....	106
Figure 57. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel F1 et F2 (période de hautes eaux).....	107
Figure 58. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel F1 et F2 (période de basses eaux).....	108
Figure 59. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel F1 et F2 (période de basses eaux).....	109

INTRODUCTION GÉNÉRALE



INTRODUCTION GENERALE

L'eau est le moteur de la vie, une source précieuse, qu'elle soit abondante ou rare, nécessite une attention toute particulière, une économie et une gestion convenable. Cette ressource vitale fragile se trouve face à plusieurs contraintes, gaspillage et pollution notamment.

La pollution des eaux est le problème inquiétant pour les chercheurs et les spécialistes du domaine de l'eau. Même les consommateurs ne veulent pas voir de l'eau de robinet polluée, qui sont leurs pollueurs principaux (Bouleknafet, 2017). Elle atteint aujourd'hui une bonne partie de notre réseau hydrographique. Cela résulte avant tout de l'extension extrêmement rapide des zones urbaines qui déversent nécessairement leurs eaux usées, épurées ou non, dans le réseau fluvial, ainsi que de la multiplication des établissements industriels le long des fleuves ou rivières. Mais cela résulte aussi du développement de l'agriculture qui utilise de plus en plus d'engrais chimiques, d'herbicides, d'insecticides et de pesticides divers. Le déversement des polluants peuvent modifier profondément les composantes physico-chimiques des milieux aquatiques récepteurs ainsi que les biocénoses peuplant ces milieux (Pesson *et al.*, 1976).

La qualité des eaux d'un hydrosystème dépend de nombreux facteurs et processus environnementaux. Elle est caractérisée par les diverses substances qu'elle contient, leur quantité et l'effet qu'elles ont sur l'écosystème et sur l'être humain (Festy *et al.*, 2003). Elle est définie plus particulièrement par les caractéristiques géomorphologiques (altitude, pente ...), pédologiques et géologiques (origine et nature des terrains) et anthropiques (degré d'urbanisation, activités industrielles, agricoles ...) du bassin versant. Celui-ci constitue un espace délimité par une ligne de partage des eaux et possédant son propre réseau hydrographique. Les versants du bassin collectent les eaux d'origine atmosphérique et les concentrent vers les éléments constitutifs du réseau (Amoros et Petts, 1993).

Malgré la construction des stations d'épuration, le problème de pollution de l'environnement par les eaux usées demeure tout entier à cause du dysfonctionnement ou de l'arrêt de ces installations, suite à une mauvaise exploitation (Sikati, 1998). Une eau non traitée peut contenir une multitude de parasites ou bactéries causant de graves maladies chez les hommes. Les pays en développement sont les plus touchés par ces problèmes de santé, car, faute de moyens, l'eau ne subit pas de traitement de purification avant d'être consommée

(Alia, 2008). Par conséquent, près de deux millions d'habitants des pays pauvres meurent tous les ans suite à des maladies diarrhéiques dues à l'eau insalubre, à une mauvaise hygiène et à des installations sanitaires inadéquates (PNUD, 2006).

L'intensification continue de l'utilisation des engrais dans l'agriculture moderne, les rejets des industries agroalimentaires et les industries chimiques (détergents) résultent d'un ensemble d'activités humaines (Amor, 2018) qui conduisent autant à un déséquilibre de l'écosystème et génèrent des éléments polluants qui peuvent affecter la qualité physico-chimique des eaux souterraines et de surface (Mullis *et al.*, 1997). Parmi les polluants transportés par ces rejets, une place privilégiée revient à l'azote.

Dans la nature, l'azote représente le principal composant de la biosphère (environ 78%). Il constitue, paradoxalement à l'heure actuelle, d'une part un élément principal de la productivité agricole et de l'autre part un élément de nuisance à l'environnement, malgré son appartenance à un cycle naturel très complexe. Il figure parmi les composés d'intérêt prioritaire des lois de protection de l'environnement de la plupart des pays (Metahri, 2012). La pollution azotée sous toutes ces formes, se justifie par le déversement abusif, direct ou indirect, d'impuretés dérivées de l'azote dans l'atmosphère, dans les eaux naturelles et dans le sol. La majorité des cours d'eau subissent des apports directement liés à l'anthropisation de leurs bassins versants. Ces apports qui peuvent être très importants, aussi bien ponctuels que diffus, ont modifié considérablement le cycle biogéochimique de l'azote (Tessier, 2001).

L'azote minéral sous ses différentes formes (NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+) représente une nuisance directe (toxicité) ou indirecte (eutrophisation) pour les équilibres écologiques des cours d'eau assez importants et des étendues d'eau. Au niveau environnemental, l'enrichissement des eaux en matières nutritives contribue au développement du processus d'eutrophisation (Arai et Sparks, 2001). L'excès d'azote en présence de phosphore peut provoquer une suralimentation de la croissance des plantes aquatiques et des algues (Bergeron *et al.*, 2002). La croissance excessive de ces organismes, à son tour, peut obstruer les prises d'eau, consommer l'oxygène dissous et affecter la vie aquatique (Amor, 2018). Il en résulte ainsi une dégradation des écosystèmes aquatiques qui se manifeste par la destruction de l'habitat, la perte de la diversité biologique et par la dégradation de la qualité de l'eau (Neckmen, 1999). Les teneurs élevées en nutriments peuvent entraîner à partir de 0,03 mg/L de NO_3^- et de 0,01 mg/L de phosphore, la prolifération accrue d'algues et par conséquent l'apparition du phénomène d'eutrophisation et le développement de cyanobactéries produisant des toxines très dangereuses pour le système nerveux des espèces aquatiques (Chambers et

al., 2001). La lutte 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 (Devidal, 2007).

La ville de Skikda est l'une des villes les plus importantes dans le domaine de l'eau à travers le pays, et la région d'Oued el Kebir Ouest à l'Est de la wilaya est l'une des zones les plus abondantes de cette matière, qu'il s'agisse d'eaux souterraines ou superficielles, ce qui leur a valu une grande importance environnementale et biologique.

La présente étude, prend comme terrain le bassin versant de l'Oued Kebir, l'un des sous bassins du constantinois centre, situé au Nord -Est algérien. Sa plaine est une zone rurale distincte, de la région d'Ain Charchar dans le Sud, à la Marsa dans le Nord, avec l'existence de certaines unités industrielles, en particulier dans le sud, tels que les unités de fabrication agro-alimentaire, en plus des unités d'élevages de volailles et de bovins, de briqueteries et carrières. Par ailleurs, la croissance démographique de la région a eu un effet direct sur les secteurs agricole et industriel. La forte activité agricole qui se développe dans la zone est de plus en plus préoccupante à cause de l'utilisation intensive des produits fertilisants et l'emploi excessif des pesticides. L'agriculture et l'élevage sont responsables de nombreux polluants dans les eaux de surface et souterraines. Les unités industrielles n'étaient pas loin de ce problème. Leurs déchets déversés dans les cours d'eau polluent les eaux superficielles et par conséquent les nappes phréatiques du bassin versant de l'Oued El- kébir Ouest.

Ainsi, la zone Est est la plus polluée du pays avec 55% du chiffre global. Concernant le rejet des déchets industriels dans les cours d'eau, la wilaya de Annaba est classée première avec 50 %, suivie de la wilaya de Skikda avec 10 % de rejets. En effet, l'agence nationale pour la protection de l'environnement et la lutte contre la pollution (ANPEP) insiste sur la gestion rationnelle des déchets toxiques qui menacent la vie des citoyens et détériorent la qualité des eaux de surfaces et souterraines. Les eaux usées ménagères constituent une autre source de pollution des eaux non négligeable puisque cette zone ne dispose pas d'un réseau d'assainissement approprié pouvant collecter tous les rejets. En conséquence, ceci affecte négativement les autres ressources (Bouleknafet, 2017).

Cette étude a pour objectif d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux superficielles, souterraines et de sédiments prélevés dans le bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest, en ciblant plus particulièrement l'azote minéral dont certaines formes sont écologiquement nuisibles et pouvant présenter des risques de santé publique. Elle vise également à déterminer l'origine de la pollution azotée et estimer son impact sur cet hydrosystème.

Pour réaliser cet objectif, nous avons entrepris une démarche associant le travail sur terrain et celui du laboratoire. Aussi, sur la base de cette démarche, nous avons conçu l'ensemble de notre étude en trois chapitres.

- Le premier chapitre est consacré à la synthèse bibliographique sur le cycle de l'azote, ses dérivés, sa dynamique et son impact sur l'environnement et la santé.
- Le deuxième chapitre est réservé au matériel et méthodes d'étude. Y sont présentés la zone d'étude (situation géographique, sa géomorphologie, sa géologie et son hydrogéologie, son climat et l'occupation de ses sols), ainsi que les travaux effectués sur les eaux et les sédiments : les échantillonnages, les méthodes et les techniques analytiques ainsi que les outils de traitement statistique des données acquises.
- Le troisième chapitre regroupe les résultats des analyses physicochimiques obtenus avec leur discussion et leur analyse statistique permettant de mieux comprendre les différentes relations entre les divers paramètres suivis dans ce travail.

CHAPITRE I

POLLUTION DES EAUX PAR LES MATIERES AZOTEES



Introduction

L'azote (N) est l'un des éléments les plus abondants dans la nature. Environ 80 % de l'air que nous respirons est constitué d'azote. L'ensemble des réactions biologiques de croissance requiert la présence de l'élément azote (Ramade, 1981). Tous les êtres vivants ont besoin d'azote qui est l'élément constitutif principal des acides aminés, qui se combinent pour former toutes les protéines du monde vivant. Ces protéines sont les composants essentiels de nos cellules.

L'azote est un nutriment indispensable à la croissance des plantes, mais lorsqu'il est présent en excès dans l'écosystème, des contaminations ont lieu vers les hydrosystèmes sous forme de nitrate (NO_3^-) ou vers l'atmosphère sous forme de protoxyde d'azote (N_2O), gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement est 298 fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone (CO_2) (Benoit et *al.*, 2013).

I.1. Formes et sources des matières azotées

I.1.1. Différentes formes d'azote

En rivière, l'élément azote se présente sous différentes formes dont on distingue :

I.1.1.1. Des formes organiques

Plus ou moins facilement biodégradables (protéines, acides nucléiques, pigments, etc.) qui constituent la partie azotée de la matière vivante et de la matière organique détritique (Teissier, 2001). En milieu aquatique, l'azote organique dissous provient du métabolisme des micro-organismes, de la lyse des cellules, de la décomposition de la matière organique et des eaux de pluie (Meybeck, 1982). Il est utilisé par les bactéries comme source d'azote et régénéré sous forme minérale assimilable par les végétaux.

I.1.1.2. Des formes inorganiques

Dites aussi formes minérales, elles sont constituées par des formes ioniques très solubles dans l'eau :

- **L'ion ammonium ou azote ammoniacal (NH_4^+)**

En équilibre avec la forme gazeuse NH_3 , il est fortement toxique pour la faune et pour la flore microbienne (Teissier, 2001). L'azote ammoniacal est une forme réduite de l'azote. Par réaction d'oxydation, il est transformé en ion nitrite puis en ion nitrate. L'ammonium provient essentiellement de la biodégradation de la matière organique et il est rapidement réabsorbé par les organismes aquatiques, mais il peut être présent en concentrations importantes dans les

eaux polluées et peu oxygénées, ainsi que dans les couches d'eau profondes, riches en matière organique.

- **L'ion nitrite ou azote nitreux (NO_2^-)**

Les ions nitrites sont les intermédiaires entre l'azote ammoniacal et l'ion nitrate. En milieu acide et en forte concentration, cet ion azoté se révèle toxique pour les biocénoses aquatiques et la faune piscicole. En général, l'ion nitrite est présent en faibles concentrations dans les eaux bien oxygénées car il est rapidement transformé en d'autres formes d'azote (nitrate principalement) (Guergueb, 2016).

- **L'ion nitrate ou azote nitrique (NO_3^-)**

L'ion nitrate est la forme d'azote minérale quantitativement la plus importante. Cette forme est stable, soluble et assimilable par les plantes. Pour des rivières présentes dans des bassins versants agricoles, il peut représenter la forme minérale la plus répandue dans le milieu aquatique. Il joue un rôle important dans plusieurs processus comme la dénitrification ou l'assimilation. Le nitrate est un produit mobile dans le sol, de part sa solubilité, il est ainsi accessible aux plantes, qui le préfèrent à l'ammonium.

Il est à noter que les ions (NH_4^+) du fait de leur charge positive, s'adsorberont facilement sur les particules du sédiment (humus, argiles et colloïdes sont chargés négativement) et les ions négatifs (NO_2^- et NO_3^-) seront beaucoup plus mobiles (peu ou pas d'adsorption) dans les matrices de sols et de sédiments.

I.1.1.3. Des formes non chargées

Dans les milieux naturels peuvent exister des molécules azotées à l'état gazeux dont l'origine peut être physique, chimique ou biologique (Tableau 01).

- **NH_3** (ammoniac) : gaz toxique pour la faune et pour la flore microbienne à faible concentration, en équilibre avec l'ion ammonium.

- **NO** (oxyde nitrique ou monoxyde d'azote) : gaz qui est un intermédiaire réactionnel du processus microbien de dénitrification.

- **N_2O** (oxyde nitreux ou protoxyde d'azote) : gaz qui est un des produits minoritaires de dénitrification.

- **NO_2** (dioxyde d'azote)

- **N_2** (azote moléculaire, azote atmosphérique ou encore diazote) : Il est composé de deux atomes fortement retenus l'un à l'autre. Gaz inerte, on le retrouve principalement dans

l'atmosphère dont il est le principal constituant (78%). Il constitue le produit final du processus de dénitrification.

Tableau 01. Exemples de composés azotés selon leur forme et leur localisation (Gaudnik, 2011)

Compartiment	Forme			Exemple de composés azotés
Atmosphère	Non réactive			N ₂ (diazote)
	Réactive	minérale	oxydée	NO (monoxyde d'azote) NO ₂ (dioxyde d'azote) N ₂ O (protoxyde d'azote) HNO ₂ (acide nitreux) HNO ₃ (acide nitrique)
			totale	NH ₄ NO ₃ (nitrate d'ammonium)
		réduite	NH ₃ (ammoniac) NH ₄ ⁺ (ammonium)	
	organique		Amines, urée, acides aminés, protéines	
Terrestre Aquatique	Réactive	minérale	oxydée	NO ₂ ⁻ (nitrite) NO ₃ ⁻ (nitrate)
			réduite	NH ₃ NH ₄ ⁺
végétation	Réactive	organique		Matière fraîche et sèche, humus Urée, acide urique, acides aminés, bases acides nucléiques

I.1.2 Origines des différentes formes de l'azote

Les formes minérales de l'azote sont généralement produites au sein même du cours d'eau, principalement au niveau des sédiments par la décomposition (minéralisation) de la matière organique provenant d'une part de la production interne au cours d'eau et d'autre part des apports directs de matière organique du bassin versant par lessivage et érosion des sols et les dépôts atmosphériques (précipitation et particules) (Allan, 1995). On cite plusieurs sources anthropiques d'azote dans les eaux :

I.1.2.1. Source urbaine

Les rejets d'eaux usées urbaines sont constitués essentiellement par les eaux domestiques provenant de l'activité humaine, elles regroupent les eaux ménagères et les eaux vannes. Les eaux ménagères constituent un tiers de la charge organique totale des eaux usées domestiques. Elles sont chargées de diverses matières organiques azotées avec une teneur

élevée en azote organique et ammoniacal et de germes fécaux. Les eaux vannes sont des eaux moins concentrées en pollution organique mais dont le volume est deux à trois fois plus élevé. Elles représentent les 2/3 de la charge organique. L'azote ammoniacal constitue l'apport essentiel de l'azote dans les effluents de stations d'épuration. L'azote organique est généralement présent à un taux beaucoup plus faible, ceci est lié au fait qu'il se transforme très facilement en azote ammoniacal au cours de la circulation dans les réseaux d'assainissement avant son arrivée à la station de traitement (Martin, 1979).

I.1.2.2. Source industrielle

Les quantités de produits azotés rejetés par les eaux résiduaires industrielles varient énormément d'une industrie à l'autre. Les effluents des industries d'engrais chimiques contiennent des produits azotés essentiellement sous forme de nitrate et d'ammoniac. En général, l'azote rejeté par les unités industrielles se trouve sous forme d'azote organique et ammoniacal sauf exception de l'industrie chimique. Les eaux rejetées par les unités industrielles de traitements des métaux et les industries agro-alimentaires contiennent également de l'azote.

I.1.2.3. Source agricole

Par le biais de la fertilisation et l'épandage, l'agriculture reste la source d'azote la plus importante. Les apports d'azote sous forme de nitrate vers les eaux proviennent essentiellement de l'agriculture et dans une moindre mesure des eaux usées domestiques et industrielles. L'utilisation de fertilisants, tels que les lisiers, fumiers et engrais chimiques, est la principale cause de l'enrichissement des milieux aquatiques en azote.

Les apports d'azote d'origine agricole dans les eaux de surface varient de façon considérable d'une région à une autre, en relation avec la nature du sol, de l'hydrologie, du climat, des pratiques culturales, de la nature des récoltes et de l'emploi des engrais (Smith et al, 1999).

Dans les eaux superficielles, ce sont les ions nitrates qui reflètent la pollution apportée par les engrais. L'azote ammoniacal moins mobile et retenu au niveau du sol ainsi que l'azote organique. La pratique de l'épandage contribue également à l'apport de nitrates vers les eaux souterraines (Martin, 1979).

I.2. Cycle biogéochimique de l'azote

Ce cycle représente l'ensemble des processus de transformation et de circulation de l'azote dans les écosystèmes. Les différentes combinaisons chimiques organiques ou minérales sont impliquées dans des réactions essentiellement biochimiques, très différentes les unes des autres, mais qui n'en sont pas moins très étroitement liées entre elles et participent au "cycle de l'azote" qui permet d'assurer sa circulation dans les différents compartiments des écosystèmes (Martin, 1979).

D'une façon très simplifiée (Figure 01), le cycle biogéochimique de l'azote représente une succession de processus naturels (la fixation, l'assimilation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification) qui sont nécessaires pour transformer l'azote atmosphérique (N_2) en une forme assimilable par les organismes. Ces processus de base sont impliqués dans le recyclage de l'azote atmosphérique (Deronzier et *al.*, 2001).

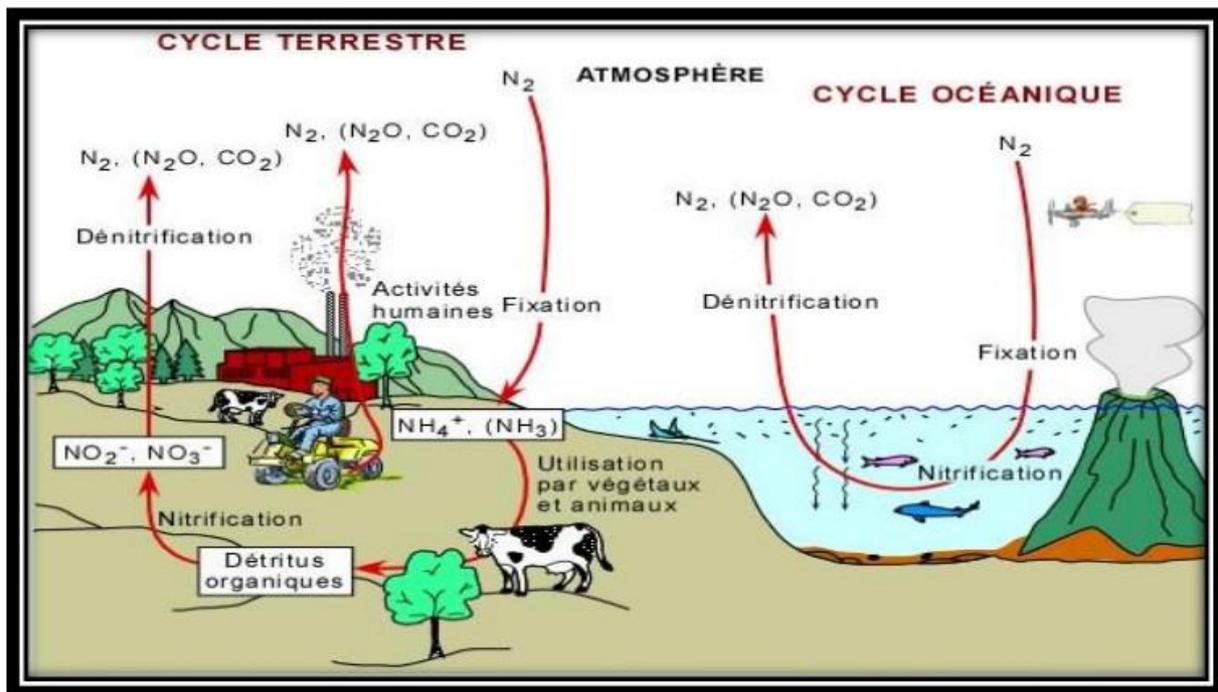


Figure 01. Schéma présentatif du cycle de l'azote (Lefebvre, 2003)

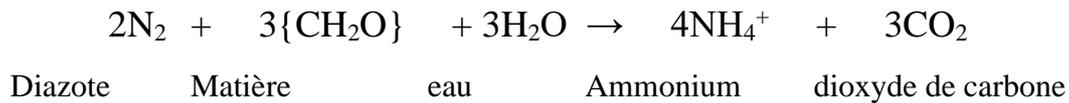
I.2.1. Fixation de l'azote

La fixation de l'azote correspond à l'aptitude que possèdent certains organismes à fixer l'azote atmosphérique (N_2) (Martin, 1979). Elle résulte essentiellement de l'action de certaines bactéries qui vivent dans le sol et qui réussissent à assimiler l'azote diatomique (N_2). Deux types de processus sont rencontrés : la fixation libre (ou asymbiotique) effectuée par des bactéries libres (par exemple *Azobacter* et *Clostridium*) et la fixation symbiotique qui résulte

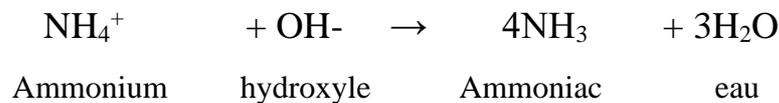
de l'association de plantes et de bactéries, notamment par les nodosités des légumineuses abritant des bactéries du genre *Rhizobium* (Beaujouan, 2001).

Cette fixation tend à produire des composés ammoniacaux tels l'ammonium NH_4^+ et son acide conjugué l'ammoniac NH_3 . Il s'agit d'une réaction de réduction de l'azote moléculaire (N_2) qui se fait par l'intermédiaire de substances organiques notées $\{\text{CH}_2\text{O}\}$.

Sa réaction chimique type est:



Dans les sols où le pH est élevé, l'ammonium se transforme en ammoniac gazeux selon le schéma réactionnel suivant:



I.2.2. La minéralisation

La minéralisation ou ammonification correspond à la dégradation de la matière organique par les micro-organismes. Ces derniers convertissent ensuite l'azote organique dissous en ion ammonium NH_4^+ , produit du stade final de l'ammonification.

L'azote ammoniacal produit est utilisé à la fois par les plantes, en pénétrant dans les racines, ou bien adsorbé aux colloïdes du sol. Ainsi, il reste à disposition des plantes et des micro-organismes (Gaudnik, 2011).

I.2.3. La nitrification : nitrosation et nitratisation

La nitrification est une succession de deux oxydations par des bactéries spécifiques qui transforment l'ion ammonium en ion nitrite NO_2^- (nitritation) et ion nitrate NO_3^- (nitratisation).

- Oxydation par des bactéries nitritantes (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*) réalisant la nitritation :



- Oxydation par des bactéries nitratantes (*Nitrobacter*, *Nitrococcus*) réalisant la nitratisation :



La nitrification est un processus aérobie strict. Par conséquent les formes d'azote réduit s'accumulent dans les sols mal drainés et mal oxygénés (Gaudnik, 2011).

Les conditions de milieu qui affectent la nitrification sont la concentration en oxygène dissous, le pH, la température et la disponibilité des ions ammonium pour les organismes nitrifiants.

I.2.4. L'assimilation de l'azote par les végétaux

C'est la transformation de la matière azotée minérale ou organique inerte en matière vivante (Martin, 1979). Les **végétaux** absorbent au travers des feuilles pour certaines plantes aquatiques et sinon, via les **racines**, l'azote sous forme de nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Ils seront principalement incorporés dans les acides aminés et les protéines. L'ion nitrates et l'ion ammonium sont assimilés en tant que source d'azote pour la synthèse de la biomasse végétale.

Les besoins en azote sont spécifiques pour chaque plante et ils sont variables selon les stades de développement et l'environnement (climat, humidité, sol...) (Beaujouan, 2001). Bien que NH_4^+ soit facilement disponible pour de nombreuses plantes, soit en tant que produit de la fixation de N_2 , soit en tant qu'élément adsorbé au sol, il peut être également très toxique pour les plantes. En effet, la plupart des plantes sont sensibles aux fortes concentrations en NH_4^+ , connu pour provoquer au niveau cellulaire, un déséquilibre ionique, un changement du pH cytoplasmique, des cycles futiles, des interférences énergétiques et une inhibition de la dinitrogénase (Britto et Kronzucker, 2002).

I.2.5. La dénitrification

C'est la réduction de l'azote nitrique à l'état d'azote gazeux par l'intermédiaire de bactéries dénitrifiantes, majoritairement hétérotrophes. Elle se produit en deux grandes étapes, et le composé intermédiaire stable étant également ici l'azote nitreux (Martin, 1979). L'azote retourne à l'atmosphère sous sa forme moléculaire (N_2), avec comme produit secondaire du CO_2 et de l'oxyde d'azote (N_2O) (gaz à effet de serre). La réduction biologique des nitrates au cours de la dénitrification mène alors à la production finale d'azote gazeux inerte (N_2) selon la progression suivante :



La dénitrification ne se produit de manière significative que si la concentration d'oxygène dissous dans le milieu est nulle. Cela signifie que ce processus n'a pas besoin d'oxygène pour

avoir lieu. Il nécessite également la présence de donneurs d'électrons (matière organique ou composé minéral), la présence des bactéries dénitrifiantes, et la disponibilité des ions nitrate et nitrite.

Les facteurs influençant la dénitrification sont la concentration en oxygène dissous, le potentiel d'oxydoréduction, le pH, la température, les concentrations en substrats et en produits de réaction et quelques substances toxiques (Béline, 2001). Le pH optimal pour la plupart des bactéries dénitrifiantes se situe entre 6 et 8. Le processus de dénitrification est favorisé par un pH légèrement alcalin (Lemaire et Nicolardot, 1997).

La dénitrification permet une élimination des ions nitrate au sein des bassins versants. Ce phénomène, ayant fait l'objet de nombreux travaux de recherche, est mis en œuvre pour la dépollution des écosystèmes aquatiques, notamment au niveau des zones humides (Beaujouan, 2001).

I.2.6. Pertes de l'azote

Plusieurs processus naturels exportent l'azote hors du milieu terrestre. Les pertes peuvent avoir lieu sous forme réduite, lors de la volatilisation de NH_3 , et sous forme oxydée, puisque les produits de la nitrification de NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- , sont susceptibles d'être perdus par réduction en gaz, via la dénitrification, ou par lixiviation (Britto et Kronzucker, 2002). Les pertes d'azote peuvent avoir lieu selon trois types de processus :

- Processus biologique

Ce processus s'effectue selon l'enchaînement : absorption de l'azote minéral par les plantes, organisation par la microflore et dénitrification biologique.

- Processus physique

Il consiste en un entraînement vers le réseau hydrographique par lixiviation et par ruissellement. La lixiviation des ions nitrates se produit lors de l'écoulement vertical de l'eau de pluie à travers le sol (percolation), lorsque l'eau de drainage se charge en nitrates entraines en profondeur, hors de la zone de prélèvement des racines. La faculté des ions nitrates à être mobiles dans une matrice aqueuse est due à leur charge négative, qui ne leur permet pas d'être retenus par les colloïdes du sol chargés négativement. Ainsi, la capacité d'échange anionique du sol est faible. Les cations, tels que NH_4^+ , bénéficient eux de forces de liaisons importantes aux colloïdes du sol (Dise *et al.*, 2009).

- **Processus chimique**

La volatilisation de l'azote ammoniacal correspond à une perte par voie gazeuse de NH_3 , résultant de la transformation de NH_4^+ en solution en NH_3 gazeux. Elle se produit lors de l'accumulation de N ammoniacal (NH_3 gaz et NH_4^+ solide) près ou à la surface du sol. Dans les écosystèmes naturels, il y a très peu d'azote ammoniacal puisque sa transformation en NO_3^- et son absorption par les plantes sont plus rapides que sa formation à partir de la matière organique. Ainsi, les pertes de NH_3 dans l'atmosphère sont presque nulles. En revanche, dans les sols agricoles, cet équilibre est rompu par l'apport de fortes quantités d'azote ammoniacal, sous forme de fumiers et de fertilisants, qui provoquent des pertes de NH_3 importantes (Oenema *et al.*, 2009).

I.3. Transfert et transformation de l'azote dans les hydrosystèmes des bassins versants

La cascade de l'azote désigne la chaîne des transferts et transformations de cet élément, initiées par les pertes environnementales de l'agriculture, tout au long de son cheminement d'amont en aval du réseau hydrographique.

I.3.1. Les processus de transfert de l'azote dans les hydrosystèmes des bassins versants

Au cours des transferts d'un compartiment de l'environnement à un autre, l'azote est soumis à des réactions microbiennes d'une part, et à des phénomènes de diffusion et de dispersion d'autre part.

En plus d'être rejeté directement par les activités industrielles et les stations d'épuration, l'azote parvient dans les eaux de surface principalement du fait des activités agricoles, après avoir cheminé par exemple dans les eaux souterraines, les eaux de drainage et les eaux de ruissellement. Les entrées de NO_3^- dans les eaux souterraines, c'est-à-dire du NO_3^- non utilisé par les cultures ni dénitrifié par les bactéries du sol, sont en général la conséquence d'un lessivage depuis les sols (Durand *et al.*, 2011) par eaux pluviales ou les eaux d'irrigation.

Toutes les formes d'azote présentes dans le sol ne sont pas transférables par les mêmes voies. Par lixiviation des sols, les quantités d'azote abondamment transférées sont sous forme nitrique (l'ion nitrate étant très soluble et non adsorbés par les particules du sol). L'azote entraîné par lixiviation rejoint les eaux de surface par ruissellement subsuperficiel, et parfois par réalimentation des cours d'eau via les nappes.

Le potentiel de lessivage dépend du type de sol, du type de culture, des modes de travail du sol, de la gestion des engrais, de l'irrigation et du climat (USEPA, 2003). Différents

niveaux d'approche permettent d'appréhender les phénomènes qui sont à l'origine du transfert de l'azote des sols vers l'eau (Jarvis *et al.*, 1996) :

- dans les microsites du sol, c'est l'environnement physico-chimique qui conditionne le déplacement des équilibres biochimiques de minéralisation, réorganisation, volatilisation et dénitrification de l'azote.
- à l'échelle de la parcelle, les pratiques agricoles influent sur les quantités d'azote transférables. Ils ont des conséquences sur l'ampleur relative des différentes réactions (Sebillotte, 1990).
- dans le bassin versant, les conditions climatiques déterminent la fréquence des événements susceptibles d'entraîner l'azote de la zone racinaire vers les eaux ; l'aménagement de l'espace contribue à accélérer, ou au contraire à ralentir, les transferts vers les aquifères les plus importants. L'irrigation et le drainage jouent un rôle sur les délais de transfert entre les sols et les eaux.

L'azote minéral présent dans un sol peut mettre plusieurs mois à pour parcourir le profil pédologique par lixiviation, alors qu'il ne mettra que quelques semaines, voire quelques heures à atteindre la mer une fois qu'il se retrouve dans une rivière (Turpin *et al.*, 1997). La figure 02 décrit schématiquement le transfert de l'azote dans un hydrosystème.

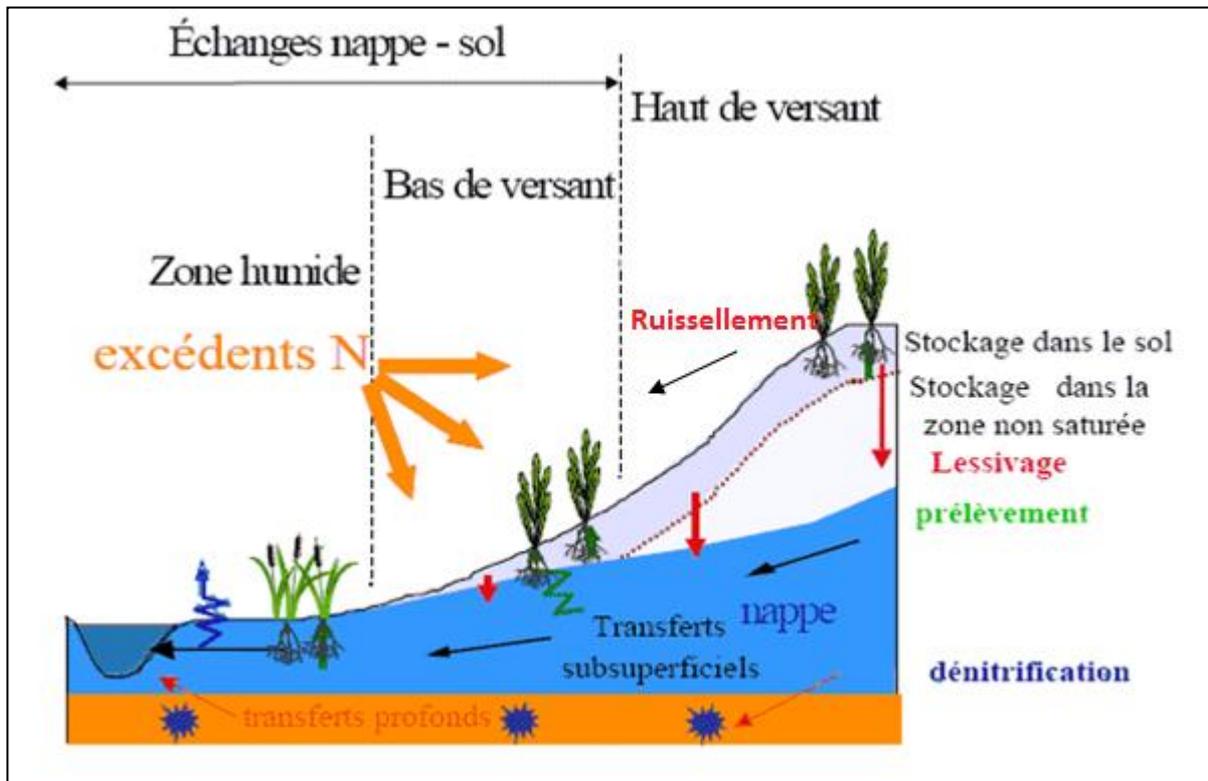


Figure 02. Chemin de l'eau et transfert de l'azote dans un bassin versant (Beaujouan, 2001)

I.3.2. Les processus de transformation et de géochimie de l'azote en milieux aquatiques

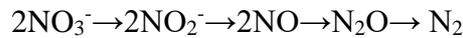
La forme d'azote présente dans les eaux de surface dépend de plusieurs facteurs, dont le pH, la température de l'eau, la concentration d'oxygène dissous et les communautés biologiques présentes. Les formes courantes d'azote inorganique dans l'eau sont l'ion nitrate (NO_3^-), l'ion nitrite (NO_2^-), l'ion ammonium (NH_4^+) et l'ammoniac (NH_3). L'ion nitrate est stable : très soluble, il est facilement emporté dans les cours d'eau et les eaux souterraines. L'ion nitrite a une durée de vie relativement courte puisqu'il est rapidement transformé en NO_3^- par les micro-organismes et l'oxygène dissous. Le NH_3 est la forme la moins stable sous laquelle l'azote est présent dans l'eau. Le pH et la température de l'eau déterminent si la forme dominante est le NH_4^+ ou le NH_3 . Une part non négligeable de la charge en azote contenue dans les eaux de surface se présente sous la forme d'azote organique, notamment d'azote organique dissous et d'azote organique particulaire (Goldberg et al., 2015).

Dans les systèmes aquatiques, la fixation biologique est réalisée uniquement par les procaryotes comme les cyanobactéries. Ces fixateurs peuvent être libres ou symbiotiques et jouent un rôle similaire aux bactéries des sols. Les deux types de fixateurs utilisent une enzyme clé qu'est la nitrogénase dont la structure varie selon les microorganismes. La réduction de l'azote moléculaire conduit à la synthèse de l'ion ammonium que le phytoplancton, les bactéries autotrophes et les champignons assimilent de préférence, alors que les macrophytes utilisent plutôt les ions nitrites et les ions nitrate (Lévêque, 2001). Cependant, l'ion ammonium est la forme préférentielle pour le phytoplancton car énergétiquement moins coûteux et directement convertit en acides aminés à l'aide de l'enzyme glutamate déshydrogénase (Bougis, 1974). La nitrification est l'oxydation des ions ammonium en ions nitrite et en ions nitrate. Dans les sédiments, elle se réalise surtout dans la couche la plus superficielle contenant de l'oxygène dissous (Pourriot et Meybeck, 1995).

Enfin, les pertes en azote d'un milieu aquatique se font par l'exutoire et au niveau des sédimentations (adsorption par les sédiments) mais seul le processus de dénitrification assure son élimination définitive sous forme de produits gazeux N_2 et NO_2 . Ce processus ne fonctionne efficacement que lorsque la microflore est placée en conditions favorables (Germon et al., 1999). La dénitrification est essentiellement anaérobie, elle peut se produire dans des eaux oxygénées dans la couche de sédiment où l'oxygène n'est pas présent. La

distance entre les deux processus nitrification-dénitrification dans les sédiments peut être de quelques millimètres (Golterman, 2004).

La séquence la plus complète reflétant ce processus de dénitrification est la suivante:



A l'inverse de la dénitrification qui provoque une élimination définitive des ions nitrates, la réduction dissimilative est un processus temporaire d'élimination des nitrates. Elle correspond à la transformation des ions nitrate en ions ammonium (Curie, 2006). C'est un processus bactérien important des environnements anoxiques et riches en matières organiques (notamment des sédiments) (Teissier, 2001).

L'ensemble des processus de transfert et de transformation de l'azote à l'interface eau-sédiment est schématisé dans la figure 03.

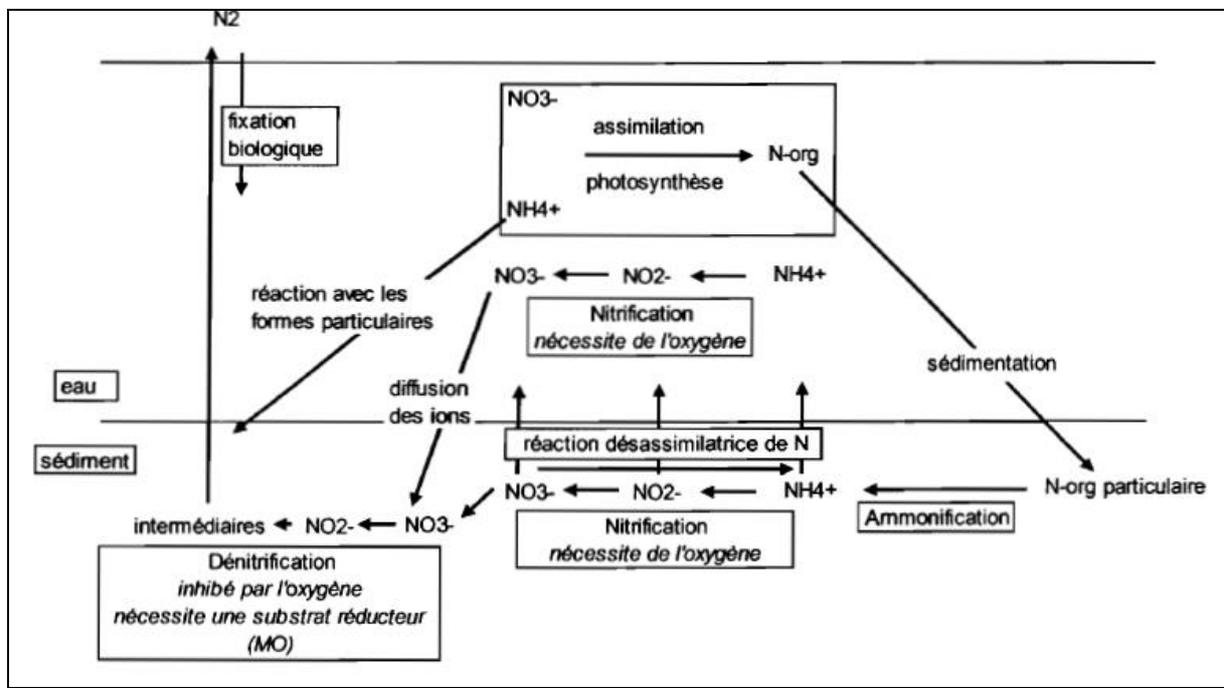


Figure 03. Schéma des principaux processus biochimiques du cycle de l'azote à l'interface eau-sédiment (David *et al.*, 2005)

I.4. L'azote dans les sédiments

Les sédiments sont une composante fondamentale des écosystèmes aquatiques et contribuent à leur diversité et à leur fonctionnement. Les sédiments des cours d'eau ont une fonction importante dans la régulation des cycles naturels des substances. C'est ainsi que les sédiments de rivières font office de piège pour les nombreuses substances polluantes présentes dans les eaux, mais sont également une source de pollution en cas de remise en suspension (Rousseau et Suaudeau, 2008).

Les sédiments demeurent souvent le siège principal de la minéralisation de la matière organique, mais peuvent également jouer un rôle de puits pour les formes minérales de l'azote de la colonne d'eau. L'activité microbienne de dénitrification couplée, via la nitrification, à la minéralisation de l'azote organique, peut constituer le plus important de ces puits. Participant activement à la capacité d'autoépuration, l'activité de dénitrification qui constitue une perte directe d'azote pour le milieu aquatique, doit donc être prise en compte dans une évaluation de la contribution des sédiments aux flux azotés en cours d'eau (Teissier, 2001).

Les seules formes d'azote que l'on peut trouver sous forme particulaire sont l'azote organique et l'ammonium, et parmi ces deux formes l'azote organique est largement majoritaire dans les sédiments. Celui-ci peut être originaire de la colonne d'eau, provenant de la sédimentation de cellules mortes. Il peut aussi provenir de la décomposition du biofilm bactérien présent en surface des sédiments.

I.5. Echanges d'azote à l'interface eau-sédiment

Les échanges d'éléments nutritifs (azote et phosphore) entre les sédiments et l'eau sus-jacente pouvaient influencer la composition nutritive de celle-ci. Le sédiment peut en fait avoir deux rôles opposés, soit être une source d'éléments dissous, soit être un piège pour ces éléments, rôles qui dépendent des réactions qui entrent en jeu entre l'eau interstitielle et le sédiment, et qui sont liées à des facteurs physico-chimiques tels que le pH, le potentiel redox, le type de sédiment, etc.

La libération, ou le piégeage, de l'azote par un sédiment peut se faire de plusieurs façons :

- par diffusion moléculaire suivie d'un mélange turbulent avec les couches supérieures selon les conditions de stabilité des eaux : vent plus ou moins fort, absence ou présence de courant.
- par remise en suspension de la couche supérieure du sédiment, entraînant le mélange de l'eau interstitielle avec les eaux sus-jacentes ; ce processus pourra intervenir dans les régions à faible profondeur, lorsque soufflent des vents parfois violents (tornades) et dans les zones où les courants (marées et flux des rivières) peuvent remobiliser le sédiment.
- par floculation de matériel organique (matières humiques) et précipitation du fer, et par adsorption de certains éléments nutritifs sur les particules en suspension (Gessyck, 1960).

I.6. Conséquences de la pollution azotée

Les différents flux non intentionnels d'azote réactif sont accompagnés d'une cascade de conséquences préjudiciables pour l'environnement et la santé humaine : quand l'azote réactif retourne sous la forme de diazote atmosphérique inerte, il a potentiellement traversé plusieurs compartiments sous plusieurs formes en quantité excessive, et donc contribué à différents impacts environnementaux sur toute une palette d'échelles (Cellier et *al.*, 2013).

I.6.1. Conséquences écologiques

I.6.1.1. Acidification du sol

L'acidification d'un sol se produit lorsque des apports naturels ou anthropiques de protons (H^+) se substituent aux cations basiques adsorbés sur les particules de sol et présents dans les eaux interstitielles. L'acidification du sol peut être l'effet des formes d'azote à la fois oxydées et réduites (Johnson et *al.*, 1986).

Certaines transformations de composés azotés représentent une source importante de protons provoquant une acidification du sol qui diminue considérablement la fertilité du sol et affecte les transformations microbiennes du sol (Bolan et *al.*, 2003). Cette acidification entraîne également la lixiviation de cation (K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}) qui provoque des déséquilibres nutritionnels pour la croissance des plantes. Il en résulte une moindre grande disponibilité des nutriments, une accumulation de composés toxiques tels que l'ammonium et l'aluminium et une limitation des activités microbiennes du sol impliquées dans les transformations de l'azote, telles que la minéralisation de composés organiques ou la fixation biologique. Un faible pH du sol favorise également la production de N_2O lors de la nitrification et de la dénitrification du sol (Beauchamp, 1997).

I.6.1.2. L'eutrophisation

- Eutrophisation des eaux

L'eutrophisation des eaux de surface est devenue depuis déjà longtemps un problème d'environnement d'ampleur et généralisé. Les formes minérales de l'azote sont impliquées avec les formes du phosphore dans l'eutrophisation des milieux aquatiques. Elle se manifeste de façon plus ou moins évidente selon que l'on considère : l'enrichissement des eaux des rivières en éléments nutritifs ou les effets de cette fertilisation sur le développement des communautés végétales (Teissier, 2001).

L'eutrophisation des eaux se traduit par des proliférations végétales excessives, qui peuvent revêtir différentes formes. Cette 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 est également favorisé par les effluents industriels et les eaux usées domestiques en zones urbaines et industrielles.

L'eutrophisation des rivières se nourrit essentiellement des excès de nutriments (azote et phosphore) qui les atteignent. 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 et des rejets domestiques et industriels (Guergueb, 2016). L'intensité de l'eutrophisation dépend de l'étendue et de l'occupation du bassin versant, du transport de masses d'eau le long de la rivière et de la variabilité au cours du temps de différents facteurs (météorologie, activités polluantes, débits, prélèvements).

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 indiquées ci-dessous, lorsqu'ils deviennent excessifs :

- Gènes directes pour l'utilisation de l'eau ou du domaine aquatique : 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. Elle cause également une perte des usages récréatifs due à l'odeur et à la couleur de l'eau.
- hypoxie ou anoxie du milieu : La prolifération d'algues réduit la transparence de l'eau et la pénétration de la lumière, ce qui réduit la photosynthèse et par conséquent la production d'O₂. Les écosystèmes touchés par l'eutrophisation peuvent subir des mortalités animales dues à des espèces végétales nocives ou à des anoxies (Smith, 2003, Diaz *et al.* 2012).

L'eutrophisation est un problème environnemental actuel, qui prend de plus en plus d'ampleur à l'échelle mondiale. L'Algérie n'en n'est épargnée du fait que ses oueds sont devenus de véritables dépotoirs et charrient toutes sortes de rejets liquides et solides. Ceci a eu pour incidence une dégradation de la qualité des eaux de manière importante constituant un danger pour la population (Guasmi *et al.*, 2006). Cet auteur avait signalé l'urgence 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.

La prise de conscience des pouvoirs publics ainsi que de la population permet de prendre les mesures nécessaires contre une avancée supplémentaire de l'eutrophisation. Ces mesures consistent en premier lieu à réduire les apports de nutriments vers les réserves d'eau, par traitements des eaux usées, par déviation ou traitement des apports trop chargés, ou par des modifications des pratiques agricoles.

- **Eutrophisation du milieu terrestre**

Le phénomène d'eutrophisation, décrit en premier lieu pour les écosystèmes aquatiques, a été étendu aux écosystèmes terrestres. Dans les milieux terrestres, comme aquatiques, l'eutrophisation est déclenchée par des apports excédentaires de nutriments qui s'accumulent dans l'écosystème. Ces nutriments, principalement l'azote, le phosphore et le potassium, accroissent la productivité du milieu et perturbent les cycles biogéochimiques naturels, en modifiant le flux des éléments lors de la dégradation de la matière végétale (Gaudnik, 2011).

L'augmentation des dépôts azotés cause une augmentation de la disponibilité de la quantité de composés azotés inorganique dans le sol et modifie leur acquisition par les plantes (Nasholm, 1998). Un changement de végétation se produit avec un déséquilibre des éléments minéraux dans les tissus des plantes. Les espèces qui savent rapidement utiliser les ressources abondantes de nutriments (dites : nitrophiles) dominant, en occupant l'espace et s'appropriant la lumière disponible et empêchent le développement de la biodiversité naturelle. Les espèces dominantes en milieu eutrophisé sont généralement des espèces communes. Par ailleurs, parce que leurs tissus contiennent de l'azote en surabondance, ces plantes sont probablement plus susceptibles d'être la cible d'attaques de parasites (Bobbink, 1991).

I.6.2. Toxicité des formes minérales de l'azote

Les ions ammonium (NH_4^+) et nitrites (NO_2^-) possèdent des formes délétères pour la faune (particulièrement NH_3 et HNO_2) qui en plus des effets de doses et de temps de contacts présentent des effets synergiques liés principalement à la température, au pH et à l'oxygénation de l'eau. Ces formes sont également toxiques pour certains micro-organismes, et notamment les bactéries de la nitrification (Anthonisen *et al.*, 1976).

Moins toxiques pour la faune, les fortes concentrations en nitrates sont également une source de problèmes, notamment pour les eaux destinées à la consommation humaine (Teissier,

2001). L'exposition aux ions nitrate et aux ions nitrite d'une population humaine se fait principalement par les aliments et occasionnellement par l'eau de consommation. Chez l'adulte, La principale source des ions nitrate et des ions nitrite est constituée des légumes et des produits carnés (Guergueb, 2016).

La nourriture riche en composés azotés peut provoquer une diminution du transport de l'oxygène dans le sang, ce qui peut avoir de sérieuses conséquences pour le bétail. Chez les animaux, la consommation de concentrations importantes d'azote peut poser des problèmes au niveau de la glande thyroïde (Chaoui *et al.*, 2004). De plus dans l'estomac et dans les intestins, les nitrates peuvent être transformés en nitrosamines dont le caractère cancérigène est fortement reconnu.

I.6.2.1. Toxicité des ions NH_4^+

L'ion ammonium est en équilibre constant avec la forme gazeuse NH_3 qui est toxique pour la faune. Chez les poissons, l'ammoniac provoque un épaissement des filaments branchiaux diminuant ainsi la possibilité d'absorption de l'oxygène. Il diminue également la capacité de l'hémoglobine de se combiner avec l'oxygène et peut avoir une toxicité directe sur certains organes. Il convient de noter que les accidents les plus spectaculaires interviennent à la suite d'inhalation de gaz ammoniac qui entraîne l'ulcération des muqueuses, un œdème de la glotte, voire même un œdème aigu du poumon, lorsque les concentrations dans l'atmosphère inhalée atteignent des taux aussi élevés que 4 à 5000ppm (Martin, 1979).

I.6.2.2. Toxicité des ions NO_2^-

Les nitrites consommés directement proviennent des produits carnés. Ils sont autorisés comme conservateurs dans ces produits. Ils inhibent le développement du germe responsable de la toxi-infection alimentaire grave, appelée le botulisme (Shirly *et al.*, 1975).

Les nitrites sont à l'origine des réactions chimiques et biologiques engendrant un risque pour la santé de l'homme, mais aussi des animaux et en particulier les animaux domestiques et du bétail. Deux réactions sont particulièrement importantes : en premier lieu, dans le sang, les ions nitrites absorbés par la circulation sanguine provoquent une oxydation de l'hémoglobine des globules rouges du sang en méthémoglobine qui n'est plus capable d'assurer la fonction de transport de l'oxygène, ce qui entraîne une hypoxie au niveau des tissus. Au second lieu, en divers points de l'organisme, mais aussi hors de l'organisme, dans des aliments par exemple, les nitrites peuvent se combiner avec certaines amines et donner naissance à de composés «N-

nitroso», nitrosamines, dont l'action cancérigène a été prouvée expérimentalement chez l'animal (Vilaginès, 2000). Les nitrites sont considérés comme toxiques pour les poissons car ils entraînent la dégradation de l'hémoglobine des globules rouges et donc leur asphyxie. Même en petite quantité les nitrites causent des stress chez les poissons, provoquant des problèmes respiratoires, affaiblissement, maladies, et vulnérabilité.

I.6.2.3. Toxicité des ions NO_3^-

Les nitrates ont une toxicité indirecte par le fait qu'ils peuvent être réduits en nitrites. Les ions nitrates ne sont guère toxiques, mais ce n'est qu'à deux conditions que peut se révéler leur toxicité : s'il y a ingestion vraiment massive de ces composés ou s'ils sont transformés en ions nitrite par la microflore digestive au sein de l'organisme. Une fois ingérés, les ions nitrate sont rapidement absorbés au niveau de l'intestin grêle puis distribués dans tout l'organisme. La microflore buccale transforme une partie des ions nitrate secrétés dans la salive en ions nitrite. Leur réduction en nitrites peut également survenir au niveau des voies urinaires à la suite d'une infection bactérienne et dans l'estomac (Guergueb, 2016).

Conclusion

L'azote est un nutriment indispensable pour le développement des êtres vivants. C'est un élément qui peut se transformer biochimiquement ou chimiquement par une série de processus formant le cycle de l'azote. Dans l'environnement, l'azote se trouve sous plusieurs formes chimiques, dont les nitrates, les nitrites, l'azote ammoniacal et l'azote lié à la matière organique. Toutes ces formes se trouvent en quantités variables dans la nature. Les activités humaines en sont une importante source d'émission.

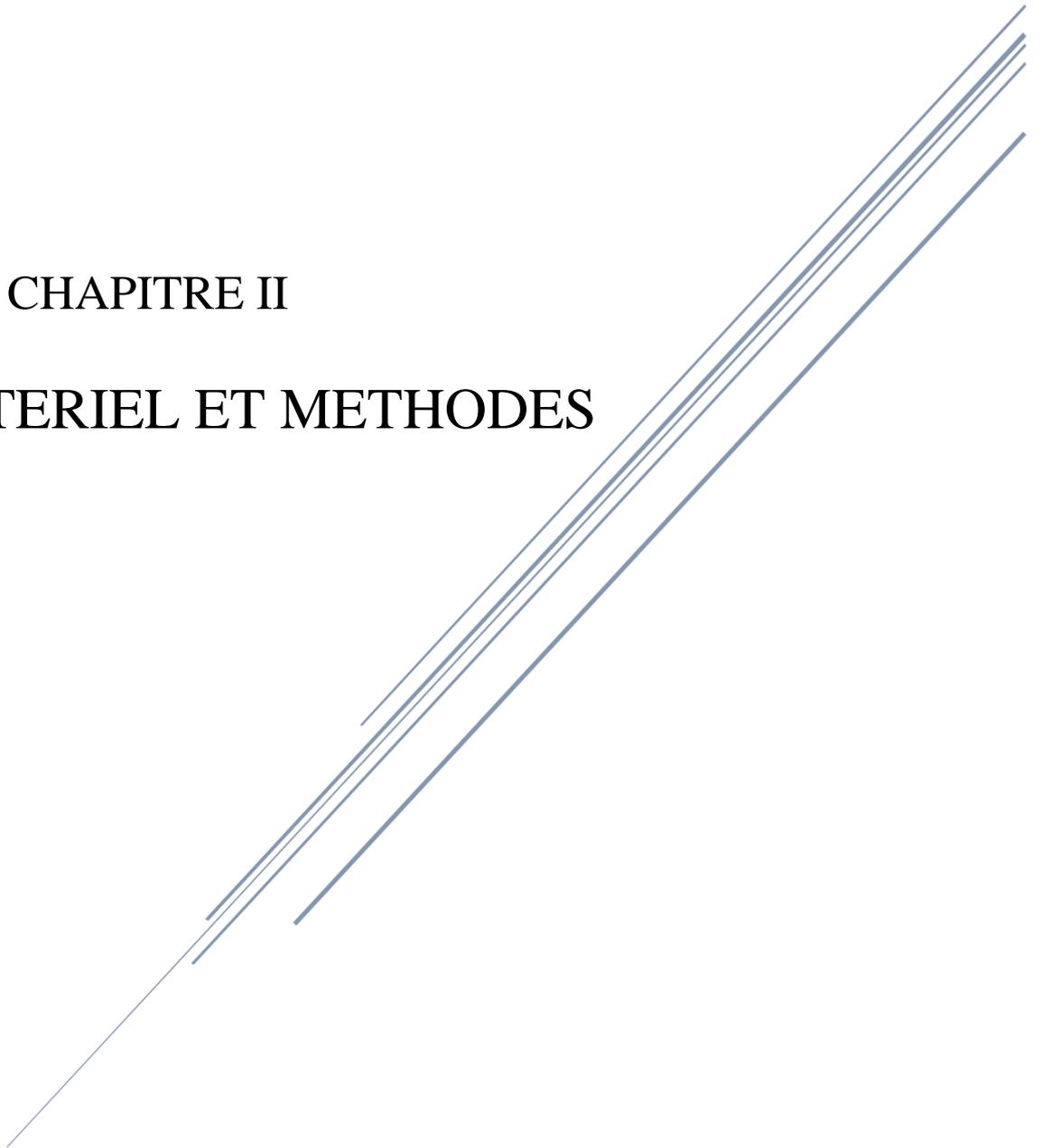
L'ion ammonium (NH_4^+) est directement assimilable par les plantes. Il peut être transformé rapidement en ion nitrite (NO_2^-), puis en ion nitrate (NO_3^-), la forme préférentielle d'absorption par les plantes et la plus disponible. Les nitrates peuvent facilement être dissous dans l'eau et ainsi être transportés.

L'azote peut avoir plusieurs impacts environnementaux et sur la santé humaine et celle des animaux. La nourriture riche en composés azotés peut provoquer une diminution du transport de l'oxygène dans le sang. L'ingestion d'eau ou d'aliments à haute teneur en ion nitrates peut entraîner l'empoisonnement du bétail. Dans l'environnement, le lessivage des ions nitrate contamine les eaux souterraines qui seraient alors impropres à la consommation humaine. L'azote soluble ou attaché aux sédiments qui ruisselle vers les eaux de surface peut dégrader la qualité de l'eau et la diversité biologique ou encore entraîner l'eutrophisation des

cours d'eau. Ce phénomène se caractérise par un développement excessif des végétaux envahissant le milieu aquatique. A leur mort, ces végétaux constituent alors un apport massif de matière organique qui peut appauvrir leur milieu en oxygène dissous.

Pour préserver l'équilibre du cycle de l'azote et atténuer l'impact de la pollution des eaux par l'azote, il est important alors de sensibiliser les gens à la problématique environnementale de l'azote. Aussi, une prise de conscience des pouvoirs publics des populations est nécessaire particulièrement dans le secteur de l'agriculture, pour atteindre une production agricole optimale durable et respectueuse de l'environnement.

CHAPITRE II
MATERIEL ET METHODES



II.1. Présentation de la zone d'étude

II.1.1. Situation géographique

La région d'étude se situe dans le Nord-Est de l'Algérie, entre le massif de Filfila au Nord, et les monts de Constantine au Sud. Le bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest fait partie du grand bassin du Constantinois centre englobant les deux sous-bassins, 03-12 et 03-13. Administrativement, le bassin s'étale partiellement sur les trois wilayas, Skikda à l'Ouest, Guelma au sud et Annaba à l'Est (ABH de Constantine, 2010). Il s'étend sur une superficie totale de l'ordre de 1873 Km² et il est situé entre les latitudes 36°30' et 37°15 Nord et les longitudes 7°et 7°45 Est. L'Oued el Kébir Ouest est formé de la confluence des deux Oueds El Hammam et Emchekel à l'amont puis l'Oued Kébir Magroun sur la partie aval (Figure 04) (Daifallah, 2017).

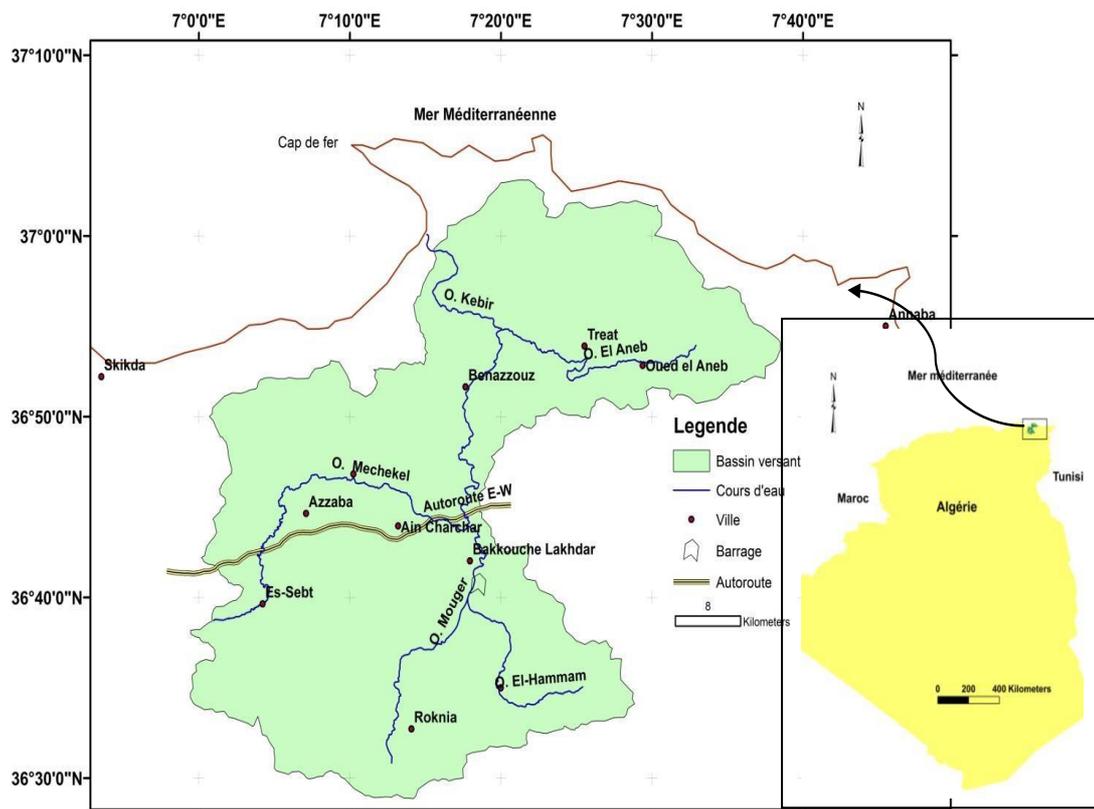


Figure 04. Carte de la situation géographique du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest (Daifallah, 2017)

II.1.2. Géologie du bassin versant

Le bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest se situe dans la partie orientale de l'Atlas Tellien, à la ligne de rencontre des formations éruptives et métamorphiques du précambrien. Sa partie intérieure est limitée au Sud par les monts de Constantine où les formations dominantes sont des calcaires et marno-calcaires jurassiques et crétacés, ainsi que des marnes et marno-calcaires éocènes. Ces calcaires sont caractérisés par un coefficient d'infiltration plus élevé que dans les autres zones. On retrouve les mêmes formations dans la partie Nord-Ouest du bassin mêlées des roches éruptives et métamorphiques du Djebel Filfila. La zone côtière (bassins El Aneb- Enncouche) fait partie du massif métamorphique de l'Edough formé de schistes cristallins et grès numidiens limités au Nord par la chaîne éruptive du Cap de Fer.

La plaine de l'Oued El-Kebir Ouest s'est formée par l'alluvionnement intense des dépressions côtières. Elle est caractérisée par une pente relativement faible vers la mer et par la présence de marais dans la partie aval. Elle est limitée au Nord par d'importants dépôts sablonneux (les dunes maritimes de la plage de Guerbes) continuellement en évolution (Visiterv, 1982).

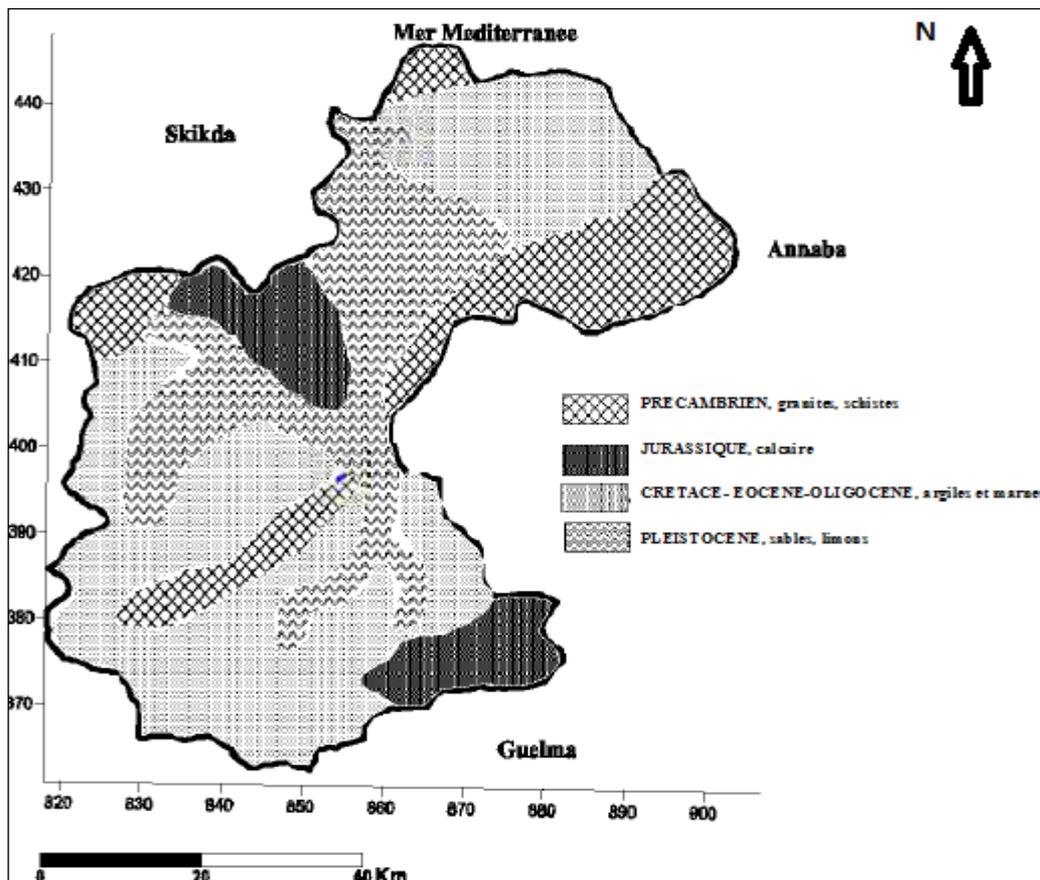


Figure 05. Carte géologique du bassin versant de l'Oued El Kebir Ouest (Benrabah et al., 2013)

II.1.3. Géomorphologie

L'aire d'étude se présente comme une cuvette allongée, remplie par des formations récentes. De point de vue géomorphologique, plusieurs formes s'y rencontrent en étant en même temps des unités hydrogéologiques très intéressantes (Bouleknafet, 2017).

II.1.3.1. Massifs de bordure

On note que la région est limitée par le massif de l'Edough constitué par des roches métamorphiques d'âge Paléozoïque à l'Est et le massif de Fil-Fila et Safia à l'Ouest, constituées par les calcaires du Crétacé inférieur et par la série flyschöide du Crétacé supérieur et moyen.

II.1.3.2. La vallée de l'Oued El Kebir Ouest

Elle est limitée par les grandes failles de l'Edough et de Fil-Fila formée avant la Pliocène. Le système de failles dicte le changement des conditions de sédimentation marine et continentale.

II.1.3.3. Le massif dunaire

Il est constitué de dunes distinctes, parallèles au littoral en forme de croissant et d'altitude moyenne de l'ordre de 40 m. Ces dunes sont le résultat de la rubéfaction des dunes lors de la régression. Aussi, les sédiments sont sableux, hétérogènes et mélangés à des argiles diminuant la possibilité aquifère de cette forme géomorphologique.

II.1.3.4. Les Terrasses

-Terrasse I :

Elle est le résultat de l'accumulation d'alluvions d'une épaisseur de 20 à 30 m. Cette terrasse est assez étendue, continue et présente un réservoir aquifère assez important.

-Terrasse II :

Localisée sur la périphérie de la vallée de l'Oued El Kebir Ouest. Cette deuxième terrasse a été observée au Sud-Est et Sud-Ouest de Ben Azzouz de façon discontinue et présentant une épaisseur de 3 à 4 m. Du point de vue hydrogéologique cette unité n'est pas importante.

-Terrasse III :

Cette terrasse est une petite zone que l'on observe sur les pentes de massifs de bordure avec une très faible puissance, elle est totalement érodée, complètement drainée du point de vue hydrogéologique et elle est sans importance.

II.1.3.5. Colluvions

Ils sont constitués de pierres et d'un mélange argilo-sableux d'une épaisseur de 3 à 4 m. Ces colluvions s'accumulent sur les pentes de massifs de bordure et représentent une unité discontinue.

II.1.3.6. Les éboulis

Ils sont formés par les cailloutis du Numidien, les argiles et les sables du massif dunaire. Cette forme géomorphologique continue s'observe au pied du djebel Fil-Fila. D'une épaisseur est de 10 m, ces éboulis sont probablement le résultat d'action des eaux temporaires et présentent une faible possibilité aquifère.

II.1.3.7. Les marécages

Beaucoup de marécages temporaires et permanents existent dans le bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest. Ils sont localisés dans les terrains argileux et dans les zones représentant une limite entre le massif dunaire et la terrasse. L'augmentation du niveau de l'oued, l'existence de fossés dans le massif dunaire présentent une base argileuse et les précipitations sont en faveur de la formation des marécages.

II.1.3.8. Les côtes

On distingue deux types de côtes:

- La côte liée au massif dunaire et présentant une faible pente et inclinée vers la mer.
- La côte liée aux massifs de bordures caractérisés par une forte pente.

II.1.3.9. La plage

C'est une zone formée par les sables du massif dunaire et elle est considérée comme intermédiaire entre les eaux souterraines du massif dunaire et la mer.

II.1.3.10. Le massif karstique

Cette forme géomorphologique se rencontre au massif de Safia. Ce massif karstique est constitué de calcaires du crétacé inférieur. L'abondance de grottes et de cavernes favorisent l'accumulation des eaux.

II.1.3.11. Les formes d'érosion

Elles sont liées à l'action de précipitations, aux vents et à la faible résistance des sédiments quaternaires et à la néotectonique. Elles sont présentes dans toute l'étendue de la région du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest.

II.1.4. L'hydrologie

II.1.4.1. L'Oued EL- Kebir Ouest

L'Oued El- Kébir Ouest est un cours d'eau principal dont la longueur totale est d'environ 43Km. Sa largeur approximative est de 48 Km. Ses principaux affluents sont Oued Fendek, Oued El-Hammam et Oued El- Aneb. Il prend source au Sud dans les monts de Djebel Boutellis sur les hauteurs Sud d'Azzaba. Il traverse les bassins d'Azzaba et d'Essebt pour se déverser dans la mer tout en passant par le massif dunaire de Guerbez. Il draine une superficie de 1135 Km². Son apport hydraulique annuel est estimé à 282 Hm³ (ABH de Constantine, 2010). Ces principales caractéristique hydrologiques sont indiquées dans le tableau 02.

Tableau 02. Caractéristiques hydrologiques de l'Oued El-Kébir Ouest (ABH de Constantine, 2010)

Nom de l'oued	Longueur en Km	Principaux affluents	Amont de l'oued	Exutoire de l'oued	Superficie drainée en Km ²	Volume d'eau accumulé en Mm ³ /an
El- Kebir Ouest	43	Fendek, Hammam et Aneb	Dj Boutellis	Mer	1135	282

La variabilité du débit des oueds est directement liée aux conditions météorologiques (précipitations). Le débit moyen annuel enregistré à la station hydrométrique d'Ain Charchar située à la confluence des deux cours d'eau Hammam et Emchekel est de 4,57 m³/s soit 4,04 l/s/km² (1970-1980). Le maximum mensuel se situe au mois de février avec une moyenne mensuelle de 12,8 m³/s et le minimum des débits s'observe au mois d'août avec une valeur de 0,02 m³/s. Le débit de l'Oued Fendek varie de 0.5 - 0.1 l/s en été, jusqu'à quelques dizaines de m³/s durant les périodes de pluies en hiver.

Le débit à l'embouchure de l'Oued El Kebir Ouest est fortement variable avec des valeurs extrêmes de 1 m³/s en période sèche jusqu'à 225 m³/s lors des périodes de crues (Bouchareb, 2013).

II.1.4.2. Le barrage de Zit Emba

Implanté dans la commune de Bekhouche Lakhdar, le barrage de Zit Emba est un ouvrage d'une capacité totale initiale de 120 Mm³. Il est destiné à l'alimentation en eau potable de la commune d'Azzaba et assure l'irrigation d'un périmètre de 6 500 ha situé sur la plaine de Ben Azzouz. Ce barrage régularise 43.4 Hm³ annuellement (Daifallah, 2017). Le tableau 03 résume ses principales caractéristiques hydrauliques.

Tableau 03. Principales caractéristiques du barrage de Zit Emba (Daifallah, 2017).

Année de construction	1989
Année de Mise en eau	2002
Capacité	117,39 hm ³
Apport moyen annuel	50, 00 hm ³ /an
Envasement annuel	0, 24 hm ³ /an
Surface du bassin versant	485,00 km ²
Hauteur	55,00 m
Longueur	688,00 m

II.1.5. Hydrogéologie

Le système aquifère de la zone d'étude est la principale ressource en eau pour la population de la région de l'Oued El- Kébir Ouest. Il est constitué de plusieurs nappes qui sont exploitées à divers usages, alimentation en eau potable, industrielle, irrigation et élevage (Hannouche, 2010).

II.1.5.1. Les formations aquifères du bassin versant de l'Oued El- Kebir Ouest

La coupe effectuée dans la plaine alluviale de l'Oued El- Kebir Ouest, d'orientation Nord-Sud nous révèle l'existence de deux aquifères superposés (Figure 06).

La première nappe alluviale de Kebir Ouest est formée d'un mélange de sable, de graviers et de galets. Elle se localise sous un toit imperméable à semi perméable. Son épaisseur varie de 5 m au Nord (forage Ain Nechma 3) et peut aller jusqu'à 20 mètres au Sud (forage Das Loumi).

Etant captive, la deuxième nappe possède un toit imperméable formé d'argiles limoneuses dont l'épaisseur varie de 10 à 20 mètres, légèrement inclinée vers le Sud.

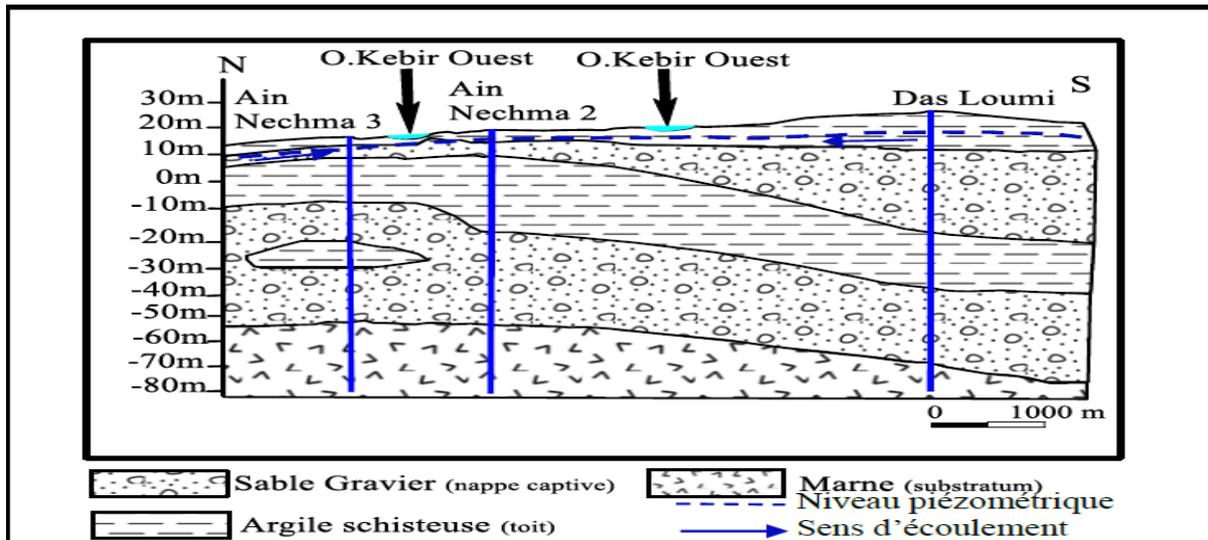


Figure 06. Coupe Hydrogéologique dans l'aquifère d'Azzaba (Bouleknafet, 2017).

II.1.5.2. Les formations aquifères du massif dunaire de Guerbès

Situé sur le bassin versant du côtier constantinois centre, le système aquifère de Guerbès constitue la principale ressource en eau pour la population de la région du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest. Il s'agit d'un aquifère essentiellement sableux qui abrite une nappe libre, et au-dessous duquel, il y a un deuxième aquifère alluvionnaire contenant une nappe profonde (figure 07). L'ensemble des deux aquifères à nappe libre et captive se confondent vers l'Ouest de la plaine (Boulegghem, 2015).

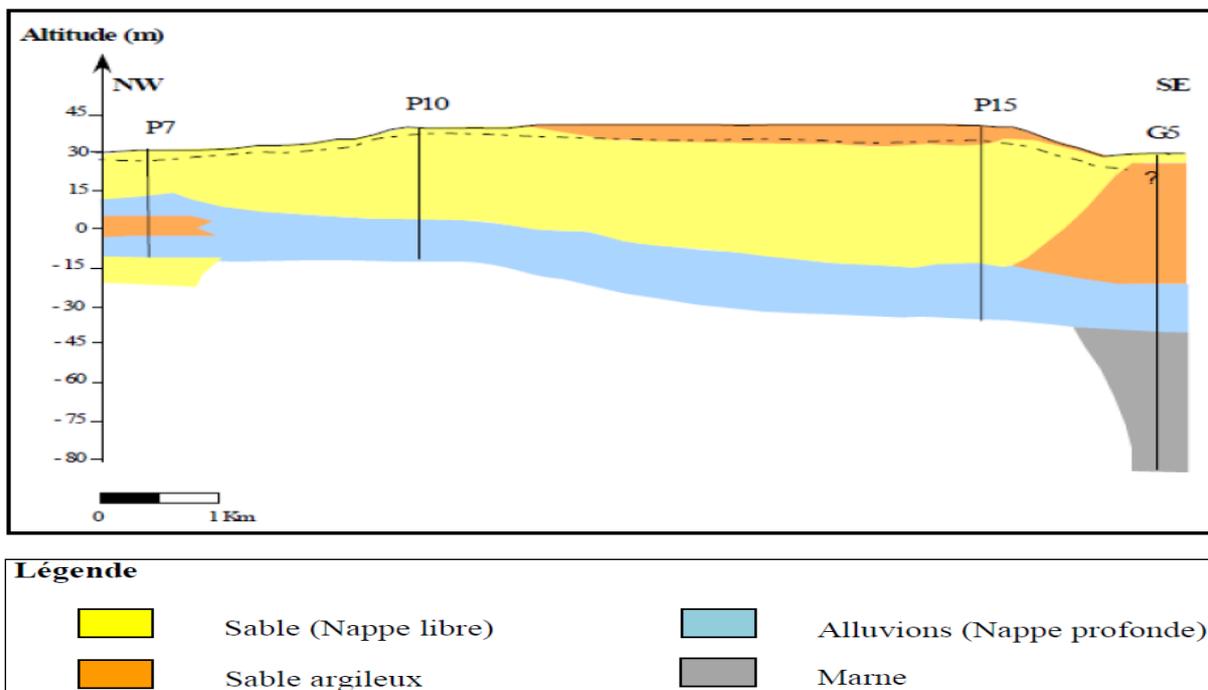


Figure 07. Coupe hydrogéologique des aquifères de Guerbès (Hadj-Said, 2007)

II.1.6. Hydrographie

II.1.6.1. Caractéristiques du réseau hydrographique

Le réseau hydrographique du bassin versant de l'Oued El-Kébir est constitué de l'ensemble des chenaux qui drainent les eaux de surface (canaux naturels de drainage, permanents ou temporaires) vers l'exutoire du bassin versant (Laborde, 2000). Trois éléments le caractérisent : sa hiérarchisation, son développement (nombre et longueur des cours d'eau) (figure 08) et son profil en long.

Ce réseau hydrographique très dense draine la totalité de la zone et un nombre considérable de marais et garâts du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest. Il leur permet d'être des terres humides qui doivent être protégés et pris en charge.

II.1.6.2. Principales ressources hydriques superficielles

-Les oueds

Le bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest se divise en deux parties ayant des caractéristiques sensiblement différentes : une zone intérieure et une zone côtière. La limite entre ces deux zones se situe à l'entrée de l'oued dans la plaine. La partie intérieure est drainée par deux oueds importants, Emchekel et Hammam, qui par leur confluence, quelques kilomètres à l'amont de la route N°44 de Constantine - Annaba, constituent l'Oued El Kébir. Le bassin versant de l'Oued Hammam est à son tour divisé en deux : celui de l'Oued El Hammam proprement dit dans la partie Est et celui de l'Oued Mougger dans la partie Ouest. Le cours amont de l'Oued Emchekel porte le nom de l'Oued Fendek drainant la zone Sud-Ouest du bassin. La partie centrale de la zone intérieure est occupée par la plaine d'Azzaba, où l'Oued Fendek devient Oued Emchekel.

La zone côtière comprend le tronçon de l'Oued El Kébir qui coule au milieu de la plaine côtière, ainsi que les bassins de deux affluents de l'Oued Kébir en rive droite, Oueds Magroun- El Aneb et Enncouche s'étendant des monts du Cap de Fer jusqu'au massif de l'Edough. En aval de la station d'Ain Charchar, l'Oued El-Kébir longe les limites assez incertaines du bassin versant qui le sépare de celui du lac Fetzara. A quelques Kilomètres à l'aval du confluent de l'Oued Enncouche, il se jette en mer entre les dunes de sable de la plage de Guerbes-La Marsa, près de l'extrémité Est de celle-ci. Son débouché peu marqué se trouve souvent obstrué pendant l'étiage par les dépôts sableux (Visiterv, 1982).

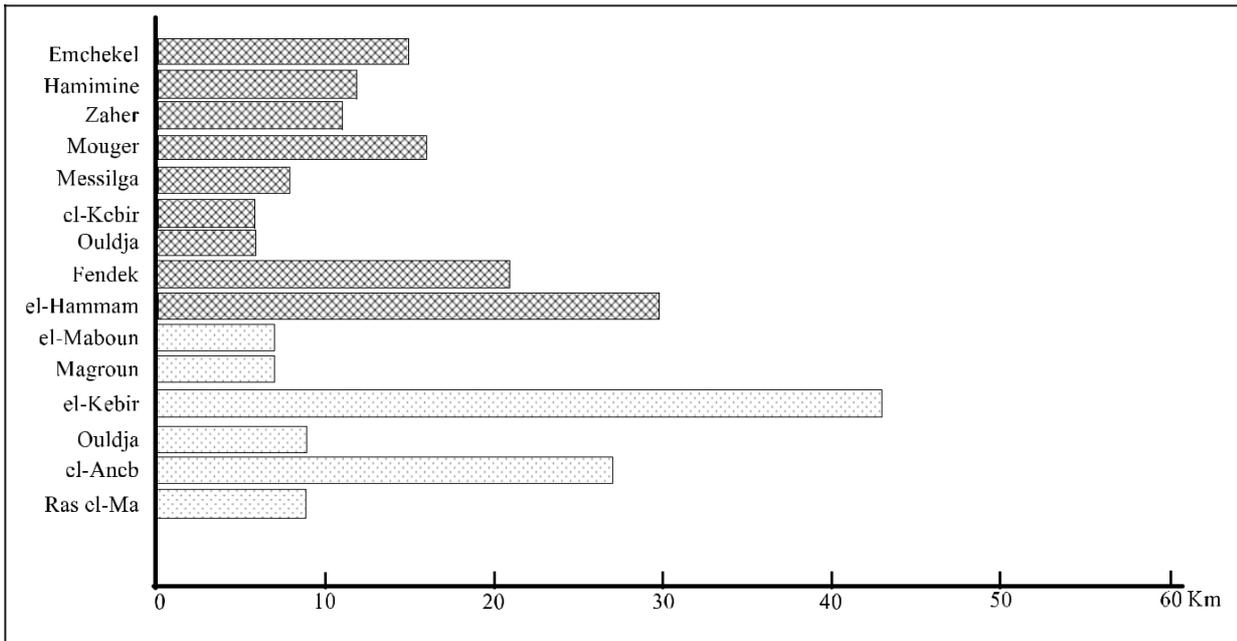


Figure 08. Longueur des principaux oueds dans le bassin versant de l'Oued El- Kebir Ouest (Bouleknafet, 2017)

-Les marais

Les marais constituent des petites pièces d'eau stagnantes, peu profondes où se développent et se reproduisent des espèces végétales et animales nombreuses. C'est une zone humide. Ils se forment dans des zones mal drainées par le réseau hydrographique, et à sous-sol imperméable. On les trouve dans des zones peu accidentées, soit à proximité de cours d'eau ou de la mer, ou encore dans des creux dépourvus d'écoulement vers la mer (endoréisme).

Cette forme des eaux superficielles se trouve dans les bas- fond de la plaine de Ben Azzouz où la texture des sols est argileuse, ces zones favorisent la stagnation des eaux pluviales ou parfois des inondations résultant des crues des cours d'eau. Cette récession représente une richesse d'eau supplémentaire dont jouit la région, tant en termes de ressources en eau qu'en termes de biodiversité.

-Les garâat

Ce sont des dépressions qui se remplissent des crues des oueds pendant la période hivernale, ou par les eaux de pluie. Leur description sommaire est protégée dans le tableau 04.

Tableau 04. Principales marais et garâat dans la plaine de l'Oued El-Kebir Ouest (Bouleknafet, 2017).

Dénomination	Coordonnés Lambert	Code de site	A. (ha)	Alt. (m)	Description
<i>G. Dissaya</i>	36° 52' N 07° 21' E	21 013 300 01	2	/	Petite dépression qui se remplit des crues des oueds pendant la période hivernale. Elle est saisonnière et est peu importante.
<i>G. El-Khemissa</i>	36° 52' N 07° 21' E	21 013 300 02	2	/	//
<i>G. Lougnaat</i>	//	21 013 300 03	3	22	Petite dépression temporaire.
<i>G. Moussissi</i>	//	21 023 300 04	392	6	Prairie alimenté par Oued El Kebir Ouest. Elle est temporaire profondeur maximale 0.5 m.
<i>G. Sidi Fritis</i>	//	21 023 300 05	45	14	Marécage entre les dunes de sable. l'eau y est douce et peut être temporaire.
<i>G. Chichaya</i>	36° 53' N 7° 17' E	21 023 300 06	4	13	Marécage entre les dunes de sable.
<i>G. Sidi Makhlouf</i>	//	21 023 300 07	5	13	De moindre importance.
<i>G. Boumaiza</i>	//	21 033 300 08	6	19	//
<i>G. Beni Mohamed</i>	36° 58' N 7° 16' E	21 043 300 09	462	6	Vaste prairie côtière.
<i>G. Elhaoues</i>	36° 58' N 7° 15' E	21 043 300 10	287	2	Vaste prairie côtière inondable
<i>G. Messoussa</i>	36° 56' N 7° 15' E	21 043 300 11	32	6	Lac d'eau douce entièrement boisé en aulne glutineux (<i>Aulus glutinosa</i>), détruit à moitié par les sables mouvants.
<i>G. Hadj Tahar</i>	36° 52' N 7° 15' E	21 053 300 12	112	19	Lac d'eau douce généralement remplis toute l'année. On y trouve les nénuphars et des oiseaux d'eau.
<i>G. Dahria</i>	36° 59' N 7° 15' E	21 060 380 13	30	1	Lac situé sur l'embouchure de l'oued el kébir avec la mer méditerranée. C'est un lac d'eau salée permanent.

(A. : aire ; Alt. : altitude)

II.1.7. L'orographie

Le relief du bassin versant de l'Oued Kebir Ouest est très diversifié. Il englobe les plaines avec plus de 30% de la superficie du bassin et les versants occupent la plus grande part (47%), les collines (20%) et les montagnes (moins de 1%) (Daifallah, 2008).

II.1.7.1. Les montagnes

Elles représentent l'unité la moins fréquente. Les montagnes n'occupent que 10.17 km², soit 0.90% de la superficie totale du bassin versant. Cette unité dépasse les 850 m d'altitude. Elle forme la limite Sud du bassin par les Djebels Mermera et Taya. Ces montagnes sont caractérisées par des pentes très raides supérieures à 25% et par des surfaces forestières incendiées par endroits, des maquis dégradées et des parcours.

II.1.7.2. Les collines

Ayant des altitudes comprises entre 450 et 850 m, les collines s'étendent sur 228.43 km², soit 20.21% de la superficie totale du bassin versant. Parmi ces collines on site :

- Djebel Debagh (624 m), Djebel Manchoura (563 m) situés au Sud-est du bassin.
- Djebel Boufernan (534 m) et Djebel Fenngant (649 m) situés au Sud-ouest du bassin.
- Djebel Fej-Fhoul (553 m) et Djebel El Alia (660 m) situés respectivement dans les deux parties Nord-Est et Nord-Ouest du bassin versant.

II.1.7.3. Les versants

Ils représentent les surfaces les plus étendues ayants des altitudes de 50 à 450 m. Leur superficie est estimée à 532.13 km², soit 47.08% de la superficie totale du bassin versant.

Cette unité se caractérise par une exposition généralement au Nord, des pentes moyennes à fortes (>12 %) et une dominance des roches moyennement résistantes tels que les grés sur lesquels les cultures et les maquis sont installés.

II.1.7.4. Les plaines

Ayant des altitudes moins de 50 m, les plaines constituent presque 31.81% de superficie totale du bassin versant, soit 359.53 km². Parmi les plaines du bassin on distingue la grande plaine d'Azzaba, située dans le sous bassin de l'Oued Emchekel à l'Ouest et la plaine de l'Oued El Hammam aux terrasses peu développées.

II.1.8. Le climat

L'étude des caractéristiques climatiques et l'évolution du climat dans le temps et dans l'espace restent nécessaires pour toute étude relative à un milieu naturel. 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 (Boussaha, 2018).

La zone d'étude se situe à proximité de la côte de la Mer Méditerranée, elle est caractérisée par un climat de type méditerranéen avec un hiver pluvieux et un été chaud et sec (Bougouizi, 2014). Son régime climatique dépend de deux paramètres principaux : la précipitation météorologique et la température.

A partir des données météorologiques disponibles, sont ressortis les caractères généraux du climat de la région du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest, ses nuances spatiales et ses irrégularités temporelles.

II.1.8.1. Présentation des stations météorologiques

Plusieurs stations pluviométriques sont implantées dans le bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest et leurs périodes de fonctionnement varient d'une station à une autre.

Dans cette étude, nous avons utilisé les données relatives aux trois stations météorologiques de: Ain Charchar, Azzaba et Bekouche Lakhder (Tableau 05) sur une période de 35 ans (1980-2015). Les données sont des moyennes mensuelles des précipitations et des températures recueillies auprès de l'ANRH de Constantine.

Tableau 05. Coordonnées géographiques des stations météorologiques retenues dans l'étude du climat du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest (ANRH- Constantine)

Station	Ain Charchar	Azzaba	Bekouche Lakhdar
Coordonnées			
X	909,50	892,3	898,999
Y	393,27	391,35	386,205
Altitude (m)	34	91	81
Code	031201	031106	031102

II.1.8.2. Les facteurs climatiques

- Les précipitations

La pluviométrie est un facteur climatique très important, conditionnant l'écoulement saisonnier et influençant directement le régime des cours eau, ainsi que celui des nappes aquifères. Les bassins de la wilaya de Skikda appartiennent à l'une des régions les plus arrosées du Nord de l'Algérie. Ceci justifie leur appartenance au climat méditerranéen sub-humide à humide (Benrabah, 2006). Les hauteurs des pluies moyennes mensuelles enregistrées durant la période d'observation (1980 - 2015) sont portées dans le tableau 06.

Tableau 06. Précipitations moyennes mensuelles en mm (1980/2015) (ANRH-Constantine)

Station/ Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août
Ain Charchar	47,99	84,38	103,91	155,11	117,14	105,94	84,09	61,14	42,91	13,66	3,21	8,49
Azzaba	47,11	73,27	102,32	127,25	103,23	83,94	63,80	44,83	29,87	10,32	0,70	3,31
Bekouche Lakhder	37,50	60,75	93,82	131,36	105,27	79,20	69,14	48,91	23,93	11,32	1,18	4,42

Les valeurs de précipitations moyennes mensuelles des trois stations pour la période de (1980 – 2015) sont traduites dans l'histogramme (Figure 09). Le mois de juillet est le mois le plus sec où les précipitations sont presque nulles 0.70 mm pour la station d'Azzaba. La hauteur maximale de précipitations moyennes mensuelles est enregistrée au mois de décembre pour les trois stations où elle atteint la valeur maximale 155.11 mm dans la station d'Ain Charchar.

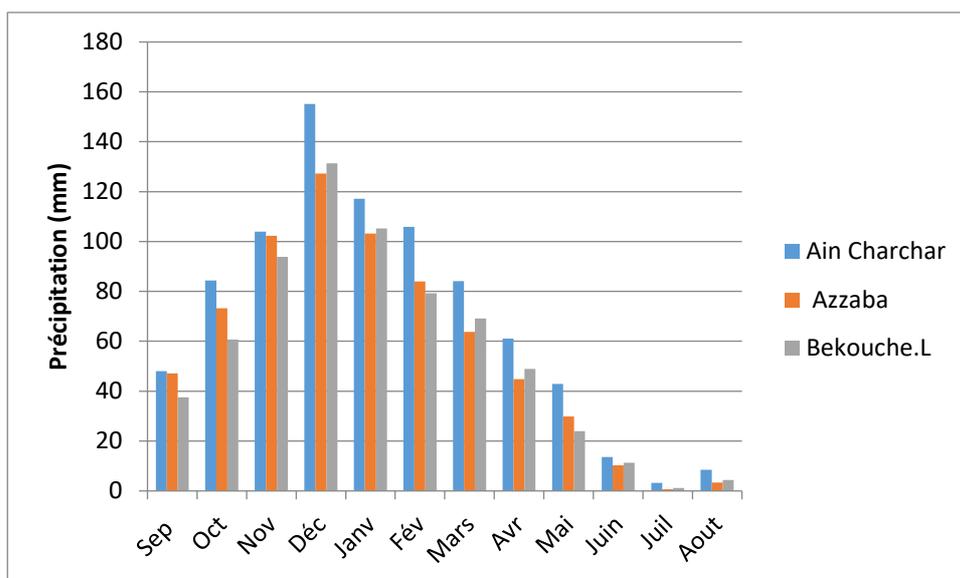


Figure 09. Histogramme des précipitations moyennes mensuelles (1980/2015)

- **La température**

La température est un excellent paramètre pour caractériser le climat. Les facteurs thermiques agissent directement en interaction avec d'autres, comme les facteurs météorologiques (précipitations, ensoleillement, vent, etc.) et biogéographiques, sur l'évaporation et par conséquent sur le déficit d'écoulement annuel et saisonnier.

L'analyse des données de la température est basée sur les données relevées au niveau des trois stations Ain Charchar, Azzaba et Bekouche Lakhder pour la période de 1980-2015.

Tableau 07. Températures moyennes mensuelles en °C (1980-2015) (ANRH-Constantine)

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août
Ain Charchar	24	20	16	12	11	11	13	15	18	22	25	26
Azzaba	27	23	18	15	15	15	17	19	22	25	28	29
Bekouche Lakhder	25	21	15	13	12	11	12	15	18	21	26	27

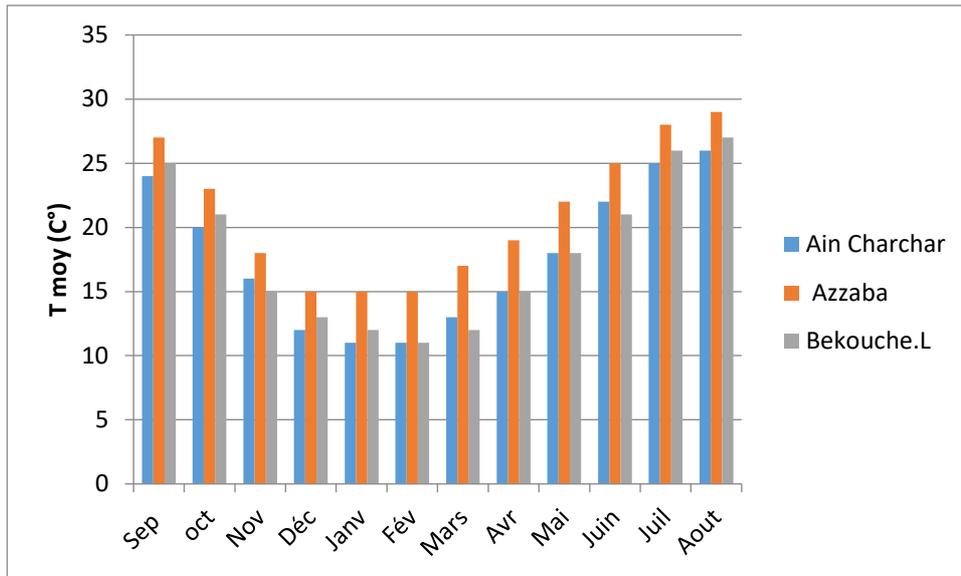


Figure 10. Histogramme des températures moyennes mensuelles (1980/2015)

L'histogramme des températures moyennes mensuelles montre une différence assez proche entre les températures des quatre stations (Figure 10). Les moyennes mensuelles les plus élevées sont observées essentiellement pendant la période estivale, dont le mois le plus chaud est le mois d'Août avec une température maximale de 29 °C pour la station d'Azzaba. Par contre les températures les plus basses sont observées pendant la période d'hiver (Décembre à Mars) dont le mois de Janvier est le mois le plus froid avec une température minimale de 11°C pour la station d'Ain Charchar.

- L'humidité

L'humidité relative de l'air montre l'état de l'atmosphère en expliquant s'il est plus ou moins proche de la condensation. Elle correspond au rapport de la tension de vapeur réelle observée à la tension de vapeur saturante à la même température elle est exprimée en %. Ce paramètre intervient comme coefficient de l'évapotranspiration lorsqu'il est inférieur à 50%.

Le manque des données aux stations d'Azzaba, Ain Charchar, et Bekouche Lakhder nous a conduits à étudier seulement l'humidité relative enregistrée à la station de Skikda (Tableau 08).

Tableau 08. Moyennes mensuelles de l'humidité en (%) à la station de Skikda (1980- 2013)

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août
Station de Skikda	73,27	72,78	72,89	73,26	74,55	73,85	73,11	73,05	74,49	73,6	71,85	72,67

- 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.

La région de Skikda est très exposée aux vents. Ces derniers sont caractérisés par leurs fréquences, direction et vitesse. Les vents dominants sont d'Ouest en Est, chargés d'humidité au Sud - Ouest. Au niveau des piémonts, on note la présence d'un vent chaud et sec : le Sirocco (ONEDD de Skikda, 2012). La vitesse maximale moyenne des vents qui soufflent la région de Skikda est enregistrée durant le mois de Décembre avec une valeur de 20,58 m/s (Tableau 09).

Tableau 09. La vitesse moyenne mensuelle des vents de la station météorologique de la wilaya de Skikda (1997 - 2011)

Moi	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
Vitesse Minimale	3.53	3.45	3.36	3.15	2.78	2.74	2.83	2.77	2.79	2.94	3.52	3.99
Vitesse maximale	19.42	18.58	19.86	19.31	15.69	15.15	14.36	15.4	15.2	16.42	18.92	20.58

II.1.8.3. Le diagramme Ombro-thermique

On l'appelle aussi les courbes pluviométriques. Il est représenté graphiquement par la combinaison de deux facteurs, la température (°C) et les précipitations (mm). Les températures sont reportées à l'échelle double des précipitations selon la définition de GAUSSEN 1958. Un mois est considéré sec lorsque ses précipitations totales sont inférieures ou égales au double de ses températures ($P \leq 2T$).

A partir des diagrammes ombro-thermique des trois stations (Figures 11, 12 et 13), on distingue une saison sèche commence du début du mois de Mai et s'étant jusqu'au début du mois d'Octobre et une saison humide allant de la fin d'Octobre jusqu'au le mois d'Avril.

Sur le plan temporel, on constate une nette coïncidence typiquement méditerranéenne entre le maximum thermique et le minimum pluviométrique, ce qui se traduit par une sécheresse marquée où l'évapotranspiration atteint son maximum.

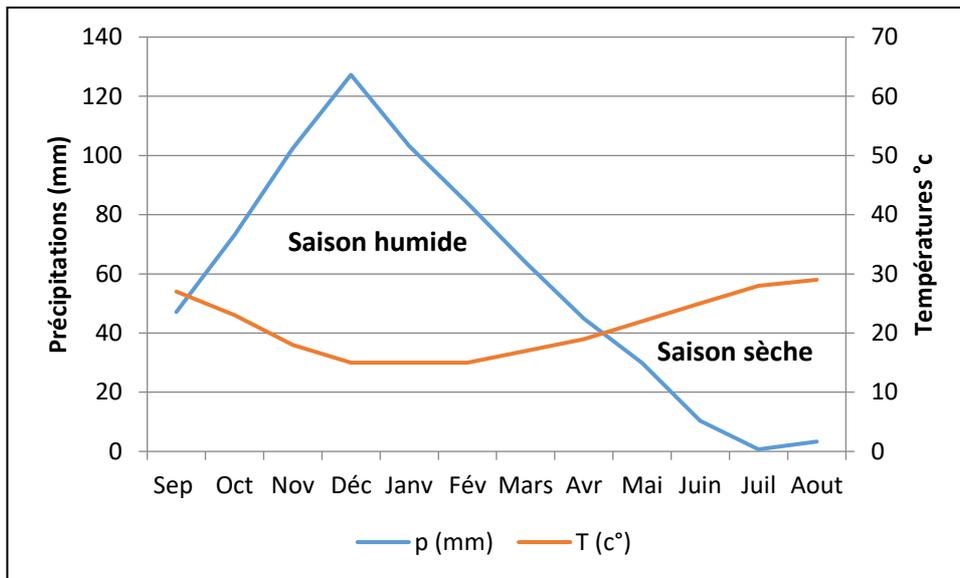


Figure 11. Diagramme Ombro-thermique de la station d'Azzaba (1980/2015)

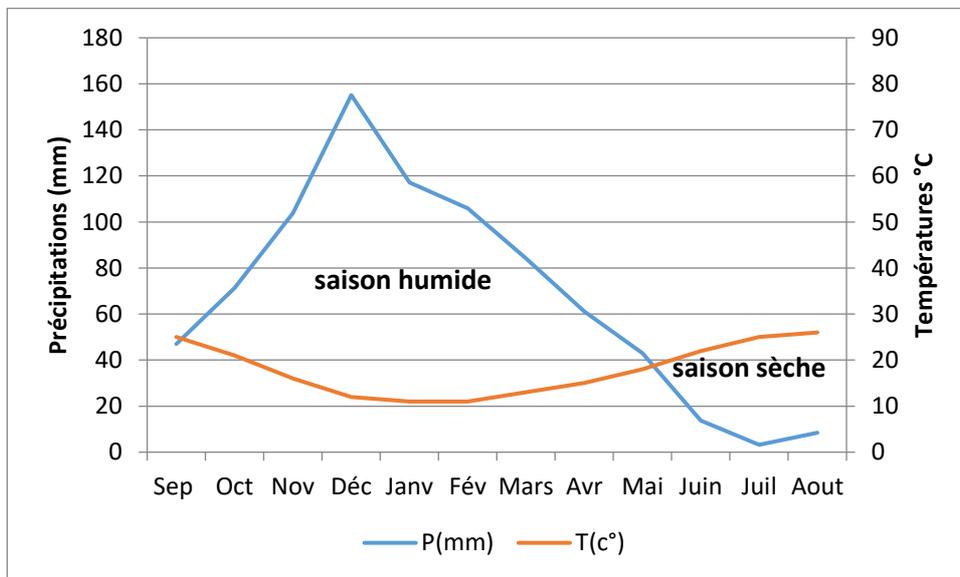


Figure 12. Diagramme Ombro-thermique de la station d'Ain Charchar (1980/2015)

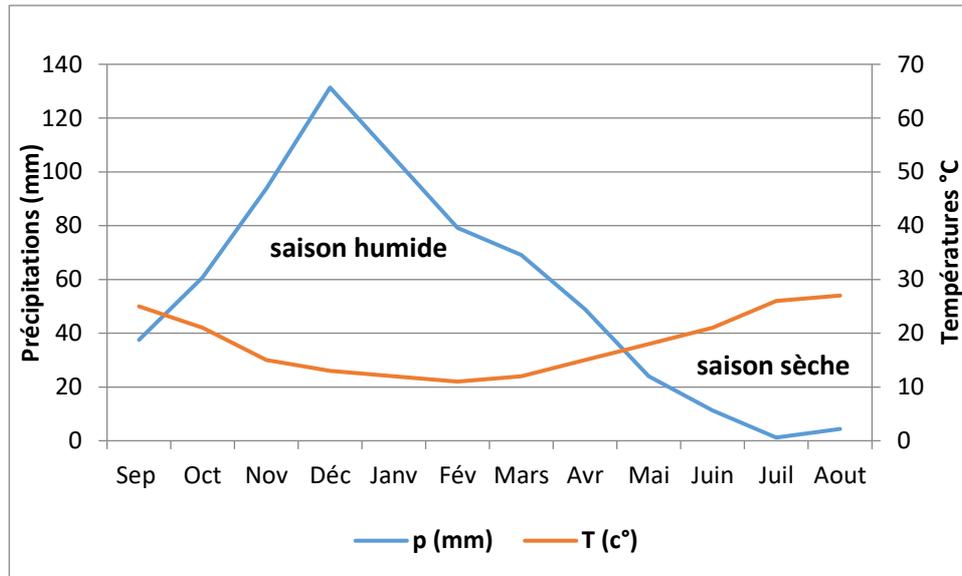


Figure 13. Diagramme Ombro-thermique de la station de Bekouche Lakhdar (1980/2015)

II.1.8.4. Détermination du type de climat (Indice De Martonne)

Pour la détermination du type de climat De Martonne (1925) a proposé une formule climatologique appelée indice d'aridité qui est fonction de la température moyenne annuelle et des précipitations moyennes annuelles :

$$A = P / T + 10$$

Avec :

- **A** : indice d'aridité annuelle
- **P** : précipitations moyennes annuelles en mm.
- **T** : températures moyennes annuelles en mm.

Selon De Martonne :

- * $A < 5$: le climat est hyper aride
- * $5 < A < 10$: le climat est très sec
- * $10 < A < 20$: le climat est sec
- * $20 < A < 30$: le climat est tempéré
- * $A > 30$: le climat est humide (écoulement abondant)

Les résultats des calculs sont récapitulés dans le tableau ci-dessous:

Tableau 10. Indice d'aridité annuelle (A) (d'après la formule de Martonne)

Stations	P (mm)	T (°C)	A
Ain Charchar	827,87	18	29,57
Azzaba	689,87	21	22,25
Bekouche.L	666,8	18	23,81

Les valeurs de l'indice d'aridité calculées pour les quatre stations montrent que le climat est du type tempéré puisque elles sont comprises entre 20 et 30.

II.1.8.5. Calcul du bilan hydrique

Le bilan hydrique a pour but principal d'établir une équation d'équilibre entre les apports et les pertes qui influent directement sur la variation des réserves d'eau au dessus d'une surface donnée. Pour cela, le calcul sera effectué sur la base des données des précipitations et des températures enregistrées dans les stations d'Ain Charchar, Azzaba et Bekouche Lakhder qui possèdent des séries d'observations homogènes et continues sur une période de 35 ans (1980 - 2015).

Le bilan hydrique est calculé par la méthode de Thornthwaite, selon la formule suivante :

$$P = ETR + I + R$$

Avec :

P : Précipitation moyenne annuelle en (mm)

ETR : Evapotranspiration réelle moyenne annuelle en (mm)

I : Infiltration moyenne annuelle (mm)

R : Ruissellement de surface moyen annuel (mm)

➤ **L'évapotranspiration**

L'évapotranspiration est l'ensemble des phénomènes d'évaporation (processus physique) et de transpiration (processus biologique). On distingue l'évapotranspiration potentielle (ETP) et l'évapotranspiration réelle (ETR) :

- **L'évapotranspiration potentielle (ETP)**

C'est la somme des quantités d'eaux pouvant s'évaporer et transpirer sur une surface donnée, et pendant une période donnée. En considérant des apports d'eaux suffisants. L'ETP est calculée par la formule C.W Thornthwaite (1948). Elle est donnée par l'expression suivante :

$$\text{ETP (mm)} = 16 (10 T/ I)^{ak}$$

Où

$$I = \sum i = (T/5)^{1.5}$$

$$a = (1.6/100) I + 0.5$$

Avec:

ETP: évapotranspiration potentielle en mm.

T: Température moyenne mensuelle °C.

i: Indice thermique mensuel.

I: Indice thermique annuel.

K: Coefficient d'ajustement mensuel.

- **L'évapotranspiration réelle (ETR)**

Par définition, on appelle évapotranspiration réelle effective actuelle ou encore déficit d'écoulement (ETR), la somme de l'évapotranspiration et de la transpiration réelle pour une surface donnée et une période définie.

On estime l'évapotranspiration réelle (ETR) par la méthode de Thornthwaite qui repose sur le volume des précipitations. Trois cas peuvent se présenter :

- 1^{er} cas: $P \geq \text{ETP} \Rightarrow \text{ETR} = \text{ETP}$

Il y a reconstitution des réserves du sol jusqu'à saturation. Le surplus de précipitations constitue l'écoulement superficiel.

- 2^{ème} cas: $P < \text{ETP} \Rightarrow \text{ETR} = P + \text{RFU}$

Dans ce cas, on puisera dans les réserves du sol jusqu'à satisfaction de l'ETP.

- 3^{ème} cas: $P < \text{ETP}$ et $\text{RFU} = 0 \Rightarrow \text{ETR} = P$

Dans ce dernier cas on aura un déficit qui représente la quantité d'eau à apporter pour l'irrigation. C'est le déficit agricole (DA).

➤ **Représentation graphique du bilan hydrique**

L'établissement du bilan hydrique nous permet de connaître les différents paramètres (ETP, ETR, RFU, DA, EXD) qui nous aident à comprendre le fonctionnement des systèmes hydrauliques de surface.

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).

Les figures 14, 15 et 16 présentent le graphisme du bilan d'eau (Thornthwaite) qui illustre les résultats des tableaux N° 11, 12 et 13.

Tableau 11. Bilan hydrique d'après la méthode de C.W. Thornthwaite (Station d'Ain Charchar).

Période	P (mm)	T (°C)	<i>i</i>	K	ETP (mm)	ETR (mm)	RFU (mm)	DA (mm)	EXD (mm)
S	47,99	24	10,75	1,03	113,88	47,99	0,00	65,89	0,00
O	84,38	20	8,16	0,97	76,50	76,50	7,88	0,00	0,00
N	103,91	16	5,82	0,86	44,85	44,85	66,94	0,00	0,00
D	155,11	12	3,76	0,81	24,79	24,79	100,00	0,00	97,26
J	117,14	11	3,30	0,87	22,66	22,66	100,00	0,00	94,48
F	105,94	11	3,30	0,85	22,14	22,14	100,00	0,00	83,80
M	84,09	13	4,25	1,03	36,56	36,56	100,00	0,00	47,53
A	61,14	15	5,28	1,10	50,91	50,91	100,00	0,00	10,23
M	42,91	18	6,95	1,21	78,50	78,50	64,41	0,00	0,00
J	13,66	22	9,42	1,22	114,80	78,07	0,00	36,73	0,00
J	3,21	25	11,44	1,24	147,87	3,21	0,00	144,66	0,00
A	8,49	26	12,13	1,16	148,75	8,49	0,00	140,26	0,00
Année	827,97	17,75	84,56	-	882,21	494,68	-	387,54	333,29

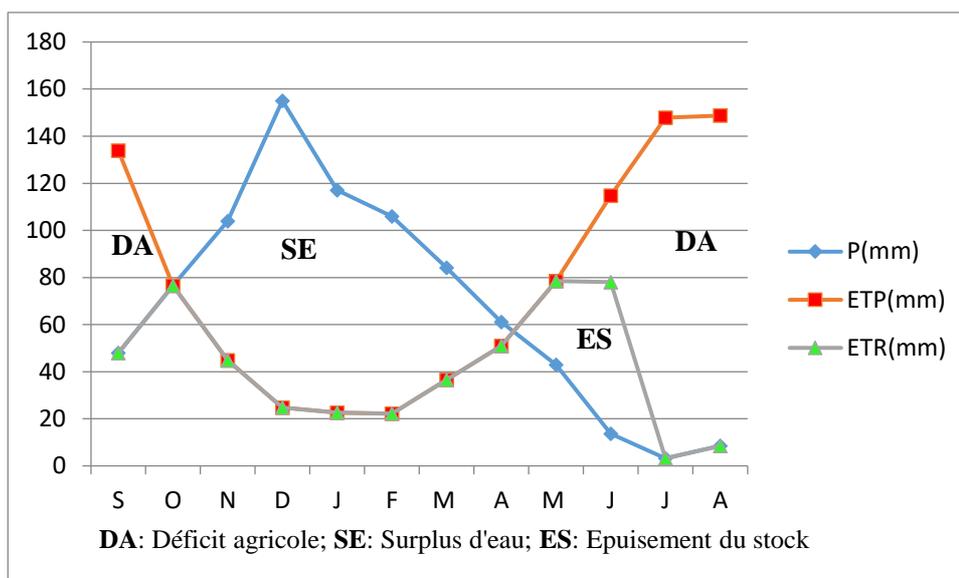


Figure 14. Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite (Station d'Ain Charchar 1980-2015)

Tableau 12. Bilan hydrique d'après la méthode de C.W. Thornthwaite (Station d'Azzaba)

Période	P (mm)	T (°C)	<i>i</i>	K	ETP (mm)	ETR (mm)	RFU (mm)	DA (mm)	EXD (mm)
S	47,11	27,00	12,85	1,03	126,64	47,11	0,00	79,53	0,00
O	73,27	23,00	10,08	0,97	83,35	73,27	0,00	10,08	0,00
N	102,32	18,00	6,95	0,86	42,74	42,74	59,58	0,00	0,00
D	127,25	15,00	5,28	0,81	26,78	26,78	100,00	0,00	60,05
J	103,23	15,00	5,28	0,87	28,77	28,77	100,00	0,00	74,46
F	83,94	15,00	5,28	0,85	28,11	28,11	100,00	0,00	55,83
M	63,80	17,00	6,38	1,03	45,05	45,05	100,00	0,00	18,75
A	44,83	19,00	7,55	1,10	61,68	61,68	83,15	0,00	0,00
M	29,87	22,00	9,42	1,21	94,15	94,15	18,87	0,00	0,00
J	10,32	25,00	11,44	1,22	126,30	29,19	0,00	97,11	0,00
J	0,70	28,00	13,58	1,24	165,36	0,70	0,00	164,66	0,00
A	3,31	29,00	14,32	1,16	167,31	3,31	0,00	164,00	0,00
Année	689,95	21,08	108,39	-	996,24	480,86	-	515,38	209,09

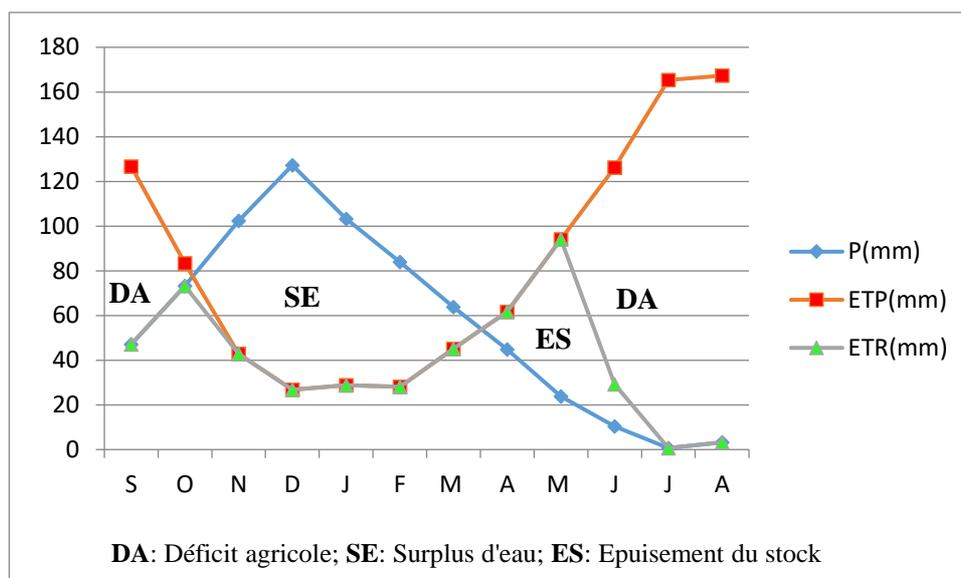


Figure 15. Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite (Station d'Azzaba 1980-2015)

Tableau 13. Bilan hydrique d'après la méthode de C.W. Thornthwaite (Station de Bekouche Lakhder).

Période	P (mm)	T (°C)	<i>i</i>	K	ETP (mm)	ETR (mm)	RFU (mm)	DA(mm)	EXD (mm)
S	37,50	25,00	11,44	1,03	121,30	37,50	0,00	93,8	0,00
O	60,75	21,00	8,68	0,97	82,31	60,75	0,00	21,56	0,00
N	93,82	15,00	5,28	0,86	38,77	38,77	55,05	0,00	0,00
D	131,36	13,00	4,25	0,81	27,90	27,90	100,00	0,00	60,37
J	105,27	12,00	3,76	0,87	25,78	25,78	100,00	0,00	74,01
F	79,20	11,00	3,30	0,85	21,38	21,38	100,00	0,00	50,56
M	69,14	12,00	3,76	1,03	30,52	30,52	100,00	0,00	15,92
A	48,91	15,00	5,28	1,10	49,58	49,58	100,00	0,00	0,00
M	23,93	18,00	6,95	1,21	76,84	76,84	58,93	0,00	0,00
J	11,32	21,00	8,78	1,22	103,55	11,73	0,00	91,82	0,00
J	1,18	26,00	12,13	1,24	157,30	1,18	0,00	156,12	0,00
A	4,42	27,00	12,85	1,16	157,88	4,42	0,00	153,46	0,00
Année	666,80	18	86,46	-	893,11	381,93	-	516,76	200,86

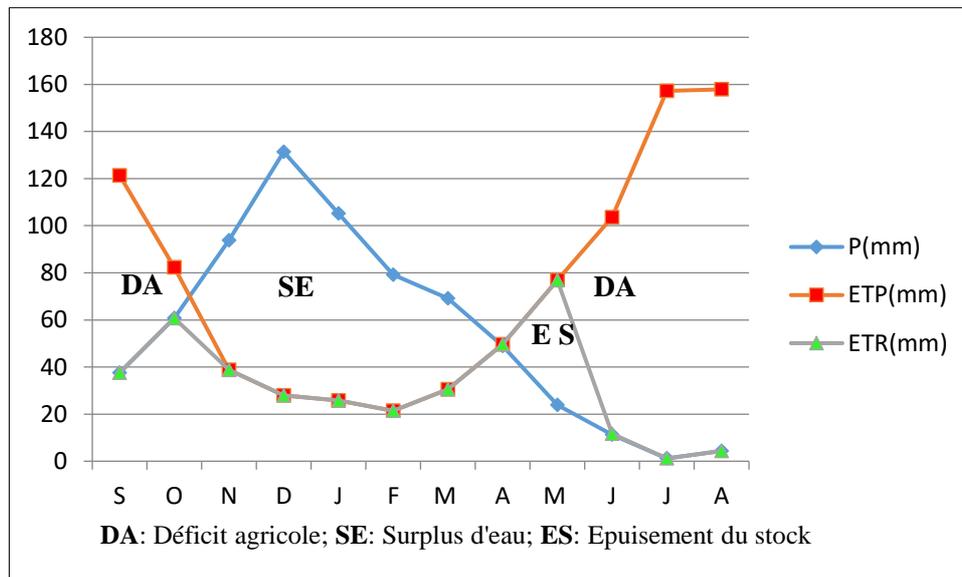


Figure 16. Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite (Station de Bekouche Lakhder 1980-2015)

- **Interprétation du bilan hydrique**

Généralement, quand la RFU est totale, on remarque un surplus d'eau accompagné par un ruissellement jusqu'à la fin du mois de Mars. A partir du mois d'Avril, la RFU commence à diminuer ce qui engendre un épuisement du stock d'eau jusqu'à mois de Juin où il devient nul et commence la période de déficit agricole qui nécessite l'irrigation (saison agricole) qui s'étend jusqu'au mois d'Octobre.

L'évapotranspiration potentielle (ETP) dans les trois stations (Ain Charchar, Azzaba, et Bekouche Lakhder) atteint son maximum au mois d'Août (148,75 mm à 167,31 mm) et son minimum au mois de Février (21,38 mm à 28,11 mm). L'excédent annuel est de l'ordre de 266,31 mm, 209,9 mm et de 200,86 respectivement pour les trois stations d'Ain Charchar, Azzaba et Bekouche Lakhder.

II.1.9. Le tapis végétal

Dans un bassin versant, le couvert végétal a un rôle prépondérant. Par son abondance, il joue un rôle important d'atténuation des crues, et contrairement par son absence ou sa discontinuité, il favorise l'érosion hydrique.

II.1.9.1. Le domaine agricole

- Les terrains agricoles

Ce sont les terrains occupés par les cultures englobant les céréalicultures, la jachère, les cultures industrielles notamment maraîchère. Ils occupent une superficie de 172,89 Km² soit 43,66% de la superficie totale du sous bassin versant. Ceci indique que la zone est à vocation agricole.

- Les terrains arboricoles

La part réservée à ce type de culture est faible soit 2,27% du total du bassin versant. Cette culture est localisée au Sud du sous bassin.

- L'olivier

Les oliviers occupent une superficie réduite de 0,67 Km. On les trouve sur les piedmonts et les terrains à pente faible.

II.1.9.2. La végétation naturelle

La végétation naturelle représente 48,68% de la totalité du bassin versant (figure 17). Elle Regroupe :

- Les forêts et les maquis

Ils sont localisés sur des terrains de moyennes à fortes pentes et jouent un rôle important dans la protection du sol notamment contre l'érosion.

Les forêts couvrent 7,14% de la superficie totale dont la forêt dense occupe 0,48% tandis que la forêt claire occupe 6,66%. Elles se trouvent au centre et au Sud Ouest du bassin versant.

Les maquis occupent un territoire de 127,63 Km² de la superficie totale du sous bassin versant. Dans cet ensemble, on distingue les maquis clairs et les maquis denses. Ils se localisent au Nord et à l'Ouest du sous bassin versant.

- Le reboisement

La superficie concernant le reboisement s'élève à 19, 72 Km² de la superficie totale, elle se localise au Nord Ouest et au Sud du bassin versant ce qui correspond aux forêts de Sanhadja.

- **Terrains nus**

Ces terrains représentent une superficie de 16,75 Km² soit 4,23% de la superficie totale du bassin versant.

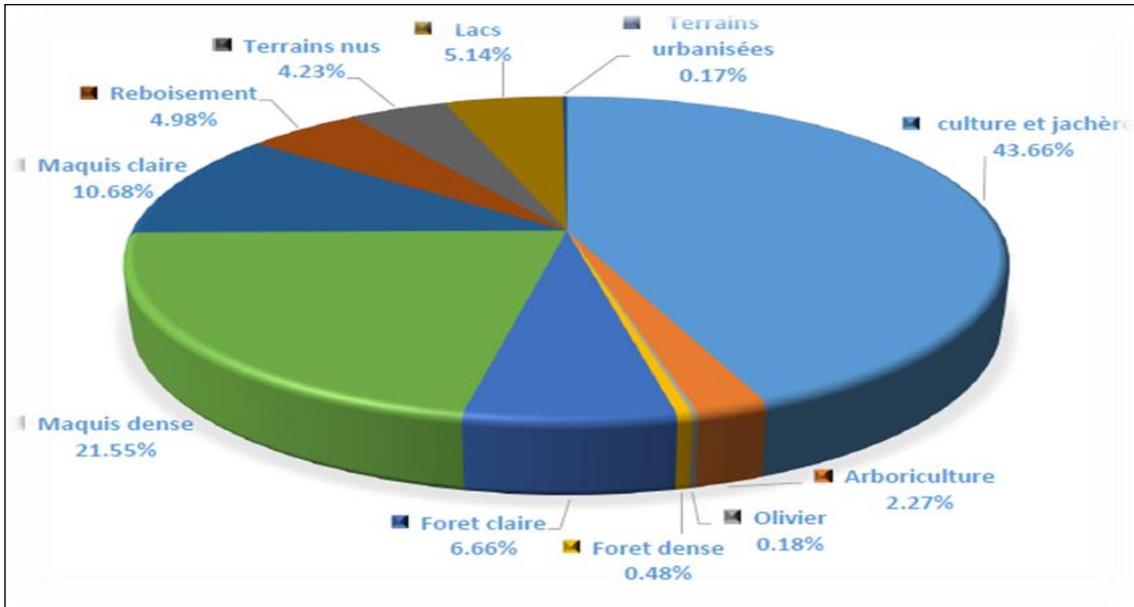


Figure 17. Répartition des types de végétation dans la plaine de l'Oued El-Kebir Ouest (Boulkenafet, 2017).

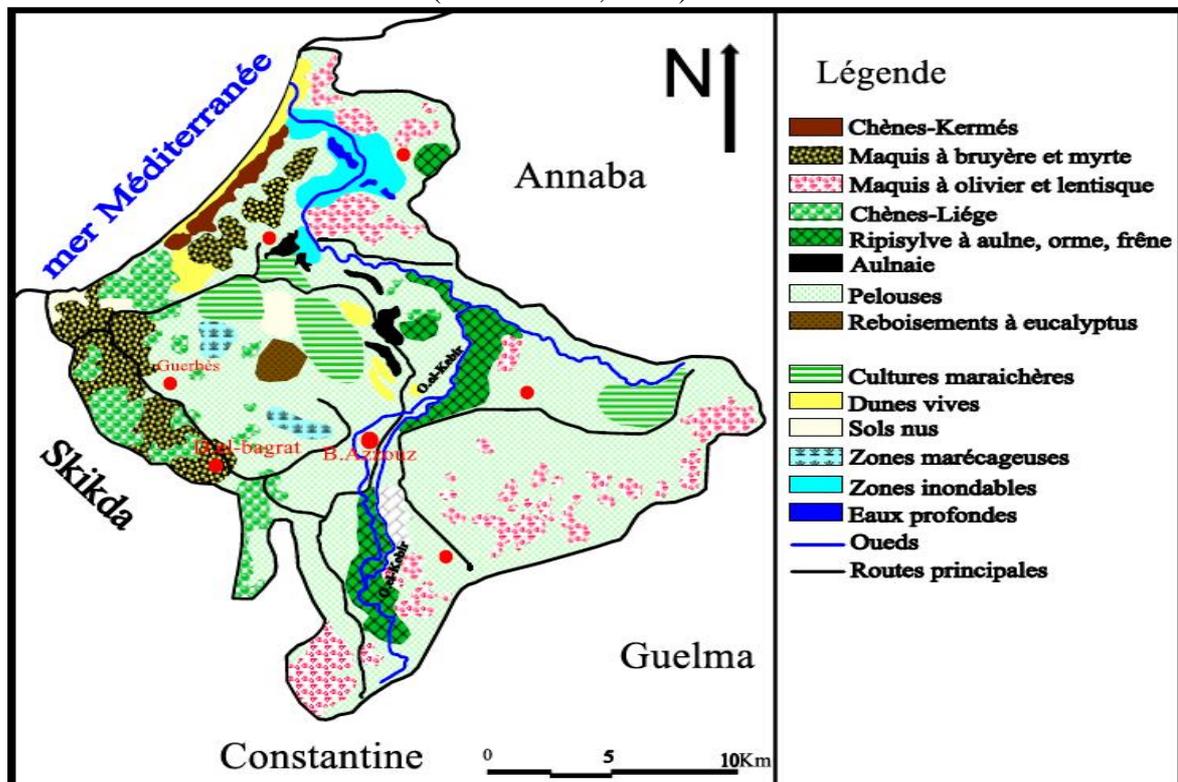


Figure 18. Les types de végétation dans le bassin versant d'El-Kebir Ouest (DSA de Skikda)

II.1.10. Autres occupations du sol (exploitation de site)

II.1.10.1. Le pâturage

La commune de Ben Azzouz est bien connue par l'activité de pâturage. L'Oued El Kebir Ouest est utilisé massivement pour le pâturage notamment en période sèche lorsque les niveaux d'eau baissent et tous les points de site deviennent accessibles.

II.1.10.2. L'industrie

Dans le bassin versant de Oued El- Kébir Ouest, l'industrie est jugée un utilisateur faible en matière d'eau puisqu'elle pompe des quantités d'eau négligeables (11.76 %) par rapport aux autres usagers. Cependant, plusieurs unités industrielles implantées depuis de nombreuses années déjà, déversent leurs déchets liquides dans les eaux de l'Oued El- Kebir Ouest (Tableau 14).

Tableau 14. Les unités industrielles polluantes de l'Oued El- Kebir Ouest

Dénomination du complexe	Localisation	Types de produits fabriqués
Sarl Briqueterie Ben Azzouz	Boumaiza / Ben azzouz	Briques
Conserverie Ezdihar	Ain Nechma / Ben Azzouz	Double concentré de tomate, jus fruits, Harissa, Sauce tomate, Ketchap, Mayonnaise
Conserverie Amor Benamor CAB	Boumaiza / Bouati Mahmoud	Conserves de tomates, Harissa et Confitures
S.I.F.C.O Carton	Boumaiza / Ben azzouz	Carton ondulé
Société des abattoirs de l'Est	Ben azzouz	Poulets et dindes abattus
61 Poulailleurs	Ben azzouz/ Chikh Lakhdar/ La Marsa	Poulets et dindes
Unité de production d'emballage métallique	Azzaba	Fabrication de produits plats : Emballages métalliques et tubes souples.
La cimenterie de Hdjar Soud	commune de Bekkouche Lakhdar/ Ben Azzouz	production de ciment

II.1.10.3. Le tissu urbain

Il occupe une petite étendue de 0,71 Km² soit 0,18% de la superficie totale du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest. Ce tissu urbain englobe les communes qui se situent dans les limites du bassin : Azzaba, Djendel Saadi Mohamed, El Sebt, Ain Charchar et Bekouche Lakhdar dans la wilaya de Skikda, et Roknia et Bouati Mahmoud dans la wilaya de Guelma.

Le bassin versant de l'Oued El- Kebir Ouest est très faiblement peuplé (30 habitants par km²) (Bouchareb, 2013). La figure 19 illustre la répartition de la population humaine du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest.

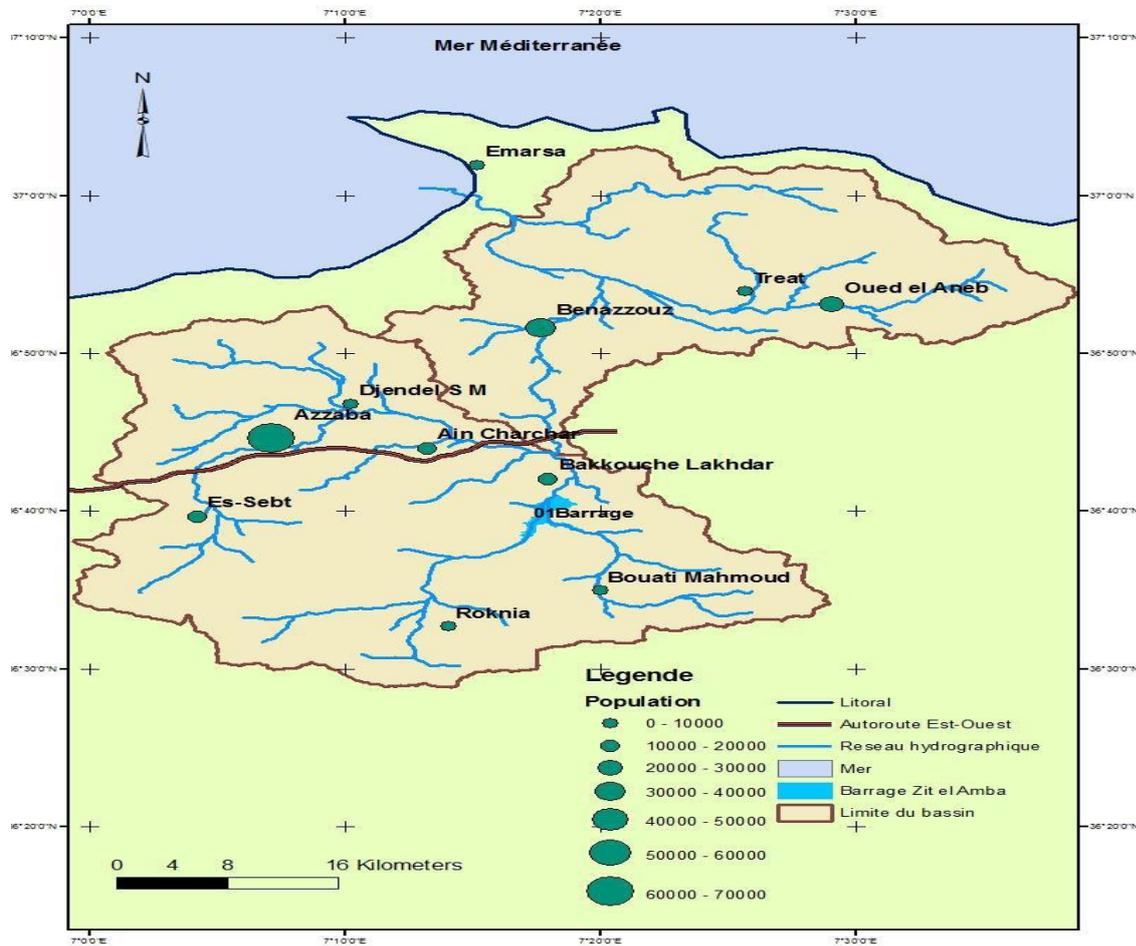


Figure 19. Répartition de la population du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest (Daifallah, 2017)

II.1.10.4. Loisirs et tourisme

L'Oued El Kebir Ouest ne jouit pas d'un afflux touristique important. Seule la station balnéaire de la plage de la Marsa, située au bout de la plaine, jouit un fort afflux touristique durant la saison estivale. Cependant, l'Oued est fréquenté surtout par des pêcheurs. C'est un lieu de pêche important en raison de leur productivité élevée.

Conclusion

Dans la première partie de ce chapitre nous avons présenté la situation géographique de la zone d'étude et son cadre physique (géologie, géomorphologie et hydrogéologie).

La plaine de l'Oued El- Kebir Ouest, celle de Guerbès y comprise est une région côtière humide. Elle est caractérisée par une formation géologique à forte perméabilité (alluvions, sables) et un couvert végétal très dense. Ces conditions font que la zone recèle un important réservoir d'eau souterraine, ainsi que des eaux de surfaces abondantes. Le bassin versant de l'Oued Kébir Ouest, l'un des sous bassin du constantinois centre, situé au Nord-Est algérien, est un bassin à vocation agricole. Le relief du bassin est très diversifié. L'étude hydrogéologique de la vallée de l'Oued El- Kebir Ouest fait apparaître l'existence d'un réservoir hydrique contenu dans les formations alluviales grossières de la plaine et sableuses du massif dunaire. Le bassin versant de l'Oued Kébir Ouest est soumis à un climat de type méditerranéen, caractérisé par une période humide qui s'étale de la fin d'Octobre au mois d'Avril et une période sèche qui s'étend du mois de Mai jusqu'au mois d'Octobre.

II.2. Présentation des sites d'études (choix et localisation)

Pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau dans le bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest, quatre campagnes (04) d'échantillonnages d'eau et de sédiment ont été réalisées en période de basses et hautes eaux pendant l'année hydrologique 2015/2016 (Janvier 2015, Février 2016, Mai 2016 et Septembre 2016). Les différentes sources de pollution recensées dans la zone d'étude (ruissellent et lessivage agricoles, eaux usées domestiques et industrielles) nous ont orientés vers le choix de treize stations (S01 à S13) (figure 20).

L'échantillonnage concerne les eaux superficielles, les eaux souterraines (nappe phréatique) et des sédiments dans le bassin versant de l'Oued El- Kebir Ouest. Nous distinguons les prélèvements d'échantillons suivants :

- **Les eaux de surface et les sédiments (S01- S10)**

Les stations de prélèvements d'échantillons sont choisies sur la base de l'importance hydrologique des affluents, de l'urbanisation du bassin versant et de la facilité d'accès et de prélèvement des échantillons d'eau et de sédiments dans les oueds.

- **Les eaux souterraines (S11- S13)**

Les stations de prélèvements des échantillons d'eau souterraine ont été choisies de manière à avoir une image de la nappe d'eau souterraine qui se trouve à proximité des cours d'eau. Elles répartissent dans les zones agricoles avoisinantes des cours d'eau. Les échantillons d'eau souterraine ont été prélevés dans 03 puits : P1(S11), P2 (S12) et P3 (S13), afin de déterminer la qualité physico-chimique des eaux de la nappe phréatique et d'estimer éventuellement les sources de leur pollution. Nous notons que dans notre zone d'étude, un nombre considérable de puits sont abandonnés (non exploités) en raison de la sécheresse ou de leur colmatage par des déchets solides.



Figure 20. Image satellitaire de localisation des stations de prélèvement d'échantillons

Les coordonnées géographiques de ces différentes stations sont obtenues par nos soins par GPS et elles sont reportées dans le tableau 15.

Tableau 15. Localisation des points d'échantillonnage au sein du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest.

Point de prélèvement (Stations)	Lieu	Coordonnées lambert	Description de la station
S 01	Oued Mougger	N 36° 42. 095' E 007° 18. 605'	-En amont du bassin versant. -zone urbaine (région de Roknia à Bekkouche Lakhdar). -Présence des sources thermales dont les eaux usées sont déversées dans le cours d'eau.
S 02	Oued Hammam	N36° 38.220' E007°20.239'	-commune de Bekouche Lakhder. -zone agricole et industrielle.
S 03	Oued Fendek	N 36° 43. 655' E 007° 05. 008'	-En amont du bassin versant. -Région d'Azzaba. -Zone urbaine et industrielle.

S 04	Oued Hamimin	N 36°44.128' E007° 11.163'	-Ain charchar -zone urbaine et agricole.
S 05	Oued Emchekel	N 36° 44. 642' E 007° 14. 374'	-Située dans la partie intérieure du bassin versant d'El Kébir Ouest. -Zone agricole et industrielle.
S 06	Oued El-Kébir	N 36° 45. 699' E 007° 17. 847'	-Zone urbaine et industrielle (cimenterie de Hadjar Soud)
S 07	Oued El-kébir (pont Ben Azouz)	N 36° 51.766' E 007° 17.224'	-Située dans la zone urbaine : commune de Ben Azzouz. -pâturage.
S 08	Oued Magroun	N 36° 54. 890' E 007° 20. 015'	-En aval du bassin versant. - Est la confluence des oueds Mougger et Emchekel. -Région Ben Azzouz -Zone industrielle diversifiée.
S 09	Oued Aneb	N 36° 52. 384' E 007° 25. 640'	-En aval du bassin versant. -Coté Est de la région de Ben Azzouz -Zone urbaine caractérisée par des activités agricoles.
S 10	Oued Ennkouche	N 36° 58. 185' E 007° 15. 637'	- Loin de la zone urbaine -Située à quelques kilomètres de l'embouchure à la plage El Marsa. -Zone agricole caractérisée par l'existence des marais. -Fréquenté par les pêcheurs.
S 11	Puits 1	N 36° 44. 981' E 007° 14. 216'	Se situe dans la partie intérieure du bassin versant près de l'Oued Emchekel.
S 12	Puits 2	N 36° 43. 591' E 007° 05.131'	-En amont du bassin versant, se localise à peu de distance de l'oued Fendek dans la plaine d'Azzaba et à proximité d'activités agricoles.
S 13	Puits 3	N 36° 45. 804' E007° 17. 742'	-situé à proximité d'activités agricoles dans la zone intérieure du bassin.

II.3. Méthodes et techniques de prélèvements

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.

II.3.1. Prélèvement des échantillons d'eau

Le prélèvement de l'eau a été fait à l'aide d'un seau auquel est attachée une corde de 30 mètres, à partir des ponts routiers qui traversant les oueds. Les échantillons d'eaux ont été prélevés et introduits dans des bouteilles en polyéthylène préalablement rincées avec l'eau distillée et l'eau de la station. Ils ont été ensuite stockés et conservés à 4°C pendant leur transport jusqu'au laboratoire de recherche « sols et développement durable » de l'université Badji Mokhtar d'Annaba pour y subir quelques analyses physico-chimiques.

II.3.2. Prélèvement des échantillons de sédiments

Les sédiments de surface ont été prélevés à l'aide d'une truelle sur une profondeur approximative de 10 cm, au niveau des berges des oueds dans le bassin versant d'El- Kébir Ouest. Ils sont ensuite stockés dans des sachets en plastique parfaitement propres et conservés dans une glacière à une température approximative de 4°C, afin d'éviter d'éventuelles modifications au cours de leur transport.

II.4. Paramètres analysés et méthodes d'étude

Pour établir un diagnostic de la qualité des eaux d'une région, il est recommandé de connaître en outre, la composition chimique de ces eaux. Compte tenu de cette évidence, nous avons effectué un suivi de quelques paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau de surface, de l'eau souterraine ainsi que des sédiments prélevés dans le bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest en saisons humides et sèches. Les paramètres particulièrement ciblés sont les différentes formes minérales de l'azote, ainsi que d'autres paramètres physico-chimiques secondaires par rapport aux objectifs de notre travail.

II.4.1. Analyse des eaux

II.4.1.1. Les paramètres mesurés in situ

Pour chaque prélèvement d'échantillon, des mesures in situ de la température, du pH, de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous sont effectuées immédiatement afin de déterminer certaines caractéristiques de l'environnement de prélèvement.

➤ La température (T°C)

La température est un paramètre fondamental pour l'évaluation des caractéristiques des eaux car elle joue un rôle important dans la variabilité des cycles biologiques et des processus chimiques. La température des échantillons d'eau est mesurée sur terrain, à l'aide d'un multiparamètre (HANNA instruments HI 9828). La valeur de la température est exprimée en °C.

➤ **Le potentiel hydrogène (pH)**

Il s'agit évidemment d'un paramètre important de caractérisation physicochimique des eaux. 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)**

La mesure de la salinité est complémentaire à celle de la température pour la meilleure évaluation. La conductivité électrique est mesurée aussi sur terrain, à l'aide d'un multi-paramètre de type (HANNA instrument HI 9828). Elle est exprimée en $\mu\text{s}/\text{cm}$.

➤ **Oxygène dissous (OD)**

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. Nous l'avons également mesuré sur terrain à l'aide d'un multi-paramètre (HANNA instruments HI 9828).

II.4.1.2. Les paramètres mesurés au laboratoire

Les échantillons d'eau ramenés au laboratoire sont filtrés avant d'être analysés, afin d'empêcher d'une part l'action des micro-organismes sur la solution et d'autre part pour retirer les éléments solides en suspension pouvant interagir ultérieurement avec les sels solubles de la solution. Les paramètres mesurés sont les suivants :

➤ **L'ion nitrate (NO_3^-)**

Nous avons dosé les ions nitrate contenus dans un échantillon d'eau par l'utilisation de la méthode au salicylate de sodium indiquée par Rodier (1978). En présence de salicylate de sodium, les ions nitrates donnent le paranitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrophotométrique. Les lectures au spectrophotomètre sont effectuées à la longueur d'onde $\lambda = 420\text{nm}$.

➤ **L'ion nitrite (NO_2^-)**

Nous avons utilisée la méthode au Réactif de Zambelli pour le dosage des ions nitrite (Rodier, 1978). L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique et en présence d'ions ammonium et de phénol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré en jaune dont la densité est proportionnelle à la concentration en ions nitrite. Les lectures sont effectuées au spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 435\text{nm}$.

➤ **L'ion ammonium (NH_4^+)**

La méthode de Nessler est utilisée pour le dosage des ions ammonium. Le réactif de Nessler, en présence d'ions ammonium, donne l'iodure de dimercuriammonium ce qui produit une couleur jaune. Sa concentration est mesurée par absorbance à une longueur d'onde de 425 nm.

➤ **L'ion chlorure**

Nous avons utilisées la méthode volumétrique de Mohr (Rodier, 1996) : dosage des ions chlorure par une solution de nitrate d'argent AgNO_3 en présence de chromate de potassium. Celle-ci est exprimée en mg/L de Cl^- .

➤ **Les ions orthophosphates (PO_4^{3-})**

Pour leur dosage, nous avons utilisé la méthode spectrophotométrique au molybdate d'ammonium (Rodier, 1996) dont le principe est le suivant : En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les ions orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui est 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 orthophosphate. L'intensité de la coloration est mesurée au spectrophotomètre à la longueur $\lambda = 690$ nm.

➤ **La Demande Chimique en Oxygène (DCO)**

C'est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique biodégradable ou non contenue dans les eaux à l'aide d'un oxydant puissant (dichromate de potassium). La détermination de la demande chimique d'oxygène (DCO) est réalisée selon la méthode AFNOR (T90-101) (Rodier et al, 2009). Elle est exprimée en mg O_2/L .

II.4.2. Analyse des sédiments

Le sédiment est un milieu de fixation et d'accumulation à long terme de micro – polluants. Son analyse est une étape essentielle de la détermination de la pollution d'un milieu aquatique.

Une fois arrivée au laboratoire, une partie des échantillons de sédiment de chaque station (sédiment frais) est conservée au congélateur jusqu'à l'analyse de l'azote ammoniacal et nitrique. Le reste des échantillons est séchés à l'air libre, broyé et tamisé au tamis de 2 mm, pour obtenir une fraction fine qui va être utilisée pour les analyses des paramètres suivants: pH, CE, carbone organique, matière organique et texture.

➤ **Le potentiel hydrogène pH**

Il est mesuré électrométriquement à l'aide d'un pH-mètre sur une suspension de terre fine avec un rapport sol/eau : 1/5.

➤ **La conductivité électrique**

Elle est mesurée électrométriquement dans une suspension de terre avec un conductimètre. Elle est exprimée en $\mu\text{s}/\text{cm}$.

➤ **Le carbone organique (C)**

Le carbone organique total dans les sédiments peut être déterminé par titrage par la méthode d'Anne appliquée au sol (Dabin, 1970), qui est basée sur l'oxydation du carbone par une solution de bichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en milieu sulfurique. Le bichromate non réduit est dosé par une solution réductrice de sel de Mohr en présence de diphenylamine.

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

- 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 sédiment (1g).
- 1/1000 : facteur de la conversion.

➤ **La matière organique (MO)**

Par manque de méthodes spécifiques au sédiment, nous avons adopté pour nos échantillons de sédiment, une des méthodes appliquées au sol : La méthode d'Anne.

La teneur en matière organique (MO) dans le sol est évaluée à partir du taux de carbone organique (C). Elle est déduite à partir de la formule suivante :

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

➤ **La texture**

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

La détermination de la granulométrie a été faite par la méthode de densimétrie dont la référence est MA-TER-6 au laboratoire agronomique de Fertial et dont le principe est le suivant : mise en dispersion d'un échantillon de sol sec, et tamisé à 2mm en présence d'une solution d'hexamétaphosphate de sodium (sans destruction de la matière organique et des carbonates). La détermination des classes granulométriques se fait par mesure de densité à l'aide du densimètre.

➤ **L'ion ammonium**

Le dosage de l'azote ammoniacal a été fait au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 636 nm après leur extraction par une solution de chlorure de potassium, dont le principe est le suivant : en présence d'un oxydant et à pH élevé, les ions ammonium réagissent avec du phénol pour développer une intense couleur bleu. Afin d'éliminer les interférences éventuelles, une solution d'EDTA est ajoutée avant le développement de la couleur (Mathieu et Pieltain, 2003).

➤ **L'ion nitrate**

Le dosage de l'azote nitrique a été fait au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 410 nm après leur extraction (Mathieu et Pieltain, 2003). Les échantillons solides sont extraits à l'aide d'une solution de sulfate de potassium afin de dissoudre les nitrates. Par la suite, le filtrat est traité comme un échantillon liquide. Le chlorure de potassium ne peut pas être utilisé avec cette méthode car l'ion chlorure provoque des interférences avec le développement de la couleur. Les principales interférences sont les sulfures, les ions ferriques et les ions phosphates.

II.5. Représentation de la qualité des eaux superficielles

L'appréciation de la qualité des eaux repose sur la comparaison des teneurs en divers éléments chimiques analysés (paramètres) à des normes ou seuils (tableau 16). L'ensemble des seuils pour les paramètres pris en compte constitue une grille de qualité, grâce à laquelle il est possible d'attribuer une classe de qualité des eaux (tableau 17) (Touhari, 2015).

Pour une meilleure représentation des différents niveaux de pollution des eaux, nous avons attribué une couleur par classe qui définit une grille adoptée par l'ANRH :

Bleu, Vert, Jaune, Orange et Rouge (de la très bonne à la mauvaise).

Tableau 16. Normes et classes de qualité des eaux superficielles (ANRH, 2010)

paramètre	Unité					
Oxygène dissous	mg/l	>7	7	5	3	<3à0
Ammonium	mg/l	0.1	0.5	2	5	>5
Nitrite	mg/l	0.03	0.3	0.5	1	>1
Nitrate	mg/l	2	10	25	50	>50
Phosphate	mg/l	0.1	0.5	1	2	>2
Chlorure	mg/l	62.5	125	190	250	>250
DCO	mg/l	20	30	40	80	>80

Tableau 17. Classes d'aptitude des eaux superficielles (ANRH, 2010)

Classe	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
Qualité chimique	Eau exempte de pollution	Eau de qualité moindre pouvant satisfaire tous les usages	Eau de qualité médiocre, suffisante pour les usages peu exigeants	Eau polluée, inapte à la vie biologique	Eau très polluée, inapte à tous les usages (menace pour la santé et l'environnement)
biologique	Tous les taxons présents	Taxons sensibles absents	Taxons absents nombreux	Diversité faible	Diversité très faible
Eau potable	Acceptable	Traitement simple	Traitement classique	Traitement complexe	Inapte

II.6. Analyse statistique des résultats obtenus

Nous avons traité les données de l'analyse physico-chimique par la méthode statistique appelée Analyse en Composantes Principales (ACP) en utilisant le logiciel XLSTAT 2016. L'ACP est un outil d'analyse de données qui permet d'expliquer la structure des corrélations en utilisant des combinaisons linéaires des données originelles. C'est une méthode factorielle et linéaire qui traite des caractères numériques qui sont dans notre étude, les résultats des analyses physico-chimiques. Son utilisation permet de réduire et d'interpréter les données sur un espace réduit (Lagarde, 1995 ; Maliki, 2000). Cette méthode est largement utilisée pour interpréter les données hydro-chimiques. Elle nous a permis d'extraire rapidement une quantité d'information intéressante à partir d'un jeu de données dimensionnelles grâce à deux graphiques simples ; le cercle des corrélations et le graphique des observations.

CHAPITRE III

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Introduction

Dans leur état naturel, les eaux ont de bonne qualité physico-chimique. Elle est liée aux formations géologiques et au couvert végétal qui se trouvent dans leur bassin versant. Dans les zones urbaines et agricoles, les activités anthropiques (urbanisme, industrie et agriculture) sont importantes. Les oueds qui les traversent, subissent souvent une modification dans la composition physico-chimique de leurs eaux, surtout lorsque ses derniers reçoivent des rejets sans traitement préalable. Le contrôle et la surveillance de la qualité de ces eaux de surface devraient alors susciter un intérêt particulier (Bennessam et *al.*, 2018).

Dans le bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest, les eaux souterraines ont toujours été une source importante d'approvisionnement en eau potable pour les populations locales, pour l'abreuvement des animaux et pour l'irrigation des champs agricoles. De ce fait, leur pollution représente l'un des aspects les plus inquiétants puisqu'elle met en danger la santé des populations (Laferriere et *al.*, 1996). A vocation agricole, ce bassin versant se trouve particulièrement touché par le problème de pollution des eaux du fait de sa démographie croissante et du développement continu du secteur industriel (Benrabah et *al.*, 2013) dont les déchets liquides ou solides déversés dans ses cours d'eau peuvent altérer la qualité physico-chimique de ses eaux superficielles et par conséquent de ses eaux souterraines.

Afin d'évaluer la pollution de l'hydrosystème du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest par les matières azotées, nous y avons réalisé des analyses physicochimiques sur des échantillons d'eaux de surface, d'eaux souterraines et des échantillons de sédiments.

III.1. Les caractéristiques physicochimiques des eaux

Les résultats des analyses physico- chimiques des eaux superficielles et souterraines dans la plaine de l'Oued El-kébir Ouest montrent une diversification et des variations d'un point de prélèvement à l'autre. La diversité des résultats des analyses est influencée, d'une manière directe par la nature et l'origine des rejets (industriels, agricoles et urbains).

III.1.1. La température (T)

La température de l'eau est un facteur écologique important dans un écosystème aquatique du fait qu'elle y régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques (Chapman et Kimstach, 1996). Ainsi, elle conditionne grandement la répartition des organismes végétaux et animaux et influence l'activité physique des êtres vivants. Elle contrôle aussi l'évolution et la transformation dans le milieu aquatique, de nombreux facteurs

chimiques dont l'oxygène dissous, facteur indispensable aux organismes aquatiques (Boughrou, 2007). Elle joue en plus un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique (Rodier *et al*, 2005). Par ailleurs, 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 du cours d'eau (Mc Neely *et al*, 1980).

➤ **Les eaux de surface**

Les valeurs de la température des eaux superficielles du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest varient en fonction du rythme saisonnier, avec une valeur maximale de 25,82°C (S10) en période de basses eaux (Septembre 2016) et une valeur minimale de 11,22°C (S3) en période hautes eaux (Janvier 2015) (Figure 21). Ces variations de température suivent celles du climat de la région Nord-Est Algérien. D'après Potelon et Zysman (1998), la température des eaux superficielles (rivières, lacs et retenues) est très variable selon les saisons et peut passer de 2°C en hiver à 30°C en été.

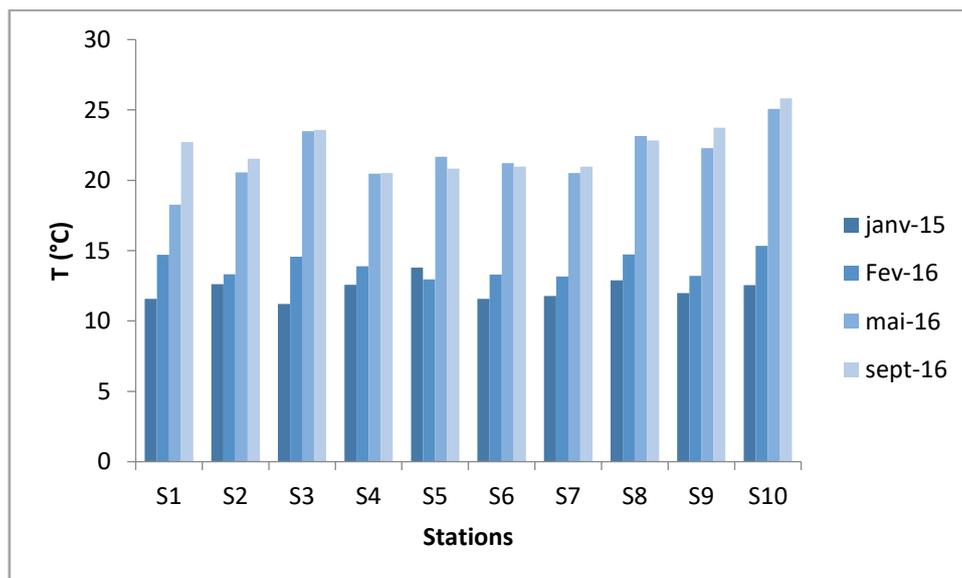


Figure 21. Variation spatio-temporelle de la température des eaux de surface

➤ **Les eaux souterraines**

La température de l'eau est un très bon descripteur du fonctionnement des écosystèmes souterrains. Elle renseigne sur l'origine de l'eau et l'importance des apports hydriques superficiels (Yacoubi-Khébiza, 1996). Les valeurs de températures de l'eau des puits étudiés oscillent entre 14,34°C (minimum) et 25,08°C (maximum). Elles dépendent principalement de la situation géographique et du climat général (figure 22).

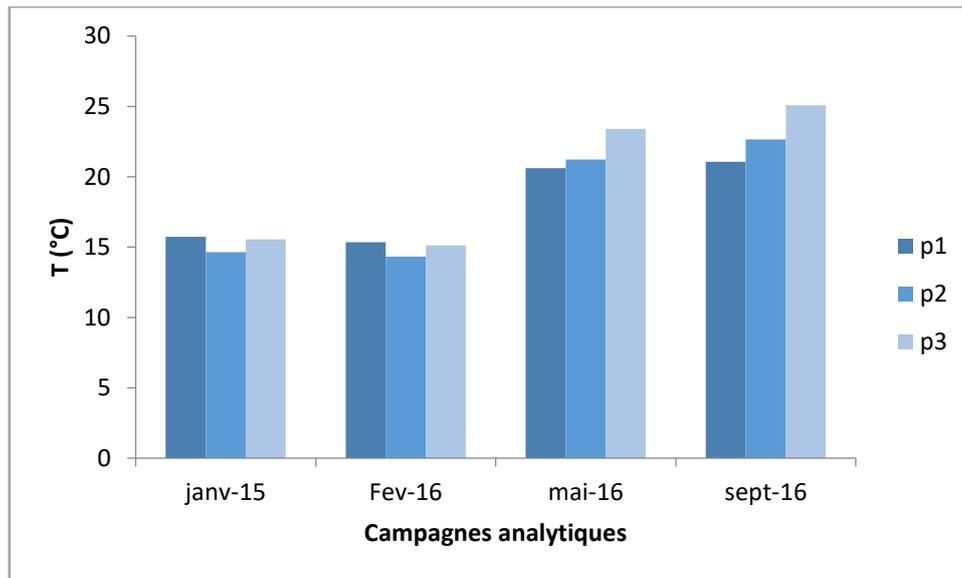


Figure 22. Variation spatio-temporelle de la température des eaux souterraines

III.1.2. La conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous c'est-à-dire la salinité de l'eau. Sa mesure permet alors d'évaluer la minéralisation globale de l'eau. Son expression unitaire est micro- Siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{Cm}$). Le tableau 18 indique le niveau de minéralisation de l'eau en fonction de sa conductivité électrique.

Tableau 18. Conductivité électrique et niveau de minéralisation dans l'eau (Detay, 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

➤ **Les eaux de surface**

Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées, montrent des variations entre 224 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (période de hautes eaux) et 3024 $\mu\text{s}/\text{cm}$ au niveau de la station 10 (période de basses eaux), indiquant une forte minéralisation (figure 23). La variation temporelle de la conductivité électrique montre une diminution pendant la période de hautes eaux à l'exception des stations S5, S6 et S7 qui ont des valeurs élevées (supérieures à 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$) et qui semblent être la conséquence des apports de sels dissous par le lessivage des sols ou par les eaux usées des localités urbaines avoisinantes (dont Ben Azzouz). L'explication de la diminution de ce paramètre en période humide réside dans la dilution des eaux par l'apport des eaux pluviales. Les eaux de pluies abondantes pendant cette période seraient le facteur essentiel de la réduction de la conductivité électrique des eaux.

Par ailleurs, les valeurs maximales sont marquées à la période chaude qui peut être liée à la diminution des débits d'eau des oueds et aux fortes évaporations atmosphériques entraînant une augmentation des concentrations de sels dissous (Doubi et *al*, 2013).

En conclusion les fortes minéralisations se manifestent dans le point de prélèvement proche de l'embouchure (S10) et dans le secteur intérieur du bassin versant où se concentrent l'agglomération et l'activité agricole intense.

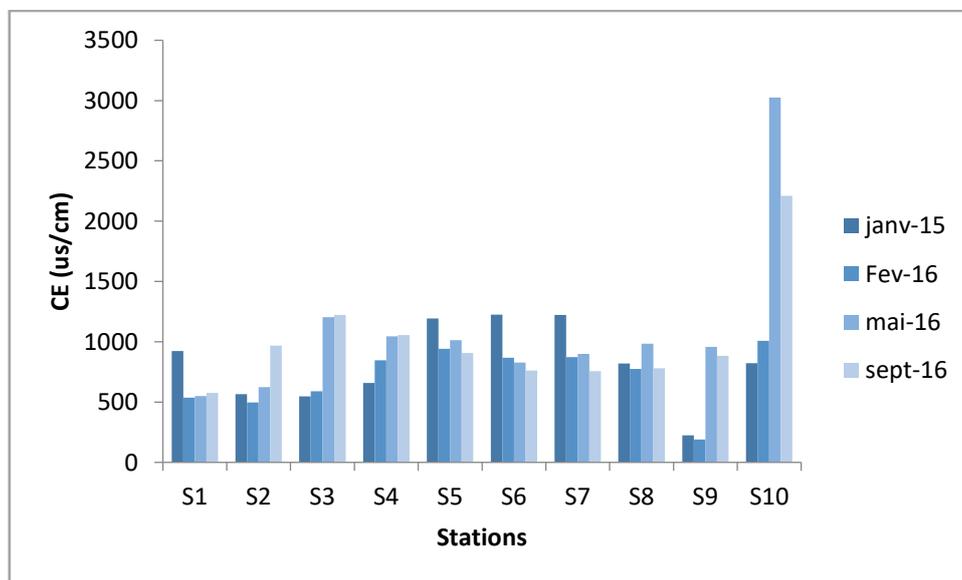


Figure 23. Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des eaux de surface

➤ **Les eaux souterraines**

Les eaux souterraines analysées présentent des valeurs de conductivité comprises entre 461 $\mu\text{S/cm}$ dans le puits 03 (minimum) et 2473 $\mu\text{S/cm}$ dans le puits 01 (maximum).

Le contexte géomorphologique, la profondeur des niveaux captés et la nature géologique des formations du sol sont autant de facteurs qui influencent les variations de la conductivité (Boubakar, 2010).

Le puits 01 représente les valeurs les plus élevées dans les deux périodes de hautes et de basses eaux. La forte minéralisation de l'eau de ce puits pourrait être due soit à l'existence d'une formation géologique saline locale limitée à l'endroit dans lequel le puits 01 est creusé (dissolution des formations géologiques), soit aux apports de sels dissous dans la nappe d'eau souterraine par la forte activité agronomique au cours de l'infiltration des eaux de pluie.

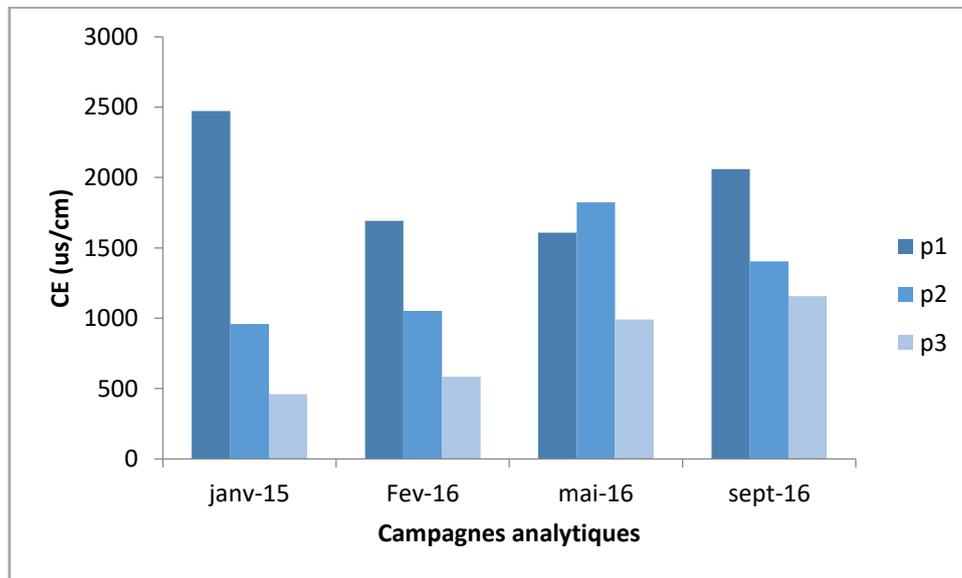


Figure 24. Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des eaux souterraines

III.1.3. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH indique la concentration en ions H^+ présents dans l'eau, il représente le degré d'acidité ou d'alcalinité du milieu aquatique. Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques. Ses valeurs se situent entre 6 et 8.5 dans les eaux naturelles (Chapman et Kimstach, 1996). Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques, aussi de l'origine des eaux, la nature géologiques du terrain traversé, les rejets des eaux usées...etc (Dussart, 1966). On note aussi que la nitrification microbologique optimale ne se fait qu'à des valeurs de pH comprises entre 6,6 et 8 (Van Bochove, 1993).

Dans le tableau 19, sont indiquées les appréciations des eaux naturelles en fonction de la valeur de leur pH.

Tableau 19. Echelle du potentiel d'Hydrogène (Aissaoui, 2018)

pH < 5	-Acidité forte -Présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles
pH=7	pH neutre
7 < pH < 8	Neutralité approchée, majorité des eaux de surfaces
5.5 < pH < 8	Eaux souterraines
pH > 8	Alcalinité, évaporation intense

➤ **Les eaux de surface**

Les valeurs observées révèlent que le pH des eaux de surface du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest est alcalin aussi bien en période de pluie qu'en période sèche. En effet, le pH varie entre 7,45 au niveau de la station (S04) en période de Septembre 2016 et 8,99 au niveau de la station (S07) en période Janvier 2015 (figure 25).

Le pH d'une eau peut être influencé par des facteurs tels que la nature géologique et les conditions climatiques. Ainsi, l'alcalinité des eaux pourrait être liée essentiellement à la charge importante en éléments alcalinisant durant la saison pluvieuse. L'augmentation du pH à cette période serait liée à la dissolution du carbonate des roches calcaires (Bou Saab, 2007).

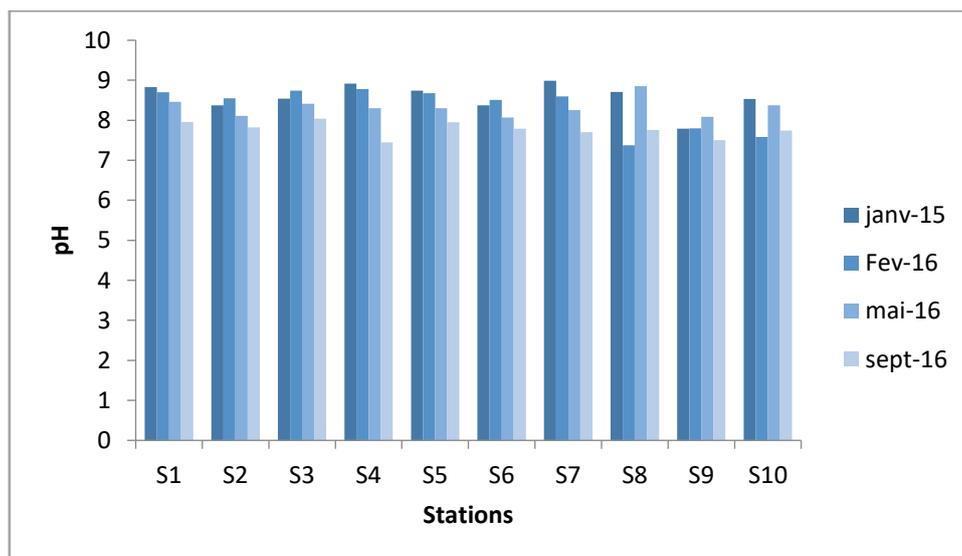


Figure 25. Variation spatio-temporelle du pH des eaux de surface

➤ Les eaux souterraines

Les variations du pH dans les eaux souterraines suivent celles des eaux de surface, avec des valeurs variant entre 8,08 et 8,71 en période des hautes eaux, et entre 7,12 et 8,21 en période des basses eaux (figure 26).

Les valeurs mesurées restent conformes aux normes de potabilité, que ce soit celles algériennes (JORA, 2011) ou de l'OMS puisqu'elles sont comprises dans un intervalle de potabilité de 6,5 à 9.

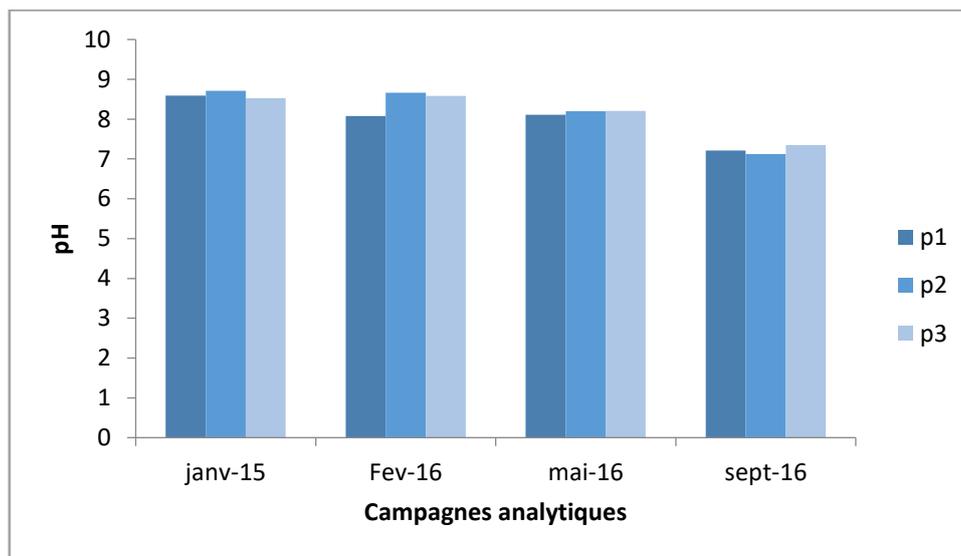


Figure 26. Variation spatio-temporelle du pH des eaux souterraines

III.1.4. L'Oxygène dissous

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et il constitue un excellent indicateur de sa qualité. L'oxygène dissous (OD) dans l'eau d'un hydro-système est un facteur assez important du fait qu'il y participe à la majorité des processus chimiques et biologiques. En outre, sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'autoépuration (par le processus d'oxydation des matières organiques) d'un cours d'eau (Makhoukh *et al.*, 2011).

L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau. La concentration moyenne d'OD

dans les eaux de surface non polluées est de 8 mg/L et La concentration en oxygène dissous correspondant à une nitrification optimale se situe entre 0.5 et 4 mg/L (Josserand, 1983).

➤ Les eaux de surface

Dans la région d'étude, l'évolution saisonnière de l'oxygène dissous montre des concentrations plus élevées en période humide que celles en période sèche. En effet, les teneurs enregistrées (figure 27) oscillent entre 3,21 mg/l et 8,71 mg/l en période de hautes eaux (Janvier 2015 et Février 2016), et entre 0,07 mg/l, 8,11 mg/l en période de basses eaux (Mai 2016 et Septembre 2016).

La concentration en oxygène dissous dans les eaux naturelles peut être influencée par plusieurs facteurs. L'augmentation des valeurs de ce paramètre dans les eaux de l'Oued El Kébir en période humide serait liée aux eaux de pluies chargées en oxygène atmosphérique et aux débits d'écoulement fort favorisant la diffusion de l'air dans les eaux des cours d'eau (Makhoukh *et al.*, 2011).

Les faibles teneurs en oxygène dissous enregistrées en période sèche (Septembre 2016) qui varient entre 0,07mg/L et 1,02 mg/L sont probablement liées aux fortes charges organiques des rejets urbains (Reggam *et al.*, 2015). L'oxygène dissous se réduit par l'activité des bactéries en décomposant la matière organique présente dans les eaux de surface (Fekhaoui et Patee, 1993). Ainsi, pendant la saison estivale, le réchauffement de l'eau et le faible débit de l'oued provoquent une diminution de la dissolution de l'oxygène dissous (Hebert et Legare, 2000).

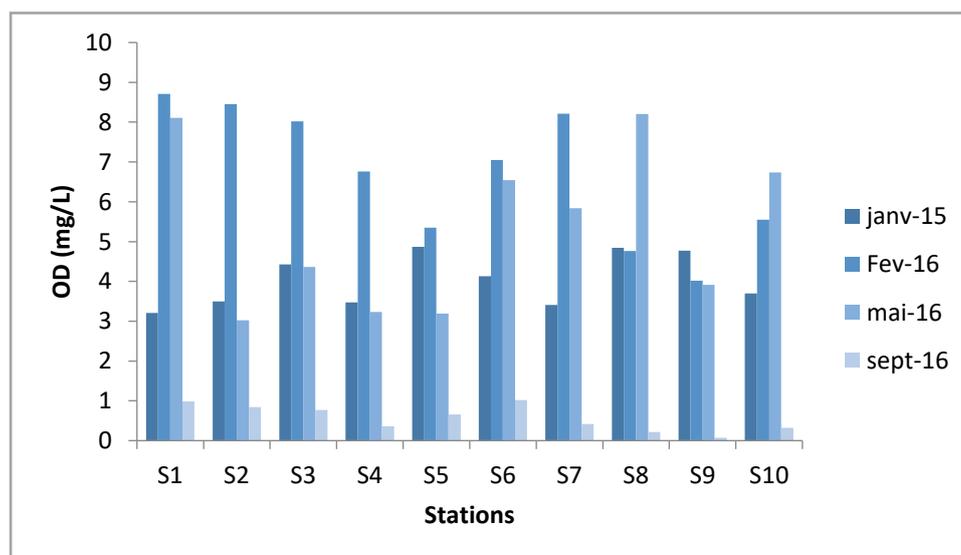


Figure 27. Variation spatio-temporelle de la concentration en oxygène dissous des eaux de surface

➤ Les eaux souterraines

L'oxygène dissous est un paramètre important à prendre en considération, car il renseigne sur l'état du puits et d'autre part il favorise la croissance des micro-organismes qui dégradent la matière organique. En général, les valeurs faibles de l'oxygénées dissous favorisent le développement des germes pathogènes (Bouchemal et Achour, 2015).

Dans les eaux souterraines, les teneurs en oxygène dissous oscillent entre 8,8 mg/L (Février 2016) et 0,24 mg /L (Septembre 2016) (figure 28).

La variation temporelle, comme pour les eaux superficielles, est marquée par une augmentation des valeurs de l'oxygène dissous pendant la période humide par rapport à la période sèche. Ceci est à l'origine des apports d'eau pluviale en période de hautes eaux. Par contre, la faible oxygénation de l'eau en période de basses eaux (Septembre 2016) peut être due à une contamination organique relativement importante des eaux souterraines (Reggam et *al.*, 2015).

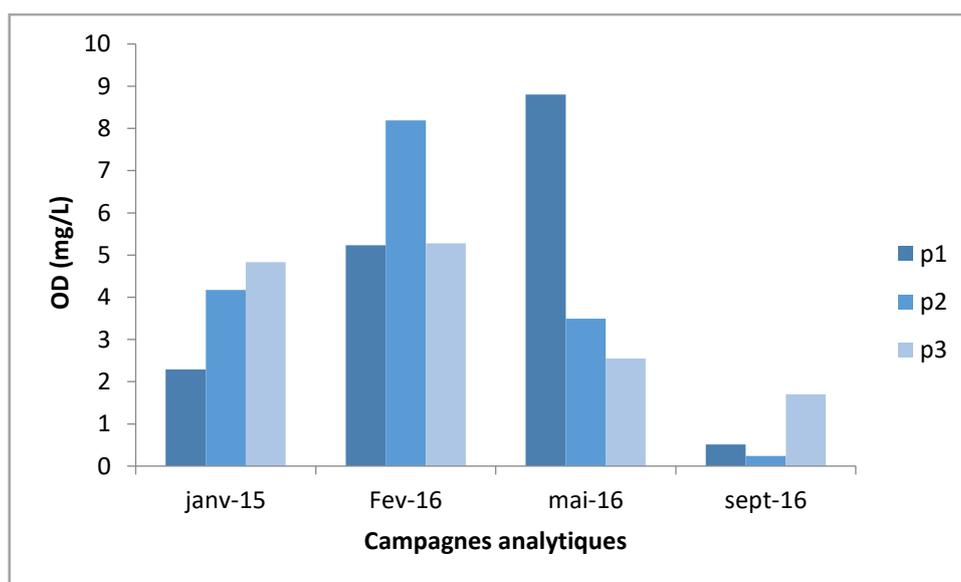


Figure 28. Variation spatio-temporelle de la concentration en oxygène dissous des eaux souterraines

III.1.5. L'ion chlorure (Cl⁻)

Les ions chlorure sont des anions inorganiques importants dans les écosystèmes aquatiques. Contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, ils généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux (Makhoukh et *al.*, 2011). Les variations des teneurs des ions chlorure

sont liées principalement à la nature des terrains traversés et à l'effet des activités humaines (déversement des eaux usées domestiques ou industrielles dans les milieux aquatiques).

L'ion chlorure possède des caractéristiques différentes de celles des autres éléments, il n'est pas absorbé pas les formations géologiques, il ne se combine pas facilement avec les éléments chimiques et reste très mobile (Gouaidia, 2008).

➤ **Les eaux de surface**

Les résultats d'analyse illustrés par la figure (29) montrent que les concentrations en ions chlorure varient généralement entre 88,75 mg/L (S01) en périodes de hautes eaux et 1065 mg/L (S 10) en aval du bassin versant à la période de basses eaux.

Les valeurs maximales sont enregistrées pendant la période sèche (Mai 2016) dans la dernière station (S10) qui est située à proximité de l'embouchure en mer et les valeurs minimales sont observées à la période humide, résultant de la dilution par les précipitations pendant les périodes pluviales. Les valeurs excessives en ions chlorure sont probablement liées à la forte évaporation des eaux, la nature des terrains traversés (Chaoui et al., 2013) et à une pollution d'origine domestique et agricole (Seghir, 2008).

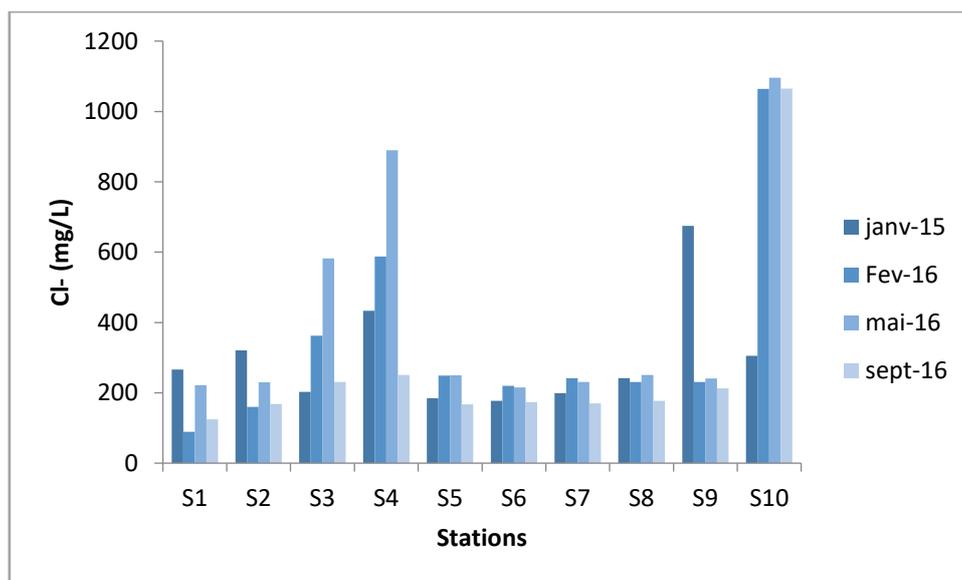


Figure 29. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions chlorure des eaux de surface

➤ **Les eaux souterraines**

Les teneurs en ions chlorure des eaux souterraines oscillent entre la valeur minimale de 107,33 mg/L enregistrée au niveau P02 (Février 2016) et la valeur maximale trouvée au niveau de P01 (Septembre 2016) avec 1065 mg/L (figure 30).

La présence des ions chlorure dans les eaux est due le plus souvent à la nature des terrains traversés. On les retrouve dans presque toutes les eaux naturelles (Degbey, 2011). Les valeurs

enregistrées dans tous les puits sont conformes à la norme recommandée par l’OMS (250 mg/L) à l’exception du puits 01.

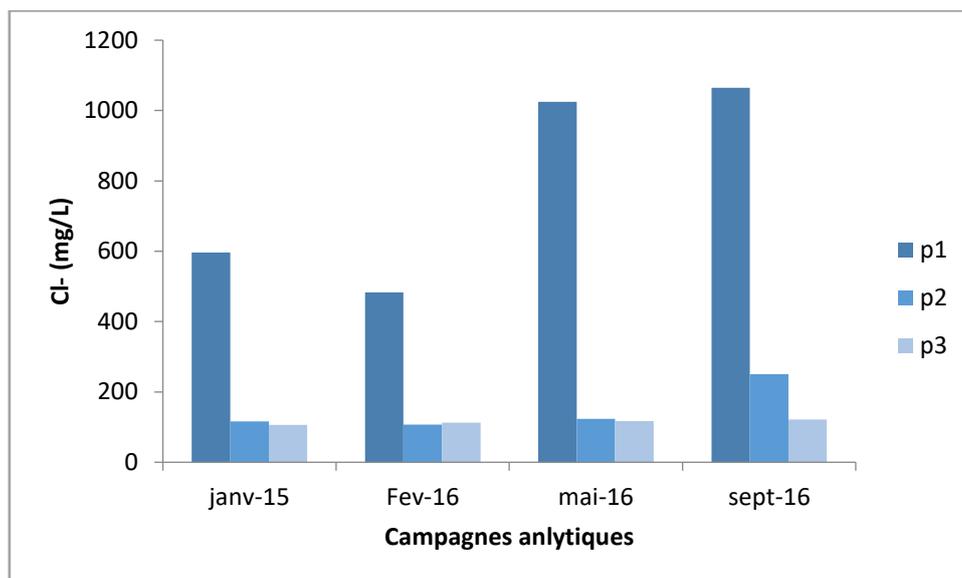


Figure 30. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions chlorure des eaux souterraines

III.1.6. L’ion ammonium

Dans la nature, l’azote ammoniacal est principalement produit par la dégradation bactérienne de l’azote organique. Sa présence dans les eaux peut conduire à la production de nitrites et de nitrates grâce à une oxydation par voie biologique (nitrification) (Amor, 2018). L’ammonium constitue un des maillons du cycle complexe de l’azote dans son état primitif. Il existe en faible proportion, inférieure à 0,1mg/L d’azote ammoniacal dans les eaux naturelles. Il constitue un bon indicateur de la pollution des cours d’eau par les effluents urbains (Chapman et *al*, 1996). Dans les eaux naturelles, sa détection en grandes quantités (≥ 5 mg/L) est un critère de pollution (Dussart, 1966 ; Bengherbia et *al.*, 2014).

➤ Les eaux de surface

Pour l’ensemble des résultats (figure 31), nous pouvons constater que les concentrations des ions ammonium les plus élevées sont enregistrées durant les périodes de basses eaux, avec des valeurs maximales de 20,77 mg/L (S3) et 30,98 mg/L (S5) (Septembre 2016). Ceci est essentiellement dû aux rejets urbains et industriels dans ces oueds. En effet, la présence des ions ammonium dans les eaux est un indice d’une contamination par des rejets d’origine humaine ou industrielle (Rodier, 1984 ; Boulanouar, 1986).

Il est également souvent le signe d’une dégradation incomplète de la matière organique en relation avec le manque d’oxygène disponible. La transformation de la forme ion ammonium vers l’ion nitrite et l’ion nitrate se fait par oxydation. Cette réaction est rapide en présence

d'oxygène ; la forte teneur en CO₂ associée à une faible teneur en oxygène accroît la concentration en ammonium dans l'eau (Belhadj, 2006).

Les valeurs des concentrations en ions ammonium trouvées en période humide sont inférieures à celles de la période sèche, traduisant ainsi l'effet de la dilution par les eaux de pluies et témoigne d'une bonne oxygénation des eaux des oueds qui entraînant ainsi l'oxydation de l'azote, font que ces valeurs soient cohérentes avec celles de l'oxygène dissous et les valeurs des concentrations des ions nitrate en période hivernale.

Les résultats de nos analyses sont supérieurs à ceux obtenus par Benrabah et *al.*, (2013) dans les eaux superficielles de la même zone d'étude, où les valeurs des concentrations en ions ammonium varient entre 0,98 mg/L et 4,02 mg/L. Cela révèle certainement une dégradation de la qualité des eaux de surface dans la région.

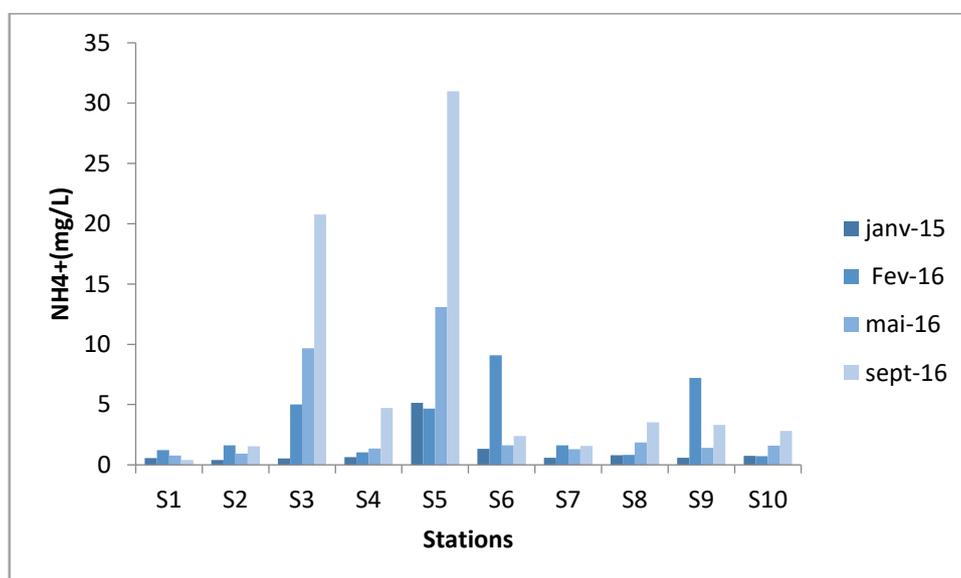


Figure 31. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions ammonium des eaux de surface

➤ Les eaux souterraines

Dans les eaux de puits, les concentrations en ions ammonium oscillent entre 0,22 et 5,96 mg/L pendant la saison des pluies et entre 1,52 et 6,52 mg/L pendant la saison sèche (figure 32). Une valeur maximale (6,52 mg/L) a été enregistrée dans les eaux du puits 01 (Septembre 2016), en relation probablement avec la très faible concentration de l'oxygène dissous dans les eaux de ce puits, ce qui rend le milieu peu oxydant, voire relativement réducteur et par la suite il favorise la transformation des ions azotés sous forme d'ions ammonium (phénomène de réduction naturelle des nitrates) (Ahoussi et *al.*, 2013).

Les teneurs importantes en ions ammonium dans les eaux de puits pourraient indiquer surtout une pollution par les rejets liquides urbains effectués à proximité de la nappe d'eau

souterraine ou dans les cours d'eau communiquant avec la nappe phréatique (Bouchemal et Achour, 2015). Aussi la baisse du niveau de la nappe pendant la saison sèche conduit à des concentrations élevées en ions ammonium (Mpakam et *al.*, 2006).

On peut conclure que les teneurs en ions ammonium dans les eaux de puits sont supérieures à la norme de potabilité, dont la teneur maximale recommandée par l'OMS pour une eau de boisson est de 0,5 mg/L (NH_4^+), mais elles restent inférieures à celles trouvées dans les oueds situés à proximité de ces puits, parce que les ions ammoniums ont été retenus par les phénomènes d'adsorption et/ou oxydés en ions nitrite et nitrate.

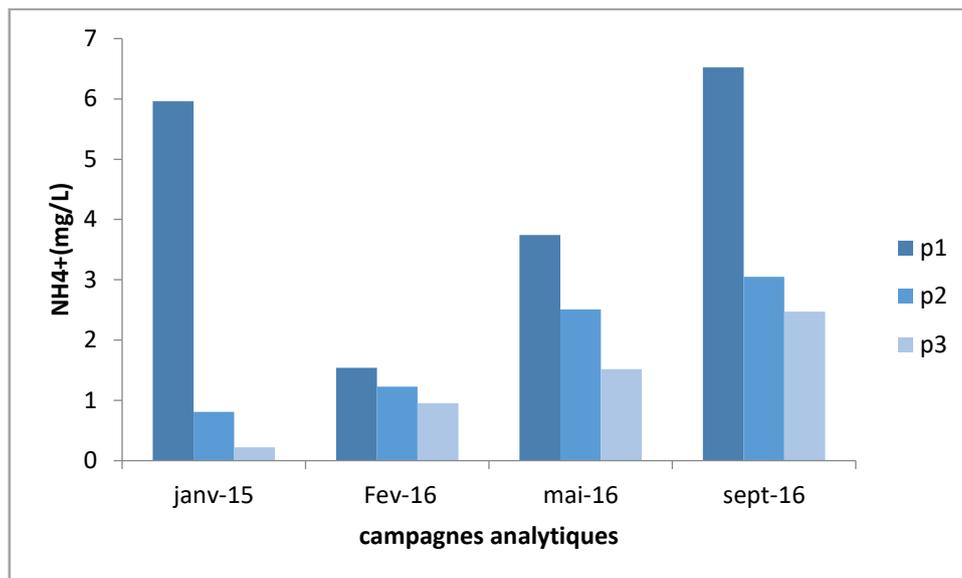


Figure 32. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions ammonium des eaux souterraines

III.1.7. L'ion nitrate

Les ions nitrate proviennent généralement de la décomposition de la matière organique azotée majoritairement par voie d'oxydation bactérienne où ils constituent ainsi le produit ultime de la nitrification. En outre, il est aussi apporté de manière artificielle par les engrais chimiques azotés. Ainsi, les ions nitrate sont considérés comme l'un des facteurs courants de la dégradation de la qualité de l'eau notamment en zones rurales (Abboudi et *al.*, 2014). Leurs concentrations dans les eaux naturelles sont comprises entre 1 et 10 mg/L (Makhoukh et *al.*, 2011).

➤ Les eaux de surface

L'historique des concentrations en ions nitrate (figure 33), montre leur légère variation spatiotemporelle en oscillant entre la valeur minimale de 0,01 mg/L enregistrée à la station S03 (Mai 2016) et la valeur maximale trouvée au niveau de la station S07 (Février 2016) avec 16,98 mg/L.

L'augmentation des concentrations en ions nitrate dans les eaux étudiées pendant la période pluvieuse par rapport à la période sèche est liée au lessivage par les eaux de pluies des fertilisants utilisés dans les sols agricoles situés sur les rives des oueds (Debieche, 2002). Les stations 07 et 08 se trouvant dans une zone exclusivement agricole, ces oueds présentent des teneurs élevées en ions nitrate dans les deux périodes. Cette pollution serait probablement liée à un développement des élevages et à une fertilisation azotée excessive des zones agricole avoisinant les sites étudiés. Aussi, la nitrification qui est très importante pendant cette période de hautes eaux contribue de façon non négligeable dans cette augmentation.

Cependant les valeurs faibles relevées pendant la saison sèche pourraient être attribuées d'une part aux faibles taux d'oxygène dissous car les concentrations en ions nitrate suivent une évolution proportionnelle à celles en oxygène dissous : elles diminuent quand celles en oxygène baissent (Pambrun, 2005) et d'autre part aux rejets d'eaux usées particulièrement dans les stations S03, S04 et S05 qui sont devenus un réceptacle des rejets liquides particulièrement des localités avoisinantes. Les faibles concentrations de nitrate peuvent être également expliquées par l'assimilation de l'ion nitrate par les plantes présentes dans certaines stations à cette période.

Les concentrations en ions nitrate enregistrées dans les eaux de surface du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest sont alors toutes inférieures à la celle suggérée par les normes nationales (ANRH) et internationales (50 mg NO₃⁻/L) et par conséquent ces eaux ne sont pas assujetties à une pollution par les ions nitrate pendant la durée de nos campagnes analytiques.

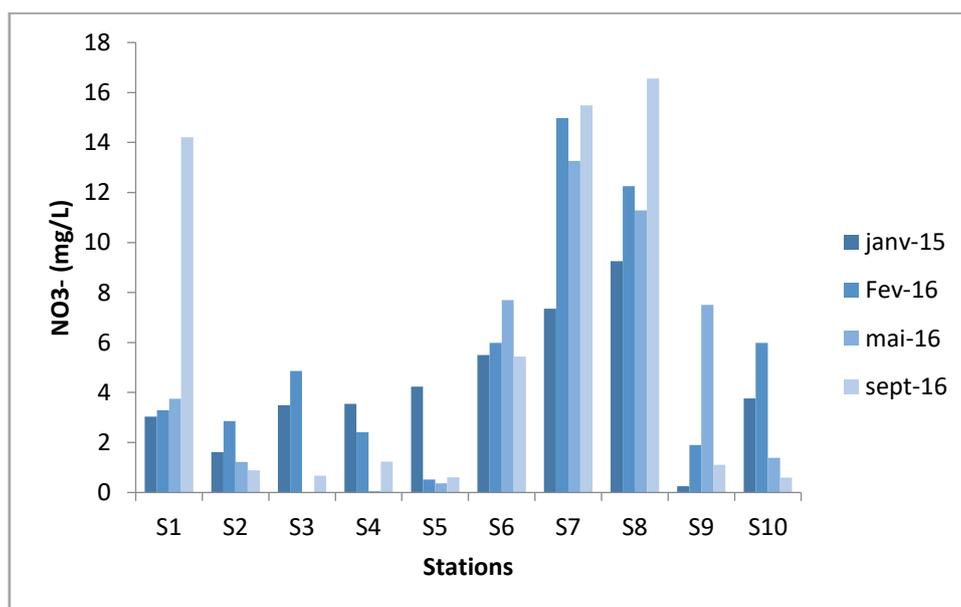


Figure 33. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrate des eaux de surface

➤ Les eaux souterraines

Dans les milieux aquatiques et terrestres, les ions nitrate sont très mobiles et peuvent migrer facilement vers les nappes d'eau souterraine. Toutefois, la source principale des ions nitrate dans l'eau des puits est attribuable à des activités humaines. En effet, leur concentration dans l'eau des puits est souvent liée aux activités agricoles, essentiellement à l'apport des engrais et aux épandages notamment de déjections animales (Chapman et Kimstach, 1996).

Les concentrations d'ions nitrate dans les eaux des puits échantillonnés varient entre 1,27 mg/L (Septembre 2016) et 25,75mg/L (Janvier 2015) (figure 34). Ces valeurs sont supérieures à celles citées par Bouleknafet (2017), qui observe dans cette même zone d'étude des valeurs comprises entre 1,26 mg/L et 6,62 mg/L mais demeurent en dessous de 50 mg NO_3^-/L valeur maximale admissible pour les eaux destinées à la consommation humaine. Des concentrations en ions nitrate supérieures à 5 mg/L dans les eaux souterraines indiquent généralement que leur apport est causé par des activités anthropiques (MSSS, 2012). En effet, les concentrations élevées sont observées dans les eaux des puits 02 et 03 situés en zone agricole.

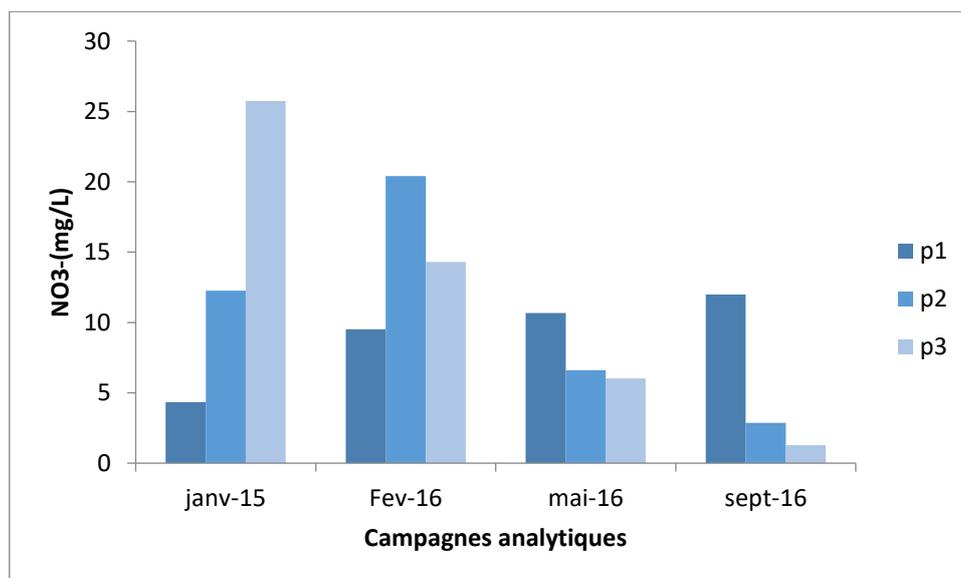


Figure 34. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrate des eaux souterraines

III.1.8. L'ion nitrite

L'ion nitrite (NO_2^-), comme les ions nitrate et ammonium, est un ion naturellement présent dans l'environnement qui s'accumule rarement dans les écosystèmes terrestres et aquatiques non exposés à une source de pollution (Paul et Clarke, 1996). De plus, il est généralement admis que l'ion nitrite est un ion transitoire dans l'environnement car il s'oxyde rapidement en ions nitrate en présence d'oxygène (Corriveau, 2009). Dans le cycle de l'azote,

l'azote nitreux est un produit intermédiaire entre l'ion nitrate et l'ion ammonium dans les processus de nitrification et de dénitrification. Cette forme de l'azote minéral, la moins oxygénée et la plus instable, est un précurseur écotoxique dans les milieux aquatiques et de risque sanitaire chez l'homme (Aissaoui, 2012). Il constitue un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations, et sa toxicité augmente avec la température (Sevrin *et al.*, 1995). Son origine est liée à l'agriculture ou aux rejets urbains et industriels.

➤ Les eaux de surface

Dans la zone d'étude, les échantillons d'eau présentent des concentrations en ions nitrite relativement très fortes en période sèche, avec une valeur maximale de 1,16 mg/L au niveau de la station 07 (Septembre 2016) (figure 35). Ces ions sont probablement les produits d'oxydation incomplète de la forme ammoniacale (Rodier, 1996).

Dans les eaux de surface, les fortes concentrations de NO_2^- sont liées aux conditions physicochimiques (ions nitrate, ions ammonium, oxygène dissous et pH) et biologiques (bactéries aérobies réductrices) régnantes dans ces eaux (Heriarivony, 2016). Par ailleurs, les quantités importantes de NO_2^- observées dans les cours d'eau sillonnant un environnement agricole semblent correspondre aux importants apports de substrats azotés provenant des activités anthropiques inhérentes à ce milieu (Corriveau, 2009).

Nos résultats relatifs aux ions nitrites sont similaires à ceux de Benrabah *et al.*, (2013) qui ont réalisé des dosages de cette forme azotée dans la même zone d'étude.

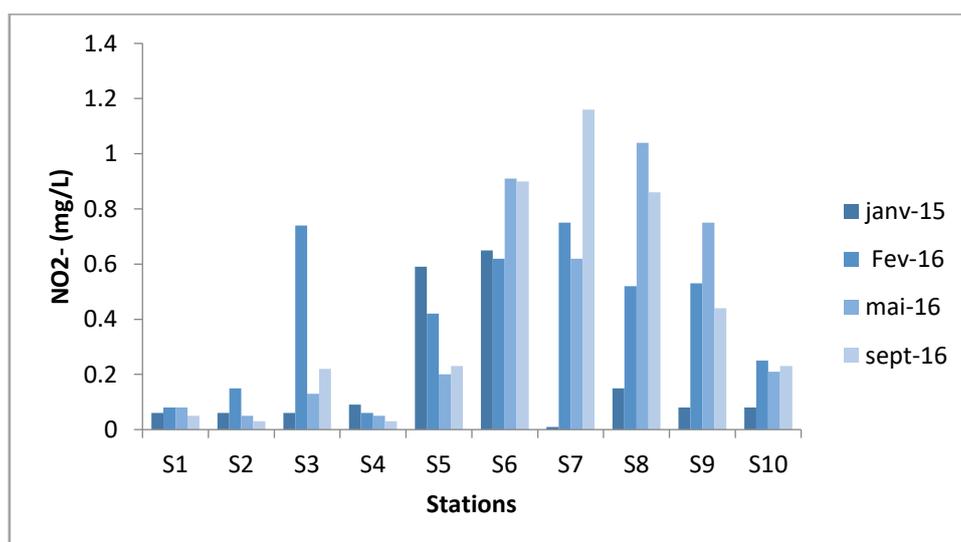


Figure 35. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrites des eaux de surface

➤ Les eaux souterraines

Dans les eaux souterraines, les concentrations en ions nitrite varient entre 0,01 mg/L et 1,2 mg/L (figure 36). Situé dans la région de Ben Azouz qui est une zone agricole, le puits 3 présente la valeur de la concentration la plus élevée en dépassant de loin la valeur maximale admissible par la norme 0,1 mg NO₂⁻/L de l'OMS pour les eaux potables. Une pollution accidentelle ponctuelle par les ions nitrite en serait probablement la cause soutenue par une faible concentration en oxygène dissous ne permettant pas la conversion de NO₂⁻ en NO₃⁻ de façon abondante. Par contre, les autres puits présentent des eaux avec de faibles concentrations en ions nitrite.

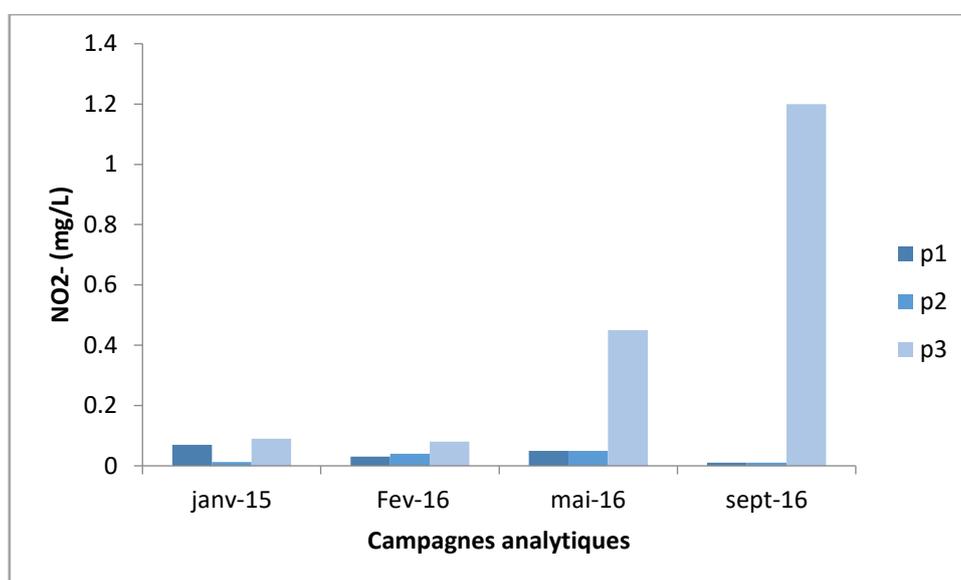


Figure 36. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions nitrite des eaux souterraines

III.1.9. Les ions orthophosphates

Les ions orthophosphates, ayant le plus souvent une origine urbaine (composants des détergents) ou agricole (lessivage d'engrais), sont comme les nitrates, un nutriment majeur des végétaux et ils peuvent entraîner leur prolifération à partir de 0,2 mg/L dans les milieux aquatiques. On considère généralement que les variations des concentrations des phosphates constituent l'élément limitant des phénomènes d'eutrophisation (Boughrou, 2007) des milieux aquatiques.

➤ Les eaux de surface

Les résultats des analyses illustrés par la figure 37 montrent que les concentrations en ions orthophosphates dans les eaux étudiées varient entre la valeur minimale de 0,04 mg/L (Janvier 2015) et la valeur maximale 2,19 mg/L est enregistrée en Septembre 2016. Ces fortes

concentrations laissent penser à une utilisation abusive d'engrais chimiques phosphorés ainsi qu'aux apports de substances phosphorées par des rejets d'eaux usées urbaines.

Cette variation a relativement une tendance à l'augmentation en période sèche. Les fortes concentrations en ions orthophosphates en amont du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest sont liées aux rejets des eaux usées des Hammams situés dans cette zone. En aval, la source essentielle des ions orthophosphates est l'agriculture par l'effet de ruissellement des eaux des champs agricoles enrichis en engrais phosphatés. Les rejets d'eaux usées urbaines des agglomérations avoisinantes les cours d'eau est une autre source non négligeable de pollution des eaux de surface par les ions orthophosphates dans le bassin versant de l'Oued- El -Kébir Ouest (Touhari et *al.*, 2018).

Nos analyses indiquent que les valeurs des concentrations en ions orthophosphates dépassent le plus souvent la norme admise pour les eaux de surface 0,5 mg/L PO_4^{3-} (ANRH, 2010) et par conséquent, ces concentrations sont des précurseurs du phénomène d'eutrophisation des milieux aquatiques récepteurs dans ce bassin versant (Gaujous, 1995).

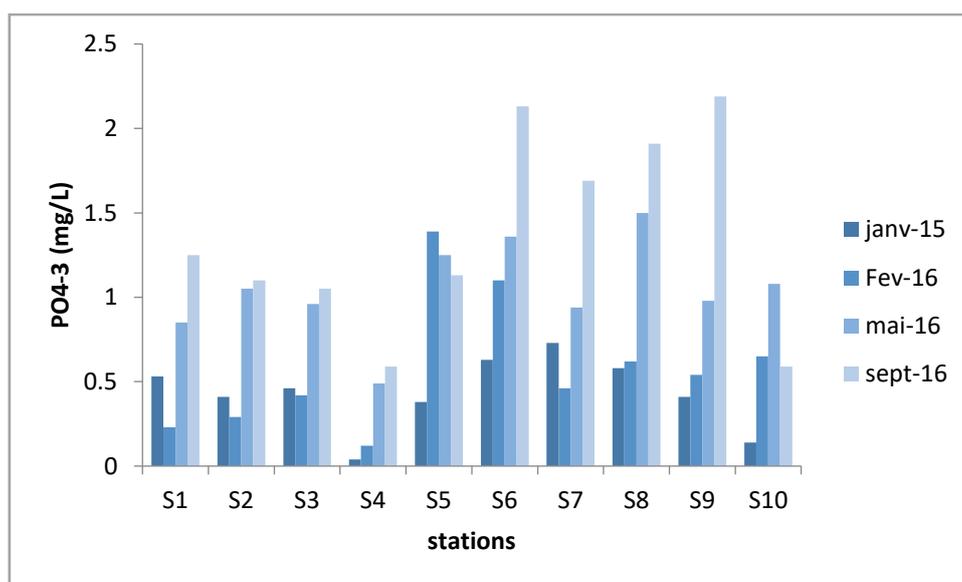


Figure 37. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions Orthophosphates des eaux de surface

➤ Les eaux souterraines

Les puits prospectés présentent des concentrations faibles en orthophosphates (figure 38), comprises entre 0 mg/L (p1) et 0,75 mg/L (p3). Ces valeurs sont presque toutes inférieures à la norme nationale (0,5 mg/l) relative aux eaux destinées à la consommation humaine (JORA, 2011). Par conséquent, ce paramètre ne constitue pas un risque de pollution majeur pour les eaux de la nappe étudiée.

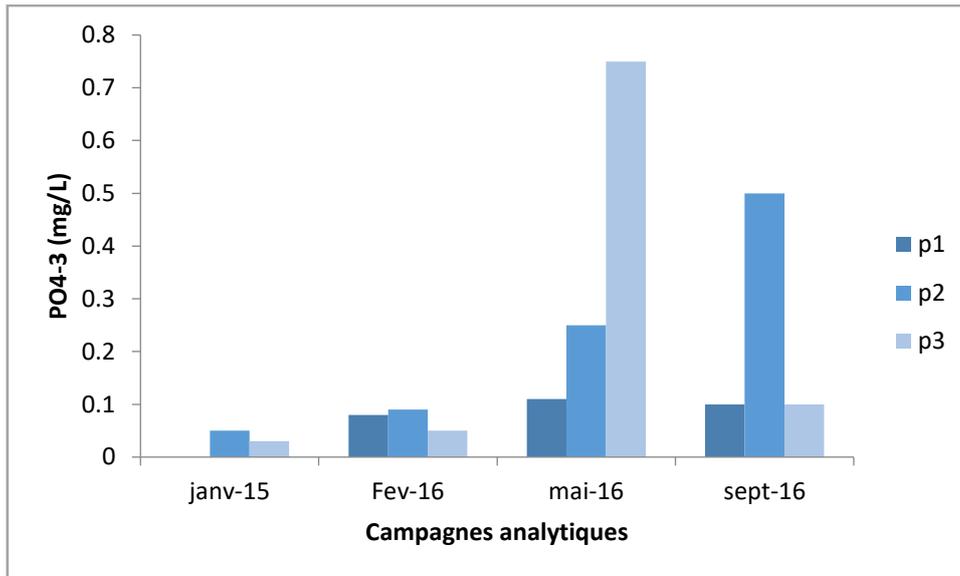


Figure 38. Variation spatio-temporelle des concentrations en ions Orthophosphates des eaux souterraines

III.1.10. La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO constitue un précieux paramètre indicateur de la présence de polluants dans les eaux. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydable tels que sulfures, chlorures.

Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présents dans l'eau (Makhoukh et *al.*, 2011). Elle permet d'estimer la teneur en matières organiques totales (excepté quelques composés qui ne sont pas dégradés), y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques (Bougouizi, 2014)

➤ Les eaux de surface

Les résultats de mesures de la DCO dans les eaux de surface du bassin versant de l'Oued-El Kébir Ouest, nous révèlent des concentrations variant entre 31,46 mg/L (S09) et 94,68 mg/L (S05) en période de hautes eaux et entre 86,25 mg/L (S02) et 275,36 mg/L (S05) en période de basses eaux (figure 39). Les fortes teneurs de la DCO en Mai et Septembre 2016 (période sèche) pourraient être dues aux températures élevées et aux rejets d'eaux résiduaire des villages.

Ces résultats concordent avec les travaux de Bouleknafet (2017) faits dans le bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest où il a signalé une pollution organique des eaux de la même plaine.

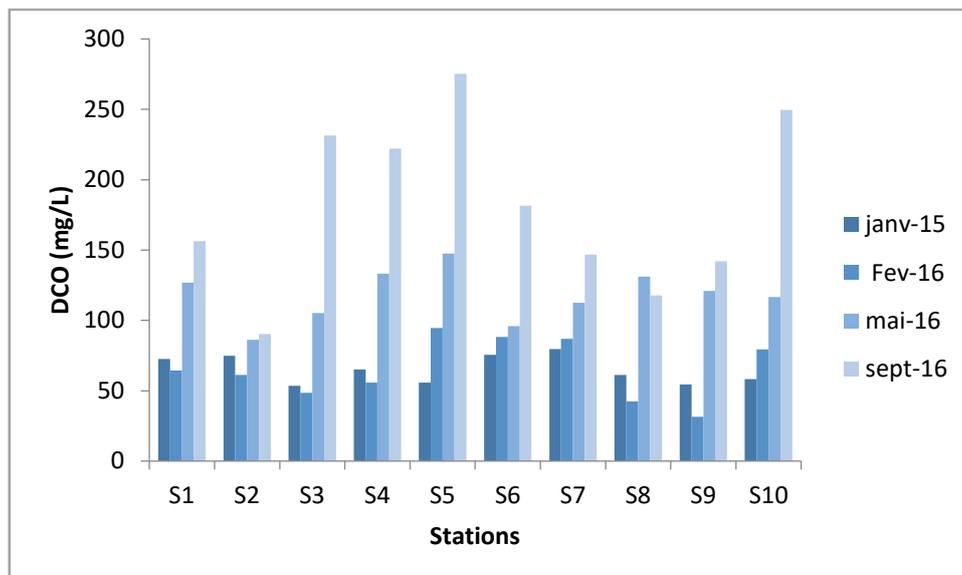


Figure 39. Variation spatio-temporelle de la valeur de la demande chimique en oxygène des eaux de surface

➤ **Les eaux souterraines**

Les valeurs de la DCO mesurée dans les eaux des puits sont comprises entre 25,45 mg/L (P3) et 112,61 mg/L (P1). Elles sont supérieures à celle mentionnée dans la norme européenne (30 mg/L) relative aux eaux destinées à la consommation humaine. Ces eaux souterraines sont donc polluées.

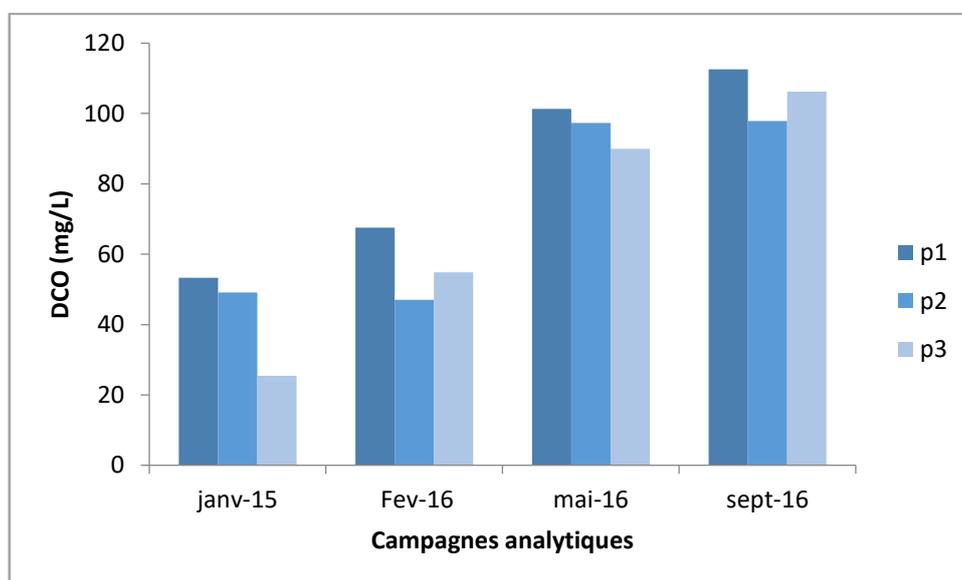


Figure 40. Variation spatio-temporelle de la valeur de la demande chimique en oxygène des eaux souterraines

Discussion

Plusieurs sources de contaminations de l'hydrosystème du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest ont été détectées. Elles sont essentiellement d'origine anthropique liées aux rejets directs des eaux usées brutes des agglomérations urbaines et des unités industrielles et à l'utilisation irrationnelle des engrais chimiques dans l'agriculture. L'ensemble de ces apports induit une pollution chimique qui provoque l'augmentation de la concentration des éléments minéraux dans les eaux superficielles et souterraines et conduisant ainsi à une dégradation de leur qualité. Cette variabilité de la qualité des eaux de la zone d'étude est étroitement dépendante du climat de la région de l'Oued El Kébir Ouest où sont distinguées une saison sèche et une autre humide.

Les résultats des analyses physico-chimiques ont montré que les eaux de surface et les eaux souterraines sont généralement minéralisées et alcalines. Les variations saisonnières observées de la conductivité électrique pourraient s'expliquer par le phénomène de dilution suite aux précipitations en période hivernale, contrairement à la période sèche où il y a lieu une élévation de ce paramètre accentuée par la forte évaporation (El Morhit et *al.*, 2008). Cette minéralisation est déterminée par la nature géologique des terrains traversés, la température ambiante, la pluviométrie, les rejets, etc (Rodier et *al.*, 2009).

Les concentrations en oxygène dissous ont atteint des valeurs faibles en période de basses eaux (Mai et Septembre 2016). Ceci est essentiellement dû à l'augmentation de la température de l'eau, car une eau froide renferme une plus grande quantité d'oxygène dissous qu'une eau chaude (Hebert et Legare, 2000). Le déficit important en ce gaz est probablement dû à sa consommation par la matière organique en cours de dégradation intense en cette période. Dans les eaux souterraines, les faibles teneurs en oxygène dissous permettent aux micro-organismes à se développer dans l'eau, surtout dans les puits de faibles profondeurs. Les concentrations faibles en oxygène dissous indiquent également la présence des micro-organismes vivants aérobies qui consomment l'O₂ dissous, constitue un indice de pollution des eaux naturelles (Seghir, 2008). Lorsque l'eau est trop peu oxygénée, les conditions d'anaérobiose risquent également de se traduire par une accumulation de composés ammoniacés et de nitrites susceptibles d'intoxiquer la faune et la flore aquatiques.

La variation spatiotemporelle des concentrations en ions chlorure indiquent une augmentation en période sèche (Mai 2016) par rapport à la période pluvieuse mais restent dans certaines stations dans les normes admises concernant les eaux destinées à la consommation humaine. La zone côtière située en aval du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest (S10) montre des enrichissements des eaux en ces ions qui dépassent de loin la norme

admise de 250 mg/L. La proximité marine est le facteur essentiel de ces enrichissements en ions chlorure.

Les eaux de surfaces et les eaux souterraines de notre zone d'étude présentent des concentrations en ions nitrate inférieures aux normes admises. Elles ne sont pas exposées à une pollution par ces ions. Ceci permet de classer ces eaux dans la catégorie de bonne qualité (ANRH, 2010). L'évolution temporelle des concentrations en ions nitrate montre que c'est lorsque les concentrations en oxygène sont faibles, que les concentrations en nitrates sont faibles et celles en nitrites sont plus élevées. Elle montre également une augmentation des concentrations en ions nitrate pendant la période des hautes eaux qu'on peut expliquer par l'effet des pluies qui lessivent les terrains agricoles (Debieche, 2002). Dans les eaux des puits, les concentrations en ces ions les plus élevées se retrouvent généralement dans la région où les activités agricoles sont les plus intenses.

Les teneurs enregistrées en ions nitrite dans les eaux de surfaces sont élevées et le plus souvent supérieures aux normes admises (0.1 mg/L). Leur présence en quantité importante témoignerait d'une contamination résultante du déversement des eaux usées et d'un déficit du milieu en oxygène et/ou d'une réduction des nitrates par la matière organique. Les nitrites proviennent, soit d'une réduction des ions nitrate, soit d'une oxydation incomplète des ions ammonium s'arrêtant au stade ion nitrite (Rodier, 1996). Ainsi, les concentrations élevées en ions nitrite et ammonium traduisent la présence de matières organiques en abondance.

En ce qui concerne l'azote ammoniacal, de fortes concentrations ont été enregistrées dans les eaux de surface de la zone. Ceci permet de situer ces eaux dans la classe de passable à très mauvaise qualité selon la grille de qualité des eaux de surface (ANRH, 2010). Il se présente sous de faibles concentrations pendant la période humide résultant de la bonne oxygénation des eaux des cours d'eau dans cette période, ce qui favorise l'oxydation des ions ammonium et donc une diminution dans leurs concentrations (Chapelle et *al.*, 1994). Par contre pendant la période des basses eaux, on observe une augmentation des teneurs en NH_4^+ accompagnée d'une diminution des concentrations en oxygène dissous ; ceci indiquant l'absence de leur oxydation (présence des conditions défavorables à la nitrification) (Vilaginès, 2000). Les stations S3 et S5 situées en amont du bassin versant et recevant des eaux résiduaires urbaines sont très riches en ammonium (NH_4^+) à la période de basses eaux avec respectivement des valeurs moyennes de 20,77 et 30,98 mg/L. Une pollution accidentelle ponctuelle par l'ion ammonium en serait la cause la plus probable. En effet, la variabilité de ce paramètre est liée aux agents anthropiques et aux variations du débit du cours d'eau (période des hautes et basses eaux) (Benrabah et *al.*, 2013). Des concentrations en ions

ammonium supérieures à 1,22 mg/L à un pH de 7 et une température de 22°C provoquent une perturbation physiologique chronique chez des espèces aquatiques (Massabalo *et al.*, 2015).

Dans les eaux de puits les teneurs en ions ammonium sont supérieures à la norme de potabilité (0,5mg/L). Plusieurs auteurs ont relevé les facteurs tels que les activités autour des puits, le défaut d'aménagement des puits, la proximité des sources de pollution telles les déchets urbains, décharges sauvages d'ordures, les ouvrages d'assainissement individuel (latrines, puisards, fosses septiques), et le non-respect des règles d'hygiène élémentaire par les utilisateurs sont à l'origine de la pollution des eaux de puits par les ions ammonium (Zerhouni *et al.*, 2015).

Les ions orthophosphates montrent de fortes augmentations en période sèche dépassant le plus souvent la norme admise pour les eaux de surface. Par contre les eaux souterraines présentent des concentrations faibles en ces ions.

Les valeurs maximales enregistrées de la DCO dans les eaux de surfaces et les puits pendant la saison sèche indiquent la contamination de ces eaux par des substances organiques.

On peut conclure que l'augmentation de la concentration en matières organiques, représentée par le paramètre DCO, des concentrations faibles en oxygène dissous et des concentrations élevées en sels nutritifs (ammonium, nitrite et orthophosphates) traduisent une dégradation de la qualité des eaux du Bassin versant de l'Oued El-Kébir par des apports de substances polluantes des eaux usées brutes déversées dans les cours d'eau et par le lessivage des pluies des terrains agricoles enrichis en engrais chimiques.

III.2 Les caractéristiques physico-chimiques des sédiments

L'étude de la qualité des sédiments rencontrés dans un cours d'eau ou un lac peut renseigner sur la qualité des eaux, car les sédiments ont la propriété d'intégrer et de concentrer certains éléments présents dans l'eau. Ce sont en fait les sédiments de surface, moins que l'eau et les sédiments de fond, qui enregistrent le plus les effets de l'impact des rejets urbains, par leur rôle concentrateur des charges de contaminants minéraux et organiques.

III.2.1. Potentiel hydrogène

Similairement à un sol, l'acidité ou l'alcalinité d'un sédiment se mesure par un indice appelé pH, qui est une des propriétés les plus importantes de la solution du sol. Il exprime la teneur en ions d'hydrogène acides libres dans une solution du sol (Zahi, 2008). Dans le tableau 20, sont indiquées les significations des gammes de valeurs du pH que nous avons adoptées pour nos sédiments.

Tableau 20. Gamme des pH des sols (Soltner, 1981).

pH	Désignation des sols
3 - 4.5	Extrêmement acides
4.5 – 5	Très fortement acides
5 – 5.5	Très acides
5.5 - 6	Acides
6 – 6.75	Faiblement acides
6.75 – 7.25	Neutre
7.25 – 8.5	Alcalins
>8.5	Très alcalin

Les résultats obtenus (Figure 41) montrent que les valeurs de pH oscillent entre 7,97 (S09) et 8,75 (S01) en période humide. Alors que durant la saison sèche (Mai et Septembre 2016), le pH varie entre 7,55 (S08) et 8,32 (S10).

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 par les eaux de pluies.

Selon l'échelle proposée par Soltner (1981), le pH des sédiments de notre zone d'étude est alcalin à très alcalin.

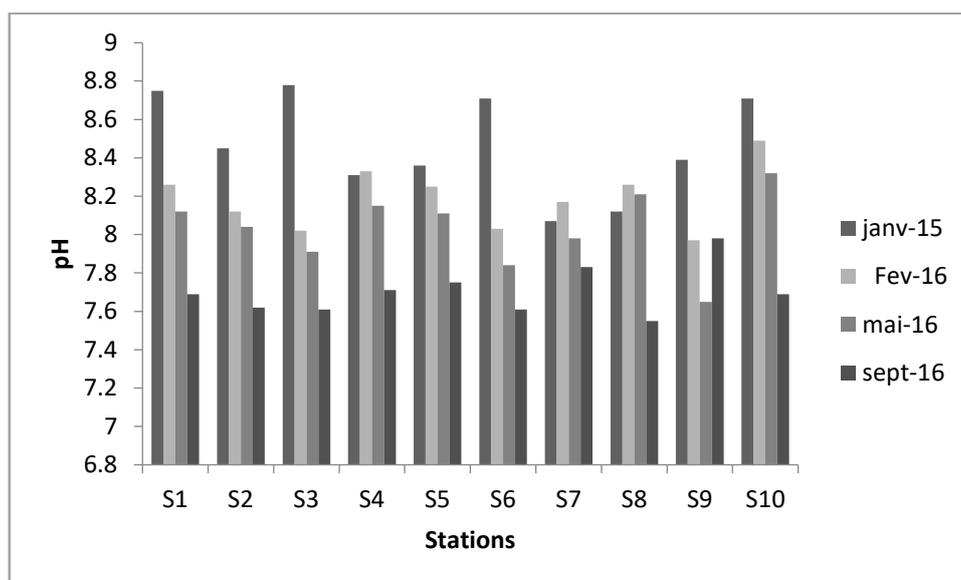


Figure 41. Variation spatio-temporelle du pH des sédiments du bassin versant de L'Oued El-Kébir Ouest

III.2.2. La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique d'un sol ou d'un sédiment est une mesure de la quantité d'ions présents dans une d'eau. Elle est importante à connaître, car elle renseigne sur la salinité d'un substrat ou matrice d'un milieu. Dans le tableau ci- dessous sont portées les classes de qualité de sol en fonction de la valeur de la conductivité électrique.

Tableau 21. Classes de la qualité des sols en fonction de la conductivité (Durand, 1983).

Classes	C.E en $\mu\text{s/cm}$ à 25°C	Qualités du sol
Classe 01	0 à 500	Non salé
Classe 02	500 à 1000	Légèrement salé
Classe 03	1000 à 2000	Salé
Classe 04	2000 à 4000	Très salé
Classe 05	Plus de 4000	Extrêmement salé

Les résultats des mesures de la conductivité électrique des sédiments de la plaine du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest montrent une variation de ce paramètre, entre 64 et 867 $\mu\text{s/cm}$ pendant la période humide, alors qu'elles oscillent entre 185 et 6190 $\mu\text{s/cm}$ pendant la période sèche (figure 42).

La variation des valeurs de la conductivité électrique montre que ces valeurs sont plus fortes en périodes de basses eaux par rapport aux périodes de hautes eaux. Elle est attribuable à la dilution par les eaux pluviales très abondantes en saison humide.

Les valeurs maximales sont observées en aval du bassin versant au niveau des stations S08 et S10 durant la saison sèche (Septembre 2016), cela pourrait être lié d'une part à l'enrichissement des sédiments en ions apportés par les divers rejets d'eaux résiduaires effectués cette plaine et d'autre part les eaux chaudes et l'évaporation intense pendant la saison d'été induisent une forte minéralisation en sels, ce qui augmente la conductivité électrique des sédiments (Ouhmidou et *al.*, 2015). Ainsi, la station 10 subit l'influence de la proximité du milieu marin, qui constitue également un facteur essentiel de cette forte salinité.

Par référence au tableau 22 (Durand, 1983), à l'exception des stations S08 et S10 les échantillons des sédiments de la région d'étude sont non salés (conductivité électrique inférieure à 500 $\mu\text{S/cm}$).

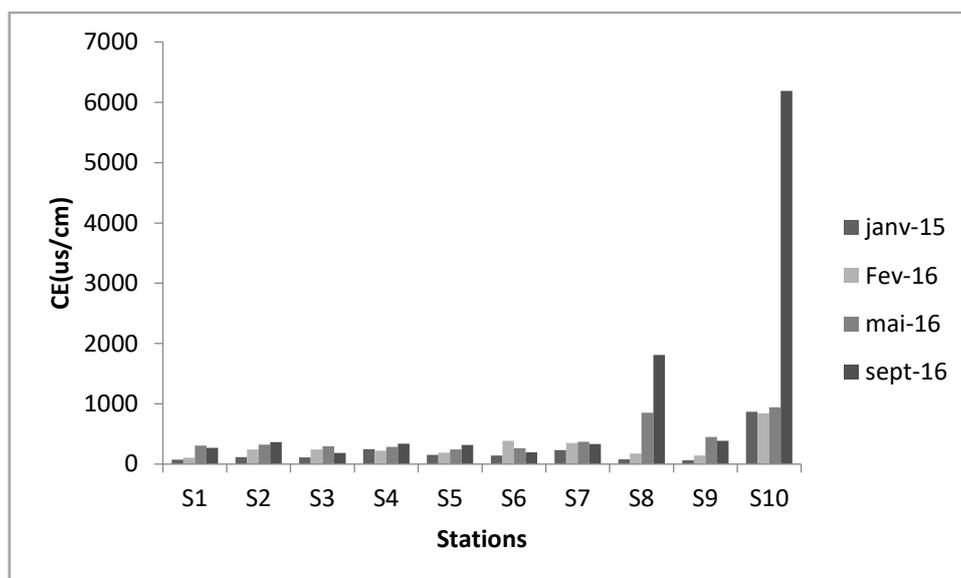


Figure 42. Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique dans les sédiments du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest

III.2.3. Le carbone organique (% C)

La détermination du carbone organique total nous permet d'évaluer la quantité de la matière organique présente dans l'échantillon d'un sol ou d'un sédiment. Dans les sédiments, le carbone est présent sous forme organique, par exemple dans les substances humiques et les matières végétales, et inorganique (carbonates, bicarbonates). La présence de carbone organique dans les sédiments est un indicateur déterminant important de la biodisponibilité des composés organiques non ioniques (MDDELCC, 2016).

Les résultats d'analyses montrent que les teneurs en carbone varient entre 0,61 % (S10) et 3,36 % (S07) pendant la saison humide. Durant la période sèche la valeur la plus faible est enregistrée au niveau de la station 10 avec 0,52% et la plus élevée au niveau de la station 08 avec 2,53% (figure 43).

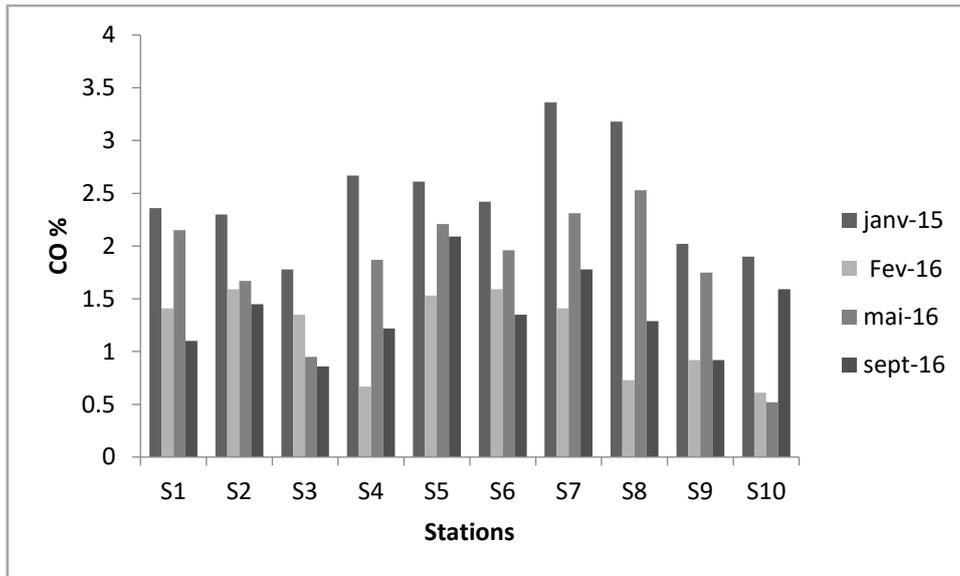


Figure 43. Variation spatio-temporelle des teneurs en carbone des sédiments du bassin versant de Kébir de l'Oued El-Kébir Ouest

III.2.4. La matière organique (% MO)

La matière organique contenue dans le sol ou d'un sédiment est formée essentiellement par de débris de végétaux se présentant à tous les stades de décomposition jusqu'à celui de matière noire intimement incorporée au sol qui constitue l'humus proprement dit. La matière organique comprise dans les sédiments peut être liée à de minuscules débris d'organismes ou à des substances humiques provenant de la dégradation de la matière organique fraîche. Dans le tableau 22 sont indiquées les gammes d'appréciation des teneurs en matières organiques dans un sol.

Tableau 22. Norme des teneurs en matières organiques (Soltner, 1981)

MO %	Appréciations
<1	Extrêmement faibles
1-1.5	Très faibles
1.5-2.5	Faibles
2.5-3.5	Moyennes
3.5-4.5	Moyennement élevées
4.5-5	Elevées
>5	Très élevées

Concernant, le bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest, le taux de matière organique des sédiments analysés est globalement faible en période de basses eaux avec un minimum de 0,89% (S10) et un maximum 4,35% (S08) (figure 44).

Durant la période de hautes, il varie entre 1,05% et 5,77%. Les valeurs maximales sont enregistrées au niveau des stations 07 et 08 (supérieurs à 5%). De telles valeurs s'expliquent par la présence d'une source de rejet d'eaux usées urbaines chargées en matière organique ou par l'effet de ruissellement des eaux des champs agricoles. En effet, des fluctuations observées au niveau des stations entre la période de crue et la période d'été sont dues au lessivage important des sols par les eaux de pluies et par le retour des eaux d'irrigation des terrains agricoles environnant les oueds, riches en substances organiques (Ben Bouih et *al.*, 2005).

La granulométrie peut également jouer un rôle important sur la siccité du sédiment, les argiles ont une forte adsorption d'eau et de matière organique (Zhou, 2009). Les faibles valeurs de matière organique des échantillons analysés sont observées dans les stations S03, S09 et S10 dont les sédiments ont une texture sableuse. Un taux bas de matière organique est une caractéristique des sédiments superficiels sableux (Inza et *al.*, 2009).

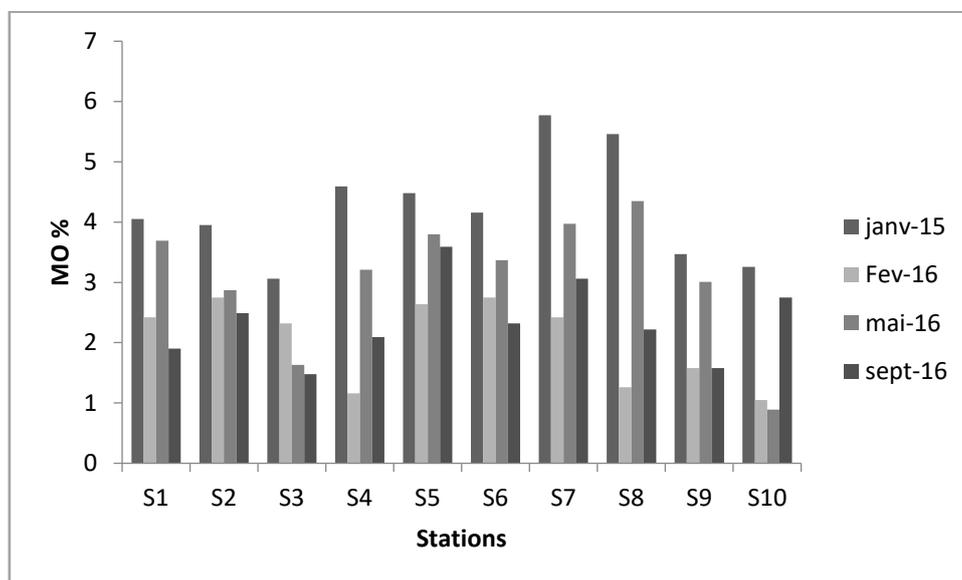


Figure 44. Variation spatio-temporelle des teneurs en matière organique des sédiments du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest

III.2.5. Ion ammonium

Il n'existe pas de critères de qualité relative à la teneur en azote ammoniacal dans les sédiments. Les teneurs des ions ammonium varient pendant la saison humide entre 0,1 $\mu\text{g/g}$ (S01) et 36,25 $\mu\text{g/g}$ (S08). Durant la saison sèche, les valeurs oscillent entre 2,15 $\mu\text{g/g}$ (S10) et 50,15 $\mu\text{g/g}$ (S09) (Figure 45). Ces fortes concentrations sont liées aux rejets d'eaux résiduaires d'origine urbaine ou industrielle. L'accumulation de l'ion ammonium dans le sédiment peut provenir également d'une réduction des ions nitrate (Lerat et *al.*, 1985).

Aussi, les ions (NH_4^+) du fait de leur charge positive s'adsorbent facilement sur les particules du sédiment (humus, argiles et colloïdes sont chargés négativement) (Tessier, 2001). Le sédiment constitue donc une source importante d'ammonium pour la colonne d'eau (Lerat et *al.*, 1985).

L'ion ammonium est présent dans les sédiments étudiés à de fortes concentrations en période sèche par rapport à la période humide, résultant du blocage de la minéralisation de la matière organique en hiver (Feuillet Girard et *al.*, 1988) et de présence des conditions défavorables à la nitrification en été.

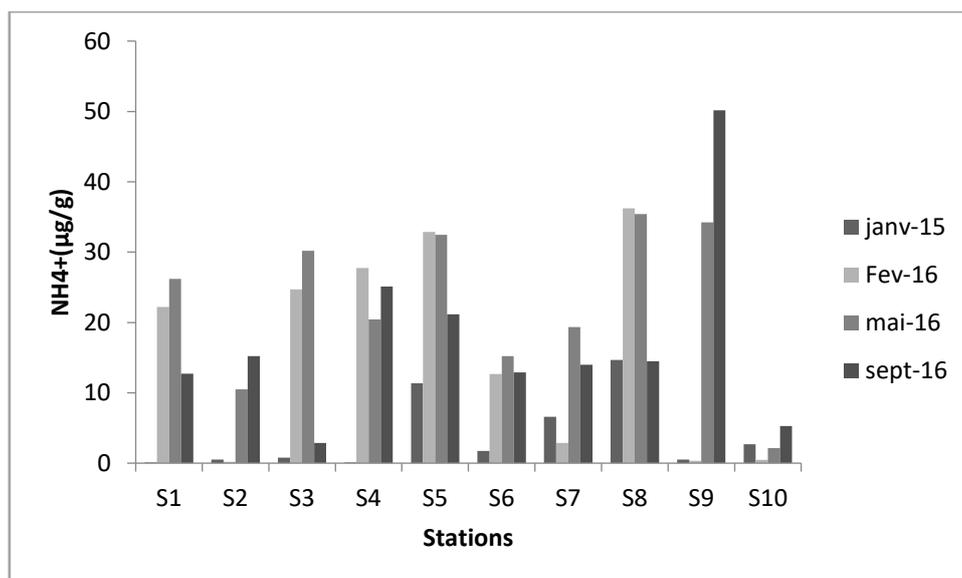


Figure 45. Variation spatio-temporelle des teneurs en ions ammonium des sédiments du bassin versant de l'Oued EL- Kébir Ouest

III.2.6. Ion nitrate

Aucune valeur seuil n'a pu être trouvée dans la bibliographie pour la teneur en nitrate des sédiments. Les teneurs en ions nitrate apparaissent faibles sur l'ensemble des stations échantillonnées, à part la station 06 où un pic de concentration d'azote nitrique est observé avec 20,64 $\mu\text{g/g}$ (Janvier 2015) (figure 46). Les fortes teneurs en ions nitrates dans ce point

sont liées aux sources agricoles, domestiques et industrielles et aussi à la nitrification qui est forte à cette saison.

La variation saisonnière des concentrations de nitrates montre que ces valeurs sont le plus souvent fortes en périodes de hautes eaux par rapport aux périodes de basses eaux, cela peut être du d'une part au lessivage des sols par les eaux de pluies et d'autre part à l'oxydation des ions ammonium adsorbés dans les sédiments en ions nitrate en présence des conditions du processus biologique de nitrification (Chapelle et *al.*, 1994). Nedwell et *al.*, (1983) ont mesuré une absorption accrue des nitrates par le sédiment quand la concentration de ce composé dans la colonne d'eau était augmentée.

Les faibles teneurs d'ions nitrate seraient dues à l'assimilation de ces ions par les plantes aquatiques ou sa dénitrification par la microflore présentes dans le sédiment. Les nitrates produits et accumulés par les sédiments peuvent transformés en ion ammonium ou dénitrifiés (Lerat et *al.*, 1985). Les ions négatifs comme les nitrates (NO_3^-) sont peu ou pas adsorbés et par conséquent sont beaucoup plus mobiles alors que les ions NH_4^+ s'adsorbent facilement sur les particules du sédiment (Teissier, 2001).

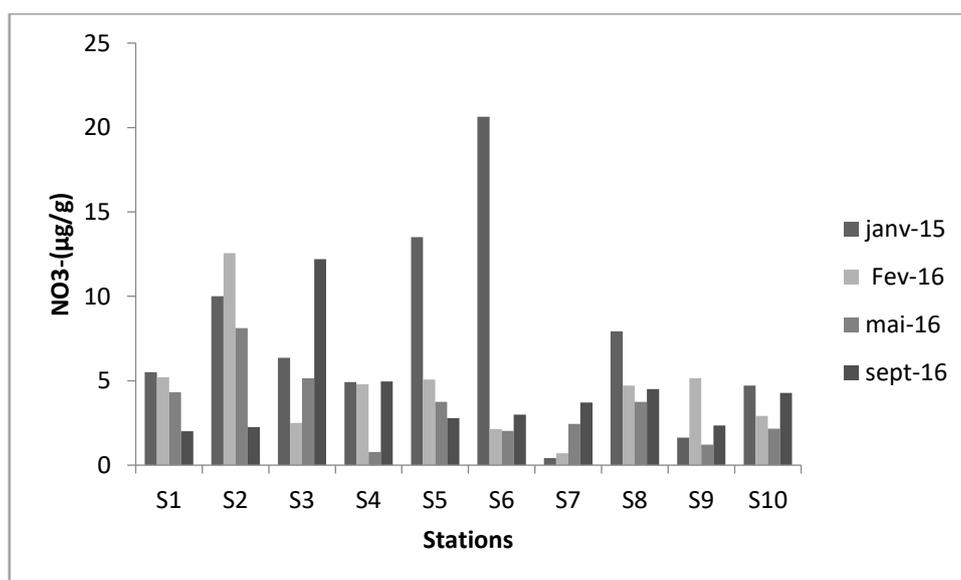


Figure 46. Variation spatio-temporelle des teneurs en ions nitrate des sédiments du bassin versant de l'Oued EL- Kébir Ouest

III.2.7. La granulométrie

L'analyse granulométrique vise à déterminer la distribution des tailles des particules constituant les sédiments. Elle peut être considérée comme une variable de l'habitat des communautés benthiques et faire partie de l'interprétation de la biodisponibilité des contaminants ainsi que des résultats des essais de toxicité (MDDELCC, 2016).

La représentation en histogrammes des résultats des analyses granulométriques (figure 47) montre que les sédiments de toutes les stations présentent une dominance des fractions sableuses et argileuses par rapport à la fraction limoneuse. Le pourcentage du sable est important en atteignant des teneurs maximales 84 % enregistrée au niveau de la station 09 et 72% à la station 10 an aval du bassin versant, alors que sa valeur minimale est observée au niveau de la station 05 avec 20%. La texture argileuse varie entre un maximum de 52 % (S05) et un minimum de 6% (S09). La fraction limoneuse se présente avec des valeurs faibles avec une valeur maximale de 28 % observée au niveau de la station 05 et une valeur minimale l'ordre de 10 % au niveau de la station 09.

L'analyse granulométrique fait ressortir des textures de dominance sableuse, argileuse et argilo-sableuse.

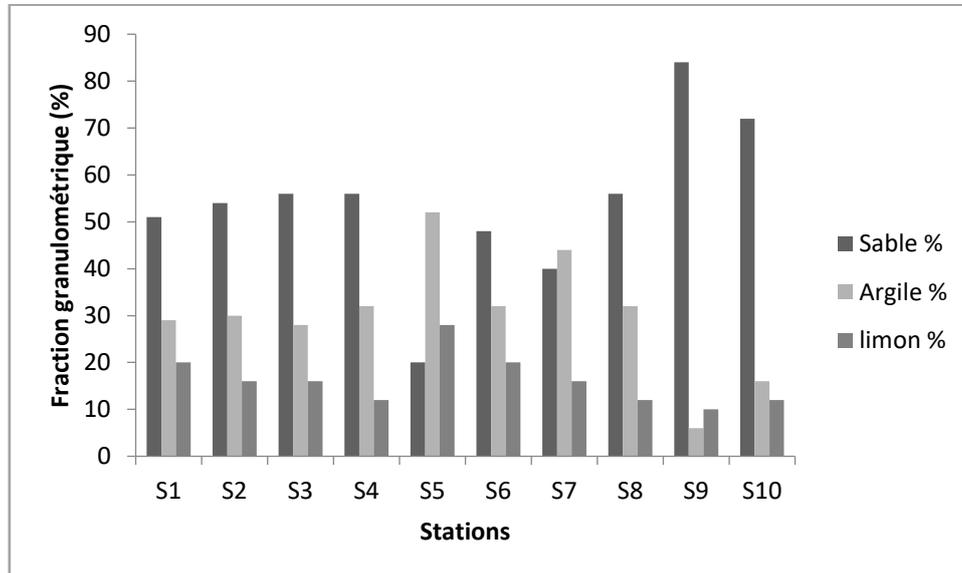


Figure 47. Valeur des fractions granulométriques des sédiments du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest

Discussion

Les résultats de nos analyses montrent que les sédiments de notre zone d'étude ont un pH alcalin à très alcalin, il est généralement plus bas durant les périodes sèches qu'en périodes humides. Ce qui peut avoir une relation avec l'augmentation de la température (Guergueb, 2015). Aussi, ils ont une faible conductivité électrique au cours des quatre prélèvements, à l'exception dans la station S08 et S10 où les valeurs enregistrées durant la saison sèche (Septembre 2016) sont élevées. Les échantillons des sédiments de la région d'étude sont donc non salés (conductivité électrique inférieure à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La répartition temporelle montre une diminution pendant la période pluvieuse. L'explication de cette diminution réside dans la dilution par l'apport des eaux pluviales.

Les résultats obtenus ont montré que les sédiments analysés sont moyennement élevés en carbone organique et en matière organique, à l'exception des stations S07 et S08 où les valeurs enregistrées sont très élevées (taux MO > 5%). La quantité de cette dernière dépend de la granulométrie (Benoit, 2013), et elle augmente lorsque les sédiments deviennent plus fins. La variation saisonnière montre que les teneurs en matières organiques sont un peu plus fortes en saison humide qu'en saison sèche, et quelles sont liées à un apport fluvial de matière organique pendant cette période.

Une forte accumulation de l'ion ammonium dans les sédiments a été observée durant la saison sèche. D'après Lerat et *al.*, 1985, l'ammonium est adsorbé sur le sédiment lorsque leurs concentrations sont plus élevées dans la colonne d'eau. Nos résultats montrent qu'effectivement l'ammonium est adsorbé en période sèche lorsque leurs concentrations sont élevées dans les eaux. Lerat et *al.*, 1985 ont montré également que le sédiment étant toujours plus riche en ammonium que la colonne d'eau et il est considéré, pour cette dernière, comme une source potentielle d'azote minéral.

Les teneurs en ions nitrate des sédiments analysés sont plus fortes en période humide et elles diminuent en période sèche à l'inverse de l'ammonium. Les sédiments bien oxygénés en hiver constituent une matrice oxydante et par conséquent favorisent l'oxydation bactérienne de l'ion ammonium (Chapelle et *al.*, 1994).

Les teneurs en ions ammonium dans les sédiments étaient toujours supérieures à celles des ions nitrate. Cette supériorité peut s'expliquer par le fait que les ions (NH_4^+), du fait de leurs charges positive s'adsorbent facilement sur les particules du sédiment, alors que les ions négatifs (NO_3^-) seront beaucoup plus mobiles (peu ou pas d'adsorption) (Tessier, 2001). L'analyse granulométrique montre que les sédiments analysés présentent des textures sableuses, argilo-sableuse, et argileuse avec une dominance des textures sableuses.

III.3 Analyse statistique des données physicochimiques des eaux du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest

Nous avons traité les données de l'analyse physico-chimique par la méthode statistique dite Analyse en Composante Principale (ACP). L'ACP est un outil d'analyse de données qui permet d'expliquer la structure des corrélations en utilisant des combinaisons linéaires des données originelles. Son utilisation permet de réduire et d'interpréter les données sur un espace réduit. C'est une méthode factorielle et linéaire qui traite des caractères numériques qui sont dans notre étude, les résultats des analyses physico-chimiques. Cette méthode est largement utilisée pour interpréter les données hydro-chimiques (Bennasser, 1997; N'diaye et *al.*, 2013).

L'analyse en Composantes Principales appliquée à des variables quantitatives, dans le but de résumer les liens entre les variables par l'analyse des corrélations, et dresser une carte des individus indiquant leur position par rapport à ces liens. Elle nous a permis d'extraire rapidement une quantité d'information intéressante à partir d'un jeu de données dimensionnelles grâce à deux graphiques simples ; le cercle des corrélations et le graphique des observations.

Dix variables: T°C, pH, CE, OD, Cl⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, PO₄⁻³ et DCO et 10 individus (stations d'échantillonnage des eaux superficielles et de sédiments), 03 individus (eaux souterraines) ont été traitées par ACP en deux périodes : hautes eaux et basses eaux.

III.3.1. Eaux de surfaces

III.3.1.1. Période de hautes eaux

➤ Matrice de corrélation

La matrice de corrélation donne les liens significatifs qui existent entre les différentes variables.

Le tableau 23 donne la matrice de corrélation des éléments physico-chimiques durant la saison humide. Les valeurs en gras présentent les coefficients de corrélations des variables fortement corrélés entre eux (négativement ou positivement). Il fait apparaître alors des corrélations positives significatives entre les sels nutritifs (PO₄⁻³/NO₂⁻ et PO₄⁻³/NH₄⁺) avec respectivement des coefficients de corrélations égaux à 0,887, 0,724. Une autre corrélation positive existe entre les ions azotés NH₄⁺/NO₂⁻ (r=0,802).

Parallèlement on note une forte corrélation négative entre les chlorures et l'oxygène dissous avec coefficient de corrélation r= -0,632.

Tableau 23. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux de surface (période de hautes eaux)

Variables	T°C	pH	CE	OD	Cl ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	DCO
T°C	1									
pH	-0,028	1								
CE	0,168	0,505	1							
OD	-0,434	0,627	0,126	1						
Cl ⁻	0,420	-0,534	-0,208	-0,632	1					
PO ₄ ⁻³	-0,200	-0,029	0,506	-0,020	-0,527	1				
NH ₄ ⁺	-0,451	-0,217	0,082	-0,091	-0,263	0,724	1			
NO ₃ ⁻	0,028	0,296	0,514	0,082	-0,258	0,269	-0,316	1		
NO ₂ ⁻	-0,383	-0,014	0,408	0,029	-0,414	0,887	0,802	0,288	1	
DCO	-0,204	0,411	0,723	0,369	-0,313	0,424	0,108	0,293	0,275	1

➤ **Projection des paramètres physicochimique sur le plan factoriel (F1, F2)**

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que 62,01% de variance sont exprimés (figure 48). Le facteur 1 est exprimé à 38,19% et représenté principalement par les ions PO₄⁻³, NO₂⁻, DCO, qui sont des indicateurs de pollution ainsi que par la conductivité électrique. Les ions chlorures et la température dans le sens négatif. Cet axe traduit à la fois la pollution organique et la minéralisation des eaux. L'axe F2 représentant uniquement 23,82% de l'information, il est exprimé vers son pôle positif par les ions NH₄⁺. Le pH, l'oxygène dissous et les ions NO₃⁻ vers son pôle négatif.

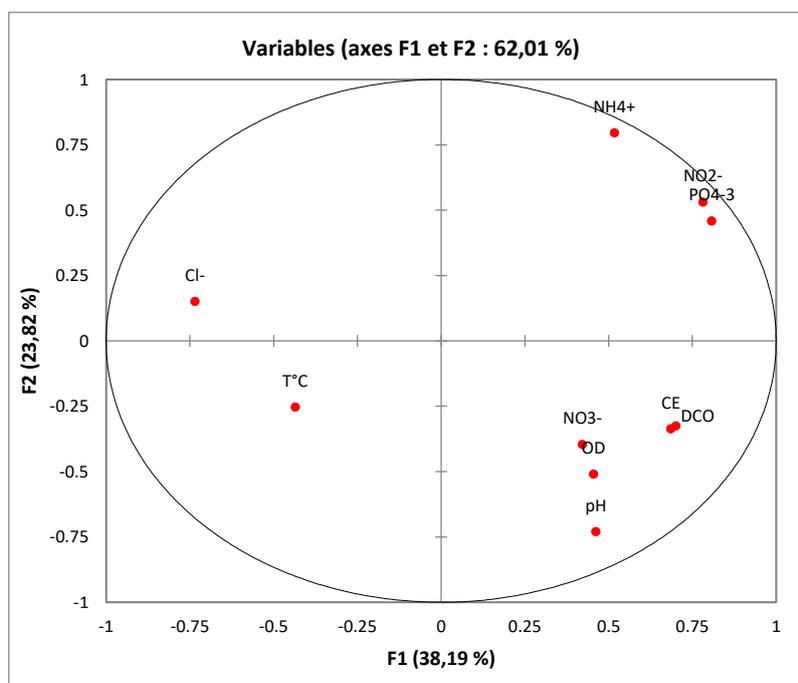


Figure 48. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de hautes eaux)

La figure 49 montre la représentation graphique du regroupement des sites d'échantillonnage (les individus) dans le plan factoriel (F1-F2) pour la période haute eaux.

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 caractérise les stations affectées par la pollution organique S05, S06 et S07. Elles sont caractérisées également par une forte minéralisation des eaux exprimée par une forte conductivité électrique.

- Le deuxième groupe contient les stations de S01 à S04 et S08 où l'eau est bien oxygénée.

- Le troisième groupe comprend les stations S09 et S10 représentant l'aval du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest. Elles sont caractérisées par une forte concentration en ions chlorure. La station 10 subisse l'influence de la proximité du milieu marin.

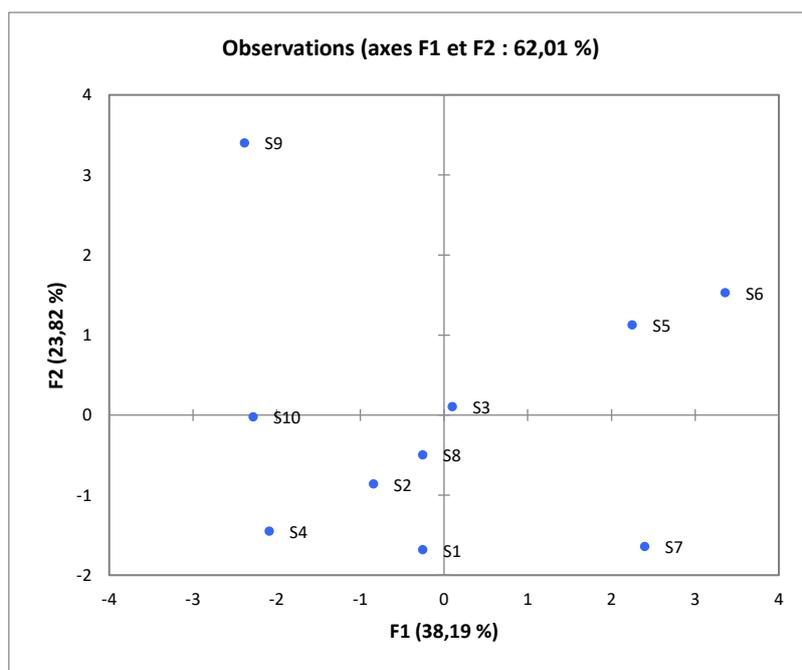


Figure 49. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de hautes eaux)

III.3.1.2. Période de basses eaux

➤ Matrice de corrélation

Tableau 24. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux de surface (période de basses eaux)

Variables	T°C	pH	CE	OD	Cl ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	DCO
T°C	1									
pH	0,210	1								
CE	0,810	0,008	1							
OD	0,115	0,556	0,015	1						
Cl ⁻	0,671	-0,061	0,950	-0,017	1					
PO ₄ ⁻³	0,003	0,042	-0,402	0,349	-0,595	1				
NH ₄ ⁺	0,081	0,339	0,029	-0,407	-0,070	-0,115	1			
NO ₃ ⁻	-0,227	0,263	-0,404	0,860	-0,451	0,587	-0,440	1		
NO ₂ ⁻	0,041	-0,035	-0,203	0,400	-0,335	0,838	-0,262	0,752	1	
DCO	0,224	0,150	0,454	-0,184	0,479	-0,432	0,677	-0,455	-0,325	1

Ce tableau montre des rapports de corrélations positives très significatifs, notamment entre les paramètres de pollution minérale, la conductivité électrique et les ions chlorure, dont le coefficient de corrélation égale à 0,950, d'où une grande influence des ions chlorure sur la salinité des eaux du bassin versant de l'Oued El-Kébir Ouest.

On note aussi une corrélation positive entre OD et les ions NO₃⁻ (r= 0,860). L'oxygène dissous est un facteur important dans le processus de nitrification. De ce fait, une carence en oxygène dissous peut induire un ralentissement et même un arrêt de la réaction. Une autre corrélation positive a été observée entre les couples PO₄⁻³/NO₂⁻ (r= 0,838) et T°C/CE (r=0,810).

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

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que 63,29 % de variance sont exprimés (figure 50). L'axe F1 (40,54%) est exprimé par son pôle positif par PO₄⁻³, NO₃⁻ et NO₂⁻ qui présentent de bonnes corrélations positives entre eux. Les ions NH₄⁺ et DCO vers son pôle négatif. Cet axe traduit une pollution de type organique et une eutrophisation des eaux. L'axe F2 ayant une variance égale à 22,75 %, est constitué par la température, pH, OD, CE et les ions chlorure dans son pôle positif. Cet axe définit alors un gradient de minéralisation.

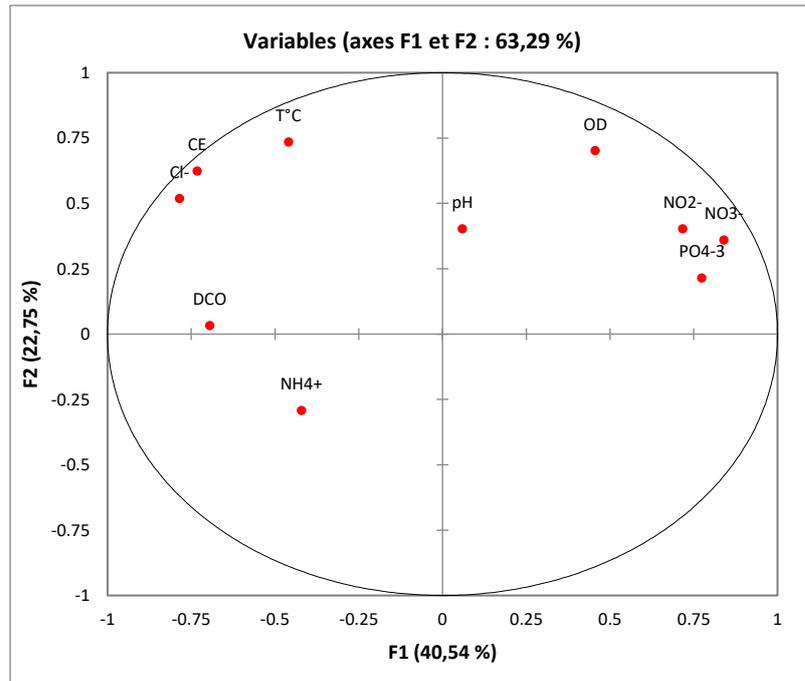


Figure 50. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de basses eaux)

La représentation graphique des individus (figure 51) permet de distinguer également deux groupes :

-Le premier groupe comprend les stations (S01, S02, S06, S07, S08 et S09). Il est caractéristique de l'eau de la plaine de l'Oued El Kébir Ouest pendant la saison des basses eaux. Ces eaux subissent une pollution révélée par des teneurs élevées d'ions orthophosphates et des ions nitrite.

-Le deuxième groupe contient les stations (S03, S04, S05 et S10) dont les eaux sont fortement minéralisées et chargées en matière organique. Ceci est expliqué par les teneurs élevées de la CE et des ions Cl⁻ d'une part et par les ions ammonium et de la DCO qui dépassent de loin les normes d'autre part.

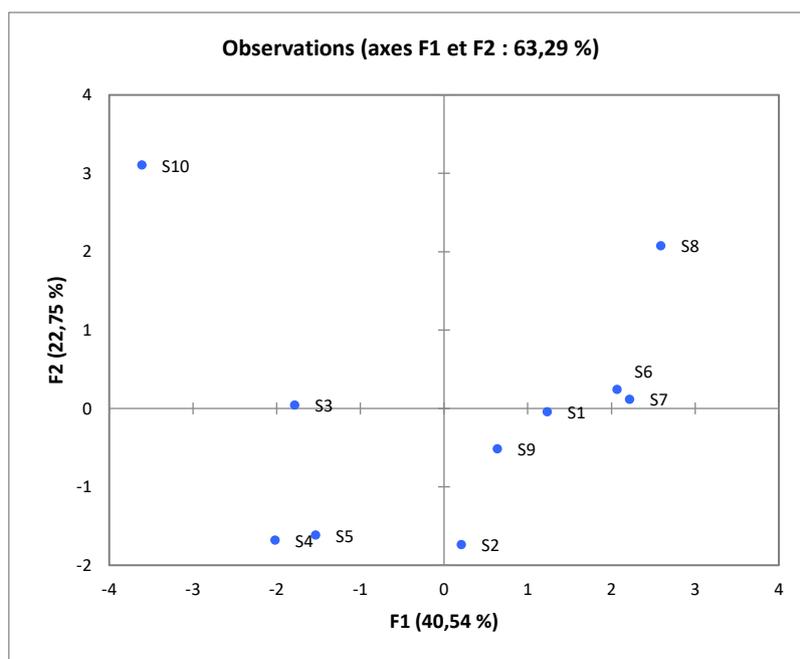


Figure 51. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de basses eaux)

III.3.2. Eaux souterraines

III.3.2.1. Période de hautes eaux

➤ Matrice de corrélation

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) pour l'étude globale des eaux souterraines permet une différenciation sur leurs particularités chimiques. Les coefficients de corrélation entre les paramètres mesurés sont reportés dans le tableau 25.

Une forte association significative et positive est observée entre NH_4^+ /DCO avec un coefficient de corrélation égale à 0,964. Cette forte corrélation positive peut être expliquée par le fait que la charge organique a un effet inhibiteur sur l'oxydation des ions ammonium (Pambrun, 2005).

La conductivité électrique est aussi corrélée avec les ions chlorure ($r=0,955$) et les paramètres suivants : CE/ DCO ($r=0,896$), CE/ NH_4^+ ($r=0,884$). Il est à noter qu'une forte association positive est constatée entre le pH et l'oxygène dissous ($r=0,885$). Une autre corrélation positive est aussi à signaler entre les ions chlorure et la DCO ($r=0,824$) et entre les mêmes ions avec les ions ammonium ($r=0,892$). Par ailleurs, une corrélation négative a été observée entre les couples :

NO_3^- /DCO ($r= -0,993$): les fortes charges organiques impliquent un pourcentage de nitrification plus faible (Pambrun, 2005).

$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ($r = -0,989$): Cette forte corrélation négative peut être expliquée par le fait que l'augmentation des concentrations en ions nitrate est accompagnée de la diminution des concentrations en ions ammonium. Ceci traduit un processus de nitrification (Vilaginès, 2000).

TC/OD ($r = -0,985$): La solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue lorsque la température augmente.

Tableau 25. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines (période de hautes eaux).

Variables	T°C	pH	CE	OD	Cl ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	DCO
T°C	1									
pH	-0,890	1								
CE	0,403	-0,775	1							
OD	-0,985	0,885	-0,652	1						
Cl ⁻	0,657	-0,828	0,955	-0,848	1					
PO ₄ ⁻³	-0,880	0,783	-0,215	0,880	-0,496	1				
NH ₄ ⁺	0,559	-0,875	0,884	-0,776	0,892	-0,385	1			
NO ₃ ⁻	-0,431	0,795	-0,957	0,676	-0,863	0,245	-0,989	1		
NO ₂ ⁻	0,676	-0,266	-0,403	-0,431	-0,112	-0,808	-0,234	0,374	1	
DCO	0,318	-0,715	0,896	-0,581	0,824	-0,126	0,964	-0,993	-0,484	1

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

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que 100,00% de la variance ont été exprimés (Figure 52). Le plan F1 affichant 70,37% de la variance, exprime un axe caractérisant la pollution organique et la minéralisation des eaux. Il est déterminé par la température, la conductivité électrique, les chlorure, les ions ammonium et la demande chimique en oxygène vers le pôle positif. Le pH, l'oxygène dissous vers son pôle négatif.

Le plan factoriel F2 représentant 29,36% de l'information est considéré comme un axe caractérisant la pollution exprimée par le phénomène de nitrification. Il est déterminé par les ions nitrite et les ions nitrate vers son pôle positif et les ortho-phosphates vers le pôle négatif.

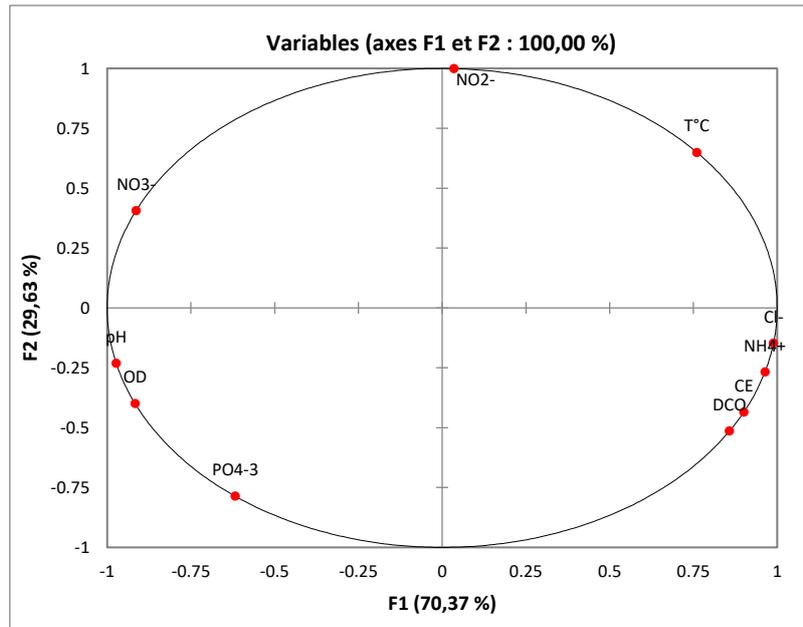


Figure 52. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de hautes eaux)

La figure (53) montre la projection des stations de prélèvement sur le plan factoriel F1xF2. La première station (p1) se situe du côté positif de l'axe F1. L'eau de ce puits est caractérisée par une minéralisation importante ainsi qu'une forte charge en matières organiques (DCO et NH₄⁺). La deuxième station (p2) se situe du côté négatif de l'axe F1, avec une concentration élevée en oxygène dissous dans l'eau de ce puits. La troisième station (p3) est présentée sur la partie positive de l'axe factoriel F2. Les eaux de ce puits sont les plus riches en matières azotées (NO₃⁻ et NO₂⁻).

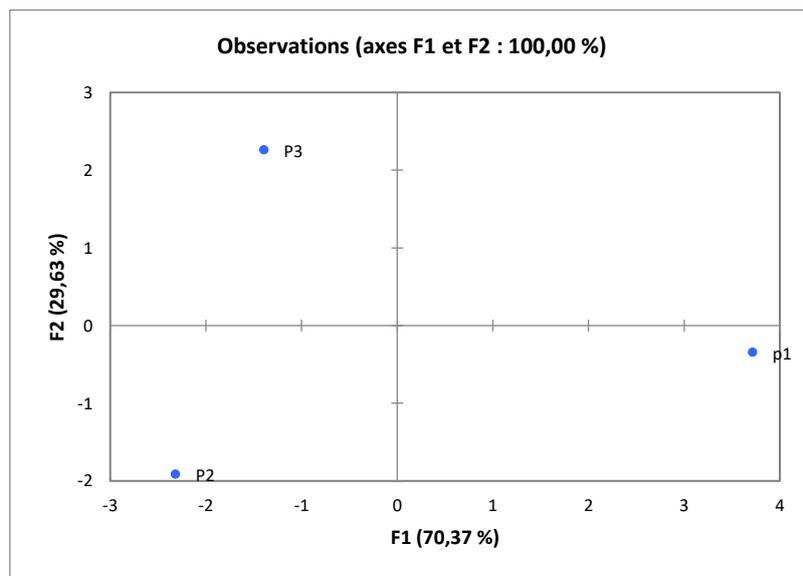


Figure 53. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de hautes eaux)

III.3.2.2. Période de basses eaux

➤ Matrice de corrélation

La matrice de corrélation des dix paramètres mesurés durant la saison sèche est indiquée dans le tableau 26.

L'analyse de cette matrice de corrélations montre qu'il s'est établi une forte corrélation positive entre le pH et les ions NO_2^- ($r=0,995$), car le pH est un facteur très important pour la nitrification (Pambrun, 2005).

Ainsi, Une forte association significative et positive est observée entre l'oxygène dissous et les paramètres suivants : DCO ($r=0,994$), Cl^- ($r=0,987$) et les ions NO_3^- ($r=0,974$). Une corrélation positive est aussi à signaler entre les ions chlorure et les ions NO_3^- ($r=0,987$) et entre les mêmes ions avec DCO ($r=0,989$).

Une autre corrélation positive est également constatée entre la température et le pH et $\text{T}^\circ\text{C}/\text{NO}_2^-$ ($r=0,950$). Cette dernière est expliquée par le fait que les températures élevées peuvent entraîner une accumulation des ions nitrite. La température est un facteur essentiel qui influe la nitrification (Guergueb, 2016).

Enfin, une corrélation négative existe entre le pH et la conductivité électrique ($r= -0,959$), car l'augmentation de la minéralisation entraîne une diminution du pH (Zahi, 2014).

Tableau 26. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines (période de basses eaux)

Variables	T°C	pH	CE	OD	Cl ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	DCO
T°C	1									
pH	0,950	1								
CE	-0,985	-0,959	1							
OD	-0,678	-0,415	0,655	1						
Cl ⁻	-0,787	-0,555	0,767	0,987	1					
PO ₄ ⁻³	0,834	0,620	-0,816	-0,871	-0,987	1				
NH ₄ ⁺	-0,482	-0,731	0,509	-0,317	-0,161	0,081	1			
NO ₃ ⁻	-0,826	-0,609	0,808	0,974	0,987	-0,887	-0,095	1		
NO ₂ ⁻	0,950	0,995	-0,950	-0,415	-0,555	0,620	-0,731	-0,609	1	
DCO	-0,715	-0,461	0,692	0,994	0,989	-0,882	-0,268	0,985	-0,461	1

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

Le plan factoriel F1 et F2 montre que 100,00 % de l'information est exprimé (figure 54). L'axe F1 explique 74,25 % de la variance. Il est exprimé vers son pôle positif par la température, pH, les ions NO_2^- et les ions PO_4^{3-} et dans le sens négatif par CE, NO_3^- , OD, Cl^- , et DCO. Ces variables décrivent à la fois la pollution organique et la minéralisation des eaux. L'axe F2 est exprimé à 25,75% et représenté par les ions NH_4^+ . Cet axe décrit la surcharge de l'eau par l'azote ammoniacal.

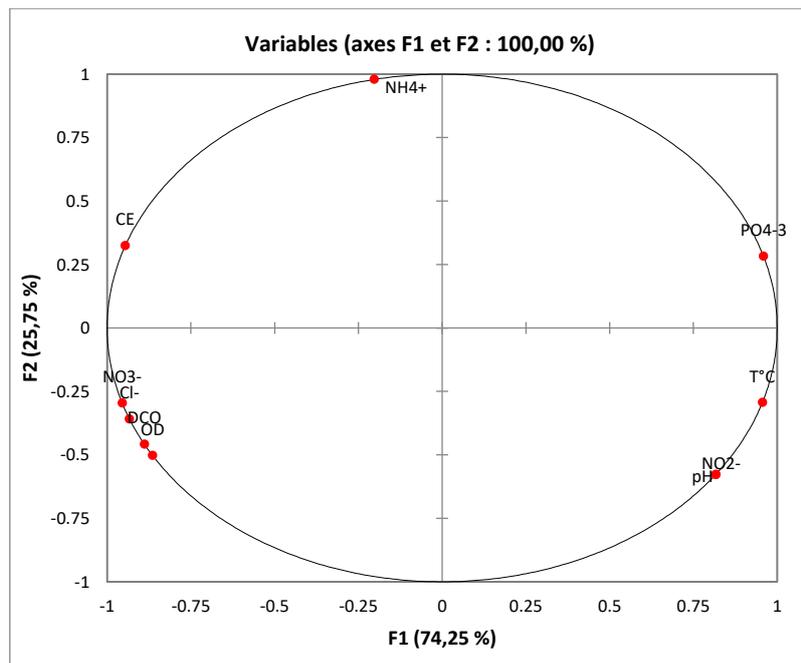


Figure 54. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2
(période de basses eaux)

La figure 55 montre la représentation des stations d'échantillonnages sur les axes F1 et F2 durant la saison sèche.

-La première station (p1) se positionne du côté négatif de la composante F1. L'eau de ce puits très minéralisée est accompagnée d'une pollution organique. Il se distingue par une conductivité électrique élevée et une forte teneur en ions chlorure, en ions ammonium et de la demande chimique en oxygène.

-La deuxième station (p2) est représentée sur la partie positive de l'axe factoriel F2. L'eau de ce puits peu oxygénée est caractérisée par une pollution azotée qui se manifeste par une concentration élevée en ions NH_4^+ qui dépasse les normes citées antérieurement.

-La troisième station (p3) est affichée sur la partie positive de l'axe F1. L'eau de ce puits est peu minéralisée par rapport à celle des deux autres puits avec une pollution azotée qui s'exprime par une concentration élevée en azote nitreux (hors normes).

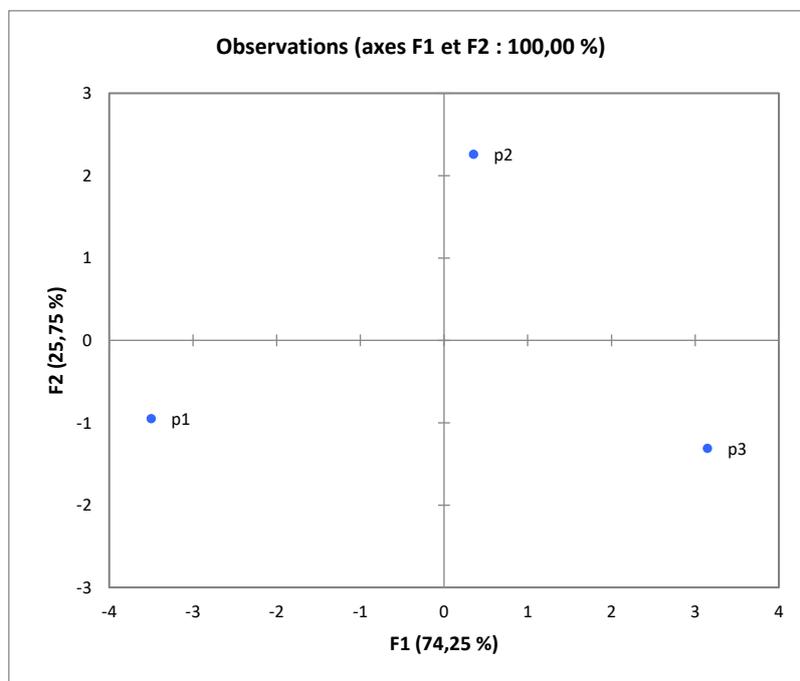


Figure 55. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel (F1, F2) (période de basses eaux)

III.4. Analyse statistique relative aux sédiments du bassin versant de l'Oued El Kébir

Ouest

L'ACP a été effectuée sur une matrice de données constituée de 10 stations (les individus). Six variables (pH, CE, Corg, MO, NH_4^+ et NO_3^-) ont été traitées pendant deux périodes : humide et sèche.

III.4.1. Période de hautes eaux

➤ Matrice de corrélation

L'examen de la matrice de corrélation entre variables (tableau 27) révèle la présence d'une corrélation positive hautement significative entre le carbone et la matière organique ($r=1,00$).

Tableau 27. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (période de hautes eaux)

Variables	pH	CE	Corg	MO	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
pH	1					
CE	0,569	1				
Corg	-0,568	-0,458	1			
MO	-0,565	-0,457	1,000	1		
NH ₄ ⁺	-0,128	-0,371	0,276	0,277	1	
NO ₃ ⁻	0,115	-0,216	0,202	0,210	0,151	1

➤ **Projection des paramètres physicochimique sur le plan factoriel (F1, F2)**

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que 69,21 % de la variance est exprimé (figure 56). L'axe F1 possédant une variance de 50,28 % est exprimée vers son pôle positif par le carbone et la matière organique qui présentent de bonnes corrélations positives entre eux. La CE est exprimée vers son pôle négatif. L'axe F2 ayant une variance égale à 18,93 %, est constitué par les ions NO₃⁻ et NH₄⁺ dans son pôle positif. Cet axe définit alors un gradient de pollution azotée.

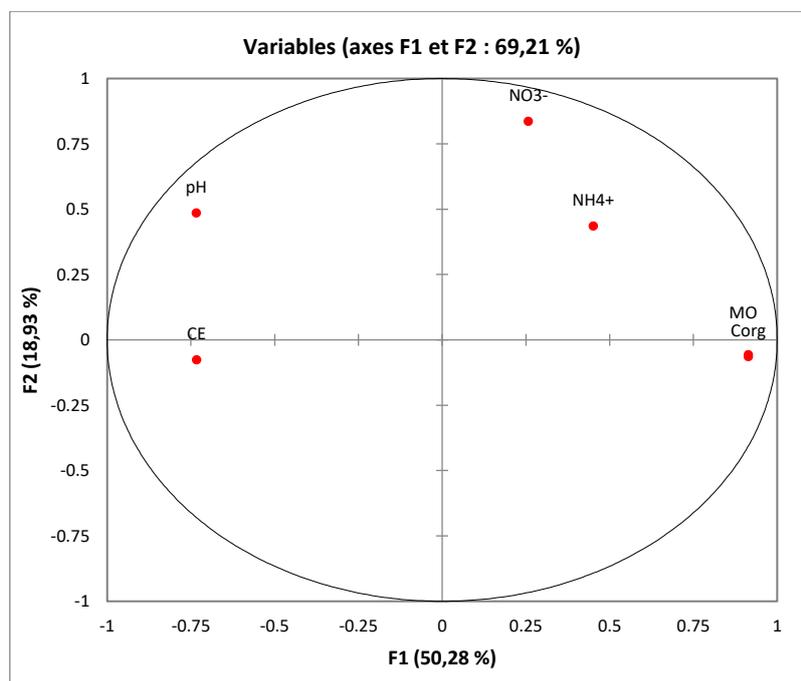


Figure 56. Projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2 (période de hautes eaux)

La figure (57) montre la représentation graphique 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.

La station S10 en aval du bassin versant est présentée sur la partie négative de l'axe F1. Elle se différencie par une conductivité électrique élevée par rapport aux autres stations. La station S09 située sur la même partie de l'axe F1, est caractérisée par des teneurs faibles en matière organique, en ions ammonium et nitrate. La station S07 se positionne du côté positif de l'axe F1, leurs sédiments sont caractérisés par un taux élevé en carbone organique et en matière organique, qui sont fortement corrélés entre eux. Les stations S02 et S06 sont affichées sur la partie positive de l'axe factoriel F2. Leurs sédiments comportent des teneurs élevées en ions nitrate par rapport à ceux des autres stations. Enfin, Les stations S01, S03, S04, S05 et S08 sont caractérisées par des concentrations élevées en ions ammonium.

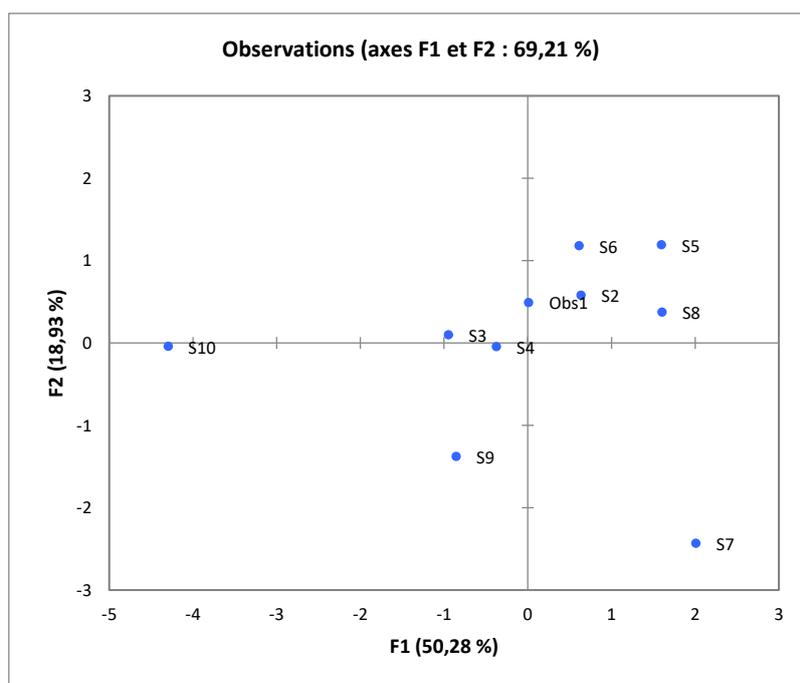


Figure 57. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel F1 et F2 (période de hautes eaux)

III.4.2. Période de basses eaux

➤ Matrice de corrélation

L'analyse de la matrice de corrélations (tableau 28) montre qu'il y a une forte corrélation positive hautement significative entre le carbone et la matière organique ($r=1,00$). Une bonne corrélation a été constatée entre le pH et la conductivité électrique ($r=0,57$).

Tableau 28. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques (période de basses eaux)

Variabes	pH	CE	Corg	MO	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
pH	1					
CE	0,573	1				
Corg	0,197	-0,357	1			
MO	0,200	-0,353	1,000	1		
NH ₄ ⁺	-0,080	-0,478	0,214	0,212	1	
NO ₃ ⁻	-0,320	-0,104	-0,446	-0,450	-0,342	1

➤ **Projection des paramètres physicochimique sur le plan factoriel (F1, F2)**

Le plan factoriel (F1, F2) montre une expression de plus de 73% (Figure 58). L'axe F1 illustre une variance égale à 43,73% qui est exprimée vers son pôle positif par le carbone organique, la matière organique et les ions ammonium. Les ions nitrate vers son pôle négatif. L'axe F2 illustre une variance égale à 29,68%. Il est constitué par le pH et la conductivité électrique dans son pôle positif.

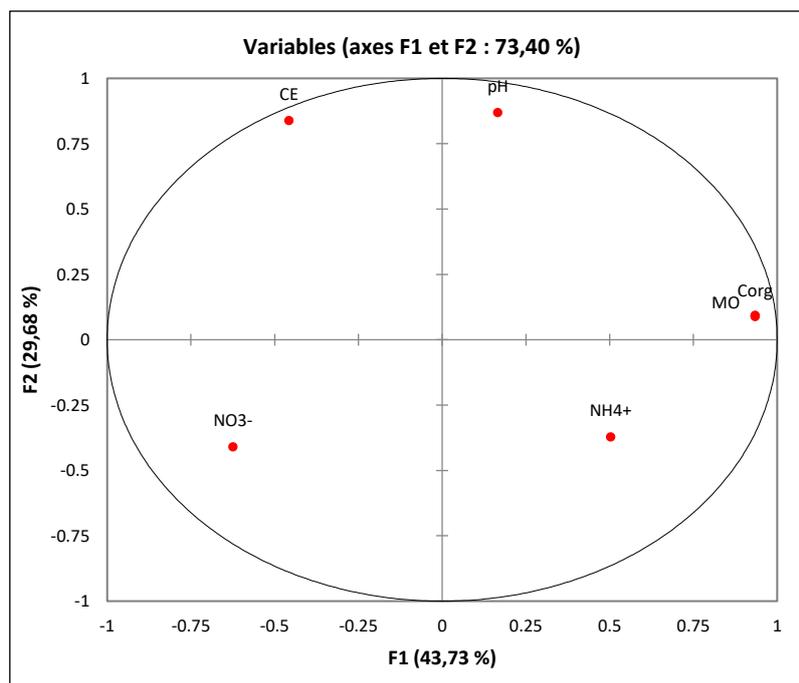


Figure 58. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel F1 et F2 (période de basses eaux)

La figure 59 montre la projection des stations d'échantillonnages sur le plan factoriel F1xF2 pendant la saison sèche.

La station S10 se positionne du côté positif de l'axe F2. Située à quelques kilomètres de l'embouchure dans la plage El Marsa, elle est caractérisée par une forte minéralisation exprimée par une valeur très élevée de la conductivité électrique dans leurs sédiments. La Station 03 est située dans la partie négative de l'axe F1 et elle est caractérisée par des teneurs faibles en carbone organique et en matière organique. Les stations S01, S2, S04 à S09 sont caractérisées par des concentrations très élevées en ions ammonium dans les sédiments.

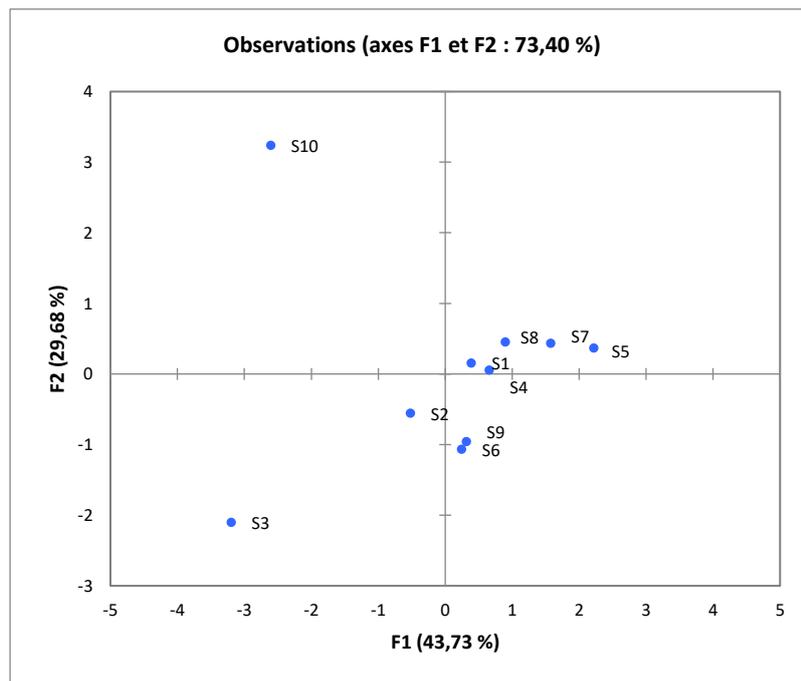
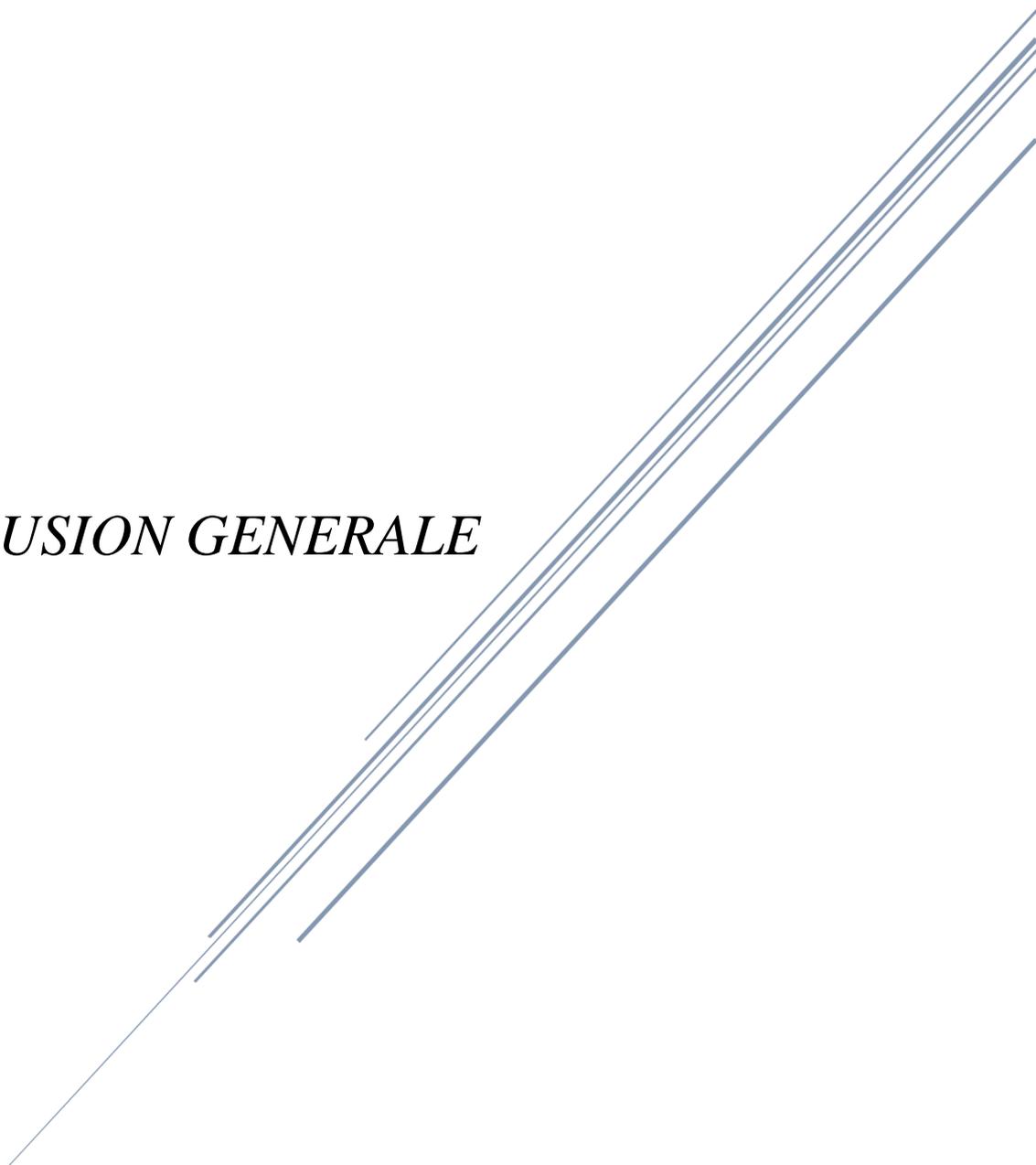


Figure 59. La représentation graphique des stations sur le plan factoriel F1 et F2 (période de basses eaux)

CONCLUSION GENERALE



Conclusion générale

Cette étude a mis en évidence la pollution des eaux du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest par les matières azotées et leurs impacts sur son hydrosystème. La présence en excès des éléments nutritifs dans les eaux souterraines et de surface constitue une problématique environnementale de grande importance. Ces excès liés principalement aux rejets agricoles, industriels et domestiques peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement (eutrophisation et acidification), la biodiversité et la santé humaine. La gestion de l'azote comme polluant est une priorité grandissante aux niveaux national et international.

Dans le cadre de cette problématique, la présente étude nous a permis de faire un diagnostic de l'état qualitatif des eaux de surface et celles des nappes phréatiques ainsi que des sédiments du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest, afin d'établir l'état de pollution de ses eaux notamment par les ions azotés.

Notre approche physicochimique nous a permis de compiler des résultats de mesures des paramètres de qualité des eaux et des sédiments sur la période s'étalant sur les années 2015 et 2016. Leur exploitation a abouti aux conclusions suivantes :

L'étude de l'évolution spatio-temporelle des paramètres mesurés montre une variation importante entre les stations de prélèvement et entre les périodes de hautes eaux et les périodes de basses eaux. Toutefois, on constate une dégradation de la qualité des eaux de surface en temps sec qui se traduit par des valeurs élevées de certains paramètres indicateurs de pollution (ammonium, nitrite, orthophosphates et DCO). Elles sont donc favorables à l'installation du phénomène d'eutrophisation dans certaines stations. Les débits d'eau des oueds durant cette période, l'oxydation de la matière organique azotée et l'utilisation excessive des engrais chimiques en agriculture en sont les causes essentielles. La variation saisonnière de différentes formes d'azote est essentiellement sous l'influence des conditions climatiques (température, précipitation et évaporation) et physico-chimiques (pH et l'oxygène dissous).

En ce qui concerne l'ion nitrate, les teneurs sont inférieures aux normes admises pour tous les sites et sur toute la période des campagnes d'analyses physicochimiques des eaux. Les eaux souterraines et de surface du bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest ne sont pas donc polluées par l'ion nitrate.

La variation spatio-temporelle des caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe phréatique est aussi observée. Les teneurs en ions nitrite sont négligeables et restent en dessous des normes admises, à l'exception du puits 03 qui a montré des concentrations très

importantes, alors que celles des ions ammonium sont supérieures à la norme de potabilité. Les eaux des trois puits présentent des concentrations faibles en ions orthophosphates.

Le traitement statistique des données physicochimiques par l'analyse des composantes principales, nous a permis de différencier une zonalité de la qualité de l'eau et de sédiments dans le bassin versant. Les stations situées en amont et dans la partie médiane (plaine d'Azzaba, Ain Charchar et de Ben Azouz) sont les plus touchées par la pollution liée aux activités anthropiques (eaux usées urbains et industriels) et l'utilisation des engrais chimiques en agriculture. Une forte minéralisation a été décelée en aval du bassin, représentée par des valeurs élevées de la conductivité électrique et de fortes concentrations en ions chlorure qui dépassent de loin la norme admise pour les eaux potables.

L'analyse physico-chimique des sédiments montre qu'ils ont un pH alcalin, une faible conductivité électrique et ils sont moyennement élevés en matière organique. L'ion ammonium y est présent dans les sédiments à de fortes concentrations en période sèche qu'en période humide, alors que les concentrations en ions nitrate sont inférieures à celles de l'ammonium dont l'adsorption par les sédiments est plus intense en période de hautes eaux. Le sédiment constitue donc un lieu d'accumulation importante des formes d'azote minéral. La description morphologique des sédiments a permis de dégager des textures sableuses, argilo-sableuse et argileuse.

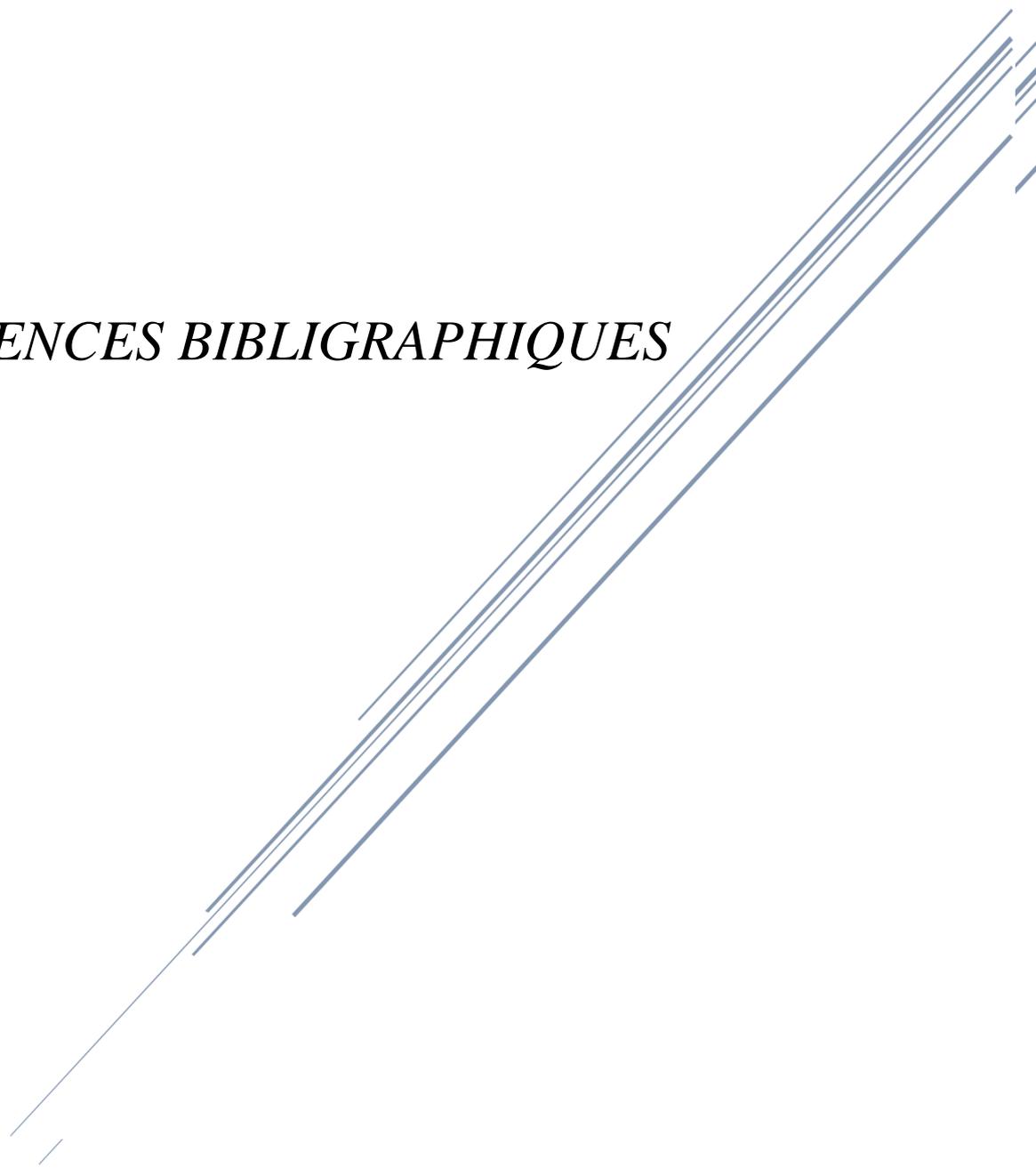
Malgré son importance pour l'homme et pour l'environnement, la zone étudiée reste encore mal protégée. Le développement économique et la croissance de la population dans le bassin versant de l'Oued El Kébir Ouest ont contribué à la pollution de ses eaux de surface et souterraines par les matières azotées.

Pour atténuer les causes de la dégradation de la qualité des eaux du bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest, et préserver la qualité de cette ressource, nous suggérons les recommandations suivantes :

- ❖ Faire appel à une gestion rationnelle du milieu notamment par l'organisation de l'agriculture (l'utilisation des engrais naturels ou des engrais chimiques mais de façon rationnelle), et par la sensibilisation des agriculteurs sur la protection de l'environnement.
- ❖ L'utilisation de nouvelles méthodes d'irrigation (goutte à goutte) pour éviter le lessivage des sols et économiser l'eau.
- ❖ Choisir les pratiques agricoles les plus adéquates à la préservation de la qualité des eaux superficielles et souterraines dans ce bassin versant.

- ❖ Instituer le contrôle et la surveillance des émissions des déchets liquides et solides industriels et urbains.
- ❖ La gestion hygiénique des déchets solides par la collecte, le traitement, l'élimination et/ ou le recyclage des déchets.
- ❖ N'admettre dans les milieux naturels que les effluents liquides traités des unités industriels et des agglomérations urbaines.
- ❖ L'installation des ouvrages d'assainissement de base améliorés.
- ❖ La protection et l'aménagement adéquats des points d'eau (sources, puits, forages).
- ❖ Le barrage de Zit El Emba constituant le seul et le principal réservoir d'eau superficielle dans le bassin versant de l'Oued El- Kébir Ouest, La connaissance de la qualité de ses eaux s'avère très importante pour son aptitude aux différents usages.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES



Références bibliographiques

- Abboudi A., Tabyaoui H., EL Hamichi F., 2014.** Etude de la qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. *European Scientific Journal* (23), 1857-7431pp.
- Agence de bassin hydrographique de Constantine ABH., 2010.** Qualité des eaux superficielles dans les bassins des Côtiers Constantinois et des Hauts Plateaux Constantinois 2004-2007. Les Cahiers de l'Agence. Ministère des Ressources en Eau, 40p.
- Ahoussi K.E., Loko S., Koffi Y.B., Soro G., Oga Y.S., Soro N., 2013.** Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates des eaux souterraines de la ville d'Abidjan (CÔTE D'IVOIRE). *International Journal of Pure & Applied Bioscience* (3), 45-60pp.
- Aissaoui A., 2012.** Evaluation du niveau de contamination des eaux de barrage hammam Grouz de la région de Oued Athmania (wilaya de Mila) par les activités agricoles. Mémoire de magister. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 133p.
- Aissaoui M., 2018.** Caractéristiques hydro chimiques des eaux de l'oued Seybouse-Cas de la région de Guelma (Nord est Algérien). Quantification du degré de la pollution. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar d'Annaba, 156p.
- Amor M., 2018.** Étude de l'électro-conversion d'azote ammoniacal par voie électrochimique. Mémoire de maîtrise électronique. École de technologie supérieure. Université du Québec, Montréal, 63p.
- Alia R.H., 2008.** Les Nations Unies et le problème de l'eau dans le monde: essai sur ONU-eau. Mémoire de la maîtrise en science politique. Université du Québec, Montréal, 113p.
- Allan D.J., 1995.** Nutrient Dynamics. In *Stream ecology - Structure and function of running waters*. Chapman et Hall (ed), London, 283-304p.
- Amoros C., Petts G.E., 1993.** Hydrosystèmes fluviaux. Volume 24, collection d'écologie. Masson, Paris, 300 p.
- Arai Y., Donald L.S., 2001.** ATR-FTIR spectroscopic investigation on phosphate adsorption mechanisms at the ferrihydrite-water interface. *Journal of Colloid and Interface Science*, vol 241, n° 02, 317-326pp.
- Arthur D., 2005.** Processus d'accumulation et de remobilisation de nutriments dans les sédiments d'une rivière temporaire en étiage. Rapport de stage. Université Montpellier II, 102p.

- 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° 09,171-178pp.
- Beauchamp EG., 1997.** Nitrous oxide emission from agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science (77), 113-123pp.
- Beaujouan V., 2001.** Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles. Thèse de doctorat. Rennes, France, 195p.
- Belhadj M.Z., 2006.** Etude de la pollution du barrage Zit Emba. Mémoire de magister, Université de Batna, 107p.
- Béline F., 2001.** Le traitement biologique aérobie du lisier de porc. Les transformations de l'azote et les émissions gazeuses polluantes. Coll. Études du Cemagref, Série Équipements pour l'eau et l'environnement, 134 p.
- Ben Bouih H., Nassali H., Leblans M., Srhiri A., 2005.** Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc), Afrique Science (1), 109 – 125pp.
- Benessam S., Debieche T.H., Amiour S., Chine A., Khelili S., 2018.** Chimie des eaux d'Oued Nil (NE algérien). International Workshop on Applied Chemistry, Hassiba Benbouali University of Chlef (Algeria).
- Bengherbia A., Hamaidi F., Zahraoui R., Hamaidi M.S., Megateli S., 2014.** Impact des rejets des eaux usées sur la qualité physico-chimique et bactériologique de l'oued Beni Aza (Blida, Algérie). Lebanese Science Journal (15), 39-51pp.
- Bennasser L., 1997.** Diagnostic de l'état de l'environnement dans la plaine du Gharb: suivi de la macro-pollution et ses incidences sur la qualité hydrochimique et biologique du bas Sebou. Thèse de doctorat, Kenitra Maroc : Ibn Tofail, 157 p.
- Benrabah S., 2006.** Etat actuel des ressources en eau dans la wilaya de Skikda (essai de synthèse) bilan – gestion – perspective. Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar. Annaba, 209p
- Benrabah S., Bousnoubra H., Kherici N., Cote M., 2013.** Caractérisation de la qualité des eaux de l'Oued Kebir Ouest (Nord Est Algérien). Rev. Sci. Technol., Synthèse (26) 30- 39pp.
- Benoit M., Garnier J., Gilles B., Mercier B., Azougui A., Gilles A., Anglade J., Ansart P., Tournebize J., Tallec G., 2013.** Transformations et pertes d'azote dans les différents compartiments aquifère-sol-atmosphère : Cas d'une exploitation agricole du bassin d'Orgeval. Programme PIREN, Rapport, 19p.

- Bergeron M, Corbeil C., Arsenault S., 2002.** Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, vol 70.
- Bobbink R., 1991.** Effects of Nutrient Enrichment in Dutch Chalk Grassland. *Journal of Applied Ecology* (28), 28-41pp.
- Bolan N.S., Khan M.A., Donaldson D.C., Adriano D.C., Matthew C., 2003.** Distribution and bioavailability of copper in farm effluent. *Science of the Total Environment* (309), 225-236pp.
- Boubakar H.A., 2010.** Aquifères superficiels et profonds et pollution urbaine en Afrique: Cas de la communauté urbaine de Niamey. Thèse de doctorat. Université de Niger, 198 p.
- Bouchareb N., 2013.** Transferts et géochimie de l'azote, du phosphore et du silicium des bassins des oueds Kebir-Rhumel, Kebir Ouest et Saf-Saf au littoral. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar Annaba, 90p.
- Bouchemal F., Achour S., 2015.** Qualité physico-chimique et paramètres de pollution des eaux souterraines de la région de Biskra. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°22, 197-212pp.
- Boughrous A.A., 2007.** Biodiversité, écologie et qualité des eaux souterraines de deux régions arides du Maroc : le Tafilalet et la région de Marrakech. Thèse de doctorat. Université Cadi Ayyad, Marrakech, 193p.
- Bougis P., 1974.** Ecologie du plancton marin, Tome I le phytoplancton. Masson & Cie. Paris, 192p.
- Bougouizi M.L., 2014.** Contribution à l'étude bactériologique et physicochimique de l'eau d'Oued El-Kebir (Wilaya de Skikda). Mémoire de magister, Université de Skikda, 120p.
- Boulanouar M., 1986.** Etude écologique comparée de quelques puits de la région de Marrakech. Impact des pollutions sur les zoocénoses des puits. Thèse de doctorat. Marrakech, 159p.
- Boulegghem Z., 2015.** Étude hydrogéologique et évaluation des ressources en eau dans la région AZZABA-GUERBES. Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar – Annaba, 118p.
- Bouleknafet Z., 2017.** Hydrogéologie et vulnérabilité à la pollution des ressources en eau dans la plaine de Kebir Ouest. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar-Annaba, 124p.
- Bou Saab H., Nassif N., El Samrani A.G., Daoud R., Medawar S., Ouâini N., 2007.** Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface (rivière Nahr Ibrahim, Liban). *Revue des sciences de l'eau* (20), 341– 352pp.

- Boussaha S., 2018.** Pollution phosphatée des hydrosystèmes du bassin versant de l'Oued Bounamoussa (Nord- Est Algérien) : origine, quantification et impact environnemental. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar- Annaba, 97p.
- Britto D.T, Kronzucker H.J., 2002.** NH_4^+ toxicity in higher plants: a critical review. Journal of Plant Physiology (159), 567-584pp.
- Chambers P.A., Kent R., Charlton M.N., Guy M., Gagnon C., Roberts E., Grove E., Foster N. 2001.** Nutrients and their impact on the Canadian environment. Environ. Canada, 241p.
- Chaoui A.A., Zaki A., Talibi A., Chait A., Derouiche A., Aboussaouira T., Benabdjilil F., Himmi T., 2004.** Effets des nitrates inorganiques sur l'aspect morpho fonctionnel de la glande thyroïde chez rate femelle. Thérapie Elsevier, 59, 471-475pp.
- Chaoui W., Bousnoubra H., Benhamza M., Bouchami T., 2013.** Etude de la pollution des eaux des oueds Seybouse et Mellah (Région de l'Est Algérien). Rev. Sci. Technol., Synthèse (26), 50- 56pp.
- Chapelle A., Mesnage V., Mazouni N., Deslous Paoli J.M., Picot B., 1994.** Modélisation des cycles de l'azote et du phosphore dans les sédiments d'une lagune soumise à une exploitation conchylicole. Océanol Acta; 17: 609-620pp.
- 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, 59-126pp.
- Cellier P., Rochette P., Hénault C., 2013.** Les émissions gazeuses dans le cycle de l'azote à différentes échelles du territoire : une revue, Cahiers Agricultures, n° 22, 258-271pp.
- Corriveau J., 2009.** Étude des concentrations toxiques de nitrite dans les cours d'eau d'un bassin versant agricole. Thèse de doctorat. Université du Québec, 135p.
- Coulibaly k., 2005.** Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau des puits de certains quartiers du district de Bamako. Thèse présentée pour obtenir le grade de docteur en pharmacie. Faculté de Médecine de Pharmacie et d'Odonto-stomatologie, Université de Bamako, 52p.
- Curie F., 2006.** Rétention de nitrates dans les zones humides riveraines : rôle des facteurs hydrologiques, géomorphologiques et biogéochimiques. Thèse de Doctorat. Université de Paris 4, 227 p.
- Dabin B., 1970.** Facteurs de la Fertilité des Sols in Techniques rurales en Afrique : Pédologie et développement. Paris, ORSTOM-BDPA, 278p.

- Daifallah T., 2008.** Ressources en eau et gestion intégrée dans le bassin versant de l'oued el kébir Ouest (Nord Est Algérien). Mémoire de Magister. Université Badji Mokhtar- Annaba, 163p.
- Daifallah T., 2017.** Ressources en eau et leurs utilisations dans le bassin versant de l'Oued Kébir Ouest (Nord Est algérien). Thèse de doctora., Université Badji Mokhtar-Annaba, 124p.
- David C., Jeuffroy M.H., Laurent F., Mangin M., Meynard J.M., 2005.** The assessment of a decision making tool for managing the nitrogen fertilization of organic winter wheat. Eur. J. Agr. 23: 225-242pp.
- Debieche T.H., 2002.** Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Thèse de doctorat. Université de Constantine, 235p.
- Degbey C., 2011.** Facteurs associés à la problématique de la qualité de l'eau de boisson et la santé des populations dans la commune d'Abomey-calavi au Benin. Thèse de doctorat en Sciences de la santé publique. Ecole de santé publique. Université Libre de Bruxelles (ULB). Santé, 21, 47-55pp.
- Déronzier G., Schérite S., Racault Y., Canler J.P., Liénard A., Héduit A., Duchène P., 2001.** Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Document Technique FNDAE n°25, 2ème édition, Cemagref éditions, Antony, 87p.
- Detay M., 1997.** La gestion active des aquifères, Edition MASSON, Paris, 415p.
- Devidal S., Rivard-Sirois C., Pouet M.F., Thomas O., 2007.** Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation. Rapport interne, Observatoire de l'environnement et du développement durable. Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 51 p.
- Diaz R., Rabalais N.N., Breitburg D.L., 2012.** Agriculture's impact on aquaculture: Hypoxia and eutrophication in marine waters. OECD Publishing, 46p.
- Dise N.B., Rothwell J.J., Gauci V., van der Salm C, de Vries W., 2009.** Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. Science of the Total Environment (407), 1798-1808pp.
- Doubi M., Dermaj A., Ait Haddou B., Chebabe D., Erramli H., Hajaji N., & Etsrhiri A., 2013.** Contribution à l'étude physico-chimique de l'Oued Moulouya et un affluent au niveau de la région d'Outat El Haj. Larhys Journal (16), 91-104pp.
- Durand J.H., 1983.** Les sols irrigables. Agence de coopération culturelle et technique. Presse universitaire de France. Paris, 198p.

- Durand P., Breuer L., Johnes P., 2011.** Nitrogen Processes in Aquatic Ecosystems, in The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge University Press, 126-145pp.
- Dussart B., 1966.** Limnologie : l'étude des eaux continentales. Ed géologique écologique aménagement, 2ème trimestre, 252p.
- El Morhit M., Fekhaoui M., Serghini A., El Blidi S., El Abidi A., Bennaakam R., Yahyaoui A., Jbilou M. 2008.** Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc). Bull. Inst. Sci., sect. Sci. Terre (30), 39-47pp.
- Fekhaoui M., Pattee E., 1993.** Impact de la ville de Fès sur l'oued Sebou : étude physico-chimique. Bull. Ins. Sci, (Rabat) (17) 1-12pp.
- Festy B., Hartemann P., Ledrans M., Levallois P., Payment P., Tricard D., 2003.** Qualité de l'eau. In Environnement et santé publique-Fondement et pratiques, 333-368pp.
- Feuillet Girard M., Héral M., Sornin J.M., Deslous-Paoli J.M., Robert J.M., 1988.** Eléments azotés de la colonne d'eau et de l'interface eau-sédiment du bassin de Marennes-Oléron, influence des cultures d'huitres. Aqua. Living. Resour ; 1 : 251-265pp.
- Gaudnik C., 2011.** Impacts des dépôts d'azote atmosphérique sur la végétation des prairies acides du domaine atlantique Français - Approche comparative et expérimentale -. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, 157p.
- Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques. Edit. Lavoisier Techniques et documentation .Paris, 217p.
- Germon J.C., Couton Y., 1999.** La dénitrification dans les sols. Régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution. Le Courrier de l'environnement n°038.
- Guasmi I., 2005.** Dégradation de la qualité de l'eau dans le bassin versant de l'oued Medjerda. Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar –Annaba, 88 p.
- Guergazi S., Achour S., 2005.** Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de Biskra. Pratique de la chloration. Courrier du Savoir (6), 53p.
- Guergueb Salha., 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 (Wilaya d'El-Tarf). Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar –Annaba, 115p.
- Goldberg S., 2015.** Refractory Dissolved Organic Nitrogen Accumulation in High elevation Lakes. Nature Communications, vol. 6, n° 634.
- Golterman H.L., 2004.** The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments. Kluwer Academic Publishers. 4020-1951pp.

- Gouaidia L., 2008.** 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 Meskiana Nord-Est algérien. Thèse de Doctorat, Faculté des sciences de la terre. Université Badji Mokhtar - Annaba, 198 p.
- Hadj-Said S, 2007.** Contribution à l'étude hydrogéologique d'un aquifère en zone côtière : cas de la nappe de Guerbès, Thèse de Doctorat d'état. Université Badji Mokhtar- Annaba, 188p.
- Hebert S., Legare S., 2000.** Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau, Québec, Envirodoq, 48p.
- Heriarivony S.C., Razanamparany B., Rakotomalala J.E., 2016.** Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la commune rurale d'Antanifotsy, Vakinankaratra, Madagascar. Larhyss journal. Issn 1112-3680, n°27, 239-255pp.
- Inza B, Métongo B.S, Assoi O.E, Albert T, Yobou B., 2009.** Caractérisation physico-chimique des eaux et des sédiments de surface de la baie des milliardaires, lagune Ebrié, Côte d'Ivoire. Rev. Ivoir. Sci. Technol (13), 135-154pp.
- Jarvis S.C., Stockdale E.A., Shepherd M.A., Powlson D.S., 1996.** Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils : processes and measurement, Advances in Agronomy, n° 57. 87-235pp.
- Johnston A.E., Goulding K.W.T., Poulton P.R., 1986.** Soil acidification during more than 100 years under permanent grassland and woodland at Rothamstead, Soil Use and Management (2), 3-10pp.
- JORA., 2011.** Conventions et accords internationaux, lois et décrets arrêtés, décisions, avis, communications et annonces. Journal officiel de la république algérienne ; 34 : 1-23.
- Josserand A., 1983.** Apport de l'immunofluorescence à l'étude écologique des germes nitrifiants (genre *Nitrobacter*). Thèse de Doctorat. Université Lyon I, 151 p.
- Khellou M., 2012.** Flux de l'azote et du phosphore minéraux à l'embouchure de l'Oued Seybouse. Mémoire de Magister. Université Badji Mokhtar, Annaba, 110p.
- Laborde J.P., 2000.** Eléments d'hydrologie de surface. Nice: Edition 2000, 204 p.
- Lafferriere., 1996.** L'industrie porcine et les risques reliés à la santé humaine, Bull. Information Santé Environnement, Québec, 1-4pp.
- Lagarde J., 1995.** Initiation à l'Analyse des Données. Ed. Dunod. Paris, 157p.
- Lefebvre S., 2003.** Interface eau-sédiments des cours d'eau en région agricole : Rôle dans les cycles biogéochimiques. Thèse de Doctorat. Université de Rennes, 288p.

- Lemaire G., Nicolardot B., 1997.** Maîtrise de l'azote dans les agro systèmes: Reims (France). Éditeur INRA. Paris, 325p.
- Lerat Y., Boucher G., Le Corre P., 1985.** Échanges à l'interface eau-sédiment dans un secteur côtier à forte bio déposition (parc ostréicole), cas de l'ammonium et des nitrates. Cahiers de biologie marine, Tome XXVI, 393-408pp.
- Lévêque C., 2001.** Ecologie, de l'écosystème à la biosphère. Edit. Dunod, Paris, 502p.
- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A., Clooster M.Van., 2011.** Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc Oriental). Larhyss Journal (09), 149-169pp.
- Maliki A.M., 2000.** Etude hydrologique hydro chimique et isotopique de la nappe profonde de Sfax (Tunisie). Thèse de Doctorat. Université de science Sfax- Tunis, 301p.
- Martin G., 1979.** Le problème de l'azote dans les eaux. Tec et doc. Paris, 279 p.
- Massabalo A., Malgorzata G., Lallébila T., Limam M.B., HU-Bert B., Gbandi D.B., 2015.** Qualité et pollution des eaux d'un hydrosystème littoral tropical : cas du système lagunaire de Lomé, Togo. European Scientific Journal 11(15), 95-119pp.
- Mathieu C., Pieltain F., 2003.** Analyse chimique des sols, méthodes choisies, Tec et Doc-Lavoisier, 389p.
- 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, 100p.
- MDDELCC., 2016.** Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et Environnement et Changement climatique. Guide de caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments. Canada, 62p.
- Metahri M.S., 2012.** Élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. Cas de la Step est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de Doctorat. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 138p.
- Meybeck M., 1982.** Carbon, nitrogen, and phosphorus. Transport by world Rivers. Amer. J. Sci. 282, 401–450pp.
- Mpakam H.G, Kamgang Kabeyene B.V, Kouam Kenmogne G.R, Bemmo N, Ekodeck G.E., 2006.** L'accès à l'eau potable et à l'assainissement dans les villes des pays en développement (cas de Bafoussam au Cameroun). Vertigo-Revue en Sciences de l'Environnement, 7(2), 10p.
- MSSS (Ministère de la Santé et des services sociaux), 2012.** La santé et ses déterminants, mieux comprendre pour mieux agir. Québec, Gouvernement du Québec.

- Mulliss R.M, Revitt D.M, Shutes R.B.E., 1997.** The impacts of discharges from two combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse. *Water Sci. Technol* (36), 195-199pp.
- Nasholm T., 1998.** Qualitative and quantitative changes in plant nitrogen acquisition induced by anthropogenic nitrogen deposition. *New Phytologist* (139), 87-90pp.
- N'diaye A.D., Ould Sid'Ahmed M., Ould Kankou A., Sarr D., Lo B., 2011.** Contribution de l'analyse en composantes principales à l'évaluation de la couleur des effluents de la ville de Nouakchott. *Larhyss Journal* (09), 139-147pp.
- Nedwell D.B., Hall S.E., Anderson A., Nagstrom A.F., Lindstrom E.B., 1983.** Seasonal changes in the distribution and exchange of inorganic nitrogen between sediment and water in the Northern Baltic. Est., coast shelf *Sci* (17), 169-179pp.
- Oenema O., Witzke H.P., Klimont Z., Lesschen J.P., Velthof G.L., 2009.** Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture Ecosystems & Environment* (133), 280-288pp.
- OMS., 2008.** Guidelines for drinking-water quality. Third edition incorporating the first and second addenda. Volume 1: recommendations. Geneva, 668p.
- Ouhmidou M., Chahlaoui A., Kharroubi A., Chahboune M., 2015.** Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Hassan Addakhil d'Errachidia, Maroc. *J. Mater. Environ. Sci* ; 6(6) : 1663-1677pp.
- Ounissi, M., 2007.** Devenir et incidences des flux de matières continentales enrichissantes et polluantes dans le littoral d'Annaba. Bilan final du projet de recherche ONEDD/ MATE/ 05/04, 11p.
- Pambrun V., 2005 -** Analyse et modélisation de la nitrification partielle et de la précipitation concomitante du phosphore dans un réacteur à alimentation séquentielle. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse ; 287p.
- Pesson P., Leynaud G., Riviere J., Cabridence R., Bovard P., Tuffry G., Vivier P., Laurent P., Angely N., Descy J.P., Wattez J.R., Verneaux J., 1976.** La pollution des eaux continentales sur les biocénoses aquatiques. Ed Bordas, 285 p.
- PNUD (Programme des Nations Unies pour le Développement), 2006.** Rapport mondial sur le développement humain (PNUD). Au-delà de la pénurie : Pouvoir, pauvreté et la crise mondiale de l'eau, 422p.
- Potelon J.L., Zysman K., 1998.** Le guide des analyses de l'eau potable. Ed, La Lettre du Cadre Territorial, Voiron, France. 157p.

- Pourriot R., Meybeck M., 1995.** Limnologie générale. Collection d'écologie 25. Masson, Paris, 956p.
- PS-Eau (Programme Solidarité Eau), 2012.** Accès à l'eau potable dans les pays en développement, 18 questions pour des services durables, Guide pratique, 50p.
- Ramade F., 1981.** Eléments d'écologie : écologie appliquée. 4ème édition, Paris, Ed. Mc Graw Hill, 578 p.
- Reggam A., Bouchelaghem H., Houhamdi M., 2015.** Qualité Physicochimique des Eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): Caractérisation et Analyse en Composantes Principales. J. Mater. Environ. Sci, 6 (5), 1417-1425pp.
- Rodier J., 1978.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux de mer. Dunod. 6^{ème} édition, 1123p.
- Rodier J., 1984.** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod. Paris.
- Rodier J., 1996.** L'analyse de l'eau 'eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème Edition, Paris, Dunod, 1383p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N., Coll., 2005.** L'analyse de l'eau. 9ème Edition, Paris, Dunod. 1529p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N., Coll., 2009.** L'Analyse de l'eau. 9ème édition. Entièrement mise à jour, Dunod. Paris, 1959 p.
- Rousseau B., Suaudeau R., 2008.** Contamination des sédiments « une pollution cachée ». France Nature Environnement, la lettre eau n°41, 10-13pp.
- Sebillotte M., Meynard J.M., 1990.** Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. Actes du colloque. Nitrates-Agriculture-Eau. Paris, 289-313p.
- Seghir K., 2008.** Vulnérabilité à la pollution, protection des ressources en eaux et gestion active du sous-système aquifère de Tébessa Hammamet (Est Algérien). Thèse doctorat. Université Badji Mokhtar –Annaba, 142p.
- Seghir K., Khérici N., 2008.** Contribution to the Study of the Origin of Salinity in Alluvial Aquifer System in the Ain chabro-Hammamet (North-East Algeria). American Journal of Environmental Sciences 4 (6), 708-716pp.
- Sevrin-Reyssac J., De La Noüe J., Proulx D., 1995.** Le recyclage du lisier de porc par lagunage, Edition Technique et Documentation Lavoisier, 118p.
- Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C., 1999.** Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems, Ed. Environ. Poll (100), 179-196pp.

- Smith V.H., 2003.** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res* (10), 126-139pp.
- Soltner D., 1981.** Les bases de la production végétale. Tome 1 : le sol, Collection Sciences et Techniques Agricoles, 19^e Edition, Sainte Gemmes sur Loire, 456p.
- Souchu P., Cochenec-Laureau N., Ratmaya W., Retho M., Andrieux-Loyer F., Le Merrer Y., Barillé L., Barillé A.L., Goubert E., Plus M., Laverman A., 2018.** Diagnostic étendu de l'eutrophisation (DIETE), rôle des sédiments dans le cycle des nutriments et impacts sur l'eutrophisation de la baie de Vilaine. Rapport de contrat pour AELB (période 2014-2017), 237 p.
- Teissier S., 2001.** Bilan des transformations de l'azote en rivière. Développements méthodologiques de la mesure des flux d'interface et applications (sédiments, biofilms épiléphtiques de la Garonne). Thèse de Doctorat, Université Toulouse III – Paul Sabatier, 184p.
- Touhari F., Mehaiguene M., Messelmi H., 2018.** Évolution de la qualité des eaux des barrages dans le bassin du Haut Chelif. *Systèmes Agricoles et Environnement. SAGREN Vol 02, N°01*, 41-57pp.
- Trimmer M., Nicholls J.C., Deflandre B., 2003.** Anaerobic ammonium oxidation measured in sediments along the Thames estuary, United Kingdom. *Applied and Environmental Microbiology* (69), 6447-6454pp.
- Turpin N., Vernier F., Joncour F., 1997.** Transferts de nutriments des sols vers les eaux – Influence des pratiques agricoles - Synthèse bibliographique. *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, Lavoisier ; IRSTEA ; Cemagref, 16p.
- USEPA., 2003.** National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture, Agence américaine pour la protection de l'environnement, Office of Water, EPA 841-B-03-004.
- Van Bochove E., 1993.** L'étude du cycle de l'azote dans le processus de compostage: le cas du fumier de bovin. Thèse de Doctorat, Université du Québec, 203 p.
- Vilaginès R., 2000.** Eau, environnement et santé publique- Introduction à l'hydrologie. *Tec et Doc - Lavoisier*, 173p.
- Visiterv T., 1982.** Régularisation de l'oued Kébir Ouest (étude hydrologique), 35p.
- Yacoubi-Khebiza M., 1996.** Biocénoses aquatiques interstitielles des vallées du Haut- Atlas de Marrakech: Microdistribution, Dynamique de répartition, Écologie et Biogéographie. Thèse de Doctorat. Université Cadi Ayyad, Marrakech, 374p.
- Zahi F., 2008.** La qualité des eaux et des sols de la région du lac Fetzara (Nord-Est d'Algérie). Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar - Annaba. 123p.

Zerhouni J., Rhazi Filali F., Aboukacem A., 2015. Qualité et facteurs de risque de pollution des eaux souterraines périurbaines de la ville de Sebaa Ayoun (Meknes, Maroc). Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°22, 91-107pp.

Zhou Y., 2009. Evaluation de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments. Rapport d'étude. Agence de l'eau Artois-Picardie et Université des Sciences et technologie de Lille I, UMR Géosystèmes, 14p.