

Université Mohamed Khider-Biskra
Faculté des sciences et de la technologie
Département : Génie civil et hydraulique
Réf :.....



جامعة محمد خيضر - بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم: الهندسة المدنية والري
المرجع:

Thèse présentée en vue de l'obtention
Du diplôme de
Doctorat LMD en : Hydraulique
Spécialité (option) : Hydraulique urbaine

**Contribution à l'étude et l'évaluation de la qualité
physico-chimique et bactériologique des eaux de drainage
de la région de Zab El-Gharbi W. de Biskra**

Présentée par :
BENAKCHA Mansoura

Soutenue publiquement le : 02/06/2024

Devant le jury composé de :

Pr. Guergazi Saadia	Professeur	Président	Université de Biskra
Dr. Masmoudi Toufik	MCA	Rapporteur	Université de Biskra
Dr. Yahiaoui Khemissi	MCA	Examineur	Université d'El Oued
Pr. Seghairi Nora	Professeur	Examineur	Université de Biskra

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Résumé

L'objectif principal de notre recherche est d'évaluer et de surveiller la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de drainage agricole dans la région de Zab El Gharbi, située dans la wilaya de Biskra. Nous avons collecté et analysé 48 échantillons d'eau de drainage agricole tout au long de l'année 2022, couvrant les périodes hydrologiques humide, normale et sèche. Notre résultats été comparé avec des normes de (Ayers & Westcot, 1985, 1994; OMS, 1989) .

Les résultats indiquent que dans le Zab El Gharbi, la teneur totale en solides dissous (TDS) était très variable, avec une valeur maximale de 13657 mg/L. Les cations les plus courants, classés de la teneur moyenne la plus élevée à la plus faible, sont Na^+ > Mg^{2+} > Ca^{2+} > NH_4^+ > K^+ . Les principaux anions sont classés dans l'ordre suivant, du plus élevé au plus faible : SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^- > NO_3^- > PO_4^{3-} . Pour les métaux lourds, les concentrations en fer sont très faibles <5 mg/L, tandis que celles en manganèse sont élevées en raison des caractéristiques géologiques locales. De plus, 45% des échantillons de l'eau de drainage sont supérieurs à la valeur limite de 0.2 mg/L de cuivre. Les affluents étudiés ont un ratio DBO_5/DCO élevé, supérieur à 0,3, ce qui confirme que cette eau est fortement chargée en matière organique. De plus, les résultats microbiologiques ont indiqué la présence de différents groupes de bactéries fécales ayant un moyenne de 40.5 CTU/100 mL pour les bactéries totales et 14 CFU/100 pour les bactéries fécales et 0.83 SFU/100 mL pour les streptocoques fécaux. Selon le diagramme de Piper et de Chadha, le type hydrochimique prédominant pour toutes les échantillons était Ca^{2+} - Mg^{2+} - $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$. Ainsi, le Diagramme de Gibbs et des membres d'extrémité apparaissent que la composition chimique des eaux de drainage est principalement influencée par l'altération des concentrations d'évaporite et la majorité de la chimie de l'eau semble provenir de la décomposition des minéraux silicatés et des processus d'échange de cations. L'évaluation de l'aptitude des eaux de drainage à des fins d'irrigation, en prenant en considération des paramètres tels que le rapport sodium-adsorption (SAR), le pourcentage de sodium (%Na) et la conductivité électrique (CE), ainsi que les indices de perméabilité (PI), de Kelly (KR) et de risque de magnésium (MHR), indique que la majorité des échantillons se trouvent dans les zones C5S2 ce qui indique une salinité extrêmement élevée et une alcalinité extrêmement élevée. Ces eaux ne sont pas appropriées pour une utilisation en irrigation. Les résultats démontrent une augmentation significative de l'efficacité de la floculation dans la réduction des substances humique contenue dans des eaux de drainage. L'ajout de CAP, extrait de la peau de figes de Barbarie, a nettement amélioré le processus d'élimination par rapport à l'utilisation de sulfate d'aluminium seule. Les taux d'élimination obtenus étaient respectivement de 99 %, 96,73%, 83,08% pour la SH, NTU et la DCO; avec une concentration de charbon actif en poudre de 0,50 g/L, le temps de décantation 180min, la dose optimale est de 100mg/L de S.A et une température de 40 C°.

Mots clés : Eau de drainage, qualité physico-chimique, bactériologique, coagulation-floculation, substance humique, Zab EL-Gharbi Wilaya de Biskra.

Abstract

The main objective of our research is to evaluate and monitor the physico-chemical and bacteriological quality of agricultural drainage water in the Zab El Gharbi region, located in the wilayat of Biskra. We collected and analyzed 48 samples of agricultural drainage water throughout 2022, covering wet, normal, and dry hydrological periods. Our results were compared with standards from (Ayers & Westcot, 1985, 1994; WHO, 1989).

The results indicate that in the Zab El Gharbi, the total dissolved solids (TDS) content was highly variable, with a maximum value of 13657 mg/L. The most common cations, ranked from highest to lowest average content, are $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+$. The main anions are ranked in the following order, from highest to lowest: $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{PO}_4^{3-}$. For heavy metals, iron concentrations are very low < 5 mg/L, while manganese concentrations are high due to local geological characteristics. Additionally, 45% of drainage water samples exceeded the limit value of 0.2 mg/L for copper. The tributaries studied have a high BOD₅/DCO ratio, above 0.3, confirming that this water is highly loaded with organic matter. In addition, the microbiological results indicated the presence of different groups of fecal bacteria, with an average of 40.5 TCU/100 mL for total bacteria, 14 FCU/100 for fecal bacteria, and 0.83 FSU/100 mL for fecal streptococci. According to the Piper-Chadha diagram, the predominant hydrochemical type for all samples was $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$. Thus, the Gibbs Diagram and end members indicate that the chemical composition of drainage water is mainly influenced by weathering of evaporate concentrations, and the majority of water chemistry appears to derive from the decomposition of silicate minerals and cation exchange processes. The assessment of the suitability of drainage water for irrigation purposes, taking into consideration parameters such as the sodium-adsorption ratio (SAR), sodium percentage (%Na) and electrical conductivity (EC), as well as the permeability index (PI), Kelly index (KR) and magnesium risk index (MHR), indicates that the majority of samples are in the C5S2 zones, indicating extremely high salinity and alkalinity. Therefore, these waters are not suitable for irrigation. The results show a significant increase in the effectiveness of flocculation in reducing humic substances in drainage water compared to previous studies. The addition of CAP, extracted from prickly pear skin, significantly improved the removal process compared to the use of aluminum sulfate alone. The removal rates obtained were 99%, 96.73%, 83.08% respectively for SH, NTU and COD; with an activated carbon powder concentration of 0.50 g/L, settling time 180min, the optimal dose is 100mg/L of S.A and a temperature of 40 C°.

Keywords: Drainage water, physico-chemical quality, bacteriological quality, coagulation-flocculation, humic substance, Zab EL-Gharbi Wilaya de Biskra.

الملخص

الهدف الرئيسي لبحثنا هو تقييم ومراقبة الجودة الفيزيائية والكيميائية والبكتريولوجية لمياه الصرف الزراعي في منطقة زاب الغربي، الموجودة في ولاية بسكرة. جمعنا وتحليلنا 48 عينة من مياه الصرف الزراعي على مدار عام 2022، تغطي الفترات الهيدرولوجية الرطبة والعبادية والجافة تمت مقارنة نتائجنا مع المعايير المحددة (Ayers & Westcot, 1985, 1994; OMS, 1989).

تشير النتائج إلى أن في منطقة زاب الغربي، كانت تركيزات المواد الصلبة الذائبة الكلية متفاوتة للغاية، حيث بلغت القيمة القصوى 13657 ملغم/لتر. أشهر الكاتيونات، مرتبة من أعلى تركيز متوسط إلى أقله، هي: Na^+ K^+ NH_4^+ Ca^{2+} Mg^{2+} . يتم ترتيب الأيونات الرئيسية بالترتيب التالي من الأعلى إلى الأدنى: Cl^- SO_4^{2-} PO_4^{3-} NO_3^- HCO_3^- بالنسبة للمعادن الثقيلة، تكون تركيزات الحديد منخفضة جدًا أقل من 5 ملجم / لتر، بينما تكون تركيزات المنغنيز مرتفعة بسبب الخصائص الجيولوجية المحلية. بالإضافة إلى ذلك، تجاوزت 45% من عينات مياه الصرف الحد المسموح به وهو 0.2 ملغم/لتر يمكن أن تتراكم أيونات النحاس من خلال مصادر مختلفة مثل التصنيع والذوبان وكذلك الترشيح إلى منسوب المياه الجوفية. وتمتلك الروافد التي تمت دراستها نسبة DBO_5/DCO عالية تزيد عن 0.3، مما يؤكد أن هذه المياه محملة بشكل كبير بالمواد العضوية. بالإضافة إلى ذلك، أشارت النتائج الميكروبيولوجية إلى وجود مجموعات مختلفة من البكتيريا البرازية بمعدل 40.5 $100/CTU$ مل للبكتيريا الكلية و 14 $100/CFU$ للبكتيريا البرازية و 0.83 $100/SFU$ مل للعقديات البرازية. ووفقا لمخطط باير-تساده، كان النوع الهيدروكيميائي السائد لجميع العينات $Ca^{2+}-Mg^{2+}-Cl^-/SO_4^{2-}$. وهكذا، يظهر مخطط جيبس والعناصر النهائية أن التركيب الكيميائي لمياه الصرف يتأثر بشكل رئيسي بتجوية تركيزات التبخر، ويبدو أن غالبية كيمياء المياه مستمدة من تحلل معادن السيليكات وعمليات تبادل الكاتيونات. تقييم مدى ملاءمة مياه الصرف لأغراض الري، مع الأخذ في الاعتبار عوامل مثل نسبة امتصاص الصوديوم (SAR)، ونسبة الصوديوم (Na%) والتوصيل الكهربائي (EC)، وكذلك مؤشر النفاذية (PI)، ومؤشر كلي (KR) ومؤشر خطر المغنيسيوم (MHR)، يشير إلى أن غالبية العينات موجودة في مناطق $C5S2$ ، مما يشير إلى درجة ملوحة وقلوية عالية للغاية. هذه المياه ليست مناسبة للري. أظهرت النتائج زيادة معنوية في فعالية التلبد في تقليل المواد الدبالية في مياه الصرف. أدت إضافة CAP المستخرج من جلد التين الشوكي إلى تحسين عملية الإزالة بشكل ملحوظ مقارنة باستخدام كبريتات الألومنيوم وحدها. وكانت معدلات الإزالة التي تم الحصول عليها 99%، 96.73%، 83.08% على التوالي لـ SH و NTU و DCO؛ مع تركيز مسحوق الكربون المنشط 0.50 جم/لتر، وزمن الترسيب 180 دقيقة، والجرعة المثلى بمعدل 100 ملجم/لتر من S.A ودرجة حرارة 40 درجة مئوية.

الكلمات المفتاحية: مياه الصرف، الجودة الفيزيائية والكيميائية، الجودة البكتريولوجية، تكاثف التكتل، المادة الدبالية، الزاب الغربي ولاية بسكرة

Remerciements

Avant tout, j'adresse mes remerciements à ALLAH, le Tout Puissant pour la volonté, la santé et la patience qu'il m'a données durant toutes ces longues années d'études et pour la réalisation de ce travail que j'espère être utile.

Ma reconnaissance va plus particulièrement à monsieur **Masmoudi Toufik**, Docteur à l'université de Biskra, qui m'a encadré tout au long de ma thèse. Ma considération est inestimable. Je tiens également à souligner que la confiance qu'elle a mise en moi a été un moteur à ma réussite.

Je tiens à exprimer mes plus sincères remerciements à tous les membres du jury pour l'attention qu'ils ont portée à ce travail et pour leurs remarques précieuses qui ont contribué à enrichir ce travail.

Je remercie vivement **Mme. Saadia Guergazi**, En tant que directrice du laboratoire LARHYSS, je tiens à exprimer ma sincère gratitude pour l'honneur que vous me faites en acceptant de présider le jury de soutenance de cette thèse.

J'adresse mes sincères remerciements à **Mr. Khemissi Yahiaoui**, Maître de conférences 'A' à l'université d'El Oued, pour l'intérêt qu'il a accordé à mes travaux de recherche en acceptant d'examiner cette thèse.

Mes remerciements vont également à **Mme. Nora Seghairi**, Professeur à l'université de Biskra, pour avoir accepté de juger ce travail et participé au jury de soutenance de cette thèse.

Mes vifs remerciements vont également à **Mr. Abd Annour Mohammed Amine** Docteur à l'université de Biskra pour son aide précieuse dans la rédaction de mes articles. Son soutien m'a permis de ne jamais faiblir et de poursuivre toujours plus loin mes travaux. Ses remarques et critiques pertinentes m'ont conduit vers la bonne voie.

Je tiens à remercier **Pr. Amrane Abdeltif** de l'Institut Ecole National Supérieur de chimie université de Renne, pour leur accueil pendant mes stages de courte durée.

Enfin, Je tiens à exprimer mes vifs remerciements aux doctorants de ma promotion et à toutes les personnes toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, qui m'ont aidé à réaliser ce modeste travail.





Dédicace

A mes chers parents

A mes frères et mes sœurs

A mon Mari

A toute ma famille



BENAKCHA. M

Sommaire

Résumé

Remerciements

Dédicaces

Sommaire

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction générale1

Partie I : Partie bibliographique

Chapitre I : Présentation de la zone d'étude

I.1. Introduction	4
I.2. Situation géographique de la région de Biskra	4
I.3. Les facteurs écologiques	5
I.3.1. Facteurs abiotiques.....	5
I.3.1.1. Les facteurs édaphiques	5
I.3.1.1.1. Cadre géologique de la région de Biskra.....	5
I.3.1.1.2. Cadre géomorphologie	7
I.3.1.1.3. La pédologie.....	8
I.3.1.2. Les ressource en eaux dans la région de Biskra	10
I.3.1.2.1. Les eaux de surface.....	10
I.3.1.2.2. Les eaux souterraines.....	11
I.3.1.3. Les facteurs climatiques.....	18
I.3.1.3.1. Température (T°).....	18
I.3.1.3.2. Précipitation (P).....	19
I.3.1.3.3. Humidité (H)	21
I.3.1.3.4. Les vents	21
I.3.1.3.5. Synthèse climatique	23

I.3.2. Facteurs biotiques	24
I.3.2.1. Flore et végétation de la région de Biskra.....	25
I.3.2.2. Faune de la région de Biskra.....	25
I.4. Conclusion.....	26

Chapitre II: Caractérisation des eaux d'irrigation

II.1. Introduction.....	27
II.2. Drainage et les eaux de drainage agricoles.....	28
II.3. La qualité de l'eau d'irrigation.....	29
II.4. Les paramètres globaux de la qualité de l'eau	29
II.4.1. Les paramètres physico-chimiques.....	29
II.4.1.1. pH.....	29
II.4.1.2. Conductivité électrique (CE).....	29
II.4.1.3. Solides totaux dissous (TDS).....	30
II.4.1.4. Dureté totale (TH).....	30
II.4.1.5. Calcium (Ca^{+2}) et Magnesium (Mg^{+2}).....	30
II.4.1.6. Bicarbonates (HCO_3^-).....	30
II.4.1.7. Chlorure (Cl^-).....	30
II.4.1.8. Sulphate (SO_4^{-2}).....	31
II.4.1.9. Sodium (Na^+).....	31
II.4.1.10. Potassium (K^+).....	31
II.4.1.11. Nitrate (NO_3^-).....	31
II.4.1.12. Ammonium (NH_4^+).....	32
II.4.1.13. Phosphate (PO_4^{-3})	32
II.4.1.14. Cuivre (Cu^{+2}).....	32
II.4.1.15. Fer (Fe^{+2}).....	32
II.4.1.16. Manganèse (Mn^{+2}).....	32
II.4.2. Les paramètres organiques globaux.....	33
II.4.2.1. La demande chimique en oxygène (DCO).....	33
II.4.2.2. La demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO_5).....	33

II.4.3. Les paramètres microbiologiques.....	33
II.4. 3.1. Coliformes totaux.....	33
II.4.3.2. Coliformes fécaux.....	33
II.4.3.3. Streptocoques fécaux.....	34
II.4.3.4. Les Clostridium sulfito-réducteurs.....	34
II.5. Critères d'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation.....	34
II.6. Norme de la qualité de l'eau d'irrigation.....	35
II.7. Aspects Environnement Aux Associes À L'utilisation les eaux usées en irrigation	37
II.7.1. Avantages environnementaux.....	37
II.7.2. Effets négatifs potentiels sur l'environnement.....	38
II.7.2.1. Effets sur le sol.....	38
II.7.2.2. Effets sur les eaux souterraines.....	39
II.7.2.3. Effets sur les eaux de surfaces.....	40
II.7.2.4. Effets s les cultures.....	40
II.8. Conclusion.....	40

Chapitre III : Généralité sur le procédé de coagulation-floculation

III.1. Introduction	42
III.2. Le procédé de coagulation-floculation	42
III.3. Les facteurs influençants à la coagulation-floculation.....	44
III.3.1. Influence de pH.....	44
III.3.2. Influence de la dose de coagulant	44
III.3.3. Influence des conditions de mélange.....	44
III.3.4. Influence de la température.....	45
III.3.5. Influence de la turbidité.....	45
III.4. Les adjuvants utilisés à la coagulation-floculation.....	45
III.4.1. La bentonite.....	45
III.4.2. Le charbon actif.....	45

III.5. Travaux réalisés dans le domaine de la coagulation-floculation pour la matière organique et les métaux lourds.....	46
III.5.1. Les eaux naturelles.....	46
III.5.2. Les substances humiques.....	46
III.5.3. Les substances non humiques.....	47
III.5.4. Les métaux lourds.....	47
III.6. Avantages et inconvénients.....	48
III.6.1. Les avantages.....	48
III.6.2. Les inconvénients	48
III.7. Conclusion.....	49

Partie II : Partie expérimentale

Chapitre I : Matériels et Méthodes

I.1. Introduction.....	50
I.2. Présentation des sites étudiés.....	50
I.3. Méthode d'échantillonnage.....	51
I.3.1. Technique des prélèvements et conservation des échantillons.....	51
I.4. Analyses physico-chimiques et bactériologique des eaux effectuées.....	52
I.4.1. Paramètre physico-chimiques.....	52
I.4.1.1. Analyse partielle	52
I.4.1.1.1. Température (T)	52
I.4.1.1.2. pH.....	52
I.4.1.1.3. Conductivité électrique (CE)	53
I.4.1.1.4. Turbidité	53
I.4.1.1.5. Solides totaux dissous (TDS).....	54
I.4.1.2. Par titrimétrie	54
I.4.1.2.1. Dureté total (TH)	54
I.4.1.2.2. Calcium (Ca^{+2}).....	54
I.4.1.2.3. Magnésium (Mg^{+2})	55
I.4.1.2.4. TAC (Titre alcalimétrique complet)	56

I.4.1.2.5. Les chlorures (Cl^-)	57
I.4.1.3. Dosage d'autres éléments minéraux.....	57
I.4.1.3.1. Dosage de sodium (Na^+) et potassium (K^+)	57
I.4.1.3.2. Dosage de sulfate (SO_4^{-2})	58
I.4.1.3.3. Dosage de nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2), phosphate (PO_4^{-3}), ammonium (NH_4^+) et le fer (Fe^{+2}).....	59
I.4.1.3.4. Dosage de cuivre (Cu^{+2})	59
I.4.1.4. Analyse organique globaux.....	61
I.4.1.4.1. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)	61
I.4.1.4.2. Détermination de la demande biologique en oxygène (DBO_5).....	62
I.4.1.4.3. Détermination des substances humique	63
I.4.2. Analyse microbiologique.....	64
I.4.2.1. Echantillonnage.....	64
A. Recherche et dénombrement des coliformes.....	65
B. Recherche et dénombrement des streptocoques.....	68
I.5. Les outils de traitement des données.....	69
I.5.1. Les logiciels.....	69
I.5.1.1. Diagramme.....	69
A. Les facies hydrochimiques	69
A.1. Diagramme de Piper	69
A.2. Diagramme de Chadha	70
I.5.1.2. Arc Gis	70
I.5.2. L'évaluation géochimique.....	70
A. Diagramme de Gibbs	70
I.5.3. Relations ioniques	71
A.1. Diagramme des membres d'extrémité	71
I.5.4. Les aptitudes des eaux d'irrigation.....	71
I.5.4.1. Taux d'adsorption du sodium (SAR).....	71
I.5.4.2. La teneur en sodium ($\text{Na}\%$).....	72
I.5.4.3. L'indice de perméabilité (PI).....	73

I.5.4.4. Le ratio de Kelly (KR) ou l'indice de Kelly (KI).....	74
I.5.4.5. Le ratio de danger du magnésium (MHR).....	74
I.6. Conclusion.....	75

Chapitre II : Evaluation l'hydrochimique et géochimique de la qualité des eaux de drainage utilisées à l'irrigation

II.1. Introduction	76
II.2. Caractéristiques hydrochimiques de l'eau de drainage agricole.....	76
II.2.1. Potentiel d'hydrogène (pH).....	77
II.2.2. Conductivité électrique (CE).....	77
II.2.3. Solides totaux dissous (TDS).....	77
II.2.4. La concentration des anions et cations majeurs.....	78
II.2.5. Autres paramètres, métaux lourds et organiques	81
II.3. Les caractéristiques microbiologiques.....	83
II.3.1. Dénombrement des coliformes totaux.....	84
II.3.2. Dénombrement des coliformes fécaux.....	84
II.3.3. Dénombrement des streptocoques fécaux.....	85
II.4. Les caractéristiques de distribution saisonnière et spatiale des composants chimiques, métaux lourds et organiques de l'eau de drainage	86
II.5. Faciès hydrochimiques	90
II.5.1. Diagramme de Piper	90
II.5.2. Diagramme de Chadha.....	91
II.6. Mécanismes de contrôle de l'eau de drainage agricole	92
II.6.1. Diagramme de Gibbs.....	92
II.6.2. Diagramme des membres d'extrémité	92
II.7. Les analyses des indices de la qualité des eaux d'irrigation.....	94
II.7.1. Risque de salinité.....	94
II.7.2. Le rapport d'adsorption du sodium (SAR).....	95
II.7.3. Pourcentage de sodium (Na%).....	96

II.7.4. Indice de perméabilité (PI).....	97
II.7.5. Ratio de Kelly (KR).....	98
II.7.6. Risque de magnésium (MHR).....	99
II.8. Conclusion.....	101

Chapitre III: Application de la coagulation-floculation pour l'élimination des substances humiques

III.1. Introduction.....	103
III.2. Matériaux et méthodes.....	104
III.2.1. Solutions et réactifs.....	105
III.2.1.1. Description et préparation des substances humiques.....	105
III.2.1.2. Description et préparation du coagulant	105
III.2.1.3. Additive de coagulation.....	105
III.2.2. Description de la coagulation-floculation.....	107
III.3. Amélioration de la coagulation-floculation.....	108
III.4. Résultats et discussion.....	108
III.4.1. Effet de la dose de coagulant et du temps de décantation	108
III.4.2. Effet de la dose de coagulant sur le pH de l'eau	110
III.4.3. Évaluation de la turbidité de l'eau de drainage	111
III.4.4. Effets du coagulant sur la DCO des eaux de drainage.....	112
III.4.5. Effet du pH	114
III.4.6. Amélioration de la coagulation-floculation (Effet adjuvant).....	116
III.4.6.1. Effet de la présence de charbon actif en poudre sur les rendements d'élimination des substances humiques.....	116
III.4.6.2. Effet du CAP sur l'élimination de la turbidité et de la DCO.....	122
III.4.6.3. Effet de la température.....	123
III.5. Conclusion.....	124
Conclusion générale.....	126
Références bibliographiques	130
Travaux réalisés dans le cadre de la thèse	154

Liste des abréviations

Liste d'abréviations

- ✚ **LARHYSS** : Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface.
- ✚ **ANAT** : Etude « Schéma directeur des ressources en eau » Wilaya de Biskra
- ✚ **ANRH** : Etude sur modèle mathématique du système aquifère de la région du Biskra.
- ✚ **ABHS** : Agence de bassin hydrographique Sahara
- ✚ **DRE** : Direction des Ressources en Eau
- ✚ **CT** : Complexe Terminal
- ✚ **CI** : Continentale Intercalaire
- ✚ **ONM** : Office National de la Météorologie
- ✚ **CE** : Conductivité électrique
- ✚ **TDS** : Solides totaux dissous
- ✚ **pH**: Potentiel hydrogène.
- ✚ **SAR** : Le rapport d'adsorption du sodium
- ✚ **Na%** : Pourcentage de sodium
- ✚ **B⁺³** : Bore
- ✚ **NO₃-N** : Nitrogène
- ✚ **HCO₃⁻** : Bicarbonate
- ✚ **NH₄⁺** : Ammonium
- ✚ **Ca⁺²** : Calcium
- ✚ **Mg⁺²** : Magnésium
- ✚ **TH** : Dureté totale
- ✚ **Cl⁻** : Chlorure
- ✚ **SO₄⁻²** : Sulphate
- ✚ **Na⁺** : Sodium

Liste d'abréviations

- ✚ **K⁺** : Potassium
- ✚ **TAC** : Titre Alcalimétrique Complet
- ✚ **NO₃⁻** : Nitrate
- ✚ **NO₂** : Nitrite
- ✚ **COT** : Carbone organique total
- ✚ **SH** : Substance humique
- ✚ **Cu⁺²** : Cuivre
- ✚ **Mn⁺²** : Manganèse
- ✚ **Fe⁺²** : Fer
- ✚ **PO₄⁻²** : Phosphate
- ✚ **EDTA** : Acide éthylènediamin- etétraacétique
- ✚ **PI** : Indice de perméabilité
- ✚ **KR** : Ratio de Kelly
- ✚ **MHR** : Risque de magnésium
- ✚ **DBO₅** : Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours
- ✚ **DCO** : demande biochimique en oxygène
- ✚ **MON** : Matière organique naturel
- ✚ **OMS**: Organisation Mondiale de la santé.
- ✚ **FAO**: Food and Agriculture Organization of the United Nat.
- ✚ **CT**: Coliforme totaux.
- ✚ **CF**: Coliforme fécaux
- ✚ **SF** : Streptocoque fécaux

Liste des figures

Liste des figures

N°	Titre	Page
Partie I : Chapitre I : Présentation de la zone d'étude		
Fig.01	Situation géographique de la wilaya de Biskra (Reghais, 2023).	5
Fig.02	Carte géologique de la zone d'étude (ANRH, 2008)(Reghais et al., 2023) modifiée.	6
Fig.03	Coupe hydrogéologique schématique de la zone d'étude (Extrait de la carte hydrogéologique de Biskra) (Guiraud, 1973).	7
Fig.04	Carte du milieu physique de la Wilaya de Biskra (ANRH, 2008)	8
Fig.05	Carte pédologique de la wilaya Biskra(ANAT, 2003)	9
Fig.06	Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Biskra (A.B.H.S, 2018).	11
Fig.07	Log schématique des différentes unités géologiques et hydrogéologiques (UNESCO, 1972).	12
Fig.08	Carte piézométrique de la nappe du quaternaire de Biskra (ANRH, 1980).	13
Fig.09	Extension de la nappe du Continental Intercalaire dans la wilaya Biskra (A.B.H.S., 2008).	14
Fig.10	Carte piézométrique de la nappe des sables de Biskra (A.N.R.H., 1997).	15

Liste des figures

Fig.11	Les limites de La nappe des calcaires (A.B.H.S., 2008).	16
Fig.12	Extension de la nappe du Continental Intercalaire dans la wilaya Biskra (A.B.H.S., 2008).	17
Fig.13	Répartition des points d'eau dans la région de Biskra (ANRH, 2011).	17
Fig.14	Variabilités thermique de la région de Biskra durant la période (1989-2021).	19
Fig.15	Précipitations moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période (1989-2021).	20
Fig.16	Humidités moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période (1989-2021).	21
Fig.17	Vents moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période (1989-2021).	22
Fig.18	Diagramme ombrothermique de Gaussen de la période (1989-2021).	23
Fig.19	Localisation de la région de Biskra sur le climagramme d'Emberger.	24
Fig.20	A : Carex bachystilis ; B : Salsola bariosha rmiculata, C : Salsola vermiculata ; D : Graminées (Reghais, 2023).	25
Partie I : Chapitre II : Caractérisation de la qualité des eaux d'irrigation		
Fig.21	Classification des eaux non conventionnelles (C.-Y. Chen et al., 2021).	27
Partie I : Chapitre III : Généralité sur le procédé de coagulation-floculation		
Fig.22	Processus de coagulation, floculation et de décantation	43

Partie II : Chapitre I : Matériels et Méthodes		
Fig.23	Carte de localisation des échantillons d'eau de drainage agricole dans la région de Zab El Gharbi	51
Fig.24	Appareillages utilisées pour mesurée la CE (a), pH (b) et la température (c) des échantillons d'eau respectivement.	53
Fig.25	Appareillage utilisé pour le dosage du la turbidité dans les échantillons d'eau.	53
Fig.26	Appareillage utilisé pour le dosage du sodium et le potassium dans les échantillons d'eau.	58
Fig.27	Appareillage utilisé pour le dosage du sulfate dans les échantillons d'eau.	58
Fig.28	Appareillage utilisé pour le dosage du nitrate, nitrite, phosphate, manganèse, l'ammoniaque et le fer dans les échantillons d'eau.	59
Fig.29	Appareillage utilisé pour le dosage du cuivre dans les échantillons d'eau.	60
Fig.30	Courbe d'étalonnage de la mesure des ions Cu (II).	61
Fig.31	Dispositif de mesure de la DBO ₅ (Oxitop) (a) et dispositif de mesure de la DCO (Thermoréacteur CR 2200) (b)	63
Fig.32	Courbe d'étalonnage de la mesure des SH.	64
Fig.33	Appareillage utilisé pour le dosage de la SH dans les échantillons d'eau.	64
Partie II : Chapitre II : Evaluation l'hydrochimique et géochimique de la qualité des eaux de drainage utilisées à l'irrigation		
Fig. 34	Variation des coliformes totaux	84

Fig.35	Variation des coliformes fécaux	85
Fig.36	Variation des streptocoques	86
Fig.37	Variation saisonnières et spatiales (a) : T, CE, pH, Ca ⁺² , Mg ⁺² et Na ⁺ . (b) : K ⁺ , TDS, Cl ⁻ , SO ₄ ⁻² , NO ₃ ⁻ et HCO ₃ ⁻ .	88
Fig.38	Variation saisonnières et spatiales de la distribution d'autres paramètres: PO ₄ ⁻³ , Fe ⁺² , Cu ⁺² , Mn ⁺² , DCO, DBO ₅ et NH ₄ ⁺ .	89
Fig.39	Classification des faciès hydrochimiques à l'aide du diagramme de Piper. 1) Ca-Mg-SO ₄ -Cl; 2), Na-SO ₄ -Cl; 3), Na-HCO ₃ ; 4), Ca-Mg-HCO ₃ ; A), zone mixte; B), Mg; C), Na-K; D), Ca; E), zone mixte; F),SO ₄ ; G), Cl; H), HCO ₃ .	90
Fig.40	Diagramme de Chadha	91
Fig.41	Diagramme de Gibbs de l'eau de drainage agricole.	92
Fig.42	Diagramme des extrémités de l'eau de drainage agricole (Mg ⁺² /Na ⁺) vs (Ca ⁺² /Na ⁺) (a) ; (HCO ₃ ⁻ /Na ⁺) vs (Ca ⁺² /Na ⁺) (b)	93
Fig.43	Diagramme de salinité des États-Unis de l'eau de drainage agricole de la zone d'étude.	96
Fig.44	Graphique du pourcentage de sodium (%) versus la conductivité électrique (µS/cm).	97
Fig.45	Indice de perméabilité des eaux de drainage	98
Fig.46	Caractéristiques saisonnières et spatiales de la distribution de l'indice de perméabilité de l'eau de drainage étudiée.	98
Fig.47	Ratio de Kelly des eaux de drainage	99

Fig.48	Caractéristiques saisonnières et spatiales de la distribution de ratio de Kelly de l'eau de drainage étudiée.	99
Fig.49	Ratio de Magnésium des eaux de drainage	100
Fig.50	Caractéristiques saisonnières et spatiales de la distribution de ratio de Magnésium de l'eau de drainage étudiée.	100
Partie II : Chapitre III : Application de la coagulation-floculation pour l'élimination des substances humiques		
Fig.51	L'évolution de l'efficacité en fonction de la dose de sulfate d'aluminium dans l'eau distillée (a) et dans l'eau de drainage agricole (b).	109
Fig.52	Effet de la dose de sulfate d'aluminium sur le pH final de l'eau distillée (a) et de l'eau de drainage agricole (b).	111
Fig.53	Effet de la dose de sulfate d'aluminium sur la réduction de la turbidité dans l'eau de drainage agricole	112
Fig.54	Effet de la dose de sulfate d'aluminium sur la réduction de la DCO dans l'eau de drainage agricole	113
Fig.55	Effet du pH sur les efficacités d'élimination des (SH), de la turbidité et de la DCO de l'eau de drainage agricole	115
Fig.56	Impact de l'ajout de charbon en poudre sur l'élimination des substances humiques	117
Fig.57	Influence de la dose de CAP à différents niveaux de pH (5, 6 et 7) sur l'efficacité d'élimination des substances humiques de l'eau de drainage agricole par coagulation-floculation	120
Fig.58	Évolution de l'aluminium résiduel après coagulation-floculation en présence ou en l'absence de charbon actif en poudre et à un pH de 6 (ajusté).	121

Liste des figures

Fig.59	Effet de la dose de CAP sur l'élimination de la turbidité et de la DCO de l'eau de drainage. A.S=100 mg/L, Temps de décantation = 180 mn.	122
Fig.60	Effet de la température sur les efficacités d'élimination des substances humiques de l'eau de drainage agricole. S.A = 100 mg/L, Temps de décantation = 180 minutes.	124

Liste des tableaux

Liste des tableaux

N°	Titre	Page
Partie I : Chapitre I : Présentation de la zone d'étude		
Tab.01	Moyennes mensuelles des températures minimales et maximales de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021) (O.N.M 2022) .	18
Tab.02	Moyennes mensuelles des précipitations de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021) (O.N.M 2022) .	20
Tab.03	Moyennes mensuelles d'humidités de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021) (O.N.M 2022) .	21
Tab.04	Moyennes mensuelles des vents de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021) (O.N.M 2022) .	22
Partie I : Chapitre II : Caractérisation de la qualité des eaux d'irrigation		
Tab.05	Lignes directrices pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation (Ayers and Westcot 1994) .	35
Tab.06	Normes extrêmes limitée aux eaux d'irrigation (Ayers and Westcot 1985; OMS 1989) .	36
Tab.07	Surveillance minimale recommandée pour la vérification des performances microbiennes des eaux usées destinées à l'agriculture (OMS, 2006) .	37
Partie II : Chapitre I : Matériels et Méthodes		
Tab.08	Données de la courbe d'étalonnage pour la mesure du cuivre	61

Tab.09	Présentation des sites de prélèvement	65
Partie II : Chapitre II : Evaluation l'hydrochimique et géochimique de la qualité des eaux de drainage utilisées à l'irrigation		
Tab.10	Les valeurs des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau de drainage agricole.	76
Tab.11	Les valeurs des autres paramètres physico-chimiques et biologiques des eaux de drainage agricole.	81
Tab.12	Les ratios des paramètres globaux de pollution des eaux usées.	83
Tab. 13	Les valeurs des paramètres microbiologiques	83
Tab.14	Qualité de l'eau d'irrigation basée sur les valeurs de CE(Richards, 1954).	94
Partie II : Chapitre III : Application de la coagulation-floculation pour l'élimination des substances humiques		
Tab.15	Caractéristiques des substances humiques commerciales étudiées.	105
Tab.16	Caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'eau de drainage agricole.	106
Tab.17	Influence du temps de décantation sur l'efficacité d'élimination des S.H (Substances Humiques).	110

Introduction générale

Introduction générale

L'eau joue un rôle indispensable dans l'existence humaine, notamment dans les contextes de consommation potable et d'irrigation agricole. Le besoin en eau a considérablement augmenté en raison de l'expansion des secteurs agricole et industriel, de l'urbanisation croissante et de la croissance démographique (Ferahtia et al., 2021). L'agriculture est le plus grand utilisateur individuel d'eau, avec environ 75 % de l'eau douce mondiale actuellement utilisée pour l'irrigation. Dans certains pays, l'irrigation représente jusqu'à 90 % du total de l'eau disponible (Qadir et al., 2007). À l'échelle mondiale, les ressources en eau sont confrontées à des menaces doubles, englobant des défis liés à la fois à leur qualité et à leur quantité. Ces menaces découlent de diverses formes de pollution, notamment le rejet non réglementé de déchets urbains et industriels, l'utilisation d'engrais chimiques et de pesticides en agriculture, ainsi que l'utilisation non durable de cette ressource inestimable. (Merouche et al., 2020). En plus, les sources d'eau non conventionnelles offrent des approvisionnements complémentaires pouvant être utilisés pour atténuer partiellement la pénurie d'eau dans les régions où les ressources en eau renouvelables sont extrêmement rares. Ces ressources en eau sont exploitées à des fins agricoles et autres par le biais de processus spécialisés tels que la désalinisation de l'eau de mer et des eaux saumâtres très salées ; la collecte des eaux de pluie ; la collecte, le traitement et l'utilisation des eaux usées ; la capture et la réutilisation des eaux de drainage agricole ; l'extraction des eaux souterraines contenant divers sels. Des stratégies appropriées de gestion des sols, de l'eau et des cultures peuvent également être nécessaires lorsque ces ressources sont utilisées pour l'irrigation (Mohsen & Al-Jayyousi, 1999; Qadir & Oster, 2004).

Dans de nombreuses régions semi-arides et arides à travers le monde, la qualité de l'eau est un facteur limitant plus important, en particulier pour l'irrigation ou la consommation d'eau potable, et non la quantité d'eau. La qualité de l'eau est vitale non seulement en raison de son impact sur la disponibilité de l'eau douce et la santé humaine, mais aussi en raison de sa valeur intrinsèque (Singhal et al., 2020). L'irrigation des terres avec de l'eau contenant des niveaux élevés de sel peut perturber l'équilibre délicat des sels dans le sol arable, accélérant le processus de salinisation du sol. Le degré d'accumulation de sel dans le sol dépend à la fois du volume et de la

qualité de l'eau d'irrigation, ainsi que de l'efficacité des systèmes de drainage en place (Venkatramanan et al., 2016). D'autre part, l'irrigation avec des eaux usées pose des problèmes sanitaires (risque d'infection virale et bactérienne tant pour les agriculteurs que pour les cultures) et des problèmes d'ordre agronomique, en raison de la présence de substances toxiques. Pour éviter les risques pour la santé et les dommages à l'environnement naturel, les eaux usées doivent être traitées avant de pouvoir être utilisées pour l'irrigation agricole et paysagère (Heidarpour et al., 2007).

Diverses méthodes de traitement peuvent être utilisées, telles que la coagulation, la filtration, l'adsorption et une combinaison de ces approches (Toufik, 2021).

La coagulation est une opération physico-chimique vitale largement utilisée dans le traitement de l'eau. Ce processus est couramment appliqué pour éliminer les substances humiques de l'eau (Gone et al., 2009), (Yıldız et al., 2008) et est fréquemment utilisé pour l'élimination de la matière organique naturelle (MON) lors du traitement de l'eau (Okoro et al., 2021). De plus, la coagulation est utilisée pour éliminer les matières en suspension colloïdales (Semerjian & Ayoub, 2003), réduire la turbidité et la couleur et éliminer les particules pathogènes en suspension (Volk et al., 2000).

Dans ce contexte, cette étude tente d'étudier la qualité des eaux de drainage agricole de la région semi aride de Zab EL-Gharbi wilaya de Biskra et étudier la possibilité de la réutilisation de ces non conventionnelles eaux en irrigation d'une part, et d'une autre part leurs traitement par le processus de la coagulation floculation pour éliminer la MON de type humique.

Ainsi, la thèse sera présentée en deux parties :

Première partie : constituée de trois chapitres. Dans le premier chapitre, nous allons présenter notre zone d'étude, mettant particulièrement l'accent sur les aspects géographiques, abiotiques et biotiques de la zone d'étude. Certaines concernant le travail sur le terrain, et d'autres sont utilisées pour l'exploitation des résultats par des indices écologiques et des analyses statistiques. Dans le deuxième chapitre, nous exposant une revue bibliographique sur la qualité de l'eau d'irrigation a donc été conçu pour inclure les concepts fondamentaux des paramètres de qualité de l'eau, des

critères et des normes permettant de définir la qualité de l'eau d'irrigation ainsi les avantages et les inconvénients de la réutilisation des eaux non conventionnelles pour irrigation. Dans le dernier chapitre, une généralité sur le procédé de coagulation-floculation.

Deuxième partie : sera présentée en trois chapitres. Dans un premier temps, une présentation détaillée du protocole expérimental suivi lors de la réalisation des travaux du laboratoire sera exposée. Cette présentation va comprendre les méthodes de dosage des paramètres de l'eau de drainage et les logiciels utilisés ainsi que les méthodes utilisées pour la géochimie et l'hydrochimie des eaux de drainage. Ensuite, dans le deuxième chapitre, nous allons présenter les résultats des analyses de notre eau de drainage. Le dernier chapitre sera dédié aux résultats obtenus au cours de l'élimination de quelque paramètre de pollution des eaux brutes de drainage.

Partie I :

Partie bibliographique

Chapitre I : Présentation de la zone d'étude

I.1. Introduction

La région de Biskra s'étend de manière impressionnante, caractérisée par une grande dépression au nord du Sahara, bordée au nord, au nord-est et au nord-ouest par les contreforts de l'Atlas saharien. Les montagnes du ZAB s'élèvent avec élégance, s'orientant du sud-ouest vers le nord-est (Aidaoui, 1994).

Elle est située dans une position géostratégique particulière, car elle sert de point central entre les régions septentrionales et méridionales. Les formations rocheuses des Aurès au nord et les vastes zones désertiques du Sahara au sud et à l'est composent son paysage diversifié qui crée une symbiose remarquable. Les oasis environnantes, précieux écosystèmes, ajoutent une touche de verdure au sein de l'aridité saisissante du désert. Couvrant une superficie d'environ 21 509,80 km², Biskra se distingue comme l'un des territoires les plus vastes du sud, fusionnant la grandeur de son environnement naturel avec un héritage historique riche pour former un tableau spectaculaire (Saadi et al., 2016).

Ce chapitre est dédié à la présentation de la wilaya de Biskra, mettant particulièrement l'accent sur les aspects géographiques, abiotiques et biotiques de la zone d'étude, sur la base d'études et de publications antérieures.

I.2. Situation géographique de la wilaya de Biskra

Biskra se trouve dans la partie sud-est de l'Algérie, sur les flancs du massif des Aurès. Elle se trouve à 34°40'0" de latitude nord et 5°25'0" de longitude est. Elle s'étend sur 21 509 km² et est située à environ 422 km de la capitale algérienne. Elle est bordée par les États de Batna au nord, Ouargla au sud, El Oued au sud-est, M'Sila au nord-ouest et Djelfa au sud-ouest (Meftah et al., 2022) comme illustré sur la (Fig.1) . Actuellement, elle se compose de 10 Daïras et 27 communes. Selon la Monographie de la wilaya de Biskra de l'année 2021, la population atteint environ 751670 habitants, avec un taux de croissance moyen d'environ 2.3% (ANAT, 2021).

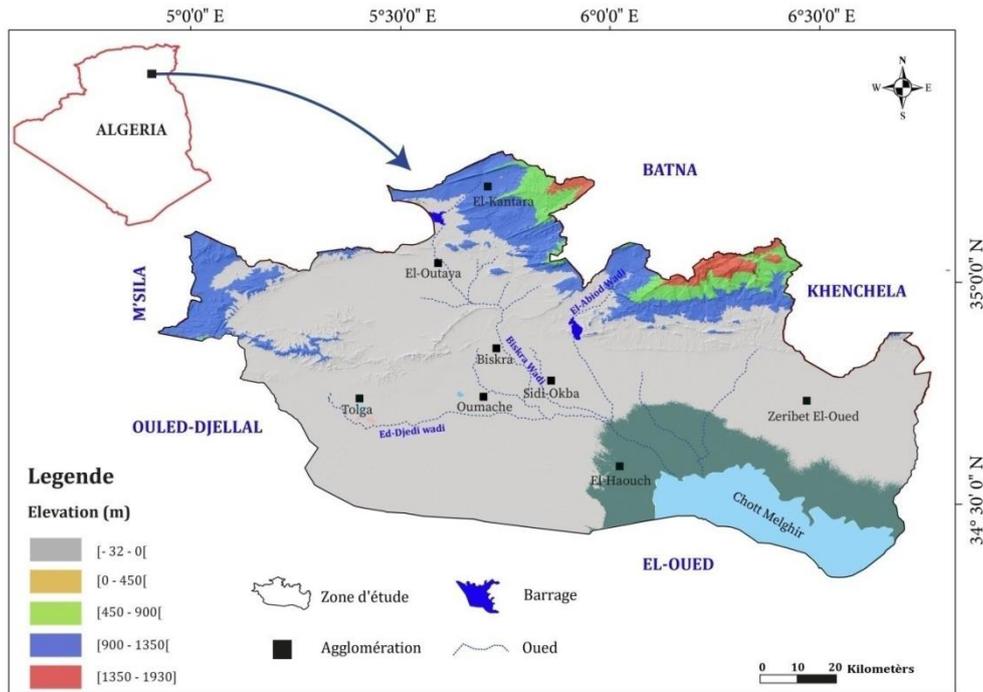


Fig.01: Situation géographique de la wilaya de Biskra (Reghais, 2023).

I.3. Les facteurs écologiques

I.3.1. Facteurs abiotiques

L'activité biologique et la répartition spatiale des organismes sont largement déterminées par l'incidence des facteurs écologiques abiotiques. Parmi ces derniers, la lumière, la température, l'humidité relative, ainsi que les concentrations en gaz et en ions exercent une influence primordiale (Wehner & Gehring, 1999).

I. 3.1.1. Les facteurs édaphiques

Les facteurs édaphiques englobent les composants liés au sol, incluant la géologie, la géomorphologie et la pédologie.

I.3.1.1.1. Cadre géologique de la wilaya de Biskra

En termes géologiques, l'environnement saharien est fortement influencé par une histoire complexe de sédimentation, en particulier celles provenant de la mer et des lagunes. Une grande variété de formations géologiques reflète cette histoire, y compris des sols calcaires, dolomitiques et marneux (Aidaoui, 1994). La région

présente une superposition de plusieurs phases de plissement, survenues du milieu de l'Éocène au Pléistocène, qui ont une forte influence sur la géométrie des principaux aquifères. La stratigraphie lithologique est principalement composée d'alternances d'argile et de sable (Quaternaire et Mio-Pliocène), d'argiles gypseuses et de dépôts évaporitiques (Éocène moyen), de calcaire (Éocène inférieur), de calcaire, d'argiles gypseuses et de halite (Sénonien), de calcaire dolomitique et de dolomies (Turonien), et d'argile, de marnes et de gypse appartenant au Cénomaniens, ainsi que de dômes de sel du Trias (Afrasine et al., 2017)(Fig.02) et (Fig.03).

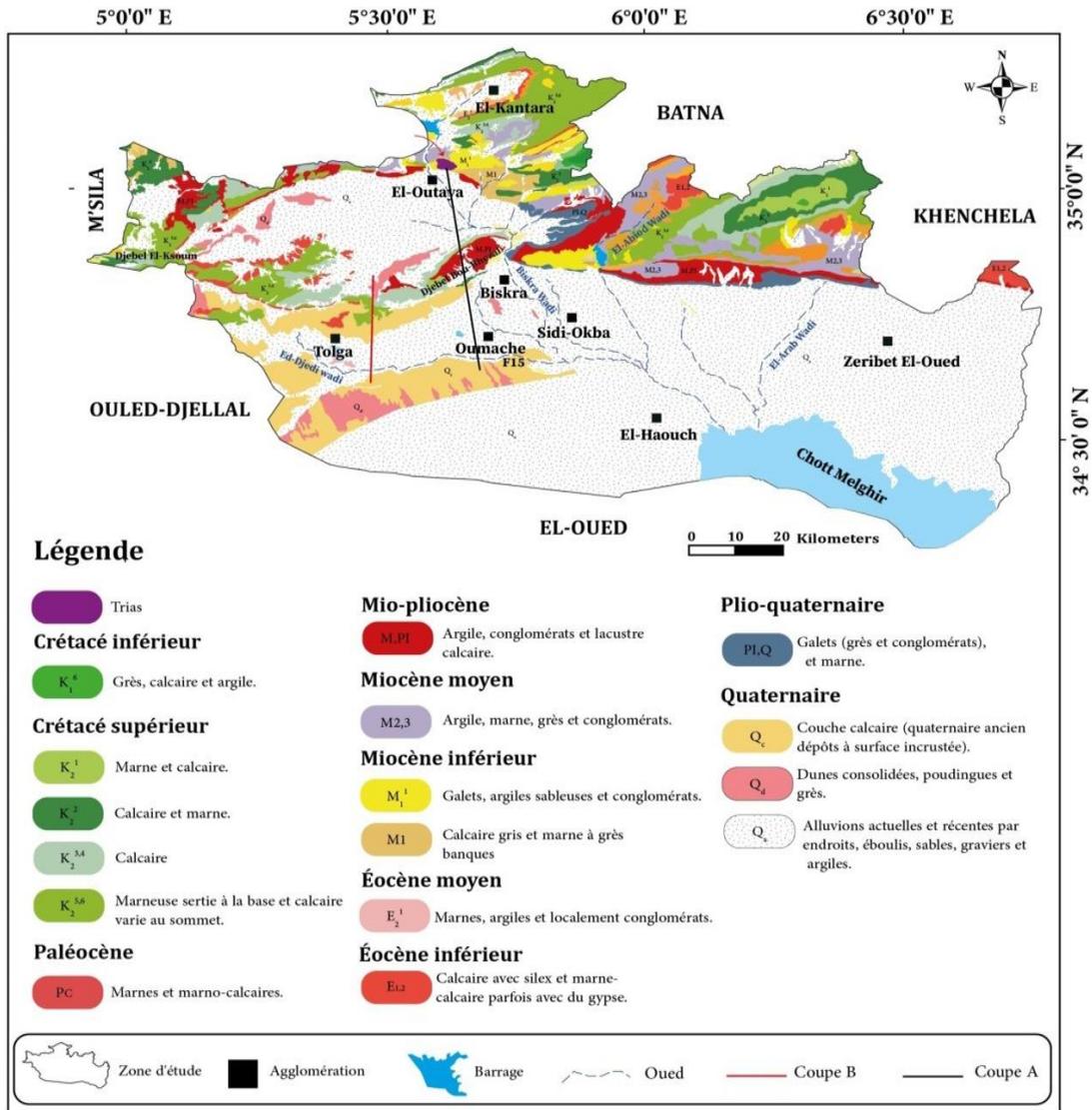


Fig.02: Carte géologique de la wilaya de Biskra(ANRH, 2008)(Reghais et al., 2023)modifié

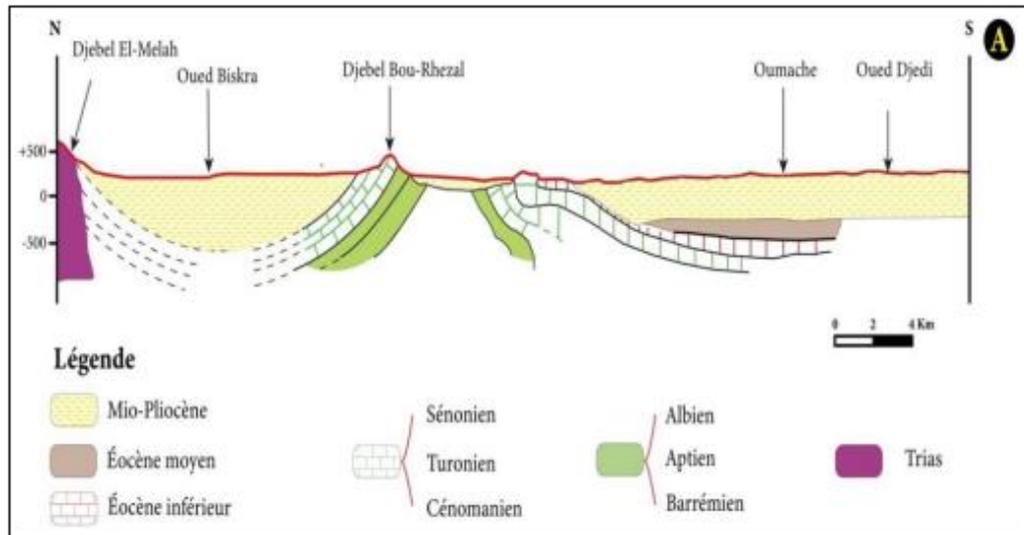


Fig.03 : Coupe hydrogéologique schématique de la zone d'étude (Extrait de la carte hydrogéologique de Biskra) (Guiraud, 1973).

I.3.1.1.2. Cadre géomorphologie

La région de Biskra est une zone de transition entre les reliefs plissés des domaines atlasiques au nord et les vastes étendues plates et désertiques du Sahara au sud. Elle présente globalement un piémont avec une topographie douce, formant une interface en pente entre les chaînes atlasiques septentrionales et les vastes étendues sahariennes méridionales (Gousskov, 1964) et ces reliefs sont divisés en quatre groupes géomorphologiques principaux, chacun avec ses propres caractéristiques : les montagnes, les plateaux, les plaines et les dépressions (**Fig.04**) :

- **Les montagnes** : Situées dans la partie septentrionale de la région, la plupart de ces zones apparaissent dépourvues de végétation (Mehaoua, 2006). Cependant, sur le côté nord, une forêt s'étend, se connectant à celle des Aurès et s'étend sur des régions telles qu'El-Kantara, Djemoura et M'Chounech. De plus, il convient de remarquer la présence de quelques îlots de végétation qui occupent les fonds des oueds permanents, des talwegs et des vallées humides.
- **Les plaines** : Les plaines de la région s'étendent le long de la route d'El-Outaya à Dousen et se prolongent vers l'est. Elles couvrent la plupart des communautés d'El-Outaya, Sidi-Okba, Zribet El-Oued et la ville de Dousen (ANAT, 2003).

- **Les dépressions:** principalement localisées dans la partie sud-est de la wilaya de Biskra, sont notamment concentrées à Chott Melghigh (ANAT, 2003).

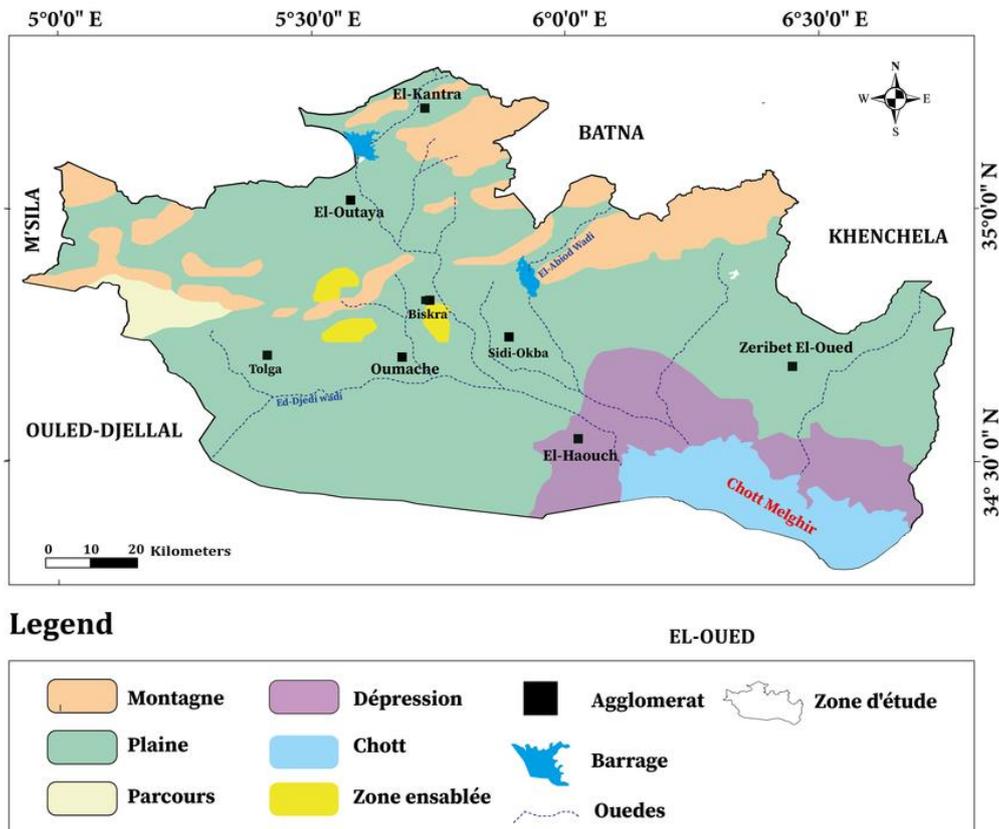


Fig.04: Carte du milieu physique de la Wilaya de Biskra (ANRH, 2008)

I.3.1.1.3. La pédologie

Lors de l'analyse morphologique des sols dans la région de Biskra, une variété de types de sols a été identifiée, comme documenté dans les travaux de Kara (1993), Bekhouche (2004) et Trad (2005). Ces études ont mis l'accent sur les différentes catégories de sols qui existent dans la région, soulignant la diversité et la complexité des caractéristiques pédologiques actuelles :

- Les sols calcaires ;
- Les sols salés ;
- Les sols gypseux ;
- Les sols gypseux-calcaires;
- Les sols à formation éolienne;

qui sont obtenues à la fois par des sources superficielles et par des nappes souterraines. Située à la frontière entre le Tell et le Sahara, la wilaya de Biskra bénéficie d'une situation géographique favorable en termes d'eau. Les cours d'eau provenant du nord, tels que l'Oued Biskra, l'Oued Djeddi, l'Oued El Arab et l'Oued Al Abiod, irriguent presque toute sa surface. En outre, les ressources en eau souterraine de la région proviennent du Sahara septentrional, en particulier du Continental Intercalaire et du Complexe Terminal (CI-CT), ainsi que de la nappe phréatique (DRE Biskra, 2016).

I.3.1.2.1. Les eaux de surface

La wilaya de Biskra est traversée par un réseau hydrographique composé de plusieurs oueds, qui fonctionne principalement pendant la saison hivernale ou pendant les précipitations importantes. Ces oueds prennent leur source dans le massif des Aurès, et leur importance est déterminée par les bassins versants qu'ils drainent. La région est traversée par plusieurs rivières et cours d'eau temporaires qui se rejoignent dans la dépression Chott Melghigh (Bouammar, 2010).

La wilaya de Biskra est traversée par un ensemble d'oueds (Fig.06), les plus importants étant:

- **Oued Djeddi:** C'est le plus significatif de la région, possède une superficie de drainage de 9130 km² et s'étend sur une longueur de 500 km. Il est responsable de la collecte principale des eaux de ruissellement du versant sud-est de l'Atlas Saharien (ANRH, 2011).
- **Oued El Abiod :** Cet oued, mesurant environ 156 km de long et situé à une altitude d'environ 1900 mètres, déverse ses eaux dans le chott Melghir. Son débit moyen annuel est estimé à 18 millions de mètres cubes (J.L., 2010).
- **Oued Biskra:** le deuxième plus important après l'Oued Djedi, draine un bassin versant de 2947 km². Il recueille les affluents des massifs des Aurès, tels que l'Oued Branis et l'Oued El Hai. Son cours prend sa source dans les massifs des Aurès, à une altitude dépassant les 2000 mètres (ANRH, 2011).

- **Oued El Arab** : Il prend sa source dans le Djebel Aidel à une altitude d'environ 2100 mètres. Ensuite, il se dirige vers le chott Melghir, qui est une zone dépressionnaire. La longueur de cet oued est d'environ 150 km (SY, 2005).

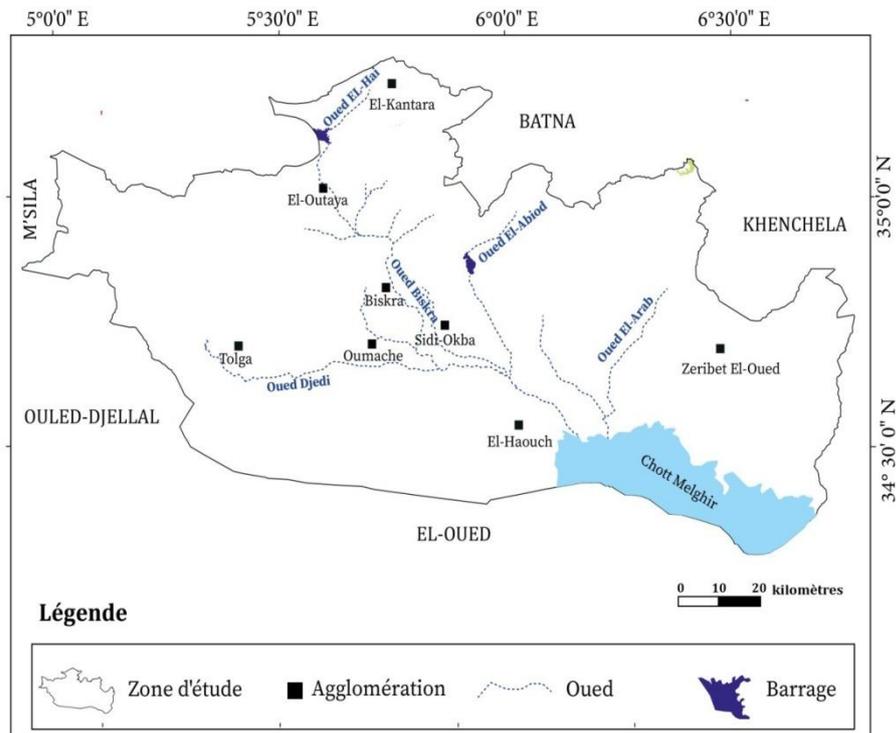


Fig.06: Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Biskra (A.B.H.S, 2018).

I.3.1.2.2. Les eaux souterraines

Dans le nord du Sahara algérien, la principale source d'eau provient des nappes souterraines. Les nappes, situées dans les formations continentales de l'Intercalaire Continental (CI) et du Complexe Terminal (CT), représentent l'un des plus grands réservoirs d'eau au monde, avec une estimation de mobilisation des ressources en eau de 5 milliards de mètres cubes (Drouiche et al., 2011). Les études hydrogéologiques réalisées dans la région de Biskra (Abderrezzak, 2015; Brinis, 2011; Haouchine, 2010) ont confirmé la présence de plusieurs aquifères hétérogènes, hébergés respectivement dans les formations quaternaires, Mio-pliocènes, de l'Éocène inférieur et de l'Albien.

La wilaya de Biskra présente des ressources en eau souterraines considérables, représentées par trois unités aquifères selon la Fig. 07 :

UNITE STRATIGRAPHIQUE	LOG STRATIGRAPHIQUE	Description STRATIGRAPHIQUE	Unité Litho - STRATIGRAPHIQUE	Unité HYDROGEOLOGIQUE	
Quaternaire		Alluvions	Continental Terminal	Nappe Phréatique	COMPLEXE TERMINAL AU SENS STRICT. Nappe Du COMPLEXE TERMINAL AU SENS LARGE.
Mio - Pliocène		Poudingues Calc. gypseux Sable, argile		Nappe de Sable	
Eocène Moyen		Argile, gypse Calc. dolomitique	Eocène Argilo - Evaporitique	Nappe de l'Eocène Moyen Semi - Impermeable	
Eocène Inf		Calc. blancs à Silex	Eocène Carbonaté	Nappe Calcaire	
Senonien Sup		Calc. dolomitiques	Senonien Carbonaté		
Senonien Inf		Alternance de Calcaire et de marnes	Senonien Lagunaire	Impermeable	
Turonien		Calc. dolomitiques	Turonien Carbonaté	Nappe Calcaire Du Turonien	
Cenomanien		Marno . Calcaire Marnes - gypse	Senomanien Argilo - Evaporitique	Impermeable	
Albien		Argiles - Gres	Albien Argilo - Gréseux	Nappe Du CONTINENTAL INTERCALAIRE	
Aptien		Calc. marnes Argiles , gres	Aptien lagunaire gréseux		
Barremien	Gres	Barremien Gréseux			

Fig.07: Log schématique des différentes unités géologiques et hydrogéologiques (UNESCO, 1972).

🚧 La nappe phréatique quaternaire

La nappe phréatique est composée principalement de sables, de graviers, de galets et parfois d'argiles et se trouve principalement dans les plaines et les lits des oueds. Les précipitations, les crues des rivières et les retours d'eau d'irrigation constituent sa principale source d'alimentation. Les nappes phréatiques sont peu profondes, généralement entre 2 et 50 mètres, et les plus importantes se trouvent à

Ouled Djellal, Sidi Khaled, Doucen, Tolga, l'oued de Biskra, et surtout l'oued Djedi, où elles sont largement utilisées pour irriguer les palmeraies. Les flux convergent vers le Chott Melghir. Sous-jacente à l'aquifère, se trouvent généralement des formations argileuses imperméables du Pliocène, ou en discordance sur les lagunes de l'Éocène moyen, en l'absence de Mio-Pliocène, comme c'est le cas à Ouled Djellal et à Sidi Khaled (Ahcène et al., 2021).

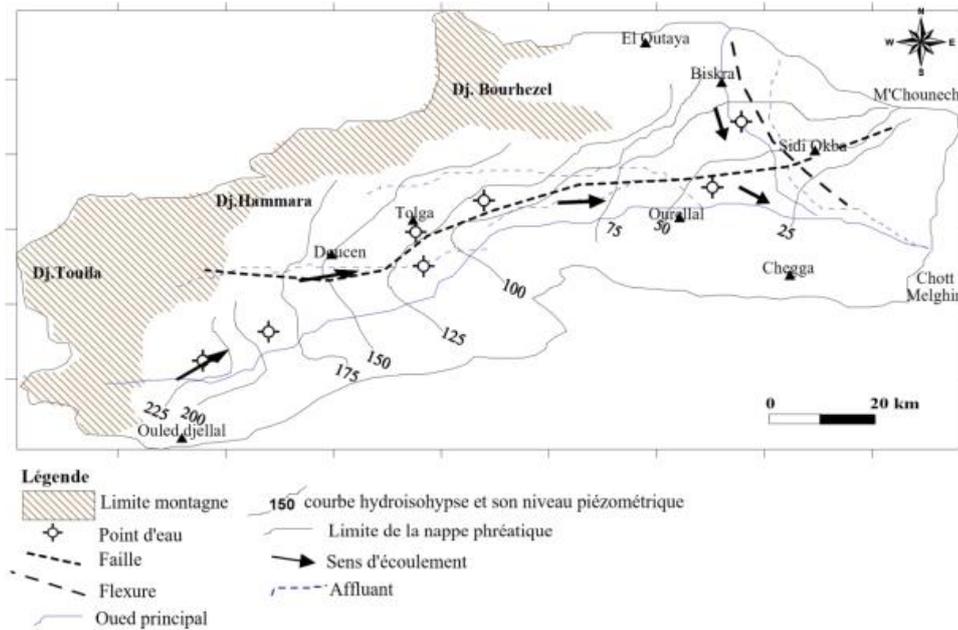


Fig.08 : Carte piézométrique de la nappe du quaternaire de Biskra (ANRH, 1980).

- **Complexe Terminal (CT)**

Le Complexe Terminal englobe diverses formations s'étendant du Sénonien supérieur au Mio-Pliocène, regroupant plusieurs aquifères au sein d'un même réservoir. Ces aquifères comprennent l'Eocène carbonaté, formant la nappe phréatique calcaire de l'Eocène inférieur, ainsi que le Mio-Pliocène sableux, constituant la nappe phréatique de sable (Ahcène et al., 2021)(Fig.09).

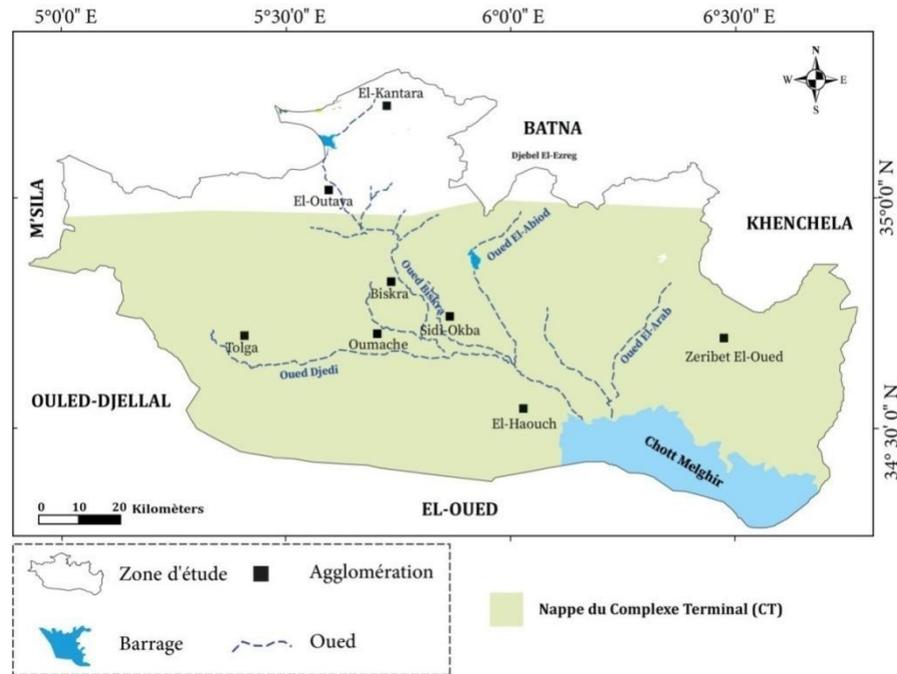


Fig.09 : Extension de la nappe du Complexe Terminal dans la wilaya Biskra
(A.B.H.S., 2008).

✚ La nappe des sables du Mio-pliocène

La nappe de sable du Mio-Pléistocène présente une composition hétérogène, comprenant plusieurs niveaux aquifères où le gravier et le sable se trouvent dans une matrice argileuse. En profondeur, cette formation devient principalement argileuse-sableuse et repose sur une couche imperméable composée de marne gypseuse et d'anhydrite de l'Éocène moyen. Elle est recouverte d'un dépôt alluvial quaternaire plus ou moins épais. Affleurant par endroits à l'est du district de Biskra, l'aquifère du Mio-Pléistocène est subdivisé en deux nappes distinctes, séparées par une épaisse couche d'argile et d'argile sableuse. La direction principale d'écoulement de cette nappe est du nord-ouest au sud-est, en direction du Chott Melghigh.

Dans la plaine d'Outaya, la nappe est caractérisée par une alternance d'argiles, de sables, de galets et de conglomérats, avec des couches gypseuses. Les conglomérats du Pléistocène, observés principalement dans la partie orientale, forment l'essentiel du système aquifère. Leur épaisseur peut atteindre jusqu'à 200 mètres dans la vallée de l'oued de Biskra. La porosité moyenne de la nappe du Mio-Pléistocène est estimée à 30 %, avec une transmissivité très hétérogène variant de 4 à $7 \cdot 10^{-3}$ m²/s et un

coefficient de stockage oscillant entre 10 et 50 %. L'écoulement général se fait du nord au sud (Ahcène et al., 2021)(Fig.10).

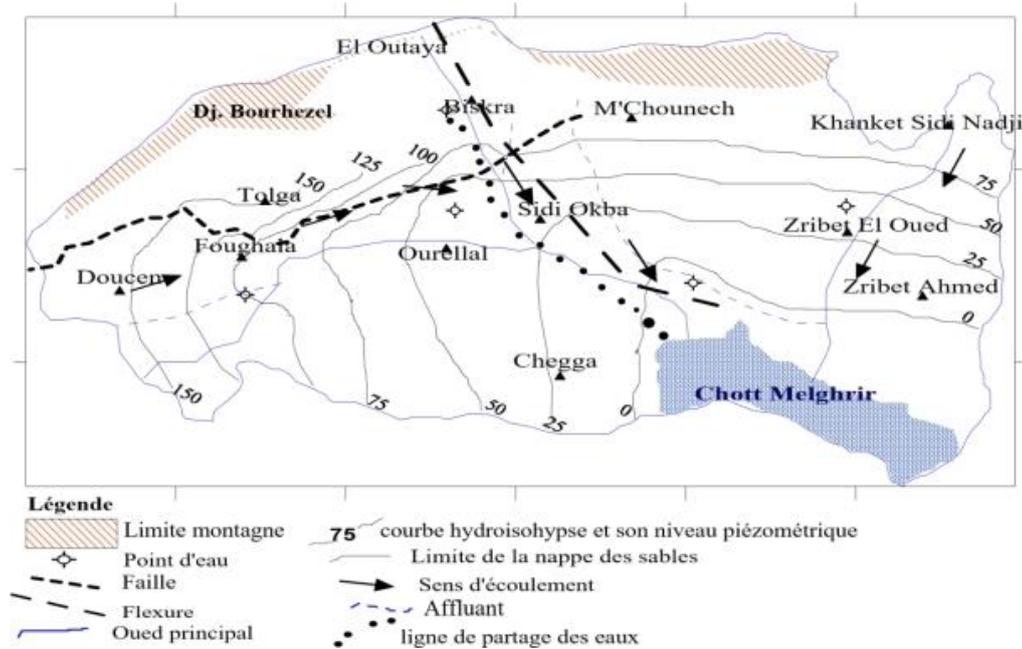


Fig.10 : Carte piézométrique de la nappe des sables de Biskra (A.N.R.H., 1997).

🚦 Nappe phréatique de l'Éocène inférieur

La nappe des calcaires sénono-éocènes inférieurs constitue l'aquifère principal du Complexe Terminal dans la région du Ziban. Cette nappe est formée principalement de dolomies et de calcaires dolomitiques à la base de l'Éocène, avec quelques intercalations de marne, d'argile et même d'anhydrite, ce qui la rend peu perméable. Au-dessus, le Sénonien supérieur ou Sénonien carbonaté présente une perméabilité accrue. L'épaisseur de la formation de l'Éocène inférieur varie entre 100 et 500 mètres. Les calcaires du complexe sénono-éocène, exposés dans la partie méridionale de l'Atlas saharien, contribuent à la recharge des aquifères du Sahara. La nappe calcaire dans la région de Tolga est alimentée par les calcaires de l'Éocène inférieur et est en communication avec la formation sénonienne supérieure du même faciès, ainsi qu'avec les formations turoniennes, malgré la présence d'un écran semi-perméable du Sénonien inférieur. Son épaisseur est estimée entre 150 et 250 mètres. La nappe phréatique est largement exploitée, mais la surexploitation a eu un impact négatif. Le flux des eaux souterraines s'écoule généralement d'ouest en est. Les essais de

pompage dans la région de Tolga ont révélé des transmissivités pour l'Éocène inférieur variant entre 10^{-1} et 10^{-2} m²/s (Ahcène et al., 2021)(Fig.11).

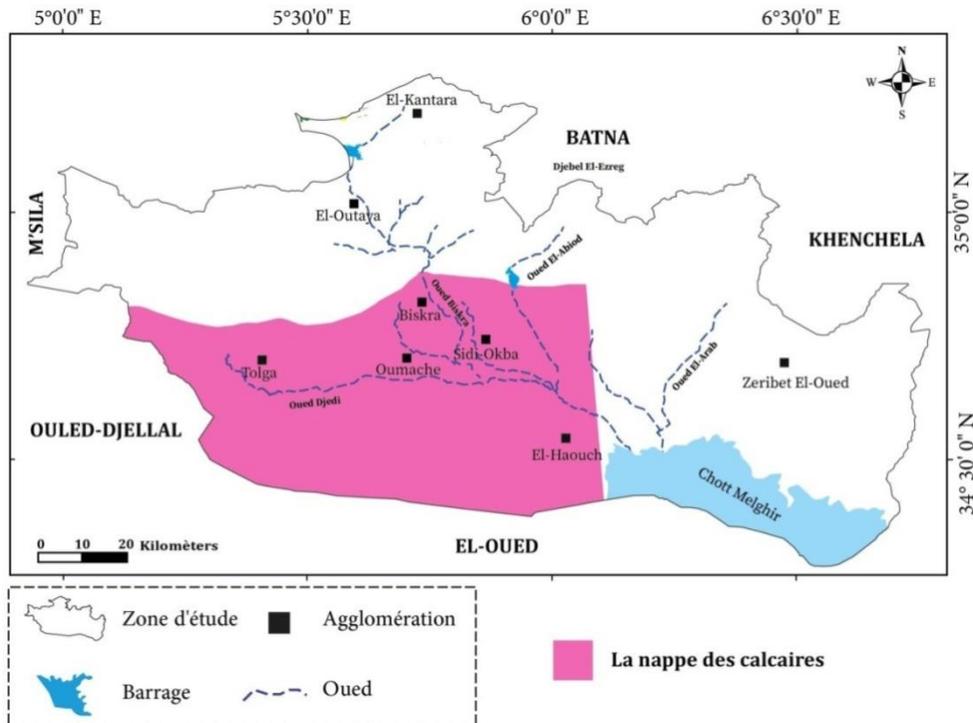


Fig.11 : Les limites de La nappe des calcaires (A.B.H.S., 2008).

- **Nappe profonde (Continente Intercalaire)**

S'étendant sur l'ensemble de la région de l'Afrique du Nord, le Continental Intercalaire (CI) représente l'un des plus vastes aquifères confinés au monde, couvrant une surface d'environ 600 000 km². Son épaisseur varie de 120 à 1000 mètres, en grande partie composée de dépôts du Crétacé inférieur, avec des ajouts du Trias et du Jurassique dans certaines zones. Le CI se compose de plusieurs couches avec une pression artésienne élevée, oscillant entre 5 et 25 bars, et des températures atteignant de 65 à 75 °C. Dans la zone d'étude, le CI est identifiable à la fois en surface et à des profondeurs variant de 1600 à 2500 mètres, logé dans les formations du Crétacé inférieur, de l'Aptien à l'Albien. Le prélèvement de cet aquifère est estimé à environ 39 hm³/an (ANRH, 2008; Ghiglieri et al., 2021)(Fig.12).

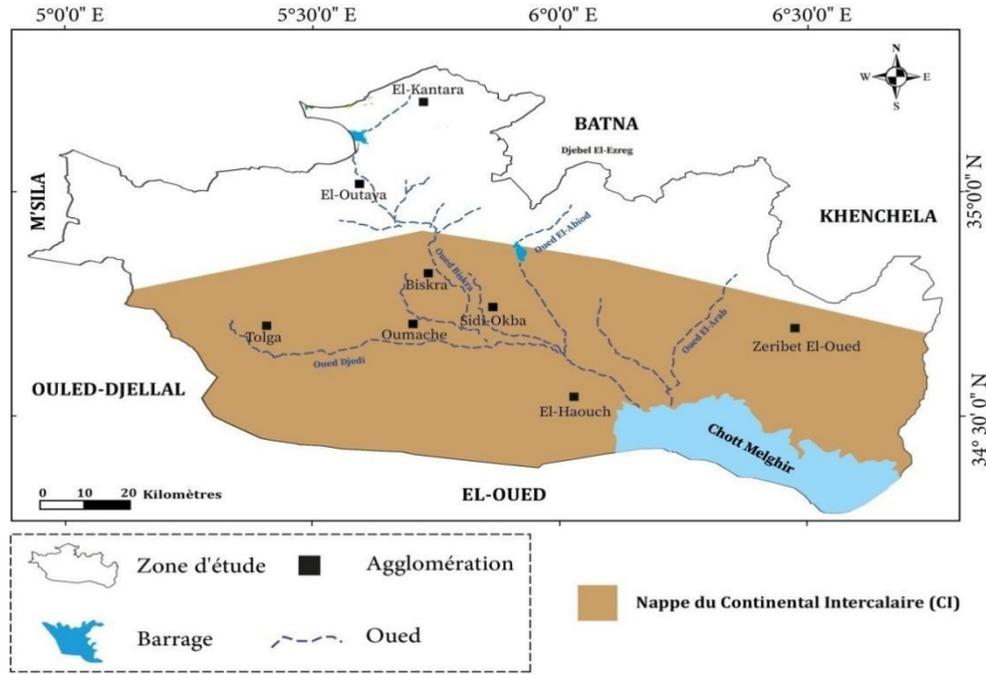


Fig.12 : Extension de la nappe du Continental Intercalaire dans la wilaya Biskra (A.B.H.S., 2008).

La wilaya de Biskra compte au total 11 121 points d'eau, parmi lesquels 7699 sont en service, 1846 sont à l'arrêt et 1576 ont été abandonnés. Le volume d'eau prélevé s'élève à 577 hm³ par an, dont 508 hm³ sont destinés à l'irrigation et 68 hm³ sont utilisés pour l'alimentation en eau potable (ANAT, 2003)(Fig.13).

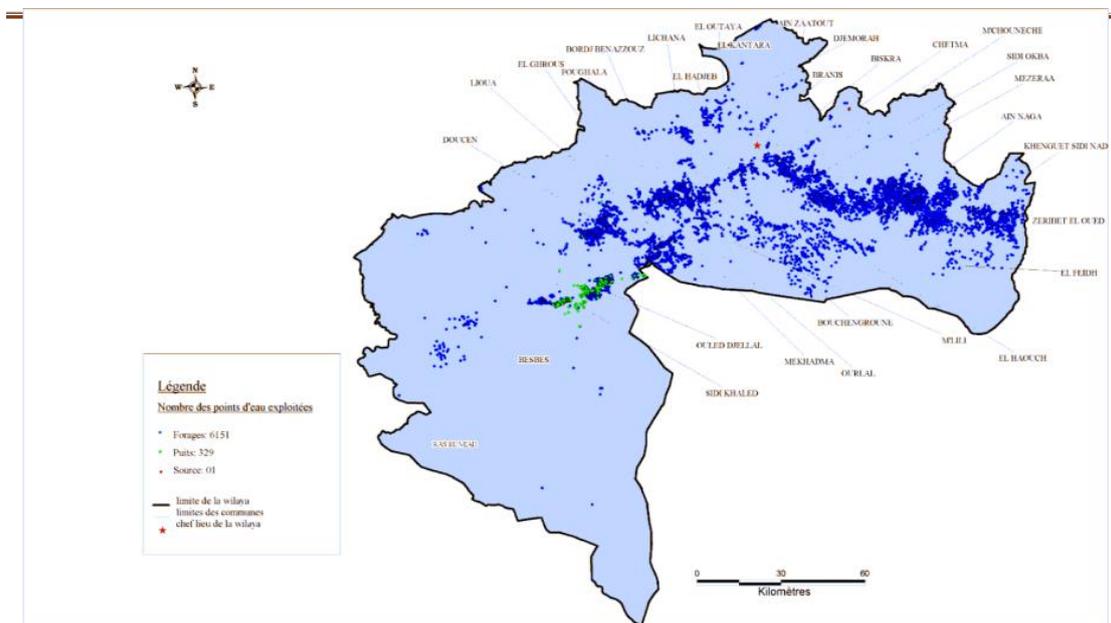


Fig.13: Répartition des points d'eau dans la région de Biskra (ANRH, 2011).

I.3.1.3. Les facteurs climatiques

Le climat est caractérisé par la moyenne et la variabilité de différents paramètres sur une période allant de plusieurs mois à plusieurs milliers ou millions d'années. Ces paramètres comprennent des variables de surface telles que la température, les précipitations et le vent (Guilyardi et al., 2019). Les données climatiques utilisées pour l'analyse des indices bioclimatiques de la région de Biskra sont obtenues à partir des archives de l'Office National de Météorologie. Cette analyse repose sur la compilation de données climatiques recueillies sur une période de 32 ans, couvrant la période de 1989 à 2021.

I.3.1.3.1. Température (T°)

Selon (Mazoyer, 2002), La température joue un rôle crucial dans le développement des plantes à toutes les étapes de leur croissance. Les températures élevées sont utilisées dans le processus de stérilisation pour éliminer les germes indésirables et pathogènes des aliments, tandis que les températures basses, en dessous des seuils de développement des micro-organismes, sont exploitées pour la préservation des aliments, que ce soit par réfrigération ou surgélation, permettant ainsi de maintenir leur qualité.

Le climat de la région de Biskra se caractérise par des variations thermiques distinctes, avec des températures élevées en été et relativement plus basses en hiver. L'analyse des températures moyennes mensuelles sur la période de 1989 à 2021, comme présentée dans le **Tab.01** et la **Fig.14**, révèle que janvier est le mois le plus froid, avec une température moyenne de 8,25 °C. En revanche, le mois d'août se démarque comme le plus chaud, avec une température moyenne atteignant 40,86 °C, mettant en évidence une évaporation significative.

Tab.01: Moyennes mensuelles des températures minimales et maximales de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021) (O.N.M, 2022).

Mois	T min (C°)	T max (C°)	T moy (C°)
Janvier	8.25	17.45	11.95
Février	12.9	21.38	15.23

Mars	17.16	22.8	17.35
Avril	23.25	27.06	21.55
Mai	28.30	33.43	27.3
Juin	27.95	37.38	31.45
Juillet	25	40.76	34.4
Août	20.5	40.86	34.65
Septembre	15.9	34.18	28.75
Octobre	11.75	27.96	22.5
Novembre	9.16	23.11	18
Décembre	9.45	17.95	13.03

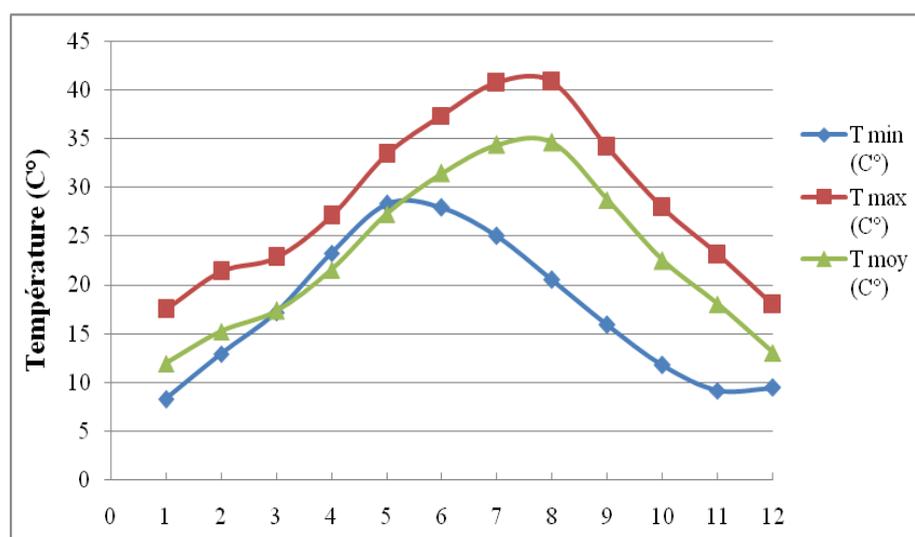


Fig.14: Variabilités thermique de la région de Biskra durant la période (1989-2021).

I.3.1.3.2. Précipitation (P)

Les précipitations revêtent une importance capitale dans l'alimentation des réseaux hydrographiques régionaux ainsi que dans le fonctionnement de son système aquifère. Elles sont également essentielles pour établir un bilan hydrique précis. Leur caractère variable et irrégulier d'une année à l'autre, ainsi que d'une saison à l'autre, souligne l'importance de comprendre la dynamique de ces variations pour évaluer leur impact sur les ressources en eau de la région. La région des Ziban se distingue par des précipitations très limitées, qui ne dépassent généralement pas les 200 mm par an. Ces pluies se manifestent de manière irrégulière et peuvent revêtir un caractère torrentiel

(Mehaoua, 2015). Selon (Munier, 1973), La pluviométrie entraîne une réduction significative de la prolifération de la cochenille blanche.

La **Fig.15** et le **Tab.02** présentent les données des précipitations moyennes mensuelles collectées sur la période de 1989 à 2021. L'analyse de ces données met en évidence la nature irrégulière de la pluviométrie mensuelle dans la région de Biskra. La **Fig.15** révèle que les précipitations moyennes enregistrées à Biskra entre 1989 et 2021 sont relativement modestes, atteignant une moyenne annuelle de 113,52 mm. Le mois de janvier se distingue par la pluviométrie moyenne la plus élevée, atteignant 21,27 mm, tandis que le mois de juillet enregistre la plus faible, avec seulement 0,95 mm. Cette variation souligne la nature sporadique des précipitations dans la région.

Tab.02: Moyennes mensuelles des précipitations de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021) (O.N.M, 2022).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Moy
P (mm)	6.95	7.36	13.45	21.27	15.06	4.01	0.95	3.1	16.31	11.36	6	7.7	113.52

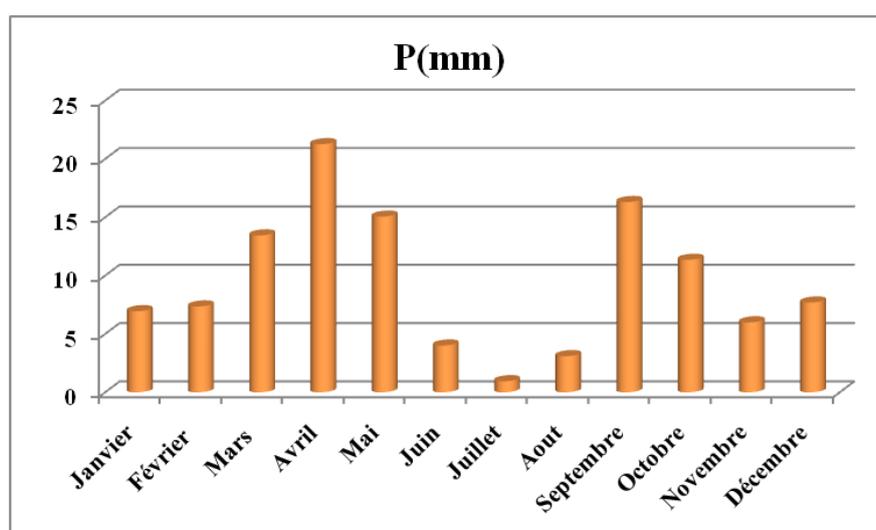


Fig.15: Précipitations moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période (1989-2021).

I.3.1.3.3. Humidité (H)

L'humidité relative désigne la quantité totale d'eau en suspension dans un volume d'air donné. Les deux principaux effets de ce facteur incluent une perturbation de l'évapotranspiration et une augmentation de la vulnérabilité aux parasites et aux maladies (Houvenaghel, 2005). La consultation du **Tab.03** et de la **Fig.16** révèle que le taux d'humidité relative le plus élevé au cours de la période d'étude est enregistré au mois de décembre (52.22 %), tandis que le taux le plus bas est observé en juillet (24.92%). La moyenne annuelle s'établit à 39.24%.

Tab.03: Moyennes mensuelles d'humidités de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021)(O.N.M, 2022).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Moy
H(%)	51.32	41.95	43.6	41.22	32.05	26.72	24.92	28.9	40.1	40.82	47.15	52.22	39.24

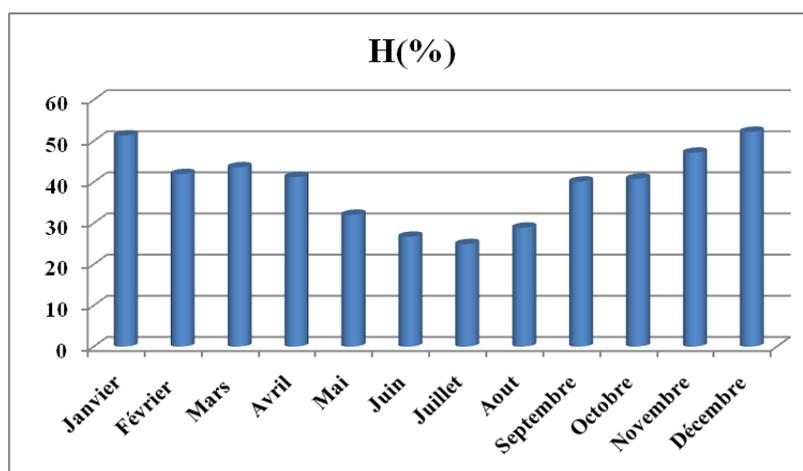


Fig.16: Humidités moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période (1989-2021).

I.3.1.3.4. Les vents

Les vents ont une importance majeure dans le processus d'érosion et sont également un élément crucial contribuant à la désertification. Ils renforcent l'évaporation et

contribuent à assécher l'atmosphère (Mckenzie, J B et Barr, 2000). Les données relatives aux vents moyens enregistrés sur la période 1989-2021 sont présentées dans la **Fig.17** et le **Tab.04**. Les vents se manifestent généralement de manière fréquente au printemps et en été, notamment lors des pics de température, et proviennent principalement des Siroccos du Sud-est. Durant l'hiver, ce sont les vents froids et humides venant des hauts plateaux et du Nord-Ouest qui prédominent. En été, Biskra est souvent soumise à l'action de vents chauds et secs. La vitesse moyenne annuelle est établie à 11,29 km/h (**Tab.04**), avec le mois de mars enregistrant la vitesse la plus élevée (14,05 km/h) et février la plus faible (9,1 km/h).

Tab.04: Moyennes mensuelles des vents de la station météorologique de Biskra de la période (1989 - 2021)(O.N.M, 2022).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juill	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Moy
V(Km/h)	11.72	9.1	14.05	13.52	12.02	13.07	10.45	10	10.12	11.32	9.55	10.6	11.29

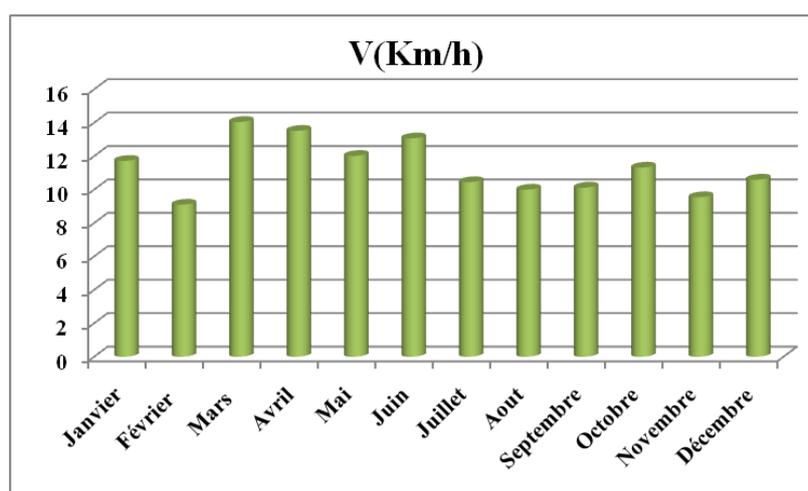


Fig.17: Vents moyennes mensuelles de la région de Biskra durant la période (1989-2021).

I.3.1.3.5. Synthèse climatique

✚ Diagramme ombrothermique de Bangouls et Gausson (1952)

Bangouls et Gausson proposent l'utilisation du diagramme ombrothermique pour déterminer la période sèche. Ce graphique offre une représentation visuelle de la durée et de l'intensité de la période sèche en mettant en évidence la zone où la courbe de température dépasse celle des précipitations.

Le diagramme ombrothermique de Gausson prend en compte la pluviosité moyenne mensuelle (P), mesurée en millimètres (mm), et la température moyenne mensuelle (T), mesurée en degrés Celsius (°C). Ces données sont placées sur des axes où l'échelle de la pluviosité est le double de celle de la température, soit $P = 2T$ (Fig.18).

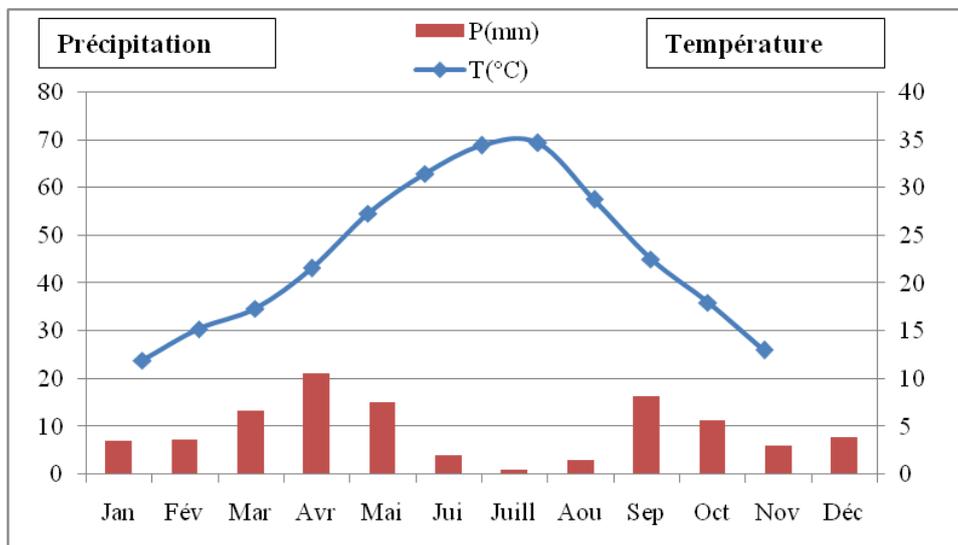


Fig.18 : Diagramme ombrothermique de Gausson de la période (1989-2021).

✚ Climagramme d'Emberger

Le quotient pluviométrique d'Emberger, noté " Q_2 ", est utilisé pour déterminer l'étage bioclimatique de la zone d'étude. Conformément à (Stewart, 1968), ce quotient est calculé selon la formule suivante :

$$Q_2 = 3.43 P / (M-m)$$

Où :

- ✚ **P** : Pluviométrie moyenne annuelle (mm).
- ✚ **M - m** : Amplitude thermique (C°)

D'après les données climatiques de la région de Biskra pour la période de 1989 à 2021 avec $P = 113,52$ mm, $M = T_{\max} = 40,86$ °C, $m = T_{\min} = 8,25$ °C, la valeur de $Q_2 = 14,08$ estimée a permis de situer la région de Biskra dans l'étage bioclimatique saharien à hiver chaud (**Fig.19**).

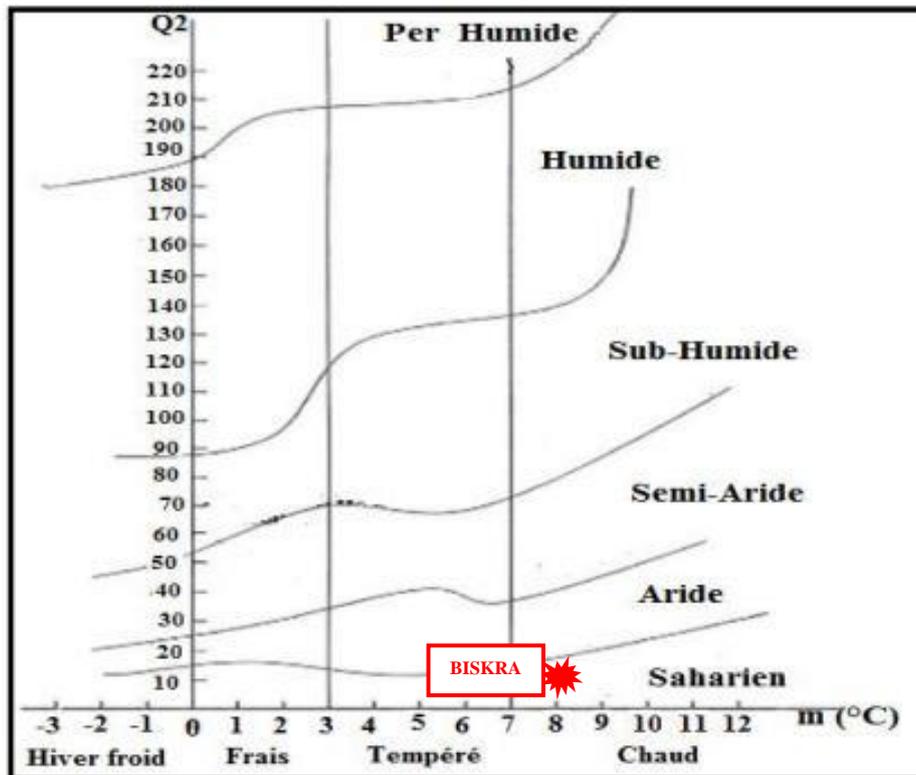


Fig.19 : Localisation de la région de Biskra sur le climagramme d'Emberger.

I.3.2. Facteurs biotiques

En écologie, les facteurs biotiques comprennent toutes les interactions entre les organismes vivants au sein d'un écosystème. Des relations interspécifiques importantes telles que la prédation, la symbiose, le mutualisme, le commensalisme et le parasitisme jouent un rôle crucial dans les interactions entre les différentes espèces d'insectes (Sauvion et al., 2013).

I.3.2.1. Flore et végétation de la région de Biskra

Les environnements naturels de la région de Biskra se déclinent en une variété de steppes, présentant des caractéristiques distinctes telles que la présence ou l'absence de sable, l'exposition de rochers, l'accumulation de divers sels résultant de la remontée de la nappe phréatique, ainsi que des dépressions humides plus ou moins salées. Ces steppes se présentent sous forme de formations herbacées et arbustives, ouvertes et clairsemées, arborant souvent un aspect dénudé, isolé et irrégulier. Elles hébergent une diversité d'associations végétales, comprenant des plantes herbacées, vivaces, adaptées aux conditions microthermiques et xérophiles (résistantes au froid et à la sécheresse). Parmi les espèces dominantes, on retrouve des graminées cespiteuses telles que *Stipa tenacissima* et *Lygeum spartum*, des chaméphytes comme *Artemisia herba-alba*, ainsi que des espèces à croissance rampante. Cette diversité florale reflète les conditions édapho-climatiques de la région, avec des exemples notables tels que la steppe halophile à Salsolacées et la forêt-steppique à *Tamarix articulata* (Deghiche-Diab, Porcelli, et al., 2015; Kaabeche, 1996; Khachai, 2001; Le Houérou H.N, 1977), tandis que (Maire, 1940) mentionne que la végétation est plus développée et variée là où la profondeur de la nappe est faible, comprenant des espèces comme *Salsola vermiculata*, *Salsola bariosha*, *Carex bachystilis* et diverses graminées (Fig.20).



Fig.20 : A : *Carex bachystilis* ; B : *Salsola bariosha rmiculata*, C : *Salsola vermiculata* ; D : Graminées (Reghais, 2023).

I.3.2.2. Faune de la région de Biskra

Divers groupes d'animaux peuplent ce biotope, parmi lesquels figurent les Mammifères domestiques tels que les caprins (*Capra hircus*), les ovins (*Ovis aries*),

les oiseaux comme le moineau (*Passer domesticus*) et le pigeon (*Columba livia*), ainsi que les reptiles incluant le fouette-queue (*Uromastix alfredschmidti*) et le Poisson des sables (*Scincus scincus*). On y trouve également des rongeurs comme les gerboises (*Gerbillus campestris*), des hérissons de la famille des *Erinaceidae*, des batraciens, des arachnides comme les scorpions et les araignées, ainsi qu'une variété d'insectes comprenant les Orthoptères, les Hyménoptères, les Coléoptères, les Diptères et les Lépidoptères (Deghiche-Diab, 2016; Deghiche, et al., 2015; Deghiche-Diab, Porcelli, et al., 2015; Leberre, 1989; Moussi, 2012).

I.4. Conclusion

Au cours de ce chapitre, nous avons présenté une description de la zone de Biskra, qui se situe en plein centre de l'Algérie et se distingue comme une zone de transition en termes de morphologie et de bio-climat. Au bas de l'Atlas saharien, une transition brusque se produit où la région montagneuse et accidentée du nord est remplacée par une région de plateau légèrement inclinée vers le sud. La zone est principalement platee en raison des dépôts qu'elle reçoit chaque année en raison de l'érosion des flancs montagneux, qui s'accumulent sur des épaisseurs allant de 200 à 300 mètres. Ainsi, nous avons tenté de caractériser les systèmes aquifères et en examinant les aspects géologique de la zone d'étude.

Suite à notre étude du milieu naturel de la région de Biskra, il est évident que cette zone appartient à l'étage bioclimatique Saharien, caractérisé par un climat chaud de type aride. Les précipitations annuelles, peu abondantes et irrégulières, sont très faibles avec des variations significatives. Les températures moyennes de cette zone sont extrêmement élevées, avec des périodes de sécheresse prolongées qui favorisent une évaporation intense et une luminosité importante. En conséquence, le taux d'humidité reste généralement bas. Le couvert végétal se présente comme étant extrêmement clairsemé, discontinu et très irrégulier, en raison de l'impact combiné du climat, du sol et de l'intervention humaine. Ces facteurs, particulièrement rigoureux dans la région, peuvent entraver l'émergence ou la propagation d'une flore saharienne spontanée, typique des conditions spécifiques aux différentes zones géomorphologiques

Chapitre II : Caractérisation des eaux d'irrigation

II.1. Introduction

L'utilisation de l'eau en agriculture est l'activité la plus significative parmi celles qui nécessitent de l'eau. Selon les dernières données de la (FAO, 2021) les prélèvements d'eau à des fins agricoles représentent 71,7 % de la consommation totale d'eau dans le monde. Cette proportion est encore plus élevée dans les pays arides et semi-arides.

L'eau conventionnelle se réfère aux ressources en eau provenant des processus naturels du cycle hydrologique, où l'eau est accessible à partir des rivières, des ruisseaux, des lacs, des réservoirs (pluie) et des aquifères (eaux souterraines). En revanche, l'eau non conventionnelle (**Fig.21**) provient de diverses sources telles que l'eau de mer, les eaux pluviales, le drainage agricole, l'eau de refroidissement thermique, l'eau de fracturation hydraulique, les eaux usées industrielles traitées (effluents), les eaux usées domestiques et les rejets commerciaux (par exemple, les déversements provenant de sources chaudes) (C.-Y. Chen et al., 2021).

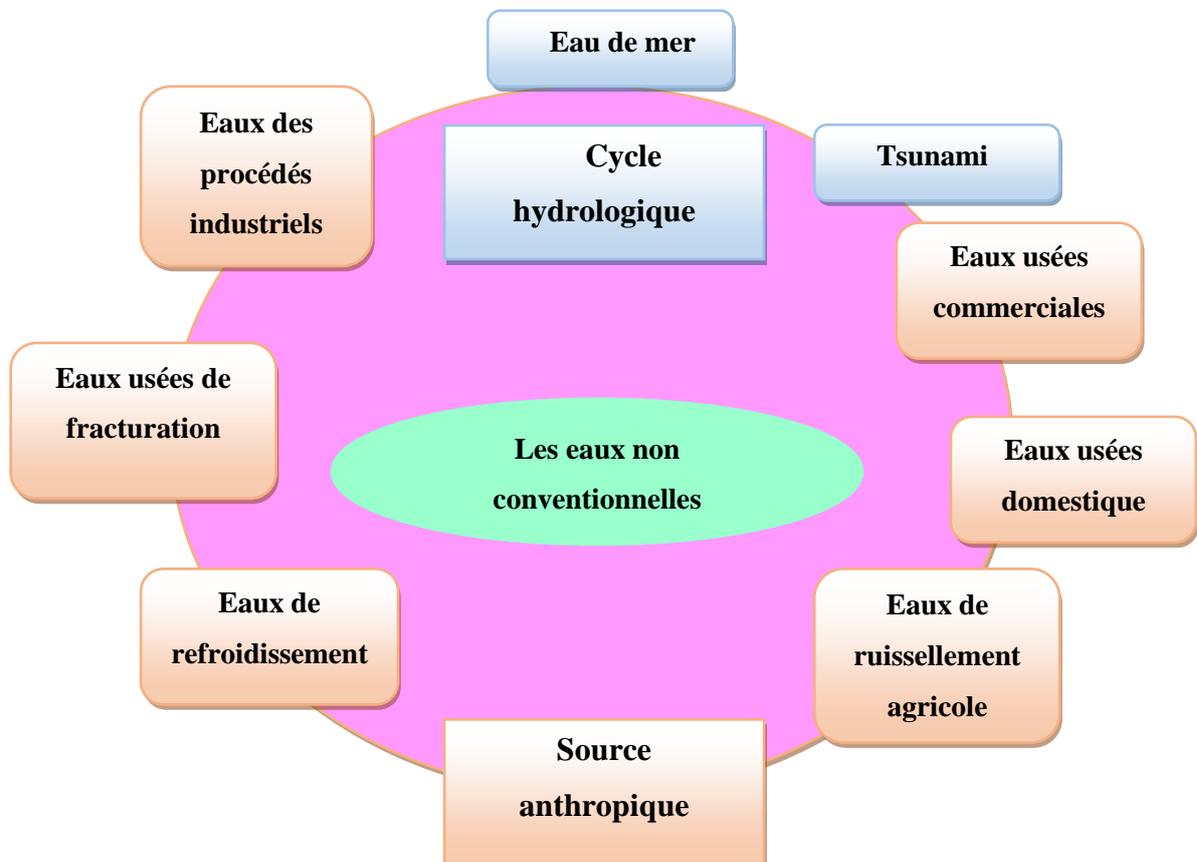


Fig.21 : Classification des eaux non conventionnelles (C.-Y. Chen et al., 2021).

Ce chapitre sur la qualité de l'eau d'irrigation a été élaboré afin d'intégrer les concepts fondamentaux des paramètres de qualité de l'eau, des critères et des normes permettant de définir la qualité de l'eau d'irrigation, ainsi que les avantages et les inconvénients de la réutilisation des eaux non conventionnelles pour l'irrigation.

II.2. Drainage et les eaux de drainage agricoles

Le drainage selon le (FAO, 1984), est une technique visant à éliminer naturellement ou artificiellement les excès d'eau souterraine et de surface ainsi que les sels dissous dans les terres afin d'améliorer la production agricole. Dans le cas du drainage naturel, l'excès d'eau se déplace des champs vers les lacs, marécages, fleuves et rivières. Dans un système artificiel, l'excès d'eau souterraine ou de surface est évacué par des canalisations souterraines ou de surface. Les objectifs du drainage incluent :

- Évacuer l'excès d'eau de pluie par les drains de surface, qui recueillent principalement l'écoulement de surface;
- Gérer le niveau d'eau souterraine et éliminer les sels dans la zone racinaire;
- Déplacer l'eau collectée des canaux secondaires vers le canal principal;
- Acheminer l'eau depuis les collecteurs jusqu'à l'exutoire du système ou au site d'évacuation.

L'eau de drainage à la région d'étude présente une forte salinité, c'est pour qui les responsables techniques de la DRE ont réalisé un système de drainage pour éliminer les eaux de percolation. Cependant, en l'absence d'un tel réseau et de moyens d'évacuation adéquats, le niveau de salinité du sol risque d'augmenter.

Les eaux de drainage, recueillies après l'irrigation grâce à un système de drainage, peuvent être contaminées par diverses sources de pollution liées aux pratiques agricoles (Richard, 1996) :

- Les eaux de surface sont souvent chargées en nitrates et en phosphates provenant de l'utilisation d'engrais, ce qui peuvent provoquer une eutrophisation nocive pour la vie aquatique en réduisant l'oxygène disponible.
- Les pesticides à base de chlore ou de phosphore, qui sont largement utilisés comme herbicides et insecticides, peuvent également contribuer à la pollution des eaux de surface.
- Dans les régions désertiques telles que Biskra, la salinité élevée des eaux de drainage constitue un problème majeur. Les eaux usées, provenant des

activités domestiques, industrielles et agricoles, ainsi que les eaux de ruissellement, peuvent contenir divers polluants.

II.3. La qualité de l'eau d'irrigation

La concentration et la composition des sels dissous dans l'eau sont des facteurs déterminants de sa qualité pour divers usages, tels que la consommation humaine et animale ainsi que l'irrigation des cultures. Par conséquent, la qualité de l'eau revêt une grande importance pour garantir une utilisation durable de l'eau en agriculture irriguée, surtout lorsque la salinité risque de devenir un problème dans une zone agricole irriguée (Zaman et al., 2018). Il est essentiel de vérifier la qualité de l'eau disponible afin de garantir sa pertinence avant toute utilisation. En effet, l'utilisation d'une eau de qualité médiocre pour l'irrigation peut entraîner divers problèmes du sol, tels que la salinité, la sodicité, l'alcalinité, la toxicité et des altérations du taux d'infiltration de l'eau.

II.4. Les paramètres globaux de la qualité de l'eau

II.4.1. Les paramètres physico-chimiques

II.4.1.1. Le pH

Le pH représente la mesure de la concentration en ions hydrogène dans l'eau, fournissant une indication sur l'acidité, la neutralité ou la basicité d'une solution (Khan & Jhariya, 2017). Effectivement, le pH est un indicateur crucial de la qualité de l'eau, fournissant des informations significatives sur les équilibres géochimiques en jeu (Adimalla & Venkatayogi, 2018).

II.4.1.2. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) mesure la capacité de l'eau à conduire le courant électrique, ce qui est lié à la quantité de sels dissous dans l'eau (Rabeiy, 2018). Une valeur plus élevée de la CE indique une concentration plus élevée d'ions dissous, tels que des sels inorganiques et de la matière organique. En revanche, une valeur plus basse de la CE indique une faible concentration d'ions dissous dans l'eau (Boateng et al., 2016).

II.4.1.3. Solides totaux dissous (TDS)

Les solides totaux dissous (TDS) correspondent au résidu laissé après évaporation d'un échantillon d'eau filtrée. Dans l'eau naturelle, les TDS sont composés de minéraux et de nutriments qui se sont dissous dans l'eau, incluant des ions majeurs tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , etc... (Çadraku, 2021).

II.4.1.4. Dureté totale (TH)

Généralement, la dureté de l'eau est due à la présence d'une gamme d'ions métalliques polyvalents dissous, principalement le calcium et le magnésium (Adimalla & Qian, 2019). Le calcium dissous, et dans une moindre mesure le magnésium, dans l'eau sont généralement exprimés en termes d'équivalent de carbonate de calcium CaCO_3 (A. Kumar & Krishna, 2021).

II.4.1.5. Calcium (Ca^{+2}) et Magnésium (Mg^{+2})

Le calcium et le magnésium dans les eaux sont généralement des indicateurs utilisés pour évaluer la qualité de l'eau. Ils sont directement liés à la dureté de l'eau et sont les ions les plus courants dans les eaux de surface et souterraines, se présentant principalement sous forme de bicarbonates, ainsi que dans une moindre mesure sous forme de sulfates et de chlorures (Shanmugasundharam et al., 2017).

II.4.1.6. Bicarbonates (HCO_3^-)

La majeure partie de la teneur en bicarbonates des eaux naturelles découle de la dissolution du dioxyde de carbone (CO_2) dans l'eau. Ces bicarbonates sont également issus de la dissolution des carbonates de calcium ou de magnésium en présence de dioxyde de carbone dans l'eau (Al-Qawati et al., 2015).

II.4.1.7. Chlorure (Cl^-)

Le chlorure est un élément très stable présent dans l'eau, provenant de diverses sources telles que l'altération des roches sédimentaires et du sol, ainsi que des effluents domestiques (J. Chen et al., 2019). Bien qu'il soit nécessaire en faibles quantités pour les plantes, des concentrations élevées peuvent être toxiques pour les

cultures sensibles. Le chlorure est naturellement présent dans tous les types d'eau, mais ses principales sources incluent le ruissellement des engrais inorganiques des champs agricoles et les rejets d'eaux usées (Çadraku, 2021).

II.4.1.8. Sulphate (SO_4^{2-})

Les sulfates ont des origines naturelles ainsi que des sources industrielles ; cependant, les concentrations les plus élevées dans les eaux souterraines proviennent généralement de sources minérales naturelles, telles que la barytine (BaSO_4), l'epsomite ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) et le gypse ($\text{CaSO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) (S. K. Kumar et al., 2009).

II.4.1.9. Sodium (Na^+)

Le sodium est un métal très réactif et n'est donc pas présent à l'état libre dans la nature. Une consommation excessive de sodium peut avoir des effets nocifs sur les personnes souffrant d'hypertension artérielle ou de prééclampsie pendant la grossesse (Singh & Hussian, 2016).

II.4.1.10. Potassium (K^+)

Le potassium est un élément essentiel pour les êtres humains et est rarement, voire jamais, présent dans l'eau potable à des niveaux pouvant être préoccupants pour la santé humaine. Il est peu probable que la consommation de potassium dans l'eau potable entraîne des effets néfastes sur la santé des individus en bonne santé (Singh & Hussian, 2016).

II.4.1.11. Nitrate (NO_3^-)

Les nitrates sont naturellement présents sous forme d'ions et font partie intégrante du cycle de l'azote (Ram et al., 2021). Ils représentent un élément nutritif essentiel pour les plantes. Dans certaines eaux souterraines, une contamination par les nitrates peut également survenir en raison du lessivage de la végétation naturelle (Singh & Hussian, 2016).

II.4.1.12. Ammonium (NH_4^+)

L'azote ammoniacal est couramment présent dans les eaux de surface, provenant principalement de la matière organique végétale et animale des cours d'eau. Les ions ammonium sont nitrifiés en nitrites et nitrates dans des conditions aérobies. En règle générale, l'ammonium se convertit assez rapidement en nitrites et nitrates par l'oxydation bactérienne (Brémond & Vuichard, 1973).

II.4.1.13. Phosphate (PO_4^{3-})

Les phosphates (PO_4) se trouvent sous diverses formes inorganiques dans l'eau et le sol. Leur principale source peut être anthropique, dépendant des activités menées dans la région (Lanjwani et al., 2020). Les phosphates ne sont pas toxiques pour les humains ou les animaux, sauf s'ils sont présents à des niveaux extrêmement élevés (Kareem et al., 2021).

II.4.1.14. Cuivre (Cu^{+2})

Le cuivre est un métal présent naturellement dans les roches, le sol, les plantes, les animaux et les eaux souterraines, mais à des concentrations très faibles. Cependant, sa concentration peut augmenter dans les eaux souterraines en raison d'activités minières, agricoles, industrielles et municipales. Le cuivre peut contaminer l'eau potable par la contamination des puits d'eau ou par la corrosion des tuyaux en cuivre en présence d'une acidité élevée de l'eau (Ram et al., 2021).

II.4.1.15. Fer (Fe^{+2})

Le fer est un élément essentiel pour la nutrition humaine, mais à des concentrations élevées dans l'eau, il peut altérer son goût et causer des problèmes de coloration du linge et de la vaisselle. En général, le goût de l'eau n'est généralement pas affecté par des concentrations de fer inférieures à 0,3 mg/l, mais des taches peuvent apparaître sur le linge et la vaisselle à des concentrations plus élevées (Vasudevan et al., 2009).

II.4.1.16. Manganèse (Mn^{+2})

Le manganèse est crucial pour de nombreux organismes vivants, y compris les

humains. Cependant, une exposition excessive ou une consommation inappropriée peuvent entraîner des effets néfastes sur la santé (Rabeiy, 2018).

II.4.2. Les paramètres organiques globaux

II.4.2.1. La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) mesure la quantité des principaux éléments carbonés, qu'ils soient biodégradables ou non, qui peuvent être chimiquement oxydés dans le milieu récepteur (Abouelouafa et al., 2002). La DCO représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique et inorganique oxydable présente dans un échantillon d'eau (Rodier et al., 1996).

II.4.2.2. La demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) mesure la quantité d'oxygène moléculaire consommée par les microorganismes pendant une période de 5 jours d'incubation à une température de 20 °C pour décomposer la matière organique dissoute biodégradable ou en suspension présente dans 1 litre d'eau (Akatumbila et al., 2016).

II.4.3. Les paramètres microbiologiques

II.4.3.1. Coliformes totaux

Les coliformes totaux sont souvent utilisés comme indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau en raison de leur lien indirect avec la contamination fécale. Ces bactéries, ayant une forme de bâtonnet, peuvent être aérobies ou anaérobies facultatives. La plupart des espèces appartiennent à des genres non pathogènes et ne présentent généralement pas de risques directs pour la santé, à l'exception de quelques souches d'*Escherichia coli* (*E. coli*) et de rares bactéries opportunistes pathogènes (Chevalier, 2003).

II.4.3.2. Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux, également appelés coliformes thermotolérants, sont des coliformes qui conservent les mêmes caractéristiques que les coliformes après incubation à une température de 44 °C (Edberg et al., 2000).

Escherichia coli est considéré comme l'un des indicateurs les plus spécifiques de la contamination fécale. Le terme "Escherichia coli présumé" désigne les coliformes thermotolérants qui, à 44 °C, produisent de l'indole à partir du tryptophane et présentent des caractéristiques biochimiques propres à cette espèce (Bourgeois et al., 1996).

II.4.3.3. Streptocoques fécaux

Ils sont généralement considérés comme des indicateurs généraux de la pollution fécale. Ce sont des bactéries Gram positif, qui se regroupent en chaînettes, sont anaérobies facultatifs, négatives pour la catalase et immobiles (Bourgeois et al., 1996).

II.4.3.4. Les Clostridium sulfito-réducteurs

Les Clostridium sulfito-réducteurs sont souvent utilisés comme des indicateurs de pollution fécale dans l'évaluation de la qualité microbiologique de l'eau. Leur capacité à former des spores, qui sont plus résistantes que les formes végétatives, comme les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux, permet de détecter une pollution fécale ancienne ou intermittente. Cependant, il est important de noter que les Clostridium sulfito-réducteurs sont des germes telluriques, ce qui signifie qu'ils sont présents dans le sol, et donc leur présence ne confirme pas nécessairement une origine fécale spécifique (Rodier et al., 2009).

II.5. Critères d'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation

Selon (Couture & Montérégie-Est, 2004), les principaux critères d'évaluation de la qualité d'une eau destinée à l'irrigation sont :

- **Salinité:** contenu totales en sels solubles;
- **Sodium:** proportion relative des cations sodium (Na^+) par rapport aux autres;
- **Alcalinité et dureté:** concentration d'anions carbonate (CO_3^{2-}) et bicarbonate (HCO_3^-) en relation avec la concentration en calcium (Ca^{2+}) et en magnésium (Mg^{2+});
- **Concentration en éléments qui peuvent être toxiques;**

- **pH:** de l'eau d'irrigation.

II.6. Norme de la qualité de l'eau d'irrigation

La qualité de l'eau destinée à la réutilisation des eaux usées agricoles est évaluée à travers des critères, des directives et des normes établis. Les critères de qualité de l'eau découlent d'analyses scientifiques sur la capacité de l'eau à être utilisée à des fins spécifiques. En 1973, l'OMS a publié pour la première fois des directives pour la réutilisation des eaux usées à des fins d'irrigation, établissant ainsi une norme internationale. Cependant, des débats ont surgi quant à la validité des directives de l'OMS, notamment en ce qui concerne les normes microbiologiques pour l'irrigation non restreinte. Ces normes étaient basées sur des études menées dans des pays en développement, où une grande partie de la population avait développé une immunité contre les infections entériques. En réponse, (OMS, 2006) l'OMS a recommandé de nouvelles directives en 2006 pour l'irrigation avec des eaux usées, tenant compte du risque pour la santé humaine à travers des études épidémiologiques et l'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM). Ces nouvelles directives proposent des limites microbiennes différentes selon la méthode d'irrigation et le type de culture, prenant également en considération les mesures d'atténuation des risques tout au long du processus de production agricole de l'irrigation au nettoyage avant la consommation - pour déterminer les limites acceptables de micro-organismes (Jeong et al., 2016)(Fig.07).

A base des spécifications de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), résumées dans le **tab.05**.

Tab.05 : Lignes directrices pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation (Ayers & Westcot, 1994).

Problème d'irrigation potentiel	Degré de restriction d'utilisation		
	Aucune	Légère à modérée	Sévère
Salinité CEà25°C (dS/m)(or) TDS (mg/l)	<0.7 < 450	0.7-3.0 450 -2000	>3.0 > 2000
Infiltration (sodicité) SAR=0-3 and CE=	>0.7	0.7-0.2	<0.2

=3-6 =	>1.2	1.2-0.3	<0.3
=6-12 =	>1.9	1.9-0.5	<0.5
=12-20 =	>2.9	2.9-1.3	<1.3
=20-40 =	>5.0	5.0-2.9	<2.9
Toxicité ionique spécifique	<3	3-9	>9
Sodium(Na) irrigation de surface (SAR)			
Irrigation par aspersion (meq/l)	<3	>3	
Chloride(Cl) Irrigation de surface	(meq/l)<4	4-10	>10
Irrigation par aspersion	(meq/l)<3	>3	
Bore (B)	(mg/l) <0.7	0.7-3.0	>3.0
Effets divers	(mg/l)<5	5-30	>30
Nitrogen(NO ₃ -N)			
Bicarbonate (HCO ₃)	(meq/l)<1.5	1.5-8.5	>8.5
Ph	Plage normale	6.5-8.4	

Tab.06 : Normes extrêmes limitée aux eaux d'irrigation (Ayers & Westcot, 1985; OMS, 1989).

Paramètres	Unité	Valeur limite pour l'irrigation (OMS** (OMS, 1989) / FAO* (Ayers & Westcot, 1985))
Ammonium NH ₄ ⁺	mg/L	<0.94**
Cuivre Cu ⁺²	mg/L	0.2*
Manganèse Mn ⁺²	mg/L	0.2*
Fer Fe ⁺²	mg/L	5*
Phosphate PO ₄ ⁻²	mg/L	<2**
Demande Biologique en Oxygène DBO ₅	mgO ₂ /L	<30**
Demande Chimique en Oxygène DCO	mgO ₂ /L	<40**

Tab.07 : Surveillance minimale recommandée pour la vérification des performances microbiennes des eaux usées destinées à l'agriculture (OMS, 2006).

Type d'irrigation	E. coli (cfu/100 ml) (Moyenne arithmétique)	Oufs d'helminthes (No./L)(Moyenne arithmétique)
	Sans restriction ¹	
Plantes sarclées ^(a)	$\leq 10^3$	
Cultures à feuilles ^(b)	$\leq 10^4$	
Irrigation au goutte-à-goutte, cultures à faible croissance	$\leq 10^3$	≤ 1
Irrigation au goutte-à-goutte, cultures à forte croissance ^(c)	$\leq 10^5$	
	Restreint ²	- ^(d)
Agriculture à forte intensité de main-d'œuvre et de contact	$\leq 10^4$	≤ 1
Agriculture hautement mécanisée	$\leq 10^5$	≤ 1
Élimination des agents pathogènes dans une fosse septique	$\leq 10^6$	≤ 1

Avec :

- ¹ Utilisation d'eaux usées traitées pour cultiver des plantes qui sont normalement consommées crues.
- ² Utilisation d'eaux usées traitées pour cultiver cultures qui ne sont pas consommées crues par l'homme.
- ^(a) Cultures pouvant être consommées crues.
- ^(b) Légumes consommés crus tels que la laitue et le chou.
- ^(c) Cultures telles que les arbres fruitiers et les olives.
- ^(d) Pas de recommandation.

II.7. Aspects environnementaux associés à l'utilisation des eaux usées en irrigation

II.7.1. Avantages environnementaux

L'utilisation appropriée des eaux usées à des fins agricoles plutôt que d'autres utilisations peut entraîner des améliorations environnementales significatives. Voici quelques avantages (FAO, 2003) :

- Élimination des rejets dans les eaux de surface, ce qui prévient les problèmes esthétiques, la formation de conditions anaérobies dans les cours d'eau et l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. La préservation des ressources en eau offre des avantages tels que l'approvisionnement en eau et la préservation des zones d'eau pour les loisirs.
- Préservation des ressources en eaux souterraines dans les régions où ces ressources sont surexploitées pour l'agriculture, ce qui contribue à éviter l'épuisement et l'intrusion d'eau salée.
- Possibilité d'amélioration et de préservation des sols agricoles grâce à l'apport d'humus et à la prévention de l'érosion

II.7.2. Effets négatifs potentiels sur l'environnement

Effectivement, l'utilisation d'eau usée pour l'irrigation comporte également des risques potentiels pour l'environnement et la santé humaine. Parmi les principaux dangers pour l'environnement associés à l'eau usée, on peut citer (FAO, 2003):

- L'introduction de produits chimiques dans des écosystèmes sensibles, notamment le sol, l'eau et les plantes, ce qui peut entraîner une contamination chimique et des effets néfastes sur la santé des sols et des organismes vivants.
- La propagation de micro-organismes pathogènes présents dans l'eau usée, pouvant entraîner des maladies chez les plantes, les animaux et les humains, et potentiellement contaminer les ressources en eau.

II.7.2.1. Effets sur le sol

Effectivement, ces impacts potentiels sont d'une importance capitale pour les agriculteurs, car ils peuvent affecter négativement la productivité, la fertilité et le rendement de leurs terres. Pour maintenir une agriculture durable et rentable, le sol doit conserver un bon niveau de fertilité chimique et physique. Parmi les problèmes anticipés au niveau du sol liés à l'utilisation d'eau usée pour l'irrigation, on trouve :

- La salinisation, qui survient lorsque des sels s'accumulent dans le sol, entraînant une détérioration de sa qualité et une diminution de la productivité des cultures.

- L'alcalinité et la réduction de la perméabilité du sol, qui peuvent résulter de l'accumulation de minéraux alcalins et de la formation de dépôts calcaires, entravant ainsi la capacité du sol à absorber l'eau et les nutriments.
- L'accumulation d'éléments potentiellement toxiques, tels que les métaux lourds, qui peuvent être présents dans l'eau usée et s'accumuler dans le sol, affectant la santé des plantes et la qualité des produits agricoles.
- L'accumulation de nutriments, tels que l'azote et le phosphore, qui peuvent entraîner une augmentation de la fertilité du sol, mais aussi favoriser la croissance excessive des plantes, entraînant des problèmes environnementaux tels que l'eutrophisation des plans d'eau.

II.7.2.2. Effets sur les eaux souterraines

Dans certains cas, les effets sur les eaux souterraines peuvent être plus préoccupants que les effets sur le sol. Il est possible que des constituants de l'eau usée contaminent les eaux souterraines. Pour atténuer ou résoudre ce problème, les mesures suivantes sont recommandées :

- Adapter l'irrigation (quantité d'eau) aux besoins spécifiques des cultures, en veillant à un lessivage minimal si nécessaire.
- Élaborer un programme d'irrigation en fonction des besoins en eau des cultures, de la capacité de rétention en eau du sol et de la qualité de l'eau usée.
- Sélectionner des cultures capables d'absorber les constituants potentiellement nocifs présents dans l'eau usée.
- En cas d'eau salée, inclure dans la rotation des cultures des plantes capables de tolérer les sels.
- Limiter la quantité d'eau afin de fournir la quantité exacte de nitrogène nécessaire à la culture, afin de prévenir la contamination par NO₃-N. Si la quantité de nitrogène dépasse les besoins des cultures, il convient alors de :
 - Choisir des cultures à forte demande en azote.

- Opter pour un système d'irrigation offrant une application uniforme aussi élevée que possible.
- Diluer l'eau usée avec de l'eau propre.
- Assurer la maintenance et l'entretien des systèmes d'irrigation à un niveau adéquat.

II.7.2.3. Effets sur les eaux de surfaces

La présence élevée de N et P dans l'eau usée suscite une attention particulière lorsqu'elle est mélangée à un réservoir avant l'irrigation, car ces éléments peuvent créer des conditions propices à l'eutrophisation. Dans de telles situations, la prolifération d'algues vertes est fréquente et il est difficile de remédier aux problèmes qui en découlent, notamment l'obstruction des systèmes d'irrigation pressurisés. Ce problème constitue une préoccupation majeure pour les agriculteurs.

L'eutrophisation et le déficit en oxygène causés par les nutriments présents dans l'eau usée sont particulièrement préoccupants lorsque l'effluent est déversé dans des cours d'eau, des lacs ou la mer. L'azote est souvent le facteur limitant pour la croissance des algues en milieu marin, tandis que le N et le P sont les facteurs limitants dans les lacs, les étangs salés et les réservoirs où l'eau usée est stockée avant l'irrigation.

II.7.2.4. Effets sur les cultures

Outre l'effet global de certains composants de l'eau usée sur les cultures irriguées, tels que la salinité, l'eau usée peut potentiellement engendrer une toxicité en raison d'une concentration élevée de certains éléments, tels que le bore et certains métaux lourds. Les nécroses foliaires sont des symptômes courants de la toxicité au bore chez les cultures sensibles à cet élément.

II.8. Conclusion

Le présent chapitre a fourni une analyse approfondie de la qualité de l'eau, en examinant une gamme variée de paramètres physico-chimiques et bactériologiques. En définissant les critères et normes utilisés pour évaluer la qualité des eaux de drainage, ainsi que les aspects environnementaux liés à l'utilisation des eaux usées en

irrigation, nous avons posé les bases nécessaires pour comprendre les enjeux complexes de la gestion de l'eau dans le contexte agricole.

En explorant les impacts potentiels de l'utilisation des eaux usées en irrigation, nous avons mis en évidence les avantages environnementaux ainsi que les risques associés, notamment en ce qui concerne la salinité, la toxicité des métaux lourds et la pollution bactériologique. Ces considérations sont cruciales pour assurer une utilisation durable de l'eau et préserver la santé des écosystèmes agricoles.

Enfin, en examinant les travaux antérieurs dans ce domaine, nous avons identifié les lacunes existantes et les opportunités de recherche future. Cela nous permettra de contribuer de manière significative à l'avancement des connaissances dans ce domaine crucial pour la durabilité de notre approvisionnement en eau et de notre sécurité alimentaire.

En résumé, ce chapitre fournit une base solide pour notre étude et pose les fondations nécessaires pour aborder les défis complexes liés à la gestion de l'eau en agriculture.

Chapitre III : Généralités sur la coagulation- floculation

III.1. Introduction

La rareté de l'eau est devenue un problème mondial et ne se limite pas aux zones arides (Wu et al., 2013) et la pollution agricole constitue un problème environnemental majeur entraînant une pollution par les nutriments et les matières organiques, une augmentation de la turbidité, une sédimentation excessive et une perte de biodiversité dans les écosystèmes aquatiques (Turunen et al., 2019). Les effluents agricoles sont issus de l'excès d'eau utilisé dans les systèmes d'irrigation. Ces eaux brutes contiennent des résidus d'engrais et de pesticides, qui sont des polluants dangereux qui finissent par contaminer les sources d'eau naturelles (Picos-Corrales et al., 2020). La majeure partie de la contamination due à ces eaux usées est observée dans les zones agricoles et dans les eaux de surface provenant des zones agricoles (Misra et al., 2013).

Le processus de coagulation-floculation est de loin la technique la plus largement utilisée pour le traitement de l'eau brute et des eaux usées industrielles (Teh et al., 2014) et l'efficacité de cette étape de traitement est liée au pH, au type et au dosage du coagulant ainsi qu'à la nature des particules et des matrices minérales et organiques (Lefebvre, 1990).

Au cours de ce chapitre, nous allons présenter des généralités sur le procédé de coagulation floculation avec les différents coagulants et les réactions d'hydrolyse du coagulant.

III.2. Le procédé de coagulation-floculation

La coagulation/floculation est un processus couramment utilisé dans le traitement de l'eau et des eaux usées, au cours duquel des composés tels que le chlorure ferrique et/ou un polymère sont ajoutés aux eaux usées afin de déstabiliser les matières colloïdales et de provoquer l'agglomération des petites particules en flocons plus gros pouvant se déposer (Amuda & Amoo, 2007).

Les applications typiques comprennent l'élimination/séparation de colloïdes et de particules en suspension, de matière organique naturelle ou d'ions métalliques. Dans le traitement des eaux usées, d'autres applications comprennent l'élimination de

métaux toxiques, d'anions (par exemple, les phosphates), de couleur, d'odeur, etc (Tzoupanos & Zouboulis, 2008).

Le processus complet de traitement par coagulation-floculation peut être divisé en deux procédures distinctes, qui doivent être appliquées consécutivement (Tzoupanos & Zouboulis, 2008) :

- **La première, appelée coagulation :** est le processus par lequel la déstabilisation d'une suspension colloïdale donnée ou d'une solution a lieu. La fonction de la coagulation est de surmonter les facteurs qui favorisent la stabilité d'un système donné. Cela est réalisé avec l'utilisation de produits chimiques appropriés, généralement des sels d'aluminium ou de fer, appelés agents de coagulation.
- **Le deuxième sous-processus, appelé floculation :** fait référence à l'induction de particules déstabilisées afin qu'elles se regroupent, entrent en contact et forment ainsi de gros agglomérats, qui peuvent être plus facilement séparés généralement par décantation gravitaire.

La coagulation se termine généralement en très peu de temps (par exemple, environ 10 secondes), tandis que la floculation se produit généralement sur une période de 20 à 45 minutes.

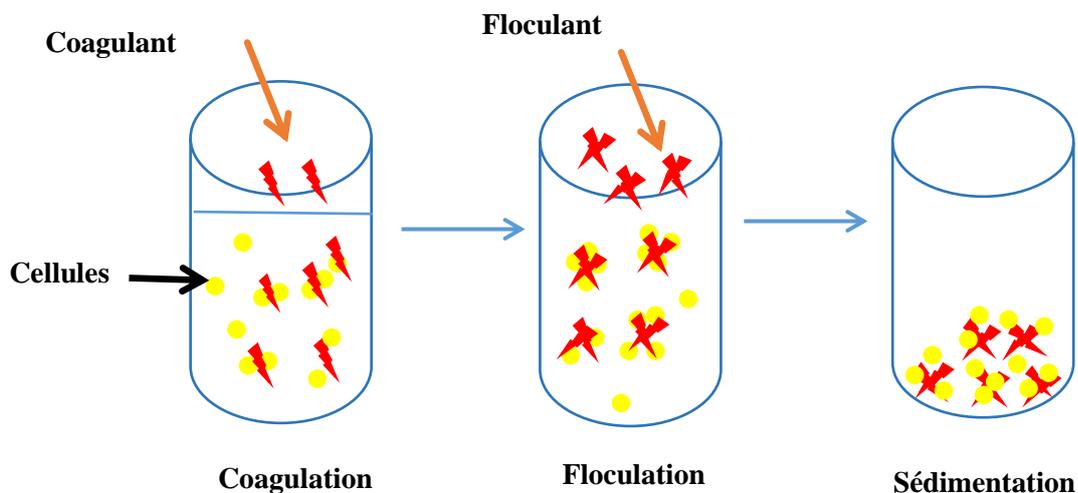


Fig.22 : Processus de coagulation, floculation et de décantation.

III.3. Les facteurs influençant à la coagulation floculation

Pour optimiser le procédé de coagulation-floculation, il faut tenir compte de plusieurs variables en relation comme le pH, la dose de coagulant, les conditions de mélange et la température.

III.3.1. Influence du pH :

Le pH est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation a lieu rapidement, plage qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter. Lorsque la coagulation se produit hors de cette plage optimale, il faut soit augmenter la quantité de coagulant, soit se contenter d'une eau de moins bonne qualité. Pour abaisser le pH, il est plus avantageux, dans certains cas, d'augmenter la quantité de coagulant. Lorsque le pH est optimal, les produits solubles d'aluminium ou de fer sont pratiquement inexistants (Desjardins, 1997).

III.3.2. Influence de la dose de coagulant

On ne peut choisir un coagulant et en déterminer la concentration optimale, pour une eau donnée, qu'après avoir effectué des essais en laboratoire. La théorie qui explique les différents mécanismes de déstabilisation des particules colloïdales n'est pas suffisamment développée pour qu'on puisse résoudre un problème aussi complexe. Cette théorie est cependant très utile aux moments de la planification des essais de laboratoire et de l'interprétation des résultats obtenus (Desjardins, 1997).

III.3.3. Influence des conditions de mélange

Les deux étapes de formation du floc consistent en une phase d'agitation rapide suivie d'une phase d'agitation lente permettant la maturation du floc. Néanmoins, il faut éviter que l'agitation soit trop intense car elle empêche l'agrégation, ni trop prolongée car elle entraîne la déstabilisation des colloïdes (Larakeb, 2015).

III.3.4. Influence de la température

La température joue un rôle important au cours de la coagulation -floculation. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la

décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons (Beaudry, 1984).

III.3.5. Influence de la turbidité

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant (Larakeb, 2015).

III.4. Les adjuvants utilisés à la coagulation floculation

Pour une meilleure efficacité du procédé de coagulation-floculation, on utilise parfois des adjuvants de floculation qui sont des colloïdes de même charge que les particules à floculer, ajoutés pour en augmenter la concentration et de là le nombre de chocs entre les particules, Les plus utilisés sont la silice activée, le charbon actif, la bentonite, ... :

III.4.1. La bentonite

La bentonite est utilisée essentiellement comme adjuvant de floculation dans le but de recharger artificiellement une eau contenant trop peu de matières en suspension, ceci afin d'obtenir une meilleure décantation (Degremont, 1989).

III.4.2. Le charbon actif

Lorsqu'il est utilisé en poudre (CAP), il est injecté directement dans la floculo-décanteur et sa mise en œuvre ne nécessite qu'un investissement assez faible puisqu'elle ne bouleverse pas la conception des installations déjà existantes. L'utilisation du CAP améliore le goût et l'odeur de l'eau. C'est aussi un adjuvant de floculation. Lorsque le charbon est en granulés (CAG), l'adsorption est tribalisée sur des filtres, en traitement tertiaire, pour piéger une pollution spécifique ayant traversé les traitements antérieurs. La combinaison du charbon actif avec l'ozone s'avère actuellement le meilleur procédé en nature d'affinage (Mouchet, 1991).

III.5. Travaux réalisés dans le domaine de la coagulation-floculation pour la matière organique et métaux lourds

Les travaux disponibles sont réalisés, soit à partir des eaux naturelles, soit à partir des eaux reconstituées avec les substances humiques ou d'autres avec des substances non humiques, et avec autre éléments, en utilisant l'essai de Jar- TEST. Le pH et la dose

en coagulant sont les paramètres qui ont été envisagés pour optimiser les rendements :

III.5.1. Les eaux naturelles

- Une meilleure élimination de la matière organique est souvent atteinte pour un pH acide, plus acide pour le fer que pour l'aluminium. La coagulation par le sulfate de fer de plusieurs eaux américaines a prouvé que le pH optimal qui se situe entre 3.45 et 3.8 est fonction de la couleur de l'eau brute (Black et al., 1963). A travers la coagulation sur des eaux du Canal Contra Costa (USA), (Kavanaugh, 1978) a montré que le pH optimal pour la réduction du COT, s'étend de 4 à 5 pour le fer et de 5 à 6 pour l'aluminium.

III.5.2. Les substances humiques

- La meilleure réduction des teneurs en substances humiques est obtenue pour un pH de 4 à 5 avec le fer tandis qu'avec l'aluminium, elle se situe pour un pH de 5 à 6 (Van Breemen, A N Nieuwstad, Th J Van Der Meent-Olieman, 1979). Comparés aux acides humiques, les acides fulviques, sont plus difficilement éliminés du fait de la différence entre les masses molaires (Babcock & Singer, 1979). Par ailleurs, il y a souvent une relation entre la concentration initiale en substances humiques et la dose optimale de coagulant, la valeur de cette stœchiométrie dépend du pH, du type de coagulant et de l'origine des substances humiques. D'autre part, les fonctions acides carboxyliques et OH-phénoliques des substances humiques semblent jouer un rôle dans le processus de coagulation (Hall & Packham, 1965; Lefebvre & Legube, 1993).
- (Narkis & Rebhun, 1977) ont pu mettre en évidence que les substances humiques de type « Aldrich » coagulées avec un polyélectrolyte cationique réagissent chimiquement avec le floculant à pH 8 par leurs groupements COOH et OH et en utilisant un acide fulvique extrait de tourbe et acide fulvique commerciale « Aldrich », ils sont arrivés à obtenir deux relations pour la dose de polymère cationique (polyéthylène imine) à mettre en œuvre à pH 8.
- Pour (Van Breemen, A N Nieuwstad, Th J Van Der Meent-Olieman, 1979), la coagulation a semblé éliminer préférentiellement la fraction d'acide fulvique

comportant de nombreux groupements carboxyliques.

III.5.3. Les substances non humique

- L'étude de (Rezeg & Achour, 2005) a été consacrée à l'élimination, par floculation au sulfate d'aluminium, de plusieurs acides organiques en eau distillée. Les résultats obtenus ont indiqué que l'élimination d'une molécule organique dépend de la nature et du nombre ainsi que la position des groupements acides l'un par rapport à l'autre. Le comportement des composés aromatiques éliminables semble être fonction du pH et de leur concentration initiale.
- L'étude de (Hecini & Achour, 2008) a porté sur l'efficacité de la coagulation – floculation par la sulfate d'aluminium sur l'élimination de composés organiques à fonctions phénoliques (phénol et catéchol). Les essais de jar –test ont été réalisés sur des composé phénoliques dans l'eau distillée et différents en paramètres réactionnels ont été variés (pH, dose de coagulant, teneur initiale en composés organiques). L'élimination optimale est apparue à un pH= 7 pour le phénol et pour le catéchol. La gamme est plus large (pH= 5à10) et un complexe pourrait se former après l'introduction du sulfate d'aluminium dans les situations de catéchol à pH basique.

III.5.4. Les métaux lourds

- (El Samrani et al., 2008), ont testé l'efficacité de la coagulation à l'aide de deux solutions commerciales, une solution de chlorure ferrique (CLARFER) et un chlorure poly d'aluminium (WAC HB) pour éliminer la turbidité et les métaux lourds comme Cu, Zn, Pb et Cr. CSO sont des échantillons de bassin de rétention Boudon ville, Nancy- France. Les essais ont montré que les deux coagulants sont efficaces pour l'élimination de la turbidité ce qui a aussi contribué à l'élimination effective des métaux lourds. Les deux coagulants permettent une excellente élimination des métaux lourds.
- (Beltrán-Heredia & Sánchez-Martín, 2009) ont essayé l'élimination des métaux lourds des eaux usées avec un agent flocculant à base de tanin (Tan flocc) qui est produit de métabolites

secondaires végétaux. Comme les tanins sont largement étendus, ils peuvent être une gent efficace dans le traitement des eaux. Cette étude a révélé que le Tan floc a été observé comme un agent floculant tout à fait effectif pour l'élimination des métaux lourds dans le traitement d'eau.

III.6. Avantages et inconvénients

III.6.1. Les avantages

- L'utilisation de ce procédé chimique est très répandue, il y a donc beaucoup d'équipement déjà existant et une multitude d'agents chimiques disponibles;
- Les systèmes de coagulation-floculation chimique sont généralement automatisés et demandent donc peu de surveillance et d'entretien. Une main-d'œuvre hautement qualifiée n'est souvent pas nécessaire;
- Contrairement aux systèmes biologiques, ce système requiert moins d'espace et les coûts d'installation sont moins importants;
- Une réduction significative est obtenue en terme de micropolluants, de métaux lourds, de bactéries et de virus;
- Les systèmes chimiques de coagulation-floculation peuvent être conçus afin d'obtenir un produit à valeur ajoutée (Assaad, 2006; Colin et al, 2008).

III.6.2. Les inconvénients

- Puisqu'il y a plusieurs réactions en compétition dans ce type de système chimique et plusieurs degrés d'alcalinité en plus des autres facteurs influençant le procédé, il est particulièrement difficile d'établir les bons dosages. Beaucoup d'essais à l'échelle laboratoire sont donc nécessaires pour trouver un traitement optimal. Une surdose de coagulant chimique peut diminuer l'efficacité du système;
- Les coagulants utilisés sont souvent corrosifs, des normes de sécurité doivent être respectées afin que les travailleurs manipulent ces substances avec précaution;
- La présence d'aluminium résiduel peut entraîner des problèmes importants pour la santé comme l'Alzheimer et autres pathologies de ce genre. Il est donc toxique pour les écosystèmes. Le fer aussi est toxique pour la faune. Cette toxicité génère plusieurs inquiétudes au niveau du grand public;
- En eau froide, le processus est peu efficace;
- Pour les pays en voie de développement, les coagulants chimiques peuvent être trop coûteux (Assaad, 2006; Colin et al, 2008).

III.7. Conclusion

La coagulation-floculation est une technique utilisée pour réduire la turbidité de l'eau, éliminer les matières en suspension, voire les métaux lourds, en les rassemblant sous forme de floccs.

Ce chapitre présente plusieurs variables telles que le pH, la dose de coagulant, la turbidité, les conditions de mélange et la température pour optimiser le processus de coagulation-floculation. De plus, les adjuvants de floculation tels que le charbon actif et la bentonite sont utilisés pour améliorer les performances des réactifs coagulants en vue d'une meilleure réduction des polluants. Des exemples de travaux de recherche dans le domaine du traitement de l'eau par coagulation-floculation pour éliminer la matière organique et d'autres éléments minéraux sont également présentés. Enfin, nous avons donné une idée sur les résultats des travaux antérieurs similaires aux travaux de notre thèse.

Partie II :

Partie expérimentale

Chapitre I : Matériels et Méthodes

I.1. Introduction

Dans Ce chapitre se concentrera sur l'exploration des méthodes de dosage employées pour évaluer les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux de drainage agricole de la région de Zab EL Gharbi, située dans la wilaya de Biskra. Nous examinerons en détail les procédures analytiques utilisées, mettant en lumière les techniques et les équipements spécifiques employés dans notre étude.

De plus, nous discuterons des logiciels utilisés pour l'analyse des données recueillies, fournissant ainsi un aperçu de notre approche méthodologique. Enfin, nous présenterons les paramètres clés utilisés pour évaluer la qualité des eaux d'irrigation dans notre contexte d'étude, en mettant l'accent sur leur importance dans la prise de décision et la gestion durable des ressources hydriques agricoles. Tous les échantillons d'eau analysés ont été prélevés de manière rigoureuse à partir du canal principal de drainage, garantissant ainsi la représentativité et la fiabilité des résultats obtenus.

I.2. Présentation des sites étudiés

Le collecteur principal de la zone d'étude s'étend de Laghrous à Bordj Ben Azouz, pour ensuite se diriger vers Oued Djeddi dans la région de Lioua. Caractérisé par une profondeur variant entre 1,5 et 2 mètres et une pente oscillant entre 1 et 2 pour mille, ce canal a pour objectif de drainer les eaux excédentaires d'irrigation et les eaux pluviales, tout en contribuant à abaisser le niveau de la nappe phréatique.

Dans le cadre de notre étude, nous avons identifié méticuleusement les points de prélèvement d'eau le long du canal, en tenant compte de la densité variable des roseaux présents. Nous avons également examiné les points d'écoulement des drains secondaires rejoignant le canal principal, évaluant la vitesse d'écoulement et détectant les éventuelles obstructions causées par des débris tels que des déchets plastiques et végétaux. Pour mener à bien notre expérimentation, des échantillons d'eau ont été prélevés au niveau des points identifiés, permettant ainsi une analyse approfondie de leurs caractéristiques physiques et chimiques.

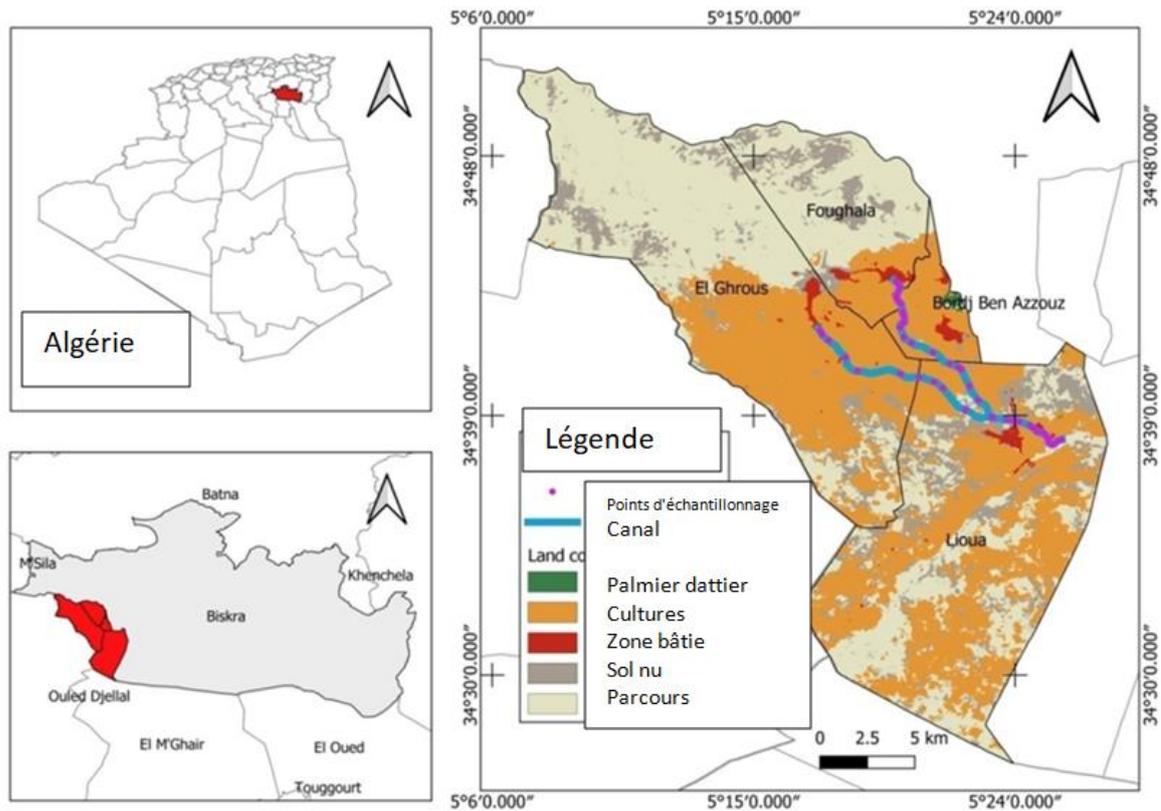


Fig.23. Carte de localisation des échantillons d'eau de drainage agricole dans la région de Zab El Gharbi

I.3. Méthode d'échantillonnage

I.3.1. Technique des prélèvements et conservation des échantions

Les échantillons ont été prélevés (48) pendant 12 mois tout au long de l'année 2022 sur le terrain à l'aide d'un système de positionnement global (GPS), comme illustré dans la **Fig.23**. Chaque prélèvement a été effectué avec soin et les échantillons ont été conditionnés dans des bouteilles en plastique rigoureusement nettoyées à l'acide nitrique, à l'eau distillée, puis à l'eau de drainage. Chaque bouteille a été étiquetée avec un code d'identification de l'échantillon et la date de prélèvement pour assurer une traçabilité précise. Les flacons ont ensuite été stockés dans une glacière maintenue à une température constante de 4 °C et ont été acheminés au laboratoire LARHYSS de l'université de Biskra pour analyse. Dans le laboratoire, les échantillons ont été analysés le jour même et au plus tard dans les 48 heures suivant leur collecte.

Pour mesurer la conductivité et la température sur site, des appareils calibrés ont été utilisés. Avant chaque mesure, les appareils ont été préalablement allumés et laissés en fonctionnement pendant quelques minutes pour assurer leur stabilisation. Les sondes ont ensuite été immergées dans chaque échantillon d'eau, et la fonction correspondante sur l'appareil a été sélectionnée pour afficher la valeur mesurée sur l'écran.

I.4. Analyses physico-chimiques et bactériologique des eaux effectuées

Les échantillons d'eau analysés (48 échantillons) ont été prélevés et examinés au Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface de l'Université de Biskra (Algérie), en utilisant des méthodes standard pour évaluer la qualité de l'eau, conformément aux directives du manuel de (Rodier, 2009). Les paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau de drainage agricole ont été déterminés à la fois en laboratoire et sur le terrain.

I.4.1. Paramètre physico-chimiques

I.4.1.1. Analyse partielle

L'analyse des échantillons d'eau a été effectuée au Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface (LARHYSS) sur les 48 échantillons d'eau collectés le même jour (dans les 24 heures suivant le prélèvement). Cette analyse comprenait la mesure des paramètres suivants : température, pH et conductivité.

I.4.1.1.1. Température (T)

Pour assurer une mesure précise, un thermomètre de laboratoire est utilisé.

I.4.1.1.2. pH

Le pH des échantillons a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre de laboratoire de la marque WTW INOLAB Instruments (modèle pH 7310P). Avant les mesures, l'appareil a été étalonné en utilisant des solutions tampons de pH 4,01 et 7, pour garantir la précision des résultats.

I.4.1.1.3. Conductivité électrique (CE)

La conductivité a été mesurée à l'aide d'un conductimètre électrique de type LF 315. Les valeurs de conductivité sont exprimées en siemens par centimètre (S/cm), avec le microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) étant l'unité la plus couramment utilisée.



(a)

(b)

(c)

Fig.24 : Appareillages utilisées pour mesurée la CE (a), pH (b) et la température (c) des échantillons d'eau respectivement.

I.4.1.1.4. La turbidité

La turbidité est évaluée à l'aide d'un turbidimètre HACH modèle 2100 N. Avant son utilisation, l'appareil est soumis à un processus de calibration rigoureux, vérifié en comparant les mesures avec des solutions de turbidité standard fournies par le fabricant (**Fig.25**).



Fig.25: Appareillage utilisé pour le dosage du la turbidité dans les échantillons d'eau.

I.4.1.1.5.Solides totaux dissous (TDS)

Calculer par la relation suivante selon (Hem, 1991) :

$$\text{TDS} = \text{CE} \times (0.55 \text{ to } 0.75) \dots \dots \dots (1)$$

I.4.1.2. Par titrimétrie**I.4.1.2.1.Dureté totale (TH)**

La dureté totale a été déterminée par titrimétrie, en utilisant l'EDTA comme réactif et le noir ériochrome comme indicateur coloré (Rodier, 2009). Ce dosage représente la mesure de la dureté de l'eau (titre hydrothémétrique (TH) en degré français.

Mode opératoire

- Prélevez 100 ml d'eau d'échantillon.
- Ajoutez une pincée de noir ériochrome comme indicateur.
- Introduisez 5 ml de solution de pH 10.
- Procédez au titrage avec l'EDTA jusqu'au changement de couleur, passant du violet au bleu.

Préparation de pH₁₀

-  17g de chlorure d'aluminium
-  142g.5ml d'Ammoniaque
-  500ml de l'eau distillé

Préparation d'EDTA

-  3.723g d'EDTA dans 1L d'eau distillé

Expression des résultats

$$\text{TH} = \frac{V_{\text{EDTA}} \times N_{\text{EDTA}}}{V_{\text{ECH}}} \dots \dots \dots (2)$$

Avec :

V_{EDTA} : volume en millilitre de la solution d'EDTA utilisé pour le titrage.

N_{EDTA} : concentration en EDTA.

V_{Ech} : volume en millilitre de la prise d'essai.

I.4.1.2.2. Calcium (Ca^{+2})

Les ions calcium sont quantifiés par complexométrie, où l'EDTA (acide éthylènediamin- tétraacétique) est employé, tandis que le magnésium est précipité sous forme de $Mg(OH)_2$ à un pH de 12 à l'aide de soude. De plus, l'indicateur utilisé est spécifique aux ions calcium (Rodier, 2009).

Mode opératoire

- Pour procéder au dosage, prélevez 50 ml de l'échantillon, puis ajoutez-y 2 ml de solution de NaOH à 1 N et une pincée de l'indicateur Murexide, ce qui fait virer le mélange au rose. Ensuite, agitez tout en ajoutant la solution d'EDTA (0,02 éq/l) depuis la burette. Le changement de couleur se produit lorsque le mélange vire au pourpre. Notez le volume d'EDTA versé à la fin du dosage.

Préparation de solution NaOH

🧪 10g de NaOH dans 250ml d'eau distillé

Expression des résultats :

$$[Ca^{2+}](^{\circ}F) = \frac{(V_{EDTA} \times N_{EDTA} \times M_{Ca^{+2}} \times 1000)}{V_{ECH}} \dots\dots\dots (3)$$

Avec :

V_{EDTA} : volume en millilitre de la solution d'EDTA utilisé pour le titrage.

N_{EDTA} : concentration en EDTA.

V_{Ech} : volume en millilitre de la prise d'essai.

$M_{Ca^{+2}}$: la masse molaire du calcium

I.4.1.2.3. Magnésium (Mg^{+2})

En soustrayant la duresé calcique de la duresé totale, on obtient la duresé magnésienne.

Expression des résultats :

$$TH = T_{Ca^{+2}} + T_{Mg^{+2}} \quad \rightarrow \quad T_{Mg^{+2}} = TH - T_{Ca^{+2}} \dots\dots (4)$$

Avec :

TH: Dureté totale (°F)

T_{Ca+2}: Dureté calcique (°F)

T_{Mg+2}: Dureté magnésienne (°F)

I.4.1.2.4. TAC (Titre Alcalimétrique Complet)

Le titre alcalimétrique mesure la somme des alcalis libres (OH⁻), des carbonates (CO₃²⁻) et des bicarbonates (HCO₃⁻) présents dans l'eau.

Mode opératoire

- Prélever 100 ml d'eau d'échantillon.
- Ajouter 2 gouttes de solution de méthyle orange.
- Titrer avec de l'acide sulfurique (N/50) jusqu'à ce que la solution vire du jaune à l'orange.

Préparation de solution H₂SO₄

✚ 0.54ml de H₂SO₄ dans 1L d'eau distillé

Préparation de méthyle orange

✚ 0.25g de méthyle orange dans 50ml d'eau distillé

Expression des résultats

$$\text{TAC (°F)} = \frac{V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4}}{V_{\text{ECH}}} \dots\dots\dots (5)$$

Avec :

V_{H₂SO₄} : volume en millilitre de la solution d'H₂SO₄ utilisé pour le titrage.

N_{H₂SO₄} : concentration en H₂SO₄.

V_{Ech} : volume en millilitre de la prise d'essai.

I.4.1.2.5. Les chlorures (Cl⁻)

Les chlorures (Cl⁻) sont quantifiés selon la méthode de Mohr (Rodier, 2009). Cette méthode repose sur le titrage d'un volume d'eau avec une solution de nitrate d'argent (AgNO₃) concentrée en présence de l'indicateur chromate de potassium (K₂CrO₄). Le titrage est effectué jusqu'au changement de couleur de jaune à rouge brique, marquant le début du dépôt d'un précipité rouge.

Mode opératoire

- 100 ml d'eau d'échantillon sont prélevés ;
- 1 ml de l'indicateur chromate de potassium (K₂CrO₄) est ajouté ;
- Le titrage est réalisé avec une solution de nitrate d'argent AgNO₃ (0,0141 N) jusqu'au changement de couleur de jaune à rouge brique.

Préparation de solution AgNO₃

2.395g d'AgNO₃ dans 1 L d'eau distillé

Préparation de solution K₂CrO₄

25g de K₂CrO₄ dans 500ml d'eau distillé

Expression des résultats

$$[\text{Cl}^-] (\text{mg l}) = \frac{(V_{\text{AgNO}_3} \times N_{\text{AgNO}_3} \times M_{\text{Cl}^-} \times 1000)}{V_{\text{ECH}}} \dots\dots\dots (6)$$

Avec :

V_{AgNO₃} : volume d'AgNO₃ nécessaire pour une concentration donnée

N_{AgNO₃} : concentration en AgNO₃

M_{Cl⁻} : la masse molaire du chlorure.

V_{Ech} : volume en millilitre de la prise d'essai.

I.4.1.3. Dosage d'autres éléments minéraux

I.4.1.3.1. Dosage de sodium (Na⁺) et potassium (K⁺)

Les concentrations de sodium (Na⁺) et de potassium (K⁺) ont été déterminées par photométrie d'émission de flamme (PFP7 JENWAY LTD) (Fig.26), une technique analytique qui repose sur l'excitation des échantillons dans une flamme de gaz,

permettant ainsi l'émission de radiations spécifiques pour le sodium et le potassium. Ensuite, la quantité de ces éléments est mesurée en fonction de l'intensité de ces radiations à des longueurs d'onde caractéristiques.

Mode opératoire de potassium et de sodium

- ✚ On utilise une solution de NaCl comme solution mère étalon.
- ✚ On utilise une solution de KCl comme solution mère étalon.



Fig.26: Appareillage utilisé pour le dosage du sodium et le potassium dans les échantillons d'eau.

I.4.1.3.2. Dosage de sulfate (SO_4^{2-})

La concentration en ions sulfate a été déterminée à l'aide du photomètre Palintest 5000 (**Fig.27**), configuré à une longueur d'onde de 520 nm et utilisant un réactif spécifique. En raison de lectures initiales dépassant la limite de mesure de l'appareil (200 mg/L), une dilution de l'échantillon a été réalisée.



Fig.27: Appareillage utilisé pour le dosage du sulfate dans les échantillons d'eau.

I.4.1.3.3. Dosage de nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), manganèse (Mn^{+2}), phosphate (PO_4^{-3}), ammonium (NH_4^+) et le fer (Fe^{+2})

La quantification des nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), manganèse (Mn^-), phosphate (PO_4^{-3}), l'ammonium (NH_4^+) et le fer (Fe^{+2}) ont été réalisées à l'aide d'un photomètre du type « MULTI PARAMETRE HI83200 HANA INSTRUMENT » (**Fig.28**).

Mode opératoire

- Sélectionnez la méthode correspondante pour chaque paramètre sur le Multiparamètre Hanna C200.
- Remplissez la cuvette avec 10 ml de l'échantillon en utilisant un réactif spécial pour chaque paramètre.
- Insérez la cuvette dans la cellule de mesure et lancez le chronomètre spécifique pour afficher les résultats des échantillons.



Fig.28: Appareillage utilisé pour le dosage du nitrate, nitrite, phosphate, manganèse, l'ammoniaque et le fer dans les échantillons d'eau.

I.4.1.3.4. Dosage du cuivre (Cu^{+2})

Pour le dosage des ions cuivre, nous avons choisi la méthode potentiométrique en raison de sa rapidité, de sa fiabilité et de sa simplicité d'utilisation. Pour ce faire, le dosage du cuivre dans les échantillons d'eau a été effectué en utilisant une électrode combinée spécifique (CONSORT, ISE 30B) conçue pour doser les ions Cu^{2+} . (**Fig.29**).



Fig.29: Appareillage utilisé pour le dosage du cuivre dans les échantillons d'eau.

Mode opératoire

Pour évaluer la concentration en cuivre dans un échantillon, il est nécessaire de calibrer préalablement l'électrode spécifique. Cela implique de mesurer le potentiel pour différentes solutions étalons contenant du cuivre, avec des concentrations variant de 2 à 10 mg/l. Pour maintenir une force ionique constante, 0,5 ml de solution ISA sont ajoutés à chaque mélange (composé de 50 ml de l'échantillon d'eau et 50 ml de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$).

Préparation de solution ISA

- 21.25g de NaNO_3 dans 50ml d'eau distillé

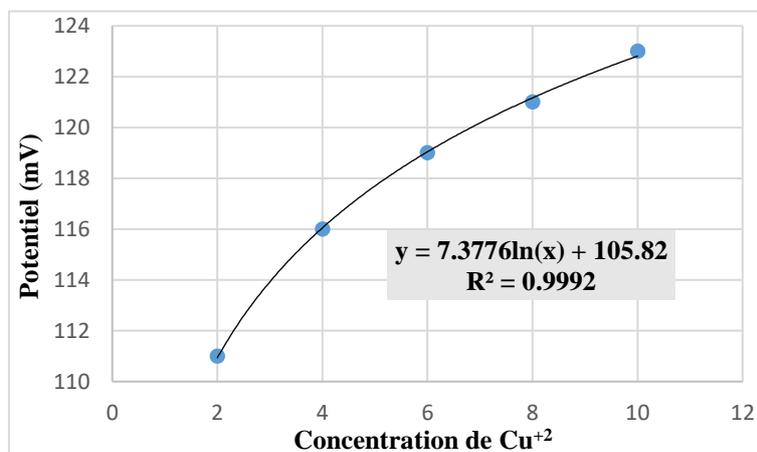
Préparation de solution de mère $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$

- 1.964g dans 500ml d'eau distillé

La solution ISA est préparée en utilisant le sel NaNO_3 . Les potentiels sont mesurés pour les gammes faibles et élevées tout en agitant à une vitesse constante. Ensuite, des courbes d'étalonnage sont tracées en utilisant une échelle semi-logarithmique. Un exemple de courbe d'étalonnage est présenté dans la **Fig.30**, avec les données correspondantes répertoriées dans le **Tab.08**.

Tab.8: Données de la courbe d'étalonnage pour la mesure du cuivre

Cu ⁺² (mg/L)	2	4	6	8	10
potentiel (mV)	111	116	119	121	123

**Fig.30 :** Courbe d'étalonnage de la mesure des ions Cu (II).

Après avoir tracé la droite de calibration, nous pouvons déterminer la concentration résiduelle en cuivre. Pour évaluer la teneur en cuivre de l'échantillon, nous suivons la même procédure que pour les étalons. Nous mesurons le potentiel, puis, en utilisant l'équation de la droite de calibration, nous calculons la concentration inconnue en cuivre. Il est essentiel de souligner que la construction de la courbe de calibration doit être répétée avant chaque série d'analyses.

I.4.1.4. Analyse organique globaux

I.4.1.4.1. Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO)

Cette méthode, qui utilise le dichromate de potassium, nécessite l'utilisation de tubes contenant une solution de digestion préparée en laboratoire. L'échantillon est chauffé à reflux dans un milieu fortement acide avec une quantité spécifiée de bichromate de potassium dans un réacteur DCO maintenu à 148 °C pendant 2 heures. Après refroidissement, les solutions sont titrées avec du sel de Mohr jusqu'à ce qu'un

changement de couleur permanent soit observé, puis la DCO est déterminée en équivalents d'oxygène par calcul (Rodier et al., 1996).

Mode opératoire

- Prélevez d'abord 2,5 ml de l'échantillon d'eau à analyser après une dilution de 100 fois.
- Ajoutez ensuite 3,5 ml de solution catalytique et 1,5 ml de solution de digestion.
- Après refroidissement, ajustez le volume total à 25 ml.
- Enfin, ajoutez quelques gouttes (2 à 3) de ferroïne.
- Procédez à la titration avec une solution de sel de Mohr jusqu'à ce que la couleur passe du jaune au vert.

I.4.1.4.2. Détermination de la Demande Biologique en Oxygène (DBO₅)

Au sein d'une enceinte à température contrôlée, l'échantillon d'eau est soumis à une incubation sur une période de cinq jours. Cette phase expérimentale vise à évaluer la quantité d'oxygène dissous requise par les microorganismes pour décomposer la matière organique biodégradable en présence d'air. Au cours de cette dégradation, les microorganismes consomment l'oxygène dissous, tandis que la teneur en oxygène de l'air au-dessus de l'échantillon est constamment renouvelée. Cette interaction entre les microorganismes et l'oxygène est surveillée en enregistrant les variations de pression à l'intérieur du flacon à l'aide d'un dispositif appelé OXI TOP. Ces mesures permettent d'évaluer la biodégradabilité de la matière organique présente dans l'échantillon d'eau analysé.

Mode opératoire

- Prendre 164 ml d'échantillon
- Ajouter (2 ou 3 gouttes de Nitrification Hemmstoff.
- 2 ou 3 comprimé de NaOH.

Exprimé en milligrammes d'oxygène par litre, le DBO₅ est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$[\text{DBO}_5] \text{ (mg/l)} = \text{Lecture sur l'Oxitop} * F \dots\dots (7)$$

F représente le facteur de dilution.

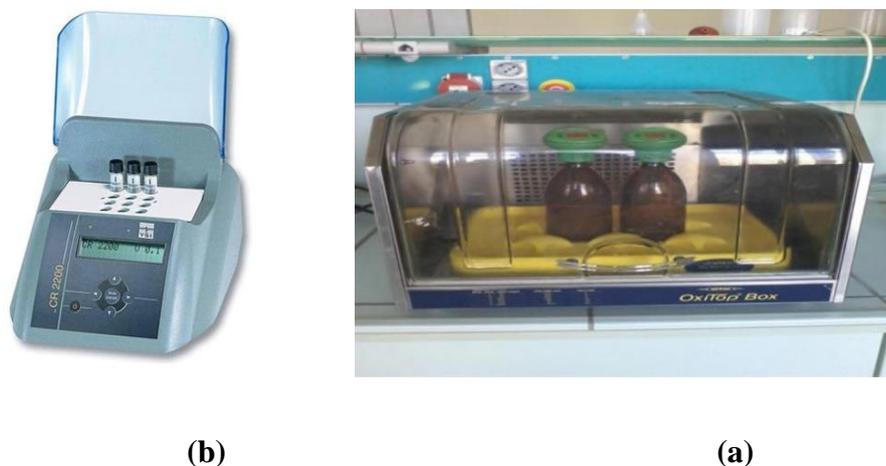


Fig.31 : Dispositif de mesure de la DBO₅ (Oxítóp) (a) et dispositif de mesure de la DCO (Thermoréacteur CR 2200) (b)

I.4.1.4.3. Dosage des substances humiques

La quantification des substances humiques a été réalisée en utilisant la méthode des additions dosées à une longueur d'onde de 254 nm, en utilisant un spectrophotomètre de la marque (JENWAY 6405 UV/Vis). Avant chaque série de tests, les concentrations restantes de SH ont été déterminées en utilisant des courbes d'étalonnage : absorbance (A) = f (concentrations de substances humiques) obtenue par des dilutions successives de la solution mère dans de l'eau distillée.

Les substances humiques utilisées sont obtenues à partir des substances commerciales Aldrich.

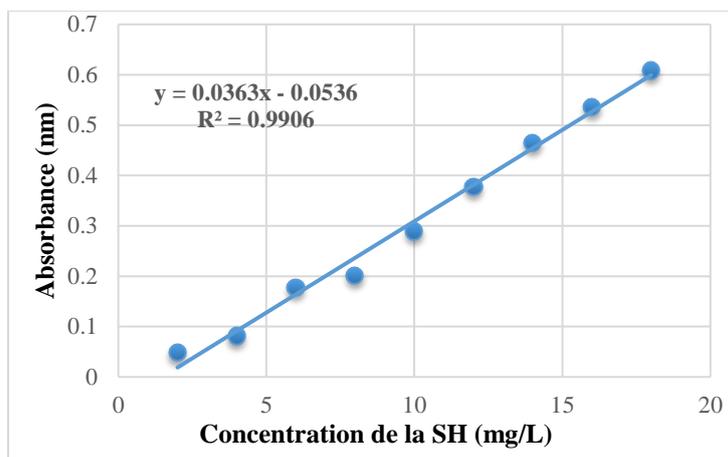


Fig.32 : Courbe d'étalonnage de la mesure des SH.



Fig.33 : Appareillage utilisé pour le dosage de la SH dans les échantillons d'eau.

1.4.2. Analyse microbiologique de l'eau

Les échantillons d'eau ont été examinés sur le plan microbiologique pour évaluer la présence de coliformes totaux, de coliformes fécaux totaux et de streptocoques fécaux totaux. Cette analyse a été réalisée au laboratoire de l'Agence de l'Eau (ADE) de la wilaya de Biskra.

1.4.2.1.Échantillonnage

Les résultats de l'analyse ne pourront pas être interprétés correctement à moins qu'elle ne soit réalisée dans des conditions et des procédures très précises, et que les échantillons soient prélevés correctement afin d'éviter tout type de contamination. De plus, il est crucial de transporter les échantillons au laboratoire et de les analyser sans

délai. Les échantillons des eaux de drainage agricole ont été prélevés sur une période de quatre mois pour couvrir toute l'année 2022, avec un total de 12 prélèvements.

Tab.09 : Présentation des sites et période de prélèvement

Point de prélèvement	Date de prélèvement	Heure de prélèvement
Site 1 Site 2 Site 3	03/01/2022	07H15
	03/03/2022	08H10
	09/05/2022	07H00
	12/09/2022	07H15

La verrerie destinée aux prélèvements d'eau de 250 ml pour l'analyse microbiologique doit être propre et correctement stérilisée, soit à l'autoclave (à 120°C) pendant 15 minutes, soit au four Pasteur (à 170°C) pendant 1 heure. Afin de minimiser les risques de contamination, les flacons sélectionnés pour l'échantillonnage ne doivent être ouverts qu'au moment du prélèvement de l'eau, et une fois cette opération terminée, ils doivent être refermés hermétiquement jusqu'au moment de l'analyse.

Le flacon utilisé doit garantir une protection totale contre toute contamination une fois qu'il est fermé (Lightfoot, N., Maier, 2002; Rodier, J., Geoffray, C., Rodi, 1984). Les techniques de prélèvement varient en fonction de l'objectif recherché et de la nature de l'eau à analyser.

Pour l'eau de canal (eau superficielle), les flacons stériles sont immergés à une distance variant de 25 à 30 cm sous la surface, loin des bords et des obstacles naturels ou artificiels. Les prélèvements de nos échantillons ont été effectués manuellement à partir de points de prélèvement fixes. Les flacons sont ouverts sous l'eau, avec le goulot dirigé à contre-courant. Ensuite, le bouchon est également placé sous l'eau de manière à éviter la présence de bulles d'air et à empêcher qu'il ne soit éjecté pendant le transport.

Les récipients ne doivent jamais être remplis complètement. Il est toujours recommandé de laisser un espace d'air d'au moins 2,5 cm entre la surface du liquide et le bouchon. Cela facilite l'homogénéisation et un mélange correct de l'échantillon au moment de son analyse en laboratoire (Rodier, J., Geoffray, C., Rodi, 1984).

Enfin, il est essentiel d'enregistrer toutes les informations relatives à l'échantillon, notamment la date, l'heure et les conditions météorologiques. Les prélèvements seront transportés dans des glacières maintenues à une température comprise entre 4 et 6 °C. Cependant, même dans ces conditions, l'analyse bactériologique doit commencer dans un délai maximal de 8 heures après le prélèvement de l'échantillon (Rodier et al., 2009).

A. Recherche et dénombrement des coliformes

Les coliformes sont des bacilles à Gram négatif, aérobies ou facultativement anaérobies, non sporulés, et ne possédant pas d'oxydase. Ils sont capables de se multiplier en présence de sels biliaires et de fermenter le lactose avec production d'acides et de gaz en 24 à 48 heures à une température comprise entre 36 et 37 °C.

Les coliformes fécaux, également appelés coliformes thermo-tolérants, constituent un sous-groupe des coliformes totaux, capables de fermenter le lactose à une température de 44 °C. L'espèce la plus couramment associée à ce groupe bactérien est *Escherichia coli*. En moindre mesure, on trouve également certaines espèces des genres *Citrobacter*, *Entérobactérie* et *Klebsiella*. *Escherichia coli*, un type spécifique de coliforme thermo-tolérants, a la particularité de produire de l'indole à partir du tryptophane présent dans le milieu, à une température proche de $42^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.

Mode opératoire

La recherche et le dénombrement des coliformes, ainsi que l'identification d'*E. Coli*, ont été réalisés à l'aide de la méthode des trois tubes du nombre le plus probable (NPP), également connue sous le nom de colimétrie. Cette méthode consiste en une estimation statistique du nombre de microorganismes présumés être présents dans l'eau de manière aléatoire. Elle se déroule en deux étapes consécutives :

- Le test présomptif : Réservé à la recherche des coliformes ;
- Le test confirmatif : réservé à la recherche des coliformes fécaux et *E. coli*

- Test de présomption

- Il est effectué en utilisant le bouillon lactose au pourpre de bromocrésol à simple concentration (BCPL S/C) et à double concentration (BCPL D/C).

- Tous les tubes sont munis d'une cloche de Durham pour déceler le dégagement éventuel de gaz dans le milieu.

- Avant d'ensemencer les tubes, il faut vérifier qu'il n'y a pas de bulle d'air sous la cloche, pour éviter de fausser les résultats.

- A partir de des dilutions des solutions d'eau, il faut préparer de manière aseptisée :

- 03 fois 10 ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu BCPL D/C.
- 03 fois 1 ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu BCPL S/C.
- 03 fois 0.1 ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu BCPL S/C

- Chasser l'air éventuellement présent dans les cloches de Durham et bien mélanger le milieu et l'inoculum.

- L'incubation se fait cette fois-ci au l'incubateur à 37 °C pendant 24 à 48 heures.

- Seront considérés comme positifs les tubes présentant à la fois un dégagement de gaz (supérieur au 1/10 de la hauteur de la cloche) et un trouble microbien accompagné d'un changement de couleur du milieu vers le jaune. Ce dernier constitue le témoin de la fermentation du lactose présent dans le milieu. Ces deux caractéristiques sont des indicateurs de la fermentation du lactose dans les conditions opératoires décrites.

-Test de confirmation (test de Mac Kenzie)

Le test de confirmation repose sur la détection des coliformes thermo-tolérants, parmi lesquels la présence d'*Escherichia coli* est particulièrement redoutée. Les tubes de BCPL qui se sont révélés positifs lors du dénombrement des coliformes feront l'objet d'un repiquage à l'aide d'une anse bouclée dans un tube contenant le milieu Schubert, équipé d'une cloche de Durham. Après avoir évacué l'air éventuellement présent dans les cloches de Durham et avoir bien mélangé le milieu et l'inoculum, l'incubation se fera cette fois-ci dans un incubateur à 44°C pendant 24 heures. Les tubes seront considérés comme positifs s'ils présentent à la fois :

- Un dégagement gazeux ;

- Un anneau rouge en surface, témoignant de la production d'indole par *Escherichia coli* après adjonction de 2 à 3 gouttes du réactif de Kovacs. La lecture

finale s'effectue également selon la prescription de la table du NPP en étant donné que les coliformes fécaux font partie des coliformes totaux, il est impossible de trouver plus de coliformes fécaux que de coliformes totaux. Les résultats sont exprimés en germes par 100 ml d'eau analysé.

B. Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux

Ces bactéries appartiennent à la famille des Streptococcaceae, au genre Streptococcus, et au groupe sérologique D. Elles sont caractérisées comme étant des cocci sphériques légèrement ovales et Gram positifs. Elles sont généralement disposées en diplocoques ou en chaînettes, et se développent préférentiellement à 37°C. Ces bactéries présentent un caractère homoférmementaire, produisant de l'acide lactique sans production de gaz.

-Mode opératoire La recherche et le dénombrement des streptocoques fécaux dans les eaux; en milieu liquide par la technique du NPP, se fait en deux étapes consécutives :

- Le test présomptif : Réserve à la recherche des streptocoques ;
- Le test confirmatif : réserve à la confirmation réelle des streptocoques fécaux à partir des tubes positifs du test de présomption.

- Test de présomption

- La recherche se fait en bouillon Rothe S/C et D/C (Bouillon à l'acide de sodium simple concentration et double concentration).

- A partir des dilutions des solutions d'eau, porter aseptiquement :

- ✓ 3 fois 10ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu Rothe D/C.
- ✓ 3 fois 1 ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu ROTHE S/C.
- ✓ 3 fois 0.1 ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu ROTHE S/C.

- Bien mélanger le milieu. L'incubation se fait à 37 °C pendant 24 à 48 heures. Seront considérés comme positifs, les tubes présentant un trouble microbien.

- Test de confirmation

- Le test de confirmation est basé sur la confirmation des streptocoques fécaux éventuellement présents dans le test de présomption. Après agitation des tubes positifs ; prélever sur chacun d'eaux successivement bouclés ou quelques gouttes par une pipette Pasteur, et les reporter dans des tubes du milieu Eva Litsky.

- Bien mélanger le milieu et l'inoculum. Incuber à 37 °C pendant 24 à 48 heures.
- Seront considérés positifs les tubes présentant :
 - ✓ Un trouble dû au développement bactérienne.
 - ✓ Une pastille violette (blanchâtre) au fond du tube Parfois, la culture s'agglomère au fond du tube en fixant le colorant et en formant une pastille violette.

La lecture finale s'effectue également selon les prescriptions de la table du NPP.

I.5. Les outils de traitement des données

I.5.1. Les logiciels

I.5.1.1. Diagramme

A. Les facies hydrochimique

A.1. Diagramme de Piper

Le diagramme trinéaire de Piper ([Piper, 1944](#)), est utilisé pour classifier l'eau en fonction de ses caractéristiques hydrochimiques, en se basant sur les ions prédominants qui influent sur sa qualité. Ce schéma offre une représentation graphique de l'équilibre chimique entre les principaux cations tels que le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium, et les principaux anions comme le chlorure, le sulfate, le carbonate et le bicarbonate présents dans les échantillons d'eau. Il permet de visualiser la prédominance des ions contribuant ainsi que les réactions chimiques se produisant dans l'eau. Le diagramme se compose de deux triangles inférieurs représentant les cations majeurs et les anions, ainsi que d'un losange situé au centre supérieur, indiquant la distribution combinée des cations et des anions ([Zakir et al., 2020](#)).

Ce diagramme révèle les similitudes et les différences entre les échantillons d'eau, car ceux présentant des qualités similaires auront tendance à se regrouper ensemble (Todd, 2001). Ce diagramme est utile pour mettre en évidence les relations chimiques entre les eaux de manière plus précise (Walton, 1970).

A.2. Diagramme de Chadha

Pour mieux comprendre le processus hydrochimique des eaux souterraines, il vaut la peine de se référer à (Chadha, 1999), qui a présenté une illustration très claire. Ce diagramme est une version modifiée du diagramme de Piper. Il a été utilisé avec succès dans diverses recherches pour détecter des processus hydrogéochimiques distincts. La catégorisation de l'eau à l'aide du diagramme de Chadha a donné quatre groupes principaux (Bradai et al., 2022).

I.5.1.2. Arc Gis

C'est grâce à ce logiciel que nous avons pu créer les cartes de la zone d'étude, ainsi que les cartes des emplacements des échantillons et celles montrant l'évolution des paramètres étudiés.

I.5.2. L'évaluation géochimique

L'évaluation géochimique consiste à analyser la composition chimique des échantillons d'eau, des sols ou d'autres matériaux géologiques pour comprendre leur origine, leur composition et leur impact sur l'environnement.

A.1. Diagramme de Gibbs

Les diagrammes de Gibbs (Gibbs, 1970) sont largement utilisés pour évaluer les sources fonctionnelles des constituants chimiques dissous dans l'eau (Li et al., 2016). Ils comprennent deux diagrammes : l'un montre la relation entre les TDS et $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ et l'autre représente les ratios pondéraux des TDS avec $\text{Cl}/(\text{Cl}+\text{HCO}_3)$. Trois zones sont divisées pour représenter les différents mécanismes contrôlant la chimie de l'eau : la dominance des précipitations, la dominance des roches et la dominance de l'évaporation (Gibbs, 1970).

I.5.3. Relations ioniques

A.1. Diagramme des membres d'extrémité

Analyser les relations entre les ions et les rapports ioniques sert de méthode précieuse pour évaluer les origines des ions dissous et les mécanismes sous-jacents qui contrôlent l'hydrochimie au sein des systèmes d'eau douce (Bishwakarma et al., 2022). Les diagrammes des extrémités sont un outil puissant pour mener une analyse approfondie et identifier les types spécifiques de sources de roches liées à l'altération des roches associées aux caractéristiques hydrochimiques de l'eau de surface dans la zone d'étude (Gaillardet et al., 1999; Liu et al., 2019; Zeng et al., 2017).

I.5.4. Les aptitudes des eaux d'irrigation

La qualité de l'eau d'irrigation est déterminée par sa composition minérale, ainsi que par ses effets sur les plantes et le sol (Adimalla et al., 2020). En général, la qualité de l'eau d'irrigation est évaluée à travers le rapport d'adsorption du sodium (SAR), le pourcentage de sodium (%Na), L'indice de perméabilité (IP), le rapport de Kelly (RK) et le rapport de danger de magnésium (MHR). Tous ces paramètres sont essentiels pour évaluer la qualité des eaux à des fins d'irrigation.

I.5.4.1. Taux d'adsorption du sodium (SAR)

Le Sodium Adsorption Ratio (SAR) est un indicateur crucial pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation, car il mesure la capacité des sols à absorber le sodium. Une concentration élevée de sel dans l'eau peut entraîner la salinisation des sols, tandis qu'une concentration élevée en sodium peut favoriser l'alcalinité des sols. Le SAR permet d'évaluer le risque d'alcalinité de l'eau d'irrigation : plus la proportion de sodium est élevée, plus le risque d'alcalinité est important (Adhikary et al., 2012). Le danger lié au sodium dans l'eau d'irrigation est mesuré par la concentration relative des principaux cations, tels que Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} (Sheikhy Narany et al., 2015). Le SAR est calculé à l'aide de l'équation suivante (Hem, 1985):

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}}{2}}} \dots \dots \dots (8)$$

Où toutes les concentrations ioniques sont représentées en meq/l. Le SAR est classé en (Gugulothu et al., 2022)and(Richards L.A., 1954) :

- ✚ Faible, S1 (<10) : Peut être utilisé dans la plupart des sols avec peu de risques d'accumulation de sodium échangeable.
- ✚ Moyen, S2 (10–18) : Peut poser problème dans les sols à texture fine sans gypse, surtout en l'absence de lessivage et avec une forte capacité d'échange de cations.
- ✚ Élevé, S3 (10–28) : Les sols irrigués peuvent atteindre des niveaux de sodium échangeable proches de la toxicité, nécessitant un bon drainage, un lessivage intense et l'apport de matière organique (moins critique dans les sols riches en gypse).
- ✚ Très élevé, S4 (>28) : Ces niveaux rendent les sols inappropriés pour l'irrigation, sauf en cas de faible ou moyenne salinité ou lors de l'utilisation du gypse comme amendement du sol.

Le diagramme de salinité des États-Unis (USSS) illustre la relation entre le risque de salinité, généralement mesuré par la conductivité électrique (EC), et la teneur en sodium dans l'eau, souvent exprimée par le ratio d'absorption de sodium (SAR) en milliéquivalents par litre (meq/L) (Batarseh et al., 2021).

I.5.4.2. La teneur en sodium (Na%)

Le pourcentage de sodium est un autre indicateur crucial de la qualité de l'eau pour l'irrigation. Un excès de sodium réagit avec le sol, réduisant sa perméabilité et entravant la croissance des plantes (Wilcox, 1955). Avec une concentration élevée de Na^+ dans l'eau d'irrigation, ces ions ont tendance à remplacer les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les particules d'argile par un processus d'échange ionique. Ce phénomène diminue la capacité du sol à permettre le mouvement de l'eau, limitant ainsi la circulation de l'air et de l'eau, surtout pendant les périodes humides, et conduisant à un compactage du sol en conditions sèches (Saleh et al., 1999).

Le Na% dans l'échantillon d'eau a été calculé selon l'équation suivante :

$$\text{Na\%} = (\text{Na}^+ + \text{K}^+) / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+) * 100 \dots \dots \dots (9)$$

Où toutes les concentrations d'ions sont exprimées en meq/l. La classification de l'eau est basée sur le %Na comme suit (Khodapanah et al., 2009) :

- ✚ Excellent (<20 %) ;
- ✚ Bon (20-40 %), admissible (40-60 %) ;
- ✚ Douteux (60-80 %) ;
- ✚ Inadapté (>80 %).

Le diagramme de Wilcox représente graphiquement la relation entre le risque de salinité, exprimé en termes de conductivité électrique (EC en $\mu\text{S}/\text{cm}$), et la concentration en sodium dans l'eau, mesurée sous forme de pourcentage de sodium (%Na) (Salifu et al., 2017). Ce diagramme catégorise la pertinence de l'eau pour l'irrigation en plusieurs niveaux, allant de l'excellent au bon (I), du bon au permmissible (II), du permmissible au douteux (III), du douteux à l'inadapté (IV), et enfin inadapté (V) (Adimalla et al., 2020).

1.5.4.3. L'indice de perméabilité (PI)

L'indice de perméabilité (PI) est un indicateur permettant d'étudier la pertinence de l'eau à des fins d'irrigation. La capacité de déplacement de l'eau dans le sol (perméabilité) est influencée par l'utilisation à long terme de l'eau d'irrigation (avec une concentration élevée en sel), car elle est affectée par les ions Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- du sol. La formule du PI a été développée par (Doneen, 1964) pour évaluer la capacité de déplacement de l'eau dans le sol, ainsi que la pertinence de tout type de source d'eau pour l'irrigation. Elle est formulée comme suit (toutes les concentrations ioniques sont exprimées en meq/l) :

$$\text{PI} = (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+}) / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \times 100 \dots \dots \dots (10)$$

Selon (Doneen, 1964), le PI peut être catégorisé en trois classes :

- ✚ Classe I (> 75 %, convenable) ;
- ✚ Classe II (25-75 %, bonne) ;
- ✚ Classe III (< 25 %, inadaptée).

L'eau classée en classe I et classe II est recommandée pour l'irrigation.

I.5.4.4. Le ratio de Kelly (KR) ou l'indice de Kelly (KI)

Introduit par (Kelly, 1940; Paliwal & Singh, 1967), est un autre critère utilisé pour évaluer la qualité et la classification de l'eau destinée à l'irrigation, en se basant sur la concentration relative de Na^+ par rapport à Ca^{2+} et Mg^{2+} . Il peut être calculé selon l'équation suivante (en exprimant toutes les concentrations ioniques en meq/l) :

$$\text{KR} = \text{Na}^+ / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \dots \dots \dots (11)$$

Un $\text{KR}/\text{KI} > 1$ indique un niveau excessif de Na^+ dans les eaux. Par conséquent :

- L'eau avec un KI inférieur ou égal à 1 est recommandée pour l'irrigation.
- En revanche, l'eau avec un KI supérieur ou égal à 1 n'est pas recommandée pour l'irrigation en raison des risques d'alcalinité.

I.5.4.5. Le ratio de danger du magnésium (MHR)

En général, le calcium et le magnésium maintiennent un équilibre dans la plupart des eaux. Cependant, une concentration accrue de magnésium dans l'eau peut avoir un impact négatif sur le rendement des cultures (Nagaraju et al., 2014). Le rapport de risque du magnésium (MHR) est l'un des paramètres les plus importants pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation (Awad et al., 2022). Un excès de magnésium dans le sol a un effet désastreux sur sa qualité.

- Si la valeur de risque du magnésium augmente jusqu'à 50 %, cela affecte négativement la qualité du sol, et le sol devient plus alcalin.

Cette alcalinité affecte directement les rendements des cultures (Kawagoshi et al., 2016). Le rapport de magnésium a été calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{MHR} = \text{Mg}^{2+} / (\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+}) \times 100 \dots \dots \dots (12)$$

I.6. Conclusion

Pour déterminer si les eaux d'irrigation conviennent, il est habituel de réaliser des tests et des analyses afin de mesurer divers paramètres tels que la conductivité électrique, les concentrations en ions spécifiques tels que le sodium, le calcium et le magnésium, le pH, ainsi que la présence éventuelle de contaminants.

Au cours de ce chapitre, nous avons détaillé les méthodes utilisées pour définir les sites de prélèvement des eaux de drainage agricole, les techniques d'échantillonnage mises en œuvre, ainsi que les méthodes analytiques utilisées tout au long de notre étude. De plus, nous avons examiné les outils informatiques, notamment les logiciels d'hydrochimie et de statistiques, qui ont été utilisés pour l'analyse des données. Enfin, nous avons discuté des indices d'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation, permettant de décrire les relations entre les paramètres de qualité de l'eau et les paramètres de pollution.

**Chapitre II : Évaluation hydrochimique et
géochimique des eaux de drainage agricole**

II.1. Introduction

Dans ce chapitre nous allons étudier la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de drainage agricole de Zab EL-Gharbi de la wilaya de Biskra d'une part, et d'autre part on discutera aussi les résultats des analyses de la chimie des ions majeurs et évaluation l'hydrochimie et la géochimie de qualité de notre échantillons de drainage. Dans ce cas, les méthodes proposées par Piper, Chadha, Gibbs, Diagramme des membres d'extrémité, SAR, Wilcox et la classification USSS (US Laboratoire de Salinité) ont été utilisées pour étudier de manière critique les caractéristiques hydrochimiques et la géochimie de nos échantillons d'eau de drainage qui sont analysés ont été suivis pendant 12 mois. Ainsi, calculer les indices de la qualité de l'eau d'irrigation (IP, RK, MHR) d'examiner le pouvoir de la réutilisation de ces eaux en irrigation.

II.2. Caractéristiques hydrochimiques des eaux de drainage agricole

Les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau de drainage, ainsi que les analyses statistiques associées, ont été juxtaposées aux directives fournies par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (Ayers & Westcot, 1994). Les résultats de cette comparaison pour les 48 échantillons pendant 12 mois sont présentés dans le **Tab.10**.

Tab.10: Les valeurs des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau de drainage agricole

Paramètres	Unité	Min	Max	Moy	Ecart-type	(Ayers & Westcot, 1994)
pH	/	6.38	8.39	7.8	0.38	8.5
CE	µS/cm	3390	8190	6595	1257	3000
STD	mg/L	6922	13657	10876	2021	2000
Ca ⁺²	mg/L	400	739	567	90	400
Mg ⁺²	mg/L	267	826	586	97	60
Na ⁺	mg/L	390	1140	682	166	919

K^+	mg/L	12.7	90	33	23	12
HCO_3^-	mg/L	732	1708	1237	244	630
NO_3^-	mg/L	0.6	75.3	23	17.4	10
Cl ⁻	mg/L	2200	4412	3314	647	1063
SO_4^{2-}	mg/L	1380	6000	4434	1326	960

II.2.1. Potentiel d'hydrogène (pH)

Dans le contexte de la zone d'étude, il est évident que les valeurs de pH de l'eau de drainage présentent des variations minimales. Comme le montre le **Tab.10**, toutes les eaux de drainage de la région respectent les normes établies par (Ayers & Westcot, 1994), avec des valeurs de pH constamment inférieures à 8,5. À travers toutes les saisons, y compris humide, normale et sèche, les valeurs de pH varient de 6,38 à 8,39, avec une valeur moyenne de 7,8 et un écart-type de 0,38. Cette plage de pH constante suggère un environnement légèrement alcalin, qui peut être influencé par la source de l'eau et la composition géologique du substrat (Dussart & Fauré-Fremiet, 1966).

II.2.2. Conductivité électrique (CE)

Les valeurs de conductivité électrique (CE) de l'eau de drainage varient dans une plage de 3990 à 8190 $\mu S/cm$, en réponse aux événements d'irrigation successifs, avec une moyenne de 6595 $\mu S/cm$ et un écart-type de 1257 $\mu S/cm$. Toutes les valeurs enregistrées dans le **Tab.10** (100 % de l'eau de drainage) ont dépassé les normes (Ayers & Westcot, 1994) pour des fins d'irrigation (3000 $\mu S/cm$). Lorsque les drains sont presque secs (en dehors des périodes d'irrigation), les infiltrations latérales fournissent la majeure partie de l'eau au drain, de sorte que la salinité augmente considérablement. Une conductivité élevée indique le degré de minéralisation de l'eau, qui est fonction de la solubilité des composés dissous et dissociés, prédisant une forte teneur en ions (Mubedi et al., 2013; Tshibanda et al., 2014).

II.2.3. Solides totaux dissous (TDS)

Les solides totaux dissous (TDS) dans la zone d'étude affichent une gamme allant de 6922 mg/L à 13657 mg/L, avec une valeur moyenne de 10876 mg/L et un écart-type

de 2021 mg/L. Cette région est principalement caractérisée par une utilisation agricole des terres et elle a rencontré des problèmes significatifs liés à l'érosion des sols et des eaux. Les niveaux de TDS accrus peuvent être attribués au rejet d'eaux usées, contribuant à l'augmentation globale des concentrations de TDS. En revanche, la zone d'étude présente une présence limitée de terres forestières et de végétation qui peuvent efficacement atténuer le ruissellement des sédiments. Par conséquent, la capacité de la végétation à retenir les sédiments est réduite, ce qui entraîne des niveaux de TDS plus élevés dans l'environnement (Xiao-Mei et al., 2023). Tous les échantillons, représentant 100 % des données, présentent des niveaux de TDS dépassant le seuil de 2000 mg/L, ce qui est classé comme de l'eau saumâtre, selon la définition de (Ayers & Westcot, 1994). Cette constatation souligne l'impact significatif des activités agricoles et industrielles étendues dans la région sur la qualité de l'eau de drainage (Panaskar et al., 2016).

II.2.4. La concentration des anions et cations majeurs

Peut varier considérablement en fonction des caractéristiques géologiques du terrain à travers lequel l'eau passe. La nature du sol, y compris la présence de minéraux contenant du calcium, joue un rôle crucial dans la détermination de la teneur en calcium dans l'eau et, par conséquent, dans sa dureté (Rodier, 2009). Le magnésium influence également la dureté de l'eau sans être un composant nécessaire (Ram et al., 2021). Les résultats présentés dans le **Tab.10** révèlent que les concentrations de calcium et de magnésium varient de 400 mg/L à 739 mg/L et de 267 mg/L à 826 mg/L, respectivement, avec des valeurs moyennes de 565 mg/L et 586 mg/L, et des écarts-types de 90 mg/L et 97 mg/L, respectivement. Il est important de noter que, dans toutes les saisons, les concentrations de calcium et de magnésium dans l'eau de drainage dépassent les normes établies par (Ayers & Westcot, 1994) pour des fins d'irrigation, qui sont de 400 mg/L pour le calcium et 60 mg/L pour le magnésium. Les données indiquent clairement que l'eau de drainage peut ne pas être adaptée à l'irrigation en raison des niveaux élevés de calcium et de magnésium, qui dépassent les normes recommandées à des fins d'irrigation. Ces minéraux proviennent principalement de la décomposition d'aluminosilicates de calcium et de magnésium et de la dissolution de divers minéraux tels que le calcaire et le gypse dans les substrats

géologiques. Bien que le calcium soit essentiel pour la physiologie cellulaire et la minéralisation des structures chez les organismes vivants, la présence excessive de calcium et de magnésium peut avoir des effets néfastes sur la santé des sols et des cultures. Typiquement, le magnésium se trouve en quantités inférieures au calcium dans les sources d'eau. Cela souligne l'importance de l'évaluation de la qualité de l'eau en agriculture (Arshad & Shakoor, 2017). Le **Tab.10** présente des données indiquant que la concentration en potassium (K^+) dans nos échantillons varie de 12,7 mg/L à 90 mg/L, avec une moyenne de 33 mg/L et un écart-type de 23 mg/L. Importante, tous les échantillons d'eau de drainage, représentant 100 % d'entre eux, dépassent les normes d'irrigation établies par (Ayers & Westcot, 1994), qui recommandent un maximum de 12 mg/L pour le K^+ . Cela suggère qu'aucun de nos échantillons d'eau de drainage n'est adapté à l'irrigation en raison de leurs niveaux élevés de potassium. La concentration élevée de K^+ suggère que des minéraux tels que le feldspath potassique ont subi une altération et que les engrais chimiques contenant du potassium (tels que les engrais NPK) se sont dissous dans l'eau (Gaagai et al., 2022, 2023). De plus, les concentrations de sodium (Na^+) dans les échantillons variaient de 390 mg/L à 1140 mg/L, avec une moyenne de 682 mg/L et un écart-type de 166 mg/L. Selon les normes d'irrigation définies dans les directives de (Ayers & Westcot, 1994), seuls 9 % des échantillons d'eau de drainage satisfont aux exigences techniques pour l'irrigation, car ils se situent dans la limite recommandée de 990 mg/L. Cela indique que la majorité des échantillons présentent des niveaux de sodium dépassant les normes établies à des fins d'irrigation.

Les concentrations de chlorure (Cl^-) et de sulfate (SO_4^{2-}) dans l'eau de drainage présentaient une large gamme, avec des niveaux de chlorure allant de 2200 mg/L à 4412 mg/L et des niveaux de sulfate variant de 1380 mg/L à 6000 mg/L. Les valeurs moyennes étaient de 3314 mg/L pour le chlorure et de 4434 mg/L pour le sulfate, avec des écarts-types de 647 mg/L et 1326 mg/L, respectivement (comme indiqué dans le **Tab.10**). Notamment, aucun des échantillons d'eau de drainage, couvrant toutes les saisons (humide, normale et sèche), ne respectait les normes établies par (Ayers & Westcot, 1994) pour l'irrigation. Les limites maximales permises recommandées pour le chlorure et le sulfate dans l'eau d'irrigation sont respectivement de 1063 mg/L et 960 mg/L. Cependant, tous les échantillons de cette étude ont dépassé ces normes, ce

qui indique que les concentrations de chlorure et de sulfate dans l'eau de drainage sont trop élevées pour une utilisation sûre en irrigation. Ces résultats indiquent de manière indiscutable que l'eau de drainage dans la zone d'étude dépasse les limites de sécurité et n'est pas adaptée à des fins d'irrigation. Ces niveaux élevés de sulfate sont probablement influencés par les activités agricoles dans une certaine mesure. Cependant, la principale source de sulfate dans les eaux de Zab El Gharbi semble être les formations secondaires, principalement issues du ruissellement ou de l'infiltration dans les sols riches en gypse. Cette influence géologique joue un rôle important dans les défis liés à la qualité de l'eau observés dans la région (Akil et al., 2014; Al-Qawati et al., 2015). Par conséquent, la quantité d'ions sulfate dans l'eau est liée à la fois à la dissolution des formations de gypse et aux pesticides dans les fluides d'irrigation (Amamra & Khanchoul, 2019).

La teneur en bicarbonate dans les échantillons d'eau d'irrigation présentait une plage allant d'un minimum de 732 mg/L à un maximum de 1708 mg/L, avec une moyenne de 1237 mg/L et un écart-type de 244 mg/L. Notamment, tous les échantillons d'eau de drainage, représentant 100 % des échantillons testés dans cette étude, dépassaient les normes établies par (Ayers & Westcot, 1994) pour des fins d'irrigation, qui recommandent une teneur en bicarbonate maximale de 630 mg/L. Par conséquent, l'eau d'irrigation dans la zone d'étude tombe dans la catégorie d'un "problème croissant" en fonction des concentrations de bicarbonate, indiquant des défis importants liés à la qualité de l'eau à des fins d'irrigation. Les concentrations de nitrate dans les échantillons d'eau de drainage présentaient une large gamme, allant de 0,6 mg/L à 75,3 mg/L, avec une moyenne de 23 mg/L et un écart-type de 17,4 mg/L. Remarquablement, seuls 16 % des échantillons d'eau de drainage étaient considérés comme acceptables pour une utilisation en irrigation car ils étaient inférieurs à la valeur limite de 10 mg/L, telle que stipulée par (Ayers & Westcot, 1994). En revanche, une majorité substantielle, constituant 84 % de tous les échantillons examinés, présentait des concentrations élevées de nitrate. Ces niveaux élevés de nitrate dans les eaux de drainage peuvent être attribués aux activités agricoles intensives dans la zone d'étude, qui reposent sur l'application excessive d'engrais azotés pour améliorer les rendements des cultures (Etteieb et al., 2017). Ainsi, il a été suggéré que l'activité anthropique était causée par une application excessive d'engrais

azotés inorganiques, des déchets ménagers et industriels, et une irrigation intensive (Gaagai et al., 2023).

II.2.5. Autres paramètres

Tab.11: Les valeurs des autres paramètres physico-chimiques et biologiques des eaux de drainage agricole.

Paramètres	Unité	Min	Max	Moy	Ecart-type	(Ayers & Westcot, 1985)	(OMS, 1989)
NH_4^+	mg/L	22.7	58	45	10.3	<0.94	-
Cu^{+2}	mg/L	0.012	1.37	0.154	0.38	0.2	-
Mn^-	mg/L	8	70	34	19.9	0.2	-
Fe^{+2}	mg/L	0	2.21	0.03	0.44	5	-
PO_4^{-3}	mg/L	0.3	4.9	1.9	1.17	-	<2
DCO	mgO ₂ /L	14	38	18.5	9.58	-	<40
DBO ₅	mgO ₂ /L	10	30	10	6.17	-	<30

Les mesures d'ammonium (NH_4^+) d'un ensemble de données comprenant 48 échantillons d'eau de drainage ont montré une plage allant de 22,7 mg/L à 58 mg/L, avec un moyen de 45 et un écart-type de 10,3. Dans la zone d'étude, comme le montre le **Tab.11**, 100 % des échantillons d'eau de drainage sont supérieurs à la norme de (Ayers & Westcot, 1985) 0.94 mg/L. L'ammoniac provient principalement de la dégradation des matières organiques azotées, il peut s'infiltrer avec l'eau dans les sols vers les nappes. Leur origine est principalement agricole, la pollution engendrée est diffuse et est le résultat d'un excès de matières organiques végétales en décomposition sur et dans le sol après la récolte, après un déboisement, un épandage d'engrais azotés en quantité supérieure aux besoins des plantes cultivées (Al-Qawati et al., 2015). La teneur en phosphate dans les échantillons d'eau d'irrigation présentait une plage allant d'un minimum de 0.3 mg/L à un maximum de 4.9 mg/L, avec une moyenne de 1.9 mg/L et un écart-type de 1.17 mg/L. Notamment, la moitié des échantillons d'eau de drainage, représentant 50 % des échantillons testés dans cette étude, dépassaient les normes établies par (Ayers & Westcot, 1985) pour des fins d'irrigation, qui

recommandent une teneur en phosphate maximale de 2 mg/L. Les variations des taux d'orthophosphates peuvent s'expliquer spatialement par les déversements supplémentaires des agglomérations voisines et des unités industrielles, ainsi que par le lessivage des sols agricoles traités avec des engrais (Youbi et al., 2018).

De nombreuses activités humaines sont responsables de la pollution métallique de l'eau. Les métaux lourds ont été utilisés comme indices de pollution en raison de leur grande toxicité pour la vie humaine et aquatique. Les concentrations totales de fer varient de 0 à 2.21 mg/L, avec une moyenne de 0,03 mg/L et un écart-type de 0.44 mg/L (**Tab.11**). Le taux de fer total a montré que tous les échantillons des eaux de drainage sont inférieurs à la valeur limite de 5 mg/L, telle que stipulée par (Ayers & Westcot, 1985). De plus, les concentrations de cuivre (Cu^{+2}) dans les échantillons variaient de 0.012 mg/L à 1.37 mg/L, avec une moyenne de 0.154 mg/L et un écart-type de 0.38 mg/L. 45% des échantillons de l'eau de drainage sont supérieurs à la valeur limite de 0.2 mg/L, telle que stipulée par (Ayers & Westcot, 1985). Les ions cuivre peuvent être accumulés par diverses sources telles que l'industrialisation, les déchets électroniques, traitement des déchets urbains et érosion naturelle des métaux, dissolution et également lessivage vers la nappe phréatique. Alors que les concentrations de Mn pour nos échantillons des eaux de drainage étaient supérieures à la limite de 0,2 mg/L établie par (Ayers & Westcot, 1985). Et les concentrations de manganèse varient de 8 à 70 mg/L, avec une moyenne de 34 mg/L et un écart-type de 19.9 mg/L (**Tab.11**), sont élevées en raison des caractéristiques géologiques locales.

De plus, les concentrations de la (DBO_5) dans les échantillons variaient de 10 mgO_2/L à 30 mgO_2/L , avec une moyenne de 10 mgO_2/L et un écart-type de 6.09 mgO_2/L . Tous les échantillons d'eau de drainage sont inférieurs aux normes d'irrigation définies dans les directives de (OMS, 1989) est de 30 mgO_2/L . Cela pourrait être le résultat du rejet direct de déchets d'origine végétale, animale et domestique (Olabode et al., 2020). En se concentrant sur les valeurs de la demande chimique en oxygène (DCO), elles varient de 14 à 38 mgO_2/L , avec une moyenne de 18.5 mgO_2/L et un écart-type de 9.58 mgO_2/L , comme détaillé dans le **Tab.11**. Notamment, toutes les valeurs de la DCO enregistrées, couvrant 100 % des échantillons d'eau de drainage, conformément aux critères définis par (OMS, 1989). Cette diminution est peut être due à la présence de

quantité importante de roseaux et des cascades dans les canaux de drainage avec une diminution du degré de la salinité, qui influe sur l'activité des et l'opération de l'auto-épuration sera inadéquate.

Tab.12 : Les ratios des paramètres globaux de pollution des eaux usées.

Paramètres	Unité	Min	Max	Moy	Ecart-type
DCO/DBO ₅	/	0.13	2.8	1.2	0.82
DBO ₅ /DCO	/	0.35	7.5	0.8	1.87

Pour mieux comprendre l'origine des eaux usées étudiées, le calcul des ratios DCO/DBO₅, DBO₅/DCO sont très importants (**Tab.12**) afin de recommander un traitement approprié. Le ratio DCO/DBO₅, variant de 0.13 à 2.8, confirme que les eaux de drainage étudié reçoivent des eaux usées domestiques avec un ratio DCO/BOD₅ inférieur à 3 pour tous les échantillons (Rodier, 2009). Ainsi, les eaux usées provenant de ces décharges urbaines ont une charge organique élevée et sont facilement biodégradables.

Pour caractériser une pollution industrielle, le ratio DBO₅/DCO fournit des indications très importantes sur l'origine de la pollution de l'eau et ses options de traitement. Les affluents étudiés ont un ratio DBO₅/DCO élevé, supérieur à 0.3, ce qui confirme que cette eau est fortement chargée en matière organique.

II.3. Les caractéristiques microbiologiques

Tab.13 : Les valeurs des paramètres microbiologiques

Paramètre	Ma x	Min	Mo y	Ecart-type	OMS(1989)
Coliformes totaux	12 0	00	40,5 0	50,20	1000
Coliformes fécaux	50	00	14,0 0	18,50	100
Streptocoques fécaux	5	00	0,83	1,94	/

II.3.1. Dénombrement des coliformes totaux

Les coliformes, conjointement avec les Streptocoques fécaux, représentent le groupe de bactéries le plus couramment étudié lors de l'analyse bactériologique de l'eau. Leur présence dans l'eau est recherchée comme indicateur de contamination fécale (Gaujous, 1995). Les résultats obtenus montrent une plage allant de 0 à 120 CT/100ml, avec une moyenne de 40 CT/100ml et un écart-type de 50 CT/100ml.

Tous les échantillons analysés sont inférieurs aux normes des eaux utilisées en irrigation (1000 CT/100 ml) exigées par le décret exécutif n° 07-149 (JORA 49),(OMS, 1989).

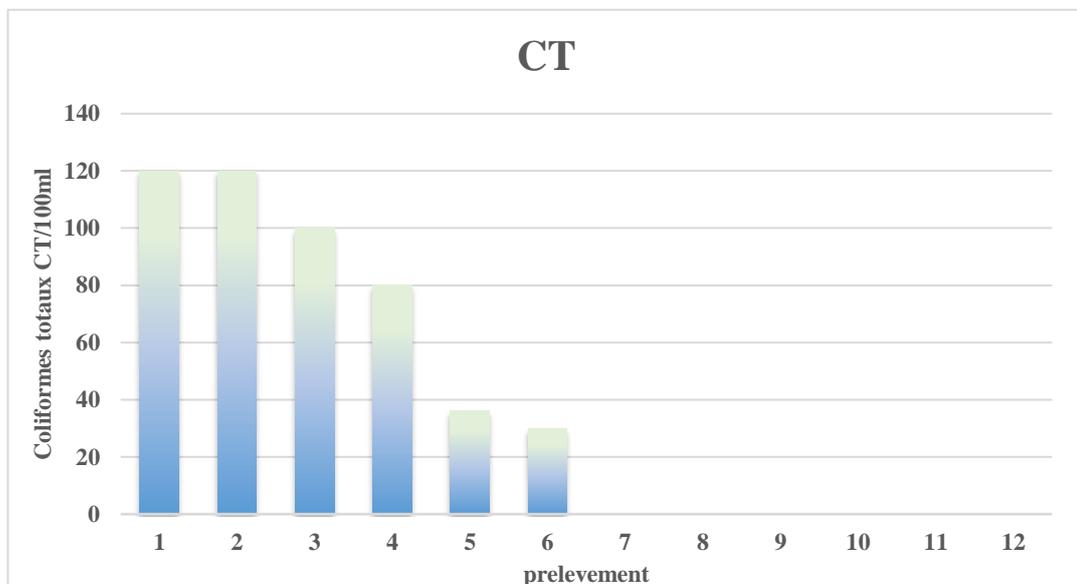


Fig.34 : Variation des coliformes totaux

II.3.2. Dénombrement des coliformes fécaux

Les résultats obtenus révèlent que le nombre de coliformes fécaux dans tous les sites d'étude respecte les normes pour les eaux destinées à l'agriculture (1000 CF/100ml) (OMS, 1989). La charge bactérienne en coliformes fécaux varie entre 0 et 50 CF/100ml, avec une moyenne de 14 CF/100ml. Les fluctuations autour de cette moyenne sont faibles, avec un écart type de 18 CF/100ml. Cependant, la présence de coliformes d'origine fécale dans les eaux de drainage indique une pollution ou une contamination fécale, qui dépendent des différentes activités agricoles et

anthropogéniques. Deux facteurs semblent influencer les bactéries de la contamination fécale : la disponibilité des nutriments et la turbidité de l'eau (Garcia-Armisen, T., Servais, 2004).

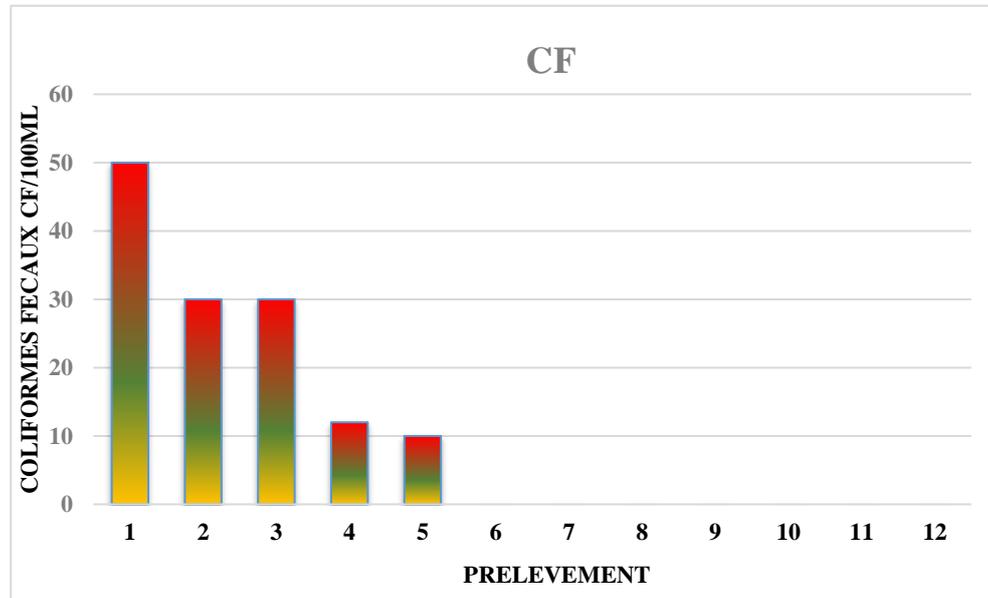


Fig.35 : Variation des coliformes fécaux

II.3.3. Dénombrement des Streptocoques fécaux

Les streptocoques fécaux sont considérés comme des indicateurs spécifiques de contamination fécale, car ils se multiplient rarement dans l'environnement et résistent mieux aux conditions défavorables que les coliformes (Gantzer, C., Lucena, F., Schwartzbrod, L., Jofre, 1998). Les résultats obtenus indiquent une absence totale de ces bactéries dans 85% des échantillons analysés. Deux échantillons des sites présentent des concentrations faibles en Streptocoques fécaux, avec une valeur de 5 SF/100ml enregistrée pour les eaux de drainage de deux prélèvements. Les fluctuations autour de la moyenne sont très faibles, avec seulement 0,83 SF/100ml d'écart moyen et un écart type de 1,93.

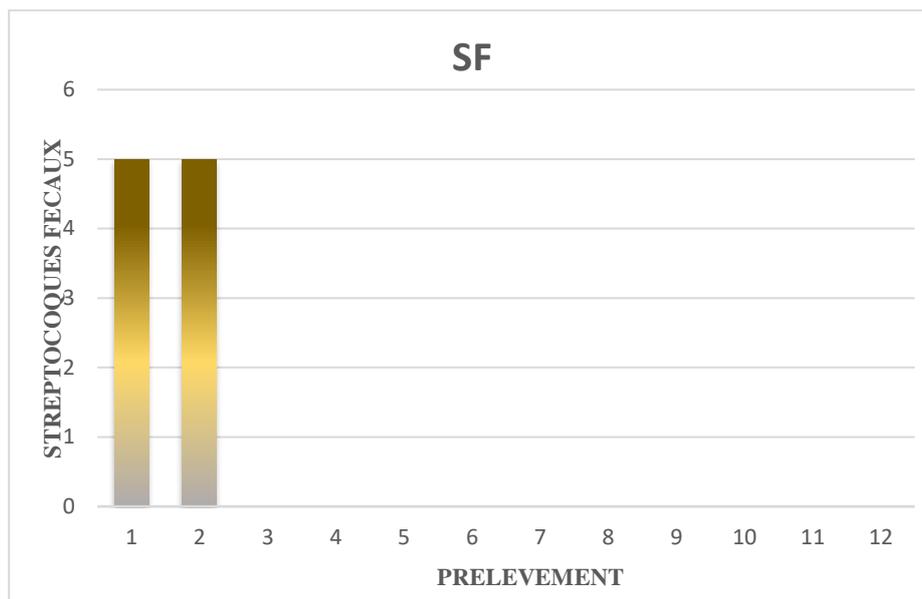


Fig.36 : Variation des streptocoques fécaux

En effet, il semble que l'ensemble de la zone d'étude ne soit pas contaminé ; la présence de streptocoques fécaux à faible concentration dans deux prélèvements pourrait être attribuée à des sources de pollution environnantes telles que le lessivage des terres agricoles chargées d'énormes quantités de fumier, l'existence de fosses septiques, l'élevage de bétail et les activités humaines (Gueroui, 2014).

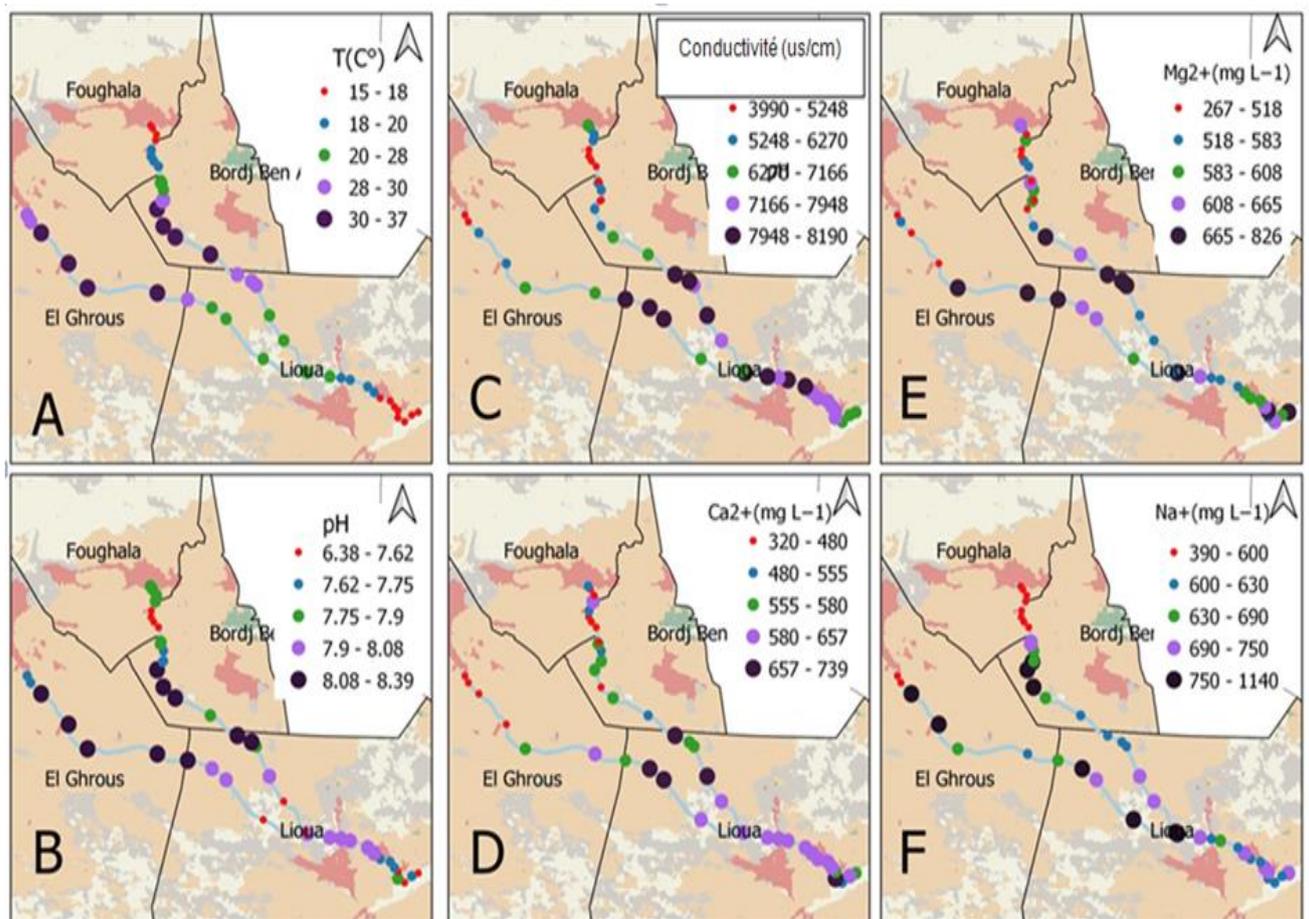
II.4. Les caractéristiques de la distribution saisonnière et spatiale des composants chimiques, métaux lourds et organiques de l'eau de drainage

La **Fig.37** et **Fig.38** illustre les fluctuations saisonnières et spatiales dans la concentration des différents paramètres mesurés à travers différents sites dans la zone d'étude.

Les données saisonnières concernant la chimie des ions majeurs de l'eau provenant de différents sites indiquent que les valeurs moyennes de la conductivité électrique (CE), du sulfate, du calcium, du magnésium, du chlorure, des nitrates, manganèse et des solides dissous totaux (TDS) présentent toutes leurs concentrations les plus faibles pendant la saison des pluies et leurs concentrations les plus élevées pendant la saison sèche. Notamment, le bicarbonate contribue également de manière significative à la teneur totale en anions pendant la saison des pluies. Ce schéma suggère une réduction

de la concentration des ions majeurs pendant la saison des pluies. La diminution des concentrations ioniques observée pendant la saison des pluies peut probablement être attribuée aux effets de dilution résultant de l'augmentation du volume d'eau due aux inondations (Yang et al., 2012). Les concentrations de sodium, potassium, du fer, du, DCO, du DBO₅, du phosphate, du cuivre et d'ammonium, ne présentent aucune variation saisonnière systématique discernable. Les niveaux élevés constants de solides dissous totaux (TDS) dans l'eau de drainage sont principalement attribués à l'évaporation significative de l'eau et à l'impact de l'érosion éolienne. Ces facteurs contribuent à une accumulation accrue de sels dans la région, entraînant les concentrations élevées de TDS observées tout au long de l'année (Zhang et al., 2019).

(a)



(b)

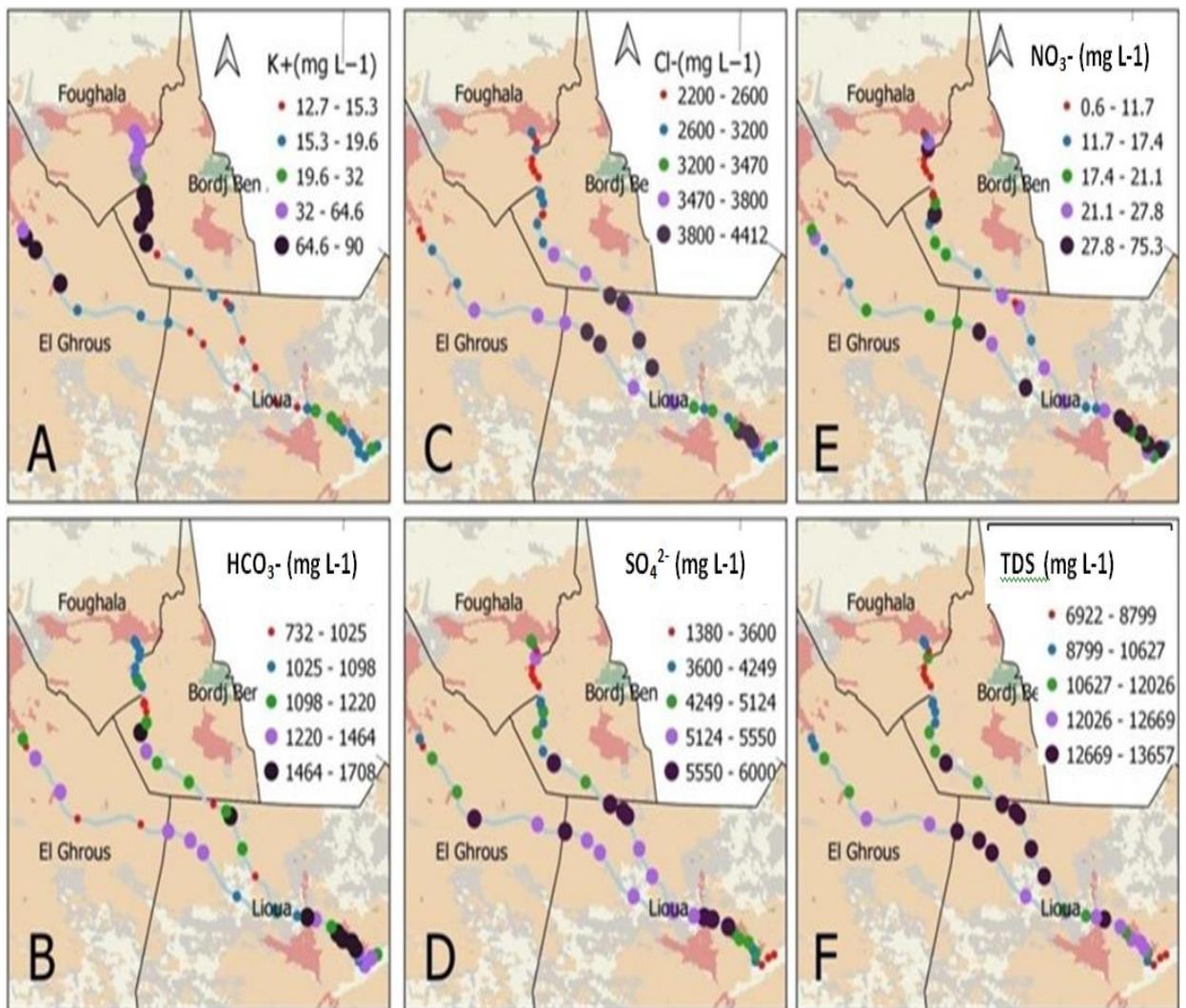
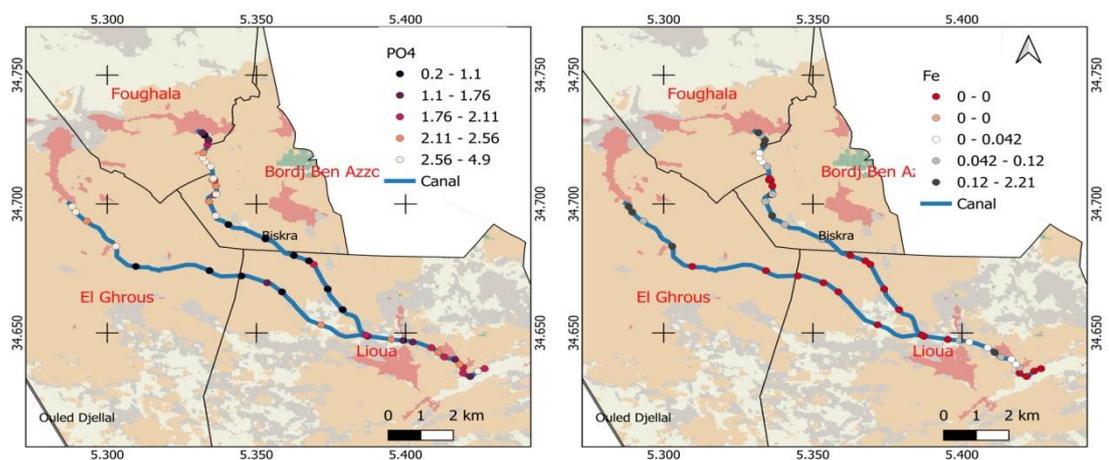


Fig.37 : Variation saisonnières et spatiales (a): T, CE, pH, Ca⁺², Mg⁺² et Na⁺. (b): K⁺, TDS, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ et HCO₃⁻.



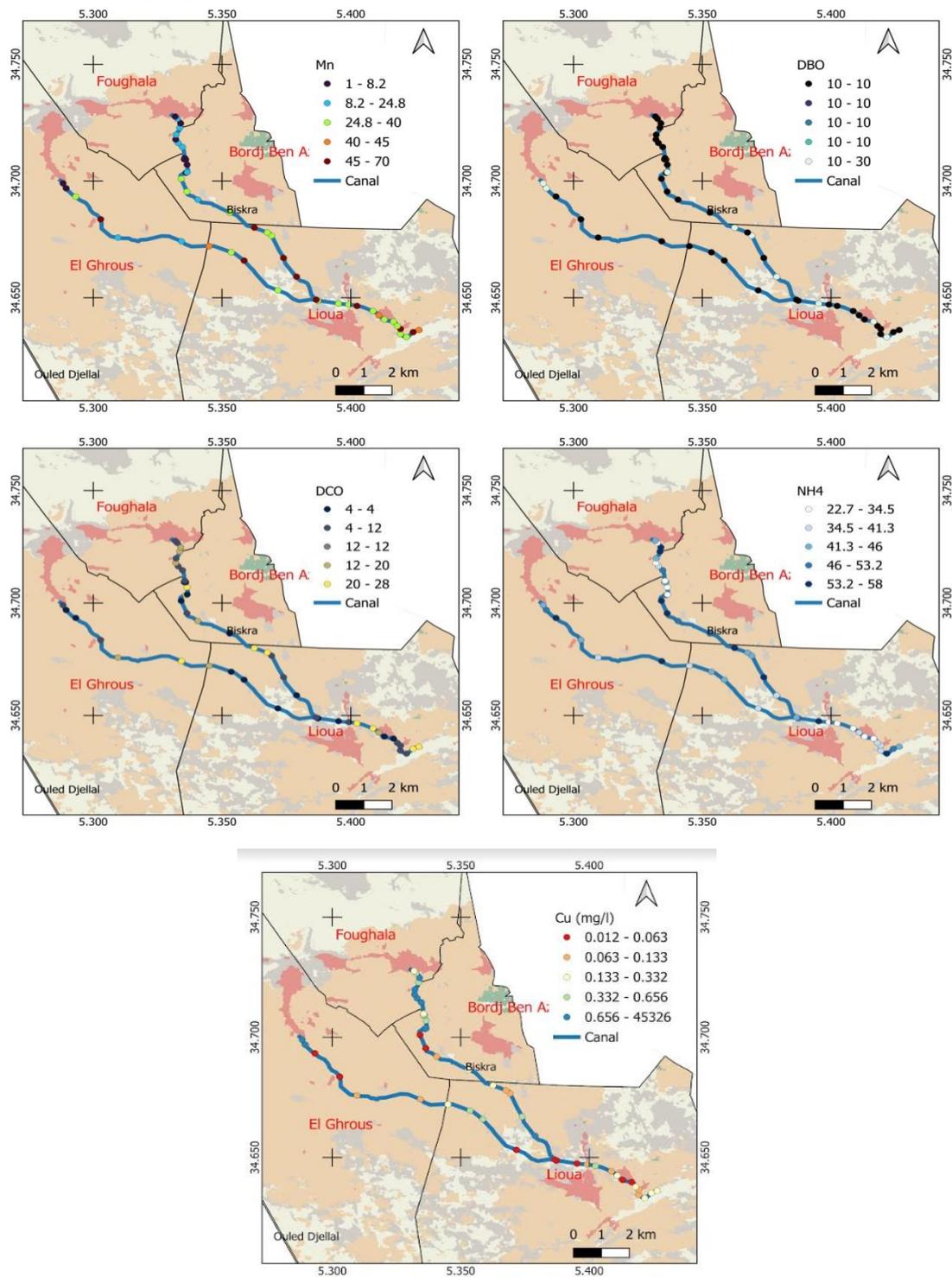


Fig.38 : Variation saisonnières et spatiales de la distribution d'autres paramètres:

PO_4^{-3} , Fe^{+2} , Cu^{+2} , Mn^{+2} , DCO, DBO_5 et NH_4^+ .

II.5. Faciès hydrochimiques

II.5.1. Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper (**Fig.39**) représente l'analyse chimique des échantillons d'eau de drainage collectés dans la zone d'étude, un faciès hydrochimique prédominant dans l'eau de drainage agricole. Le faciès Ca-Mg-SO₄-Cl domine, représentant 100 % des échantillons. Dans le triangle des cations, les échantillons sont répartis en deux catégories, la majorité (85 %) se trouvant dans la zone mixte et une plus petite portion (15%) étant catégorisée comme Mg. Dans le triangle des anions, trois types d'anions sont identifiés, la zone mixte étant la catégorie principale (58 %), suivie de SO₄²⁻ (35,75 %) et de Cl⁻ (6,25 %). Ce diagramme de Piper résume efficacement les caractéristiques hydrochimiques de l'eau de drainage agricole dans la zone d'étude, offrant des informations sur sa composition et sa qualité.

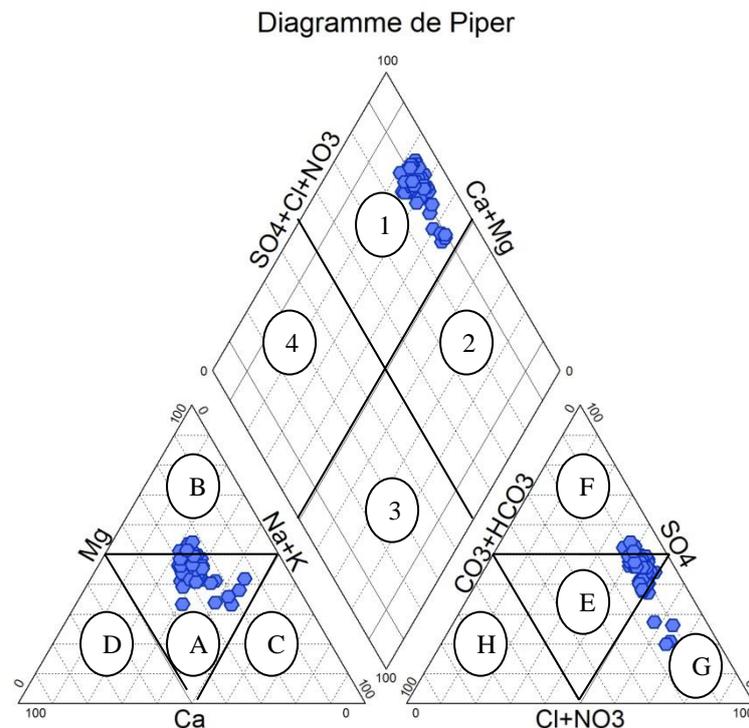


Fig.39: Classification des faciès hydrochimiques à l'aide du diagramme de Piper.
1) Ca-Mg-SO₄-Cl; 2), Na-SO₄-Cl; 3), Na-HCO₃; 4), Ca-Mg-HCO₃; A), zone mixte;
B), Mg; C), Na-K; D), Ca; E), zone mixte; F),SO₄; G), Cl; H), HCO₃.

II.5.2. Diagramme de Chadha

Pour mieux comprendre les processus hydrochimiques des eaux souterraines, il est bénéfique de consulter (Chadha, 1999), qui fournit une illustration claire. Dans ce diagramme, il y a deux axes : $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (Na^{+} + K^{+})$ et $(HCO_3^{-} + (Cl^{-} - SO_4^{2-}))$, qui représentent respectivement les cations et les anions (Fig.40). Les résultats indiquent que tous les 48 échantillons d'eau dans la zone de recherche se situent dans cette zone désignée, représentant 100%. Le type d'eau identifié comme Ca-Mg-SO₄/Cl est situé dans le champ 2, ce qui indique des activités d'échange d'ions inversés, correspondant précisément aux résultats du diagramme de Piper.

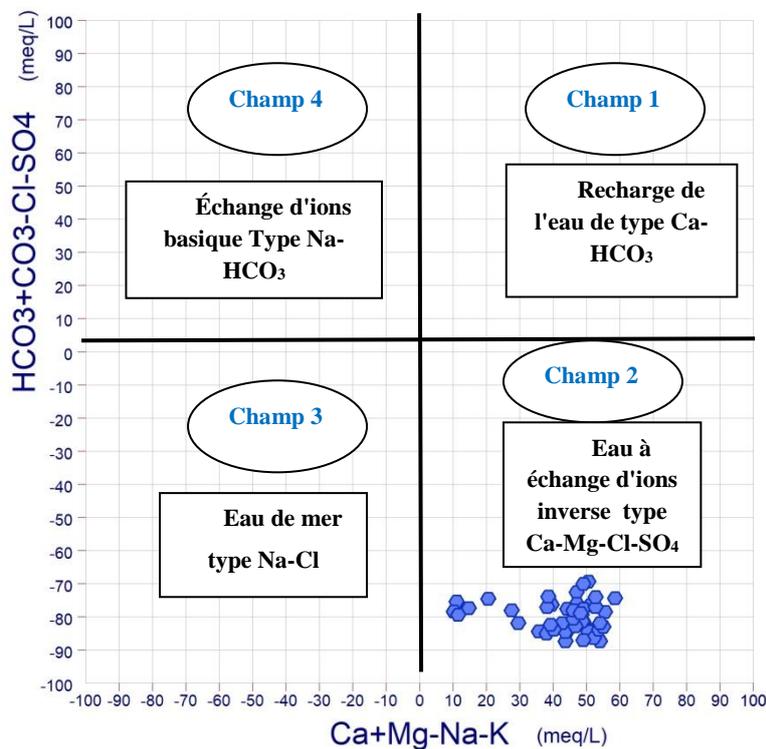


Fig.40 : Diagramme de Chadha

II.6. Mécanismes de contrôle de l'eau de drainage agricole

II.6.1. Diagramme de Gibbs

Les graphiques de Gibbs présentés dans la **Fig.41** révèlent une observation notable : aucun des échantillons n'est situé dans le coin inférieur droit des diagrammes. Cette absence suggère que les précipitations atmosphériques, et par conséquent l'influence du sel marin transporté par de telles précipitations, n'ont aucun effet significatif sur les concentrations chimiques dans la zone d'étude. Au contraire, tous les échantillons d'eau de drainage analysés se trouvent dans la moitié supérieure des diagrammes, dans la zone d'évaporation-concentration. Ce schéma indique clairement que l'évaporation joue un rôle substantiel dans la formation de la chimie de l'eau de drainage dans la zone d'étude, soulignant son importance dans l'évolution de la chimie de l'eau dans ce contexte.

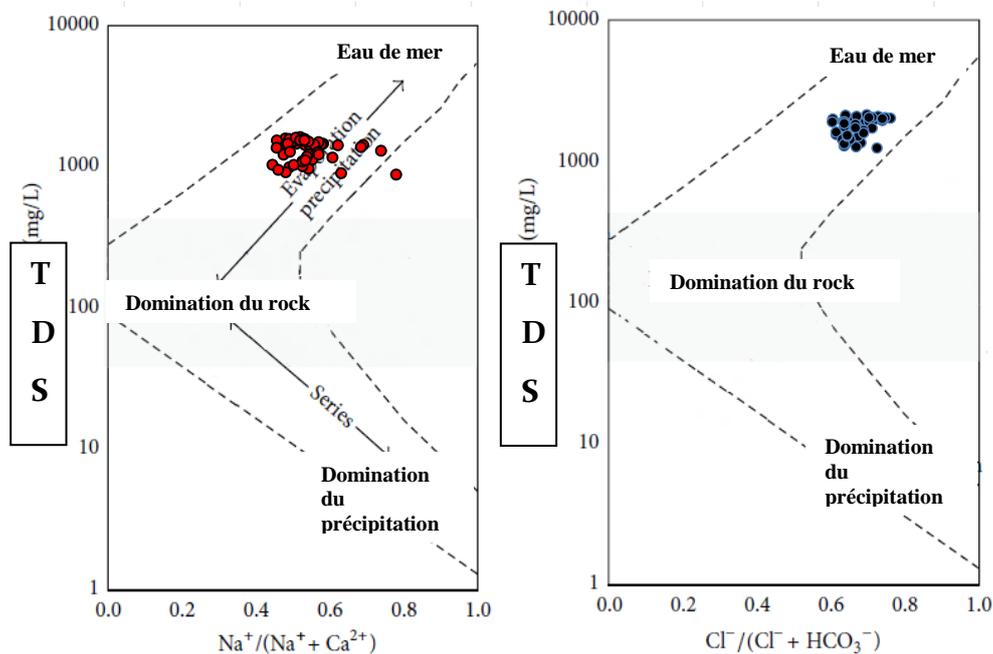


Fig.41: Diagramme de Gibbs de l'eau de drainage agricole.

II.6.2. Diagramme des membres d'extrémité

(Gaillardet et al., 1999) a fourni des aperçus cruciaux sur la composition chimique des extrémités liées à l'altération des roches. Plus précisément, ils ont identifié certains

rappports tels que $\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$, $\text{Mg}^{2+}/\text{Na}^+$ et $\text{HCO}_3^-/\text{Na}^+$ pour les extrémités silicatées et carbonatées. Dans leur étude, $\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$ était d'environ $0,35 \pm 0,15$, $\text{Mg}^{2+}/\text{Na}^+$ était d'environ $0,24 \pm 0,12$ et $\text{HCO}_3^-/\text{Na}^+$ était d'environ 2 ± 1 pour l'extrémité silicatée, tandis que pour l'extrémité carbonatée, $\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$ était de 50, $\text{Mg}^{2+}/\text{Na}^+$ était de 10 et $\text{HCO}_3^-/\text{Na}^+$ était de 120. Pour illustrer les effets de l'altération des roches, la **Fig.42 (a)** présente Ca^{2+} normalisé par Na^+ versus Mg^{2+} , et la **Fig.42 (b)** montre Ca^{2+} normalisé par Na^+ versus HCO_3^- . Dans le contexte de la zone d'étude, la composition chimique de l'eau de drainage se situe principalement entre le silicate et le carbonate, avec une proximité plus grande avec le silicate dans la **Fig.42**. Cela suggère que la composition chimique de l'eau de drainage provient principalement de l'altération des roches silicatées et carbonatées, l'altération des silicates exerçant une influence dominante sur la dissolution des carbonates.

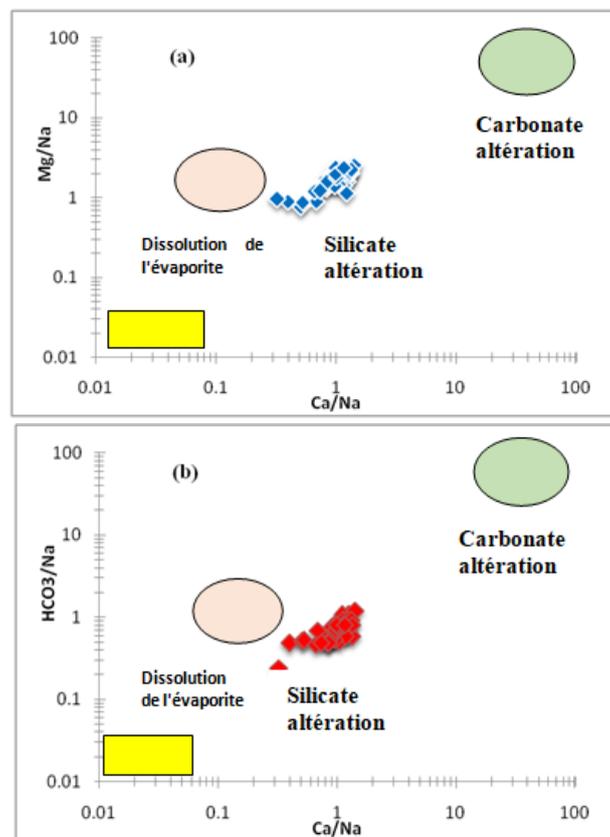


Fig.42 : Diagramme des extrémités de l'eau de drainage agricole ($\text{Mg}^{2+}/\text{Na}^+$) vs ($\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$) (a); ($\text{HCO}_3^-/\text{Na}^+$) vs ($\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$) (b)

II.7. Les analyses des indices de la qualité des eaux d'irrigation

En général, la qualité de l'eau d'irrigation est évaluée à travers la salinité, le rapport d'adsorption du sodium (SAR), le pourcentage de sodium (%Na), L'indice de perméabilité (PI), le rapport de Kelly (KR) et le rapport de danger de magnésium (MHR). Tous ces paramètres sont essentiels pour évaluer la qualité des eaux à des fins d'irrigation

II.7.1. Risque de salinité

La conductivité électrique (CE) se distingue comme un paramètre essentiel pour évaluer l'aptitude de l'eau à des fins d'irrigation. Selon la classification de Richards de 1954, l'eau d'irrigation est catégorisée en quatre classes en fonction de sa conductivité électrique (CE). L'eau de drainage dans le **Tab.14** tombe dans la classe de risque de salinité très élevé (C4), ce qui la rend inadaptée à des fins d'irrigation. Ce niveau de salinité a un impact négatif sur les plantes en réduisant la disponibilité en eau et en augmentant le stress hydrique, une condition reflétée dans le potentiel hydrique des feuilles des plantes (Katerji et al., 2000). La capacité des plantes à absorber l'eau diminue à mesure que la pression osmotique augmente. La pression osmotique est influencée par la teneur en sel ou le risque de salinité présent dans l'environnement (Singaraja et al., 2015).

Tab.14. Qualité de l'eau d'irrigation basée sur les valeurs de CE (Richards, 1954)

CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Classe de salinité	Remarque
0-250	Faible	Il est sécuritaire à utiliser
251-750	Moyen	Utilisable avec un lessivage
751-2250	Fort	modéré Avec certaines techniques de gestion, il pourrait être utilisé pour l'irrigation.
2251-6000	Très fort	Non adapté à une utilisation en irrigation

II.7.2. Le rapport d'adsorption du sodium (SAR)

Les valeurs de SAR observées dans l'étude variaient de 2,13 à 5,57, avec une moyenne de 4,28. Selon la classification mentionnée précédemment, tous les échantillons d'eau de drainage (100 %) entrent dans la catégorie d'eau excellente. Pour évaluer davantage la qualité de l'eau à des fins d'irrigation, le diagramme du Laboratoire de Salinité des États-Unis (USSL) a été utilisé. Le diagramme USSL offre une réflexion complète sur les impacts des valeurs de SAR et de CE sur le sol.

Le diagramme de salinité USSL (**Fig.43**) indique que 2,08 % des échantillons d'eau de drainage tombent dans le champ C4S3, et 6,25 % tombent dans le champ C4S2. Cela suggère que les échantillons dans C4S2 sont de très mauvaise qualité pour l'irrigation et ne doivent être utilisés que pour des sols légers et bien drainés ou pour des plantes résistantes, avec la nécessité de doses de lessivage et/ou de contribution de gypse. Les échantillons dans C4S3 sont également classés comme de très mauvaise qualité pour l'irrigation. La majorité des échantillons d'eau de drainage (72,91 %) tombent dans le champ de C5S2, tandis que 18,75 % tombent dans C5S3, tous deux ne sont pas recommandés pour l'irrigation. Par conséquent, cette eau ne doit pas être utilisée à des fins d'irrigation à moins que le sol ne soit bien drainé et qu'une stratégie de gestion spécialisée pour le contrôle de la salinité soit mise en œuvre, ou si des plantes tolérantes au sel sont irriguées ([Richards, 1954](#)). Les eaux de mauvaise qualité comme celles-ci sont généralement inadaptées à l'irrigation, en particulier sur des sols argileux à faible perméabilité. Cependant, elles peuvent être utilisées pour irriguer des cultures ayant une forte tolérance au sel, telles que l'orge, la betterave à sucre, le tabac, la moutarde, le coton et la canne à sucre. Ces cultures peuvent être cultivées sur des terres déjà salines pour éviter une dégradation supplémentaire des sols fertiles ([Etteieb et al., 2017](#)).

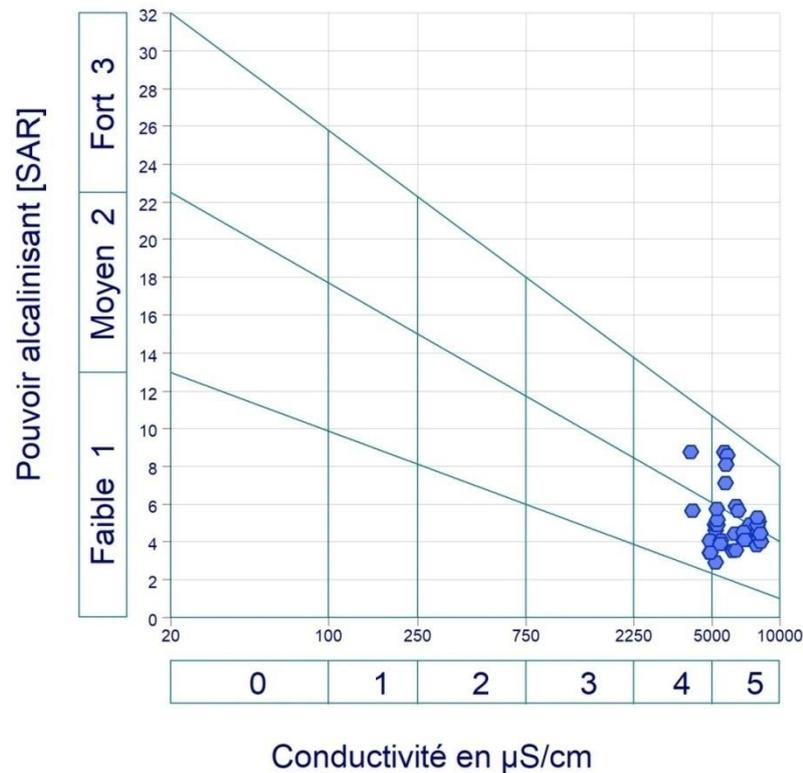


Fig.43 : Diagramme de salinité des États-Unis de l'eau de drainage agricole de la zone d'étude.

II.7.3. Pourcentage de sodium (Na%)

Les niveaux élevés d'ions sodium (Na^+) dans l'eau de surface, par rapport aux concentrations d'ions calcium (Ca^{2+}) et de magnésium (Mg^{2+}), interagissent avec le sol et réduisent sa perméabilité. Cela conduit à une dégradation de la structure du sol et, par conséquent, à une croissance entravée des plantes. De plus, le diagramme de (Wilcox, 1955) a été utilisé pour évaluer l'impact combiné de la conductivité électrique et du pourcentage de sodium. Selon le diagramme de Wilcox, tous les échantillons tombent dans la catégorie inappropriée à des fins d'irrigation.

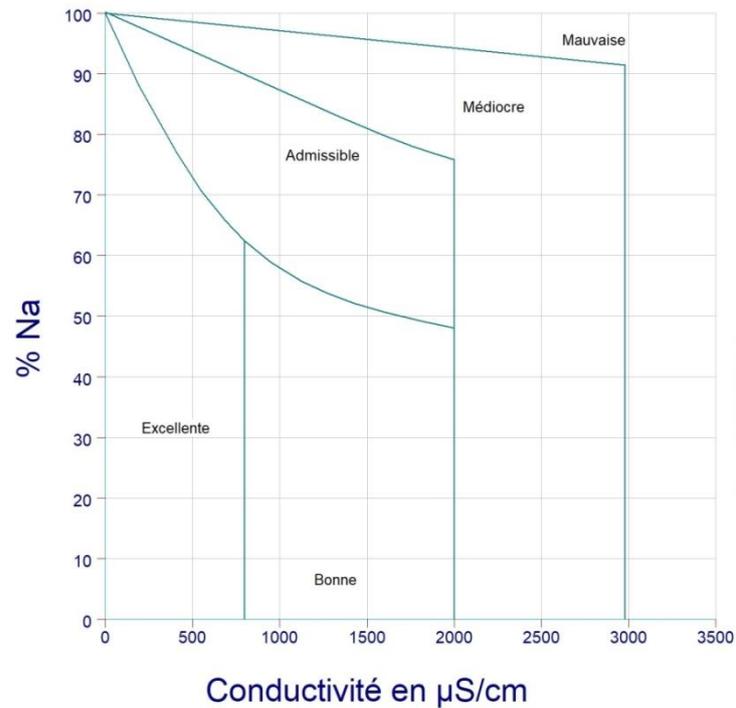


Fig.44 : Graphique du pourcentage de sodium (%) versus la conductivité électrique ($\mu\text{S/cm}$).

II.7.4. Indice de perméabilité (PI)

Les valeurs d'PI ont varié entre 0,59 % et 1,18 %, avec une moyenne de 0,72 % et un écart type de 0,13 %. Selon la classification de l'PI, tous les échantillons ont été considérés comme inappropriés, ce qui indique que les eaux de drainage ne sont pas recommandées pour l'irrigation.

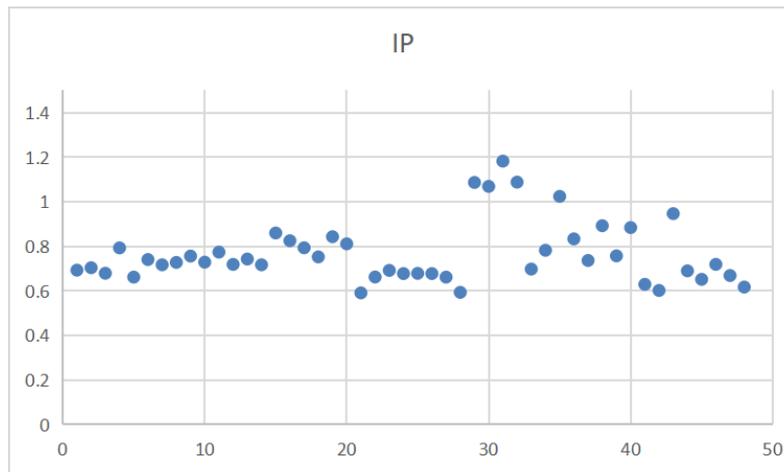


Fig.45 : Indice de perméabilité des eaux de drainage

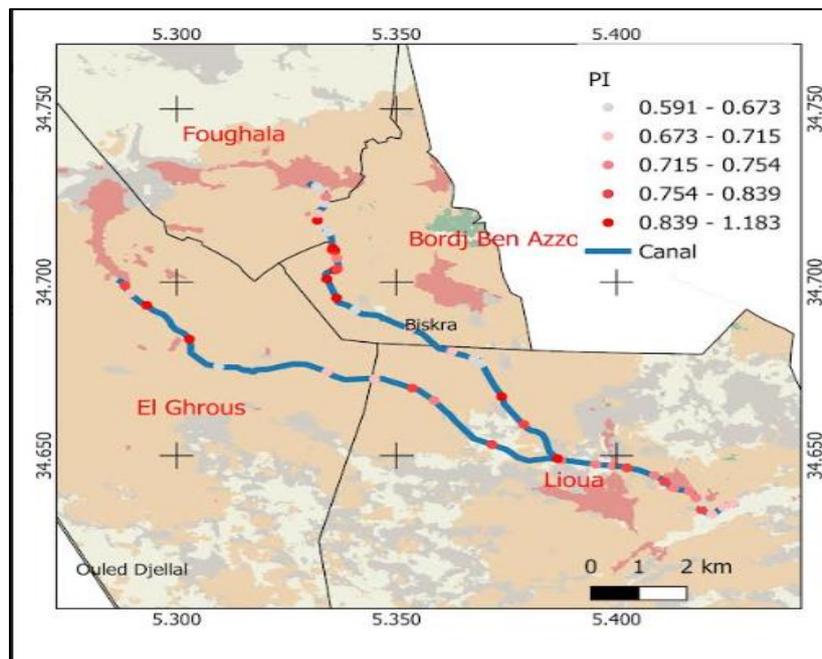


Fig. 46 : Caractéristiques saisonnières et spatiales de la distribution de l'indice de perméabilité de l'eau de drainage étudiée.

II.7.5. Ratio de Kelly (KR)

Les valeurs du ratio de Kelly (KR) pour les échantillons ont varié de 24,95 à 78,32, avec une moyenne de 35,41 et un écart type de 13,10. Toutes ces valeurs sont uniformément supérieures à l'unité (≥ 1), ce qui indique que les eaux de drainage ne sont pas recommandées pour l'irrigation en raison des risques d'alcalinité.

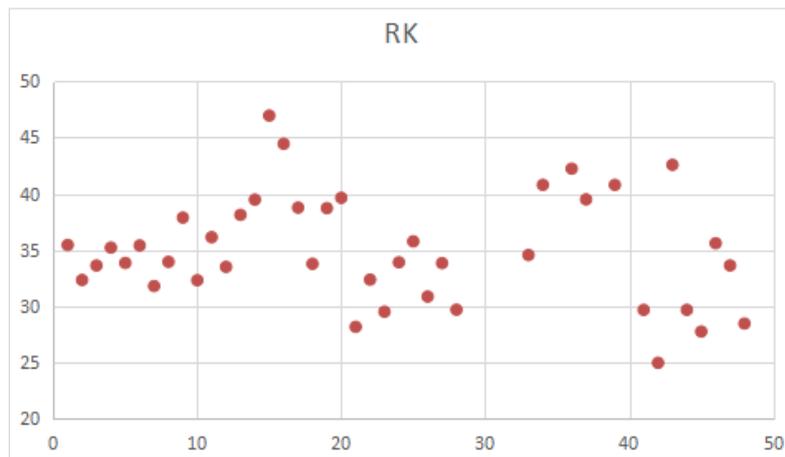


Fig.47 : Ratio de Kelly des eaux de drainage

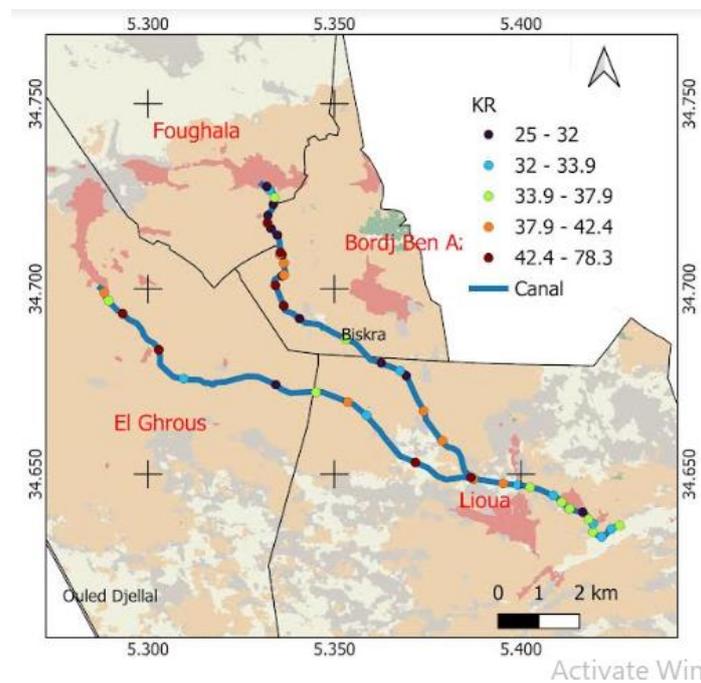


Fig. 48 : Caractéristiques saisonnières et spatiales de la distribution de ratio de Kelly de l'eau de drainage étudiée.

II.7.6. Risque de magnésium (MHR)

Le Ratio de Magnésium (RM) des eaux de drainage à Zab El Gharbi variait de 47.87% à 75.03%, avec une moyenne de 62.54% et un écart type de 4.62%. La grande majorité, environ 99.6% des échantillons, ont été classés comme Classe II, indiquant

une eau avec risque de Mg^{2+} , tandis que 0.6% sont tombés dans la Classe I, indiquant une eau sûre pour l'irrigation.

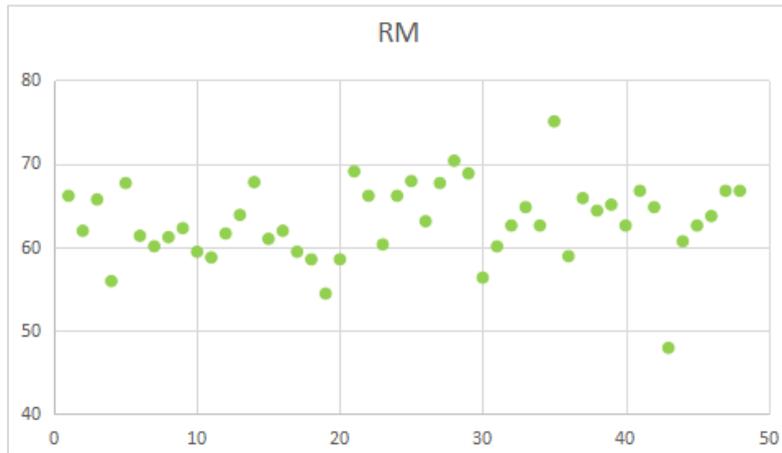


Fig.49 : Ratio de Magnésium des eaux de drainage

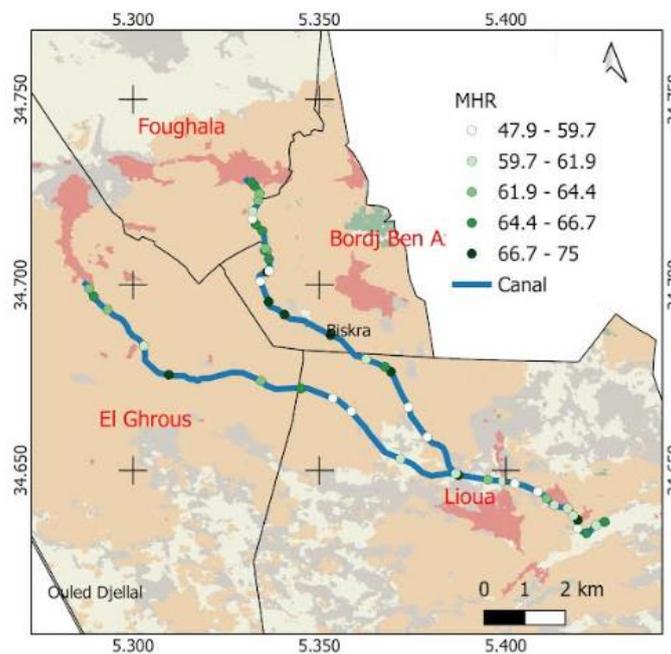


Fig. 50 : Caractéristiques saisonnières et spatiales de la distribution de ratio de Magnésium de l'eau de drainage étudiée.

II.8. Conclusion

Dans ce chapitre notre étude visait à évaluer les propriétés hydrochimiques de l'eau de drainage agricole dans la région de Zab EL Gharbi de la province de Biskra. Au total, 48 échantillons ont été analysés pour évaluer la vulnérabilité des ressources en eau et déterminer leur adéquation pour l'irrigation.

Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes :

- Le sulfate et le chlorure sont apparus comme les anions prédominants, tandis que le sodium et le magnésium étaient les cations dominants dans la majorité des échantillons d'eau de drainage. En moyenne, la plupart des concentrations chimiques variables ont montré des valeurs significativement plus élevées, à l'exception du nitrate et du potassium. Dans l'ordre décroissant, les valeurs moyennes globales pour les principaux anions et cations dans toutes les rivières étaient les suivantes : $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^-$ et $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$.
- Pour les métaux lourds, les concentrations en fer sont très faibles, tandis que celles en manganèse sont élevées. De plus, les valeurs de cuivre pour la majorité des échantillons de l'eau de drainage sont conformes à la norme établie de 0.2 mg/L.
- Les affluents étudiés est fortement chargée en matière organique selon les résultats obtenue.
- les résultats microbiologiques ont indiqué la présence de différents groupes de bactéries fécales mais avec des quantités faible.
- L'analyse de Piper et Chadha suggèrent que l'eau de drainage dans la zone d'étude se situe dans le faciès hydrochimique Ca-Mg-SO₄-Cl. Cela indique une certaine complexité dans la composition hydrochimique des sources d'eau de la région.
- Diagramme de Gibbs montrant les caractéristiques hydrogéochimiques est principalement contrôlé par la prédominance de l'évaporation. Selon le diagramme des membres d'extrémité suggère que la composition chimique de

l'eau de drainage provient principalement de l'altération des roches silicatées et carbonatées, l'altération des silicates exerçant une influence dominante sur la dissolution des carbonates.

- L'évaluation de l'aptitude à l'irrigation de l'eau de drainage dans la zone d'étude, en tenant compte du SAR, du Na%, CE, PI, KR, MHR indique que aucun des échantillons d'eau de drainage n'est adapté à des fins d'irrigation.

Comprendre la composition et le comportement des eaux étudiées est fondamental, et cela passe par l'exploration de leur géochimie et de leur hydrochimie. La géochimie analyse les interactions entre les eaux souterraines et les formations rocheuses ou les sols qu'elles traversent, ce qui influe sur leur composition chimique.

Des processus géochimiques comme la dissolution des minéraux ou les échanges d'ions peuvent modifier l'eau en enrichissant certains éléments ou en altérant son pH. D'un autre côté, l'hydrochimie se focalise sur l'examen des substances chimiques dissoutes dans l'eau, comprenant les ions, les éléments traces, ainsi que les composés organiques. L'étude de l'hydrochimie permet de déterminer l'origine des substances présentes dans l'eau, qu'elles soient d'origine naturelle ou liées à des pollutions d'origine humaine. En combinant les approches géochimiques et hydrochimiques, une compréhension complète de la qualité des eaux et des processus qui les influencent peut être obtenue. L'étude conclut donc que tous ces processus nous permettent de contrôler la qualité, la géochimie et hydrochimie de ces eaux de drainage de cette région.

**Chapitre III: Application de la coagulation floculation
pour l'élimination des substances humiques**

III.1. Introduction

En raison de la croissance rapide de la population et des progrès mondiaux de l'industrialisation, la consommation accrue d'énergie a entraîné une pollution environnementale significative. Divers types de polluants sont introduits dans l'environnement par différents moyens et peuvent être largement classés en deux catégories : les polluants inorganiques et les polluants organiques (Kenessov et al., 2016; Song et al., 2017). Cette augmentation de la pollution constitue une menace sérieuse pour l'environnement.

En général, la matière organique naturelle (MON) est considérée comme une matrice complexe de composés organiques présents dans la plupart des eaux naturelles (Dayarathne et al., 2021). Elle existe principalement sous forme de substances humiques (Zhao Shuang et al., 2015), présentes dans les environnements aquatiques et terrestres (Mahler et al., 2021).

Les eaux naturelles, en particulier les eaux de surface, contiennent des concentrations variables de substances humiques. Ces composés peuvent être éliminés de l'eau en utilisant différents procédés de traitement, les substances humiques étant des molécules organiques de poids moléculaire élevé avec une charge négative, similaires aux colloïdes.

Diverses méthodes de traitement peuvent être utilisées, telles que la coagulation, la filtration, l'adsorption et une combinaison de ces approches (Toufik, 2021).

Des recherches ont démontré que les coagulants à base d'aluminium sont plus efficaces dans l'élimination des composés humiques par rapport aux coagulants à base de fer (Dentel & Gossett, 1988). Notamment, des études ont souligné que la coagulation est particulièrement efficace pour éliminer les molécules plus lourdes de matière organique naturelle (1000 à 4000 g/mol), avec une affinité plus forte pour la fraction hydrophobe principalement composée de substances humiques (Yee et al., 2009). Cependant, l'impact de la stratégie de dosage de l'alun sur le processus de coagulation-floculation dans le traitement de l'eau, en particulier pour les eaux à faible teneur en particules inorganiques, reste mal compris (Huang et al., 2020).

Par conséquent, l'objectif de cette partie de l'étude est d'améliorer l'élimination des substances humiques en améliorant la coagulation-floculation, en utilisant un additif naturel sous forme de charbon actif en poudre innovant à base de peau de figue de Barbarie (*Opuntia ficus-indica*). L'expérimentation a été menée pour déterminer les conditions optimales de coagulation-floculation. Elle a été réalisée en utilisant de l'eau distillée comme test témoin, puis sur des eaux de drainage agricole brutes de la région de Zab El-Gharbi, située dans la région de Biskra, en n'utilisant que du sulfate d'aluminium comme coagulant. Ensuite, la combinaison de sulfate d'aluminium et de charbon actif en poudre dérivé de la peau de figue de Barbarie a également été testée.

L'approche adoptée consiste à mettre en œuvre un processus hybride combinant la coagulation-floculation et l'adsorption à l'aide de charbon actif fabriqué à partir de l'écorce de figue de Barbarie. Une méthode simplifiée est utilisée, sans l'ajout d'additifs chimiques, dans le but de produire un adsorbant économique et respectueux de l'environnement. Selon Soumahoro, de nombreuses études ont montré que les groupes fonctionnels des acides humiques peuvent interagir avec les cations métalliques en raison de leur réactivité chimique (Gueu et al., 2019). (Helal et al., 2006) ont décrit que lorsque des substances humiques sont présentes dans l'eau, elles servent de nutriments pour les micro-organismes, contribuant ainsi à la croissance bactérienne dans l'environnement (Escobar et al., 2001). De plus, elles se lient aux pesticides et herbicides utilisés (Helal et al., 2006).

Une exposition élevée aux acides humiques (AH) a été associée, dans certaines études, à l'étiologie de la maladie du pied noir (Cheng, M. L. Ho, H. Y. Chiu, 1999; Zhou, Y. Zhang, Y. Li, P. Li, 2014).

III.2. Matériaux et méthodes

Toutes les expériences ont été réalisées au Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface (LARHYSS) de l'Université de Biskra en Algérie. Les substances humiques (SH) ont été achetées auprès de la société Sigma-Aldrich. Le sulfate d'aluminium (SA) a été fourni par Fluka, un produit allemand.

III.2.1. Solutions et réactifs**III.2.1.1. Description et préparation des substances humiques**

Les solutions de substances humiques sont préparées à l'aide de produits commerciaux purs à 99% provenant d'Aldrich. Les solutions mères initiales des composés purs ont des concentrations de 100 mg/L. Par la suite, des solutions de travail de substances humiques sont préparées à partir de ces solutions mères, avec des concentrations ajustées à 10 mg/L.

Tab.15 : Caractéristiques des substances humiques commerciales étudiées

Analyse élémentaire (%)	Fonction carboxyle (meq.mg.g ⁻¹)	Fonction hydroxyle (meq.g ⁻¹)	Aromaticité ($\lambda = 254$ nm) DO/mg HS.
C : 51.0 ; O : 35.3 H : 6.5 ; N : 1.1	5.2	1.8	0.026

L'eau distillée utilisée dans nos expériences présente une conductivité variant de 2 à 5 μ S/cm et maintient un niveau de pH presque neutre, fluctuant entre 6,5 et 6,7.

III.2.1.2. Description et préparation du coagulant

Pour les tests de coagulation-floculation, nous avons utilisé le réactif de sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) avec un poids moléculaire de 666,42 g/mol en tant que coagulant. Nous avons préparé une solution mère périodiquement en dissolvant 1 g de ce réactif dans de l'eau distillée pour obtenir une concentration de 1 g/L.

III.2.1.3. Additive de coagulation

Pour évaluer l'impact des adjuvants de coagulation sur l'élimination des substances humiques (SH), des adjuvants de coagulation ont été utilisés, se révélant très bénéfiques dans le traitement de l'eau et la recherche. Ces adjuvants ont été testés pour évaluer leur efficacité lorsqu'ils sont combinés avec le coagulant pour éliminer les substances humiques. L'adjuvant de coagulation examiné est du charbon actif en poudre dérivé de la peau de figue de barbarie, connu pour ses propriétés adsorbantes

mésoporeuses, qui possède une surface spécifique de 1147,48 m²/g et une taille de particule mesurant 17,1 nm.

Les eaux brutes de drainage agricole testées ont été prélevées au niveau d'un drain tertiaire dans la palmeraie de Laghrous en dehors de la campagne de prélèvement (2023), les résultats obtenus avant traitement sont présentés dans le **Tab.16**.

Tab.16 : Caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'eau de drainage agricole (Région de Laghrous, juin 2023)

Paramètre	Valeur	Paramètre	Valeur
pH	8.38	Conductivité (µs/cm)	5690
Dureté (°F)	340	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	3840
Phosphates (mg/L)	13.5	Cl ⁻ (mg/L)	3600
NO ₃ ⁻ (mg/L)	19.4	NO ₂ ⁻ (mg/L)	4.1
Mn ²⁺ (mg/L)	70.0	Ca ²⁺ (mg/L)	23
Mg ²⁺ (mg/L)	120	Na ⁺ (mg/L)	1140
DCO (mg/L)	94	DBO (mg/L)	31
Turbidité NTU	8.42	S.H (mg/L)	18.2

En résumé, cette eau brute issue du drainage agricole semble présenter des niveaux divers. Le pH, avec une valeur de 8,38, indique une légère alcalinité de l'eau. Une conductivité élevée peut suggérer la présence de sels dissous. Des concentrations élevées de sulfate (SO₄²⁻) et de chlorure (Cl⁻) pourraient être préoccupantes selon l'utilisation prévue de l'eau. Les phosphates, potentiellement issus d'engrais, pourraient contribuer à la pollution de l'eau, nécessitant une attention particulière avec une valeur de 13,5 mg/L.

Les concentrations de cations tels que Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ et Na⁺ peuvent influencer la qualité de l'eau en fonction de leur source et de leur utilisation prévue. La Demande

Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biologique en Oxygène (DBO) indiquent que les matières organiques dans les eaux de drainage sont probablement non biodégradables. La concentration de substances organiques colloïdales (S.H) indique une légère pollution organique, nécessitant une évaluation approfondie avec une valeur de 18,2 mg/L.

III.2.2. Description de la coagulation-floculation

Toutes les expériences de coagulation-floculation ont été réalisées selon le protocole du "Jar Test" sur un flocculateur avec 6 agitateurs (Ficher 1198) avec des vitesses de rotation individuelles allant de 0 à 200 tr/min. Nos essais ont suivi le protocole détaillé ci-dessous :

- ✚ Les échantillons d'eau brute enrichis de doses croissantes de coagulant subissent une brève phase d'agitation rapide à 150 tr/min pendant 3 minutes pour introduire le coagulant.
- ✚ Ensuite, la vitesse d'agitation est réduite à 45 tr/min pendant 17 minutes, créant une phase plus longue d'agitation lente pour permettre la formation de floes.
- ✚ Après le processus d'agitation, le surnageant est collecté et laissé à décantation pendant 30 minutes.
- ✚ Ensuite, le surnageant est filtré sous vide à l'aide d'une membrane de taille de pore de 0,45 µm.
- ✚ Le filtrat résultant est ensuite analysé à l'aide d'un spectrophotomètre pour déterminer la concentration des substances désirées et les mesures subséquentes du pH.

Les échantillons collectés permettent d'évaluer l'efficacité de l'élimination des substances humiques par le biais de l'équation suivante :

$$R\% = \left(1 - \frac{Cf}{Co}\right) \times 100 \dots \dots \dots (13)$$

Où :

C_0 et C_f représentent respectivement les concentrations initiale et finale des substances humiques (S.H) en mg/l.

III.3. Amélioration de la coagulation-floculation

Pour évaluer l'impact des adjuvants de coagulation sur l'élimination des substances humiques, nous avons utilisé des adjuvants de coagulation connus pour leur efficacité dans le traitement de l'eau et dans la recherche. L'objectif était d'évaluer leurs performances lorsqu'ils sont combinés avec le coagulant pour éliminer les substances humiques (S.H). Les adjuvants de coagulation examinés comprenaient du charbon actif en poudre dérivé de la peau de figue de Barbarie, caractérisé par une surface spécifique de 1147,48 m²/g et une taille de particule de 17,1 nm.

III.4. Résultats et discussion

III.4.1. Effet de la dose de coagulant et du temps de décantation

Au début des tests de coagulation-floculation, la concentration initiale des substances humiques dans les échantillons d'eau brute de drainage et dans les solutions d'eau distillée synthétique était de 18,2 mg/l. La dose de sulfate d'aluminium a été variée de 10 à 300 mg par litre de solution, couvrant ainsi un spectre de doses tout au long du processus de coagulation.

Tout au long de nos expériences, nous avons coagulé des échantillons d'eau brute du canal de Laghrous et des échantillons synthétiques avec des doses croissantes de sulfate d'aluminium.

Les résultats obtenus de la **Fig.51** indiquent que les efficacités d'élimination des (S.H), sont relativement modérées pour les échantillons d'eau de drainage, avec une valeur maximale de 48,93%. Cependant, dans le cas de l'eau distillée synthétique, ces efficacités d'élimination montrent une augmentation régulière, atteignant un maximum de 75,21%. Une dose optimale de sulfate d'aluminium de 50 mg/l pour l'eau distillée et de 100 mg/l pour l'eau de drainage agricole a été observée.

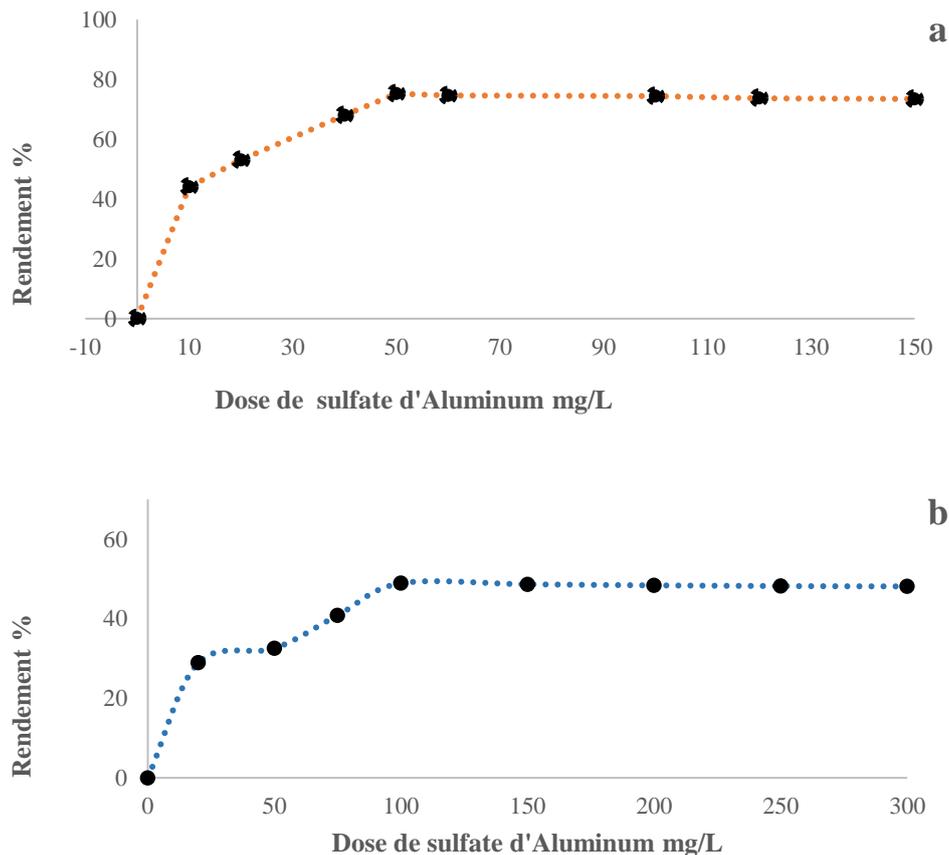


Fig.51. L'évolution de l'efficacité en fonction de la dose de sulfate d'aluminium dans l'eau distillée (a) et dans l'eau de drainage agricole (b).

La plus grande efficacité avec laquelle les substances humiques (S.H) sont éliminées peut s'expliquer par la taille et le poids moléculaire plus importants des différentes fractions de SH, dont certaines existent sous forme colloïdale. Ce processus facilite l'élimination des substances humiques par la formation, l'agrandissement et le dépôt des floes. Néanmoins, la taille des floes n'est pas aussi importante que celle observée dans les cas de turbidité minérale, ce qui entraîne des temps de décantation plus longs.

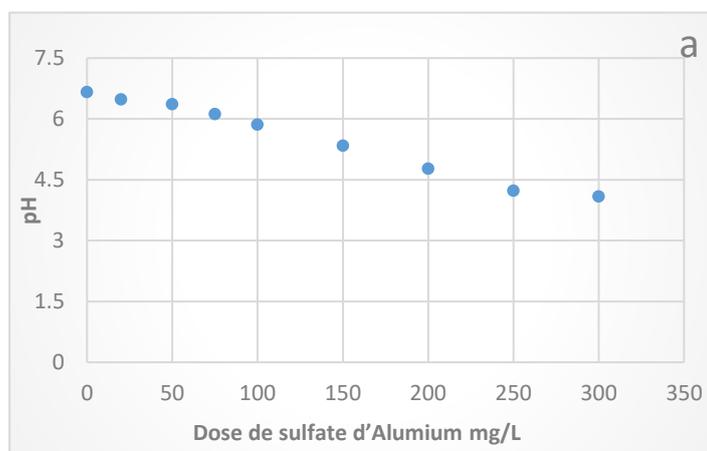
Un temps de décantation de trois heures pour l'eau de drainage agricole entraîne une amélioration notable des rendements (**Tab.17**). Ce temps de décantation prolongé est crucial en raison des caractéristiques des floes formés. En comparaison, avec un temps de décantation de 30 minutes, qui est typique pour un test en jarre standard dans l'eau testée, le dépôt des S.H dissoutes dans l'eau distillée reste incomplet.

Tab.17 : Influence du temps de décantation sur l'efficacité d'élimination des S.H
(Substances Humiques).

Temps de décantation (min.)	30	60	90	120	150	180	210
Efficacité % (Eaux distillée)	75.21	76.37	77.14	78.22	78.56	78.90	79.12
Efficacité % (Eaux de drainage agricole)	48.93	55.98	58.45	64.13	64.17	64.19	64.19

III.4.2. Effet de la dose de coagulant sur le pH de l'eau

Il est essentiel de souligner que le pH des solutions traitées par coagulation-floculation a présenté une diminution progressive avec l'augmentation de la dose de coagulant. Cette valeur a régulièrement diminué jusqu'à atteindre 7,24 (eau de drainage agricole) et 4,09 (eau distillée) à une concentration de 300 mg/L. Le pH a enregistré une valeur de 7,54 avec la dose optimale de 100 mg/L pour l'eau de drainage agricole et une valeur de 6,36 avec la dose optimale de 50 mg/L pour l'eau distillée. Cette baisse était attendue en raison des réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium.



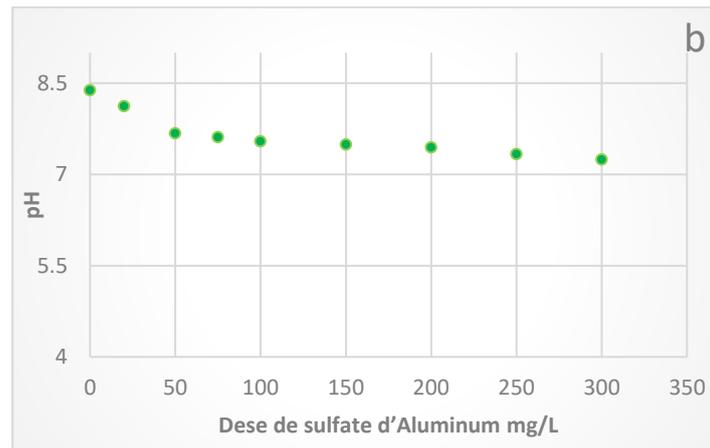


Fig.52. Effet de la dose de sulfate d'aluminium sur le pH final de l'eau distillée (a) et de l'eau de drainage agricole (b).

À l'optimum, le pH final se situe dans une plage de valeurs entre 6,36 et 7,54. En plus de leurs propriétés tampons, les ions bicarbonates HCO_3^- facilitent la production d'hydroxyde d'aluminium (Lavoisier, 1989), ce qui est confirmé par la diminution observée du pH.

Le changement dans l'efficacité d'élimination de la matière organique suggère que la restabilisation des particules formées n'est pas facilement apparente, même à des doses plus élevées de coagulant. Cela est dû à la présence de multiples mécanismes compétitifs entre les formes hydrolysées de l'aluminium (solubles ou insolubles) et les matières en suspension (MES). Cependant, en considérant le pH des eaux testées, la forme dominante des espèces hydrolysées peut jouer un rôle crucial dans la formation de l'hydroxyde d'aluminium précipité.

III.4.3. Évaluation de la turbidité de l'eau de drainage

La surveillance des niveaux de turbidité (Fig.53) dans l'eau de drainage agricole après coagulation-floculation montre une diminution progressive avec l'augmentation de la dose de coagulant. Au-delà d'une dose de 150 mg/l, un excès de coagulant conduit à la restabilisation des colloïdes, entravant la formation de floccs et affectant ainsi négativement l'efficacité de la coagulation-floculation (turbidité) dans l'eau testée (Cherif, 2014). La turbidité doit être maintenue en dessous de 5 NTU pour répondre aux normes de qualité de l'eau requises pour l'irrigation des espaces verts (H. M. de

Paula, 2014). Les échantillons d'eau de drainage agricole collectés contiennent des matières en suspension (**Tab.16**). Néanmoins, comme une partie de ces substances peut se déposer, le processus d'agitation de coagulation-floculation lui-même améliore les forces de contact par des collisions de particules.

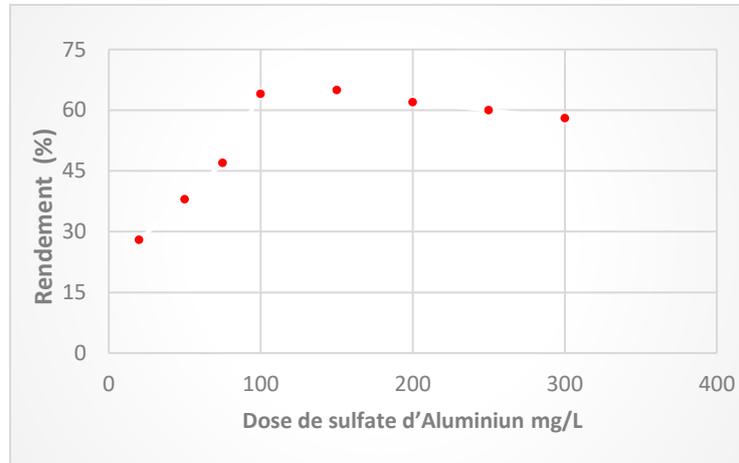


Fig.53 : Effet de la dose de sulfate d'aluminium sur la réduction de la turbidité dans l'eau de drainage agricole

Conformément à la recherche de (Christopher, W. K. C. van Leeuwena, J. A. Rolando, 2009), l'élimination de la turbidité entraîne également l'élimination des composants colorés de la Matière Organique Naturelle. Cela suggère que la couleur organique provient des substances humiques de poids moléculaire plus élevé, qui peuvent être efficacement éliminées par un traitement au sulfate d'aluminium.

Les expériences de Jar Test ont donné de meilleurs résultats pour la turbidité, même lorsqu'on utilise uniquement du sulfate d'aluminium. À la dose optimale, la turbidité est réduite à 3,03 NTU, ce qui la rend conforme aux normes pour l'eau utilisée à des fins d'irrigation.

III.4.4. Effets du coagulant sur la DCO des eaux de drainage

La demande chimique en oxygène a été surveillée tout au long du Jar Test pour chaque dose de sulfate d'aluminium. La **Fig.54**, montre une diminution progressive de la DCO, passant de 94 mg/l à un niveau résiduel constant de 31,33 mg/L (équivalent à une réduction de 66,67%). Cette réduction est obtenue en utilisant des doses variables

de sulfate d'aluminium, allant de 20 mg/L à 300 mg/L. La tendance se poursuit jusqu'à ce qu'un seuil optimal soit atteint, au-delà duquel la demande chimique en oxygène reste stable malgré toute augmentation supplémentaire de la dose de coagulant.

Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que la DCO soluble restante présente un défi considérable pour son élimination par le processus de coagulation-floculation. Par conséquent, elle persiste même avec des ajouts incrémentiels de coagulant. La réduction de la DCO est le résultat de la création de divers produits d'hydrolyse monomères et polynucléaires du sulfate d'aluminium, notamment Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$ et $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$. Ces entités chimiques jouent un rôle essentiel dans la réduction de la turbidité et des substances humiques en se liant à leurs sites anioniques, neutralisant leur charge et diminuant ainsi leur solubilité (Benakcha & Masmoudi, 2024).

Dans la recherche menée par (Ayekoe, 2017), il a été constaté qu'en manipulant le pH et en ajustant finement la dose de coagulant (110 mg/L) pendant le processus de coagulation-floculation, une réduction significative de 70% de la DCO par rapport à l'eau non traitée a été obtenue. Ce résultat est conforme aux conclusions de (Gone et al., 2009), qui ont rapporté une réduction correspondante de 70% de la DCO.

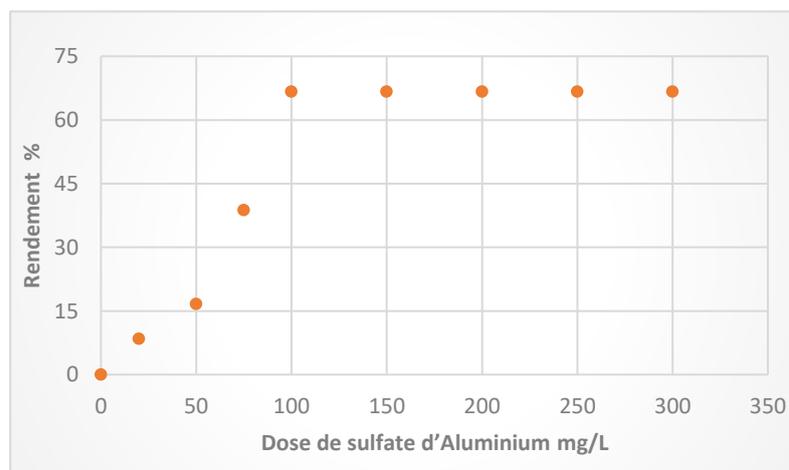


Fig.54 : Effet de la dose de sulfate d'aluminium sur la réduction de la DCO dans l'eau de drainage agricole

Selon les recherches de (Lefebvre, E., and Legube, 1990; Tipping, 1988), le mécanisme de coagulation pour l'élimination de la matière organique est attribué à un phénomène de complexation ou d'échange de ligands qui se produit entre les monomères, dimères ou polymères métalliques cationiques et les substances organiques.

III.4.5. Effet du pH

L'examen de ce paramètre est crucial car il influence à la fois la dissociation des groupes fonctionnels présents dans la structure des SH et la spéciation du coagulant. Le processus de coagulation de l'eau de drainage, à partir d'une concentration initiale de 18,2 mg/L de SH, en utilisant 100 mg/L de sulfate d'aluminium (dose optimale), a été réalisé sur une plage de pH allant de 4 à 10.

La **Fig.55** résume les résultats obtenus, mettant en évidence la progression de l'efficacité de l'élimination des SH. De plus, elle représente les mesures finales de turbidité et de demande chimique en oxygène (DCO) en relation avec les niveaux de pH variables. On peut observer que l'efficacité maximale dans l'élimination des SH correspond à des niveaux de pH compris entre 5 et 6, tandis qu'un pH de 4 donne des résultats optimaux pour réduire la turbidité et la DCO. Présentent des valeurs de 50,62% pour les SH, 59,50% pour la turbidité et 91,66% pour la DCO.

À partir de nos résultats, nous avons observé une diminution de l'efficacité lorsque le pH passe de 4 à 9. À un pH de 9, les formes hydrolysées prédominantes de l'aluminium consistent en des complexes anioniques solubles tels que $\text{Al}(\text{OH})^{-4}$ et $\text{Al}(\text{OH})^{-5}$, avec une formation limitée d'hydroxyde d'aluminium. Cela entraîne une dissociation significative des molécules de sulfure, entraînant des charges négatives et une répulsion ultérieure entre les deux espèces (Benakcha & Masmoudi, 2024).

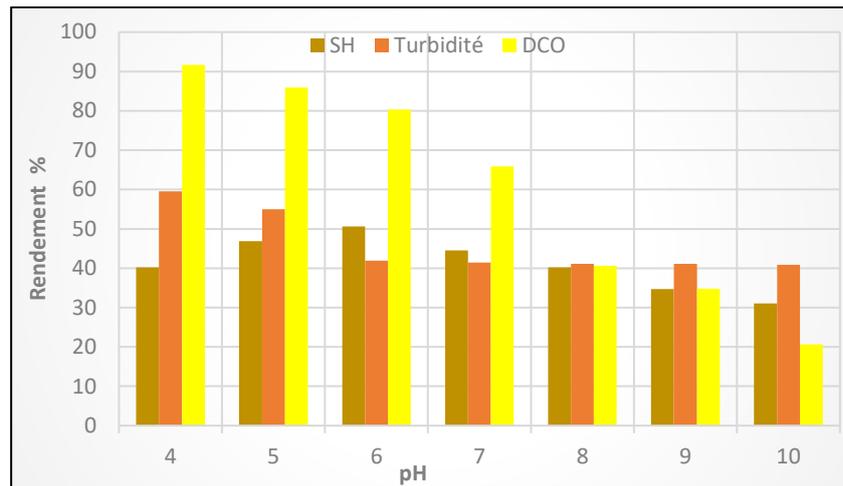


Fig.55. Effet du pH sur les efficacités d'élimination des (SH), de la turbidité et de la DCO de l'eau de drainage agricole

En ce qui concerne l'analyse des acides humiques (Rezég, 2010), il a été démontré que l'élimination la plus efficace de 5 mg/l d'acides humiques, coagulés avec du sulfate d'aluminium sur une plage de pH de 4 à 9, est effectivement obtenue à des niveaux de pH plus acides. Cependant, il a été déterminé que la plage de pH optimale se situe entre 4 et 5. Leur structure chimique, en particulier l'arrangement et le nombre de groupes fonctionnels phénoliques et carboxyliques (SH), pourrait influencer l'efficacité du processus de floculation pour les substances humiques.

L'interaction entre les SH et le sulfate d'aluminium suggère que ces substances humiques partagent une ressemblance structurelle avec les acides fulviques plutôt qu'avec les acides humiques. Il est plausible qu'une concentration substantielle de groupes fonctionnels COOH ait pu contribuer à leur réactivité accrue avec le sulfate d'aluminium. La recherche menée par (Achour, S., Guesbaya, 2005) a révélé que les mécanismes actifs pendant la coagulation des sulfures pourraient être plus complexes en raison de la possibilité de dissociation des groupes COOH au pH optimal pour leur élimination (pH = 5). Il convient de noter que les valeurs de pKa pour les groupes COOH et OH des SH sont d'environ 4,2 et 8,7, respectivement.

À pH 4, les formes hydrolysées prédominantes de l'aluminium seraient constituées de complexes cationiques solubles tels que $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ et $\text{Al}(\text{OH})_3^{+2}$, ce qui pourrait avoir un impact sur les processus de coagulation et de floculation. Ce mécanisme de

complexation pourrait conduire à la création de complexes insolubles entre les acides humiques et les composés hydrox aluminiques solubles (Benakcha & Masmoudi, 2024).

Selon (Jeckel, 1986), à pH 7, le processus de coagulation des sulfures induit par l'aluminium implique une interaction dynamique entre la complexation en surface par les substances humiques et les réactions de polymérisation de l'hydroxyde d'aluminium. À ce pH, les espèces hydrolysées de l'aluminium donnent lieu à des floccs comprenant un mélange d' $\text{Al}(\text{OH})_3$ amorphe et d'entités solubles cationiques chargées positivement telles que $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ et $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$, influençant potentiellement les mécanismes sous-jacents de coagulation et de floculation.

III.4.6. Amélioration de la coagulation-floculation (Effet adjuvant)

III.4.6.1. Effet de la présence de charbon actif en poudre sur les rendements d'élimination des substances humiques.

Les expériences ont été réalisées en modifiant les doses d'additifs dans une gamme de 0,01 à 0,50 g/l de charbon actif en poudre dérivé de la peau de figue de barbarie. Chaque dose d'additif a été incorporée lors de la phase d'agitation rapide suivant l'introduction du coagulant qui variait entre 20 et 300 mg/L de sulfate d'aluminium.

Les essais de coagulation-floculation ont été initialement réalisés sans ajustement du pH. La concentration initiale en substance humique correspond à celle de l'eau de drainage agricole non traitée, qui est de 18,2 mg/L.

L'objectif de cette phase d'étude était de mesurer l'efficacité de l'introduction de charbon actif en tant qu'adjuvant pour améliorer le processus de coagulation-floculation.

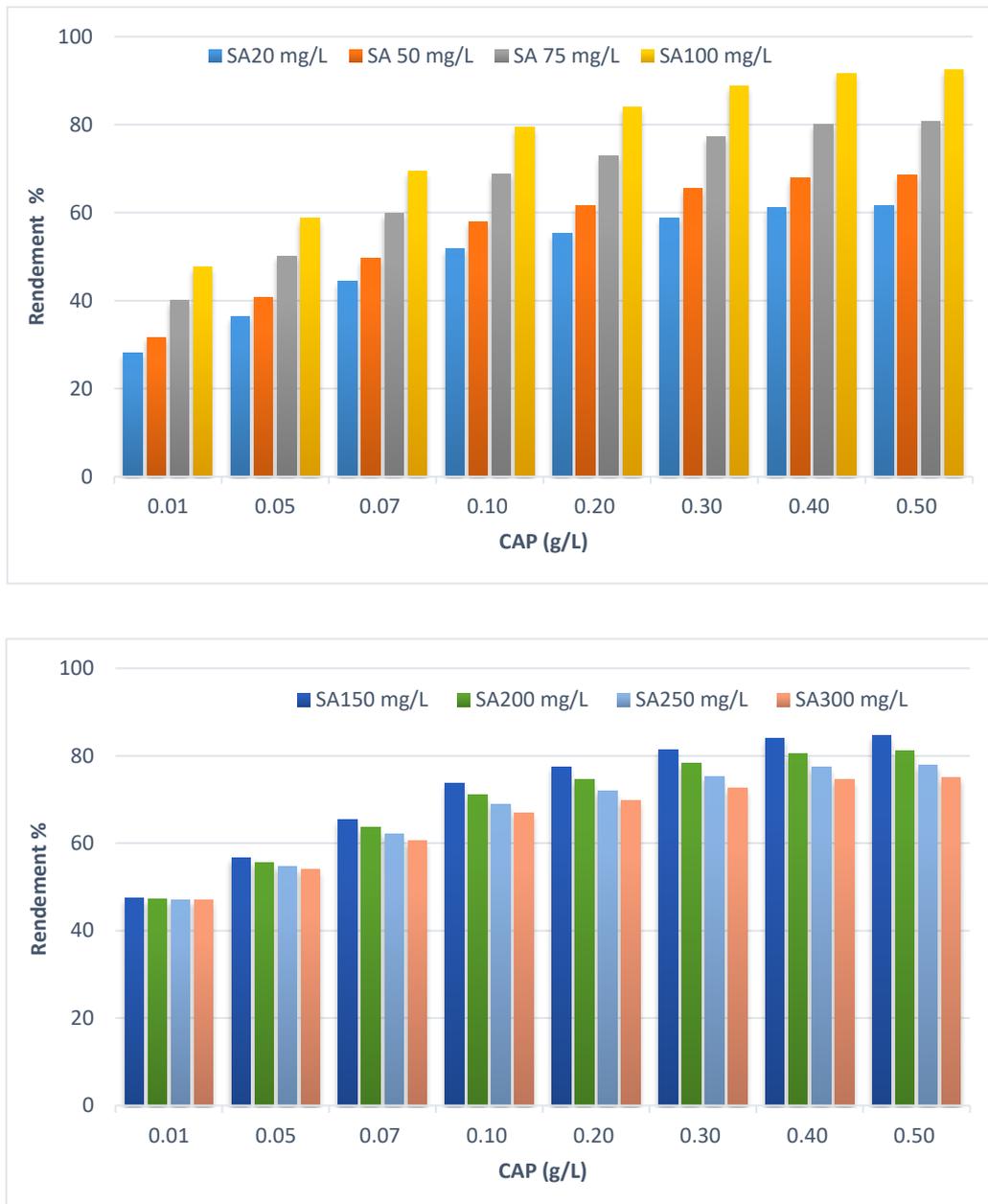


Fig.56 : Impact de l'ajout de charbon en poudre sur l'élimination des substances humiques

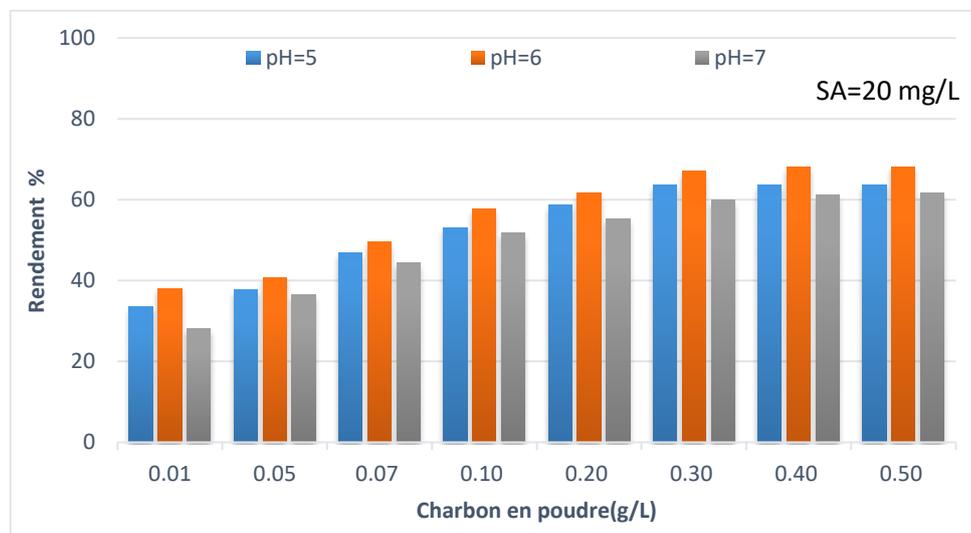
Ce graphique met en évidence une augmentation de l'efficacité d'élimination des substances humiques, qui devient plus prononcée au fur et au mesure que le dosage de l'additif augmente.

Les essais précédents dans des conditions similaires ont indiqué que 100 mg/L de sulfate d'aluminium seul ont éliminé 49 % des substances humiques, et 50 mg/L de

sulfate d'aluminium seul ont éliminé 33% des substances humiques pendant le processus de coagulation-floculation. Cependant, les résultats présentés dans la **Fig.56** montrent que la présence de charbon en poudre améliore les efficacités d'élimination des substances humiques. Avec un dosage de coagulant (SA) de 100 mg/L en présence simultanée de 20 mg/L de charbon en poudre, environ 84 % des substances humiques sont éliminées, et en présence de 50 mg/L de charbon en poudre, l'efficacité d'élimination des substances humiques atteint environ 92 %.

Plusieurs mécanismes peuvent intervenir lors des essais de coagulation de l'eau de drainage agricole en présence de charbon en poudre. On peut dire que le premier mécanisme se présente comme l'adsorption sur le charbon en poudre des substances humiques qui n'ont pas formé de floes. Le deuxième mécanisme implique l'adsorption des floes formés et des complexes solubles sur le charbon en poudre, sous l'influence du sulfate d'aluminium. Le troisième mécanisme implique le piégeage des particules de charbon dans les floes formés. Dans ce cas, le charbon actif en poudre agit comme un adjuvant à la floculation.

L'étude de l'ajout de charbon en poudre au début de la coagulation a été étendue pour déterminer la gamme de doses qui ont un impact sur le processus de coagulation-floculation. Ces essais ont été réalisés avec une dose de coagulant fixe (20, 50, 75 et 100 mg/L de sulfate d'aluminium) et un pH ajusté (5, 6 et 7).



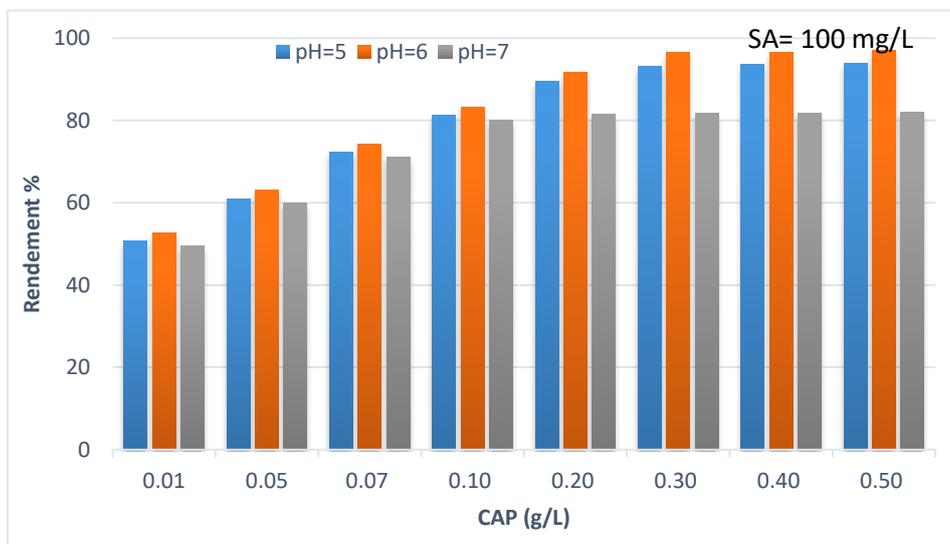
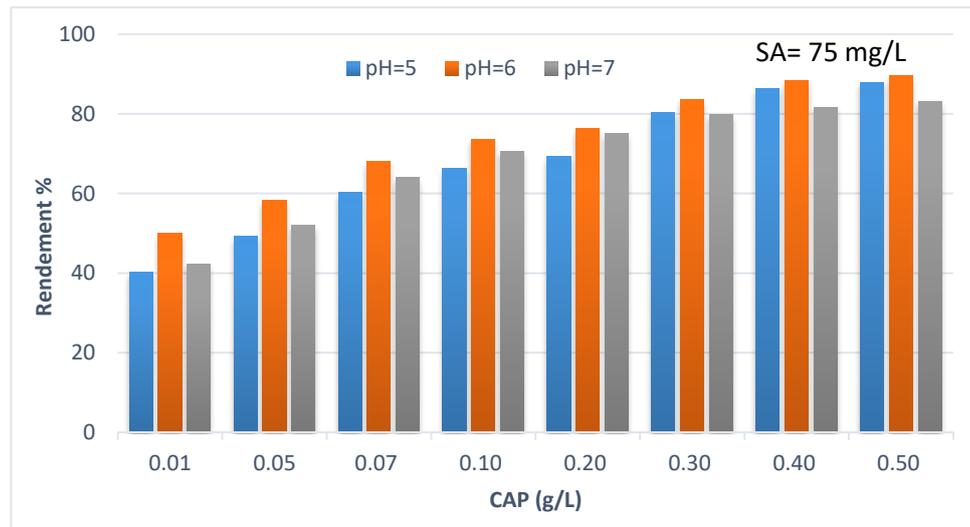
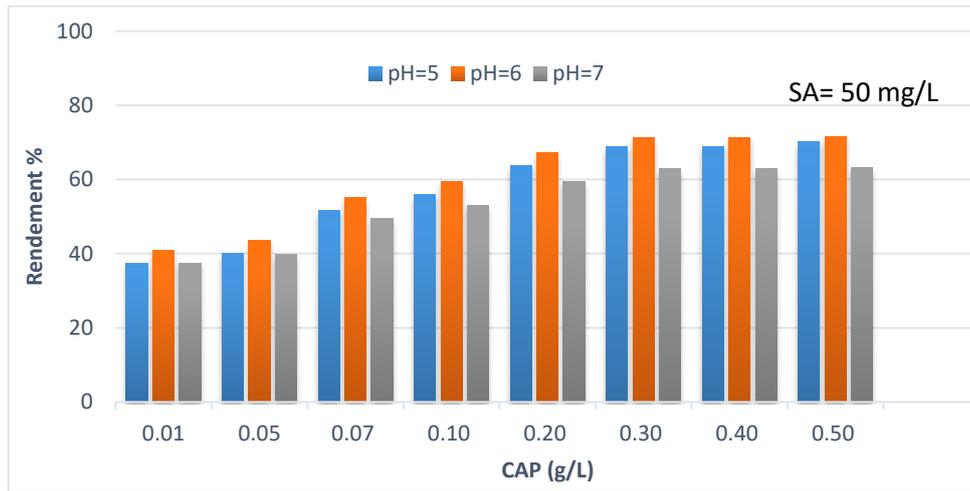


Fig.57 : Influence de la dose de CAP à différents niveaux de pH (5, 6 et 7) sur l'efficacité d'élimination des substances humiques de l'eau de drainage agricole par coagulation-floculation

Les résultats présentés dans (**Fig.57**) indiquent clairement que l'efficacité d'élimination des substances humiques dans l'eau de drainage étudiée augmente progressivement à mesure que la masse de charbon actif ajoutée augmente, atteignant un maximum à une dose de 30 mg/L, suivie d'une légère augmentation au-delà de cette dose.

Sur la base des résultats de (**Fig.57**), on peut déduire que le pH optimal pour le processus de coagulation-floculation visant à éliminer les substances humiques de l'eau de drainage, avec une concentration initiale de substances humiques (SH) $C_0=18,2$ mg/L, se situe entre pH 5 et pH 6. La dose optimale de sulfate d'aluminium à ce pH optimal (pH=6) était de 100 mg/L, avec une dose de CAP de 50 mg/L, ce qui a entraîné une efficacité d'élimination d'environ 97% pour les substances humiques.

Les résultats présentés dans (**Fig.57**) illustrent une amélioration marginale des efficacités, ressemblant à un plateau, après l'application d'une dose de 30 mg/L de charbon en poudre. Cela pourrait être attribué à un temps de contact insuffisant pour atteindre l'équilibre d'adsorption pour des doses de 20, 50 et 75 mg/L. Néanmoins, l'efficacité atteint une valeur maximale de 97% à un pH de 6.

Pendant nos essais, nous avons surveillé la concentration résiduelle des ions aluminium (Al^{3+}) résultant de l'utilisation du coagulant avec un pH ajusté à 6. La mesure des ions Al^{3+} a été effectuée sur des échantillons décantés pendant une durée de 3 heures sans filtration pour obtenir des concentrations résiduelles maximales.

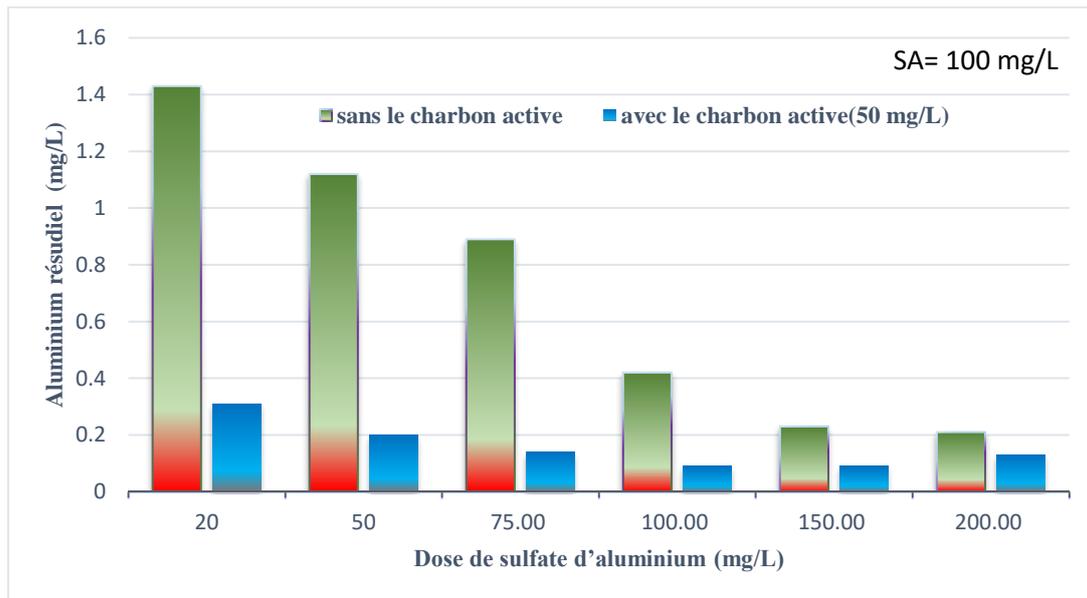


Fig.58 : Evolution de l'aluminium résiduel après coagulation-floculation en présence ou en l'absence de charbon actif en poudre et à un pH de 6 (ajusté).

Le (Fig.58) illustre que, d'une part, la concentration résiduelle d'aluminium dans les échantillons avec du charbon actif en poudre était systématiquement inférieure à celle des échantillons sans charbon actif en poudre. D'autre part, tous les échantillons ayant subi l'ajout de charbon actif en poudre pendant la coagulation ont enregistré des valeurs inférieures à la limite réglementaire (0,20 mg/L) fixée par la norme algérienne, à l'exception de l'échantillon avec 20 mg/L de sulfate d'aluminium (SA).

Ces résultats indiquent que l'utilisation de charbon actif en poudre, en contribuant à une augmentation des efficacités d'élimination des substances humiques, aide également à réduire les concentrations résiduelles d'aluminium.

III.4.6.2. Effet du CAP sur l'élimination de la turbidité et de la DCO

Pendant les essais de coagulation améliorés par l'ajout de charbon en poudre, nous avons suivi l'évolution de la turbidité et de la DCO.

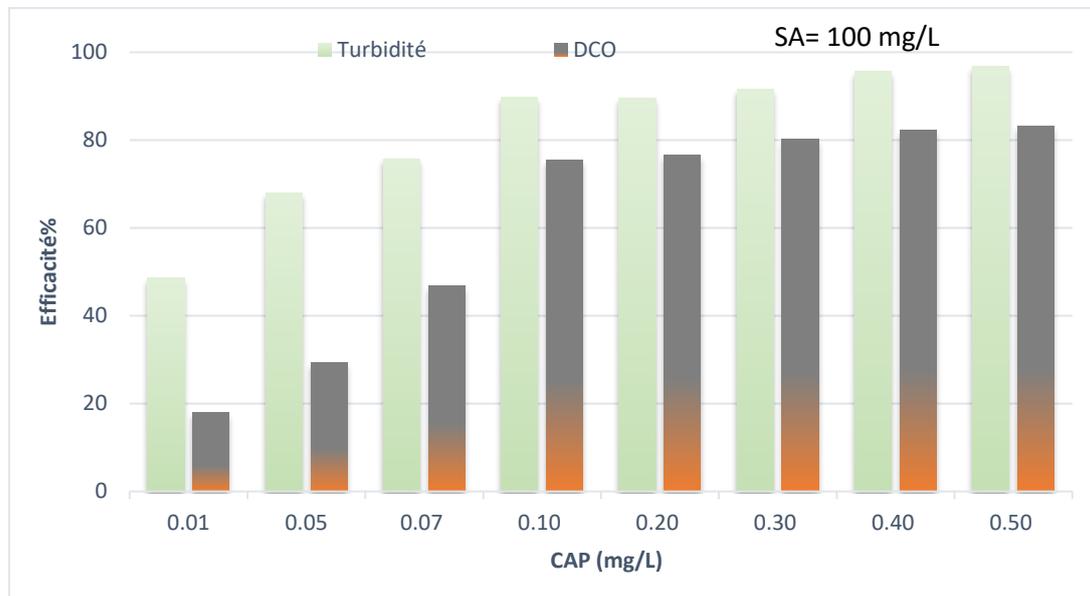


Fig.59 : Effet de la dose de charbon en poudre sur l'élimination de la turbidité et de la DCO de l'eau de drainage. S.A=100 mg/L, Temps de décantation = 180 mn.

Lors de l'utilisation d'une masse maximale de 0,50 g/L de charbon actif en poudre, une réduction remarquable de 96,73% de la turbidité de l'eau de drainage et de 83,08% de la demande chimique en oxygène ont été observées.

Comparativement à l'efficacité d'élimination des SH en utilisant uniquement du sulfate d'aluminium, l'incorporation de charbon en poudre aux côtés de ce coagulant améliore l'efficacité de l'élimination. Cette amélioration peut être attribuée à un phénomène d'adsorption supplémentaire se produisant au niveau des sites de charbon en poudre, en plus de l'adsorption sur les flocons d'hydroxyde d'aluminium.

Les recherches menées par (Gaid.K, D., Lemarchand, G., Martin and Laverber, 1991; Le Cloirec, 1985) ont montré que les propriétés aromatiques des substances humiques favorisent leur réactivité lorsqu'elles interagissent avec le charbon actif. Cela est corroboré par la littérature, qui spécifie que, contrairement aux composés organiques

aliphatiques, les molécules aromatiques sont efficacement éliminées par rétention sur le charbon actif.

En revanche, (Randtke & Jepsen, 1981) a noté que l'adsorption de la matière organique naturelle sur le charbon actif est facilitée par une force ionique plus élevée, due spécifiquement à la présence de cations bivalents, en particulier Ca^{2+} . Cette observation a été étayée par (Achour-M, 2001), affirmant que les constituants minéraux dissous présents dans les sources d'eau naturelle peuvent affecter la quantité de NOM éliminée, influençant ainsi les mécanismes de réaction sous-jacents.

Le processus de coagulation-floculation a révélé une série de mécanismes, souvent complexes et fortement dépendants du pH de l'eau traitée. Pour améliorer l'élimination des polluants, en particulier organiques, l'optimisation du fonctionnement du traitement en utilisant un adjuvant est devenue une nécessité cruciale. L'utilisation d'un matériau adsorbant (charbon en poudre) comme additif lors de l'étape de floculation a conduit à une amélioration substantielle des taux d'élimination de la matière organique naturelle présente sous forme humique. Cet effet s'est également manifesté par une réduction de la turbidité de l'eau.

III.4.6.3. Effet de la température

Pour étudier l'effet de la température, des expériences ont été menées dans une plage de 15 à 65 °C. La température est un paramètre physique crucial qui joue un rôle significatif lors du processus de coagulation. En effet, la diminution de la température de l'eau testée entraîne une augmentation de sa viscosité, ce qui entrave le bon déroulement de la coagulation en ralentissant le processus de sédimentation des floccs formés. Le climat dans la zone d'étude est caractérisé par une température moyenne de 21,75 degrés Celsius.

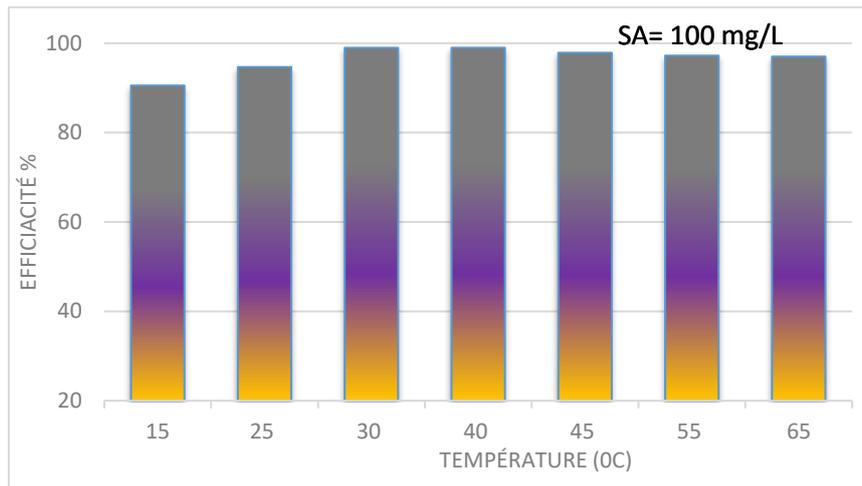


Fig.60 : Effet de la température sur les efficacités d'élimination des substances humiques de l'eau de drainage agricole. S.A = 100 mg/L, Temps de décantation = 180 minutes.

Les résultats expérimentaux illustrés dans la **Fig.60** démontrent que ce paramètre influence positivement les processus d'adsorption et de coagulation en fournissant une contribution énergétique significative. Les efficacités augmentent de 90 % à une température de 15 °C à 99 % à une température de 40 °C, surmontant les forces répulsives situées aux interfaces des milieux liquides et solides. On note que l'effet de la température sur la rétention des substances humiques démontre par le fait qu'une augmentation de la température entraîne une augmentation considérable de la capacité d'adsorption, devenant progressivement moins efficace au-delà de 40 °C.

III.5. Conclusion

Notre chapitre visait à explorer la faisabilité de l'élimination des substances organiques présentes dans l'eau de drainage agricole hautement minéralisée par coagulation-floculation en utilisant uniquement du sulfate d'aluminium (SA) et combiné avec du charbon en poudre dérivé de la peau de figue de barbarie en tant qu'adjuvant pour améliorer l'efficacité de l'élimination des substances humiques (SH). Selon les résultats expérimentaux présentés dans ce chapitre on peut dire que les résultats obtenus lors de la coagulation améliorée avec l'ajout de charbon en poudre montrent une amélioration de l'efficacité d'élimination des substances humiques.

D'une part, la coagulation-floculation était plus efficace dans un environnement acide (pH=6). D'autre part la température exerce une influence aussi positive sur les deux processus utilisés. La température renforce la capacité d'adsorption du charbon en poudre, mais au-delà de 40 °C, cette capacité d'adsorption devient moins efficace.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'objectif des travaux de cette thèse a été d'étudier et de suivre la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de drainage agricole de la région de Zab EL-Gharbi sise dans la wilaya de Biskra et la possibilité de leur réutilisation en irrigation. Ainsi, voir la possibilité de l'élimination des substances humiques contenues dans ces eaux par la coagulation floculation réalisée au laboratoire LARHYSS de l'université de Biskra.

Dans ce contexte, le travail a été entamé par la réalisation d'une présentation géologique et hydrogéologique sur notre zone d'étude. Ainsi, une synthèse bibliographique sur la caractérisation et l'évaluation des eaux d'irrigation.

L'utilisation de différents outils sous formes de diagrammes et éléments statistiques pour évaluer et étudier les paramètres et indices qui nous permet de se statuer sur la nature de la pollution et la qualité de ces eaux et la possibilité de leur réutilisation dans l'irrigation dans la région d'étude surtout que notre pays connaît un stress hydrique depuis plus d'une décennie.

De cette étude il en ressort que l'utilisation des eaux de drainage agricole pour l'irrigation peut avoir des effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine. De ce fait les organismes gouvernementaux et onusien sont prescrit des normes recommandées pour la possibilité de la réutilisation des eaux issues de drainage ou des STEP dans l'irrigation sans néfastes sur la santé humaine et sur l'environnement. En pour terminer, on a appliqué le procédé de coagulation floculation pour réduire les S.H contenues dans les eaux brutes de drainage.

Sur la base des résultats obtenus pour les 48 échantillons d'eau de drainage agricole, qui ont été collectés et analysés pour déterminer les valeurs des principaux cations et anions des échantillons provenant de différents sites tout au long de l'année 2022, couvrant ainsi trois périodes hydrologiques : humide, normale et sèche. On a pu aboutir aux conclusions suivantes :

- La concentration en solides totaux dissous (TDS) varie considérablement, avec un impact sur l'accumulation de sels autour des racines des cultures.

Conclusion générale

- Les résultats indiquent que dans le canal principal de drainage de la région de Zab El Gharbi de la Wilaya de Biskra, les cations les plus courants, classés par ordre décroissant de teneur moyenne, sont $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+$. Du plus élevé au plus bas, les principaux anions sont disposés dans l'ordre suivant : $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{PO}_4^{3-}$,
- Pour les métaux lourds, les concentrations en fer sont très faibles $< 5 \text{ mg/L}$, tandis que celles en manganèse sont élevées en raison des caractéristiques géologiques locales. De plus, 45% des échantillons de l'eau de drainage sont supérieurs à la valeur limite de 0.2 mg/L pour le cuivre. Ces derniers peuvent être accumulés par diverses sources telles que l'industrialisation, dissolution et également lessivage vers la nappe phréatique.
- Les affluents étudiés est fortement chargée en matière organique. Cela pourrait être le résultat du rejet direct de déchets d'origine végétale, animale et domestique.
- De plus, les résultats microbiologiques ont indiqué la présence de différents groupes de bactéries fécales ayant un moyenne de 40.5 CTU/100 mL pour les bactéries totales et 14 CFU/100 pour les bactéries fécales et 0.83 SFU/100 mL pour les streptocoques fécaux.
- Selon le diagramme de Piper et Chadha, le type hydrochimique prédominant pour les échantillons était $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$, qui révélant l'origine des composants chimiques dans l'eau de drainage.
- Ainsi, le Diagramme de Gibbs et des membres d'extrémité apparaissent que la composition chimique des eaux de drainage est principalement influencée par l'altération des concentrations d'évaporite et la majorité de la chimie de l'eau semble provenir de la décomposition des minéraux silicatés et des processus d'échange de cations. Néanmoins, il convient de noter que les activités humaines, y compris les opérations industrielles et agricoles, ainsi que l'afflux d'eaux usées urbaines, ont également un impact perceptible sur les propriétés chimiques de l'eau.
- l'évaluation de la qualité de l'eau d'irrigation à travers divers paramètres tels que la conductivité électrique, le rapport d'adsorption de sodium, le diagramme de Wilcox, l'indice de perméabilité, la ration de Kelly et le risque de magnésium révèle des niveaux de salinité et d'alcalinité très élevés dans

l'eau de drainage. Ces caractéristiques rendent l'eau inadaptée à une utilisation efficace en irrigation agricole, suggérant ainsi des défis potentiels pour l'agriculture et la planification des terres dans la région. Ces conclusions mettent en évidence l'importance d'une gestion prudente des ressources en eau et la nécessité d'explorer des solutions alternatives pour répondre aux besoins en eau de l'agriculture tout en préservant la durabilité des écosystèmes locaux.

Sur la base des résultats obtenus pour les essais de la coagulation floculation pour éliminer la substance humique contenue dans des eaux de drainage agricole. On a pu aboutir aux conclusions suivantes :

- L'efficacité de la coagulation-floculation est étroitement liée au pH de l'eau traitée, avec des conditions acides favorisant une meilleure performance. De plus, la température a un impact significatif, améliorant l'efficacité du processus jusqu'à un certain seuil.
- L'ajout de charbon actif en poudre augmente l'efficacité de l'élimination des substances humiques en favorisant une adsorption supplémentaire sur les floccs d'hydroxyde d'aluminium.
- Les résultats indiquent que des concentrations spécifiques de sulfate d'aluminium et de charbon actif, combinées à un pH et une température particuliers, peuvent atteindre des niveaux élevés d'élimination des substances humiques.

Pour faire progresser les recherches, plusieurs axes sont recommandés :

- Effectuer des études sur un plus grand nombre d'échantillons d'eau souterraine utilisées pour l'irrigation dans ce terrain d'étude ainsi que les eaux de drainages.
- Par ailleurs, l'exploration de différentes méthodes statistiques pour une meilleure compréhension et une évaluation plus précise pourrait offrir des perspectives plus approfondies sur la qualité des eaux de drainage.
- Explorer des combinaisons entre l'adsorption et d'autres techniques de traitement comme la coagulation-floculation pourrait représenter une stratégie prometteuse pour optimiser l'élimination des contaminants, surtout dans le cas d'eaux initialement caractérisées par leur salinité. Ces approches

Conclusion générale

multidisciplinaires sont susceptibles d'enrichir substantiellement la compréhension des processus impliqués et d'offrir des applications pratiques novatrices dans le vaste domaine du traitement des eaux contaminées.

**Références
bibliographiques**

- A.B.H.S. (2008). *Agence de bassin hydrographique Sahara, Banque de données des forages de Chott Melghir (Wilaya de Biskra)(Extention de la nappe du continental intercalaire et complexe terminal dans la wilaya de Biskra)(Les limites de la nappe des calcaires de Biskra).*
- A.B.H.S. (2018). *Agence de bassin hydrographique Sahara, Banque de données des forages de Chott Melghir (Wilaya de Biskra)(Catre du réseau hydrographique).*
- A.N.R.H. (1997). *Etude des grandes unités hydrogéologiques du Sahara Septentrional(Carte piézométrique de la nappe des sable de Biskra).*
- Abderrezzak, B. (2015). *Hydrogéologie, vulnérabilité et modélisation de la nappe du Mio-Pliocène d'El Outaya,(Biskra, Sud-Est algérien).* Thèse de Doctorat, Université Abou BakrBelkaid Tlemcen, Algérie, 179p.
- Abouelouafa, M., El Halouani, H., Kharboua, M., & Berrichi, A. (2002). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda: canal principal et Oued Bounaïm. *Revue Marocaine Des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 22(3), 115–143. https://www.agrimaroc.org/index.php/Actes_IAVH2/article/view/179
- Achour-M, S. (2001). *Incidence de procédés de chloration de floculation et d'adsorption sur l'évolution de composés organiques et niveaux des eaux naturelles.* Tizi-Ouzou.
- Achour, S., Guesbaya, N. (2005). Coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et de substances humiques. *Larhyss Journal*, 04, 153–168.
- Adhikary, P. P., Dash, C. J., Chandrasekharan, H., Rajput, T. B. S., & Dubey, S. K. (2012). Evaluation of groundwater quality for irrigation and drinking using GIS and geostatistics in a peri-urban area of Delhi, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 5, 1423–1434. <https://doi.org/10.1007/s12517-011-0330-7>
- Adimalla, N., Dhakate, R., Kasarla, A., & Taloor, A. K. (2020). Appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in Central Telangana,

- India. *Groundwater for Sustainable Development*, 10, 100334.
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100334>
- Adimalla, N., & Qian, H. (2019). Groundwater quality evaluation using water quality index (WQI) for drinking purposes and human health risk (HHR) assessment in an agricultural region of Nanganur, south India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 176, 153–161.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.066>
- Adimalla, N., & Venkatayogi, S. (2018). Geochemical characterization and evaluation of groundwater suitability for domestic and agricultural utility in semi-arid region of Basara, Telangana State, South India. *Applied Water Science*, 8, 1–14.
<https://doi.org/10.1007/s13201-018-0682-1>
- Afrasinei, G. M., Melis, M. T., Buttau, C., Bradd, J. M., Arras, C., & Ghiglieri, G. (2017). Assessment of remote sensing-based classification methods for change detection of salt-affected areas (Biskra area, Algeria). *Journal of Applied Remote Sensing*, 11(1), 16025. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.016025>
- Ahcène, S., Bachir, H., & Bourafai, S. (2021). Hydrochemical characteristics of aquifers and their predicted impact on soil properties in Biskra region, Algeria. *Egyptian Journal of Agricultural Research*, 99(2), 205–220.
<https://dx.doi.org/10.21608/ejar.2021.56750.1068>
- Aidaoui, S. (1994). *Ressources en eau et aménagement hydro-agricole dans la région de Biskra (Algérie)* “Water resources and hydroagricultural management in the Biskra region (Algeria).” Thèse Doct. d’état. Univ. Nancy II. France.
<https://www.theses.fr/1994NAN21012>
- Akatumbila, L., Mabilia, M., Lubini, A., Pwema, K., & Musibono, E. A. (2016). CONTRIBUTION TO THE EVALUATION OF PHYSICO-CHEMICAL QUALITY OF WATER: THE CASE OF THE GOMBE URBAN RIVER OF KINSHASA-CITY IN DEMOCRATIC REPUBLIC OF CONGO. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 26, 7–29.
- Akil, A., Hassan, T., Lahcen, B., & Abderrahim, L. (2014). Etude de la qualité

- physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. *European Scientific Journal*, 10(23).
- Al-Qawati, M., Idrissi, Y. A., Alemad, A., Belhaili, I., Marc, I., Baichouti, F., El Kharrim, K., & Belghyti, D. (2015). Analyse et Contrôle de la qualité physico-chimique des eaux souterraines De la région SIDI ALLAL TAZI-Gharb-MAROC [Physico-chemical analysis and quality control of groundwater from the region SIDI Allal Tazi-Gharb-MOROCCO]. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 13(2), 420.
- Amamra, A., & Khanchoul, K. (2019). Water quality of the Kebir watershed, Northeast of Algeria. *Journal Clean WAS (JCleanWAS)*, 3(1), 28–32. <http://doi.org/10.26480/jcleanwas.01.2019.28.32>
- Amuda, O. S., & Amoo, I. A. (2007). Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 141(3), 778–783. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.044>
- ANAT. (2002). *Etude « Schéma directeur des ressources en eau » Wilaya de Biskra, Phase Préliminaire.*
- ANAT. (2003). *Etude «Schéma directeur des ressources en eau » Wilaya de Biskra, Rapport de synthèse, Phase 2, p 40 (Carte pédologique de la wilaya de Biskra).*
- ANRH. (2006). *Etude sur modèle mathématique de système aquifère de la région de Biskra Eau., ministère des ressources en eau.*
- ANRH. (2008). *Inventaire des forages et enquêtes sur les débits extraits de la wilaya de Biskra “Inventory of boreholes and pumped flow rates of Biskra, Algérie”.(Carte géologique et carte du milieu physique de la wilaya de Biskra).*
- ANRH. (2011). *Etude sur modèle mathématique du système aquifère de la région du Biskra.(Répartition des puitsd’eau dans la région de Biskra).*
- Arshad, M., & Shakoor, A. (2017). Irrigation water quality. *Water Int*, 12(1–2), 145–160.

- Assaad, E. (2006). *Étude du processus de coagulation-floculation du système montmorillonite-chitosane dans l'élimination de métaux de transition*. Université du Québec à Montréal.
- Awad, E. S., Imran, N. S., Albayati, M. M., Snegirev, V., Sabirova, T. M., Tretyakova, N. A., Alsalhy, Q. F., Al-Furaiji, M. H., Salih, I. K., & Majdi, H. S. (2022). Groundwater hydrogeochemical and quality appraisal for agriculture irrigation in greenbelt area, Iraq. *Environments*, 9(4), 43. <https://doi.org/10.3390/environments9040043>
- Ayekoe, C. Y. P. R. . D. and L. D. G. (2017). Combination of coagulation-flocculation and heterogeneous photocatalysis for improving the removal of humic substances in real treated water from Agbô River (Ivory-Coast). *Catalysis Today*, 281, 2–13. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2016.09.024>
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (Vol. 29). Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome.
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1994). *Water quality for agriculture*. Rome (Italy): Food and Agricultural Organization (FAO). *Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, FAO Irrigation and Drainage Paper*, 29.
- Babcock, D. B., & Singer, P. C. (1979). Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids. *Journal-American Water Works Association*, 71(3), 149–152. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1979.tb04318.x>
- Batarseh, M., Imreizeeq, E., Tilev, S., Al Alaween, M., Suleiman, W., Al Remeithi, A. M., Al Tamimi, M. K., & Al Alawneh, M. (2021). Assessment of groundwater quality for irrigation in the arid regions using irrigation water quality index (IWQI) and GIS-Zoning maps: Case study from Abu Dhabi Emirate, UAE. *Groundwater for Sustainable Development*, 14, 100611. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100611>
- Beltrán-Heredia, J., & Sánchez-Martín, J. (2009). Removal of sodium lauryl sulphate by coagulation/flocculation with *Moringa oleifera* seed extract. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 713–719.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.053>

Benakcha, M., & Masmoudi, T. (2024). Effect of adding biochar from prickly pear skin to aluminium sulphate to improve the coagulation-flocculation process during the elimination of humic substances present in the Laghrou drainage canal Water, Zab El-gharbi region (SE Algeria). *Desalination and Water Treatment*, 100141. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100141>

Bishwakarma, K., Wang, G., Zhang, F., Adhikari, S., Karki, K., & Ghimire, A. (2022). Hydrochemical characterization and irrigation suitability of the Ganges Brahmaputra River System: review and assessment. *Journal of Mountain Science*, 19(2), 388–402. <https://doi.org/10.1007/s11629-021-6834-z>

Black, A. P., Singley, J. E., Whittle, G. P., & Maulding, J. S. (1963). Stoichiometry of the Coagulation of Color-Causing Organic Compounds With Ferric Sulfate. *Journal-American Water Works Association*, 55(10), 1347–1366. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1963.tb01151.x>

Boateng, T. K., Opoku, F., Acquah, S. O., & Akoto, O. (2016). Groundwater quality assessment using statistical approach and water quality index in Ejisu-Juaben Municipality, Ghana. *Environmental Earth Sciences*, 75, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5105-0>

Bouammar, B. (2010). *Le développement agricole dans les régions sahariennes Etude de cas de la région de Ouargla et de la région de Biskra (2006-2008)*.

Bourgeois, C. M., Mesclé, J.-F., & Zucca, J. (1996). *Microbiologie alimentaire: tome 1-Aspect microbiologique de la sécurité et de la qualité des aliments. tome 2-Aliments fermentés et fermentations alimentaires*. Tec & Doc Lavoisier.

Bourgeois, C. M., Mesclé, M., & Zucca, J. F. (1996). Microbiologie alimentaire: Aspect microbiologique de la sécurité et de la qualité des aliments. *Tec et Doc. Paris. Lavoisier*, 139–290.

Bradai, A., Yahiaoui, I., Douaoui, A., Abdennour, M. A., Gulakhmadov, A., & Chen, X. (2022). Combined Modeling of Multivariate Analysis and Geostatistics in

- Assessing Groundwater Irrigation Sustainance in the Middle Cheliff Plain (North Africa). *Water*, 14(6), 924. <https://doi.org/10.3390/w14060924>
- Brémond, R., & Vuichard, R. (1973). *Paramètres de la qualité des eaux*. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, Secrétariat
- Brinis, N. (2011). *Caractérisation de la salinité d'un complexe aquifère en zone aride cas de l'aquifère d'El-Outaya region Nord-Ouest de Biskra. Algérie*. Faculté des sciences et de la technologie UMKBiskra.
- Çadraku, H. S. (2021). Groundwater quality assessment for irrigation: case study in the Blinaja river basin, Kosovo. *Civil Engineering Journal*, 7(9), 1515–1528.
- Chadha, D. K. (1999). A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology Journal*, 7, 431–439. <https://doi.org/10.1007/s100400050216>
- Chen, C.-Y., Wang, S.-W., Kim, H., Pan, S.-Y., Fan, C., & Lin, Y. J. (2021). Non-conventional water reuse in agriculture: A circular water economy. *Water Research*, 199, 117193. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117193>
- Chen, J., Huang, Q., Lin, Y., Fang, Y., Qian, H., Liu, R., & Ma, H. (2019). Hydrogeochemical characteristics and quality assessment of groundwater in an irrigated region, Northwest China. *Water*, 11(1), 96. <https://doi.org/10.3390/w11010096>
- Cheng, M. L. Ho, H. Y. Chiu, D. T. Y. F. L. J. (1999). *Humic acid-mediated oxidative damages to human erythrocytes:: A possible mechanism leading to anemia in blackfoot disease*, *Free Radical Biology and Medicine*. 27, 470–477. [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(99\)00072-6](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(99)00072-6)
- Cherif, L. (2014). *L'influence de coagulation-floculation et décantation sur le pré traitement des eaux saumâtre*. Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen.
- Chevalier, P. (2003). Coliformes totaux. *Fiches Synthèses Sur l'eau Potable et La*

Santé Humaine. Groupe Scientifique Sur l'eau, Institut National de Santé Publique Du Québec.

Christopher, W. K. C. van Leeuwena, J. A. Rolando, F. and M. D. (2009). Optimised coagulation using aluminium sulfate for the removal of dissolved organic carbon. *Desalination*, 245(1-3), 120–134. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.06.014>

Colin et al. (2008). *Évaluation d'un procédé de coagulation-floculation au chitosane pour l'enlèvement du phosphore dans les effluents piscicoles*. Université du Québec; Ecole de technologie supérieure.

Couture, I., & Montérégie-Est, M. (2004). Analyse d'eau pour fin d'irrigation. *AGRI VISION*. 8p.

Dayarathne, H. N. P., Angove, M. J., Aryal, R., Abuel-Naga, H., & Mainali, B. (2021). Removal of natural organic matter from source water: Review on coagulants, dual coagulation, alternative coagulants, and mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101820. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101820>

Deghiche-Diab, N. (2016). Etude de la biodiversité des arthropodes et des plantes spontanées dans l'agroécosystème oasien. *Mém. Magister, Université Mohamed Khider, Biskra*.

Deghiche-Diab, N., Deghiche, L., & Belhamra, M. (2015). Inventory of arthropods in an agro-ecosystem Ziban oasis, Ain Ben Noui, Biskra, Algeria. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 3(4), 229–234.

Deghiche-Diab, N., Porcelli, F., & Belhamra, M. (2015). Entomofauna of Ziban Oasis, Biskra, Algeria. *Journal of Insect Science*, 15(1), 41. [10.1093/jisesa/ieu170](https://doi.org/10.1093/jisesa/ieu170)

Degremont, P. (1989). *Mémento technique de l'eau*.

Dentel, S. K., & Gossett, J. M. (1988). Mechanisms of coagulation with aluminum salts. *Journal-American Water Works Association*, 80(4), 187–198.

<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1988.tb03025.x>

Desjardins, R. (1997). *Traitement des eaux* (Edition de l'école polytechnique (Ed.); 2^{ème} édition).

Doneen, L. D. (1964). *Notes on water quality in agriculture*. Department of Water Science and Engineering, University of California, Davis.

DRE Biskra. (2016). *Direction des ressources en Eau : Monographie de la Wilaya de Biskra, direction de la programmation de la Wilaya de Biskra*.

Drouiche, A., Harrat, N., Zahi, F., Boucham, N., Djabri, L., & Maftah, H. (2011). Highlight of piezometric fluctuations of groundwater through piezometrics network in the region of biskra (Algeria). *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 2(2011), 495–500.

Dussart, B., & Fauré-Fremiet, E. (1966). *Limnologie: l'étude des eaux continentales*. (No Title).

Edberg, R., Raczynski, M., Prost, J. C., & Elmur, T. (2000). Aide à la fiabilisation de l'eau potable en milieu rural. *Aspect Techniques et Financiers. OIeau, France*. P, 5.

El Samrani, A. G., Lartiges, B. S., & Villiéras, F. (2008). Chemical coagulation of combined sewer overflow: heavy metal removal and treatment optimization. *Water Research*, 42(4–5), 951–960.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.09.009>

Escobar, I. C., Randall, A. A., & Taylor, J. S. (2001). Bacterial growth in distribution systems: effect of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology*, 35(17), 3442–3447.
<https://doi.org/10.1021/es0106669>

Etteieb, S., Cherif, S., & Tarhouni, J. (2017). Hydrochemical assessment of water quality for irrigation: a case study of the Medjerda River in Tunisia. *Applied Water Science*, 7, 469–480. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0265-3>

- FAO. (1984). *bulletins d'irrigation et Drainage*.
- FAO. (2003). *Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. Bureau régional pour le Proche-Orient et bureau sous régional pour l'Afrique du nord. Irrigation avec des eaux usées traitées. Manuel d'utilisation*. 73.
- FAO. (2021). *AQUASTAT database*.
- Ferahtia, A., Halilat, M. T., Mimeche, F., & Bensaci, E. (2021). Surface water quality assessment in semi-arid region (El Hodna watershed, Algeria) based on water quality index (WQI). *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Chemia*, 66(1), 127–142.
- Gaagai, A., Aouissi, H. A., Bencedira, S., Hinge, G., Athamena, A., Heddami, S., Gad, M., Elsherbiny, O., Elsayed, S., & Eid, M. H. (2023). Application of water quality indices, machine learning approaches, and GIS to identify groundwater quality for irrigation purposes: a case study of Sahara Aquifer, Doucen Plain, Algeria. *Water*, 15(2), 289. <https://doi.org/10.3390/w15020289>
- Gaagai, A., Aouissi, H. A., Krauklis, A. E., Burlakovs, J., Athamena, A., Zekker, I., Boudoukha, A., Benaabidate, L., & Chenchouni, H. (2022). Modeling and Risk Analysis of Dam-Break Flooding in a Semi-Arid Montane Watershed: A Case Study of the Yabous Dam, Northeastern Algeria. *Water*, 14(5), 767. <https://doi.org/10.3390/w14050767>
- Gaid, K. D., Lemarchand, G., Martin, and Laverber, C. (1991). Adsorption de micropolluants sur charbon actif (essais d'interprétation). *Eau*, 1, 3844.
- Gaillardet, J., Dupré, B., Louvat, P., & Allegre, C. J. (1999). Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*, 159(1–4), 3–30. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(99\)00031-5](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(99)00031-5)
- Gantzer, C., Lucena, F., Schwartzbrod, L., Jofre, J. (1998). Indicateurs de contamination virale du milieu hydrique: mythe ou réalité? *Virologie*, 2, 117–125.

- Garcia-Armisen, T., Servais, P. (2004). Enumeration of viable E. coli in rivers and wastewaters by fluorescent in situ hybridization. *Journal of Microbiological Methods*, 58, 269–279.
- Gaujous, D. (1995). *La pollution des milieux aquatiques: aide-mémoire/par Didier Gaujous, Lavoisier.*
- Ghiglieri, G., Buttau, C., Arras, C., Funedda, A., Soler, A., Barbieri, M., Carrey, R., Domènech, C., Torrentó, C., & Otero, N. (2021). Using a multi-disciplinary approach to characterize groundwater systems in arid and semi-arid environments: The case of Biskra and Batna regions (NE Algeria). *Science of the Total Environment*, 757, 143797. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143797>
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170(3962), 1088–1090.
- Gone, D. L., Seidel, J.-L., Batiot, C., Bamory, K., Ligban, R., & Biemi, J. (2009). Using fluorescence spectroscopy EEM to evaluate the efficiency of organic matter removal during coagulation–flocculation of a tropical surface water (Agbo reservoir). *Journal of Hazardous Materials*, 172(2–3), 693–699. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.052>
- Gouskov, N. (1964). Notice explicative de la carte géologique au 1/200 000 de Biskra. *Serv Géol De l'Algérie Alger*, 55–74.
- Gueroui, Y. (2014). *Caractérisation Hydrochimique et Bactériologique des Eaux Souterraines de L'aquifère Superficiel de la Plaine de Tamlouka (Nord-Est Algérien).*
- Gueu, S., Fingueneisel, G., Zimny, T., Bartier, D., & Yao, B. K. (2019). Physicochemical characterization of three natural clays used as adsorbent for the humic acid removal from aqueous solution. *Adsorption Science & Technology*, 37(1–2), 77–94. <https://doi.org/10.1177/0263617418811469>
- Gugulothu, S., Subbarao, N., Das, R., & Dhakate, R. (2022). Geochemical evaluation

- of groundwater and suitability of groundwater quality for irrigation purpose in an agricultural region of South India. *Applied Water Science*, 12(6), 142. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01583-w>
- Guilyardi, E., Lescarmontier, L., Matthews, R., Point, S. P., Rumjaun, A. B., Schlüpmann, J., & Wilgenbus, D. (2019). *Rapport spécial du GIEC "Réchauffement à 1, 5° C": Résumé à destination des enseignants*.
- Guiraud, R. (1973). *Evolution post-triasique de l'avant-pays de la chaîne alpine en Algérie*. Toulouse.
- H. M. de Paula, M. S. de O. I. and L. S. A. (2014). Concrete plant wastewater treatment process by coagulation combining aluminum sulfate and *Moringa oleifera* powder. *Journal of Cleaner Production*, 76, 125–130. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.031>
- Hall, E. S., & Packham, R. F. (1965). Coagulation of organic color with hydrolyzing coagulants. *Journal-American Water Works Association*, 57(9), 1149–1166. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1965.tb01506.x>
- Haouchine, A. (2010). *Hydrogéologie en zone semi aride et aride*. Alger.
- Hecini, L., & Achour, S. (2008). Elimination des composés organiques phénoliques par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 7.
- Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard, B., Koupai, J. A., & Malekian, R. (2007). The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agricultural Water Management*, 90(1–2), 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.02.009>
- Helal, A. A., Imam, D. M., Khalifa, S. M., & Aly, H. F. (2006). Interaction of pesticides with humic compounds and their metal complexes. *Radiochemistry*, 48, 419–425. <https://doi.org/10.1134/S1066362206040199>
- Hem, J. D. (1991). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural*

- water* (Vol. 2254). Department of the Interior, US Geological Survey.
- Houvenaghel, D. (2005). *Le cigare: de la culture à l'art*. Le gerfaut.
- Huang, X., Wan, Y., Shi, B., & Shi, J. (2020). Effects of powdered activated carbon on the coagulation-flocculation process in humic acid and humic acid-kaolin water treatment. *Chemosphere*, 238, 124637. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124637>
- J.L., B. (2010). *Des oueds mythiques aux rivières artificielles, l'hydrographie du bas*.
- Jeckel, M. R. (1986). Interactions of humic acids and aluminium salts in the flocculation process,. *Wat. Res.*, 12, 1535–1542. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90118-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90118-1)
- Jeong, H., Kim, H., & Jang, T. (2016). Irrigation water quality standards for indirect wastewater reuse in agriculture: a contribution toward sustainable wastewater reuse in South Korea. *Water*, 8(4), 169. <https://doi.org/10.3390/w8040169>
- Kaabeche, M. (1996). La végétation steppique du Maghreb (Algérie, Maroc, Tunisie). Essai de synthèse phytosociologique par application des techniques numériques d'analyse. *Doc. Phytosoc. NS.(Camerino)*, 16, 45–58.
- Kareem, S. L., Jaber, W. S., Al-Maliki, L. A., Al-husseiny, R. A., Al-Mamoori, S. K., & Alansari, N. (2021). Water quality assessment and phosphorus effect using water quality indices: Euphrates River-Iraq as a case study. *Groundwater for Sustainable Development*, 14, 100630. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100630>
- Katerji, N., Van Hoorn, J. W., Hamdy, A., & Mastrorilli, M. (2000). Salt tolerance classification of crops according to soil salinity and to water stress day index. *Agricultural Water Management*, 43(1), 99–109. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(99\)00048-7](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(99)00048-7)
- Kavanaugh, M. C. (1978). Modified coagulation for improved removal of trihalomethane precursors. *Journal-American Water Works Association*, 70(11),

613–620. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1978.tb04256.x>

Kawagoshi, Y., Hama, T., Kakimoto, R., Itomitsu, N., Hong, N., & Tomiie, K. (2016). Nitrate contamination of groundwater and identification of its cause in Kumamoto City and neighbouring area in Japan. *International Journal of Food Safety, Nutrition and Public Health*, 6(1), 14–28. <https://doi.org/10.1504/IJFSNPH.2016.080443>

Kelly, W. P. (1940). Permissible composition and concentration of irrigated waters. *Proceedings of the ASCF66*, 607.

Kenessov, B., Koziel, J. A., Bakaikina, N. V., & Orazbayeva, D. (2016). Perspectives and challenges of on-site quantification of organic pollutants in soils using solid-phase microextraction. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 85, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2016.04.007>

Khachai, S. (2001). Contribution à l'étude du comportement hydro physiques des soles des périmètres de ITDAS, plaine de l'Outaya». *Mémoire de Magister, Université de Batna, Algérie*, 223p.«in French.

Khan, R., & Jhariya, D. C. (2017). Groundwater quality assessment for drinking purpose in Raipur city, Chhattisgarh using water quality index and geographic information system. *Journal of the Geological Society of India*, 90, 69–76. <https://doi.org/10.1007/s12594-017-0665-0>

Khodapanah, L., Sulaiman, W. N. A., & Khodapanah, N. (2009). Groundwater quality assessment for different purposes in Eshtehard District, Tehran, Iran. *European Journal of Scientific Research*, 36(4), 543–553.

Kumar, A., & Krishna, A. P. (2021). Groundwater quality assessment using geospatial technique based water quality index (WQI) approach in a coal mining region of India. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(12), 1126. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-07474-9>

Kumar, S. K., Rammohan, V., Sahayam, J. D., & Jeevanandam, M. (2009). Assessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha

- River basin, Tamil Nadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 159, 341–351. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0633-7>
- Lanjwani, M. F., Khuhawar, M. Y., & Khuhawar, T. M. J. (2020). Groundwater quality assessment of Shahdaskot, Qubo Saeed Khan and Sijawal Junejo Talukas of District Qambar Shahdaskot, Sindh. *Applied Water Science*, 10(1), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1098-2>
- Larakeb, M. (2015). *Élimination du zinc par adsorption et par coagulation-floculation. Thèse de doctorat. Département de Génie civil et hydraulique. Université Mohamed Khider-Biskra.*
- Lavoisier (Ed.). (1989). *Dore, M. Chimie des oxydants- Traitement des eaux.*
- Le Cloirec, P. (1985). *Étude des interactions soluté-charbon actif. Modélisation de réacteurs biotiques et abiotiques.* RENNES.
- Le Houérou H.N. (1977). *Étude bioclimatique des steppes algériennes (avec une carte bioclimatique à 1 /1.000.000 ème).* O.R.S.T.O.M, Alger.
- Leberre, M. (1989). *Faune du Sahara I, Poissons – Amphibiens et reptiles.* (Niesté).
- Lefebvre, E., and Legube, B. (1990). Coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d'eaux de surface : effet du pH et de la concentration en substances humiques. *Wat. Res.*, 24, 591–606.
- Lefebvre, E. (1990). *Coagulation des substances humique aquatique par le fer ferrique en milieu aqueux. Effet de la peroxydation,*. université de Potiers.
- Lefebvre, E., & Legube, B. (1993). Coagulation-floculation by ferric chloride of some organic compounds in aqueous solution. *Water Research*, 27(3), 433–447. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90044-I](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(93)90044-I)
- Li, P., Wu, J., & Qian, H. (2016). Hydrochemical appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes and the major influencing factors: a case study in and around Hua County, China. *Arabian Journal of Geosciences*, 9, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2059-1>

- Lightfoot, N., Maier, E. (2002). *Analyses microbiologiques des aliments et de l'eau. Directive pour l'assurance qualité. France.*
- Liu, J., Gao, Z., Wang, M., Li, Y., Shi, M., Zhang, H., & Ma, Y. (2019). Hydrochemical characteristics and possible controls in the groundwater of the Yarlung Zangbo River Valley, China. *Environmental Earth Sciences*, 78, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8101-y>
- Mahler, C. F., Dal Santo Svierzoski, N., & Bernardino, C. A. R. (2021). *Chemical characteristics of humic substances in nature*. IntechOpen London, UK.
- Maire, R. (1940). *Etudes sur la flore et la végétation du Sahara central., M,m. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord., No 3, 3ème partie.*
- Mazoyer, M. (2002). Larousse agricole, le monde agricole au XXIème siècle. *Mathilde.*
- Mckenzie, J B et Barr, D. A. (2000). Stabilisation des dunes à Queensland. *Conférence SUR La Gouvernance et Lutte Contre La Désertification, Berlin.*
- Meftah, S., Bouchama, O., & Bouzid, H. (2022). THE POSSIBILITY OF EXPLOITING THE TOURISM POTENTIALS IN BISKRA PROVINCE (SOUTH-EASTERN ALGERIA). *Geo Journal of Tourism and Geosites*, 42, 718–726. <https://doi.org/10.30892/gtg.422spl10-881>
- Mehaoua, M. S. (2006). *Etude du niveau d'infestation par la cochenille blanche Parlatoria blanchardi Targ., 1868 (Homoptera, Diaspididae) sur trois variétés de palmier dattier dans une palmeraie à Biskra. INA.*
- Mehaoua, M. S. (2015). *Abondance saisonnière de la pyrale des dattes (Ectomyelois ceratoniae Zeller., 1839), bioécologie, comportement et essai de lutte. Université Mohamed Khider-Biskra.*
- Merouche, A., Selvam, S., Imessaoudene, Y., & Maten, C. N. (2020). Assessment of dam water quality for irrigation in the northeast of catchment Cheliff-Zahrez, Central Algeria. *Environment, Development and Sustainability*, 22, 5709–5730.

<https://doi.org/10.1007/s10668-019-00447-9>

Misra, R., Satyanarayan, S., & Potle, N. (2013). Treatment of agrochemical/pesticide wastewater by coagulation/flocculation process. *International Journal of Chemical and Physical Sciences*, 2, 39–51.

Mohsen, M. S., & Al-Jayyousi, O. R. (1999). Brackish water desalination: an alternative for water supply enhancement in Jordan. *Desalination*, 124(1–3), 163–174. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(99\)00101-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(99)00101-0)

Mouchet, P. (1991). *Les modalités de traitement des eaux brutes. STP. Pharmapratiques.*

Moussi, A. (2012). *Analyse systématique et étude bio-écologique de la faune des acridiens (Orthoptera, Acridomorpha) de la région de Biskra, thèse de doctorat. Université de Constantine. Algérie.*

Mubedi, J. I., Devarajan, N., Le Faucheur, S., Mputu, J. K., Atibu, E. K., Sivalingam, P., Prabakar, K., Mpiana, P. T., Wildi, W., & Poté, J. (2013). Effects of untreated hospital effluents on the accumulation of toxic metals in sediments of receiving system under tropical conditions: case of South India and Democratic Republic of Congo. *Chemosphere*, 93(6), 1070–1076. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.080>

Munier, P. (1973). *Le palmier dattier, techniques agricoles et productions tropicales. Ed Maison Neuve et Larosse, paris.*

Nagaraju, A., Sunil Kumar, K., & Thejaswi, A. (2014). Assessment of groundwater quality for irrigation: a case study from Bandalamottu lead mining area, Guntur District, Andhra Pradesh, South India. *Applied Water Science*, 4, 385–396. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0154-1>

Narkis, N., & Rebhun, M. (1977). Stoichiometric relationship between humic and fulvic acids and flocculants. *Journal-American Water Works Association*, 69(6), 325–328. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1977.tb06752.x>

- O.N.M. (2022). *Données climatiques de l'Office National de la Météorologie pour la région de Biskra*.
- Okoro, B. U., Sharifi, S., Jesson, M. A., & Bridgeman, J. (2021). Natural organic matter (NOM) and turbidity removal by plant-based coagulants: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106588. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106588>
- Olabode, G. S., Olorundare, O. F., & Somerset, V. S. (2020). Physicochemical properties of wastewater effluent from two selected wastewater treatment plants (Cape Town) for water quality improvement. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17, 4745–4758. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02788-9>
- OMS. (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture: report of a WHO scientific group [meeting held in Geneva from 18 to 23 November 1987]*. World Health Organization.
- OMS. (2006). *WHO guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater* (Vol. 1). World Health Organization.
- Paliwal, K. V., & Singh, S. (1967). Effect of gypsum application on the quality of irrigation waters. *Madras Agric J*, 59, 646–647.
- Panaskar, D. B., Wagh, V. M., Muley, A. A., Mukate, S. V., Pawar, R. S., & Aamalawar, M. L. (2016). Evaluating groundwater suitability for the domestic, irrigation, and industrial purposes in Nanded Tehsil, Maharashtra, India, using GIS and statistics. *Arabian Journal of Geosciences*, 9, 1–16. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2641-1>
- Picos-Corrales, L. A., Sarmiento-Sánchez, J. I., Ruelas-Leyva, J. P., Crini, G., Hermosillo-Ochoa, E., & Gutierrez-Montes, J. A. (2020). Environment-friendly approach toward the treatment of raw agricultural wastewater and river water via flocculation using chitosan and bean straw flour as bioflocculants. *ACS Omega*, 5(8), 3943–3951. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b03419>

- Piper, A. M. (1944). *A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses*. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), 914-928. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>
- Qadir, M., & Oster, J. D. (2004). Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture. *Science of the Total Environment*, 323(1-3), 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.10.012>
- Qadir, M., Sharma, B. R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R., & Karajeh, F. (2007). Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agricultural Water Management*, 87(1), 2-22. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.03.018>
- Rabei, R. E. (2018). Assessment and modeling of groundwater quality using WQI and GIS in Upper Egypt area. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 30808-30817. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8617-1>
- Ram, A., Tiwari, S. K., Pandey, H. K., Chaurasia, A. K., Singh, S., & Singh, Y. V. (2021). Groundwater quality assessment using water quality index (WQI) under GIS framework. *Applied Water Science*, 11(2), 46. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01376-7>
- Randtke, S. J., & Jepsen, C. P. (1981). Chemical pretreatment for activated-carbon adsorption. *Journal-American Water Works Association*, 73(8), 411-419. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1981.tb04751.x>
- Reghais, A. (2023). *Study of the hydrodynamic and hydrochemical functioning of the aquifer of the Terminal Complex in the Biskra region (Southeast Algeria)*. thèse de doctorat. Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie Département Des Sciences de la Terre et de l'Univers. Mohammed Seddik Benyahia- de Jijel.
- Reghais, A., Drouiche, A., Zahi, F., & Debieche, T.-H. (2023). Hydrogeochemical evaluation of the Terminal Complex aquifer system in an arid area: a case study from the Biskra region, north-east Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 82(7), 182. <https://doi.org/10.1007/s12665-023-10786-6>

- Rezeg, A. (2010). *Étude des mécanismes d'élimination de la matière organique par un procédé combiné floculation-adsorption en présence de sels et d'oxydes métalliques*, Thèse de Doctorat en sciences hydrauliques. Université de Biskra, Algérie.
- Rezeg, A., & Achour, S. (2005). Elimination d'acides organiques aromatiques par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 4.
- Richard, C. (1996). *Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux*. Elsevier.
- Richards L.A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. United States Salinity Laboratory, US Department of Agriculture, Agriculture Handbook No 60,.
- Rodier, J., Geoffray, C., Rodi, L. (1984). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie*, Dunod Paris.
- Rodier, J., Geoffray, C., & Rodi, L. (1996). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bacteriologie, biologie*. Dunod.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). *L'analyse de l'eau*, 9ème édition, Ed. Dunod, 1579p.
- Saadi, A., Becherif, M., & Ramadan, H. S. (2016). Hydrogen production horizon using solar energy in Biskra, Algeria. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(47), 21899–21912. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.08.224>
- Saleh, A., Srinivasula, S. M., Acharya, S., Fishel, R., & Alnemri, E. S. (1999). Cytochrome c and dATP-mediated oligomerization of Apaf-1 is a prerequisite for procaspase-9 activation. *Journal of Biological Chemistry*, 274(25), 17941–17945. <https://doi.org/10.1074/jbc.274.25.17941>
- Salifu, M., Aidoo, F., Hayford, M. S., Adomako, D., & Asare, E. (2017). Evaluating

- the suitability of groundwater for irrigational purposes in some selected districts of the Upper West region of Ghana. *Applied Water Science*, 7, 653–662. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0277-z>
- Sauvion, N., Calatayud, P.-A., Thiéry, D., & Marion-Poll, F. (2013). *Interactions insectes-plantes*. Editions Quae.
- Semerjian, L., & Ayoub, G. M. (2003). High-pH–magnesium coagulation–flocculation in wastewater treatment. *Advances in Environmental Research*, 7(2), 389–403. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00009-6](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00009-6)
- Shanmugasundharam, A., Kalpana, G., Mahapatra, S. R., Sudharson, E. R., & Jayaprakash, M. (2017). Assessment of groundwater quality in Krishnagiri and Vellore districts in Tamil Nadu, India. *Applied Water Science*, 7, 1869–1879. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0361-4>
- Sheikhy Narany, T., Ramli, M. F., Aris, A. Z., Sulaiman, W. N. A., & Fakharian, K. (2015). Groundwater irrigation quality mapping using geostatistical techniques in Amol–Babol Plain, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 8, 961–976. <https://doi.org/10.1007/s12517-014-1271-8>
- Singaraja, C., Chidambaram, S., Srinivasamoorthy, K., Anandhan, P., & Selvam, S. (2015). A study on assessment of credible sources of heavy metal pollution vulnerability in groundwater of Thoothukudi districts, Tamilnadu, India. *Water Quality, Exposure and Health*, 7, 459–467. <https://doi.org/10.1007/s12403-015-0162-x>
- Singh, S., & Hussian, A. (2016). Water quality index development for groundwater quality assessment of Greater Noida sub-basin, Uttar Pradesh, India. *Cogent Engineering*, 3(1), 1177155. <https://doi.org/10.1080/23311916.2016.1177155>
- Singhal, A., Gupta, R., Singh, A. N., & Shrinivas, A. (2020). Assessment and monitoring of groundwater quality in semi –arid region. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100381. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100381>

- Song, B., Zeng, G., Gong, J., Liang, J., Xu, P., Liu, Z., Zhang, Y., Zhang, C., Cheng, M., & Liu, Y. (2017). Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. *Environment International*, 105, 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.05.001>
- Stewart, P. H. (1968). Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique: quelques réflexions. *Soc Hist Natur Afr Nord Bull.*
- SY, O. B. (2005). *Recharge et paléo recharge du système aquifère du Sahara septentrional*. El Manar.
- Teh, C. Y., Wu, T. Y., & Juan, J. C. (2014). Potential use of rice starch in coagulation–flocculation process of agro-industrial wastewater: Treatment performance and flocs characterization. *Ecological Engineering*, 71, 509–519. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.005>
- Tipping, E. B., C. A. and H. M. A. (1988). The complexation of protons, aluminium and calcium by aquatic humic substances: a model incorporating binding-site heterogeneity and macroionic effects. *Wat.Res*, 22, 597–611.
- Todd, D. K. (2001). Groundwater hydrology (pp. 280–281). *Canada: Wiley*.
- Toufik, M. (2021). Removal of Hg (II) Ions from Industrial Wastewaters Using Aluminum Sulfate. *International Journal of Engineering Research in Africa*, 53, 200–211. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/JERA.53.200>
- Tshibanda, J. B., Devarajan, N., Birane, N., Mwanamoki, P. M., Atibu, E. K., Mpiana, P. T., Prabakar, K., Ilunga, J. M., Wildi, W., & Poté, J. (2014). Microbiological and physicochemical characterization of water and sediment of an urban river: N'Djili River, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 3, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.07.001>

- Turunen, J., Karppinen, A., & Ihme, R. (2019). Effectiveness of biopolymer coagulants in agricultural wastewater treatment at two contrasting levels of pollution. *SN Applied Sciences*, *1*, 1–9. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0225-x>
- Tzoupanos, N. D., & Zouboulis, I. (2008). Coagulation-flocculation processes in water/wastewater treatment: the application of new generation of chemical reagents. *6th IASME/WSEAS International Conference on Heat Transfer, Thermal Engineering and Environment (HTE'08), August 20th–22nd, Rhodes, Greece*, 309–317.
- UNESCO. (1972). Etude des ressources en eau du Sahara Septentrional, Rapport sur les résultats du Projet REG - 100, Organisation des Nations Unies pour l'éducation. In *la science et la culture*.
- Van Breemen, A N Nieuwstad, Th J Van Der Meent-Olieman, G. C. (1979). The fate of fulvic acids during water treatment. *Water Research*, *13*(8), 771–779. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90241-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90241-0)
- Vasudevan, S., Lakshmi, J., & Sozhan, G. (2009). Studies on the removal of iron from drinking water by electrocoagulation—A clean process. *Clean—Soil, Air, Water*, *37*(1), 45–51. <https://doi.org/10.1002/clen.200800175>
- Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Kim, T. H., Kim, B.-W., & Selvam, S. (2016). Geostatistical techniques to evaluate groundwater contamination and its sources in Miryang City, Korea. *Environmental Earth Sciences*, *75*, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5813-0>
- Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., & LeChevallier, M. (2000). Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. *Water Research*, *34*(12), 3247–3257. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00033-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00033-6)
- Walton, W. C. (1970). Groundwater Resource Evaluation McGraw Hill Book Co. *New York*, 664.
- Wehner, R., & Gehring, W. (1999). *Biologie et physiologie animales: bases*

moléculaires, cellulaires, anatomiques et fonctionnelles; orientations comparée et évolutive. De Boeck Supérieur.

Wilcox, L. V. (1955). *Classification and use of irrigation waters* (Issue 969). US Department of Agriculture.

Wu, T. Y., Mohammad, A. W., Lim, S. L., Lim, P. N., & Hay, J. X. W. (2013). Recent advances in the reuse of wastewaters for promoting sustainable development. *Wastewater Reuse and Management*, 47–103. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4942-9_3

Xiao-Mei, H., Jin, Y., Chao, L., Xiao-Jun, F., & Yuan, Z. (2023). Analysis of hydrochemical characteristics and genesis of water-deficient rivers in China: a case study of the Ciyao River Basin in Shanxi Province. *Quality Assurance and Safety of Crops & Foods*, 15(1), 32–43. <https://doi.org/10.15586/qas.v15i1.1213>

Yang, L., Song, X., Zhang, Y., Yuan, R., Ma, Y., Han, D., & Bu, H. (2012). A hydrochemical framework and water quality assessment of river water in the upper reaches of the Huai River Basin, China. *Environmental Earth Sciences*, 67, 2141–2153. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1654-7>

Yee, L. F., Abdullah, M. P., Abdullah, A., Ishak, B., & Abidin, K. N. Z. (2009). Hydrophobicity characteristics of natural organic matter and the formation of THM. *The Malaysian Journal of Analytical Sciences*, 13(1), 94–99.

Yıldız, Y. Ş., Koparal, A. S., & Keskinler, B. (2008). Effect of initial pH and supporting electrolyte on the treatment of water containing high concentration of humic substances by electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, 138(1–3), 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.05.029>

Youbi, A., Houilia, A., Soumati, B., Berrebbah, H., Djebbar, M. R., & Souiki, L. (2018). Assessment of the physico-chemical and bacteriological quality of the surface waters of wadis " Boukhmira, Meboudja and Seybouse" used in irrigation in the north-east of Algeria. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, 28(2).

- Zakir, H. M., Sharmin, S., Akter, A., & Rahman, M. S. (2020). Assessment of health risk of heavy metals and water quality indices for irrigation and drinking suitability of waters: a case study of Jamalpur Sadar area, Bangladesh. *Environmental Advances*, 2, 100005. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100005>
- Zaman, M., Shahid, S. A., Heng, L., Zaman, M., Shahid, S. A., & Heng, L. (2018). Irrigation water quality. *Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques*, 113–131. [10.1007/978-3-319-96190-](https://doi.org/10.1007/978-3-319-96190-1)
- Zeng, Y. Y., Zhou, J. L., Jia, R. L., Wang, S. T., & Du, J. Y. (2017). Hydrochemical characteristics and causes of surface water in Qimantage area, Xinjiang. *J Arid Land Resour Environ*, 31(06), 64–70.
- Zhang, W., Ma, L., Abuduwaili, J., Ge, Y., Issanova, G., & Saparov, G. (2019). Hydrochemical characteristics and irrigation suitability of surface water in the Syr Darya River, Kazakhstan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7713-8>
- Zhao Shuang, Z. S., Gao BaoYu, G. B., Yue QinYan, Y. Q., Song WuChang, S. W., Jia RuiBao, J. R., & Liu Pan, L. P. (2015). *Evaluation of floc properties and membrane fouling in coagulation-ultrafil.* <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.03.041>
- Zhou, Y. Zhang, Y. Li, P. Li, G. G. and J. T. (2014). *Comparative study on the adsorption interactions of humic acid onto natural magnetite, hematite and quartz: effect of initial HA concentration*, *Powder Technology*. 251, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2013.10.011>

**Travaux réalisés dans
le cadre de la thèse**

Communications internationales

Benakcha, M., Masmoudi, T., Guergazi, S., Youcef, L. (2022). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de drainage agricole de la région du Zab El Gharbi, W. Biskra et possibilité de réutilisation dans l'irrigation. International Congress of Energies and Engineering of Industrial Processes CEGPI'22 USTHB, Algiers 23 - 25 May 2022.



Benakcha, M., Youcef, L. (2023). SUIVI DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX USEES DE LA STEP D'ARRIS WILATA DE BATNA (BOUES ACTIVEES). 1ST INTERNATIONAL VIRTUAL SEMINAR ON GEOSCIENCES, CONSTANTINE, ALGERIA, From, 07 to 09 March 2023.



Benakcha, M., Masmoudi, T., (2022). Evaluation du risque de la contamination des eaux de drainage par les activités agricoles dans les régions semi aride : cas wilaya de Biskra. La 1ère Conférence Internationale sur la Gestion Durable du Sol: Un enjeu au service de la sécurité alimentaire 05-06 Décembre 2022 CRSTRA / Biskra (Algérie).



Benakcha, M., Masmoudi, T., AIT BOUABDALLAH, I., (2023). Application of irrigation indices to assess water quality in Oued Djeddi in the Biskra basin (south-east Algeria). The 1st International Conference on Innovation Research in Materials and Nanotechnology (ICIRMN 2023). *November 29-30, 2023: Ghardaia, Algeria.*



Benakcha, M., Masmoudi, T., AIT BOUABDALLAH, I., (2023). Optimization of aluminum coagulation/flocculation for the removal of COD and turbidity in wastewater in the province of Biskra. 1st International Conference on Physico-chemistry, Materials Sciences & Applied. *27-28 November 2023, Skikda, Algeria.*



Benakcha, M., Masmoudi, T., AIT BOUABDALLAH, I., (2024). Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-chimiques Des Eaux souterraine De Biskra. International conference on chemistry of Materials and sustainable developments (MS2D23). *January 10 and 11th 2024, Setif 1 (Algeria).*



Travaux réalisés dans le cadre de la thèse

<p>Benakcha, M., Masmoudi, T. Use of agricultural saline drainage water for irrigation plants in ZAB EL GHARBI BISKRA province. International Conference on Food, Agriculture and Animal Sciences 27-29 April 2023, Sivas, TURKEY</p>	
<p>Benakcha, M., MONITORING OF THE OPERATING PERFORMANCE OF A WASTEWATER TREATMENT STATION. 10. INTERNATIONAL SUMMIT SCIENTIFIC RESEARCH CONGRESS March 17-18, 2023 Sanliurfa, Turkiye</p>	

Communications nationales

<p>Benakcha, M., Masmoudi, T., Guergazi, S., (2022). Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de drainage agricole de la région de Biskra : dépollution verte et possibilité de réutilisation. The first National Seminar on Green Chemistry and Natural Products (GCNP'22) March 14 - 15, 2022. EL-OUED ALGERIA.</p>	
--	--

Benakcha, M., Youcef, L. (2023). Evolution des paramètres de fonctionnement du bassin biologique (des paramètres des boues à traiter de la STEP d'Arris). National Webinar on Process Engineering and Environment (NWPEE'2023) 15-16 February 2023. Adrar.



Benakcha, M., Masmoudi, T., Chebbi, M., (2022). Évaluation des pollutions saline et nitrique des eaux de drainage utilisées en irrigation, cas de la région de Zab Al Gharbi wilaya de Biskra (Sud-est Algérien). Le 1^{er} Séminaire National sur la Gestion Durable des Ressources en Eaux et Valorisation des Sous Produits. LGRUSTHB, Algérie. LE 14 ET LE 15 NOVEMBRE 2022.



Benakcha, M., Masmoudi, T., Youcef, L. (2022). Impact des activités anthropiques sur la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de drainage et sur l'environnement : cas de la région (ZAB EL GHARBI .W. de BISKRA). 1^{ER} SÉMINAIRE NATIONAL SUR L'AGRICULTURE ET LE DEVELOPEMNT DURABLE EN ZONES SEMI-ARIDES (ADDZSA-2022). 15-16 Novembre 2022 Université Mohamed Chérif Messaadia - Souk Ahras.



<p>Benakcha, M., Himri, S., Masmoudi, T., (2023). Elimination de la MON des eaux usées par coagulation floculation. PREMIER SÉMINAIRE NATIONAL : « Eaux, Environnement et Pollution, SEEP23» USTHB, 2-3 Juillet 2023.</p>	
<p>Benakcha, M., Masmoudi, T., Belkacem, M., (2023). Estimation d'un indice de qualité de l'eau pour l'évaluation de l'eau destinée à l'irrigation : Une étude de cas de canal principal de Zab EL –Gherbi wilaya de Biskra (eaux de drainage). The first national symposium on WATER, HEALTH AND ENVIRONMENT WHE 2023 September 25 2023, Khenchela.</p>	
<p>Benakcha, M., Youcef, L., Belkacem, M., (2023). VALORISATION DES EAUX USEES TRAITÉES EN AGRICULTURE : CAS DES EAUX USEES DE LA STEP ET LE PERIMETRE IRRIGUE DE LAMSARA ARRIS. Le 1^{er} Séminaire National sur : Biodiversité, Santé, Environnement : Enjeux du Développement Durable (SNBSEDD'2023) (Webinaire). Le 25 Septembre 2023, Mila</p>	

Benakcha, M., Masmoudi, T., Belkacem, M., (2023). TRAITEMENT UNE EAUX USEE D'UNE SOURCE PAR COAGULATION FLOCCULATION A L'AIDE DE SULFATE D'ALUMINIUM. Le 1^{er} séminaire national sur le défi et la gestion des déchets entre la destruction et le valorisation. **26 Septembre 2023**



Publication internationales

Benakcha, M., Masmoudi, T. (2024) Effect of adding biochar from prickly pear skin to aluminium sulphate to improve the coagulation-flocculation process during the elimination of humic substances present in the Laghrou drainage canal Water, Zab El-gharbi region (SE Algeria).

<https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100141>

