

Université Mohamed Boudiaf - M'sila

FACULTE DE TECHNOLOGIE

DEPARTEMENT D'HYDRAULIQUE

Numéro de série.....

Numéro d'inscription : D.HYD3C/02/19



Thèse

Présentée pour l'obtention du diplôme de

Doctorat LMD

Filière : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique

THEME

**Qualité des eaux souterraines et origine des nitrates dans la
région El Maadher de Bousaada**

Présentée Par

Mr Tahar Selmane

Soutenue le : 02 / 05 / 2023

Devant le jury composé de :

<u>Nom & Prénom</u>	<u>Grade</u>	<u>Etablissement</u>	<u>Qualité</u>
Hasbaia Mahmoud	Professeur	Univ. de M'sila	Président
Dougha Mostafa	MCA	Univ. de M'sila	Encadreur
Brinis Nafaa	Professeur	Univ. de Batna	Examineur
Ghodbane Messaoud	MCA	Univ. de M'sila	Examineur

Année Universitaire : 2022/2023

Remerciements

Je remercie **Dieu Tout-Puissant**, Celui qui m'a aidé et m'a facilité la réalisation de ce travail. Parce que sans l'aide de Dieu, je n'aurais pas pu arriver à ce résultat

Je remercie mon directeur de thèse, le docteur **Mostafa Dougha**, d'avoir supervisé cette recherche et de m'avoir soutenu avec toutes ses capacités matérielles et morales. J'apprécie qu'il partage ses merveilleuses connaissances avec moi ; ce fut un facteur majeur dans le succès de cette étude.

Je tiens à remercier les membres de **jury**, le président **Mahmoud Hasbaia**, les examinateurs **Nafaa Brinis** et **Massaoud Ghoudbane** pour leur présence, pour leur lecture attentive de ma thèse ainsi que pour les remarques qu'ils m'adresseront lors de cette soutenance afin d'améliorer mon travail.

Je remercie le professeur **Mahmoud Hasbaia** pour son soutien, son aide et ses conseils constants. Je remercie également le directeur de laboratoire "**Ville, Environnement, Hydraulique et Développement Durable**" le professeur **Ali Redjem** pour leur aide et leurs facilités. Je remercie également tous les enseignants du Département de l'Hydraulique, en particulier les docteurs **Salim Djerbouai**, **Ahmed Ferhati** et **Djamaleddine Djemiat**.

Je tiens à remercier le laboratoire de qualité de l'**Algérienne des Eaux (ADE)** pour le partage de son expérience et la mise à disposition des données.

Je tiens à remercier le **laboratoire d'analyses physiques et chimiques de Bousmail - Tipaza** pour la réalisation des analyses. Je remercie également la chercheuse **Nadjet Lemouari** pour son aide dans la réalisation des analyses.

J'adresse mes sincères remerciements au professeur **Osman Abdalla** pour m'avoir accueilli au **Centre de recherche sur l'eau de l'Université Sultan Qaboos - Sultanat Oman**. Je remercie également le Dr **Hussam Eldin Elzain** de m'avoir aidé pendant le stage à Oman. J'exprime ma gratitude au Professeur **Mohamed-Rachid BOULASSEL** pour m'avoir accueilli et les précieux conseils qu'il m'a prodigués durant mon stage.

J'adresse mes sincères remerciements et ma gratitude à ma **mère** et à mon **père** car c'est grâce à eux et à leurs prières que j'ai atteint ce stade. Je remercie également mes **frères** et **sœurs** pour tous leurs efforts et pour le soutien moral et matériel.

Je remercie également tous mes **collègues** et **amis**, chacun en son nom.

M'sila le 02/05/2023

Tahar Selmane

ملخص

سهل المعذر في بوسادة منطقة شبه جافة تقع جنوب العاصمة الجزائر. تتميز بكثرة الأنشطة الزراعية، حيث تعتبر المياه الجوفية المصدر الرئيسي للري والاستهلاك في المنطقة. بسبب تغير المناخ وزيادة عدد السكان وأنشطتهم، شهدت المياه الجوفية تدهورًا في جودتها واختلالًا في تركيبها الكيميائية.

كان تحديد كيمياء المياه الجوفية والعمليات الهيدروكيميائية في الخزان الجوفي المختلط في المنطقة أحد أهداف هذا العمل. تم تقييم وتصنيف جودة المياه الجوفية للشرب والري. تمت دراسة كيفية حدوث تلوث المياه الجوفية بالنترات ومن أين يأتي.

تم استخدام مخططات Piper و Gibbs والطرق متعددة المتغيرات لتقنية PCA و CAH و GIS مع نماذج Kriging و IDW لتحليل كيمياء المياه والعمليات الهيدروجيوكيميائية في هذه الدراسة. أظهرت النتيجة أن الماء ذو جودة كيميائية متوسطة. السحنات الهيدروكيميائية السائدة للعينات هي من نوع كلوريد وكبريتات -الكالسيوم والمغنيسيوم الملوث بالنترات مع وجود عمليات التبادل الأيوني العكسي وهيمنة أيونات الأرض القلوية والأيونات القوية الحمضية. اعتمادًا على مدى التمدن، تم فصل العينات إلى ثلاث مجموعات مائية مميزة وتم تحديد المنطقة الملوثة باستخدام طرق ACP و CAH متعددة المتغيرات.

تم استخدام حملات أخذ عينات المياه من عام 1967 إلى عام 2021، وأظهرت مؤشرات الري ومؤشرات جودة مياه الشرب وتقنية نظم المعلومات الجغرافية أن جميع العينات مقبولة للري. أظهرت مؤشرات الجودة أن الجزء الشمالي من منطقة المعذر رديء الجودة، والجزء الجنوبي ذو نوعية جيدة ومتوسط الجودة في وسط المنطقة. أظهر العرض التقديمي GIS بواسطة نموذج Kriging أن المعالم الفيزيائية والكيميائية تتطور وفقًا لاتجاه تدفق المياه الجوفية؛ تركيزات عالية في شمال منطقة الدراسة وتركيزات منخفضة في الجنوب باستثناء النترات التي كانت أعلى بالقرب من مواقع منخفض بوادي بوسادة.

وقد تمت متابعة تلوث مياه المنطقة بالنترات كحالة خاصة لوجودها في المياه الجوفية وما تمثله من خطر على الصحة العامة. عندما تقرر أن تلوث المنطقة بالنترات بدأ منذ عقود وتفاقم بشكل ملحوظ في الأونة الأخيرة. تشمل المصادر المحتملة للتلوث آثار مياه الصرف الصحي والنفايات الصلبة الملقاة في وادي بوسادة، والممارسات الزراعية المكثفة (روث الحيوانات) ووجود خزانات الصرف الصحي في المنطقة.

الكلمات المفتاحية: المعذر بوسادة، جودة المياه الجوفية، العمليات الهيدروجيوكيميائية، التحليل متعدد المتغيرات، مؤشرات جودة المياه، تقييم الجودة.

Résumé

La plaine de Maadher à Bousaada est une zone semi-aride située au sud de la capitale Alger. Elle se caractérise par l'abondance des activités agricoles, les eaux souterraines étant la principale source d'irrigation et de consommation dans la région. En raison du changement climatique, de l'augmentation de la population et de leurs activités, les eaux souterraines ont connu une détérioration de leur qualité et des déséquilibres dans leur composition chimique.

L'identification de la chimie des eaux souterraines et des processus hydrochimiques dans l'aquifère mixte de la région était l'un des objectifs de ce travail. La qualité des eaux souterraines pour la consommation et l'irrigation a été évaluée et catégorisée. L'origine de la pollution par les nitrates dans les eaux souterraines a été étudiée.

Les diagrammes de Piper et Gibbs, les méthodes multivariées d'ACP et de CAH et la technique SIG avec les modèles de krigeage et de IDW ont été utilisés pour analyser la chimie de l'eau et les processus hydrogéochimiques dans cette étude. Le résultat a montré que l'eau est de qualité chimique moyenne. Le faciès hydrochimique dominant des échantillons est de type : Chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne pollué par les nitrates, avec la présence de processus d'échange d'ions inverses et la dominance des ions alcalino-terreux et des anions acides forts. Selon l'importance de la minéralisation, les échantillons ont été séparés en trois groupes d'eau distincts et la région polluée a été localisée à l'aide de méthodes ACP et CAH multivariées.

Des campagnes d'échantillonnage d'eau de 1967 au 2021 ont été utilisées, les indices d'irrigation, les indices de qualité de l'eau potable et la technique SIG ont montré que tous les échantillons sont acceptables pour l'irrigation. Les indices de qualité ont montré que la partie nord de la zone El Maadher est de mauvaise qualité, la partie sud-est de bonne qualité et la qualité moyenne se situe au milieu de la zone. La présentation SIG par le modèle de krigeage a montré que les paramètres physico-chimiques évoluent selon le sens d'écoulement des eaux souterraines ; des concentrations élevées dans le nord de la zone d'étude et de faibles concentrations dans le sud, à l'exception des nitrates, qui étaient plus élevés près des emplacements de dépression de l'oued Bousaada.

La contamination des eaux de la région par les nitrates a été suivie comme un cas particulier en raison de sa présence dans les eaux souterraines et de son danger pour la santé publique. Lorsqu'il a été déterminé que la pollution par les nitrates de la région a commencé il y a des décennies et s'est considérablement aggravée récemment. Les sources potentielles de contamination comprennent les traces des eaux usées et les déchets solides déversés dans l'oued de Bousaada, les pratiques agricoles intensives (fumier animal) et la présence de fosses septiques dans la région.

Mots clés : Maadher Bousaada, qualité des eaux souterraines, processus hydrogéochimiques, analyse multivariée, indices de qualité de l'eau, évaluation de qualité.

Abstract

The Maadher plain in Bousaada is a semi-arid area located south of the capital Algiers. It is characterized by the abundance of agricultural activities, groundwater being the main source of irrigation and consumption in the region. Due to climate change, increase in population and their activities, groundwater has experienced a deterioration in its quality and imbalances in its chemical composition.

The identification of groundwater chemistry and hydrochemical processes in the mixed aquifer of the region was one of the objectives of this work. Groundwater quality for drinking and irrigation was assessed and categorized. It has been studied how nitrate pollution of groundwater occurs and where it comes from.

Piper and Gibbs diagrams, multivariate methods of PCA and CAH and GIS technique with kriging and IDW models were used to analyze water chemistry and hydrogeochemical processes in this study. The result showed that the water is of average chemical quality. The dominant hydrochemical facies of the samples is of the chloride and sulfate calcium and magnesium polluted by nitrates type, with the presence of reverse ion exchange processes and the dominance of alkaline-earth ions and strong acid anions. Depending on the extent of mineralization, the samples were separated into three distinct water groups and the polluted region was located using multivariate ACP and CAH methods.

Water sampling campaigns from 1967 to 2021 were used, irrigation indices, drinking water quality indices and GIS technique showed that all samples are acceptable for irrigation. The quality indices showed that the northern part of the El Maadher zone is of poor quality, the southern part is of good quality and the average quality is in the middle of the zone. The GIS presentation by the kriging model showed that the physicochemical parameters evolve according to the direction of groundwater flow; high concentrations in the north of the study area and low concentrations in the south, with the exception of nitrates, which were higher near the Bousaada wadi depression locations.

The contamination of the region's waters by nitrates has been followed as a special case because of its presence in groundwater and the danger it represents for public health. When it was determined that nitrate pollution of the area began decades ago and has worsened significantly recently. Potential sources of contamination include traces of sewage and solid waste dumped in the Bousaada wadi, intensive agricultural practices (animal manure) and the presence of septic tanks in the area.

Keywords: Maadher, groundwater quality, Hydrogeochemical processes, Multivariate analysis, Water quality indices, evaluation of quality.

Table des matières

Remerciements	I
ملخص.....	II
Résumé.....	III
Abstract	IV
Liste des figures.....	V
Liste des tableaux	VII
Liste des Abréviations.....	VIII

Introduction générale

Introduction générale	1
Problématique.....	1
Objectifs, méthodes et moyens.....	1
Structure de thèse	2

Partie A : Littérature et revue bibliographique

Chapitre I : Qualité des eaux souterraine et problème de pollution

I.1. Caractéristiques des eaux souterraines.....	5
I.2. Norme de qualité d'eau.....	5
I.3. Principaux paramètres de potabilité.....	6
I.3.1. Paramètres organoleptiques (physique)	6
I.3.1.1. Couleur.....	6
I.3.1.2. Odeur.....	7
I.3.1.3. Saveur.....	7
I.3.2. Paramètres bactériologiques.....	7
I.3.3. Paramètres physique et chimiques	8
I.3.3.1. Température	8
I.3.3.2. Conductivité	8
I.3.3.3. Dureté de l'eau	8
I.3.3.4. Potentiel d'Hydrogène (pH).....	8
I.3.3.5. Turbidité.....	8
I.3.3.6. Les ions majeurs.....	9
I.3.3.7. Nutriments.....	10
I.3.3.8. Métaux lourds	11
I.4. Pollution des eaux.....	13
I.4.1. Sources de pollution.....	13
I.4.1.1. La pollution domestique.....	13
I.4.1.2. Origine industrielle	14
I.4.1.3. La pollution agricole	14
I.4.1.4. Phénomènes naturels.....	15
I.4.1.5. Pollution atmosphérique.....	15
I.4.2. Les principaux polluants des eaux	16
I.4.2.1. Les polluants microbiologiques	16
I.4.2.2. Les polluants chimiques.....	16
I.4.2.3. Les polluants physiques	17
I.5. Conclusion.....	17

Chapitre II : Les nitrates dans les eaux souterraines et leurs effets

II.1. Différentes formes de l'azote	18
II.2. Cycle de l'azote dans l'eau	19
II.3. Cycle d'azote dans le sol	20
II.4. Équations générales contrôlant les nitrates	21
II.4.1. Formation des nitrates dans les eaux usées.....	22
II.5. Origine des nitrates.....	22
II.5.1. Nitrates d'origine végétale	23
II.5.2. Nitrates provenant de l'agriculture moderne	23
II.5.3. Nitrate provenant des déchets animaux et des eaux usées.....	24
II.5.4. Nitrates d'origine industrielle	25
II.6. Effets de nitrate	25
II.6.1. Effets de nitrate sur la santé humaine	25
II.6.2. Effets de nitrate sur les plantes	25
II.6.3. Effets de nitrate sur les animaux.....	26
II.6.4. Effets de nitrate sur l'écosystème	26
II.7. Pollution des nitrates en Algérie	26
II.8. Conclusion	27

Partie B : Description générale de la région d'étude et les méthodes utilisées

Chapitre III : Présentation de la zone d'étude

III.1. Situation géographique de la région de Maadher.....	28
III.2. Répartition de l'habitat	29
III.3. Activité d'agriculture	29
III.4. Végétation (couvert végétal naturel)	30
III.5. Types de Sol de la région d'étude.....	31
III.6. Relief.....	33
III.7. Hydrologie de la région	34
III.7.1. Réseau hydrographique de la zone d'étude	34
III.7.2. Climat	35
III.7.2.1. Précipitation.....	36
III.7.2.2. Températures	37
III.7.2.3. Evapotranspiration potentielle (ETP).....	38
III.7.2.4. Les vents dominants	39
III.7.3. Le climat suivant les nouvelles données climatiques	41
III.7.3.1. Identification de la période sèche	41
III.7.3.2. Climagramme d'Emberger	41
III.8. Conclusion.....	43

Chapitre IV : Géologie et hydrogéologie de la zone d'étude

IV.1. Cadre géologique générale	44
IV.1.1. Géologie de la région d'étude.....	45
IV.2. Géomorphologie du bassin.....	46
IV.3. Stratigraphie	48
IV.3.1. Le Secondaire.....	48

IV.3.2. Tertiaire	48
IV.3.3. Quaternaire	49
IV.4. La lithologie du Hodna.....	51
IV.5. Identification des formations hydrogéologiques.....	51
IV.6. Hydrogéologie de la région	51
IV.6.1. Les coupes hydrogéologiques	53
IV.7. Les aquifères du bassin Hodna	55
IV.8. Conclusion.....	56

Chapitre V : Analyse des échantillons, méthodes et outils de l'étude

V.1. Données physico-chimiques	57
V.2. Matériels et méthodes d'analyse	58
V.3. Balance ionique.....	58
V.4. Faciès Hydrochimique.....	59
V.5. Processus Hydrochimiques	60
V.5.1. Diagramme de Gibbs	60
V.5.2. Niveaux de saturation minérale	60
V.6. Analyses statistiques multivariées.....	61
V.6.1. Analyse en composantes principales (ACP).....	61
V.6.2. Analyse en classification ascendante hiérarchique (CAH).....	62
V.7. Analyses géographiques des données par SIG.....	62
V.7.1. Interpolation géostatistique par krigeage.....	63
V.7.2. Types de krigeage	64
V.7.2.1. Krigeage ordinaire	64
V.7.2.2. Krigeage simple	64
V.7.2.3. Krigeage universel.....	64
V.7.2.4. Co-krigeage	65
V.7.3. Interpolation non-géostatistiques par (IDW).....	65
V.8. Indices d'évaluation de qualité d'eau	66
V.8.1. Indices d'eau d'irrigation.....	66
V.8.2. Indice de qualité de l'eau arithmétique (WQI).....	67
V.8.3. Indice de qualité de l'eau pondéré par entropique (EWQI)	69
V.8.4. Indice canadien de la qualité de l'eau (CCME-WQI)	70
V.8.5. Indice de pollution par les nitrates (NPI).....	72
V.9. Conclusion	72

Partie C : Caractéristiques et évaluations des eaux souterraines d'El Maadher

Chapitre VI : Chimie et processus hydrogéochimiques des eaux souterraines

VI.1. Balance ionique des échantillons	73
VI.2. La qualité organoleptique des eaux.....	74
VI.3. Analyses statistiques des données de qualité.....	75
VI.4. Impact de surexploitation de l'aquifère sur la qualité de l'eau	79
VI.5. Les faciès hydrochimiques des eaux souterraines	81
VI.5.1 Diagramme de Piper.....	81
VI.5.2 Diagramme de Gibbs.....	83
VI.6. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques	84
VI.7. Analyses multivariées des paramètres physico-chimiques.....	85

VI.7.1. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)	86
VI.7.2 Analyse en composantes principales (ACP)	89
VI.7.3. La relation entre CAH et ACP	90
VI.8. Processus hydrochimiques et origine de minéralisation	91
VI.9. Conclusion.....	94

Chapitre VII : Évaluation et classification de la qualité des eaux souterraines de Maadher

VII.1. Echantillonnages.....	94
VII.2. Analyse statistique des échantillons de campagne 2021	95
VII.3. Faciès hydrochimique des échantillons de campagne 2021.....	97
VII.4. Identification de l'interaction eau-roche.....	98
VII.5. Niveaux de saturation minérale	100
VII.6. Indices de qualité pour l'irrigation	102
VII.7. Indices de qualité d'eau pour consommation.....	103
VII.8. Interpolation spatiale par le krigeage ordinaire	106
VII.9. Efficacité précision de méthode de Krigeage et IDW	108
VII.10. Conclusion.....	113

Chapitre VIII : Pollution des nitrates dans la région de Maadher

VIII.1. Hypothèses de pollution par les nitrates	114
VIII.2. Analyse temporelle des nitrates dans la région d'étude	115
VIII.3. Analyse spatiale des nitrates dans la région d'étude	117
VIII.4. Indice de pollution par les nitrates (NPI).....	118
VIII.5. Relation des NO_3^- avec le HCO_3^- et le pH	120
VIII.6. L'origine de NO_3^- dans la plaine de Maadher	123
VIII.7. Solution contre la pollution des nitrates	124
VIII.8. Conclusion	126

Conclusion générale

Conclusion générale.....	127
Recommandations et perspectives	129

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques.....	131
----------------------------------	------------

Liste des figures

Figure 1. Organigramme de la structure des travaux de thèse.....	3
Figure I 1. Contamination des nappes par la fertilisation azotée (Gallien 2014).....	15
Figure II 1. Le cycle de l'azote dans l'eau (Claude 1998).	19
Figure II 2. Cycle d'azote (Claude 2015).	20
Figure II 3. Différentes origines des nitrates (Gallien 2014).	23
Figure II 4. Cycle de l'azote en agriculture (Gallien 2014).	24
Figure III 1. Présentation géographique de la zone d'étude.	29
Figure III 2. Photos de plusieurs terres traitées par les fumiers des animaux.	30
Figure III 3. La région sud Chott dans son contexte naturel.	32
Figure III 4. Carte pédologique du Hodna (Boyadgifu 1975).	32
Figure III 5. Carte 3D indiquant les principaux reliefs de la région d'étude.....	34
Figure III 6. Oued Bousaada	35
Figure III 7. Oued Maïter	35
Figure III 8. Photos des crues des oueds Bousaada et de Maïter, année 2021	36
Figure III 9. Précipitation moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018).	37
Figure III 10. Température moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018).	38
Figure III 11. Evapotranspiration de la région de Bousaada, période 2009-2018.	39
Figure III 12. Les vents dominants sur la région de sud de chott Hodna (Dechaïcha 2010).	40
Figure III 13. Vitesse du vent moyenne mensuelle dans la station de Bousaada, période (2009-2018). ...	40
Figure III 14. Diagramme ombrothermique de la région de Bousaada.	41
Figure III 15. Climagramme d'Emberger de la station de Bousaada.....	42
Figure IV 1. Carte géologique du bassin El Hodna (Grine 2009).	45
Figure IV 2. Coupe géologique de la région de Bousaada.	46
Figure IV 3. Carte géologique et lignes piézométrique de la région du Bousaada (préparée à partir de la carte de Derekov 1973).	47
Figure IV 4. Litho stratigraphique synthétique du Hodna (Askri et al. 1995)	50
Figure IV 5. Coupe schématique du bassin de Hodna (profondeur en mètre)	51
Figure IV 6. Coupe hydrogéologique de la zone d'étude forage Maadher (Derekov 1973).....	52
Figure IV 7. Coupe hydrogéologique de zone d'étude forage Maadher (Derekov 1973).....	53
Figure IV 8. Colonne stratigraphique du forage Maadher (203/255) (Derekov 1973)	55
Figure IV 9. Colonne stratigraphique du forage Maïter (204/224) (Derekov 1973)	55
Figure IV 10. Localisation des aquifères au Chott El Hodna. (Derekov, 1973)	56
Figure V 1. Diagramme trilineaire de Piper.	59
Figure V 2. Représentation graphique en 3D des trois facteurs de CCME-WQI.....	71
Figure VI 1. Localisation géographique des forages étudiés pour la campagne 2019.....	73
Figure VI 2. Comparaison entre les concentrations moyennes des paramètres physico-chimiques dans les campagnes 2019, 2018, 1996 et 1967.....	78
Figure VI 3. Implantation géographique des forages de la Campagne de mesure 1967.	78
Figure VI 4. Implantation géographique des forages de la Campagne de mesure 1996 et 2018.	79
Figure VI 5. Evolution temporelle des TH, HCO ₃ ⁻ , CE et SO ₄ ²⁻ dans la zone de Maadher suite aux campagnes de mesure en 1967, 1996 et 2019.....	80
Figure VI 6. Évolution temporelle du TDS et du NO ₃ ⁻ dans la zone de Maadher suite aux campagnes de mesure en 1967, 1996 et 2019.....	80
Figure VI 7. Diagramme de Piper illustre la classification des eaux souterraines, campagne de mesure en 2019.....	82
Figure VI 8. Diagramme de Piper illustre la classification des eaux souterraines suivant les campagnes de mesure de 1967, 1996, 2018 et 2019.....	83
Figure VI 9. Diagrammes de Gibbs des échantillons d'eau souterraine campagne 2019.....	84
Figure VI 10. Dendrogrammes de CAH avec mode Q pour les paramètres et les forages.....	87

Figure VI 11. Présentation schématique par le SIG des clusters par CAH dans la zone d'étude.....	88
Figure VI 12. Corrélation entre les composantes principales par la méthode ACP, compagne de mesure de 2019.....	89
Figure VI 13. Vue d'ensemble des clusters sur les diagrammes de score (CP) pour CP1 par rapport à CP2 et CP3, compagne de mesure de 2019.....	90
Figure VI 14. Graphes bivariés a : CE vs ($\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$) et ($\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$). b : CE vs (Cl^-/Na^+) vs. (sous Na^+ réactions d'échange avec Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les couches d'argile). c : ($\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$) vs ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$)...92	92
Figure VI 15. Graphes bivariés de a : Cl^- versus ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$). b : Cl^- versus ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$)/ HCO_3^-	92
Figure VI 16. Graphes bivariés de a : CE contre les anions. b : CE contre ($\text{HCO}_3^-/(\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-)$).....	93
Figure VII 1. Localisation géographique des forages étudiés pour la campagne 2021.....	95
Figure VII 2. Diagrammes de Piper des échantillons d'eau souterraine de campagne 2021.....	98
Figure VII 3. Diagrammes de Gibbs des échantillons d'eau souterraine de campagne 2021.....	99
Figure VII 4. Graphes bivariés de a) SO_4^{2-} en fonction de Ca^{2+} b) Na^+ en fonction de Cl^- c) Na^+ en fonction de ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) d) ($\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) en fonction de ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$).....	99
Figure VII 5. Indice de saturation des minéraux communs dans la région de Maadher pour les échantillons d'eau de la campagne 2021.	101
Figure VII 6. Graphes bivariés de a) $\text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$ en fonction d'IS des minéraux carbonatés b) Mg^{2+} en fonction d'IS de l'aragonite, calcite et dolomite.....	101
Figure VII 7. Graphes bivariés de a) SO_4^{2-} par rapport aux IS de gypse et l'anhydrite b) Cl^- par rapport aux IS d'Halite et Sylvite.....	102
Figure VII 8. Classification de qualité d'eau pour l'irrigation des échantillons étudiée (campagne 2021)....	103
Figure VII 9. Classification de qualité d'eau des échantillons étudiée (campagne 2021) à l'aide de WQI arithmétique et CCME-WQI et EWQI.....	103
Figure VII 10. Carte de distribution spatiale des indices de qualité de l'eau (WQI, EWQI, CCME-WQI) à l'aide krigeage ordinaire modèle gaussien.	105
Figure VII 11. Carte de distribution spatiale des indices de qualité de l'eau (WQI, EWQI, CCME-WQI) à l'aide de la méthode IDW.	105
Figure VII 12. Cartes d'interpolation spatiale de CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} et Na^+ par méthode de krigeage ordinaire.....	106
Figure VII 13. Cartes d'interpolation spatiale de HCO_3^- , NO_3^- et NO_2^- par méthode de krigeage ordinaire.....	107
Figure VII 14. Photos des dépotoirs aléatoires de déchets à l'oued bousaada.....	107
Figure VII 15. Plots semi-variogramme de méthode du krigeage sous le modèle sphérique pour tous les paramètres de campagne 2021.....	110
Figure VII 16. Plots semi-variogramme de méthode du krigeage sous modèle gaussien pour les indices de qualité,.....	110
Figure VII 17. Nuage de points des valeurs mesurées par rapport aux valeurs prédites par la méthode de krigeage ordinaire (modèle sphérique).	111
Figure VII 18. Nuage de points des valeurs mesurées par rapport aux valeurs prédites par la méthode de krigeage ordinaire (modèle gaussien) pour les indices de qualité.....	112
Figure VII 19. Nuage de points des valeurs mesurées par rapport aux valeurs prédites par la méthode IDW pour les indices de qualité.....	112
Figure VIII 1. Photos des déchets et d'égouts à Oued Bousaada.....	115
Figure VIII 2. Évolution des concentrations moyennes de nitrates de 1967 à 2021.....	116
Figure VIII 3. Cartes de distribution spatiale de nitrates pour les campagnes de mesure 1967, 1996, 2019 et 2021 à l'aide de la méthode IDW.....	118
Figure VIII 4. Classification de niveaux de pollution des eaux souterraines à l'aide de l'indice de NPI...120	120
Figure VIII 5. Graphes bivariés : a) HCO_3^- en fonction de NO_3^- , b) Comparaison du nitrate et du bicarbonate dans les forages.....	121
Figure VIII 6. Carte de distribution spatiale de pH à l'aide de la méthode IDW.....	122
Figure VIII 7. Graphes bivariés : a) Cl^- en fonction de $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$, b) NO_3^- en fonction de Cl^-	123

Liste des tableaux

Tableau I 1. Normes d'eau acceptable pour la consommation humaine.....	6
Tableau III 1. Précipitation moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018).	36
Tableau III 2. Température moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018).....	37
Tableau III 3 : Evapotranspiration dans la région de Bousaada, période (2009-2018).....	38
Tableau III 4. Vitesses moyennes mensuelles de la région de Bousaada, période (2009-2018).	40
Tableau V 1. Poids et poids relatif de chaque paramètre utilisé pour le calcul de WQI.	68
Tableau VI 1. Les valeurs de balance ionique des échantillons de l'année 2019.....	74
Tableau VI 2. Données statistiques des paramètres physico-chimiques, pour la campagne 2019.....	76
Tableau VI 3. Données statistiques des paramètres physico-chimiques, pour la campagne 2018.....	76
Tableau VI 4. Données statistiques des éléments physico-chimiques, campagnes 1996 et 1967.	77
Tableau VI 5. Matrice de corrélation de principaux paramètres physico-chimiques.....	85
Tableau VI 6. Valeurs moyennes des paramètres pour les clusters déterminées par CAH.....	87
Tableau VI 7. Composantes principales, valeurs propres et variance totale des paramètres de qualité des eaux souterraines, campagne de mesure de 2019.....	89
Tableau VII 1. Description statistique des résultats physico-chimiques de campagne 2021.....	96
Tableau VII 2. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques de campagne 2021.....	97
Tableau VII 3. Description statistique des indices de saturation des minéraux.....	100
Tableau VII 4. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les indices de qualité de l'eau (campagne 2021).....	104
Tableau VII 5. Informations sur les modèles de semi-variogramme pour les données étudiées (campagne 2021).....	108
Tableau VIII 1. Description statistique des concentrations de nitrates de 1967 à 2021.....	116
Tableau VIII 2. Description de l'indice NPI pour les campagnes de mesure de 1967- 2021.....	120

Liste des Abréviations

OMS : Organisation mondiale de la santé
ADE : Algérienne des eaux
T : Température
pH : potentiel hydrogène
CE : conductivité électrique
Ca²⁺ : calcium
Mg²⁺ : Magnésium
HCO₃⁻ : Bicarbonate
Cl⁻ : Chlorure
SO₄²⁻ : Sulfate
TH : dureté totale
NO₃⁻ : Nitrate
Na⁺ : Sodium
K⁺ : Potassium
NO₂ : Nitrite
NH₄⁺ : Ammonium
NH₃ : Ammoniac
PO₄³⁻ : phosphate
Pb : Plomb
Cd : Cadmium
Fe : fer
Mn : Manganèse
Cu : Cuivre
N₂ : Azote
O₂ : oxygène
DCO : Demande chimique en Oxygène
NK : Azote Kjeldahl
RN : Route Nationale
TDS : Solides totaux dissous
FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
ACP : Analyse en composante principale
CAH : classification ascendante hiérarchique
WQI : "Water Quality Index" ; indice de qualité d'eau
CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement
EWQI : Entropy Weighted Water Quality Index
IS : Indice de saturation.
IDW : pondération inverse de la distance
NSE : somme normalisée des excursions
NPI : nitrate pollution index
SAR : Taux d'absorption du Sodium

Introduction générale

Introduction générale

Problématique

Toutes les civilisations humaines préhistoriques étaient situées à proximité ou sur les rives des rivières, des lacs et d'autres plans d'eau. Comme l'eau est abondante, le développement économique et social en dépend et elle est nécessaire à la survie de tous les êtres vivants. Les eaux souterraines sont traditionnellement considérées comme étant de la plus haute qualité pour la consommation en raison d'une protection accrue contre la pollution.

La qualité des eaux souterraines peut parfois se détériorer et devenir polluée en raison de divers facteurs externes. Dans les endroits secs et semi-arides comme la région d'El-Maadher à Bousaada, l'importante augmentation démographique et le changement climatique ont entraîné une consommation excessive d'eau souterraine (pour l'irrigation et d'autres usages). Cela a contaminé les nappes d'eau et entraîné un déséquilibre chimique.

Récemment, la qualité des eaux souterraines de la région d'El-Maadher s'est considérablement détériorée. Des fuites d'eaux usées incontrôlées, des décharges de déchets sur les rives des oueds et une grande dépendance aux engrais synthétiques et à la fertilisation agricole sont à la fois les résultats de l'expansion démographique de la région et de l'expansion significative de l'activité agricole.

Dans ce contexte, il est nécessaire de mener une étude quantitative et qualitative des eaux souterraines dans la région d'El-Maadher. Plusieurs études antérieures dans différentes régions ont servi de base pour ce travail : Boudjadja 2000, Lalbat 2006, Harrat 2007, Abdesselam et al. 2013, Ghodbane 2009, Drouiche 2013, Helali 2016, Ouakouak 2017, Dougha et al. 2019 et Amel 2021. Il vise à fournir une enquête complète sur la qualité des eaux souterraines dans la région et à identifier les facteurs qui l'affectent.

Objectifs, méthodes et moyens

- ↳ Analyse détaillée des caractéristiques socio-économiques, climatiques, hydrologiques, géologiques et hydrogéologiques de la zone d'étude,
- ↳ Analyse et une interprétation des concentrations des paramètres physico-chimiques dans les échantillons examinés et de faire la comparaison aux normes recommandées,
- ↳ Reconnaître les types hydrochimiques de l'eau et les processus qui contrôlent la chimie des eaux souterraines.
- ↳ Évaluation si l'eau souterraine est propre à la consommation et l'irrigation.
- ↳ Détermination de l'origine des roches d'interaction et évaluation des conditions d'équilibre de saturation minérale à travers des échantillons d'eau,

- ↳ Localisation avec précision des endroits où la qualité de l'eau est mauvaise et prévoir la qualité de l'eau en territoire inexploré,
- ↳ Examen du niveau de pollution par les nitrates dans les eaux souterraines, connaître les facteurs qui ont conduit à son apparition.

Afin d'atteindre ces objectifs, la qualité physico-chimique des eaux souterraines a été suivie annuellement pendant plusieurs campagnes historiques. Le laboratoire d'analyse de l'ADE a examiné périodiquement 32 échantillons (ces forages destinés à la consommation humaine), et en 2021 une campagne de collecte d'échantillons dans les forages personnels a été lancée. Les données recueillies ont été mieux évaluées par un certain nombre de systèmes informatiques utilisant une variété de techniques statistiques, géologiques, géographiques et mathématiques pour générer des résultats clairs qui aident les gestionnaires à prendre des décisions éclairées.

Structure de thèse

Trois grandes parties, totalisant huit chapitres, composent la thèse. Avant l'introduction générale, un bref résumé de la thèse est donné, décrivant le sujet, les objectifs, les méthodes et les moyens utilisés pour mener cette étude.

- ↳ Le premier chapitre traite de la littérature sur la qualité de l'eau, des paramètres de qualité et de la pollution des eaux souterraines.
- ↳ Le deuxième chapitre examine le développement des nitrates dans la nature (cycle d'azote), connaître les sources de pollution des eaux souterraines et comment elles affectent l'écosystème et la santé publique.
- ↳ Le troisième chapitre décrit la situation de la zone d'étude en termes : socio-économique, géographique, caractéristiques du sol et couverture végétale, ainsi que les données climatiques et hydrologiques.
- ↳ Le quatrième chapitre détaille les formations géologiques de la région, les caractéristiques hydrogéologiques et les aquifères dans la zone d'étude.
- ↳ Le cinquième chapitre donne des détails sur la façon dont les échantillons ont été prélevés et les analyses de laboratoire ont été effectuées, ainsi qu'il fournit également une brève description des méthodes et outils de l'étude.
- ↳ Le sixième chapitre couvre les résultats et la justification des types chimiques de l'eau, le comportement des composants chimiques et les processus hydrochimiques qui le contrôlent.
- ↳ Le septième chapitre, les concentrations des paramètres physico-chimiques des échantillons à l'étude sont interprétées et la qualité de l'eau d'irrigation et de consommation est évaluée. Prédiction de la qualité de l'eau de la région et représentation cartographique des endroits où

l'eau est détériorée et contaminée. Évaluation des niveaux de saturation minérale des échantillons et identification des actifs rocheux.

- ↪ Le huitième chapitre examine l'évolution temporelle et spatiale de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la zone d'étude. De même, il identifie la source possible de contamination par les nitrates.

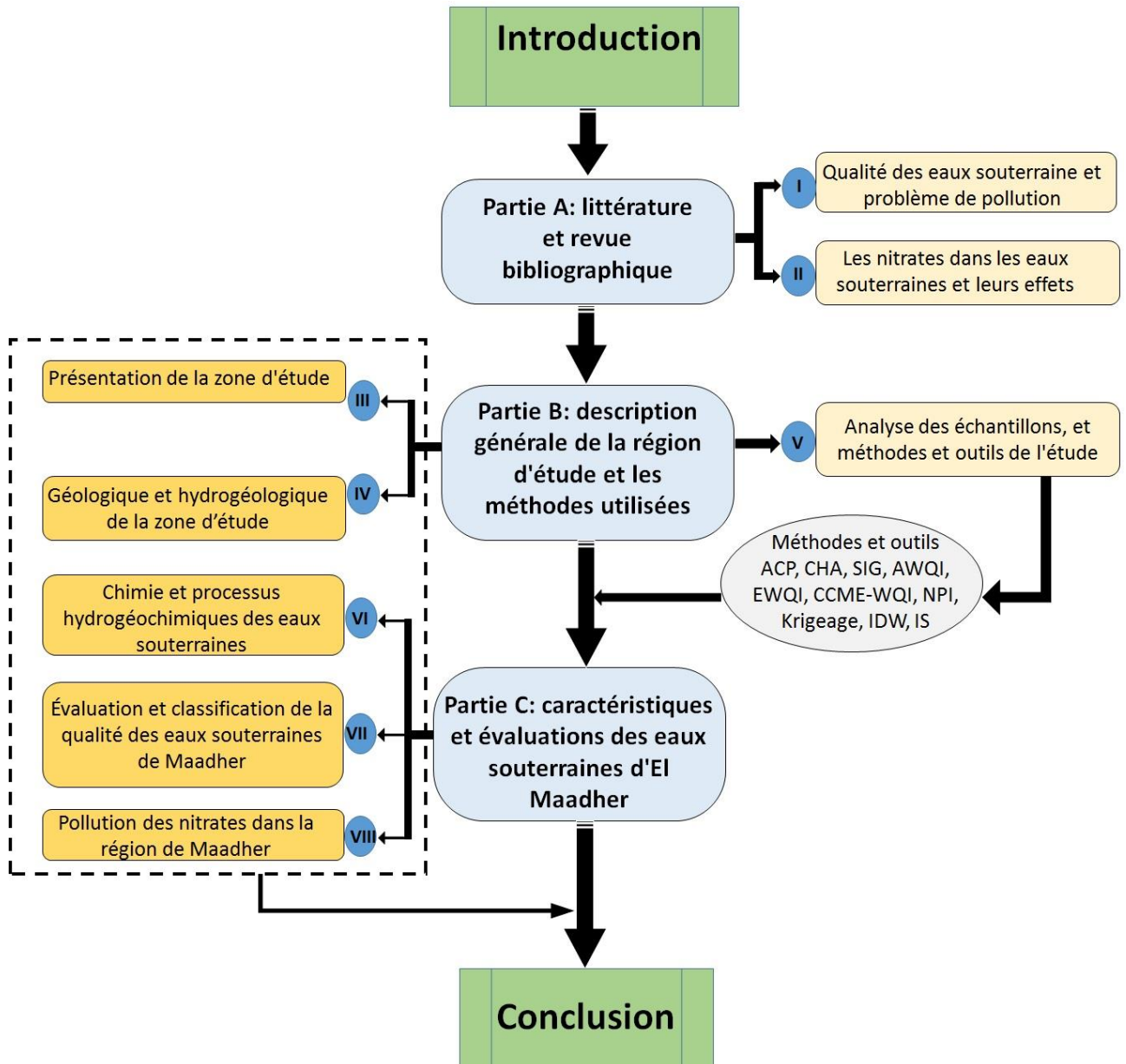


Figure 1. Organigramme de la structure des travaux de thèse

Partie A : Littérature et revue bibliographique

Chapitre I : Qualité des eaux souterraines et problème de pollution

L'eau est reconnue comme l'une des ressources les plus précieuses au monde en raison de son utilisation intensive, de sa fragilité et de sa sensibilité à plusieurs polluants industriels et naturels qui la rendent inutilisable. En raison de la contamination des nappes, il est nécessaire de déterminer les raisons de la pollution des eaux souterraines. Sachant que l'eau acquiert ses différentes propriétés chimiques du milieu qu'elle contient. Les eaux souterraines sont considérées comme de qualité supérieure aux eaux de surface, car elles sont mieux protégées de la pollution anthropique.

Ce chapitre présente une introduction générale des eaux souterraines, de ses paramètres de qualité et des types et sources de pollution des eaux souterraines.

Qualité de l'eau : est un terme utilisé pour exprimer l'aptitude de l'eau pour soutenir divers usages ou processus (Bartram et Ballance 1996). La qualité de l'eau peut évaluer à l'aide de diverses techniques. La sélection de la méthode ou les techniques d'évaluation dépendent de l'objectif pour lequel la qualité de l'eau est analysée (Miloš 2013).

Des normes chimiques, physiques et biologiques adaptées à chaque objectif spécifique ont été créées. Par exemple, la réglementation de l'eau potable diffère de celle qui s'applique à l'industrie et à l'agriculture (Claude 2015).

A cause de la complexité des facteurs naturels et humains qui affectent la qualité de l'eau et du choix des paramètres décrivant l'état qualitatif de l'eau, il est relativement difficile de fournir une définition simple de la qualité de l'eau (Miloš 2013).

Selon ces facteurs, la qualité de l'eau est définie comme :

- Ensemble de concentrations, spéciations et partitions physiques de substances inorganiques ou organiques ;
- Composition et état de l'organisme aquatique dans l'eau ;
- Description des variations temporelles et spatiales dues à des facteurs externes au l'eau (Chapman 2003).

I.1. Caractéristiques des eaux souterraines

L'eau souterraine est retenue dans l'espace vide des sédiments tels que le sable ou le gravier ou dans les fissures des roches fracturées comme la roche cristalline et le calcaire. Le corps de roche ou de sédiments contenant l'eau est appelé un aquifère et le niveau d'eau supérieur dans le corps saturé est appelé la nappe phréatique.

Les milieux (roche ou sédiment) d'un aquifère sont caractérisés par la porosité et la perméabilité. La porosité est définie comme le rapport du volume des pores et des fissures au volume total du milieu. Elle exprime le pourcentage de vides et indique le volume de stockage ou d'eau dans le milieu. La perméabilité évalue la facilité avec laquelle les fluides en général peuvent se déplacer à travers le milieu sous un gradient de potentiel et indique la vitesse relative à laquelle l'eau ou d'autres fluides se déplacent à travers le matériau dans des conditions spécifiées. Pour l'eau, on parle de conductivité hydraulique (Bartram et Ballance 2004).

La composition des fluides de recharge, les interactions eau-sol et les contacts roche-eau dans les zones non saturées, ainsi que le temps de séjour et les réactions de l'aquifère, affectent tous la qualité des eaux souterraines. En conséquence, des différences significatives peuvent être observées au même endroit, en particulier là où il y a des roches solubles avec des compositions variables. Les processus physiques (dispersion/dilution, filtration et mouvement des gaz), géochimiques (complications, réactions acide-base, oxydo-réduction, précipitation-résolution et adsorption-désorption) et biochimiques sont les principaux facteurs affectant la qualité de l'eau dans les aquifères (respiration et décomposition microbienne, synthèse cellulaire).

La qualité des eaux souterraines est affectée par les effets des activités humaines qui provoquent une pollution à la surface du sol, car la plupart des eaux souterraines proviennent de la recharge des eaux de pluie s'infiltrant de la surface. La zone non saturée peut aider à réduire la quantité de certains polluants pénétrant dans les eaux souterraines (en particulier les micro-organismes), mais elle peut également servir de lieu de stockage pour de grandes quantités de polluants comme les nitrates, qui peuvent éventuellement être rejetés (Bartram et Ballance 2004).

I.2. Norme de qualité d'eau

La Norme de qualité d'eau est un référentiel qui a été établi conformément à une réglementation ou un référentiel supérieur. Comparez les situations des eaux aux seuils pour séparer les paramètres inacceptables des paramètres acceptables. La plupart des pays ont établi leurs propres normes pour l'eau potable, l'irrigation et les autres utilisations de l'eau. Les normes de l'OMS font partie des recommandations mondiales reconnues pour le calibre de l'eau potable (WHO 2011) (Tableau I 1).

L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture a également élaboré des lignes directrices recommandées pour l'irrigation.

Tableau I 1. Normes d'eau acceptable pour la consommation humaine

Paramètre	Unités	Norme algérienne (2011)	Norme d'OMS (2011)
T (°C)	(°C)	25	-
pH	-	6.5 – 9.0	8.5
EC	µs/cm	2800	1500
Ca ²⁺	mg/l	200	75
Mg ²⁺	mg/l	150	100
HCO ₃ ⁻	mg/l	-	300
Cl ⁻	mg/l	500	250
SO ₄ ²⁻	mg/l	400	250
TH	mg/l	200	500
NO ₃ ⁻	mg/l	50	50
Na ⁺	mg/l	200	200
K ⁺	mg/l	12	12
NO ₂ ⁻	mg/l	0.2	3
NH ₄ ⁺	mg/l	0.5	1.5

I.3. Principaux paramètres de potabilité

I.3.1. Paramètres organoleptiques (physique)

I.3.1.1. Couleur

La couleur de l'eau est généralement transparente ; les grandes étendues d'eau apparaissent souvent bleues, car elles reflètent la couleur du ciel. Mais la vraie couleur de l'eau naturelle résulte des rayons lumineux non absorbés restants de la lumière d'origine (Claude 2015). La couleur d'eau est causée par des substances en solution (Nelson et al 2009), et généralement en raison de la présence des acides humiques (Claude 2015), les déchets industriels, manganèse, fer, cuivre peuvent également provoquer une coloration d'eau (Nelson et al 2009).

I.3.1.2. Odeur

L'odeur est l'ensemble des sensations que le système olfactif perçoit en sentant certaines substances volatiles (Rodier et al. 2009). L'eau potable et l'eau pour la transformation des aliments, les boissons, et la fabrication pharmaceutique doivent être essentiellement exemptes de goût et d'odeur (Nelson et al. 2009). En effet, l'odeur est un indice de pollution d'eau ou de décomposition de matière organique. Ces substances sont généralement présentes à l'état de traces ne peuvent pas être détectées par les méthodes analytiques standard qui peut être détecté par l'odorat seul (Rodier et al. 2009).

La présence de CO₂ et fer dans l'eau favorisera la croissance de bactéries telles que leptothrix et crenothrix. Ces organismes se développent dans les réseaux de distribution et causent des problèmes organoleptiques (Nelson et al. 2009).

I.3.1.3. Saveur

Le goût est la gamme de sensations perçues à la suite de la stimulation des papilles gustatives par des substances solubles spécifiques (Rodier et al. 2009). Le test de goût, comme le test d'odeur, est très subjectif et peut être dangereux pour le personnel du laboratoire (Nelson et al. 2009). Le seuil du goût pour un dégustateur spécifique est le seuil de perception du goût de l'eau V1 après dilution (devient sans saveur spécifique), par rapport un échantillon de référence V2 (Rodier et al. 2009) :

$$S = (V_1 + V_2)/V_1 \quad (1)$$

L'ozone à des concentrations de 1,0 à 1,5 mg / l a été appliqué au cours de nombreuses années comme désinfectant et comme agent efficace pour éliminer la couleur, le goût et les odeurs de l'eau potable (Nelson et al. 2009).

I.3.2. Paramètres bactériologiques

Micro-organismes courants susceptibles de provoquer des maladies : bactéries, helminthes, virus, cyanobactéries dangereuses et protozoaires. Il est produit principalement à partir de matières fécales humaines ou animales. La consommation d'eau contaminée est le transmetteur le plus facile pour les agents pathogènes. Ces micro-organismes peuvent causer des hépatites, du choléra, des diarrhées aiguës, de la fièvre typhoïde, etc (WHO 2017).

I.3.3. Paramètres physiques et chimiques

I.3.3.1. Température

La température de l'eau dépend principalement de température d'air. Les variations de température des eaux ont généralement un caractère saisonnier. La connaissance de la température est importante, car elle affecte sur les processus biologiques et physico-chimiques de l'eau. La température d'eau est une variable importante lors du calcul de l'équilibre chimique (par exemple, pour évaluer l'équilibre calcium-carbonate, l'agressivité de l'eau, la solubilité des solides et des gaz dans l'eau, etc.) (Miloš 2013).

I.3.3.2. Conductivité

La conductivité permet de savoir le pourcentage des minéraux dans l'eau, est généralement mesurée ou convertie à 25 °C en ($\mu\text{s}/\text{cm}$). La mesure de la conductivité est une partie normale de l'analyse physico-chimique de l'eau. L'avantage est que sa valeur peut être obtenue relativement facilement et rapidement. Il permet également d'obtenir une conception immédiate des changements temporels de concentration de substances dissociées inorganiques dans les eaux naturelles et usées (Miloš 2013).

I.3.3.3. Dureté de l'eau

La dureté est la somme des ions de calcium et de magnésium. Elle manifeste généralement par la formation d'une faible mousse de savon et l'incapacité de bien nettoyer. Le degré de dureté de l'eau varie d'une communauté à l'autre parce qu'elle est capable de percevoir les variations de dureté. La limite maximale acceptable est de 500 mg/l. (WHO 2017).

I.3.3.4. Potentiel d'Hydrogène (pH)

Le pH relié directement des ions de H^+ présents à la solution. Il montre l'agressivité ou douce d'eau (alcalinité ou acidité) (Rodier et al. 2009). Le pH est affecté par la composition des aquifères, le type du sol et la concentration des éléments chimiques dans l'eau (Rodier et al. 2009). Le pH mesuré sur le terrain immédiatement après le prélèvement de l'échantillon en utilisant pH-mètre ou bandelettes.

I.3.3.5. Turbidité

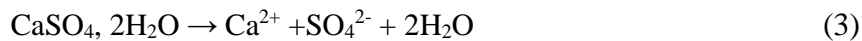
La turbidité est due à des matériaux en suspension tels que l'argile, le limon ou des matériaux organiques et inorganiques (Nelson et al. 2009).

Les mesures de turbidité sont effectuées en termes d'unités de turbidité néphélométrique (NTU), qui mesure la quantité de lumière diffusée, généralement à 90° de la direction de la lumière (Nelson et al. 2009). Difficile de détecter une turbidité inférieure de 4 NTU à l'œil sauf avec des outils plus sophistiqué (WHO 2017).

I.3.3.6. Les ions majeurs

I.3.3.6.1. Calcium (Ca²⁺)

Le calcium dans les eaux souterraines est essentiellement associé à des sources naturelles ; la dissolution carbonatée (CaCO₃) ou la dissolution de gypse (CaSO₄) comme suivante (Debieche 2002) :



Le corps humain toujours besoin de Ca²⁺. Mais la concentration maximum acceptable dans l'eau de boisson est de 250 mg/l (OMS 2017).

I.3.3.6.2. Magnésium (Mg²⁺)

Le magnésium est aussi lié à des sources naturelles (dissolution roches sédimentaires). C'est l'ion le plus répandu dans la nature. Aussi le corps humain toujours besoin de leur. La norme acceptable pour la potabilité est de 70 mg/l (OMS 2011).

I.3.3.6.3. Chlorure (Cl⁻)

Les quantités élevées de chlorure dans l'eau potable constituent un goût pointu et affectent les systèmes de distribution. Les sources possibles de chlorure dans les eaux souterraines sont la fuite de l'eau salée, les eaux usées, les déchets et les sources naturelles. La concentration autorisée par l'OMS est de 250 mg /l (WHO 2017).

I.3.3.6.4. Sodium (Na⁺)

Le sodium est présent pratiquement dans tous les aliments, leurs concentrations dans l'eau de boisson inférieures à 20 mg/l en général. Dans les eaux souterraines le sodium lié au sel minéral et la dissolution de formations contenant du chlorure de sodium (Lenntech 2022). La limite acceptable du sodium dans l'eau de boisson est d'environ 200 mg/l (OMS 2008).

I.3.3.6.5. Potassium (K⁺)

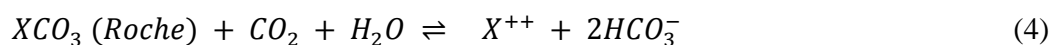
Le potassium est un élément moins apparaît dans l'eau potable. Ses faibles concentrations ne représentent pas un risque pour la santé humaine, mais il est plutôt très important pour le corps humain. Le potassium est répandu dans l'environnement (OMS 2017).

I.3.3.6.6. Sulfate (SO₄²⁻)

Des concentrations élevées de sulfate affectent le goût de l'eau ainsi que les systèmes d'alimentation. 250 mg / L a été fixé comme valeur maximale autorisée par l'Organisation mondiale de la santé. Les sulfates dans les eaux souterraines proviennent souvent de sources naturelles de la dissolution des minéraux contenant du sulfate. Il est utilisé aussi dans l'industrie chimique (WHO 2011).

I.3.3.6.7. Bicarbonates (HCO₃⁻)

Les bicarbonates dans les eaux ont deux origines. Ils résultent de dioxyde de carbone de l'atmosphère et des eaux météorites sur les minéraux silicatés et la dissolution des minéraux carbonatés qui bordent l'aquifère, selon l'équation suivante (Touhari 2015) :



La concentration des bicarbonates au l'eau est en fonction de tension de CO₂ dissous, de température, de pH, les sels dans l'eau et dans la lithologie des terrains (Nelson et al. 2009).

I.3.3.7. Nutriments

I.3.3.7.1. Nitrate (NO₃⁻)

La forme d'azote est la plus riche en oxygène dans un composé inorganique est le nitrate NO₃⁻, qui est également très soluble (Debieche 2002). Les micro-organismes et les végétaux utilisent le nitrate comme un nutritif. Pour cette raison, les composants d'azote sont aussi utilisés dans la fabrication des fertilisants (salpêtre, nitrate de sodium, le nitrate d'ammonium, le nitrate de calcium). Comme ils sont utilisés pour contrôler la corrosion des réseaux d'alimentation et l'odeur (Ouakouak 2017). Également impliqué dans la fabrication d'explosifs et l'industrie nucléaire. Les nitrates dans les eaux souterraines généralement dépendent des facteurs anthropiques (Debieche 2002).

La concentration 50 mg/l est la valeur maximale autorisée pour l'eau potable (OMS 2011). Parce que les nitrates sont dangereux pour la santé humaine surtout les nouveau-nés (Lenntech 2022).

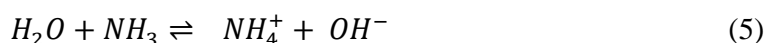
I.3.3.7.2. Nitrites (NO₂⁻)

Le nitrite est également considéré comme un élément dangereux pour la santé humaine (toxique) (OMS 2008). Il résulte du processus de dénitrification des nitrates, c'est un état temporaire entre la transformation

des nitrates en ammonium (Debieche 2002). Afin de protéger la santé publique, 3 mg/L a été fixé comme valeur maximale autorisée (OMS 2017).

I.3.3.7.3. Ammonium (NH₄⁺)

L'ammoniac se trouve à l'eau naturelle sous deux formes : non ionisée (NH₃) et ionisé (NH₄⁺). La relation d'équilibre entre les deux est définie par la réaction réversible suivante :



L'ammoniac est un gaz incolore à forte odeur âcre. Il est très soluble et constitue une menace pour le milieu aquatique. L'ammoniac est produit par la décomposition des protéines en énergie, provenant des matières fécales, des aliments en décomposition, des animaux aquatiques morts et des plantes en décomposition.

L'ammonium est moins toxique, produit par réaction entre l'ammoniac et l'eau. La quantité de NH₃ qui se transforme en NH₄⁺ lié à la température et du niveau de pH de l'eau. Plus la température (ou le pH) est élevée, moins le NH₃ devient NH₄⁺. Par conséquent, le niveau toxique d'ammoniac dépend à la fois du pH et la température. La toxicité augmente à mesure que la température (ou le pH) augmente (Zhen-Gang 2008).

I.3.3.7.4. Phosphate (PO₄³⁻)

Le phosphate (PO₄³⁻) est un composé chimique contenant du phosphore. Ce dernier est indispensable à la vie et se retrouve sous forme de phosphates inorganiques dans la roche. PO₄³⁻ affecte la qualité de l'eau en provoquant un développement énorme d'algues et en réduisant l'O₂ de l'eau. Le phénomène d'eutrophisation peut entraîner la mortalité des poissons et la perte d'habitat avec la disparition de diverses espèces (Soltani 2021).

I.3.3.8. Métaux lourds

I.3.3.8.1. Cadmium (Cd)

Le cadmium (Cd) est un élément métallique mineur naturellement présent dans la croûte terrestre et les eaux. Il est utilisé comme pigment pour le placage résistant à la corrosion sur l'acier et également utilisé pour stabiliser le plastique. Les composés de cadmium sont beaucoup utilisés dans les batteries. L'exposition à certaines formes et concentrations de cadmium est connue pour produire des effets toxiques sur l'homme (Abou Zakhem et Hafez 2015). Certaines études ont indiqué que des niveaux élevés de Cd sont probablement responsables de naissances prématurées et de cancers chez l'homme (Adeyemi et Ojekunle 2021).

I.3.3.8.2. Plomb (Pb)

Le plomb est naturellement présent dans la nature. Cependant, la majorité des concentrations de plomb trouvées dans l'environnement sont le résultat d'activités humaines.

Les effets néfastes sur la santé le retard mental, les troubles du système nerveux, l'inhibition du métabolisme de la vitamine D, l'insomnie et l'agitation chez les enfants, la psychose aiguë, l'anémie, les troubles de l'ouïe et la formation de cellules sanguines et le développement du cancer (Egbueri 2020).

I.3.3.8.3. Fer (Fe)

Le fer est naturellement présent dans l'eau brute et peut également être présent en raison de la corrosion des tuyaux en fonte. L'état naturel du fer dans les eaux oxygénées est sous forme d'oxydes ferriques de faible solubilité qui peuvent former des dépôts qui donnent lieu à une eau décolorée. Il peut provoquer une décoloration et des taches graves sur le linge à des concentrations supérieures à environ 0,3 mg/l (Harrison 2014). Lorsque des niveaux élevés de fer sont absorbés, de graves dommages aux organes vitaux du pancréas, du foie, de la rate et du cœur peuvent survenir chez les patients atteints d'hémochromatose (Wang 2016).

I.3.3.8.4. Manganèse (Mn)

Le manganèse est un minéral commun associé à la surface terrestre. On le trouve dans les eaux souterraines en dissolvant des minéraux contenant du manganèse (Khadse et al. 2015). Les activités humaines sont également responsables de la pollution de l'eau par le manganèse. L'eau contenant du manganèse, lorsqu'elle est exposée à l'oxygène ou à l'air, devient trouble en raison de l'oxydation du manganèse en Mn^{4+} . La présence de manganèse dans l'eau n'est pas considérée comme d'importance critique pour la santé. Cela entraîne des taches ainsi que des goûts et des apparences désagréables (Keyser 1997).

I.3.3.8.5. Cuivre (Cu)

Les ions de cuivre accumulés dans l'eau par diverses sources telles que l'industrialisation, le traitement des déchets électroniques, le traitement des déchets urbains et l'érosion, la dissolution et la lixiviation naturelle des métaux vers la nappe phréatique (Manne et al. 2022).

Le cuivre est un micronutriment essentiel sert de composant fondamental des protéines humaines et des métalloenzymes (Gomaa et al. 2021).

L'apport de cuivre à des quantités supérieures la limite acceptable peut causer des problèmes de santé aigus, à savoir des troubles gastro-intestinaux, des problèmes du système nerveux, une irritation des muqueuses, la maladie de Wilson, des lésions hépatiques et rénales, des lésions capillaires généralisées, des lésions hépatiques et rénales, etc. (Gomaa et al. 2021).

I.4. Pollution des eaux

C'est tout changement qui se produit dans l'eau avec la présence des éléments étrangers qui rend ce milieu impropre à l'usage auquel il est destiné. Nous pouvons résumer ces changements en variations, biologique, chimique et même physique (Lenntech 2022) :

- Dangers sur la santé humaine,
- Détérioration de la qualité de l'eau liée à son utilisation dans des activités agricoles, industrielles et souvent économiques (Chapman 2003).

La pollution de l'eau est toute modification physique, chimique, ou biologique du corps de l'eau qui a un effet néfaste sur les organismes qui la consomment. La pollution de l'eau peut également rendre l'eau impropre à l'usage auquel elle est destinée (Lenntech 2022). La pollution de l'eau peut provoquer :

- Risques pour la santé humaine.
- entraver les activités marines, y compris la pêche,
- La détérioration de la qualité de l'eau associée à son utilisation dans des activités agricoles, industrielles et souvent économiques (Chapman 2003).

La pollution est généralement diffuse sous forme permanente ou ponctuelle ; nous pouvons avoir de la pollution permanente diffuse de plusieurs sources (Chapman 2003). L'effet de la pollution est lié à la quantité et la durée de présence du polluant dans le milieu (Mike 1914) ; la pollution chronique est plus insidieuse et nuisible. Moins excitante, elle peut passer inaperçue (contamination par les nitrates d'origine agricole et contamination aux hydrocarbures par des sols pollués) (Lenntech 2022).

I.4.1. Sources de pollution

I.4.1.1. La pollution domestique

Des polluants indésirables (composés organiques, inorganiques, détergents, solvants, antibiotiques, bactéries, etc.) peuvent être transportés vers les nappes phréatiques en cas de mauvais assainissement collectif ou individuel, ainsi que de stations d'épuration surchargées. Les déchets domestiques qui se sont accumulés dans des décharges non agréées ou non conventionnelles génèrent également des lixiviats riches en polluants (Touhari 2015).

I.4.1.2. Origine industrielle

Elle peut avoir diverses origines. Les réservoirs de stockage de déchets, de lavage ou d'eau traitée pour les industries minières, métallurgiques ou chimiques sont des exemples de ceux qui sont érigés immédiatement sur le sol sans aucune précaution de sécurité. Le stockage ou le transit de matières premières et de déchets provenant de complexes chimiques, de raffineries, de papeteries et de l'industrie alimentaire peut également entraîner une pollution chronique ou accidentelle. Ce polluant a les caractéristiques suivantes :

- Graisses et matières organiques (industries agro-alimentaires),
- Des hydrocarbures (raffineries),
- Des métaux (traitement de surface métallurgique),
- Divers produits chimiques (industries chimiques),
- Des eaux chaudes (circuits de refroidissement),
- Matières radioactives (centrales nucléaires) (Touhari 2015).

I.4.1.3. La pollution agricole

Les engrais sont principalement utilisés pour nourrir les plantes avec des éléments bénéfiques, notamment l'azote, le phosphore et le potassium, afin de stimuler la production (Davidson et al. 1987). L'utilisation excessive et incontrôlée de pesticides et d'engrais a une grave influence sur les ressources d'eaux souterraines et de surface (Chapman 2003). Lorsque l'eau interagit avec un sol de surface riche en éléments nutritifs et en pesticides, elle peut s'infiltrer dans le haut du profil du sol et se retrouver dans le sous-sol, qui contient des concentrations plus élevées de nitrates, de pesticides et d'autres contaminants (Davidson et al. 1987) (Figure I 1).

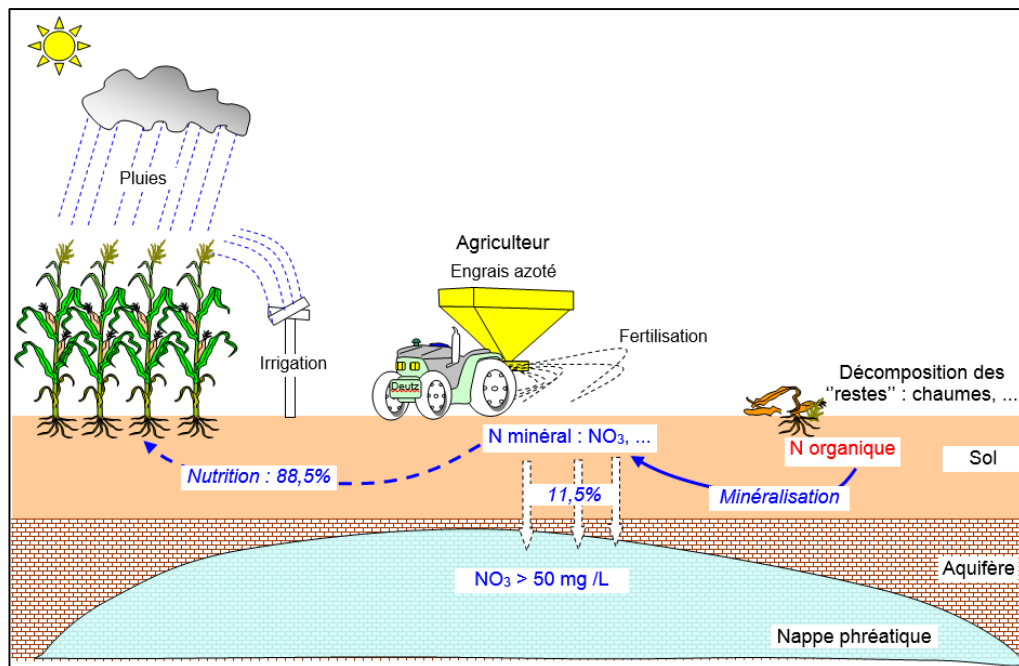


Figure I 1. Contamination des nappes par la fertilisation azotée (Gallien 2014).

I.4.1.4. Phénomènes naturels

En général, l'activité humaine détériore la qualité de l'eau, tandis que des événements naturels spécifiques peuvent également le faire et rendre l'eau impropre à la consommation ou à d'autres usages, comme « l'irrigation ». Des exemples courants, l'augmentation de salinité des eaux de surface par l'évaporation dans les régions semi-arides et arides et la forte teneur en sel de certaines eaux souterraines dans certaines conditions géologiques. Les fortes pluies et les ouragans provoquent également une érosion excessive et des glissements de terrain, qui à leur tour augmentent la teneur des matières en suspension dans les rivières et les lacs (Bartram et Ballance 2004).

I.4.1.5. Pollution atmosphérique

Il a été constaté que l'atmosphère est l'une des sources les plus répandues de polluants dans l'environnement. De nombreux contaminants ont été trouvés à des concentrations élevées dans la neige et la glace de l'Arctique et de l'Antarctique (Chapman 2003). L'oxyde d'azote est présent dans l'atmosphère à partir de sources naturelles et artificielles. L'azote peut s'oxyder lors des décharges de foudre pour produire différents oxydes d'azote. Les installations industrielles et les grandes villes à fort trafic automobile sont des contributeurs importants d'oxydes d'azote dans l'environnement. Ces oxydes subissent une oxydation supplémentaire après dissolution dans l'eau de pluie pour produire des acides nitreux et nitrique. En raison de la photo-oxydation causée par l'exposition directe au soleil, la vitesse à

laquelle les oxydes d'azote sont transformés en acide nitrique s'accélère (Michael 1996). Ces contaminants altèrent la qualité des eaux souterraines et provoquent des perturbations.

I.4.2. Les principaux polluants des eaux

I.4.2.1. Les polluants microbiologiques

La principale exigence est une eau potable microbiologique sûre (Harrison 2014). Les dangers microbiologiques sont le problème le plus grave de l'eau potable dans le monde en raison des nombreux décès qu'ils causent (Thompson et al. 2016). Il est possible que l'activité microbiologique, qui peut altérer les composants inorganiques et organiques des eaux souterraines, affecte la qualité de l'eau à la fois directement et indirectement. Ces réponses biologiques accélèrent généralement les processus géochimiques (Chapman 2003). Et les effets de ces activités sur les eaux souterraines pourraient être à la fois favorables et néfastes. La réduction des niveaux de nitrate et de sulfate dans les eaux souterraines ainsi que l'élimination des contaminants organiques sont les premières étapes. Ceux-ci comprennent la production de sulfure d'hydrogène, la libération de métaux solubles, la production de gaz, la contamination des puits et les dommages aux conduites de distribution (Chapman 2003).

I.4.2.2. Les polluants chimiques

L'arsenic, les nitrates, les substances radioactives, les métabolites, les solvants et les produits chimiques qui se développent à la suite de la décomposition des déchets naturels ne sont que quelques-uns des nombreux produits chimiques de la nature et de l'industrie qui peuvent polluer l'eau. On pense que de nombreuses autres causes, y compris la pollution par les hydrocarbures provenant des déversements de pétrole brut et les déchets chimiques des usines chimiques, contribuent à la contamination chimique de l'eau. Ces substances chimiques sont nocives pour les poissons et autres organismes aquatiques lorsqu'elles sont utilisées dans les milieux aquatiques. Les polluants chimiques peuvent être largement classés en produits chimiques persistants (à décomposition lente) et non persistants (dégradables).

Les polluants non persistants comprennent les déchets domestiques, les engrais et certaines catégories de déchets industriels. Ces substances polluantes peuvent être décomposées en molécules simples non polluantes ou en composés tels que le CO₂ et l'azote par des processus chimiques ou biologiques. Les polluants chimiques persistants courants comprennent certains pesticides (comme la dieldrine, l'heptachlore et le DDT), les produits pétroliers, les biphényles polychlorés (PCB), les chlorophénols, les dioxines, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les radionucléides et les métaux lourds.

Les pesticides utilisés pour débarrasser les insectes (insecticides) et les nuisibles herbes (herbicides) sont un autre type de produit chimique toxique. Certains de ces produits chimiques sont biodégradables et peuvent rapidement se décomposer en des formes inoffensives ou moins nocives, tandis que d'autres ne sont pas biodégradables et peuvent persister dans l'environnement pendant une longue période. Des matériaux comme les détergents et les huiles flottent et gâchent l'apparence d'un plan d'eau, en plus d'être toxiques, de nombreux polluants chimiques ont des odeurs désagréables (Philander 2008).

I.4.2.3. Les polluants physiques

La forme courante de pollution physique de l'eau est la pollution thermique. Cette pollution comprend également l'eau chaude (résulte des systèmes de refroidissement), la mousse et les ordures, les débris flottants. Dans les régions hautement industrialisées du monde, les centrales le type le plus courant de contamination physique de l'eau est la pollution thermique. Cette pollution comprend également les déchets, la mousse, les débris flottants et l'eau chaude des systèmes de refroidissement. Les centrales nucléaires consomment beaucoup d'eau pour refroidir les réacteurs, ce qui est nécessaire pour les centrales électriques dans les régions hautement industrialisées du monde. Le processus entraîne une eau plus chaude, qui est souvent rejetée dans l'environnement, où elle a un impact sur l'eau et les autres êtres vivants, bouleversant l'équilibre écologique (Philander 2008).

I.5. Conclusion

L'eau souterraine absorbe une gamme de substances chimiques qui influencent ses qualités lors de son déplacement. Il est nécessaire de prendre des mesures pour prévenir la pollution, car il est extrêmement difficile d'éradiquer complètement la contamination à laquelle les eaux souterraines sont exposées. Le premier d'entre eux est la surveillance de routine de la qualité des eaux souterraines.

Dans ce chapitre, nous avons mis l'accent sur les différents types de pollution de l'eau, leurs causes et la qualité générale de l'eau. L'un des contaminants qui sera couvert dans cette étude est la contamination par les nitrates des eaux souterraines.

Chapitre II : Les nitrates dans les eaux souterraines et leurs effets

Des concentrations élevées d'azote se trouvent dans le monde naturel. Il se distingue par sa facilité de transformation et d'interaction. Le nitrate, un sous-produit du cycle de l'azote dans la nature, est l'élément le plus stable et le plus commun des eaux souterraines.

L'un des sujets qui préoccupent les experts est l'impact de la pollution des nitrates sur la santé humaine l'environnement, et la santé animale. Dans de nombreux pays, la contamination par les nitrates des eaux souterraines est typique. L'eau algérienne est récemment devenue de plus en plus sensible à la contamination par les nitrates en raison de l'augmentation des produits chimiques qui la provoquent.

Ce chapitre donne un aperçu général sur le cycle de l'azote et les facteurs de développement des nitrates dans la nature, l'origine des nitrates dans les eaux souterraines et les effets des nitrates sur l'environnement et la santé publique ; nous évoquons également la présence d'une pollution aux nitrates en Algérie.

II.1. Différentes formes de l'azote

Avec 78,084% du volume de l'atmosphère composé d'azote, c'est le gaz le plus répandu. La teneur typique en azote des protéines est d'environ 16 %, ce qui en fait un composant important de la matière organique. Tous les êtres vivants ont besoin d'azote comme nutriment, c'est pourquoi il peut être trouvé dans chaque cellule et est constamment recyclé par les plantes et les animaux (Zhen-Gang 2008). L'écosystème reçoit de l'azote sous diverses formes chimiques.

L'azote qui a été attaché à une substance organique est appelé azote organique. L'azote inorganique peut être présent sous sa forme libre sous forme de gaz (N_2), de nitrate (NO_3), de nitrite (NO_2), d'ammoniac (NH_3) ou ammonium (NH_4^+) (Zhen-Gang 2008).

L'ammoniac est souvent la principale forme d'azote dissous dans un système aquatique et la principale forme d'azote utilisée pour la croissance des algues. Étant donné que les concentrations de nutriments sont relativement faibles, les nitrates sont souvent désignés comme la somme des nitrites et des nitrates ($NO_2 + NO_3$) dans les modèles de qualité de l'eau. L'ammoniac total comprend l'ion ammonium (NH_4^+) et le NH_3 non ionisé. La concentration de NH_4 est habituellement beaucoup plus élevée que la concentration de NH_3 (Zhen-Gang 2008).

Les éléments de NH_4 et $NO_2 + NO_3$ sont utilisés pour l'absorption d'algues. Alors que NH_4 est la forme préférée d'azote pour la croissance des algues, les algues utiliseront ($NO_2 + NO_3$) pour la croissance à

mesure que la concentration de NH_4 s'épuisera. Dans des conditions spécifiques de température et de pH, le composant non ionisé de NH_3 peut être toxique pour la vie aquatique ; la toxicité augmente à mesure que le pH (ou la température) augmente. La majorité de l'ammoniac produit dans le monde est utilisée dans les engrais. Étant donné que la dégradation de l'urée et des protéines peut également produire de l'ammoniac, on le trouve souvent dans les eaux usées domestiques (Zhen-Gang 2008).

II.2. Cycle de l'azote dans l'eau

L'azote organique est l'une des principales formes des charges externes d'azote. L'azote organique subit une décomposition bactérienne et est minéralisé en ammoniac (Figure II 1). La nitrification est l'oxydation des sels d'ammonium par des bactéries en nitrites et la poursuite de l'oxydation des nitrites en nitrates. En présence de bactéries nitrifiantes et d'oxygène, l'ammoniac est rapidement transformé en nitrite puis en nitrate via le processus de nitrification. Le nitrate peut être converti en azote gazeux par dénitrification. L'azote gazeux produit quitte le système aquatique et est rejeté dans l'atmosphère. La fixation de l'azote est le processus biologique dans lequel le N_2 de l'atmosphère est consommé par les algues et est convertie en azote organique ; certaines espèces d'algues sont capables de fixer le N_2 directement de l'air, lorsque le nitrate et l'ammoniac ne sont pas facilement disponibles.

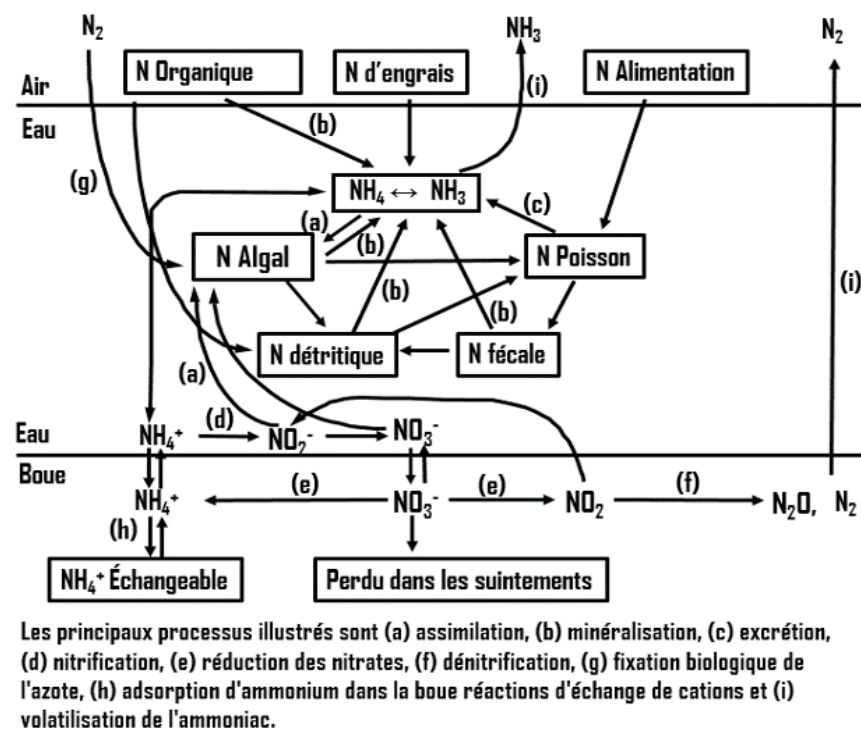


Figure II 1. Le cycle de l'azote dans l'eau (Claude 1998).

II.3. Cycle d'azote dans le sol

Le sol reçoit des excréments et d'autres formes de déchets organiques, par exemple les racines de plantes mortes. De tels déchets contiennent de l'azote principalement sous la forme de protéines. Les bactéries et les champignons décomposent les déchets. Le produit final de cette pourriture est l'ammonium (NH_4^+). La phase suivante est une oxydation progressive de l'ammonium vers le nitrate (NO_3^-). Cette "nitrification" est également un processus microbien, impliquant des bactéries hautement spécialisées (Figure II 2).

Ainsi, l'ammonium (NH_4^+) et le nitrate (NO_3^-) sont générés en continu dans le sol. Les taux dépendent de la quantité de déchets, de sa teneur en azote, de la température et d'autres facteurs tels que le type de sol et sa teneur en eau.

Les plantes peuvent stocker le nitrate pour une utilisation ultérieure ; la capacité de le faire diffère selon les espèces. Ainsi, les légumes diffèrent considérablement dans leur teneur en nitrate. La réduction du nitrate vers l'ammonium dans les plantes et son incorporation dans les protéines nécessite une énergie fournie par le Soleil. Ainsi, les légumes poussant à l'ombre, en hiver ou dans un pays au ciel nuageux contiennent significativement plus de nitrates que ceux poussant en plein soleil, en été ou dans un pays ensoleillé. Lorsque les plantes et les animaux meurent, ils retournent de l'azote au sol : le cycle est fermé (Kolbe et al. 2019).

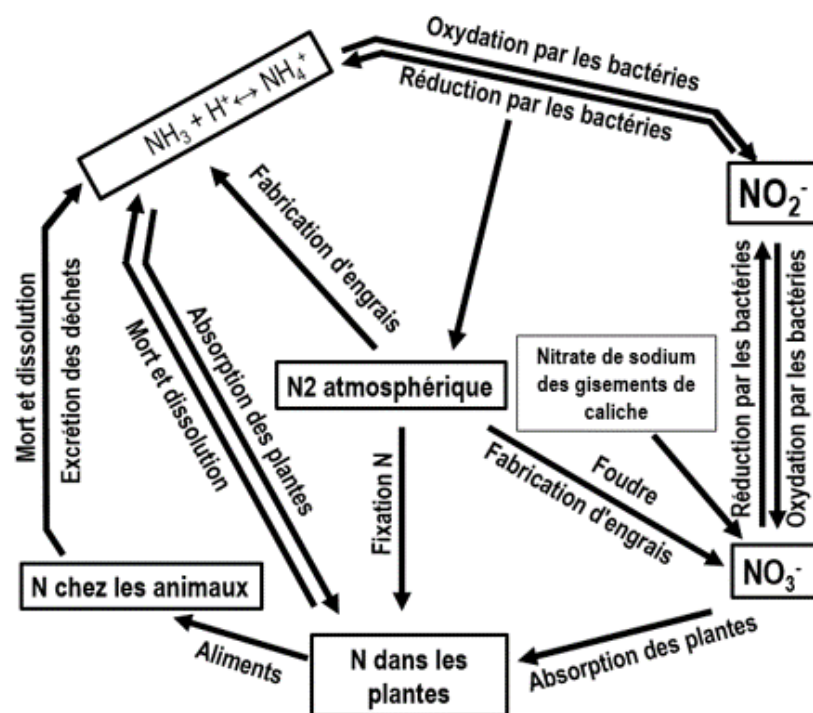
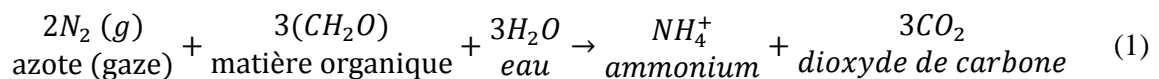


Figure II 2. Cycle d'azote (Claude 2015).

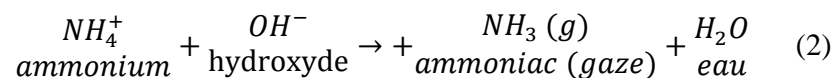
II.4. Équations générales contrôlant les nitrates

La fixation, la nitrification et la dénitrification c'est les processus gouvernant le recyclage d'azote.

Grâce au processus de fixation de l'azote, l'azote atmosphérique est converti en azote consommable pour les êtres vivants et les plantes. Elle est réalisée par des bactéries particulières présentes dans le sol ou dans l'eau et capables d'absorber l'azote diatomique (N_2). Il s'agit notamment des cyanobactéries et des bactéries qui vivent en symbiose avec les plantes (dont les légumineuses). Le type de réaction chimique est :

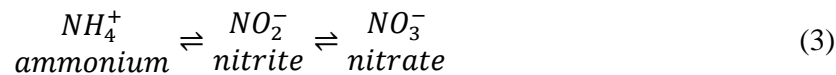


NH_4 transformer en NH_3 dans les cas où le pH est élevé :

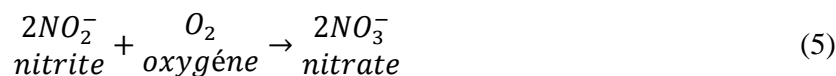
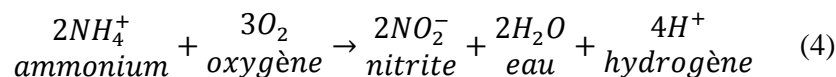


La fixation tend de produire des composés d'ammonium NH_4^+ et avec l'ammoniac NH_3 . Est une réaction de réduction qui se fait à l'aide de substances organiques (équation 1).

NH_4^+ et NH_3 transformé en NO_2^- et NO_3^- par la nitrification (fixation d'oxygène). C'est une réaction résulte par catalyse enzymique reliée à des bactéries dans le milieu :



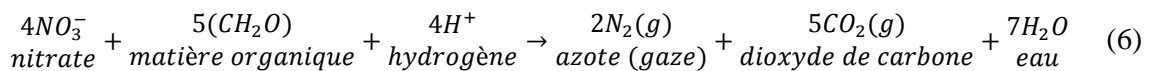
Soit :



La dénitrification est la principale voie de retour de l'azote dans l'atmosphère sous sa forme moléculaire N_2 , par une réaction de réduction de NO_3^- (Kolbe et al. 2019) et elle se produit lorsque trois facteurs coïncident : Apparence de micro-organismes dénitrifiant, présence de conditions anoxiques et disponibilité des donneurs d'électrons. (Kolbe et al. 2019)

Comme pour les donneurs d'électrons, le carbone organique est le principal donneur dans de nombreux milieux dénitrifiant ; et aussi la DCO, la pyrite et le fer ce sont des donneurs d'électrons (Smith et al. 2016).

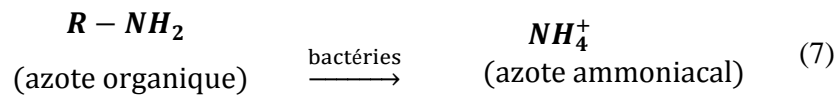
L'équation de réaction suivante résume la procédure de dénitrification



L'ampleur de la dénitrification des eaux souterraines peut avoir un impact significatif sur la pollution par les nitrates

II.4.1. Formation des nitrates dans les eaux usées

Ce sont principalement les déchets humains et l'urine (sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniac) ainsi que l'eau de cuisson qui sont à l'origine de l'azote présent dans les eaux usées (Deronzier et al.2002). Elle est principalement constituée de l'azote Kjeldahl (azote ammoniacal + azote organique) et d'azote réfractaire (azote dur)



Nitrification biologique

La nitrification de l'ammoniac fait à l'aide des bactéries autotrophes en présence d'O₂ dissous (équation 3, 4,5) (Harrison 2014). 1 kg d'azote ammoniacal nécessite de 4,2 kg d'oxygène ; 80 % sont inclus dans les nitrates formés. Causé d'une diminution de l'alcalinité. Et produit 170 g de bactéries nitrifiantes (Deronzier et al. 2002).

II.5. Origine des nitrates

Historiquement, la justification des relevés des niveaux de NO₃⁻ dans les eaux souterraines et de la recherche sur le comportement du NO₃⁻ dans les eaux souterraines a été les effets néfastes sur la santé résultant à la consommation de NO₃⁻ dans l'eau potable (Spalding et Exner 1993).

Le nitrate, une molécule d'azote, se forme naturellement en petites quantités dans diverses situations. Les concentrations de nitrate de base dans les eaux de surface des prairies naturelles des régions tempérées sont souvent inférieures à 2 mg/L. En raison de sa grande solubilité, c'est la forme d'azote la plus bénéfique pour les plantes (Wakida et Lerner 2005). Le nitrate est un contaminant fréquent des cours d'eau de surface et souterrains qui peut nuire à la santé des humains et des animaux et provoquer l'eutrophisation des masses d'eau (Fennessy et Cronk 1997).

La Figure II 3 illustre les différentes sources de nitrates dans l'eau :

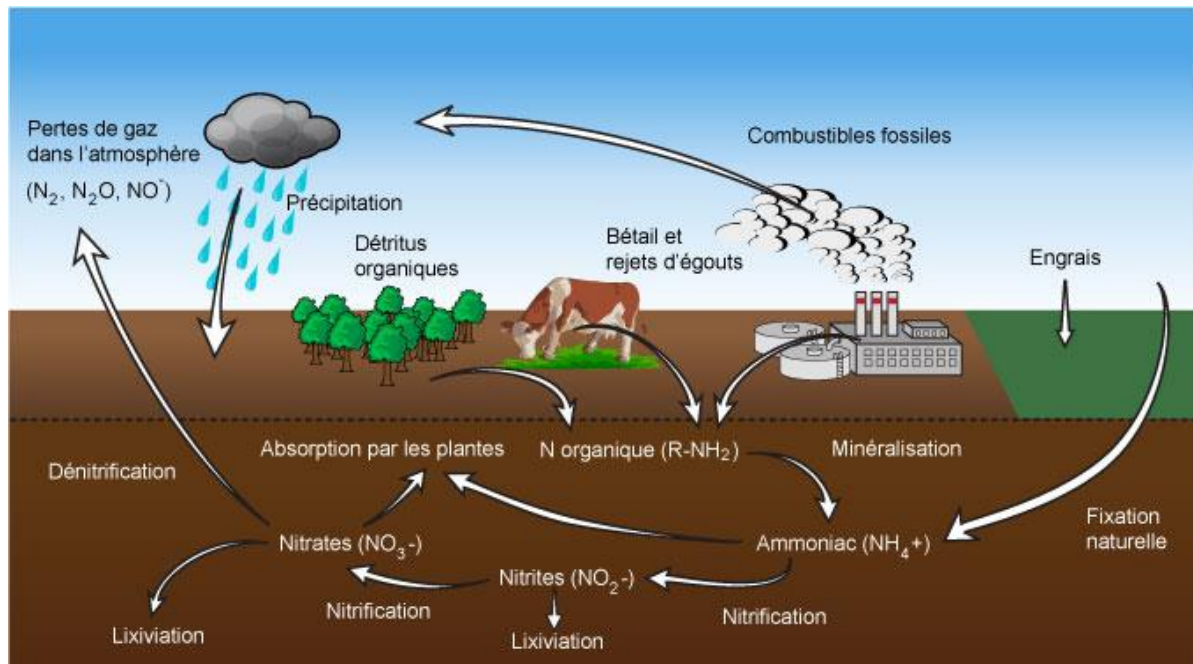


Figure II 3. Différentes origines des nitrates (Gallien 2014).

II.5.1. Nitrates d'origine végétale

Lors du labour, les anciennes prairies produisent des quantités de nitrates en convertissant les composants azotés des plantes. La fertilisation des nitrates dans le sol est principalement due à la minéralisation de la matière organique. La fixation de l'azote par les légumineuses est importante, car les nitrates générés sont partiellement libérés dans le sol, en particulier après la mort des plantes (Michael 1996).

II.5.2. Nitrates provenant de l'agriculture moderne

Les engrais synthétiques et organiques sont les principales sources diffuses de nitrate et de phosphate en agriculture (Figure II 4). Ces pratiques agricoles font partie des diverses sources de dégradation de la qualité des eaux souterraines décrites (Larry 1995). La proportion de nitrates est sensiblement plus élevée dans les eaux souterraines jeunes. Après avoir pénétré dans le sol, les nitrates et les phosphates contaminent l'eau par infiltration et rejet. Cette pollution est la plus flagrante en raison des phénomènes d'eutrophisation qui se caractérisent par la prolifération de plantes aquatiques, notamment les algues vertes, qui produisent des couches vertes à la surface de l'eau qui obstrue la lumière (Landreau et Roux 1985).

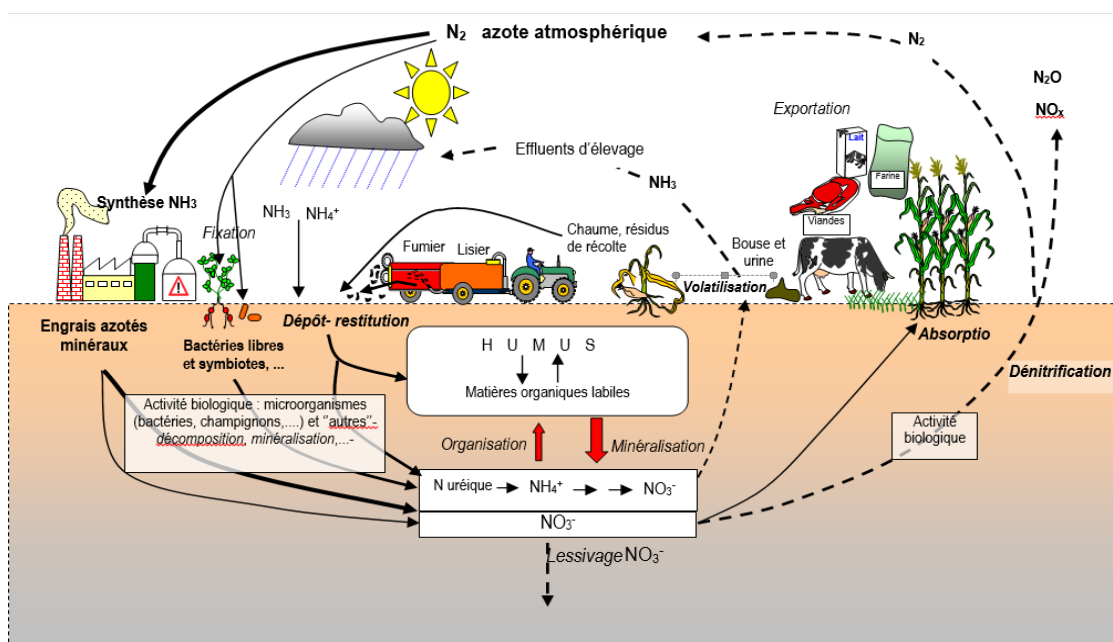


Figure II 4. Cycle de l'azote en agriculture (Gallien 2014).

II.5.3. Nitrate provenant des déchets animaux et des eaux usées

Une plus grande menace pour la qualité des eaux souterraines est l'utilisation de latrines à fosse en raison du rejet de déchets sans prétraitement (Wakida et Lerner 2005). Les excréments humains contiennent environ 5 kg d'azote par habitant par an (Lewis et al. 1980). La concentration d'azote total dans les effluents d'un système de fosse septique typique varie de 25 à 60 mg/l, l'ammoniac constituant la grande majorité de ce total, 20-55 mg/l sous forme d'ammoniac et moins de 1 mg/l sous forme de nitrate. Les ions ammonium dans les effluents peuvent être oxydés en nitrate qui peut être transporté dans le sous-sol sous le champ d'absorption de la fosse septique et ensuite dans les eaux souterraines (Wakida et Lerner 2005). Par conséquent, la forte densité de population joue un rôle important dans l'impact de cette méthode d'élimination des déchets (Wakida et Lerner 2005).

De nombreux pays utilisent les excréments d'animaux comme engrais dans les champs agricoles pour améliorer la production et la fertilisation des sols (Michael 1996). Les excréments et l'urine produits par les animaux constituent une source potentielle de contaminants tels que le nitrate, le potassium et les bactéries. Ils peuvent pénétrer dans les eaux souterraines par des canaux d'eaux pluviales ou fluviales, ou une recharge directe (Wakida et Lerner 2005).

Les effluents d'eaux usées contiennent de grandes quantités d'éléments en micronutriments tels que l'azote et le phosphore (Harrison 2014).

II.5.4. Nitrates d'origine industrielle

L'industrie actuelle est une autre source potentielle d'azote dans les eaux souterraines. Soit directement, comme les déchets solides et liquides, soit par des gaz qui sont rejetés dans l'atmosphère (par exemple les échappements des autos mobiles et les zones industrielles à forte consommation de combustibles fossiles) (Michael 1996). Les composés azotés sont largement utilisés dans les processus industriels. Quelques exemples d'utilisations industrielles sont les traitements du plastique et des métaux, les matières premières pour l'industrie textile, les panneaux de particules et le contreplaqué, le nettoyage domestique et l'industrie pharmaceutique. Les principaux composés azotés utilisés dans l'industrie sont l'ammoniac, l'acide nitrique, l'urée et le nitrate d'ammonium. La contamination par les nitrates peut résulter d'une manipulation, d'une élimination ou d'une utilisation inadéquate de ces composés. Il est prévu qu'un impact significatif sur la qualité des eaux souterraines dans les zones industrielles (Wakida et Lerner 2005).

II.6. Effets de nitrate

II.6.1. Effets de nitrate sur la santé humaine

Malheureusement, les maladies d'origine hydrique sont toujours une cause majeure de décès dans de nombreuses régions du monde, en particulier chez les enfants (Harrison 2014). Des nitrates excessifs (NO_3) dans l'eau ou les aliments peuvent causer des problèmes de santé humaine. Chez les nourrissons, les nitrates sont impliqués dans la survenue d'une méthémoglobinémie (ou maladie bleue) (Spalding et Exner 1993). Le nitrite est formé à partir du nitrate ingéré, à l'aide de bactéries intestinales. Pour les enfants, un excès de NO_2 empêche les globules rouges de fixer l'oxygène, ce qui entraîne une suffocation interne (cyanose). Ceci est un peu similaire à l'empoisonnement au monoxyde de carbone. Dans les cas de fortes concentrations de nitrates, cette influence est bien claire.

Les nitrates ne sont pas directement cancérogènes, le nitrate doit d'abord être réduit en nitrite par l'action des bactéries colonisant l'estomac (Michael 1991). Le nitrite serait associé à certaines formes de cancer, en particulier les cancers du système digestif, de l'estomac et de l'œsophage.

II.6.2. Effets de nitrate sur les plantes

Les concentrations de nitrate dans le sol se sont avérées efficaces pour augmenter les rendements d'épinards et de certaines autres espèces (Breimer 1982). La toxicité de l'azote sur les plantes se manifeste par la chute des feuilles et l'incapacité à les assimiler. L'ammoniac influence également les propriétés du

sol ainsi que la structure et les fonctions des plantes (Ouakouak 2017). Ces effets sont directs par absorption par les feuilles, par l'eau ou le sol.

II.6.3. Effets de nitrate sur les animaux

Les animaux sont affectés par la toxicité azotée soit en consommant des végétaux riches en nitrates, soit en consommant de l'eau contaminée par des nitrates, ou du gaz azoté ou de l'ammoniaque. Comme les nourrissons humains, les jeunes animaux (méthémoglobinémie) sont également touchés.

En général, les études effectuées sur des animaux contenant des nitrites et des nitrates n'ont montré aucun effet de cancer. Cependant, des souris (B6C3F1) ont été exposées au nitrite de sodium dans leur eau potable. Cette étude moderne a conclu que l'activité cancérogène était ambiguë (un résultat positif pour les tumeurs). L'apport de nitrites et d'amines induit ensemble différents types de cancers tels que le foie, le poumon, etc. (Ouakouak 2017).

II.6.4. Effets de nitrate sur l'écosystème

Les nitrates, majoritairement produits par l'agriculture et également présents dans les effluents urbains, ont un effet sur les eaux de surface et les eaux souterraines. L'équilibre oxydo-réducteur du milieu est modifié du fait de la contamination par les nitrates des nappes phréatiques et profondes, qui à son tour impacte l'écologie de ces zones. Le problème potentiel de potabilité causé par cette pollution (Ouakouak 2017). De grandes quantités de nitrates dans les eaux de surface provoquent le phénomène d'eutrophisation, qui entraîne des changements majeurs sur la croissance des plantes aquatiques et les algues. En particulier, la croissance excessive d'algues a entraîné la destruction de milieu aquatique et la réduction des concentrations d'oxygène dissous (Breimer 1982), établir ainsi des situations chroniques entraînant la mort des poissons et invertébrés vivant dans l'eau et modifiant l'équilibre entre les organismes aquatiques. Ce cas augmente pendant l'été (photosynthèse accrue) (Ouakouak 2017).

II.7. Pollution des nitrates en Algérie

Durant ces dernières années, et dans plusieurs régions en Algérie les teneurs de nitrate dans les eaux est augmenté, à cause les pratiques agricoles intenses et les rejets des eaux d'assainissements. Dans nombreuses enquêtes ont signalé que la pollution de nitrate a atteint d'un niveau alarmant (Ouakouak 2017). Le programme de contrôle des eaux de sources et de puits, effectué par le laboratoire d'ANRH, a montré la présence de forte teneur en nitrates à partir de 1994 au le centre du l'Algérie (haut Chélif, plaine de Mitidja) et l'ouest a Bel Abbes, avec une concentration excédant fortement la norme de 50 mg/l (Ouakouak 2017).

D'après l'étude de pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la zone d'El Ghrous (Biskra), de fortes concentrations de nitrates ont été détectées dans les aquifères exploités (Drouiche 2013).

Les concentrations de nitrates et de nitrites sont très élevées dans le barrage de Bani Haroun. La raison en est l'utilisation d'engrais dans les activités agricoles (Harrat 2007). Dans les eaux souterraines de l'agglomération de Tlemcen, les nitrates dépassent la valeur admissible 50 mg/l dans des endroits divers. Ces nitrates d'origine agricoles ou rejets domestiques et industriels (Abdelbaki et Hacène 2007).

Les niveaux de nitrate dans les eaux souterraines de la région de Chemora Batna se sont avérés supérieurs à la limite maximale autorisée par l'OMS à 126 mg/l. Cette contamination résulte d'une mauvaise utilisation du fumier et des engrais lors de la fertilisation des terres (Ghodbane 2009).

La surveillance de la qualité des eaux de certains forages entre (février et juin 2010). Montrer que les nitrates élèvent au plusieurs points dans la zone de Sétif, selon Bentouati et Bouzidi (2011) (Ouakouak 2017).

Il y a une nette pollution des eaux souterraines à partir des eaux de surface. Malgré la dilution des crues, certains points d'eau de la plaine du Chélif ont indiqué des valeurs allant de 77 mg/l à 175 mg/l. Les zones de Sidi Bel Abbés, dans quelques points d'eau ont donné des concentrations de 100 à 196 mg/l. Le même constat a été fait pour la Mitidja qui présentait des concentrations en nitrates allant jusqu'à 200 mg/l. Ce type de pollution est relié directement aux pratiques agricoles mal conduites. Elle est aussi existante même dans les eaux de certaines retenues à des taux admissibles, mais en évolution (Barrage Ghrib) et dans les cours d'eau où ils sont certainement le produit des lessivages des terres agricoles (oued Isser, Oued Harbil) (Boudjadja 2000).

II.8. Conclusion

Les nitrates sont l'un des contaminants les plus courants dans les eaux. La consommation à long terme des niveaux élevés de nitrates est une cause de cancer gastro-intestinal et de méthémoglobinémie chez les nourrissons. C'est aussi une cause d'hypertension artérielle, ainsi que de fausses couches chez les femmes.

Dans ce chapitre, nous avons parlé des nitrates et de leur cycle dans la nature, leur origine dans les eaux souterraines, et de leurs risques sur les éléments de la nature (humains, animaux, plantes, eau et sol). On trouve la pollution des eaux souterraines par les nitrates abondante dans plusieurs zones en Algérie, et dues principalement à la pratique agricole.

Cette étude ouvre notre voie et nous aide à comprendre le type de pollution dans la région d'étude et la source de nitrates dans les eaux souterraines, afin de trouver des prévisions de la qualité des eaux souterraines.

Partie B : Description générale de la région d'étude et les méthodes utilisées

Chapitre III : Présentation de la zone d'étude

La partie décrit la zone d'étude qui permet aux chercheurs et lecteurs d'identifier les principales caractéristiques environnementales. Elle comprend également des informations sur les éléments topographiques, géographiques et climatiques qui peuvent avoir un impact sur la qualité des eaux souterraines.

Le bassin du Hodna est une zone de steppe à 130 km de la mer Méditerranée et connaît un climat semi-aride. Il a des plaines entourées de montagnes de tous côtés. La sebkha, située au milieu, entièrement dépourvue de végétation et saturée de sel, a un niveau d'eau fluctuant tout au long de l'année. Dans certaines régions, il monte en hiver et baisse en été. Il y a sept wilayas dans ce bassin dont la plus grande est celle de M'sila.

La région sud de Chott El Hodna sera abordée en détail dans ce chapitre, ainsi que sa situation socio-économique, sa situation géographique, les différents types de sols et de végétation, les conditions météorologiques et hydrologiques, etc.

III.1. Situation géographique de la région de Maadher

Au sud de Chott El Hodna se trouve la zone d'étude, parfois appelée région de R'mel (sable). La commune de Bousaada l'inclut (Figure III 1). Maadher est une zone agricole à faible densité de population, est située à 8 kilomètres au nord-est de village de Bousaada sur la route nationale N°4 aux coordonnées géographiques 35°14' et 35°23' au Nord et à l'Est 04°12' et 04°20'. Les communes d'ouled sidi Brahim et de Khoubana la bordent à l'est et à l'ouest, tandis que les communes de Maarif et Bousaada la bordent respectivement au nord et au sud-est. C'est une zone plate et s'élevant au-dessus du niveau de la mer à environ 400 m. Elle est constituée de dunes de sable, de dépôts alluviaux récents et de collines rocheuses isolées (Djebel Meharga, Djebel Kerdada ...). Cette région est constamment vulnérable à l'érosion éolienne en raison de la texture sableuse rendue possible par l'absence de couvert végétal naturel.

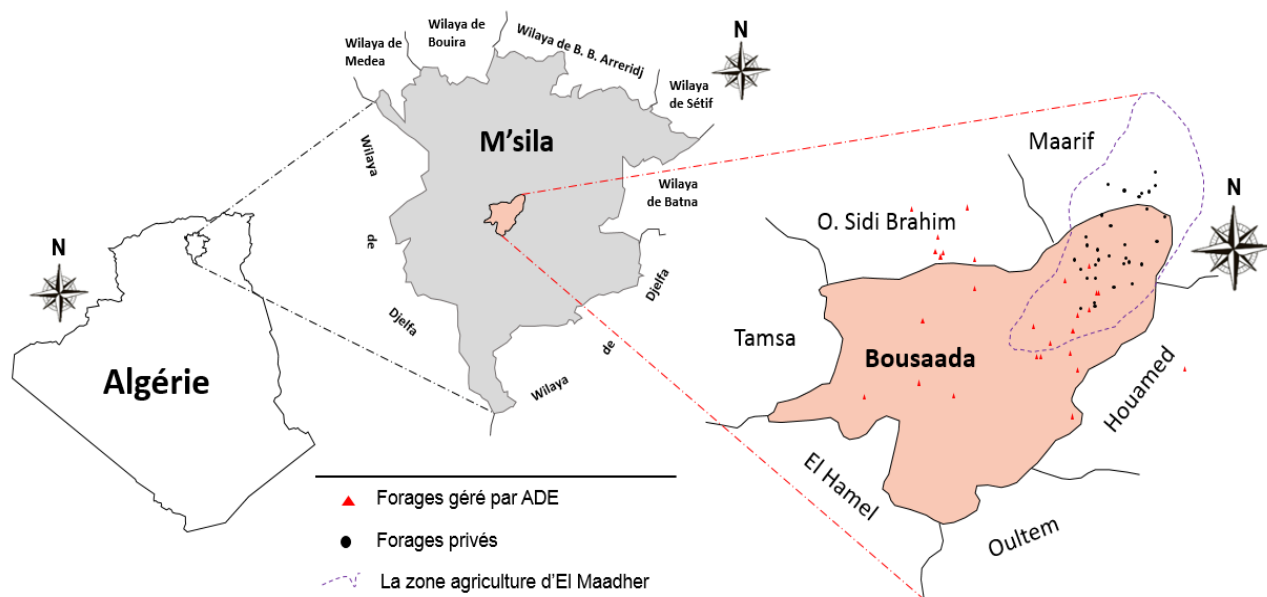


Figure III 1. Présentation géographique de la zone d'étude.

III.2. Répartition de l'habitat

La majorité des habitants de Bousaada résident dans la plus grande ville de la commune. En revanche, seulement 4 % de la population réside dans la zone rurale du nord, moins peuplée et caractérisée par son habitat dispersé et clairsemé. En 2015, il y avait 152306 résidents (Lasad 2022). La démographie du quartier est la suivante : près de 80 % des habitants ont moins de 40 ans et 51 % d'entre eux sont des hommes (Annuaire statistique 2015). Les habitants choisissent de s'installer et d'habiter en ville, car il y a de beaux endroits pour y vivre (éducation, santé, sécurité, abondance des besoins quotidiens...). L'agriculture est un élément clé de la vie quotidienne des habitants.

III.3. Activité d'agriculture

La région bénéficie d'une vaste plaine irriguée située au nord-est de la ville de Bousaada. Il y a, selon la direction des services agricoles (DSA), environ 42000 hectares de terres arables, dont 50 % sont irriguées (Abdesslam et al. 2012). El-Maadher est la zone avec la plus grande activité agricole, selon la division des services agricoles de Bousaada. Les terres de cette ville sont estimées bonnes pour l'agriculture sur plus de 2595 hectares, dont 2 299 sont irrigués, soit 88.59 % de la superficie totale cultivée (Annuaire statistique 2015). La plaine de Maadher est devenue une zone agricole majeure irriguée par pompage des eaux souterraines depuis les années 1970. Ces cultures peuvent être cultivées sur ses sols argilosableux bruns et brun rougeâtre.

Pour faire pousser plus de cultures de qualité supérieure, des engrais synthétiques et des déchets animaux sont fréquemment utilisés (une fois tous les 2 ans). Ce qui rend Bousaada remarquable est la culture de légumes tels que les carottes, les betteraves, les oignons et l'ail ainsi que les salades, les céréales, l'arboriculture et le fourrage, Figure III 2. Par ailleurs, la région dispose d'une importante richesse animale estimée à 28 420 têtes en 2014, qui soutient l'économie de la ville (Annuaire statistique 2015).



Figure III 2. Photos de plusieurs terres traitées par les fumiers des animaux

III.4. Végétation (couvert végétal naturel)

La diversité des plantes dans ce milieu est liée à deux facteurs principaux, le facteur climatique (de semi-aride à aride) et le facteur d'ordre édaphique (sol salin et sableux) (kaabeche 1995). La zone de sud de Chott El Hodna formés d'une série de massifs isolés est caractérisée par une faible végétation, se compose par des taches forestières sur les massifs montagneux (pin d'Alep, chênes verts et de genévrier de Phoenicie) (Kaabeche 1990 ; Bord 1981), et la zone de Sebkhha caractérisée par une absence totale de végétation (Ladgham et Zerguine 2001). La zone de Chott El Hodna abrite la majorité des espèces

typiquement présentes dans les plaines algériennes, dont Teracissima (Halfa) et Artémisia helba-Alba (Armoise). Les trois principales espèces d'arbustes que l'on peut trouver dans l'Atriplex Halimus (Atripex) sont les palmiers, le Ziziphitztus (Jujube) et le Tamarix Gallica (tamaris) (Bord 1981). Dans la région de R'mel, il existe des plantes psammophiles dont Alfa (*Stipa tenacissima*), Armoise Ousara (*Salsola vermiculata*), Arta (*Calligonum comosum*) et Rtem (*Retema Raetam*), entre autres (Mimoune 1995 ; Amel 2021).

III.5. Types de Sol de la région d'étude

La composition d'un sol correspond toujours aux caractéristiques des roches sous-jacentes (Benchetrit 1956). La prédominance des lithoréliques calcitiques dans les sols recalcariés du Hodna nous fait également considérer le mouvement du calcaire sous forme de particules solides (grains de calcite, fragments de roche), ce qui se traduirait par la production d'un type de « calcaire colluvial » par les eaux de ruissellement (Belouam 1976).

Les marnes et les argiles, les grès et les puddingstones constituent la majorité des dépôts de tranchées hodnéennes. La profondeur relative du bassin affecte les types de surfaces. Un climat presque toujours aride est indiqué par le fait que de nombreuses argiles contiennent du sel et du gypse (Despois 1953). L'existence d'une couche minérale en forme de représentation de la zone centrale par une sebkha la distingue.

Les deux principaux types de sols dans les monts Hodna sont les lithosols et les rendzines, qui sont composés de roches calcaires dures (telles que le calcaire, les dolomites et le grès). Les sols, régosols et substrats meubles sont constitués de calcaire brun (marne et marno-calcaire). Une source de calcaire produite par les eaux de pluie se développe en amont sur des collines très escarpées (Kaabeche 1990 ; Belouam 1976).

Le sol sablonneux est une dune qui modifie constamment la forme de sa surface. Il est principalement composé de sables grossiers, mais il contient également un peu d'argile et de sable fin (Figure III 3). Terrain sablonneux, le gypse, le carbonate de calcite, le quartz et le sel sont les quatre principaux composants du sol. La région est presque entièrement couverte de R'mel (sud de Chott El Hodna) (Abdesselam et al. 2012 ; Despois 1953). Les sols calciques sont toujours riches en calcaire, sont saturés en ion Ca^{2+} , ont un pH compris entre 7,0 et 8,0 et ont une capacité limitée à retenir l'eau en raison de leur manque relatif de colloïdes (1956, Benchetrit).

La carte montre les principaux types de sols que l'on peut trouver dans la zone irriguée. En raison de ces caractéristiques, le sol a une faible fertilité et une faible capacité d'échange cationique (CEC), ce qui

rend les apports d'engrais et les modifications organiques nécessaires pour produire le rendement souhaité (Figure III 4).

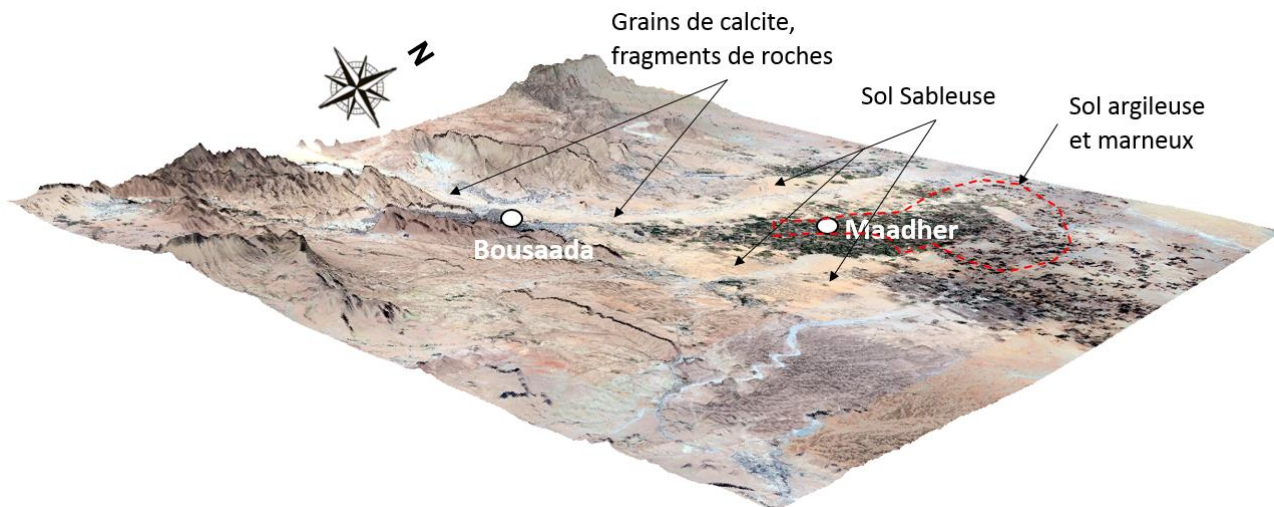
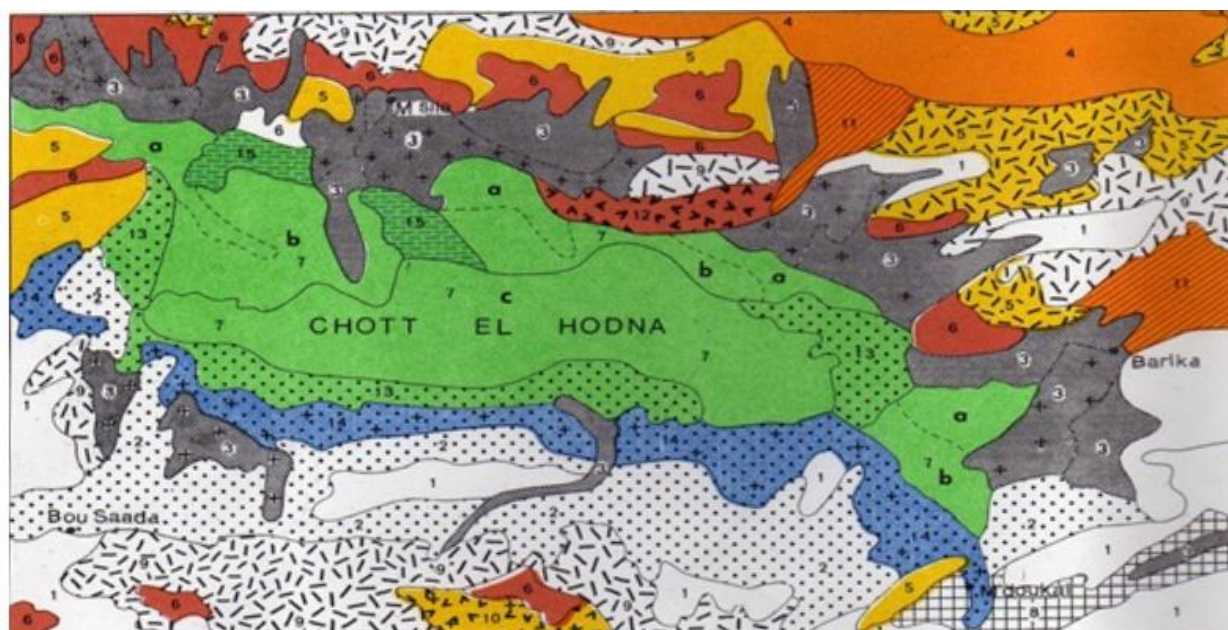


Figure III 3. La région sud Chott dans son contexte naturel



Légende

Ec : 1/800000

	Lithosols et régosols		Lithosols, régosols et sols minéraux bruts éoliens
	Sols minéraux bruts éoliens		Lithosols et sols à encroûtement calcaire
	Sols peu évolués alluviaux		Sols à encroûtement calcaire et sols gypseux
	Sols bruns calcaires		Sols à encroûtement calcaire et siérozems
	Sols à encroûtement calcaire		Siérozems et sols gypseux
	Siérozems		Sols halomorphes et sols minéraux bruts éoliens
	Sols halomorphes		Sols hydromorphes et sols minéraux bruts éoliens
	Phase saline		Sols halomorphes et sols hydromorphes

N.B. Les lettres alphabétiques a, b, c, représentent le degré de la salinité des sols halomorphes.

Figure III 4. Carte pédologique du Hodna (Boyadgifv 1975).

III.6. Relief

Le résultat de l'évolution géologique et des éléments climatiques (vents, précipitations, etc.) qui sculptent la surface de la planète est le relief, qui donne au monde sa forme visible.

La grande plaine du Hodna forme un vaste bassin fermé entouré de chaînes de montagnes qui culminent entre 1200 et près de 2000 m au nord et au nord-est. Les basses terres du Hodna, avec l'énorme Sebkha et R'mel forment un vaste bassin contenu au milieu du pays. De la Sebkha, qui se trouve à une hauteur de 390 à 400 m, les plaines montent doucement, s'élevant à une hauteur de 500 à 600 m au sud, 800 à 900 m au nord-est et 600 à 800 m au nord-ouest (Despois 1953).

Le relief de la région de sud de chott Hodna est caractérisé par la présence de chaîne de montagnes d'orientation variée surtout dans la partie sud et sud-ouest (Bord 1981).

- Djebel Gorehor côté Nord-ouest de village.
- Djebel Moubkhira côté Sud-ouest du Bousaada (772 m).
- Mont Kerdada côté sud (947 m).
- Djebel Menkeb (718 m) côté Sud-est de village de mont d'El Maalleg côté Sud de la ville.
- La plaine agricole du côté nord-est (El Maadher).
- Les vallées importantes qui traversent la zone d'étude :
 - Oued Bousaada : Cette vallée traverse la ville de Bousaada au pied du Djebel Kerdada et se jette dans la plaine du Nord.
 - Oued Maiter : localisée à l'ouest de village de Bousaada, formant un couloir venteux animé par les vents Ouest et Nord, engendrant des champs de dunes. Il existe également des vallées de soutien comme Oued Roumana et El Mahkoub.

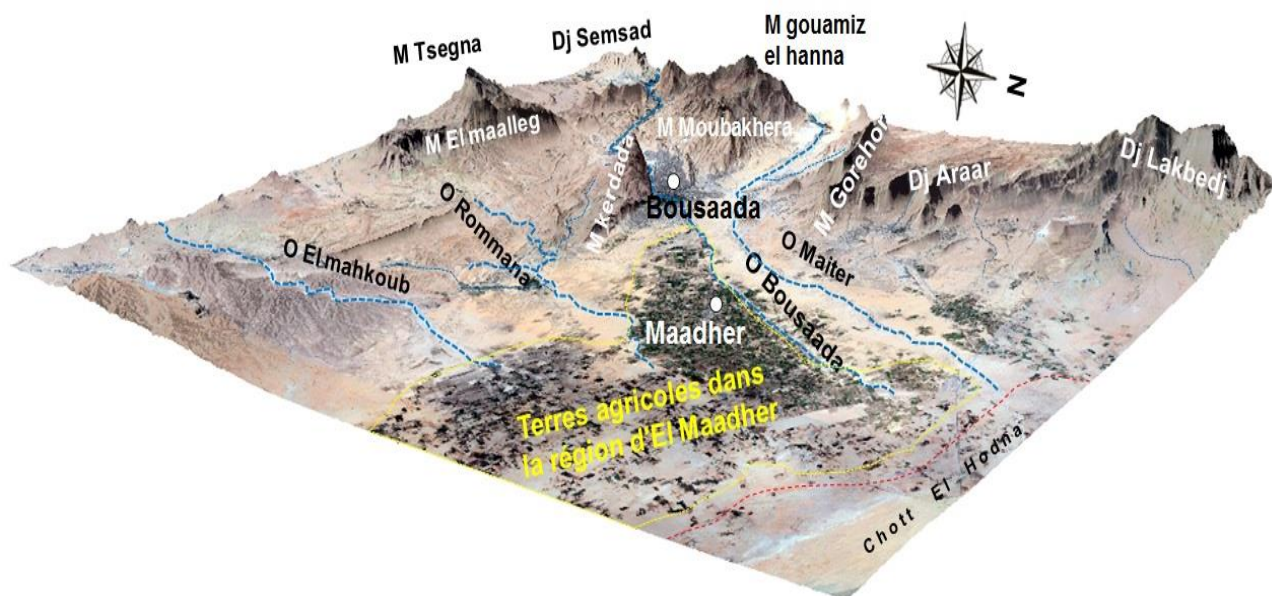


Figure III 5. Carte 3D indiquant les principaux reliefs de la région d'étude

III.7. Hydrologie de la région

Le régime hydrologique du bassin du Hodna est lié aux fortes irrégularités du régime pluviométrique. Le Chott reçoit de l'eau grâce à au moins 22 grands cours d'eau (Oueds). La majorité des Oueds manquent de débits pérennes, laissant le Chott asséché en été.

III.7.1. Réseau hydrographique de la zone d'étude

Parmi les principales caractéristiques du bassin versant est le réseau hydrographique (Guerra 1998). La majorité des quantités annuelles s'écoulent d'abord pendant les crues, puis pendant le reste de l'hiver. Cependant, les mois restants de l'année sont secs.

Pour une année moyennement pluvieuse, la quantité d'eau s'écoulant vers le Chott est estimée à 150 hm³ par an (Ladgham et Zerguine 2001).

Deux oueds principaux composent le réseau hydrographique de la zone d'étude. L'oued Maiter, oued au débit inégal, présente une forte pente sud-ouest qui plonge vers le nord-est pour atteindre l'embouchure (Sebkha). L'Oued Bousaada ne coule que périodiquement. Avant les années quatre-vingt, il a reçu son eau de sources gréseuses de l'Albien situées à sept kilomètres en amont de Bousaada (Figure III 5) (Kebiche 1994). Au Sud de la zone d'étude, elle contient aussi des cours d'eau secondaires, Oued Roumana et Oued El Mehakoube. Ces Oueds sont caractérisés par des écoulements momentanés particulièrement après les

grandes averses (Figure III 6 et 7). Souvent tous ces oueds charrient d'importantes quantités de particules solides en raison de la longue période de sécheresse et de l'absence de couvert végétal (Belagoune 2012).



Figure III 6. Oued Bousaada



Figure III 7. Oued Maïter

III.7.2. Climat

Le climat a un impact important sur la formation du sol. Elle établit leurs zones de développement et régule le cycle saisonnier de comportement et d'évolution de diverses espèces végétales ou animales (Legros 2007 ; Huber et de Parcevaux 2007).

La plaine du Hodna est une partie des vastes plaines d'Algérie, assez pue sèche, située à 100 à 120 km de la mer. De ce fait, ils sont largement à l'abri des impacts côtiers des massifs telliens de l'Allas, notamment de nombreuses averses d'origine méditerranéenne. Cependant, l'Atlas saharien n'est pas assez élevé pour les protéger des effets desséchants du désert (Despois 1953).

La région que nous décrivons a une année climatique avec deux saisons distinctes : une saison fraîche et relativement hivernale de novembre à avril, et depuis le mois de mai à octobre sèche et chaude (Amel 2021).

Le climat de Chott El Hodna s'inscrit dans un climat méditerranéen semi-aride à aride à tendance aride. Cela est dû à son influence par le climat saharienne au sud (Ladgham et Zerguine 2001). En général, le Hodna appartient au climat de type méditerranéen (Despois 1953). Ce climat a un impact sur le sol, la végétation et même sur l'eau en quantité et en qualité.

Pour décrire le climat de la zone d'étude, nous avons utilisé les données de la station de Bousaada de 2009 à 2018 sur la température, les précipitations, l'évapotranspiration et les vents.

III.7.2.1. Précipitation

Les précipitations dans la région du Hodna ont un impact direct sur le système d'écoulement en termes d'intensité, de continuité et de fréquence (Zeroual 2022). Le climat du Hodna est encore similaire à celui du centre de l'Algérie, avec des précipitations annuelles faibles et inégalement réparties tout au long de l'année. Son cycle hydrologique est torique (aride) (Dekkiche 1976). Selon la station de Bousaada, la région sud reçoit entre 150 et 250 mm de pluie en moyenne par an. La quantité de pluie est mal répartie dans le temps et dans l'espace, et des orages peu fréquents, répartis sur une dizaine de jours par an. Cette différence est due à la variabilité entre le nord et le sud du bassin (Hasbaia et al. 2017 ; Zeroual 2022). Les faibles valeurs de précipitations trouvées au milieu et au sud du bassin sont dues à l'éloignement de la région par rapport à la mer Méditerranée et à l'obstacle montagneux constitué par la montagne El Hodna qui empêche la progression des vents humides. Ces conditions conduisent à des crues éclair et de danger variable (crue de l'oued Maiter 9/2021 et oued Bousaada 5/2021) (Figure III 8).



Figure III 8. Photos des crues des oueds Bousaada et de Maiter, année 2021

Tableau III 1. Précipitation moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
P _{moy} (mm)	11	6.1	15.4	21.2	15.3	7.9	6.2	7.4	13.3	21.3	13.2	6.9

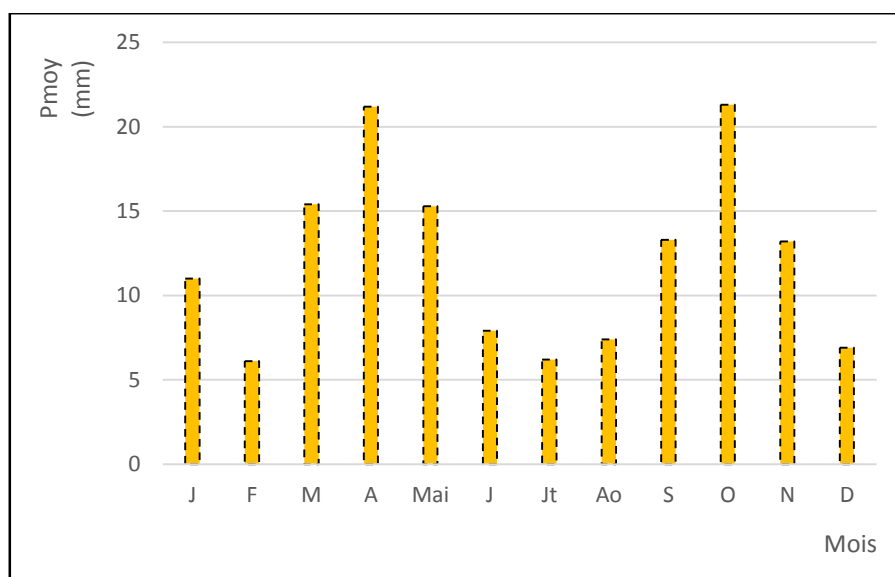


Figure III 9. Précipitation moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018).

La figure III 9 montre l'évolution des précipitations moyennes annuelles de 2009 à 2018 et montre une variation irrégulière ; les valeurs les plus élevées se trouvent dans les mois les plus pluvieux de mars, avril, mai et octobre, tandis que les valeurs les plus basses se trouvent dans les mois de juin, juillet et août. Les précipitations annuelles moyennes sont de 145.2 mm. Il reçoit des pluies en moyenne de 6,2 mm en juillet à 21,3 mm en octobre.

III.7.2.2. Températures

La température est le facteur le plus important pour déterminer le climat d'une région. En réalité, il régle l'évapotranspiration et l'évaporation, ce qui affecte le bilan hydrique, par conséquent, les conditions d'approvisionnement en eau et la teneur en sel des aquifères (Ozenda 1977). La dépression du Hodna connaît des températures élevées et un temps extrêmement chaud pendant l'été en raison des courants chauds du sud et de l'est (Despois 1953 ; Bord 1981).

La figure III 10 illustre comment la température moyenne augmente au cours des mois de juin, juillet et août à partir d'un maximum de 32.7°C en juillet et diminue pendant la saison hivernale à partir d'un minimum de 9.3°C en janvier. La chaleur extrême du bassin crée des dépressions thermiques qui se combinent avec les courants sahariens du sud-ouest pour produire des siroccos très forts et arides.

Tableau III 2. Température moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
T _{moy} (°C)	9.3	10.5	13.5	18.8	22.7	28.4	32.7	31.6	26.7	20.8	14.1	10

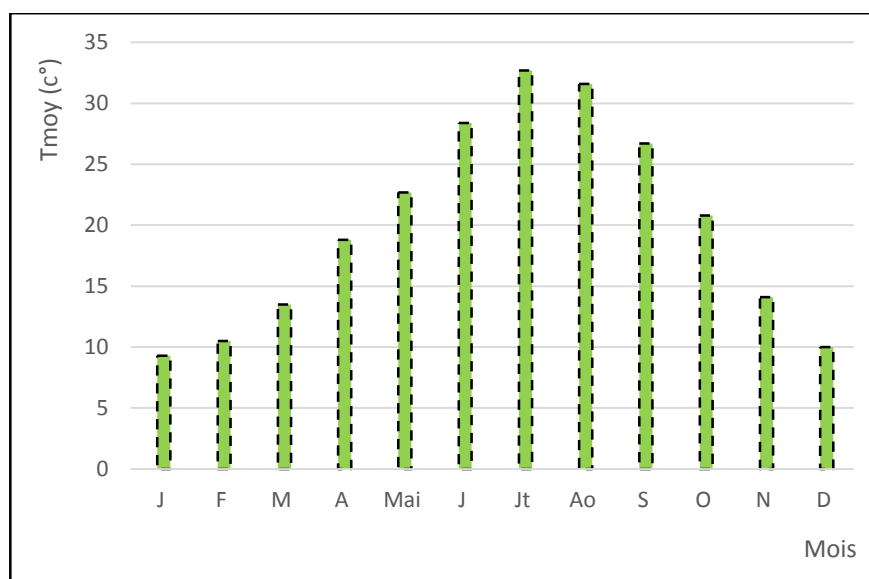


Figure III 10. Température moyenne mensuelle de la région de Bousaada, période (2009-2018).

III.7.2.3. Evapotranspiration potentielle (ETP)

La quantité combinée d'évaporation du sol et de transpiration des plantes est connue sous le nom d'évapotranspiration. L'évaporation de l'eau est influencée par un certain nombre de facteurs, notamment le rayonnement solaire, la température, le vent, l'humidité relative, l'humidité du sol, la couverture végétale et la fin du travail du sol (Nguyen-Minh 1966).

Après analyse des données d'évapotranspiration de la station de Bousaada sur la période (2009-2018) dans le Tableau III 3 et la figure III 11, on constate que la région se caractérise par une évapotranspiration plus élevée durant la saison estivale (juin, juillet et août) par rapport aux autres mois. Juillet a eu à la fois l'évapotranspiration la plus élevée (267.96 mm) et l'évapotranspiration la plus faible (51.5 mm).

Tableau III 3 : Evapotranspiration dans la région de Bousaada, période (2009-2018)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
ETP (mm)	60	70.8	100.3	131	184.8	234	267.96	261.5	158.2	116.7	70.8	51.5

Données de la station climatique de Bousaada (2009 -2018)

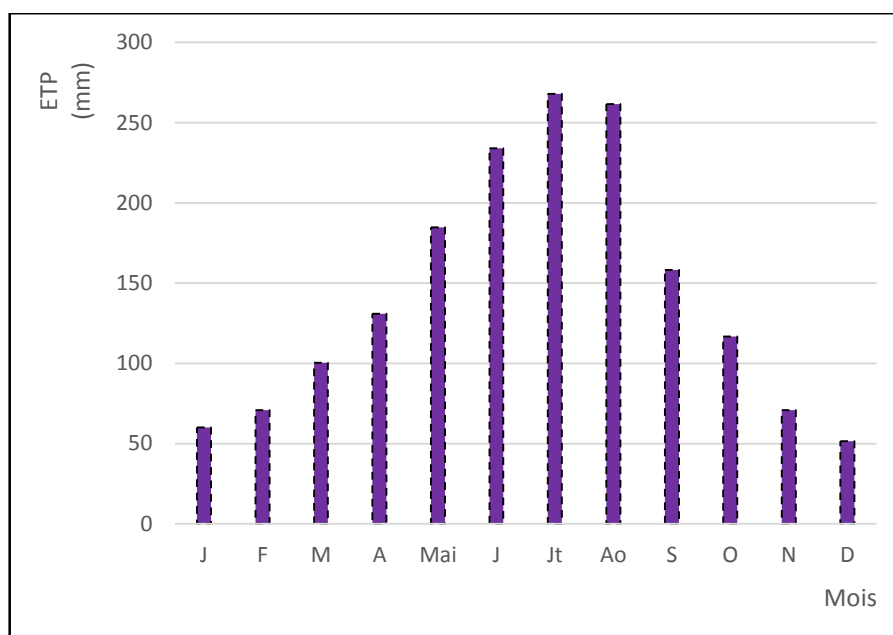


Figure III 11. Evapotranspiration de la région de Bousaada, période 2009-2018.

III.7.2.4. Les vents dominants

Le vent est l'une des principales caractéristiques du climat steppique. Les vents de toutes les directions peuvent arriver plus facilement par les couloirs inter-montagneux. En conséquence, cette région subit les vents les plus violents du pays (Dechaicha 2010).

Le Hodna caractérisé par des vents forts avec rotation violent des courants. Le vent souffle du sud et de l'est. Le vent souffle aussi du Nord-Ouest et Nord-Est, il transporte des tempêtes de sable et parfois avec de la pluie.

La chaleur extrême et l'ambiance calme de l'été de Hodna, qui durent normalement de la dernière semaine de mai à la seconde moitié de septembre, sont des caractéristiques distinctives. Le vent tourne à l'ouest et au nord-ouest à cause de l'anticyclone. La dépression peut occasionnellement produire des nuages porteurs de pluie si elle est assez profonde.

La région de Bousaada est soumise aux vents chauds et oppressants du Sud-Ouest en été et aux vents froids et secs du Nord-Est en hiver. En hiver et au printemps, ces vents peuvent périodiquement souffler féroceement pendant des semaines d'affilée (Figure III 12).

Les vents du nord-ouest affectés de plus fort pourcentage 25 %, également les vents du nord de 23 %. Ces vents sont responsables des accumulations de sable dans la région sud de la dépression Hodna (nord et nord-ouest de village) et de l'orientation nord-ouest à sud-est des dunes. Les masses d'air du versant ouest (20%) sont canalisées le long du corridor de l'Oued Maïter entre le Djebel Gorehor et le Djebel Moubakhera (Dechaicha 2010). Dechaicha (2010) a montré que la période de retour des vents forts (180

km/h) est de 20 ans et celle des vents de 200 km/h est de 50 ans dans la passe de Bousaada (Fig. III 12). La figure III 13, montrée que durant la durée (2009-2018) que la vitesse moyenne mensuelle du vent est élevée durant les mois février, mars, avril et mai.

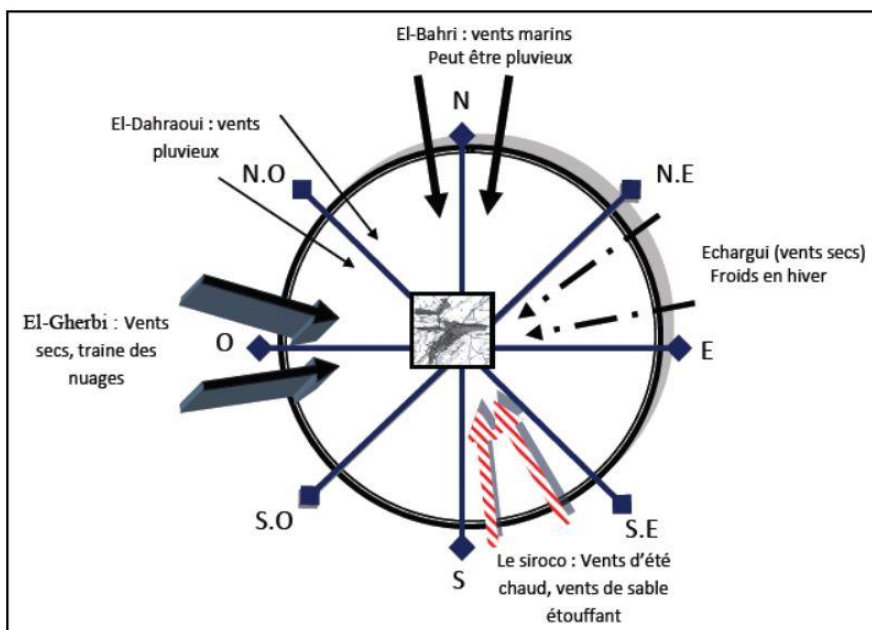


Figure III 12. Les vents dominants sur la région de sud de chott Hodna (Dechaicha 2010).

Tableau III 4. Vitesses moyennes mensuelles de la région de Bousaada, période (2009-2018).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
Vent (m/s)	2.5	3.24	3.41	3.2	2.94	2.24	2	2	1.59	1.19	2.3	2.14

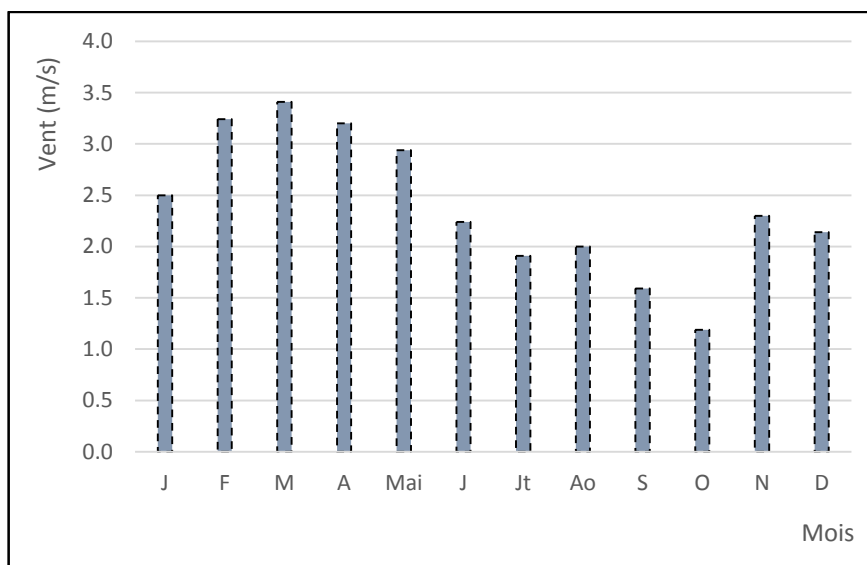


Figure III 13. Vitesse du vent moyenne mensuelle dans la station de Bousaada, période (2009-2018).

III.7.3. Le climat suivant les nouvelles données climatiques

III.7.3.1. Identification de la période sèche

Suivant la méthode de Bagnouls et Gaussen (1957), les précipitations et la température (2T) ont été tracées sur une double échelle en termes de mois de l'année. Ce graphe définit clairement la période sèche (Gaussen et Lauer 1961).

D'après le Diagramme ombrothermique, figure III 14, la région de Bousaada est caractérisée par une période sèche sur toute l'année.

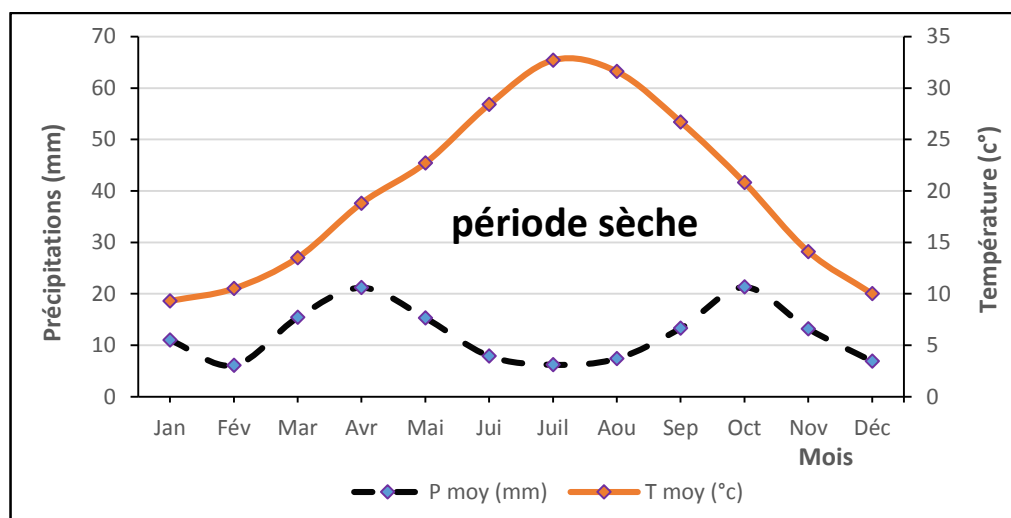


Figure III 14. Diagramme ombrothermique de la région de Bousaada.

III.7.3.2. Climagramme d'Emberger

Afin d'étudier le climat de la zone méditerranéenne et de reconnaître les nombreuses phases bioclimatiques, Emberger a proposé en 1955 le "quotient pluviométrique" avec l'indice du climagramme (Emberger 1971). Cet indice est résumé par la formule ci-dessous :

$$Q_2 = \frac{2000 \times P}{M^2 - m^2} \quad (1)$$

Avec P : Précipitation annuelle moyenne (mm).

M : Température mensuelle maximale (°K).

m : Température mensuelle minimale (°K).

Station	P (mm)	M (°K)	m (°K)	Q ₂	Phase bioclimatique
Bousaada	145.2	305.85	282.45	21.1	Aride

Le climagramme d'Emberger permet de déterminer le bioclimat auquel appartient la station d'étude.

- En abscisses, la moyenne des minima du mois le plus froid (°C).
- En ordonnées, le quotient pluviométrique d'Emberger (Amel 2021).

La station de Bousaada est située à l'étage bioclimatique semi-aride à aride et de tendance d'aride Figure III 15.

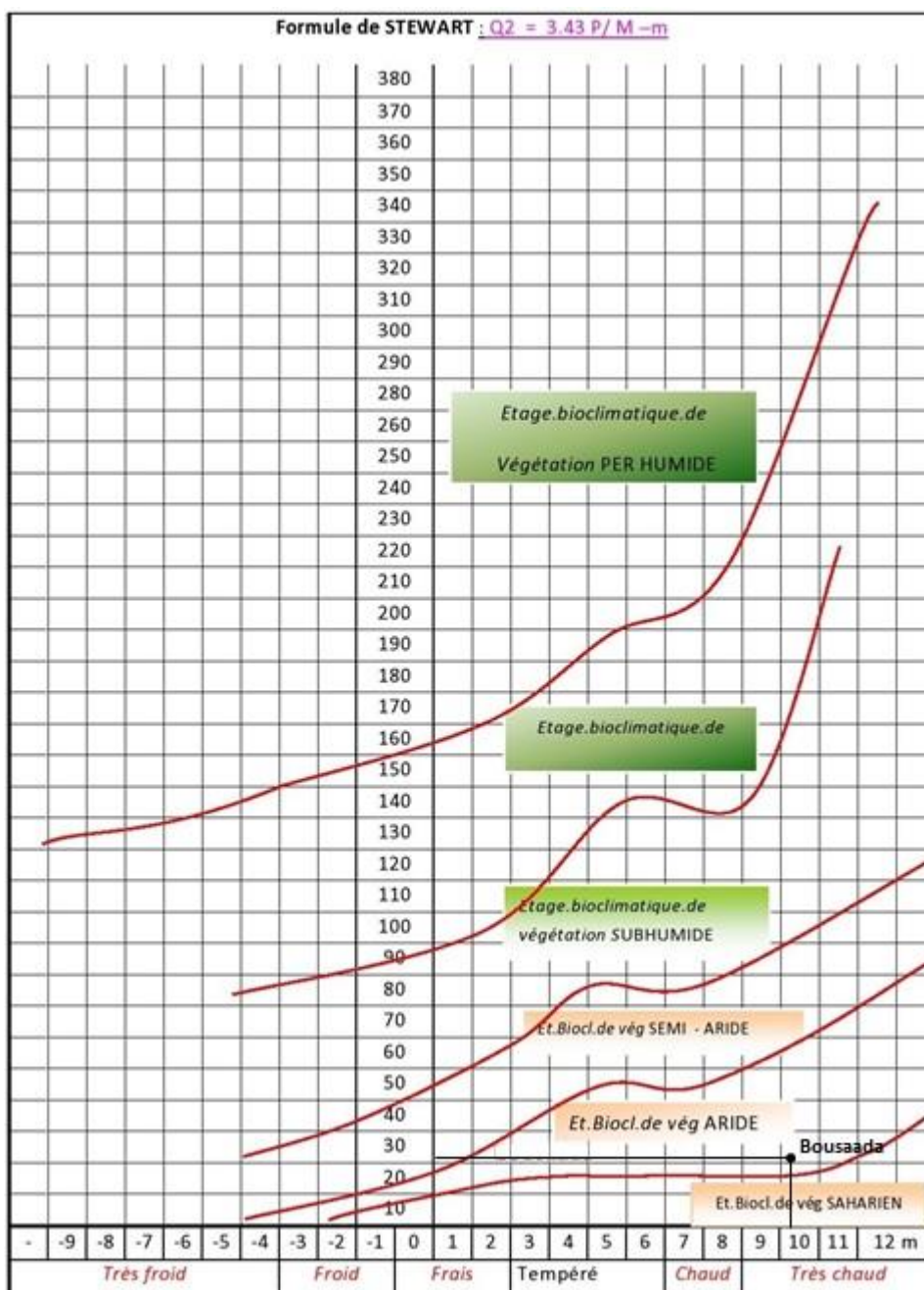


Figure III 15. Climagramme d'Emberger de la station de Bousaada.

III.8. Conclusion

Le bassin du Hodna est situé au sud-est d'Alger, est fermé d'un point de vue hydrologique, avec un climat semi-aride à aride chaud en été et humide en hiver. Le bassin du Hodna se distingue par ses averses peu fréquentes et légères. Une grande partie de sa population est composée de jeunes, concentrés principalement dans la ville de Boussada. La zone d'étude contient des formes de relief importantes, telles que de riches plaines agricoles entourées de montagnes au sud et à l'ouest. Il est parsemé d'un réseau d'oueds, les oueds de Bousaada, Maiter et Roumana étant les plus importants.

Il contient des sols sablonneux et argilo sableux dans lesquels abondent diverses activités agricoles. La principale source d'eau de boisson et d'irrigation dans la région est l'eau souterraine. Ce chapitre a présenté un aperçu général et complet de la région d'étude. L'étude géologique et hydrogéologique est très importante pour en savoir plus sur les caractéristiques de la région, où il donne un premier aperçu des propriétés et des composants chimiques des eaux souterraines.

Chapitre IV : Géologie et hydrogéologie de la zone d'étude

L'étude géologique et hydrogéologique joue un rôle essentiel en fournissant des informations qui aident à comprendre l'intérieur de la terre et les couches qui se sont formées au cours du temps. La géologie et l'hydrogéologie affectent directement le ruissellement, l'infiltration, l'érosion, le transport des sédiments et l'écoulement des eaux souterraines.

La collision de l'Atlas saharien et de l'Atlas Tellien au niveau des Aurès a conduit à la formation d'un bassin au début du Miocène, qui s'est rempli de rivières à la fin de cette période et durant le Quaternaire. Et constituant de plaines alluviales.

Dans cette partie, nous abordons les formations géologiques et hydrogéologiques les plus importantes dans la zone de Maadher. Cette étude fournit également des idées sur la qualité des eaux. Parce que les eaux souterraines acquièrent ses propriétés chimiques par les contacts entre eaux-roches.

IV.1. Cadre géologique générale

Le bassin du Hodna est situé entre l'Atlas tellien et l'Atlas saharien, caractérisé par une grande complexité tectonique. Au début du Miocène, le Hodna s'est constitué avec une partie de la chaîne de montagnes nord et est. Après cet épisode marin unique, le bassin s'est progressivement rempli de sédiments continentaux de crétacé, Mio-pliocènes et de quaternaire issus de l'érosion des reliefs voisins (Figure IV 1) (Despois 1953).

Les dépôts Mio-pliocènes et quaternaires de la dépression se sont mêlés à la démolition des collines nord-est et nord-ouest (limon des rivières descendantes) (Despois 1953).

Le Mio-Pliocène de mont Meharga, au nord-est de Bousaada, indique l'érosion et les falaises ces montagnes ont été soumises (Despois 1953). La ligne des dunes se continue à travers Bousaada sur toute la bordure du Chott Hodna, vers Mdoukal se composent des sables quartzeux, et riche en matériel argileux (Bernard et Ficheur 1902 ; Kaabeche 1990).

La région au sud du Chott est constituée de formations Mio-pliocènes et quaternaires anciens et récents, d'où la présence des alternances de marnes gréseuses et de conglomérats (Guiraud 1970 ; Bernard et Ficheur 1902).

La sebkha est une zone de captage des eaux de ruissellement et de décantation des particules solides (Kaabeche 1990), constituée par une mince pellicule salée qui recouvre des argiles noirâtres passant rapidement à des sables argileux bruns. Quelques profils ont révélé la présence d'un horizon salin cristallin irrégulier (10 à 40 mm d'épaisseur) qui se développe entre 30 et 70 cm de profondeur d'eau (Guiraud 1970).

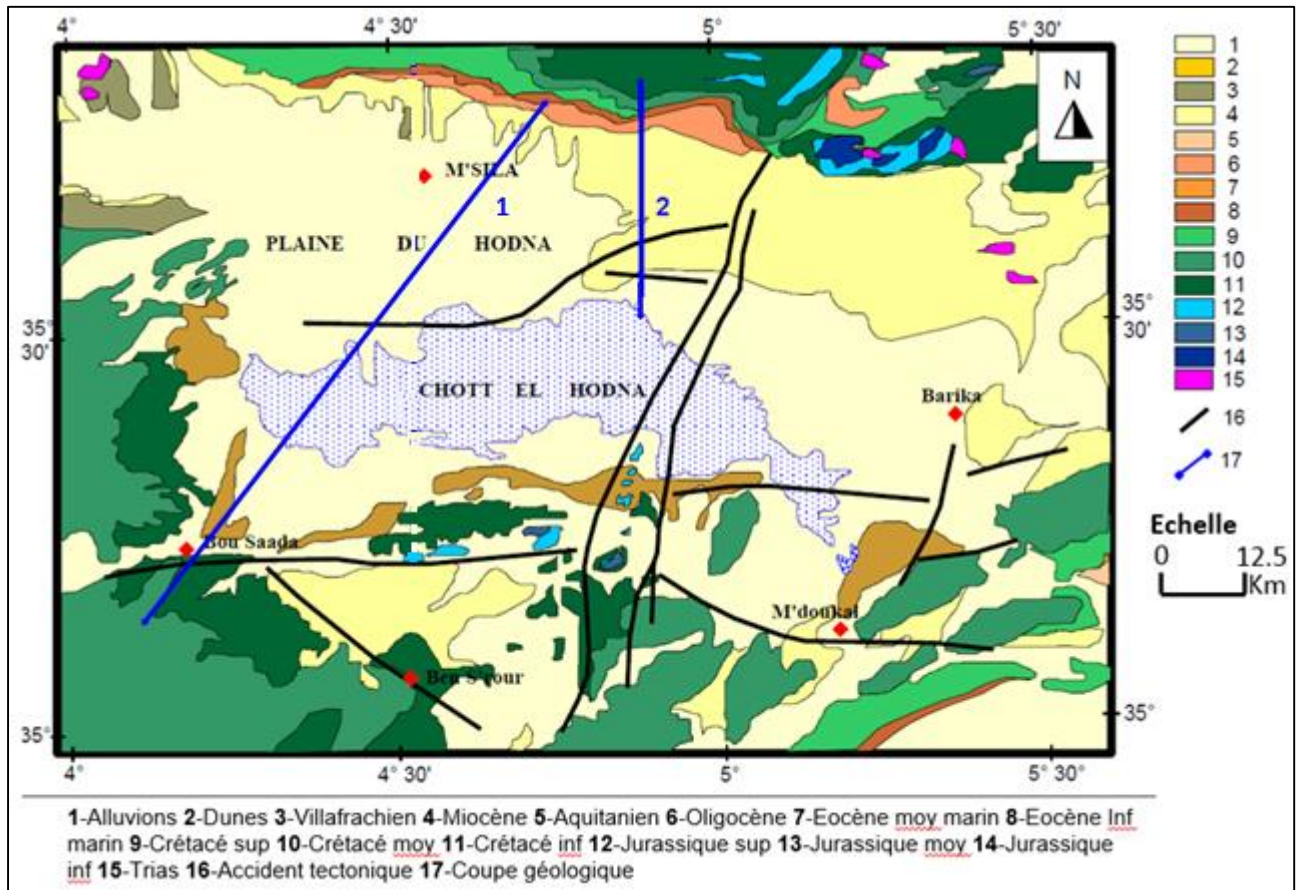


Figure IV 1. Carte géologique du bassin El Hodna (Grine 2009).

IV.1.1. Géologie de la région d'étude

Au début du Miocène et du Pliocène, le bassin de Hodna a été formé par la collision de l'Atlas saharien et de l'Atlas Tellien. Durant le quaternaire récent, la plaine alluviale du bassin s'est formée par le remplissage par les cours d'eau (Grine 2009).

Au sud de Chott El Hodna, nous trouvons la plaine agricole de Maadher. Il est constitué d'alluvions (récentes et anciennes) et des dépôts fins d'épaisseur supérieure 10 cm dans certains endroits, de texture du limon grise à Ocres. Aussi des sols sableux dans certaines parties (Abdellaoui et Benchenite 2012).

La zone est caractérisée par de grandes structures géologiques avec des formations imbriquées, biaisées et coupées par de nombreux accidents géologiques (Figure IV 2). Il y a des affleurements crétacés dans

la zone (Figure IV 3) (Zerrouki et Lazib 2013). La zone de Bousaada est caractérisée par la présence de dépôts alluviaux nouveaux et anciens riches en sable, dont l'épaisseur atteint 10 cm dans certaines parties. Des dunes de sable, résultant de l'érosion du grès, apparaissent dans les Oueds de Maiter et de Tamsa. Il se superpose au Cénomaniens, à l'Aptien supérieur et à Albien supérieur au nord-ouest de Bousaada jusqu'à atteindre le mont Moubrakera (Figure IV 2) d'une épaisseur de plus de 200 m riche en calcaires, dolomites et marnes (Abdellaoui et Benchenite 2012).

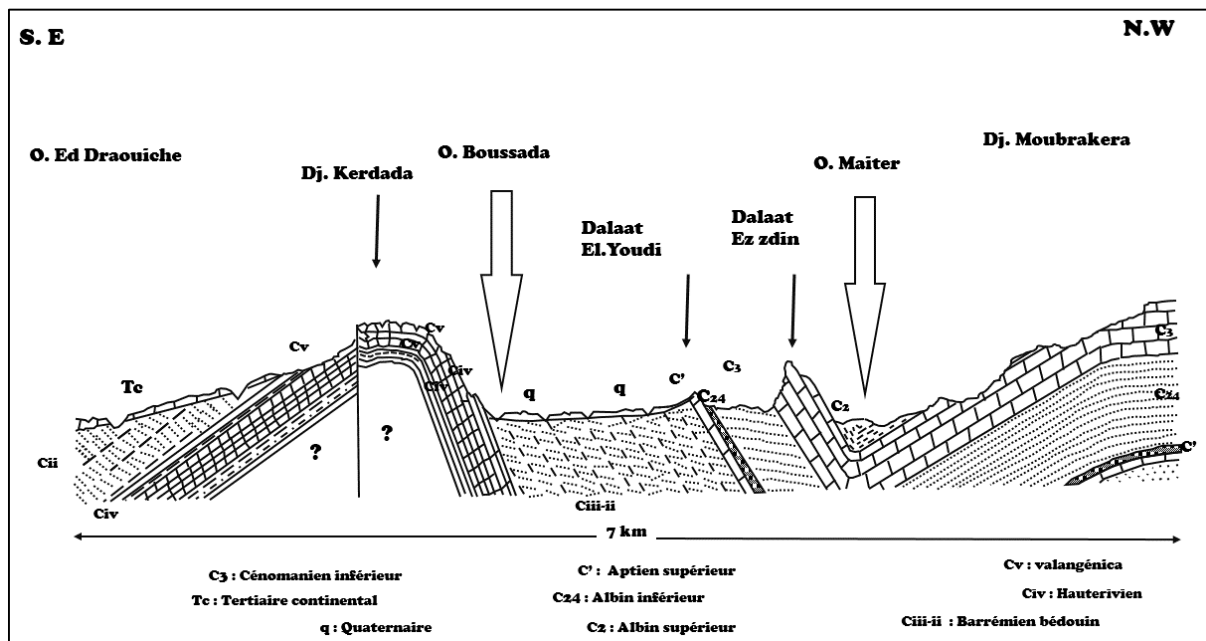


Figure IV 2. Coupe géologique de la région de Bousaada.

IV.2. Géomorphologie du bassin

Le bassin du Hodna se caractérise par des sols sédimentaires de nature alluvionnaire, colluvionnaire ou éolienne, il se positionne entre deux formations : tellienne et saharienne.

L'étude descriptive géomorphologique est regroupée dans les quatre unités principales suivantes :

- **Unité 1 : cône et glacis d'accumulation à matériau grossier**

Elle correspond aux quaternaires ancien et moyen, et se rencontre essentiellement au piedmont méridional des monts du Hodna (au nord du Chott) ; ainsi qu'à l'Est au piedmont des djebels Belezma et djebel Metlili. Cette unité est caractérisée par la présence de croûtes et de gros galets calcaires ainsi que des croûtes gypseuses (Benguesmia 2009).

- **Unité 2 : Glacis d'accumulation et d'épandage fin**

Elle renferme les glacis du quaternaire récent, et caractérisé par des enrichissements essentiellement calcaires sous forme diffuse, ainsi que des enrichissements calcaro-gypseux ou uniquement gypseux.

Les matériaux du quaternaire récent étant plus fin que ceux du moyen et ancien, du fait que les accumulations se superposent au lieu de s'emboîter (croûtes, blocs...) (Benguesmia 2009).

- **Unité 3 : Les formes à matériaux éoliens**

Cette unité se localise surtout dans la zone du R'mel au sud, sud-est et aussi à l'ouest du chott El Hodna, qui se distingue par sa nature sableuse et les accumulations éoliennes ainsi que du limon (Benguesmia 2009 ; Ladgham et Zerguine 2001).

- **Unité 4 : Les étendues d'accumulation calcaro-gypseuse**

Composé des argiles gypso-salines, est un milieu transitoire accumulateur de dépôts argileux récents, il réforme des dépôts alluvionnaires du quaternaire. La plus grande étendue de la région se caractérise par des glacis d'accumulation et débandage à matériau fin qui correspondent aux glacis du quaternaire récent qui présente des accumulations riches sous forme diffusée ainsi que des accumulations calcaro-gypseuses au gypseuses (Ladgham et Zerguine 2001).

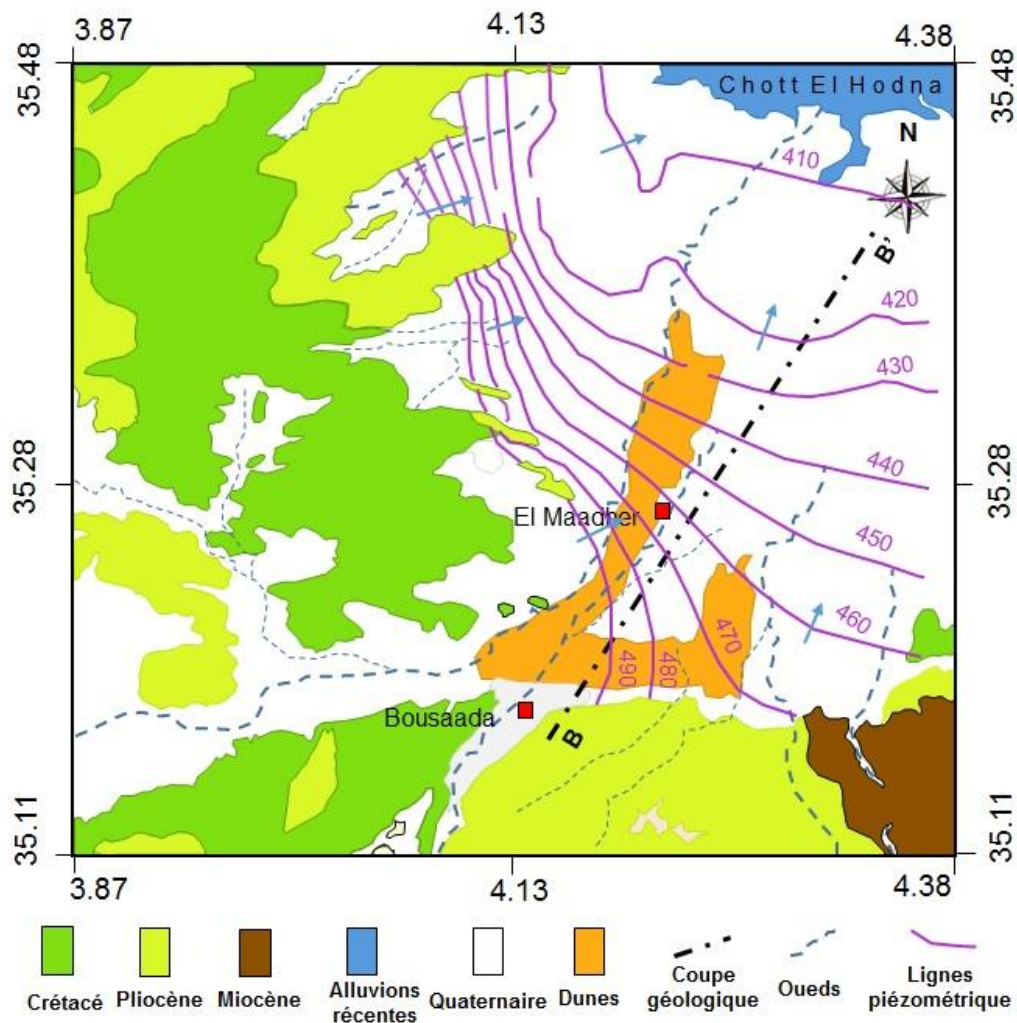


Figure IV 3. Carte géologique et lignes piézométrique de la région du Bousaada (préparée à partir de la carte de Derekov 1973).

IV.3. Stratigraphie

La série stratigraphique du bassin du Hodna est constituée, allant du Trias au Quaternaire ancien et récent. Les formations post-triasiques du bassin sont décrites dans l'ordre (Grine 2009) :

IV.3.1. Le Secondaire

Trias : Le Trias est des affleurements pseudo-diapirs à Dj Kerdada, composée principalement d'argiles gypsifères grises et des blocs de dolomies

Jurassique : De majeurs accidents ont provoqué l'apparition d'affleurements jurassiques dans le centre et l'est des monts de Hodna. Ils sont dominés par les formations carbonatées comme le calcaire, le grès, la marne et la dolomite. (Kieken 1961).

Crétacé : La période du Crétacé, avec ses diverses formations et types, apparaît dans plusieurs régions du bassin de Hodna (Grine 2005) ; dans le sud et le nord de Hodna aussi qu'au Bousaada, Maadid, Ain Rich, Sidi Aissa, Berhoum. En général, le crétacé est constitué des différentes épaisseurs et des alternances de calcaires, marnes grises, dolomite et argile (Kieken 1962 ; Helali 2016).

IV.3.2. Tertiaire

Paléocène : Dans le niveau méridional des monts Hodna, les strates paléocènes se forment en bandes plus ou moins parallèles. Les strates généralement submergées vers le bassin de M'sila. Il est constitué de marnes stratifiées recouvertes de pyrite (Tanetien) et de marnes calcaires phosphatées (Montien), et de fines couches de calcaires argileux et de silex (Grine 2009).

Eocène : L'Eocène de la région se divise en deux types : Yprésien, constitué de calcaires (15 m), puis argilo-calcaires et marnes indurées (20 m), et enfin calcaires noirs et phosphatés (70 m). Le Lutétien se forme de marnes brunes, gypseuses, calcaires.

Oligocène : composé de grès fins émiétés, de marnes rougeâtre et blanc et de grès à ciment argileux d'une épaisseur d'environ 200 m (Kieken 1962).

Miocène : Le Miocène se compose de trois cycles

Le 1^{er} cycle est composé de marnes grises, de grès et de marnes gréseuses rouges.

Le 2^{ème} cycle est constitué par l'alternance de marnes et de grès grossiers stratifiés croisés.

Le 3^{ème} cycle est constitué d'une série de conglomérats de marnes et de grès.

Mio-Pliocène : Il s'agit du tertiaire continental et est constitué de pouding et argiles sableuses Orange (Bousaada et Ain Rich).

Pliocène : Les différents niveaux du Pliocène supérieur, moyen et inférieur sont en contact les uns avec les autres. Il apparaît d'ouest en est de M'sila et autour de Berhoum. L'épaisseur de cette formation est de quelques dizaines de mètres. Le Pliocène dans son ensemble est représenté par des conglomérats de grès, marnes sableuses, et de galets bien roulés à marnes (Glaçon 1970).

IV.3.3. Quaternaire

Le Quaternaire est d'origine continentale et se divise en trois divisions : ancien, moyen et récent. Le Quaternaire ancien est mêlé au Pliocène supérieur en conglomérat et sable. Il se trouve au nord de Berhoum et est constitué de dépôts argilo-sableux rouges fins (2-3 m d'épaisseur) recouverts de calcaire. Elle est unie par un ciment rose très résistant (3-4 m) (Grine 2009). Le Quaternaire moyen est constitué de couches irrégulières de 15 à 20 m d'épaisseur de galets, de calcaire cailloutis, de blocailles et de colluvions plus ou moins rougeâtres (Grine 2009). Le Quaternaire récent se situe dans la plaine du Hodna, qui apparaît nettement au sud sur l'axe du Maârif et M'sif avec ses trois niveaux Soltanien I Soltanien II et Rharbien. Constitue de galets des sables des graviers, des marnes, des limons, des argiles et des gypses (Figure IV 4) (Helali 2016).

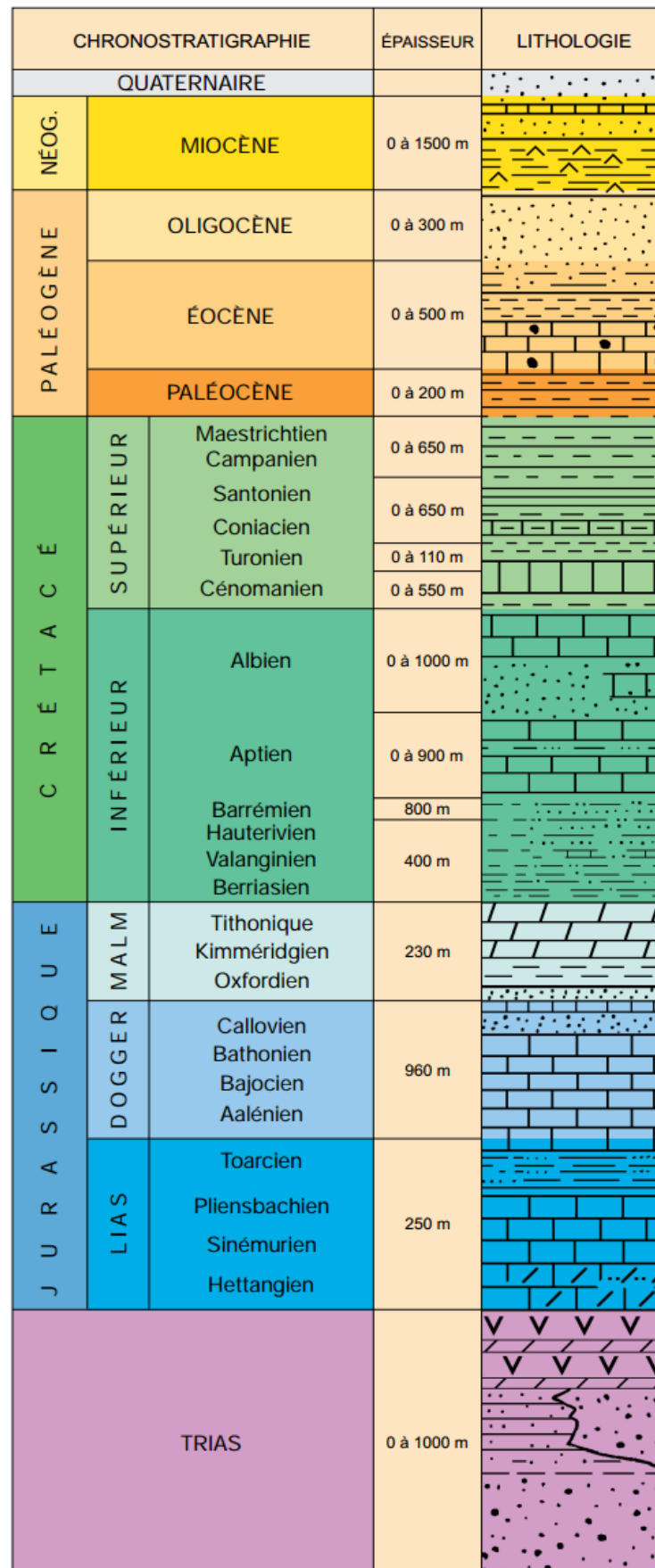


Figure IV 4. Litho stratigraphique synthétique du Hodna (Askri et al. 1995).

IV.4. La lithologie du Hodna

La lithologie est une science qui s'intéresse aux propriétés physico-chimiques des roches. La lithologie joue un rôle important sur les minéraux présents, elle influence aussi sur l'évaluation de la perméabilité et la détermination des écoulements souterrains (Denis 2003). Le bassin de Hodna se forme de fosse, de l'âge Eocène et Oligocène et Miocène marin (Figure IV 5). Remplir par des sédiments continentaux et carbonatés, gypse, marnes, de calcaires phosphatés et de calcaires à silex (Askri et al. 1995).

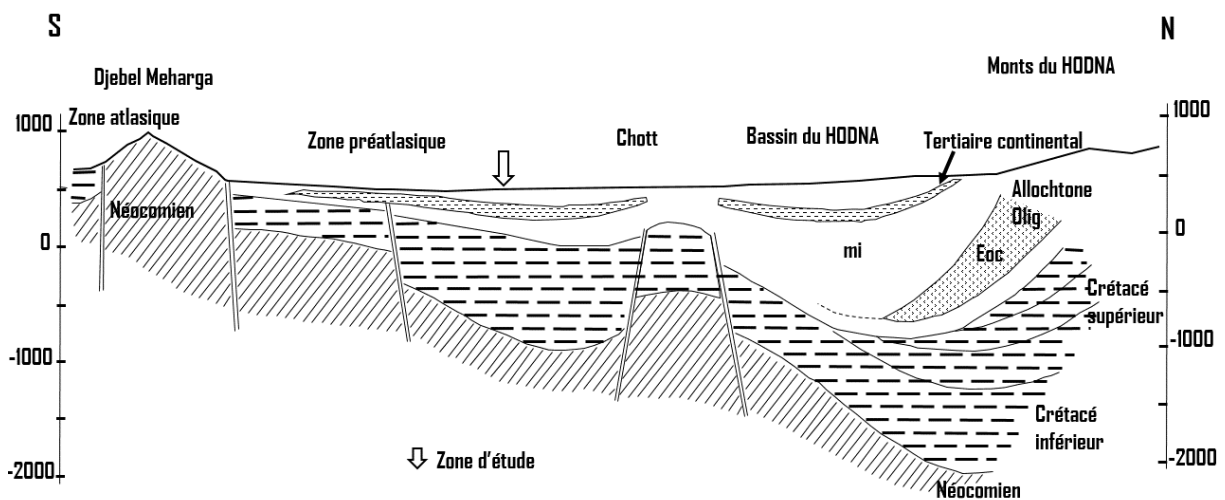


Figure IV 5. Coupe schématique du bassin de Hodna (profondeur en mètre)

IV.5. Identification des formations hydrogéologiques

Il y a cinq aquifères dans le Hodna (voir Fig. IV 11), complètement indépendants les uns des autres, mais regroupés dans le Chott. Chaque aquifère forme de couche supérieure perméable (grès et conglomérats) et de couche imperméable de miocène (cristaux de gypse et argile verte). Ces propriétés rendent ces couches incompatibles entre elles (Savornin 1908).

La zone d'étude caractérise par la présence de deux aquifères mixte ; l'aquifère superficiel est constitué principalement par la formation du quaternaire, par contre l'aquifère profond est formé majoritairement par le Mio-pliocène (Amel 2021).

IV.6. Hydrogéologie de la région

Dans la région de Maadher (nord de Bousaada), l'aquifère est constitué de sables, calcaire, argile et marne du Quaternaire en passant par Mio-pliocène jusqu'à crétacé. Les eaux de la nappe phréatique en 1967 présentent une salinité élevée : la moyenne de total des solides dissous (TDS) est 4.2 g/l (FAO 1967).

C'est un aquifère renouvelable elle rechargé par Infiltration directe des précipitations et les eaux d'irrigation, infiltration d'eau d'oueds (ANRH 2006). L'aquifère profond est constitué de marnes, argile et de conglomérats intercalés (Tertiaire continental) (Mio pliocène et crétacé) (Figure IV 6). Cette formation à 100-400 m d'épaisseur, c'est une formation ancienne et très importante pour la région. L'eau dont elle provient est de bonne qualité et moins salée que celle du la nappe phréatique (la moyenne TDS est 0.8 g/l (ADE 2019), elle rechargé principalement par les formations environnantes profondes.

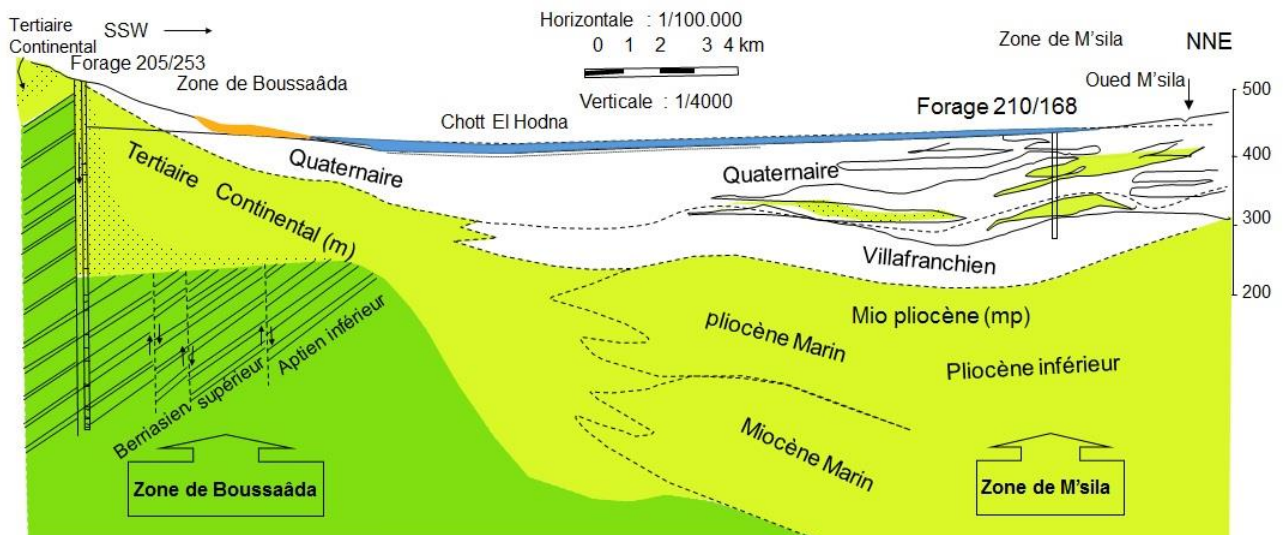


Figure IV 6. Coupe hydrogéologique de la zone d'étude forage Maadher (Derekov 1973).

L'élargissement de périmètre agricole conduit à l'utilisation des eaux souterraines, et à un changement d'utilisation des terres aux dépens du pastoralisme. La salinité de l'eau de forage est comprise entre 0.5 et 1.8 g/L. Les lignes iso piézométriques des deux eaux souterraines convergentes dans le Chott (Derekov 1973). Depuis les années 1970, on enregistre une diminution de la nappe phréatique qui dépasse une quinzaine de mètres (ANRH 2006). La simulation de scénarios de pompage d'eau (ANRH 2007) a montré que la diminution du niveau de la nappe phréatique est inférieure au niveau du Chott, ce qui pourrait entraîner une inversion du sens d'écoulement des eaux salées du Chott à des endroits proches de l'aquifère.

En effet, les limites entre aquifère phréatique et aquifère profond sont toujours floues, car elles ne sont pas séparées par une formation continue de faible perméabilité, mais par des lentilles discontinues de perméabilité variable (Abdesselam et al. 2012). Par conséquent, les deux eaux souterraines peuvent communiquer et la contamination de l'aquifère profond à partir de la surface est possible (Abdesselam et al. 2012).

Les formations sableuses et conglomératiques du Mio-Pliocène représentent les principaux aquifères de la zone d'étude. Il communique également avec les formations perméables du Crétacé (Albien). L'Albien possède une nappe, qui remonte par le haut et s'étend à l'ouest et vers la profondeur du Chott où

la nappe est chargée (Figure IV 7). Il se jette dans les formations tertiaires pour alimenter les sources telles qu'Ain Diss, Ain Koucha et Ain Zira (Derekov 1973).

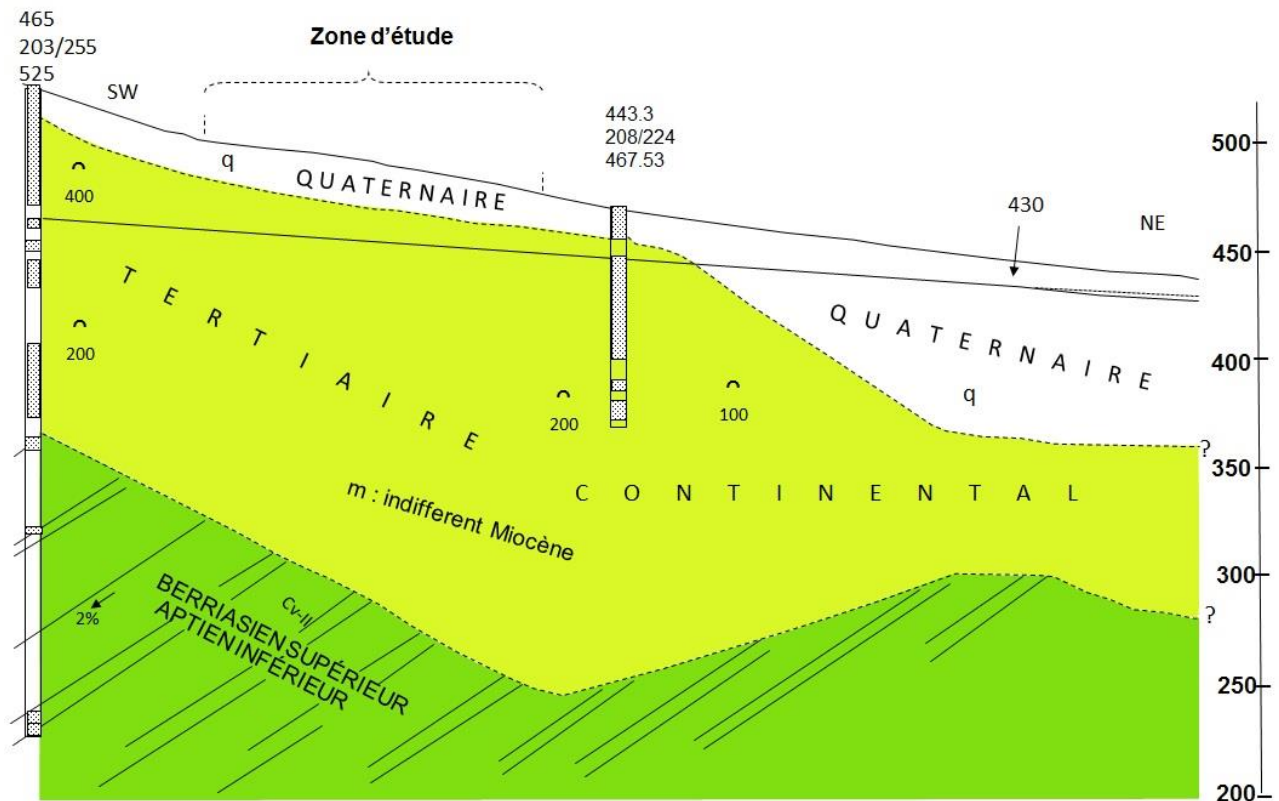


Figure IV 7. Coupe hydrogéologique de zone d'étude forage Maadher (Derekov 1973).

IV.6.1. Les coupes hydrogéologiques

Les coupes géologiques (1) et (2) situées sur la figure IV 1 sont réalisées à partir de forages profonds, ces derniers permettent la reconstitution lithologique de la région.

D'après la figure IV 6 la coupe (1) avec des forages dont la profondeur dépassant 250 m aboutit aux formations correspondant au miocène indifférencié.

De même pour la figure IV 7 la coupe (B-B') renferme de formation datant du quaternaire surmontant des couches plus profondes du Mio pliocène.

D'après la figure IV 8, le forage de Maadher (203/255) a une profondeur de 300 m, qui contient 27 couches. Les couches profondes sont riches en calcaire et argile (alternance de grès et argile marneux).

D'après la figure IV 9, le forage Maiter (204/224) a une profondeur de 243 m, qui contient huit couches. Les couches les plus profondes sont riches également en calcaire (calcaire dolomitique fissure avec rares bancs d'argile marneux) (Derekov 1973).

Etage	prof	Coupe	Description Géologique
Quaternaire			
	7		Sable- galets- graviers
	13		gros galets calcaires
	14		Galets enrobés d'argile rouge
	24		Conglomérats à galets calcaires légèrement cimentés par un ciment calcaro-sableux
	28		Conglomérats avec traces de croute calcaires
	30		Conglomérats à ciment calcaro-sableux
Mio- pliocène	31		Traces calcaires de crouts
	37		Conglomérats à intercalation d'argile-rouges
	41		Conglomérats à ciment calcaro- sableux
	43		Argiles rouges
			Conglomérats à ciment calcaro-sableux avec intercalations d'argile rouges ou ocre
	90		Argiles ocre et rouges avec quelques intercalations de niveaux conglomératique
Valanginien supérieur Barrémo-Bidoulien	115		Conglomérats à ciment calcaro-sableux avec intercalations d'argile rouges
	151		Argiles rouges et marnes jaunes
	158		Grés roux à passai de calcaire gréseux dolomitique
	165		Alternance d'Argiles et de marnes vertes ocre et rouges
	201		Grés roux
	205		Intercalations de grés gris dans les argiles griseux
	220		Intercalations de grés et argiles gris dans les argiles rouges
	228		Argiles grises à fins intercalations de grés gris
	238		Argiles rouges
	242		Argiles grises à fins intercalations de grés gris
	272		Argiles rouges
	273		Argiles grises à fins intercalations de grés gris fins
	285		Grés gris quartzeux et quartzites
291		Argiles rouges	
296		Argiles grises vertes de grés gris quartzeux	
300		Argiles grises vertes de grés gris quartzeux	

Figure IV 8. Colonne stratigraphique du forage Maadher (203/255) (Derekov 1973)

Coupe	Prof	Description géologique	Etage
	0	Marnes Sableuses bariolées	Q
	10	Marnes Sableuses bariolées	Q
	20	Intercalations gréseuses avec des marnes prédominantes de couleur beige	Barrémo-Bidoulien
	30	Intercalations gréseuses avec des marnes prédominantes de couleur beige	
	40	Intercalations gréseuses avec des marnes prédominantes de couleur beige	
	50	Grés gris parfois conglomératique, intercalé par des marnes brune rose	
	60	Grés gris parfois conglomératique, intercalé par des marnes brune rose	
	70	liâmes bariolées, intercalées par des marnes-calcaires et grés.	
	80	liâmes bariolées, intercalées par des marnes-calcaires et grés.	
	90	Marnes bariolées et mauves avec des passages gypsifères intercalations gréseuses plus importante vers la base	
	100	Marnes bariolées et mauves avec des passages gypsifères intercalations gréseuses plus importante vers la base	
	110	Succession de Couleurs différentes des marnes avec de grés et de marno-calcaire de 107 à 112 de 125 a 126 marnes de couleur mauve de 129 à 131	
	120	Succession de Couleurs différentes des marnes avec de grés et de marno-calcaire de 107 à 112 de 125 a 126 marnes de couleur mauve de 129 à 131	
	130	Ores avec peu d'alternance marneuse	
	140	Ores avec peu d'alternance marneuse	
	150	Ores avec peu d'alternance marneuse	
	160	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	170	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	180	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	190	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	200	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	210	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	220	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	230	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	
	243	Alternance de Couleurs différentes des marnes avec peu de passages de grés et des marnos-calcaires de 151 à 155 gris verdâtre de 156 à 159 mauve de 160 à 164 gris verdâtre de 164 à 167 mauve de 175 a 243 souvent mauve	

Figure IV 9. Colonne stratigraphique du forage Maïter (204/224) (Derekov 1973)

IV.7. Les aquifères du bassin Hodna

Les formations aquifères existantes affleurent plus ou moins largement sur les reliefs entourant la région étudiée, qui sont des aquifères répartis au-dessus divers niveaux, de Jurassique jusqu'au Quaternaire, elles s'étendent sur toute la surface à des profondeurs variables (Derekov 1973). Les terrains en bordure de Bousaada sont très salés par conséquent. Ceci affecte les eaux de ces aquifères limitant ainsi leurs utilisations, mais malgré cela, de nombreux puits sont creusés (Figure IV 10).

- Nappe phréatique : Son aquifère est constitué par des alluvions quaternaires. Elle est formée d'une seule nappe : nappe de Bousaada cette nappe phréatique située parmi les accumulations alluvionnaires des oueds ; alimentée par les eaux d'irrigation et la précipitation. Elle caractérisé par une salinité peut élever (Mimoune 1995).

- Nappe profonde de Mio-pliocène : Son aquifère est constitué par des conglomérats du Mio-Pliocène situé au nord de la région d'étude, ses eaux sont moins salées, il existe d'autres aquifères du Crétacé et du Jurassique moins bien connus que les premiers, exploités à partir des forages (Amel 2021)

- Aquifère de l'Eocène inférieur : aquifère le plus utilisé. Il émerge au nord de la région et sa profondeur augmente que nous dirigeons vers le sud. Il est composé de calcaire et calcaire marneux (Amel 2021).

- Sources : Les sources sont issues d'un aquifère Cenomano-Turonien, on peut citer, source d'Ain Sefine, d'El Djob, d'Ain Takouka, d'Ain N'guaous, d'Ain Tinibaouine (Helali 2016).

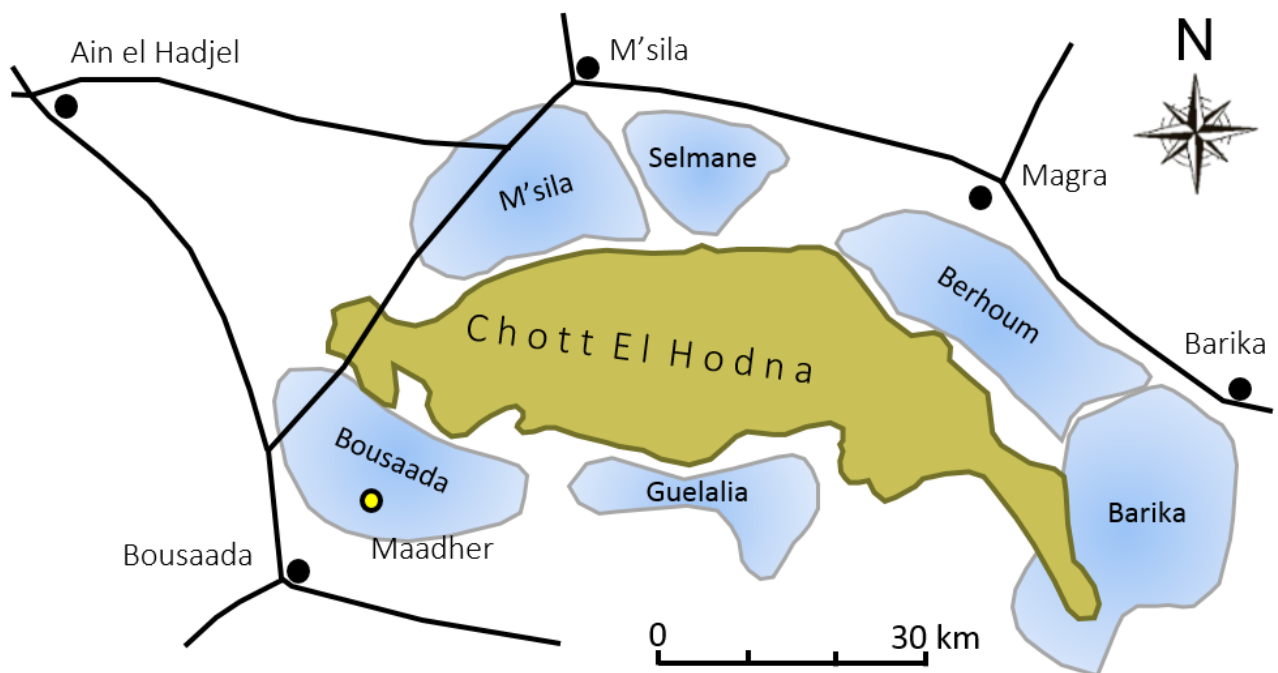


Figure IV 10. Localisation des aquifères au Chott El Hodna. (Derekov, 1973)

IV.8. Conclusion

La géologie de la zone d'étude, nous a permis de connaître les évènements successifs, qui sont commencés dès la période crétacée et qui sont terminés avec la période miocène et quaternaire.

Dans la zone d'étude, on a bien vu l'alternance d'argiles et de marnes avec des grès (Miocène). La présence d'une alternance calcaire avec silex et grès (Oligocène) et Crétacé avec grès et carbonates existe dans la zone d'étude. Les différents oueds ont déposé des alluvions de sables, de graviers et de galets limoneux à lentilles purement argileuses ou marneuses.

L'hydrogéologie de la zone d'étude constitue par deux aquifères superposés et séparés par une couche d'argiles plastiques, marnes, argiles sableuses ; en général, contribue à protéger des eaux souterraines profondes de l'intrusion d'eau salée, avec la présence de zones de contact entre elle (nappe mixte). La nappe phréatique constituée de sables, graviers, galets argileux avec passées argilo-sableuses (Mio-Plio-Quaternaire). La nappe profonde a débuté d'argiles et marnes miocènes au nord, et laissé place à des formations gréso-carbonatées du Crétacé (Barrémo-Bédoulien, albien) au sud.

Chapitre V : Analyse des échantillons, méthodes et outils de l'étude

Il est nécessaire de surveiller la qualité des eaux souterraines par des chercheurs et des fonctionnaires. Car en cas de pollution, des dangers sur la santé humaine et animale et l'émergence de déséquilibres de la biodiversité surviennent. Il n'y a pas si longtemps, l'évaluation de la qualité de l'eau se faisait traditionnellement en comparant les paramètres mesurés avec les normes admissibles. C'est une méthode ardue et chronophage.

Avec le développement scientifique et technologique, des outils avancés et des techniques modernes sont apparus qui aident à évaluer la qualité de l'eau, à extraire des informations significatives de l'ensemble de données et à explorer les relations entre les variables analysées.

Dans ce chapitre, les techniques et méthodes utilisées seront présentées et définies. Afin de connaître les processus chimiques qui prévalent dans les eaux souterraines et de mieux évaluer leur qualité. Parmi eux, l'analyse en composantes principales (ACP), classification ascendante hiérarchique (CAH). Indice de qualité de l'eau (i.e. WQI, EWQI, CCME- WQI). Indice de saturation IS et les interpolations géostatistiques par krigeage et la pondération de distance inverse (IDW)

V.1. Données physico-chimiques

La zone contient un nombre important de forages, il s'agit notamment des forages privés, des forages gérés par l'APC et d'autres gérés par la société Algérienne des Eaux (ADE).

Un ensemble de données physico-chimiques archivées dans la plaine de Maadher a été utilisé pour étudier la variation de la qualité des eaux souterraines et de la comparer avec les données physiques et chimiques des eaux souterraines utilisées pour la consommation en 2019 qui sont gérées par l'ADE.

Sur la base des données archivées des points d'eau, dont 61 points d'eau réalisés par la FAO en 1967, 50 points d'eau par l'ANRH en 1996 et 19 points d'eau par l'ADE en 2018 ont été pris en compte. Sachant que les prélèvements des campagnes 1967 et 1996 sont prélevés dans la nappe phréatique de profondeur moyenne inférieure à 50 m (Derekov 1973).

D'autre part. Afin de mener une étude complémentaire et plus précise (chapitre VII), nous avons mené une campagne de prélèvement d'échantillons d'eau souterraine du 17 au 21 novembre 2021 de la zone de Maadher à partir des forages appartenant aux habitants de la région (privé) allant de 80 à 120 mètres de

profondeur. Ils sont destinés aux usages domestiques, à l'abreuvement des animaux et à l'irrigation des cultures.

V.2. Matériels et méthodes d'analyse

Les échantillons d'eau des forages dans la région d'étude ont été prélevés pour analyser les principaux anions et cations. La procédure de la méthode standard a été suivie pour l'analyse. Des échantillons récents ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène propres à partir de 32 forages après les 10 minutes de pompage ; la campagne d'échantillonnage est faite de mars à avril 2019. La température, conductivité (CE) et le pH sont mesurés sur le terrain. Les échantillons ont été prélevés selon la méthode standard du protocole d'échantillonnage (Rodier et al. 2016), où ils ont été immédiatement transférés au laboratoire de l'Autorité algérienne de l'eau pour l'analyse. Les ions majeurs, Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- et Cl^- ont été analysés par titrage volumétrique. Pour ça, l'échantillon est traité avec du liquide NaOH et du réactif Murexide, pour TH, l'échantillon est traité avec du NH_4OH et du réactif ériochrome. La concentration en Mg^{2+} est le produit de la différence entre la concentration en TH et en Ca^{2+} . La concentration de Cl^- a été mesuré en utilisant la méthode de Mohr ; la solution de chromate de potassium est ajoutée à l'échantillon et il est titré en utilisant d'une solution d' AgNO_3 (0.01 N). Pour déterminer la concentration de HCO_3^- , l'échantillon est titré en utilisant d'une solution de HCl (0.1 N) jusqu'à ce que le pH de l'échantillon passe à 4.3. Les concentrations en Na^+ et K^+ ont été mesurés à l'aide d'un photomètre à flamme JENWAY 6850 et celle du sulfate par une méthode turbidimétrie. Les nitrates ont été analysés en utilisant la spectrophotométrie visible UV/vis ODYSSEY DR 2500. Pour chaque analyse des paramètres, la mesure est répétée au moins deux fois. Le total des solides dissous (TDS) dans l'eau est mesuré par le poids des dépôts laissés lorsqu'un échantillon d'eau a été évaporé à sec (techniques gravimétriques).

Les échantillons d'eau des forages ont été principalement prélevés dans l'aquifère Mio-Pio-Quaternaire, où les profondeurs de ces forages dépassent 120 m.

La même méthode d'analyse utilisée pour les prélèvements effectués en novembre 2021, sauf les Na^+ et K^+ ont été analysés en utilisant Systèmes d'absorption atomique Agilent technologies série 200 AA

V.3. Balance ionique

La balance ionique représente l'équilibre entre les anions et les cations présents dans l'eau. Le concept de balance cation-anion est utile pour vérifier la validité des analyses d'eau (Claude 2015). Dans une analyse précise, la somme des milliéquivalents des cations majeurs et des anions majeurs doit être presque égale de préférence 5% ou au maximum 10% (Claude 2015). Si l'erreur est en dehors de ces plages, il y a

soit une erreur d'analyse, une erreur de calcul ou la présence de constituants indéterminés (El Mountassir et al. 2020). Le calcul de la balance ionique se fonde sur l'équation suivante (El Mountassir et al. 2020) :

$$BI(\%) = \left(\frac{\sum \text{Cations} - \sum \text{Anions}}{\sum \text{Cations} + \sum \text{Anions}} \right) \times 100 \quad (1)$$

V.4. Faciès Hydrochimique

Le terme faciès hydrochimique est utilisé pour décrire les masses d'eau souterraine, dans un aquifère, qui diffèrent par leur composition chimique (Fetter 1994). Les interprétations des faciès hydrochimiques sont des outils utiles pour déterminer les modèles d'écoulement, les origines et les histoires chimiques des masses d'eau souterraine (Dalton et Upchurch 1978).

Les diagrammes trilinéaires ont été largement utilisés pour montrer les classifications de l'eau et les tendances de la qualité de pour des groupes d'échantillons (Dalton et Upchurch 1978). Ce diagramme permet de classer l'eau en 12 familles géochimiques et donne une image de son évolution, facilitant la comparaison des rapports d'anions et de cations. Permet la soumission simultanée de jusqu'à 500 analyses (Figure V 1) (Fetter 1994).

Les principales espèces ioniques dans la plupart des eaux naturelles sont Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- , Na^+ et K^+ (Fetter 1994). Nous avons utilisé le diagramme de Piper à travers le logiciel d'hydrochimie (Diagramme version 5.3).

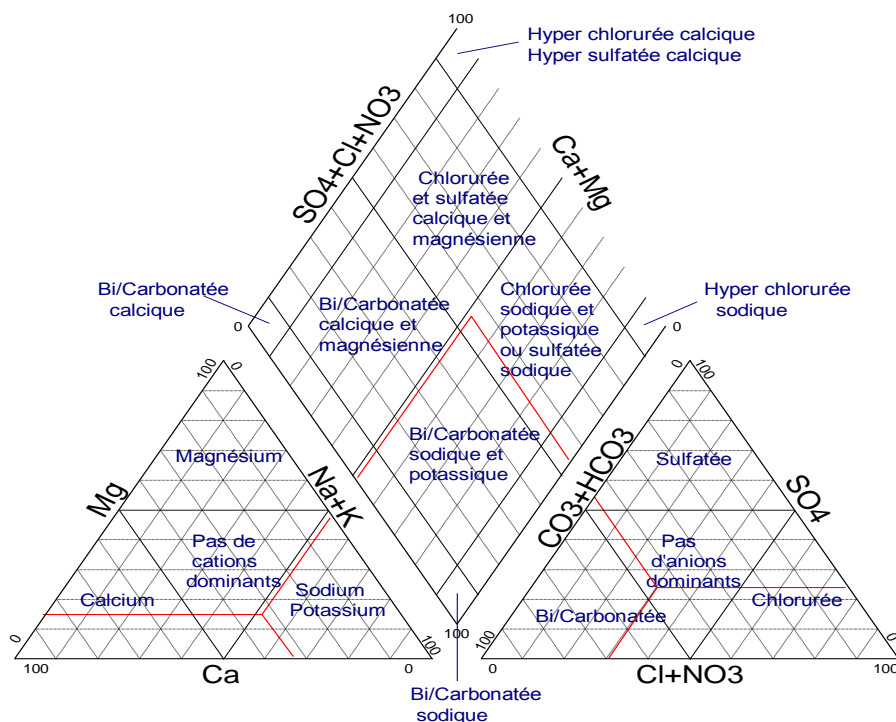


Figure V 1. Diagramme trilinéaire de Piper

V.5. Processus Hydrochimiques

V.5.1. Diagramme de Gibbs

Les eaux souterraines dans le monde sont soumises à des mécanismes majeurs qui contrôlent la chimie de l'eau, y compris les précipitations, la dominance des roches, et le processus d'évaporation et de cristallisation.... L'intérêt croissant pour la composition chimique de l'eau de la part des chercheurs a nécessité le développement de méthodes qui aident à clarifier les principaux mécanismes naturels qui contrôlent la chimie de l'eau. (Gibbs 1970)

Diagramme de Gibbs C'est un graphique de $(Na^+ / (Na^+ + Ca^{2+}))$ et $(Cl^- / (Cl^- + HCO_3^-))$ vs. TDS. Il a été utilisé pour déterminer la relation entre la composition de l'eau et la lithologie de l'aquifère (Ehya et Saedi 2019).

Gibbs a divisé les facteurs de contrôle correspondants pour les eaux souterraines en trois types : dominance de l'évaporation, dominance de la roche et dominance des précipitations (Gibbs 1970). Ce diagramme a été largement utilisé dans la recherche sur l'eau (Selmane et al. 2022a ; Ghazaryan et al. 2020)

V.5.2. Niveaux de saturation minérale

Les roches souterraines contribuent à la formation de la qualité de l'eau par échange d'ions lors de leur passage ou de leur résidence (Jalees et al. 2021). L'indice de saturation (SI) est un indice couramment utilisé pour les études hydrogéochimiques qui décrivent l'écart quantitatif de l'eau par rapport à l'équilibre et identifie le contrôle des réactions géochimiques (Hem 1985).

PHREEQC version 3.4 est un outil de modélisation des réactions des solutions chimiques, il a été développé pour déterminer et simuler l'hydrogéochimie de l'eau. En sortie, il produit des indices de spéciation chimique et de saturation des espèces chimiques. Le logiciel effectue une large gamme de calculs géochimiques aqueux à basse température et simule un certain nombre de réactions et de processus dans les eaux naturelles et des études en laboratoire (Chidambaram et al. 2012 ; Appelo et Postma 1993). De plus, le modèle offre des informations sur la spéciation, la saturation et l'oxydation/réduction d'une solution, ce qui constitue la première étape de l'interprétation de la chimie de l'eau à l'aide d'une approche thermodynamique (Chidambaram et al. 2012). Pour calculer l'indice de saturation ont été utilisées les concentrations ioniques de tous les principaux paramètres spécifiés dans l'eau souterraine (Jalees et al. 2021), et sont obtenues à partir de l'équation :

$$SI = \log\left(\frac{IAP}{K_t}\right) \quad (32)$$

Où, IAP est le produit d'activité ionique des espèces chimiques dissociées en solution, K_t est le produit de solubilité à l'équilibre pour le produit chimique impliqué à la température de l'échantillon.

$SI > 0$, cela indique que l'eau souterraine a atteint l'étape de sursaturation. À cette étape, plus aucun minéral ne sera dissous dans l'eau, ce qui entraînera une précipitation des minéraux. Si, $SI < 0$, les eaux souterraines ont tendance à dissoudre plus de minéraux, ce qui conduit à l'état de dissolution des minéraux. (Jalees et al. 2021). Un SI égal à 0 (avec ± 0.5) indique des conditions d'équilibre.

V.6. Analyses statistiques multivariées

La meilleure approche pour éviter une infecte interprétation des données de surveillance de la qualité est l'application de méthodes statistiques multivariées pour la classification et la modélisation des données environnementales (ANRH 2006). L'ACP et CAH appliquées en utilisent du logiciel XLSTAT 2016 à un ensemble des données de qualité des eaux souterraines collectées dans la plaine d'EL Maadher.

L'ACP a été appliqué au traitement des résultats de qualité. L'objectif du traitement est d'identifier les facteurs représentatifs qui contrôlent la chimie des eaux souterraines (Dougha et Hasbaia 2019 ; Esmaeili et al. 2018). CAH a également été utilisée pour présenter les clusters hydrochimiques qui pourraient être significatifs dans le contexte géologique (Esmaeili et al. 2018). Les analyses statistiques multivariées sont des outils largement utilisés pour identifier la contamination des eaux souterraines (Obeidat et al. 2012). Ces techniques sont devenues un outil puissant pour traiter et réduire de grands volumes de données sur la qualité de l'eau (Dougha et Hasbaia 2019). Bien que les techniques statistiques n'établissent pas de manière concluante les relations de cause à effet, elles fournissent des indices et des pistes aux chercheurs pour tirer de telles conclusions (Eltarabily et Moghazy 2021).

V.6.1. Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est une technique statistique multivariée. Elle est utilisée pour diminuer le nombre de variables, sans sacrifier trop d'informations (Farnham et al. 2003 ; Chitrakar et al. 2020). L'ACP permet d'explorer les corrélations entre les variables et les similitudes entre les individus (Farnham et al. 2003). Elle est utilisée pour identifier des composants ou des facteurs importants, en plus d'identifier les causes qui pourraient expliquer la variance d'une grande quantité de données et de variables associées, et de les convertir en petites quantités des variables de chaîne en fonction des composants principaux (Chitrakar et al. 2020). Les variables sont représentées graphiquement dans les plans factoriels. Cette technique a été utilisée dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraines, où la possibilité est de regrouper les

échantillons d'eaux souterraines grâce à l'établissement de corrélations entre les paramètres de qualité physico-chimiques (Prasanna et al. 2010).

V.6.2. Analyse en classification ascendante hiérarchique (CAH)

Différentes techniques de regroupement existent, la CAH est une méthode de classification des données hydrogéochimique (Esmaeili et al. 2018). Son objectif est de classer les échantillons et les variables en un plus petit nombre de groupes généralement sur la base des similitudes en utilisant la distance euclidienne, et il est regroupé selon la méthode d'agrégation de Ward (Eltarabily et Moghazy 2021 ; Chitrakar et al. 2020). L'application de CAH en Q-mode et R-mode consiste à déterminer les principales sources de variation hydrochimique et les principales associations spatiales des eaux souterraines (Eltarabily et Moghazy 2021 ; Dougha et Hasbaia 2019). Les clusters spatiaux définis par l'analyse en Q-mode et R-mode aident à définir la distribution spatiale des conditions lithologiques ou hydrochimiques qui représentent les processus sous-jacents (Güler et al. 2002). Le résultat est un dendrogramme hiérarchique bidimensionnel qui reconnaît les relations géochimiques qui existent entre les échantillons et les provinces géochimiques (Alther 1979 ; Chitrakar et al. 2020). Une petite distance montre que les deux objets sont similaires ou plus proches, tandis qu'une grande distance indique une dissimilaire (Chitrakar et al. 2020).

V.7. Analyses géographiques des données par SIG

Depuis les années soixante, l'interpolation géostatistique est devenue une technique fondamentale pour la science, elle a été utilisée dans l'industrie minière, puis étendue à de nombreux domaines (Singh et Verma 2019). Elle peut décrire les modèles spatiaux d'un échantillon donné en utilisant des variables régionales déterministes (Singh et Verma 2019).

Des chercheurs du monde entier ont utilisé le concept de géostatistique et leurs applications pour cartographier les polluants et mesurer la structure spatiale des composants géochimiques des eaux souterraines (Singh et Verma 2019).

L'interpolation est une prédiction de valeurs inconnues basée sur des points d'échantillonnage connus. La méthode d'interpolation spatiale est une technique d'estimation des valeurs de propriétés dans des endroits non échantillonnés sur la base des données des échantillons à endroits connus (Deswal et Laura 2020 ; Appleby et al. 2020).

L'interpolation est appliquée essentiellement pour convertir des données (observations) prises à partir de quelques points en champs continus. Le principe de l'interpolation spatiale est basé sur la première loi de géographie de Tobler " tout dans l'espace est lié à tout, mais les points proches les uns des autres sont

plus susceptibles d'être similaires que les points éloignés les uns des autres" (Singh et Verma 2019). Deux types de méthodes d'interpolation existent, sont couramment utilisées :

- a. Méthodes d'interpolation géostatistique comme krigeage
- b. Méthodes d'interpolation non-géostatistiques comme la pondération par distance inverse (IDW) et Spline.

V.7.1. Interpolation géostatistique par krigeage

Le krigeage est une procédure d'estimation qui utilise des valeurs connues et un semi-variogramme pour déterminer des valeurs inconnues (Singh et Verma 2019 ; McLeod et al. 2017), est une éminente méthode d'interpolation géostatistique (Arshid et Kamal 2020), développée dans les années 1950 par le géologue sud-africain Krige Matheron en 1962 (Rata et al. 2018).

La méthode de krigeage est basée sur l'autocorrélation, c'est-à-dire les relations entre les points mesurés. Pour cette raison, le krigeage pas seulement capable de produire une surface de prédiction, mais fournissent également une certaine mesure de la certitude ou de la précision des prédictions (Deswal et Laura 2020). La prédiction de krigeage est le meilleur estimateur linéaire sans biais pour les points spatiaux compte tenu de son hypothèse gaussienne (Appleby et al. 2020). Est un processus en plusieurs étapes ; il comprend l'analyse statistique exploratoire des données, la modélisation du variogramme, la création de la surface et (éventuellement) l'exploration d'une surface de variance (Arshid et Kamal 2020). La principale force du krigeage est son impartialité et sa capacité à prédire la distribution spatiale de l'incertitude (Arshid et Kamal 2020). Généralement le krigeage utiliser les valeurs connues et un semi-variogramme pour déterminer les valeurs inconnues (Singh et Verma 2019).

Le semi-variogramme est une description mathématique de la relation (structure) entre la variance de paires d'observations (points de données) et la distance séparant ces observations (h) ». Un semi-variogramme décrit la variance entre les points au sein d'une classe de distance (axe des y) en fonction de la distance géographique entre les paires de points (axe des x). La courbe ajustée minimise la variance des erreurs. Le modèle de variogramme est utilisé pour définir les poids de la fonction de krigeage. Le semi-variogramme est décrit mathématiquement comme :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^N (Z(x+h) - Z(x))^2 \quad (2)$$

Où la fonction $\gamma(h)$ est un semi-variogramme et $Z(x)$ est une variable aléatoire (Singh et Verma 2019).

V.7.2. Types de krigeage

V.7.2.1. Krigeage ordinaire

Il s'agit d'une version standardisée du krigeage. « Le krigeage ordinaire est une technique d'estimation basée sur la variance spatialement dépendante, qui permet de trouver la meilleure estimation linéaire sans biais (Belkhiri et al. 2020), Connue sous le nom de "Best Linear Unbiased Estimator" (BLUE) qui a le grand avantage d'utiliser les informations du semi-variogramme ». Les prédictions sont basées sur le modèle :

$$Z(s) = \mu + \varepsilon'(s) \quad (3)$$

Où μ est une constante inconnue et $\varepsilon'(s)$ est la partie stochastique spatialement corrélée de la variation (Singh et Verma 2019).

La dépendance spatiale entre les observations proches pourrait être déterminée avec le variogramme, qui est la moitié de la variance de la différence entre les valeurs d'attribut à tous les points séparés par h comme suit :

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \left\{ \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(\mu_i + h) - Z(\mu_i)]^2 \right\} \quad (4)$$

Où, $\hat{\gamma}(h)$ est le variogramme pour la distance h ; $N(h)$ représente le nombre de paires de données pour ce décalage h , et $Z(\mu_i)$ et $Z(\mu_i + h)$ sont les valeurs de la variable régionalisée d'intérêt à l'emplacement μ_i et μ_i+h , respectivement (Belkhiri et al. 2017).

V.7.2.2. Krigeage simple

C'est la forme la plus basique de krigeage, qui suppose que les valeurs mesurées sont des réalisations d'une fonction aléatoire stationnaire avec une moyenne constante μ . Le krigeage simple est (Singh et Verma 2019) :

$$Z(s) = \mu + \varepsilon'(s) \quad (5)$$

μ est une constante.

V.7.2.3. Krigeage universel

Il ne nécessite pas de connaissance préalable de la moyenne, mais nécessite un modèle de tendance de surface. Son algorithme peut générer le modèle de tendance en ajustant une fonction polynomiale aux données locales. Il suppose le modèle (Singh et Verma 2019) :

$$Z(s) = \mu(s) + \varepsilon'(s) \quad (6)$$

Où $\mu(s)$ est une fonction déterministe.

Le krigeage ordinaire diffère du krigeage universel en ce que le krigeage ordinaire suppose une moyenne inconnue constante sur une zone donnée, tandis que le krigeage universel suppose une tendance constante des données (McLeod et al. 2017).

V.7.2.4. Co-krigeage

L'estimateur de co-krigeage est l'équivalent multivarié du krigeage, qui a des variables secondaires utilisant plusieurs ensembles de données. Le co-krigeage est une méthode d'interpolation très flexible, permettant à l'utilisateur d'étudier des graphiques de corrélation croisée et d'autocorrélation. L'estimation du co-krigeage est introduite par l'équation suivante :

$$\sum_{l=1}^v \sum_{i=1}^n \lambda_{il} \lambda_{lv} \gamma(x_i, x_j) - \mu_v = \gamma_{uv}(x_i, x_p) \text{ where } j = 1, \dots, n \text{ and } u = 1, \dots, v \quad (7)$$

$$\text{avec } \sum_{i=1}^n \lambda_{il} = \begin{cases} 1, & 1 = u \\ 0, & 1 \neq u \end{cases} \quad (8)$$

Où u et v sont respectivement les variables primaire et covariable (secondaire) (Belkhiri et al. 2020).

Pour l'analyse co-krigeage, le variogramme croisé doit être déterminé au préalable. Les modèles de variogramme croisé entre les variables primaires et secondaires sont obtenus en ajustant un variogramme croisé expérimental donné par (Belkhiri et al. 2020).

$$\gamma_{uv}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z_u(x_i) - Z_u(x_i + h)] [Z_v(x_i) - Z_v(x_i + h)] \quad (9)$$

V.7.3. Interpolation non-géostatistiques par (IDW)

La méthode de pondération inverse de la distance (IDW) ; est un algorithme utilisé pour interpoler spatialement des données ou estimer des valeurs entre des mesures. Chaque valeur estimée dans l'interpolation IDW est une moyenne pondérée des points d'échantillonnage environnants (Magesh et Chandrasekar 2013). L'interpolation est une procédure permettant de prédire des valeurs inconnues à l'aide de valeurs connues à proximité (El Mountassir et al. 2020). Les poids sont calculés en prenant l'inverse de la distance entre l'emplacement d'observation et l'emplacement du point estimé (Burrough et al. 2015)

La méthode IDW a été largement appliquée dans l'analyse spatiale pour décrire la distribution des polluants et les modèles de paramètres physiques et chimiques (Oseke et al. 2021).

L'IDW est classée comme l'une des méthodes déterministes, car elle est directement basée sur les valeurs mesurées environnantes ou sur des formules mathématiques spécifiques qui déterminent la surface résultante (Singh et Verma 2019). L'équation générale pour la méthode IDW est.

$$z_0 = \frac{\sum_{i=1}^s z_i \frac{1}{d_i^k}}{\sum_{i=1}^s \frac{1}{d_i^k}} \quad (10)$$

Où z_0 est la valeur estimée au point 0, z_i est la valeur z au point connu i , d_i est la distance entre le point i et le point 0, s est le nombre de points connus utilisés dans l'estimation et k est la puissance spécifiée.

La puissance k contrôle le degré d'influence locale. Une puissance de 1.0 signifie un taux constant de changement de valeur entre les points (interpolation linéaire). Une puissance de 2.0 ou plus suggère que le taux de variation des valeurs est plus élevé près d'un point connu et se stabilise en dehors de celui-ci (Chang 2008).

V.8. Indices d'évaluation de qualité d'eau

V.8.1. Indices d'eau d'irrigation

La chimie de l'eau d'irrigation a un effet direct sur les produits végétaux en termes de carence et de toxicité ainsi que des effets indirects sur la disponibilité des éléments nutritifs. Les cultures de la plus haute qualité ne peuvent être obtenues qu'avec une eau d'irrigation de haute qualité. Les minéraux qui composent la qualité de l'eau d'irrigation montrent leur impact sur les produits agricoles et les sols (Aydin et al.2021). Dans la présente étude, la qualité de l'eau d'irrigation a été évaluée avec le pourcentage de sodium ($Na\%$), le taux d'absorption de sodium (SAR) et la dureté totale (TH).

Le taux d'absorption du Sodium (SAR) est calculé par équation (22) (Richard 1954). La valeur SAR élevée réduit la conductivité hydraulique de la texture du sol et, par conséquent, diminue l'efficacité de l'irrigation. L'eau est considérée comme impropre à l'irrigation si la valeur SAR est supérieure à 10 (meq/l) selon les directives de la FAO (El Bilali et al. 2021).

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Mg^{2+} + Ca^{2+}}{2}}} \quad (29)$$

L'évaluation du pourcentage de sodium ($Na\%$) est cruciale pour la gestion de l'eau à des fins d'irrigation, car une concentration élevée de sodium dans l'eau et le sol retarde la croissance des plantes en diminuant la perméabilité du sol (Khalid 2019). Le terme $Na\%$ est évaluée selon la formule suivante (Wilcox 1955).

$$Na\% = 100 \times \frac{Na^+ + K^+}{Na^+ + Mg^{2+} + Ca^{2+}} \quad (30)$$

La dureté totale c'est une mesure de la somme des teneurs en calcium et en magnésium, habituellement exprimée en équivalent de carbonate de calcium. L'eau dure est impropre à l'usage domestique ; la dureté de l'eau est définie comme l'inhibition de l'action du savon dans l'eau due à la précipitation de sels de magnésium et de calcium tels que les carbonates, les sulfates et les chlorures (Vasanthavigar et al. 2010). La dureté de l'eau limite son utilisation à des fins industrielles ; il provoque l'entartrage des marmites et des chaudières, la fermeture des tuyaux d'irrigation et peut causer des problèmes de santé aux humains, comme une insuffisance rénale et des maladies cardiaques (Schroeder 1960). TH est calculé comme suit (Todd 1980) :

$$TH = 2.5 \times Ca^{2+} + 4.1 \times Mg^{2+} \quad (31)$$

V.8.2. Indice de qualité de l'eau arithmétique (WQI)

Au cours des dernières décennies, WQI a été considéré comme un outil efficace qui fournit des informations sur la qualité de l'eau à l'usage des citoyens, l'indice a été utilisé dans l'évaluation de la qualité des eaux de surface et souterraines (Abbasi et Abbasi 2012). WQI indique la qualité de l'eau en termes d'indice qui représente la qualité globale de l'eau par rapport à des normes spécifiques pour des usages spécifiques. WQI est défini comme une note reflétant l'effet global de divers paramètres de qualité de l'eau.

WQI est considéré comme un outil rapide et systématique pour l'évaluation et la classification des caractéristiques de l'eau (Nazir 2016). Il a été appliqué dans plusieurs études à travers le monde et a donné des résultats satisfaisants dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraines (Khalid 2019 ; Ramachandran et al. 2021 ; Radouane et al. 2021 ; Oseke et al. 2021). Cet indice est calculé par la sortie pondérée de paramètres sélectionnés, et à partir du résultat obtenu, la qualité de la masse d'eau est classée entre la mauvaise et l'optimale, en rapportant une plage de variation WQI (0-100). Plusieurs techniques peuvent être utilisées pour surveiller les facteurs environnementaux.

L'indice arithmétique pondéré de la qualité de l'eau a été utilisé. Il peut être calculé à l'aide de onze variables mesurées de chaque échantillon d'eau de puits prélevé dans la plaine de Maadher. Les étapes de calcul de l'indice sont suivies, d'abord un poids (W_i) est attribué de 1 à 5 pour chacun des paramètres (pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , TH, NO_3^- , Na^+ , K^+ et NO_2^-) selon leur importance dans la qualité. Pour l'eau potable, les valeurs de W_i sont données dans le tableau V 1 (Abbasi et Abbasi 2012).

Le poids relatif (RW) des paramètres de qualité de l'eau a été calculé à l'aide de l'équation. (11) et n est le nombre de paramètres.

$$RW_i = \frac{W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (11)$$

Tableau V 1. Poids et poids relatif de chaque paramètre utilisé pour le calcul de WQI.

Paramètre	Norme	Norme	W_i	RW_i
	algérienne (2011)	d'OMS (2011)		
pH	6.5 - 9.0	8.5	4	0.11
CE	2800	1500	5	0.14
Ca ²⁺	200	75	2	0.05
Mg ²⁺	150	100	2	0.05
HCO ₃ ⁻	-	300	2	0.05
Cl ⁻	500	250	3	0.08
SO ₄ ²⁻	400	250	5	0.14
TH	200	500	2	0.05
NO ₃ ⁻	50	50	5	0.14
Na ⁺	200	200	2	0.05
K ⁺	12	12	2	0.05
NO ₂ ⁻	0.2	3	3	0.08
		$\sum W_i$	37	1

Tous les paramètres sont en mg/L sauf CE à 25 °C en µs/cm, et pH sans unité

L'échelle d'évaluation de la qualité de chaque paramètre a été calculée en divisant sa concentration dans chaque échantillon d'eau par ses normes respectives selon l'OMS (2011) et en multipliant les résultats par 100.

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad (12)$$

q_i est l'échelle d'évaluation de la qualité. C_i est la concentration de chaque paramètre chimique dans chaque échantillon mg/l. S_i est la norme de l'Organisation mondiale de la santé pour chaque paramètre chimique en mg/l selon les directives de l'OMS (2011).

Ensuite, pour dériver la valeur de WQI, le sous-indice de qualité de l'eau (SI_i) pour chaque paramètre est calculé à l'aide de l'Eq. (13).

$$SI_i = RW_i \times q_i \quad (13)$$

Enfin, l'indice de qualité de l'eau WQI est calculé par l'utilisation de sous-indice de qualité de l'eau (SI_i)

$$WQI = \sum_{i=1}^n SI_i \quad (14)$$

Les résultats de WQI sont évalués en cinq types d'eau : eau excellente (WQI < 50), eau bonne (WQI = 50–100), eau médiocre (WQI = 100–200), eau très médiocre (WQI = 200–300) et eau impropre à la consommation (WQI > 300).

V.8.3. Indice de qualité de l'eau pondéré par entropique (EWQI)

L'indice amélioré de la qualité de l'eau (EWQI), qui calcule à l'aide d'une valeur pondérée par l'entropie, a été utilisé pour examiner la qualité des eaux souterraines. Les directives de consommation de l'OMS (2011) et de l'Algérie ont été prises en considération lors du calcul de l'EWQI. Le poids de chaque paramètre est déterminé par l'entropie de l'information, qui peut réduire l'erreur provoquée par l'omission du poids (Pei-Yue et al. 2010). Shannon a introduit l'idée d'entropie de l'information en 1948 (Shannon 1948). L'entropie exprime le degré d'incertitude impliqué dans la prédiction du résultat d'un événement probabiliste (Singh et al. 2019). Dans le domaine de la qualité de l'eau ont appliqué la théorie de l'entropie pour la première fois par (Ozkul et al. 2000) puis utilisé par de nombreux chercheurs pour étudier la qualité des eaux souterraines (Kumar and Augustine 2022 ; Amiri et al. 2014 ; He and Wu 2019 ; Adimalla 2021). Les procédures suivantes ont été suivies pour calculer l'EWQI. Le poids d'entropie de chaque paramètre de qualité doit être déterminé en premier. Un prétraitement pour la normalisation des données doit être utilisé (éliminer l'impact des différentes unités). L'affectation de l'indice des caractéristiques par le choix du type d'efficacité. Pour le type d'efficacité, la fonction de construction de normalisation est :

$$y_{ij} = \frac{x_{ij} - (x_{ij})_{\min}}{(x_{ij})_{\max} - (x_{ij})_{\min}} \quad (15)$$

Après transformation, on peut obtenir une nouvelle matrice de qualité standard [Y]. Alors le rapport de la valeur d'indice du paramètre j et i de l'échantillon est :

$$P_{ij} = y_{ij} / \sum_{i=1}^m y_{ij} \quad (16)$$

L'entropie de l'information s'exprime par la formule suivante :

$$e_j = \frac{1}{\ln m} \sum_{i=1}^m P_{ij} \ln P_{ij} \quad (17)$$

Plus la valeur de e_j est petite, plus l'effet du paramètre j est important. Ensuite, le poids d'entropie peut être calculé avec la formule suivante :

$$w_j = \frac{1 - e_j}{\sum_{j=1}^n (1 - e_j)} \quad (18)$$

Dans la formule, w_j est défini comme le poids d'entropie du paramètre j . L'étape suivante consiste à calculer l'EWQI qui consiste à attribuer une échelle d'évaluation de la qualité (q_j) à chaque paramètre. Le q_j est obtenu par la formule :

$$q_j = \frac{C_j}{S_j} \times 100 \quad (19)$$

Où C_j est la concentration de chaque paramètre de qualité dans chaque échantillon d'eau en mg/l, et S_j est la limite standard pour l'eau potable de chaque paramètre en mg/l selon les normes de l'OMS (2011) et de l'Algérie. L'équation ci-dessus garantit que si le paramètre j est totalement absent dans l'eau, le q_j est 0, et lorsque la quantité de ce paramètre est juste égale à sa valeur admissible, le q_j est 100. L'EWQI peut être calculé dans la dernière étape par la formule suivante :

$$EWQI = \sum_{j=1}^n w_j q_j \quad (20)$$

V.8.4. Indice canadien de la qualité de l'eau (CCME-WQI)

CCME-WQI a été élaboré et modifié par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME 2017). Cet indice combine trois mesures de la variance (portée, fréquence et amplitude) pour générer un nombre unique sans dimension qui représente la qualité de l'eau par rapport aux objectifs et qui est facilement compréhensible par le public (CCME 2017). Les modèles CCME-WQI ne nécessitent pas de donner des valeurs de pondération pour estimer le résultat final. Il a été largement utilisé dans de nombreuses études pour évaluer et contrôler la qualité de l'eau dans diverses utilisations (Yilma et al. 2018 ; Wagh et al. 2017 ; Soltani et al. 2021 Selmane et al. 2022b ; Abbasi et Abbasi 2012). Le CCME-WQI a été utilisé pour la classification des eaux souterraines en raison de sa flexibilité en ce qui concerne le type, le nombre de variables de qualité de l'eau, la période d'application et le type d'eau (eau souterraine, lac, rivière, ruisseau, etc.) (Yilma et al. 2018).

CCME-WQI a trois facteurs : portée (F1), fréquence (F2) et amplitude (F3). Ces facteurs sont exprimés par : F1 (périmètre) : représente le pourcentage de variables qui n'atteignent pas leurs objectifs au moins une fois au cours de la période considérée (« variables échouées »), par rapport au nombre total de variables mesurées (Eq. 15) :

$$F1 = \left(\frac{\text{Nombre des variables échouées}}{\text{Nombre total de variables}} \right) \times 100 \quad (21)$$

F2 (fréquence) : représente le pourcentage de tests individuels qui ne répondent pas aux objectifs (Eq. 16) :

$$F2 = \left(\frac{\text{Nombre de tests échoués}}{\text{Nombre total de variables}} \right) \times 100 \quad (22)$$

F3 (amplitude) : représente la quantité par laquelle les valeurs des tests échoués n'atteignent pas leurs objectifs. F3 est calculé en trois étapes :

Étape 1 : Le nombre de fois par lequel une concentration individuelle est supérieure (ou inférieure, lorsque l'objectif est un minimum) à l'objectif est appelé une "excursion" et est exprimé comme suit dans les équations. 17 et 18. Lorsque la valeur du test ne doit pas dépasser l'objectif :

$$\text{excursion}_i = \left(\frac{\text{valeur de tests échoués}_i}{\text{Objective}_j} \right) - 1 \quad (23)$$

Pour les cas où la valeur du test ne doit pas être inférieure à l'objectif :

$$\text{excursion}_i = \left(\frac{\text{Objective}_j}{\text{valeur de tests échoués}_i} \right) - 1 \quad (24)$$

Étape 2, le montant collectif par lequel les tests individuels ne sont pas conformes. Ceci est calculé en additionnant les écarts des tests individuels par rapport à leurs objectifs et en divisant par le nombre total de tests (à la fois ceux qui atteignent les objectifs et ceux qui n'atteignent pas les objectifs). Cette variable, appelée somme normalisée des excursions (NSE), est calculée comme suit :

$$\text{NSE} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursion}_i}{\text{Nombre des test}} \quad (25)$$

Étape 3 : F3 est ensuite calculé par une fonction asymptotique qui met à l'échelle la somme normalisée des excursions par rapport aux objectifs (NSE) pour donner une valeur comprise entre 0 et 100 (Eq. 20).

$$F_3 = \left(\frac{\text{NSE}}{0.01 \text{NSE} + 0.01} \right) \quad (26)$$

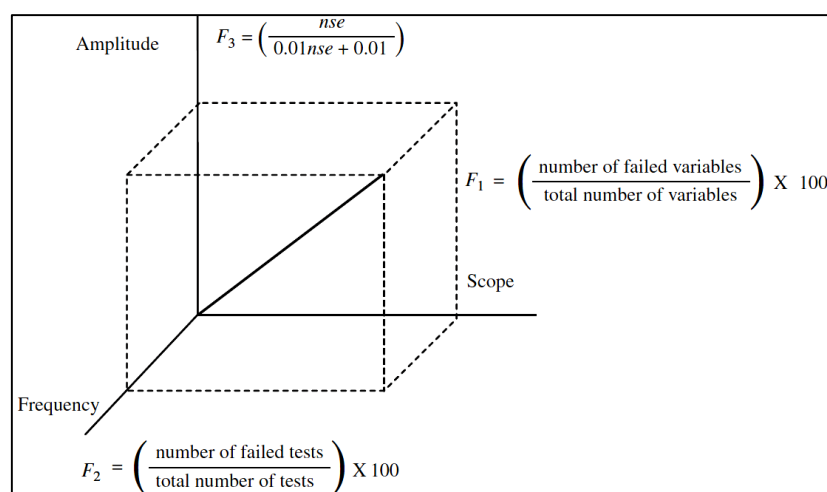


Figure V 2. Représentation graphique en 3D des trois facteurs de CCME-WQI

Finalement, le CCME-WQI est calculé comme exprimé dans l'Eq. 21

$$\text{CCME WQI} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{\sqrt{100^2 + 100^2 + 100^2}} \right) \quad (27)$$

Une fois la valeur CCME-WQI déterminée, la qualité de l'eau est classée en la liant à l'une des cinq catégories suivantes : 0 – 44 pauvres, 45-59 médiocre, 60-79 passable, 80-94 bonne et 95-100 excellente.

V.8.5. Indice de pollution par les nitrates (NPI)

La contamination des eaux souterraines par les nitrates et ses effets sur la santé humaine est l'un des problèmes vitaux les plus importants qui sont surveillés dans le monde entier (Panneerselvam et al. 2020). L'application NPI est un indicateur utilisé pour évaluer le niveau de pollution par les nitrates dans les eaux souterraines due à l'activité humaine (Bahrami et al. 2020). Lorsque la concentration de NO_3^- dans les eaux souterraines dépasse 20 mg/l, elle est considérée comme une pollution anthropique (Reddy et al. 2022). Le niveau maximal autorisé de NO_3^- dans l'eau potable est de 50 mg/l (OMS 2011). La pollution des eaux souterraines par les nitrates a été surveillée à l'aide du NPI dans de nombreuses régions du monde, car cet indicateur donne une image claire du pourcentage de pollution de l'eau (Panneerselvam et al. 2021 ; Reddy et al. 2022 ; Bahrami et al. 2020 ; Obeidat et al. 2012 ; El Mountassir et al.2022). L'équation suivante a été appliquée pour calculer le NPI

$$NPI = \frac{Cs - HAV}{HAV} \quad (28)$$

Cs représente la plage analytique des nitrates dans l'échantillon d'eau. HAV représente la valeur seuil de la source artificielle (20 mg/l).

Selon la valeur NPI, la qualité de l'eau est divisée en cinq catégories : <0 propre (pas de pollution), 0-1 Légèrement polluée, 1-2 Modérément polluée, 2-3 Fortement polluée, >3 Très fortement polluée.

V.9. Conclusion

L'application de méthodes statistiques, d'indices de qualité et de techniques d'interpolation spatiale dans l'étude de la qualité des eaux souterraines a été faite. Ces outils sont considérés comme d'excellentes méthodes qui aident à extraire des informations importantes de l'analyse de données volumineuses, de définir la relation entre les variables et de présenter les résultats de manière simple.

Dans notre étude et pour les chapitres suivants, deux axes seront traités : le premier axe concerne l'étude de la qualité des eaux souterraines et des processus d'hydrochimie de l'aquifère à travers les 32 forages assigner à la consommation humaine (forages gérés par l'ADE) de la région de Maadher. L'utilisation de méthodes statistiques multivariées a été introduite. Le deuxième axe concerne l'évaluation de la qualité des eaux souterraines et la présentation spatiale des différents éléments de la qualité de l'eau et par conséquent de limiter la présence de lieux pollués.

**Partie C : Caractéristiques et évaluations des
eaux souterraines d'El Maadher**

Chapitre VI : Chimie et processus hydrogéochimiques des eaux souterraines

Au cours des dernières décennies, la surexploitation excessive de cette ressource due à l'urbanisation, l'irrigation et l'impact du changement climatique atteignant les pays du Nord de l'Afrique ont provoqué la baisse de niveau d'eau et des modifications hydrochimiques de l'aquifère. La chimie des eaux souterraines est principalement affectée par les types de roches trouvées dans les couches terrestres et le temps de séjour de l'eau dans l'environnement souterrain. Les activités humaines ont également un impact significatif sur la qualité des eaux souterraines.

Ce chapitre traite la qualité de l'eau et les processus hydrogéochimiques (évolution, origine) qui se déroulent dans les aquifères de la zone de Maadher. Avec l'aide du laboratoire de qualité de l'algérienne des eaux (ADE), une campagne de prélèvement des échantillons a été réalisée de 32 forages dans la zone d'étude en 2019 (Figure VI 1). Afin de faciliter le traitement des données et d'obtenir des résultats satisfaisants, des diagrammes de Piper et Gibbs, des graphes bivariés et des outils statistiques multivariés (ACP et CAH) ont été utilisés.

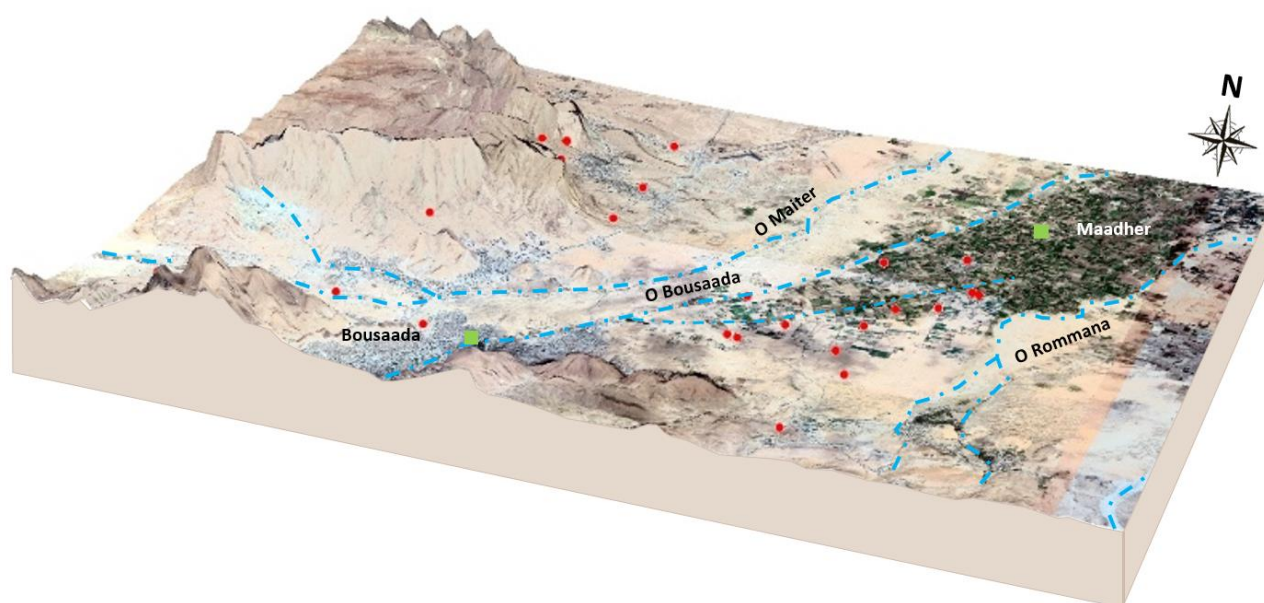


Figure VI 1. Localisation géographique des forages étudiés pour la campagne 2019.

VI.1. Balance ionique des échantillons

Le calcul de la balance ionique est une étape importante pour vérifier l'exactitude des analyses effectuées, et pour détecter les erreurs de mesure. Les valeurs de la balance ionique des données des

échantillons de l'année 2019 sont indiquées dans le tableau VI 1, la majeure partie des eaux souterraines de la région sud du Chott El Hodna est caractérisée par la dominance des anions (53,13% de l'année 2019). Aussi Pour les données d'archives (2018, 1996, 1967), nous observons que les anions sont prédominants. A l'exception des données de l'année 1967, elles étaient dominées par les cations. La balance ionique des données d'archives et récentes est dans l'intervalle admissible ($\pm 9\%$). Cela indique que les erreurs de mesure sont dans l'intervalle d'acceptable.

$$BI = \frac{\sum \text{charges positives} - \sum \text{charges negatives}}{\sum \text{charges positives} + \sum \text{charges negatives}} \times 100$$

Tableau VI 1. Les valeurs de balance ionique des échantillons de l'année 2019.

Nom	Lieu de prélèvement	BI (%)	Nom	Lieu de prélèvement	BI (%)
1	Maadher I (285/255)	1%	17	Maadher III (262/255) Karia	8%
2	Maadher II (261/255)	1%	18	284/255	-8%
3	Maadher I (236 bis/255)	-1%	19	Maadher III (262bis/255) Karia	0%
4	Maadher I (260/255)	0%	20	Forage Maadher Nouveau	0%
5	Romana Dahraouia (9/255)	-9%	21	Maitar III (254/255)	-7%
6	Forage M'hasseb	-5%	22	Maadher (234 bis/255) sidi cheikh	-9%
7	Maadher (233/255) sidi cheikh	3%	23	Forage Bir Seddik Ben Yahia	-8%
8	Maitar II (235/255)	-9%	24	Maadher (234/255) sidi cheikh	-9%
9	Maiter I (257bis/255)	8%	25	Baten II (Route d'Alger)	-7%
10	Forage Lakfa // Diss	-4%	26	Maadher (252/255) sidi cheikh	-3%
11	Forage 50 Logts // Diss	-4%	27	Forage Dhahra // Diss	0%
12	Maadher I (248/bis255)	3%	28	Forage El Aouichat // Diss	-9%
13	Maadher I (285/255)	7%	29	Forage Ain El Hennache // Diss	-9%
14	Maadher (232/255) sidi cheikh	4%	30	Forage Lakfa 01 // Diss	8%
15	Maadher (234/255) sidi cheikh	-9%	31	Forage Lakfa // Diss	7%
16	Route d'Alger (256/255)	-6%	32	Forage Lakfa 02 // Diss	9%

VI.2. La qualité organoleptique des eaux

Les paramètres organoleptiques concernant l'odeur la couleur et le goût de l'eau sont les propriétés que le consommateur peut ressentir en buvant de l'eau. L'eau à boire doit être claire et sans odeur.

Tous les échantillons prélevés de la région d'El-Maadher ne présentent aucune couleur ou odeur particulière (claire et bonne odeur). Quant au goût, en général, il est bon, sauf qu'il n'est pas attrayant sur certains points, car il donne un arrière-goût qui ressemble à une salinité invisible.

VI.3. Analyses statistiques des données de qualité

Une lecture statistique a été effectuée sur les données physico-chimiques des eaux souterraines de la région d'El Maadher pour donner des comparaisons entre l'échantillon récent 2019 et les échantillons d'archives 2018, 1996 et 1967 (Figure VI 3 et 4).

L'analyse statistique de campagne 2019 est illustrée dans le Tableau VI 2. Les valeurs minimales de dureté totale ne respectent pas la norme. La température des eaux souterraines varie entre 12.5 °C et 30.5 °C pour une moyenne de 20.18 °C. Le pH est compris entre 6.6 et 7.91 pour une moyenne de 7.36. Le pH confère à ces eaux un caractère légèrement alcalin. La conductivité des eaux souterraines varie entre 1071.29 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 3582.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour une moyenne de 1957.28 $\mu\text{S}/\text{cm}$, comme 22% des échantillons dépassent la norme. Le calcium varie de 88 à 544 mg/l avec une moyenne de 275.5 mg/l, dans tous les échantillons c'est le cation le plus représenté ; il dépasse la norme dans 62% des échantillons. Le magnésium est représenté dans ces échantillons d'eaux souterraines en proportions faibles à moyennes, sa teneur varie de 34 à 156 mg/l pour une moyenne de 98.95 mg/l. Le sodium varie de 27 à 290 mg/l, la valeur moyenne est de 89.47 mg/l. Les échantillons d'eau souterraine contiennent de faibles valeurs de potassium allant de 0.9 à 11.4 mg/l avec une moyenne de 5.5 mg/l. L'analyse des cations montre que l'ordre d'importance est $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$.

Dans les échantillons analysés, le sulfate est le plus représenté des anions, leur teneur passe de 250 à 990 mg/l pour une moyenne de 604.1 mg/l. Tous les échantillons présentent des concentrations de sulfate supérieures aux recommandations sanitaires. Les teneurs en bicarbonate varient de 235 à 488 mg/l avec une moyenne de 346.79 mg/l. Concernant les chlorures, leur teneur est comprise entre 67 et 479 mg/l, avec une moyenne de 257.9 mg/l. De près de 65% des échantillons sont hors de la limite (200 mg/l).

Par une proportion inquiétante, les teneurs en nitrates sont comprises entre 7 et 184 mg/l avec une moyenne de 74.84 mg/l, elle dépasse la norme 50 mg/l dans 79% des forages. L'importance des anions est classée par ordre décroissant ($\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$) selon la dominance.

Dans la campagne 2018 (Tableau VI 3), nous observons que la dureté totale et le sulfate présentent des teneurs hors les limites autorisées pour l'eau potable. 68 % des échantillons présentent des concentrations en nitrate hors la norme de potabilité (50 mg/l), cette campagne de mesure se caractérise aussi par des valeurs élevées de CE et de Ca^{2+} dans certains échantillons.

Tableau VI 2. Données statistiques des paramètres physico-chimiques, pour la campagne 2019.

Variable	Norme algérienne (2011)	Norme OMS 2011	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
TDS	/	1000	347	1274	787.84	240.42	30.52
T	25	/	12.5	30.5	20.17	4.90	24.29
pH	6.5 - 9	6.5-8.5	6.6	7.910	7.36	0.26	3.53
CE	2800	1500a	1071.29	3582.07	1957.28	642.28	32.81
Ca ²⁺	200	75a	88	544	275.5	138.36	50.22
Mg ²⁺	150	100a	34	156	98.94	38.98	39.40
NH ₄ ⁺	0.05 - 0.5	1.5	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00
HCO ₃ ⁻	/	300	235	488	346.78	69.12	19.93
Cl ⁻	500	250	67	479	257.88	137.95	53.49
SO ₄ ²⁻	400	250	250	990	604.06	165.60	27.41
TH	200	500	46	192	108.59	46.23	42.57
NO ₃ ⁻	50	50	7	184	74.83	48.87	65.31
Na ⁺	200	60a	27	290	89.46	57.40	64.16
K ⁺	12	20a	0.9	11.4	5.52	1.99	36.05
NO ₂ ⁻	0 - 0.1	/	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00
PO ₄ ⁻	0 - 0.5	/	0.1	0.1	0.1	0.00	0.00

T en (°C), CE à 25°C en (µS/cm), pH sans unité, les autres paramètres en (mg/l), a : Norme OMS 2006

Tableau VI 3. Données statistiques des paramètres physico-chimiques, pour la campagne 2018.

Variable	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
RS	641.00	2872.00	1284.00	477.99	37.23
T	12.90	22.60	18.31	2.63	14.36
pH	6.68	7.55	7.18	0.25	3.48
CE	938.21	4203.11	1977.27	690.91	34.94
Ca ²⁺	104.00	280.00	195.36	55.57	28.44
Mg ²⁺	24.00	153.00	96.84	31.47	32.50
NH ₄ ⁺	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00
HCO ₃ ⁻	195.00	427.00	339.26	61.62	18.16
Cl ⁻	24.00	303.00	109.63	75.39	68.77
SO ₄ ²⁻	400.00	900.00	661.57	130.04	19.66
TH	52.00	112.00	88.10	17.63	20.01
NO ₃ ⁻	2.00	120.00	67.34	38.09	56.56
Na ⁺	35.00	250.00	98.15	53.61	54.62
K ⁺	4.00	15.00	8.88	3.39	38.18
NO ₂ ⁻	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00
PO ₄ ⁻	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00

Les résultats de campagnes 1996 et 1967 (Tableau VI 4 ; Figure VI 3 et 4) montrent que les valeurs minimales, maximales et moyennes des paramètres physico-chimiques se situent dans les limites de la norme de potabilité algérienne, à l'exception de la conductivité électrique, les sulfates, le calcium, le sodium et les nitrates qui ont présenté des teneurs élevées.

Pour la campagne 2019, les concentrations en chlorure, nitrate et sodium ont montré un coefficient de variation élevé (entre 53% et 65.3%), ce qui indique une variation spatiale importante entre valeurs minimales et maximales dans les échantillons et une nette déviation de ces paramètres par rapport à la moyenne. Ces variations peuvent s'expliquer probablement l'influence anthropique (pollution urbaine et agricole). Les coefficients de variation pour TDS, CE, Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} et K^+ étaient moyens, allant de 19 à 39% ; Ils indiquent que les concentrations de ces éléments sont stables dans la zone. Cette situation peut indiquer l'effet des formations géologiques sur la chimie de l'eau. En revanche, les mêmes évolutions ont été observées pour la campagne 2018.

Pour les campagnes 1967 et 1996, on a noté que le coefficient de variation est très élevé pour Cl^- , NO_3^- , Na^+ et K^+ , indiquant une nette variation spatiale pour les échantillons, qui pourrait être attribuée à l'activité anthropique. Ensuite ils viennent les Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} et Ca^{2+} avec des coefficients de variation plus faibles que les premiers ions, ce qui s'explique par la présence de l'effet des formations géologiques de la région.

Tableau VI 4. Données statistiques des éléments physico-chimiques, campagnes 1996 et 1967.

Campagne 1996						Campagne 1967					
Variable	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)	Variable	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
TDS	246	6608	1961.04	1271.54	64.8	TDS	203.00	13362	4196.17	2993.44	71.3
pH	6.8	8	7.152	0.250	3.5	T	12.80	21.8	17.54	2.18	12.4
CE	300	9700	3022	1752.23	58.0	CE	1.44	21900	5035.84	3812.12	75.7
Ca^{2+}	88	758	251.06	133.65	53.2	Ca^{2+}	30.00	898	411.04	211.02	51.3
Mg^{2+}	54	431	133.58	76.64	57.4	Mg^{2+}	48.00	1340	279.64	227.69	81.4
NH_4^+	0.02	0.02	0.02	0.00	0.0	NH_4^+	0.02	0.02	0.02	0.00	0.0
HCO_3^-	51	426	125.72	68.59	54.6	HCO_3^-	38.00	424	205.09	75.58	36.9
Cl^-	75	1850	366.88	313.00	85.3	Cl^-	57.00	4473	741.35	841.86	113.6
SO_4^{2-}	290	2430	911.6	520.38	57.1	SO_4^{2-}	215.00	7488	1893.72	1385.50	73.2
NO_3^-	11	310	58.02	58.43	100.7	NO_3^-	0.00	177	59.68	46.71	78.3
Na^+	33	750	182.5	145.70	79.8	Na^+	24.17	3456.51	525.29	603.07	114.8
K^+	1	23	7.58	4.99	65.8	K^+	0.00	98.63	25.37	29.59	116.6
NO_2^-	0.02	0.02	0.02	0.00	0.0	NO_2^-	0.02	0.02	0.02	0.00	0.0
PO_4^-	0.01	0.01	0.01	0.00	0.0	PO_4^-	0.01	0.01	0.01	0.00	0.0

T en (°C), CE en ($\mu S/cm$), pH sans unité, les autres paramètres en (mg/l)

Les valeurs moyennes pour l'ensemble des données de la zone d'étude (figure VI 2) montrent qu'il existe une différence remarquable entre les données mesurées dans les campagnes archivées et récentes. Alors que les données de l'année 1967 étaient plus élevées que celles des années 1996, 2018 et 2019 respectivement. Sauf pour le nitrate qui augmente avec le temps. L'explication la plus proche de la réalité est que les échantillons traités en 1967 proviennent uniquement de la nappe phréatique (profondeur

inférieure à 60 m) par rapport aux échantillons d'eau en 2018 et 2019 de la nappe profonde (profondeur inférieure à 150 m). D'autre part, les nitrates démontrent à quel point la zone d'étude est gravement polluée.

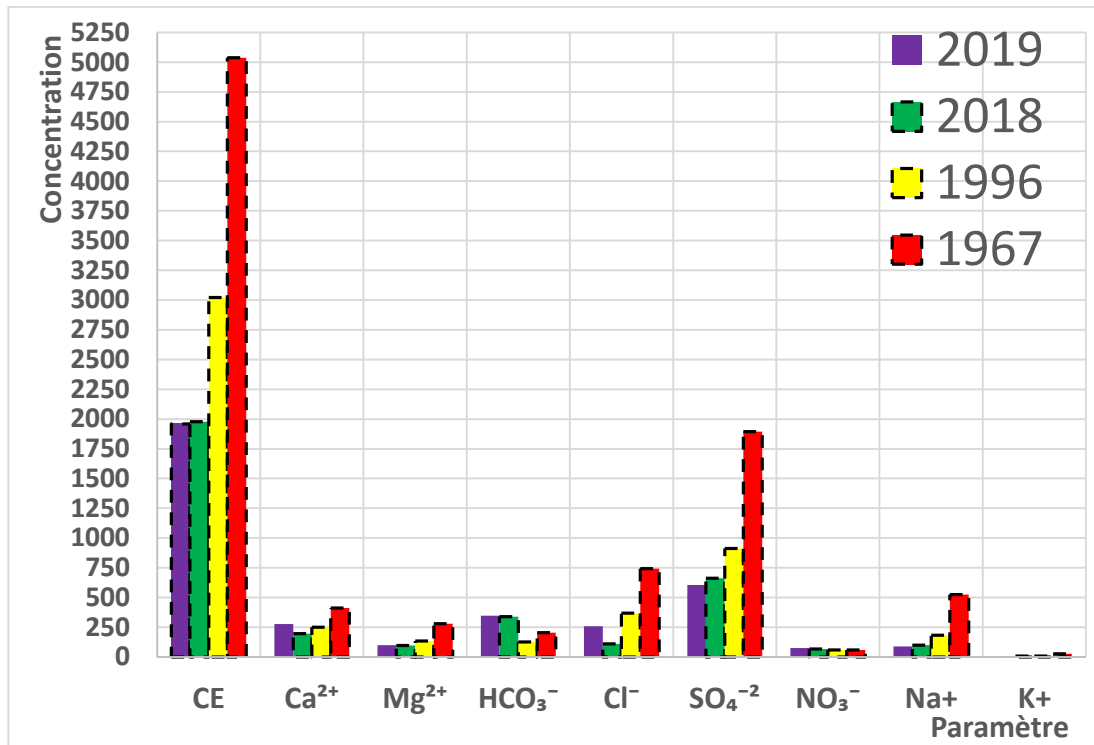


Figure VI 2. Comparaison entre les concentrations moyennes des paramètres physico-chimiques dans les campagnes 2019, 2018, 1996 et 1967

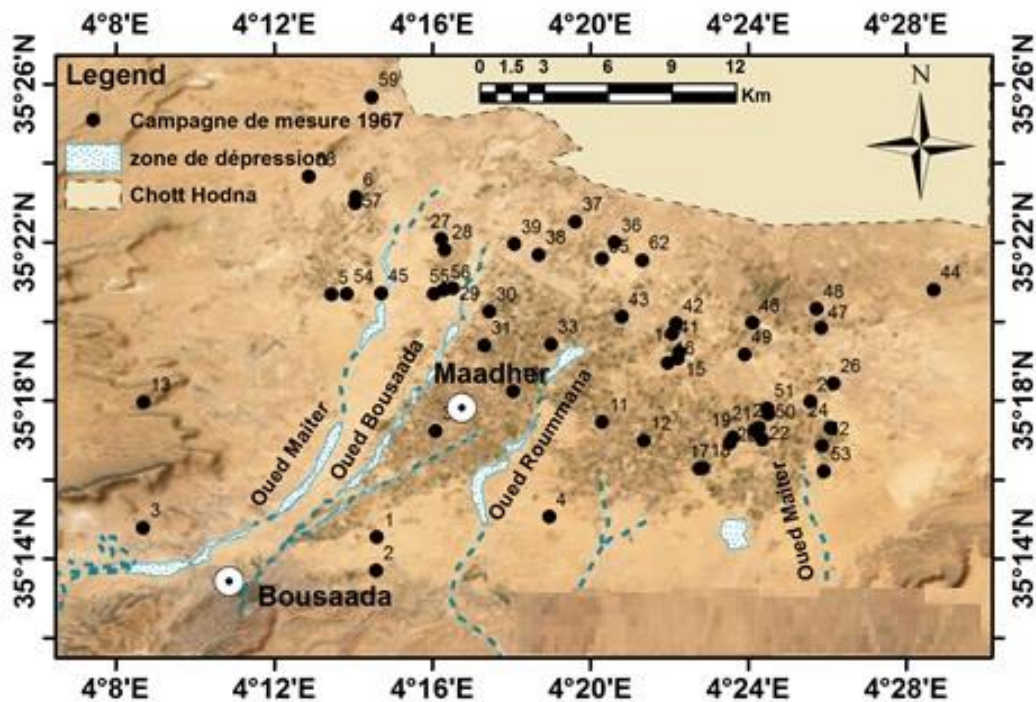


Figure VI 3. Implantation géographique des forages de la Campagne de mesure 1967.

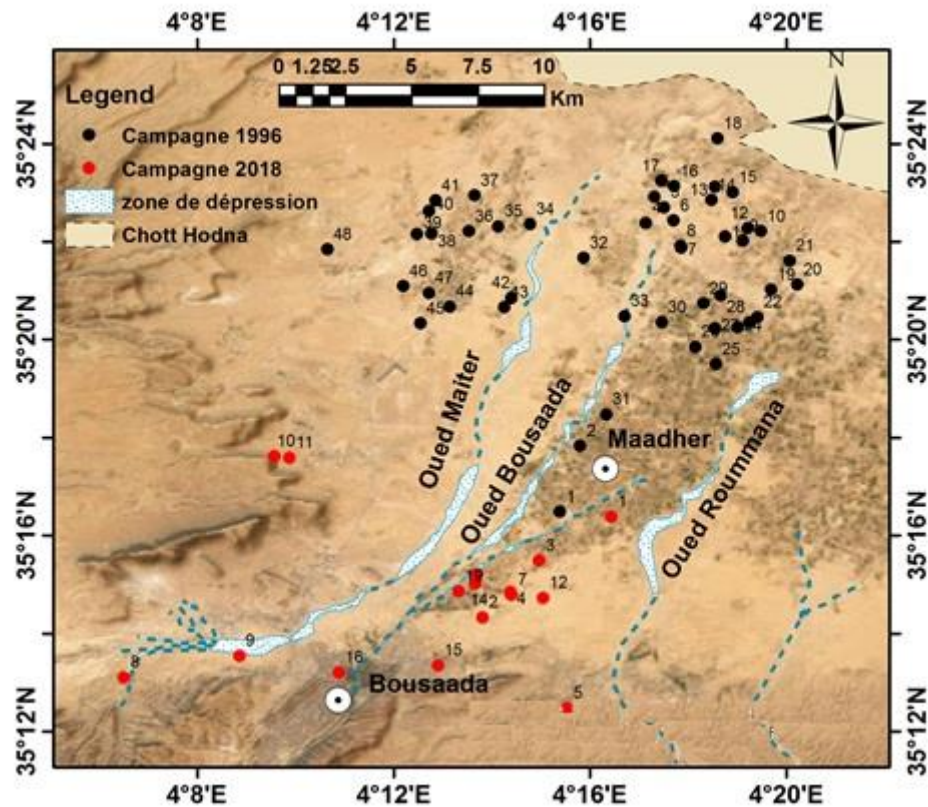


Figure VI 4. Implantation géographique des forages de la Campagne de mesure 1996 et 2018.

VI.4. Impact de surexploitation de l'aquifère sur la qualité de l'eau

L'évaluation de la qualité de l'eau à usage domestique est très importante en raison de son impact direct sur le confort humain. Les figures VI 5 et VI 6 illustrent l'évolution des ions majeurs suite à différentes campagnes de mesure en 1967, 1996 et 2019. Selon les mesures, la diminution relative des valeurs de CE et de sulfate s'explique par ordre d'exploitation de la nappe phréatique (eau relativement plus salée) que de la nappe profonde (eau relativement moins salée) ; en raison de l'abaissement du niveau d'eau de l'aquifère quaternaire, l'exploitation de l'aquifère Moi-Pliocène a commencé dans les années 1990 (Abdesselam et al. 2012). La figure VI 6b montre que depuis les années 1970, les concentrations de nitrates augmentent dans la plupart des forages de la région d'étude. Un nombre important d'échantillons d'eau dépasse la norme de l'OMS (50 mg/l pour le nitrate). La diffusion des nitrates dans l'aquifère Mio-Plio-Quaternaire est observée dans la campagne de mesures en 2019, la majorité des forages ont enregistré une augmentation de concentration. Cela pourrait être dû au lessivage des sols et aux effets anthropiques, tel que le mélange de produits chimiques et de fumier animal lors de l'irrigation, des traces d'eaux usées

et de déchets solides dans l'oued Bousaada. Les concentrations en nitrate sont très supérieures aux normes dans la partie agricole de la zone d'étude.

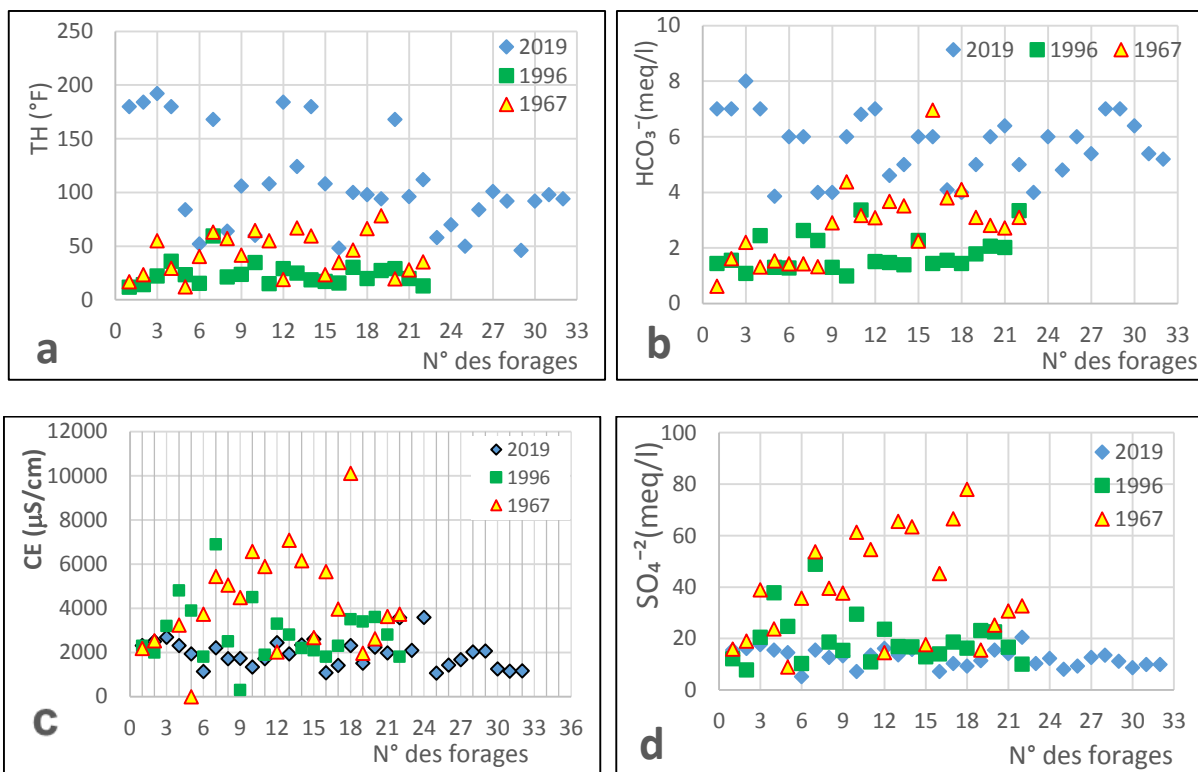


Figure VI 5. Evolution temporelle des TH, HCO_3^- , CE et SO_4^{2-} dans la zone de Maadher suite aux campagnes de mesure en 1967, 1996 et 2019

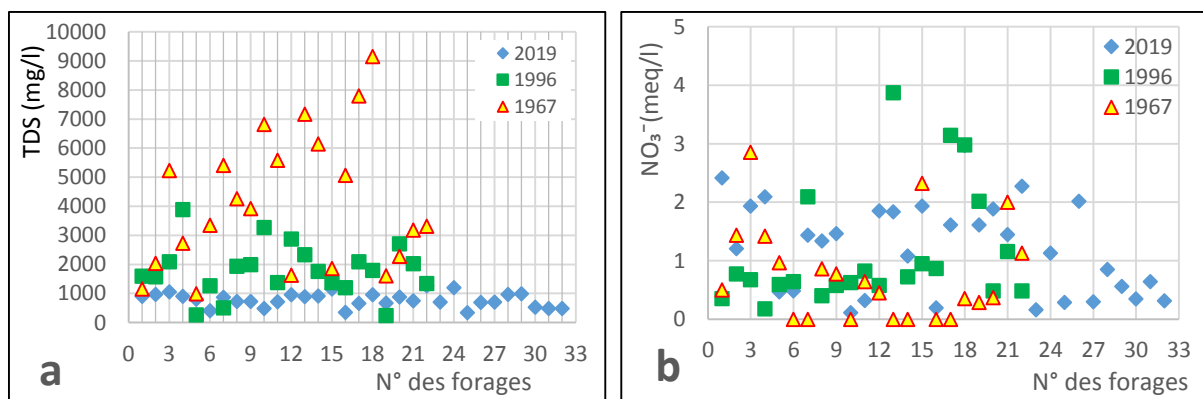


Figure VI 6. Évolution temporelle du TDS et du NO_3^- dans la zone de Maadher suite aux campagnes de mesure en 1967, 1996 et 2019

VI.5. Les faciès hydrochimiques des eaux souterraines

VI.5.1 Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper a été largement utilisé pour montrer les classifications de l'eau et les tendances de la qualité de l'eau pour des groupes d'échantillons (Dalton et al. 1978). Les principales espèces ioniques présentes dans la plupart des eaux naturelles sont Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , HCO_3^- et SO_4^{2-} (Fetter 2018).

Globalement, la Figure VI 7 montre que les eaux souterraines de la zone d'étude ont un faciès hydrochimique dominant de type $\text{Cl}^- \text{SO}_4^{2-} \text{Ca}^{2+} \text{Mg}^{2+}$ pollué par les nitrates. De 84.37% des échantillons (32 forages) appartiennent au type $\text{Cl}^- \text{SO}_4^{2-} \text{Ca}^{2+} \text{Mg}^{2+}$, 12.5% des échantillons appartiennent au type $\text{Ca}^{2+} \text{Mg}^{2+}$ et seulement 3.1% des échantillons appartiennent au type $\text{SO}_4^{2-} \text{Cl}^- \text{NO}_3^-$. Avec près de 16 échantillons sont riches en Ca^{2+} , l'échantillon numéro 29 est riche en Na^+ et K^+ , l'échantillon numéro 18 est riche en Cl^- et près de 15 échantillons sont sans élément chimique dominant (entre Ca^{2+} , Mg^{2+} et Na^+). Ces types d'eau illustrent la présence d'une dureté permanente dans les eaux souterraines de la zone d'étude. Ainsi, on peut suggérer que l'hydrogéochimie soit contrôlée par les trois processus généraux qui contribuent au contrôle des solutés dans les eaux souterraines : la dissolution des évaporites, la dissolution des carbonates et l'altération des silicates (Deutsch 2020). L'évolution de la chimie de l'eau ne dépend pas seulement de la chimie globale de l'interaction eau/roche, mais aussi du taux d'altération (c'est-à-dire le changement des caractéristiques de surface de la terre sous l'influence de facteurs thermodynamiques opposés aux facteurs qui forment ces roches, comme les facteurs biologiques, chimiques et physiques). Li (2018) a montré que les taux d'altération des évaporites et des carbonates sont plus rapides que les taux d'altération des silicates.

Ainsi, l'évolution ou la variabilité spatiale de la composition de quelques ions majeurs dans les eaux souterraines peut être utilisée pour tracer le type d'aquifère et les processus hydrogéochimiques qui se déroulent dans la zone d'étude (Güler et al. 2002). Le diagramme de Piper (84.37% des échantillons) appartient à la catégorie de dureté permanente donnant une indication des eaux souterraines provenant de formations carbonatées (calcite, dolomite, ...) et de gisements d'évaporites (gypse) ou de zones de recharge active avec des temps de séjour courts (Hounslow 1995) et aussi avec la présence des effets anthropiques.

De plus, selon les valeurs moyennes du tableau 1 qui indiquent la dominance des alcalino-terreux sur les alcalis (c'est-à-dire $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$), et les anions forts acides dépassent les anions faibles acides (c'est-à-dire, $\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$).

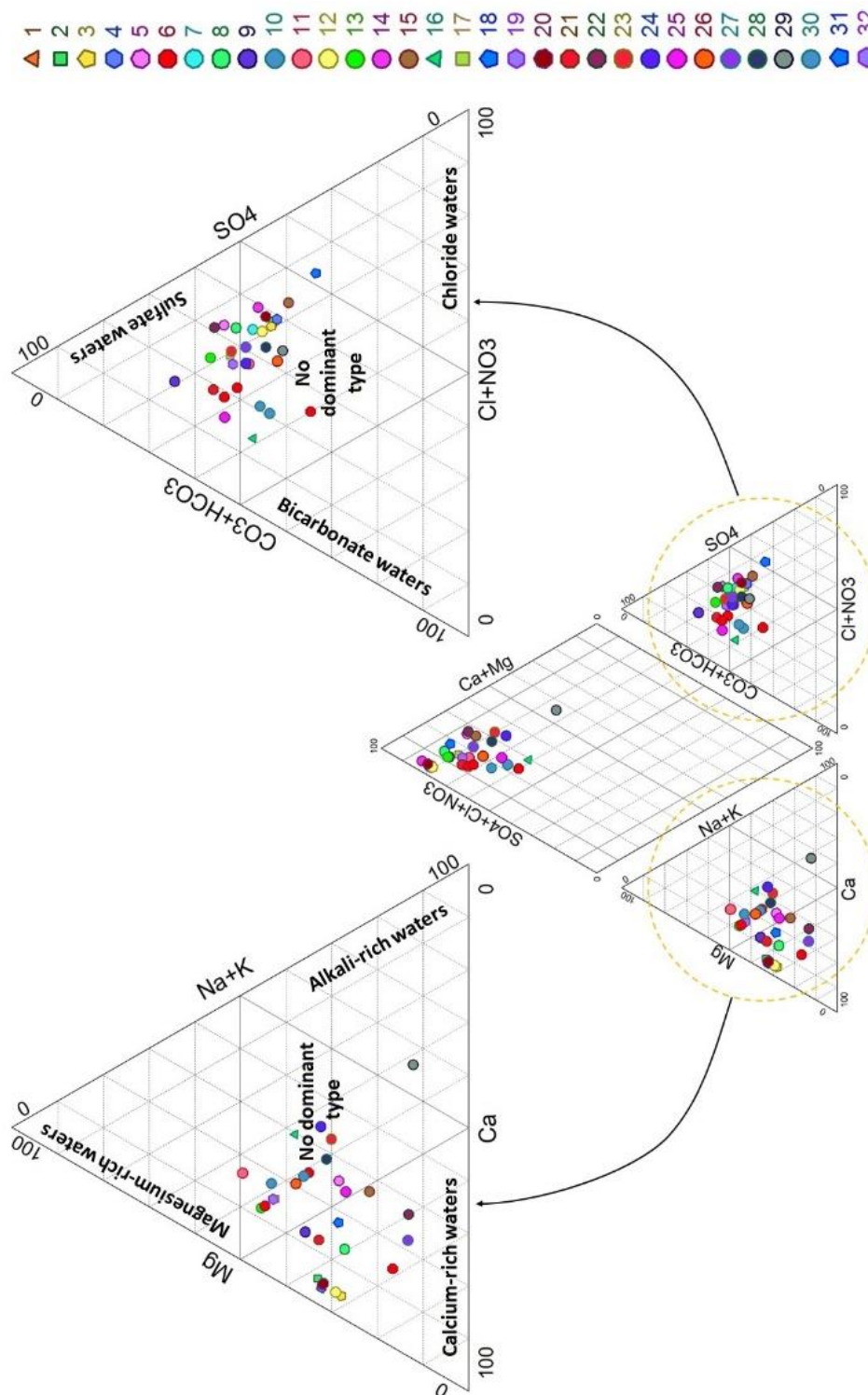


Figure VI 7.. Diagramme de Piper illustre la classification des eaux souterraines, campagne de mesure en 2019.

Pour les échantillons de 1967 et 1996 (aquifère Plio-Quaternaire), ils présentent les mêmes caractéristiques hydrochimiques que les échantillons de 2019 (Figure VI 8). La plupart des échantillons appartiennent au type $(Cl^- - SO_4^{2-} - Ca^{2+} - Mg^{2+})$, avec une dureté permanente dans les eaux souterraines. Il

se caractérise aussi par un teneur élevée de nitrates et de chlorure, ce qui indique la présence de pollution anthropique.

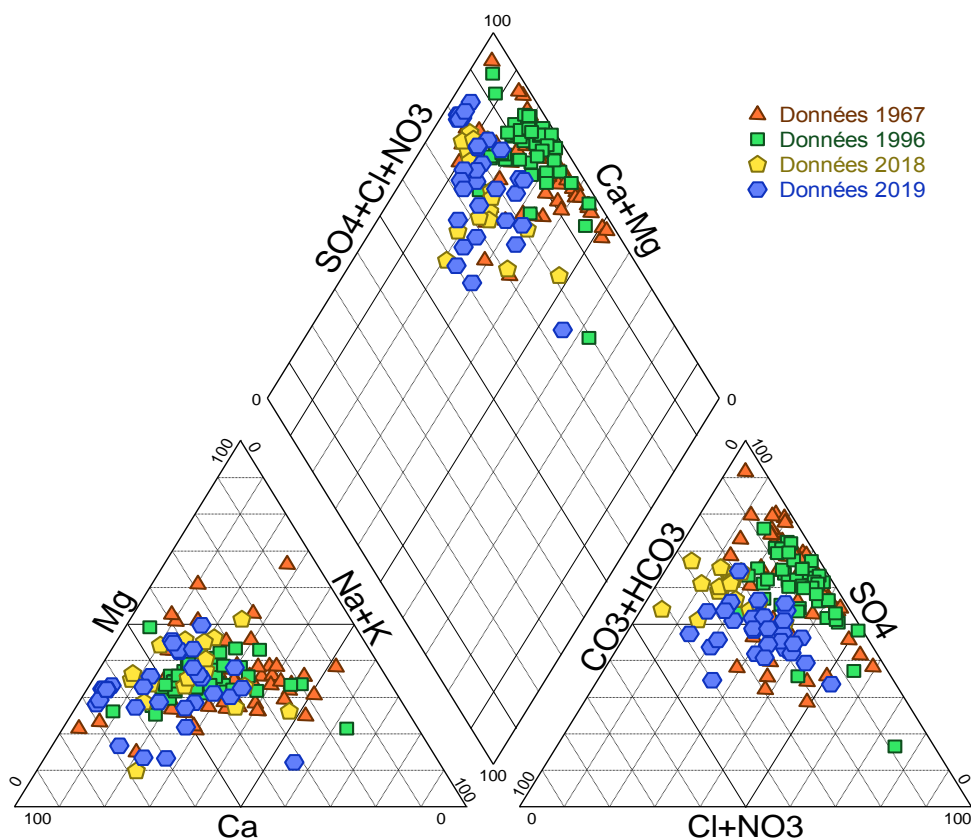


Figure VI 8. Diagramme de Piper illustre la classification des eaux souterraines suivant les campagnes de mesure de 1967, 1996, 2018 et 2019.

VI.5.2 Diagramme de Gibbs

Le diagramme de Gibbs (Gibbs, 1970 ; Ehya et Saedi, 2019) a été utilisé pour classer la relation entre les propriétés lithologiques de l'aquifère et sa chimie de l'eau en trois groupes : dominance de l'évaporation, dominance d'altération de roche et dominance des précipitations. La figure VI 9 montre les ratios de $\left(\frac{Cl^-}{Cl^-+HCO_3^-}\right)$ et $\frac{Na^+}{Na^++Ca^{2+}}$ en fonction du TDS. Les ratios Na^+ et Cl^- un facteur significatif dans la forte salinité des eaux souterraines. Les échantillons d'eau souterraine sont dans une zone de dominance d'évaporation, sauf les échantillons 6, 10, 16, 26, 31 et 32 qui sont dominés par l'altération de roche. Généralement le facteur d'évaporation est le facteur dominant et influençant l'évolution chimique de l'eau souterraine.

La concentration des ions dans l'eau provient de deux sources, la dissolution (écoulement des eaux et érosion chimique) ou l'évaporation. La précipitation provient après saturation. Dans ce cas, les ions n'ont pas encore atteint la saturation, ce qui indique que le corps de cette eau est jeune.

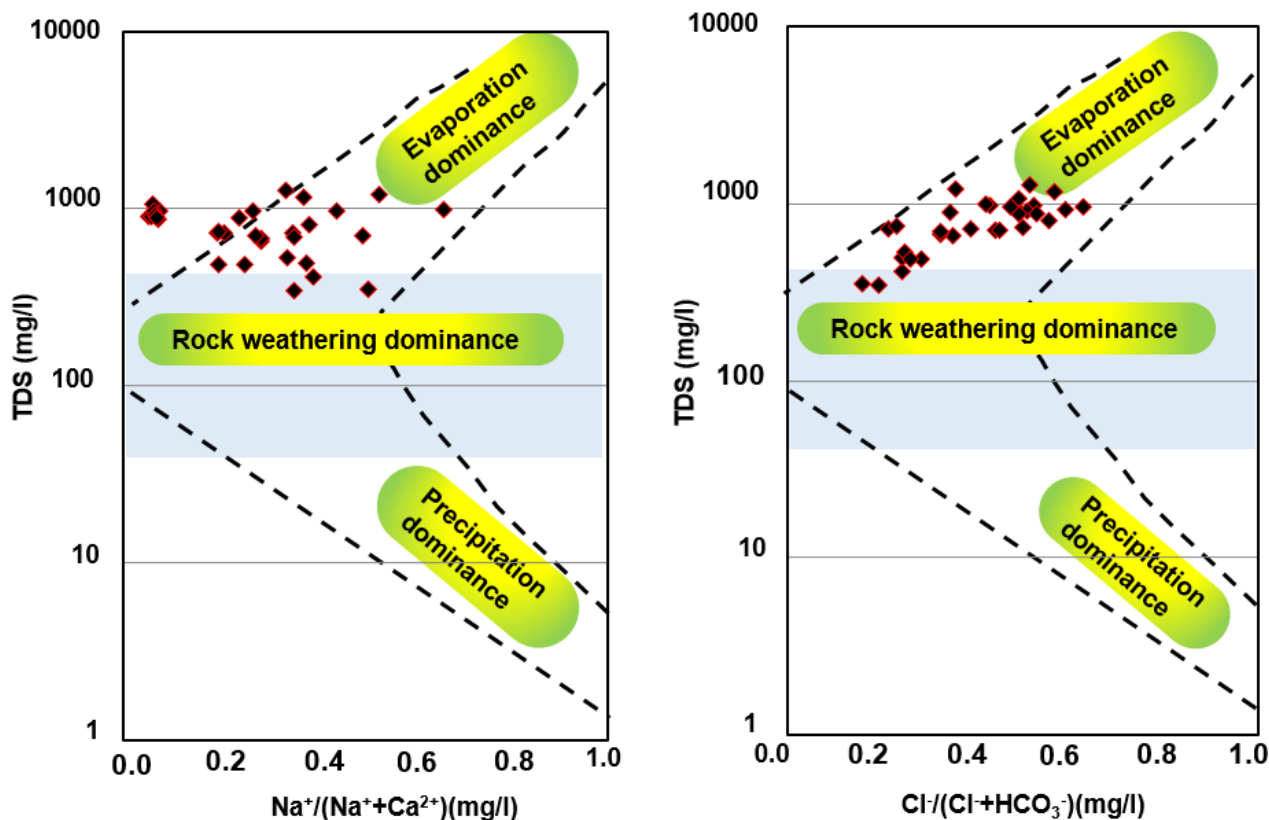


Figure VI 9. Diagrammes de Gibbs des échantillons d'eau souterraine compagne 2019

VI.6. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques

Le coefficient de corrélation (abrégé R) est un indicateur numérique de la relation entre deux variables. Il mesure la force de la relation linéaire entre ces variables. Le coefficient de corrélation entre x et y s'exprime par :

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (1)$$

La corrélation entre les ions majeurs est illustrée dans le tableau VI 5. D'après la matrice, des corrélations remarquables sont observées entre le TDS et les paramètres de SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- et Ca^{2+} . Cela signifie que les eaux sont dominées par les formations évaporitiques. Les anions SO_4^{2-} ($R = 0.78$) et Cl^- ($R = 0.75$) sont les plus corrélés avec le TDS, ce qui indique des contributeurs majeurs à la salinité des eaux souterraines. Les sources de sulfate SO_4^{2-} dans les eaux souterraines comprennent la dissolution minérale, les dépôts atmosphériques et d'autres sources anthropiques (engrais, etc.). Le gypse est un

contributeur majeur aux niveaux élevés de sulfate dans de nombreux aquifères à travers le monde. La présence de chlorure dans les eaux souterraines peut résulter d'un certain nombre de sources, y compris l'altération du sol et les formations géologiques salifères (halite). De plus, les corrélations entre les concentrations de NO_3^- et de Ca^{2+} par rapport au TDS sont plutôt modérées ($R = 0.62$ et $R = 0.54$, respectivement). De plus, il a été observé que les nitrates avaient une bonne corrélation avec le Cl^- (0.52) et le SO_4^{2-} (0.52). Il indique la présence des activités humaines dans la région. La corrélation négative du sodium Na^+ avec le calcium Ca^{2+} et magnésium Mg^{2+} justifie l'apparition d'échanges ioniques, augmentant la concentration de sodium dans l'eau au détriment du calcium.

La faible corrélation entre les concentrations de HCO_3^- et TDS est principalement due à la précipitation de calcite dans l'eau (l'augmentation de la température de l'eau d'un système aquifère diminue la quantité de CO_2 dissous dans l'eau et provoque la précipitation de calcite ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) qui réduit les concentrations de HCO_3^- (Mitchell et al. 2019), et indique également qu'il n'y a pas de dominance de formation de carbonate. Les autres ions ayant un faible coefficient de corrélation avec le TDS (Tableau VI 5), ce qui indique proportionnellement moins de contribution à la salinité des eaux souterraines. En général, les principaux facteurs contrôlant la composition des eaux souterraines de la région comprennent l'évaporation, la dissolution, l'échange d'ions et les précipitations. De plus, les contributions des activités humaines se superposent dans certaines régions, en particulier les zones d'activités agricoles intensives.

Tableau VI 5. Matrice de corrélation de principaux paramètres physico-chimiques

variable	TDS	T	PH	CE	Ca^{2+}	Mg^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	Na^+	K^+
TDS	1											
T	-0.188	1										
pH	-0.346	0.283	1									
CE	0.941	0.135	-0.281	1								
Ca^{2+}	0.539	-0.072	-0.152	0.519	1							
Mg^{2+}	0.248	-0.245	-0.072	0.183	0.551	1						
HCO_3^-	0.235	-0.013	0.227	0.211	0.369	0.319	1					
Cl^-	0.751	-0.167	-0.256	0.671	0.776	0.398	0.398	1				
SO_4^{2-}	0.781	-0.105	-0.272	0.757	0.788	0.453	0.240	0.694	1			
NO_3^-	0.623	-0.263	-0.267	0.542	0.554	0.412	0.048	0.526	0.524	1		
Na^+	0.300	-0.193	-0.073	0.218	-0.47	-0.607	-0.043	-0.038	-0.093	-0.21	1	
K^+	0.324	-0.109	-0.058	0.263	-0.38	-0.464	-0.107	0.043	-0.030	-0.26	0.831	1

VI.7. Analyses multivariées des paramètres physico-chimiques

Les classifications CAH et ACP sont réalisées après la préparation du tableau des données hydrochimiques selon le modèle du logiciel Xlstat. Au total 13 paramètres pris en compte, dont TDS et CE, ont été utilisés dans le calcul de l'analyse multivariée qui aura pour effet de donner plus de poids (variabilité) à la salinité de l'eau.

VI.7.1. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

La classification CAH a été effectuée après que toutes les données hydrochimiques ont été transformées en log et normalisées pour avoir des poids égaux. Nous avons utilisé l'algorithme de StandardScaler de bibliothèque du Python Scikit Learn'' pour standardiser les caractéristiques de l'ensemble des données sur l'échelle unitaire (moyenne = 0 et écart-type = 1) d'après la description de Güler et al (2002). La classification a été faite sur la base de la dissimilitude et de la distance géométrique euclidienne entre les observations. L'avantage de la méthode CAH est qu'elle ne nécessite aucune connaissance préalable du nombre de clusters (Rahbar et al. 2020). Ici, CAH a été appliqué en utilisant la dissimilarité qui peut être définie comme la distance entre deux échantillons selon un critère (à quel point ces échantillons sont-ils différents ?). Les groupes spatiaux définis par l'analyse en Q-mode et R-mode aident à définir la distribution spatiale des conditions lithologiques ou hydrochimiques qui représentent les processus sous-jacents (Güler et Thyne 2002). Comme il n'y a pas de test pour estimer le nombre optimal de clusters dans tous de données (Güler et al. 2002), l'analyse visuelle est le seul critère de sélection des clusters dans le dendrogramme (Figure VI 10).

La ligne de phénon définie (Sneath 1973) a été choisie à une distance de dissemblance de 2.5×10^6 . Pour cette distance, les clusters peuvent être distingués en fonction de leurs variables hydrochimiques. Le résultat prouvé par l'analyse par clusters hiérarchiques sur l'ensemble de 32 échantillons est illustré à la Figure VI 10 ; le dendrogramme montre trois clusters aux caractéristiques distinctes. De plus, les compositions élémentaires des échantillons d'eau par cluster ont été moyennées et résumées dans le tableau VI 6.

Le cluster C1 contient 11 échantillons (1, 2, 3, 4, 7, 12, 14, 15, 20, 22 et 24) qui ont une minéralisation relativement élevée (le TDS moyen est de 1011.45 mg/l), les paramètres dominants de ce cluster sont TDS, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et HCO_3^- (Tableau VI 6) ; peut s'expliquer par la minéralisation qui provient principalement de la formation évaporitique et aussi accessoirement de la formation carbonatée. Le cluster C2 comprend 14 échantillons (5, 8, 9, 11, 13, 17, 18, 19, 21, 23, 26, 27, 28 et 29) avec 43.75 % du total des échantillons. Le TDS moyen est de 784.42 mg/l. Ce cluster a un haut niveau de Na^+ et K^+ ; peut être expliqué par la pollution agriculture (engrais de N P K). Le cluster C3 est représenté par 07 échantillons (6, 10, 16, 25, 30, 31 et 32), et présente une minéralisation relativement légère (le TDS moyen est de 443.28 mg/l). Ce cluster comprend principalement le pH et température avec une valeur moyenne relativement élevée, puisque les eaux de la région ne sont pas chaudes, ce facteur s'explique par la dominance de formation carbonatée (elle est faiblement minéralisée) figure VI 10.

A travers ces résultats, la distribution spatiale des clusters est présentée sur la figure VI 11 en utilisant le SIG. Chaque cluster est représenté par une zone colorée dont l'espace est directement proportionnel au nombre et à la position des forages concernés. Les forages 29, 23, 11 et 6 sont plutôt isolés par rapport à

leurs zones principales, c'est-à-dire que le forage est éloigné du centre de gravité de sa zone ou que le forage est de l'autre côté de sa zone par rapport aux oueds de recharge (Bousaada et Maiter). Cette figure a permis de situer les informations et de comprendre le comportement physico-chimique de l'aquifère, l'évolution hydrogéochimique le long des voies d'écoulement (oued), de séparer les zones de recharge et d'évacuation des eaux et d'effectuer une modélisation géochimique inverse dans l'avenir. En général, ces clusters de qualité se distinguent par la présence de processus : degré d'interactions roche-eau, temps de séjour de l'eau souterraine dans l'aquifère multicouche et type de recharge (Yenehun et al. 2021). Les enregistrements d'échantillonnage d'une même région sont généralement attribués au même cluster lors de la CAH. Le cluster C1 est dominé par un type $\text{SO}_4^{2-} - \text{Cl}^- - \text{NO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$, le cluster 2 contient un type $\text{SO}_4^{2-} - \text{Cl}^- - \text{NO}_3^- - \text{Mg}^{2+}$, sauf le forage numéro 29 a un type $\text{Cl}^- - \text{Na}^+ - \text{K}^+$. Les échantillons d'eau souterraine du cluster 3 sont de type $\text{Cl}^- - \text{SO}_4^{2-} - \text{Ca}^{2+} - \text{Mg}^{2+}$. Les échantillons du cluster C2 sont localisés principalement dans les vallées des oueds de Maiter et Bousaada. Le cluster C1 comprend des échantillons situés dans la région proche de l'oued Roumana (source de recharge).

La distribution spatiale de ces cluster peut être résumé comme suit : l'écoulement commence au niveau de l'espace du cluster C3 (faiblement minéralisé) vers le cluster C1 (fortement minéralisé) tandis que l'eau de la région devient plus minéralisée en raison de l'érosion chimique (lessivage des roches) causée par l'écoulement souterraine.

Tableau VI 6. Valeurs moyennes des paramètres pour les clusters déterminées par CAH

Cluster	TDS	pH	EC	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	%Boreholes
C1 (n=11)	1011.45	7.36	2620.26	426	122.45	0.02	388.18	399.45	765.45	108.54	72	5.02	34.37
C2 (n=14)	784.42	7.27	1827.63	214.42	93.01	0.02	314.3	222.17	585	75.17	109.5	6.32	43.7
C3 (n=07)	443.28	7.53	1174.74	161.14	73.85	0.02	346.71	106.85	388.57	21.18	76.85	4.68	21.87

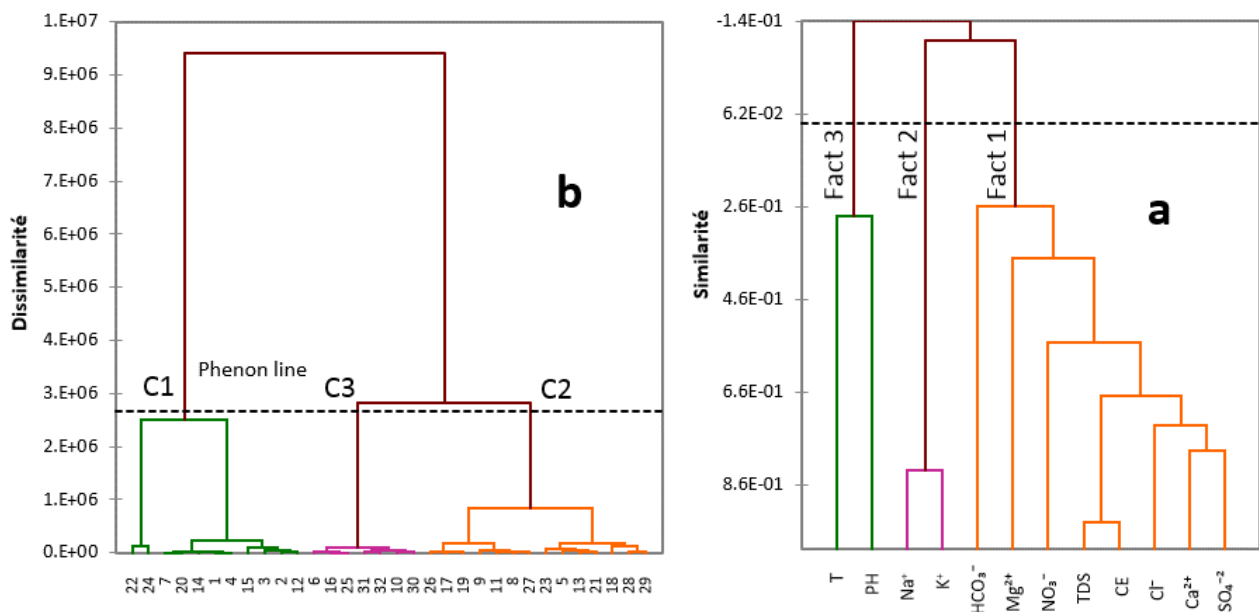


Figure VI 10. Dendrogrammes de CAH avec Q-mode et R-mode pour les paramètres et les forages

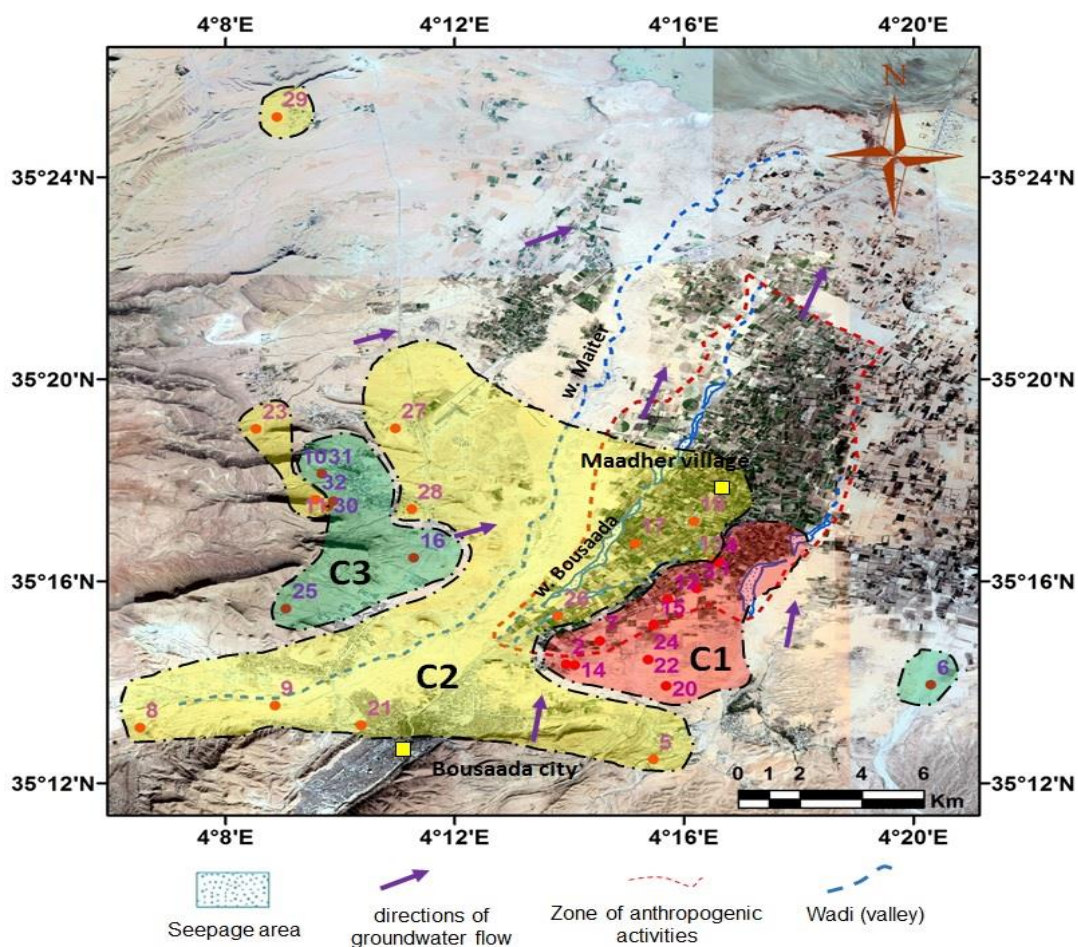


Figure VI 11. Présentation schématique par le SIG des clusters par CAH dans la zone d'étude

VI.7.2 Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP sur les données de l'échantillon 2019 a montré que les trois premières composantes principales cumulaient un pourcentage de la variance de 74.22%, il est satisfaisant de définir la structure des nuages de points. Cette méthode permet de réduire les paramètres physico-chimiques par corrélation (Dougha et al. 2019). Le critère de Kaiser 1960 a été appliqué pour spécifier le nombre total de composantes principales significatives. Selon ce critère, seules les composantes principales dont la valeur propre est supérieure ou égale à 1 ont été retenues comme source possible de variance dans les données. Le tableau VI 7 montre la variance exprimée par chaque composante principale et montre son importance par rapport aux autres composantes principales. Le composant principal CP1 représente 40.45 % de la variance des paramètres physico-chimiques (Tableau VI 7) et se voit attribuer une forte corrélation avec les paramètres suivants CE, Ca²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺ et NO₃⁻ (Tableau VI 7 et Figure VI 10). Le composant principal CP2 (22.16 %) se combine avec Na⁺ et K⁺. La composante principale CP3 prend 11.61 % de la variance de la qualité de l'eau et montre une bonne corrélation avec le bicarbonate (Figure VI 12).

Ces résultats de l'ACP peuvent donner une conclusion claire sur les mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines, c'est que la minéralisation provient des formations évaporitiques représentées par CP1, des formations bicarbonatées représentées par CP3 et la présence de source de pollution représentée par CP2.

Tableau VI 7. Composantes principales, valeurs propres et variance totale des paramètres de qualité des eaux souterraines, campagne de mesure de 2019

	TDS	T	pH	EC	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Valeur propre	Variabilité %	Cumulatif %
CP1	0.861	-0.193	-0.339	0.803	0.855	0.576	0.00	0.366	0.868	0.888	0.734	-0.164	-0.11	4.854	40.453	40.453
CP2	0.473	-0.128	-0.24	0.418	-0.337	-0.572	0.00	-0.148	0.102	0.066	-0.097	0.935	0.908	2.659	22.16	62.613
CP3	0.034	0.652	0.662	0.22	0.103	-0.12	0.00	0.58	0.114	0.062	-0.3	0.054	0.101	1.394	11.613	74.226

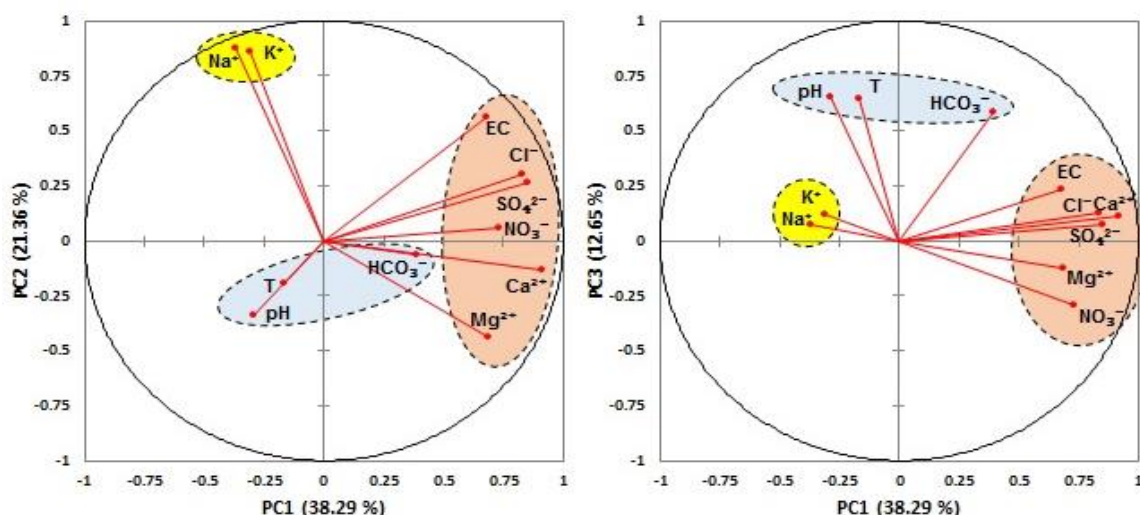


Figure VI 12. Corrélation entre les composantes principales par la méthode ACP, compagne de mesure de 2019

VI.7.3. La relation entre CAH et ACP

L'application des méthodes CAH et ACP sur des échantillons d'eau pourrait diviser les eaux de la zone en trois groupes ; chaque groupe contient les éléments les plus corrélés et similaires dans les échantillons d'eau. Sur la base du graphique des scores, nous pouvons conclure que les clusters C1, C2 et C3 sont pilotés par CP1. Le groupe C3 est dans le côté négatif bas de CP1 et du côté positif avec CP3. et le groupe C1 dans le côté positif élevé, où des valeurs élevées pour EC, Ca²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺ et NO₃⁻ donnent une forte valeur positive de CP1. De plus, le cluster C2 est caractérisé par des valeurs CP1 et CP2 intermédiaires, qui sont entraînées par des valeurs CP2 élevées (Na⁺, K⁺). CP1 explique la plus grande partie de variance des données (40.45 %) indiquant la minéralisation. Bien que le dendrogramme CAH suggère que les clusters C2 et C3 pourraient être fusionnés si un seuil plus élevé (ligne phénon) était sélectionné. Les amas sont séparés principalement par leur score CP1 (minéralisation). Cette observation permet une meilleure interprétation des résultats et de la structure sous-jacente des clusters.

Un diagramme de dispersion (Figure VI 13) de CP1 vs CP2 et CP1 vs CP3 révèle que tous les clusters d'eau sont bien distingués les uns des autres dans l'espace CP et absolument cohérents avec les clusters extraits du mode Q de CAH. Les clusters C2 et C3 sont plus proches l'un de l'autre en termes de caractéristiques de qualité que de l'autre cluster C1.

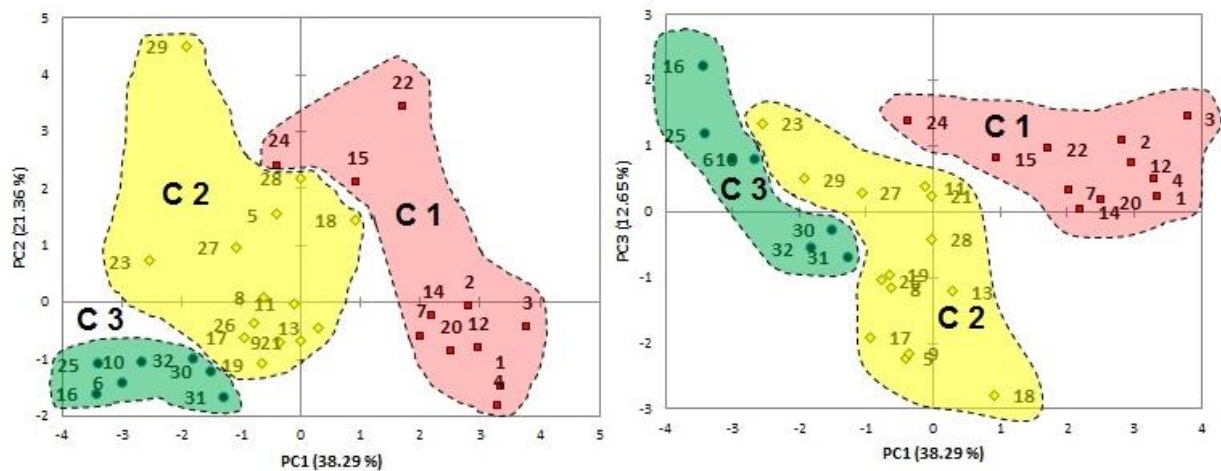


Figure VI 13. Vue d'ensemble des clusters sur les diagrammes de score (CP) pour CP1 par rapport à CP2 et CP3, compagne de mesure de 2019

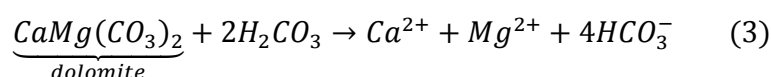
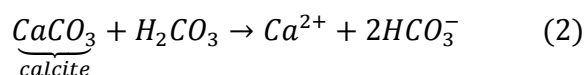
VI.8. Processus hydrochimiques et origine de minéralisation

Les concentrations des ions majeurs sont contrôlées par des interactions complexes entre de nombreux facteurs et divers mécanismes. L'eau en mouvement à travers les formations sédimentaires alluvionnaires représentées par sables, graviers, vases d'argile, galets, etc. de l'aquifère mixte (quaternaire/profond) le long des voies de circulation contrôle le processus chimique de l'eau. La figure VI 14a montre l'effet significatif des ions Ca^{2+} par rapport aux ions Mg^{2+} sur la CE ainsi que pour les ions sulfate par rapport aux ions chlorure. De plus, les ions prédominants de Cl^- sur Na^+ sur CE sont également montrés. La présence de Cl^- dans l'aquifère de Maadher peut résulter d'un certain nombre de sources, y compris des formations géologiques salifères (halite (NaCl)) (Khelif et al. 2018), l'écoulement inverse des eaux salines à partir de la dépression vers la nappe en périodes des hautes eaux et le rabattement de la nappe, ainsi qu'en partie par l'altération du sol (Panno et al. 2006), c'est-à-dire que la recharge de la nappe Maadher provient de l'infiltration des crues de l'oued Bousaada dans leurs zones de dépression alluviale qui se situent dans la zone d'étude. De plus, la figure VI 14b indique que le rapport molaire Cl^-/Na^+ est plus important dans les échantillons du cluster C1 que dans les échantillons de C2 et C3.

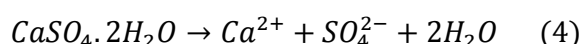
Dans la figure VI 14a, la plupart des points d'échantillonnage d'eau sont tracés au-dessus du rapport égal 1, le tracé SO_4^{2-} versus Cl^- implique une faible concentration de chlorure. La teneur en sulfate des eaux souterraines peut être attribuée à la dissolution du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) dans l'eau. De plus, si le rapport molaire $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} = 1$, la dissolution de la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) devrait se produire, alors qu'un rapport plus élevé indique une plus grande contribution de calcite (Li et al. 2018). Le rapport molaire de $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} > 2$ indique la dissolution des minéraux silicatés, qui apportent du calcium et du magnésium aux eaux souterraines (Kshetrimayum et Laishram 2020). La figure VI 14d montre que la plupart des

échantillons d'eau du cluster C1 ont un rapport supérieur à 2, ce qui indique probablement l'influence des minéraux argileux (échange inverse de cations) et/ou la dissolution du gypse. Tous les échantillons d'eau du cluster C3 sont caractérisés par la dissolution de la dolomie.

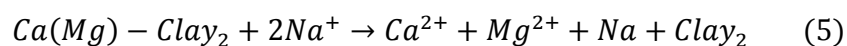
La réaction des minéraux carbonatés (calcite et dolomie) avec l'eau et CO₂ s'écrit comme suit :



La présence de l'évaporation séquence (gypse) dans l'eau permet une dissolution selon la réaction :



La plupart des échantillons d'eau souterraine dont le rapport est inférieur à 1 indiquent le processus prédominant d'altération de la calcite. La présence de carbonates et de silicates dans les dépôts de sable pourrait favoriser le processus d'altération. Lorsque l'échange d'ions est un processus géochimique important pour contrôler la composition des eaux souterraines, la relation entre le diagramme (Ca²⁺ + Mg²⁺) et (SO₄²⁻ + HCO₃⁻) illustrant l'échange d'ions doit être linéaire avec une pente de 1.0 (Fisher et Mulican 1997). Dans la figure VI 14c, le graphique de (Ca²⁺ + Mg²⁺) versus (SO₄²⁻ + HCO₃⁻) montre que plus de la moitié des échantillons d'eau souterraine se situent à gauche de la ligne 1:1, ce qui indique que l'échange d'ions inverse a tendance à dominer le processus d'échange d'ions dans la zone d'étude. Les échantillons du cluster C1 ont subi le processus de dissolution des carbonates plus que les autres. Les différentes relations ioniques ont confirmé le processus d'échange d'ions inverse où le Ca²⁺ et le Mg²⁺ dans la matrice aquifère ont été remplacés par du Na⁺ sur des sites d'échange favorables. Ce phénomène explique la dominance des ions Ca²⁺ et Mg²⁺ sur les ions Na⁺ sur tous les sites (Belkhiri et al. 2012). Les minéraux argileux sont stratifiés avec des limites et sont chargés négativement, sur lesquels les cations peuvent se lier et s'échanger comme suit :



Lorsque la concentration de Cl⁻ augmente par rapport Na⁺, cela n'implique que le Cl⁻ est libéré lors de l'altération des carbonates (Deutsch 2020). Au cours de ce processus, l'aquifère peut dissoudre le sodium en échange des ions liés de Ca²⁺ et Mg²⁺. Aussi, les sources de Ca²⁺ et Mg²⁺ dans les eaux souterraines peuvent être déduites du rapport (Ca²⁺+Mg²⁺)/HCO₃⁻. Comme ce rapport augmente avec la salinité (Figure VI 15b), Mg²⁺ et Ca²⁺ sont ajoutés à la solution à un taux supérieur à HCO₃⁻. Les figures VI 15a et VI 15b confirment la croissance de la salinité des trois clusters dans l'ordre C3, C2 et C1. La figure VI 16a montre l'évolution des anions en fonction de la CE ; cette figure montre que la CE ne change pas avec le bicarbonate, tandis que les ions de sulfate et de chlorure augmentent avec la salinité. Des niveaux élevés

de sulfate suggèrent que les eaux souterraines sont exposées au gypse et aux éléments salins (sel anglais $MgSO_4$, sel de Glauber Na_2SO_4 , engrais, etc.) (Medjani et al. 2021). La figure VI 16b indiquant le rapport des ions $[HCO_3^- / (SO_4^{2-} + Cl^-)]$ en fonction de CE ne montre pas la présence nette des deux pôles (très peu de tendances autour du second) : le premier est un carbonate caractérisé par un ion majoritairement HCO_3^- et le second est du gypse caractérisé par la dominance des ions SO_4^{2-} et Cl^- . Les échantillons du cluster C3 ont la nette tendance vers le pôle carbonaté, par contre, ceux des clusters C1 et C2 n'ont pas cette tendance

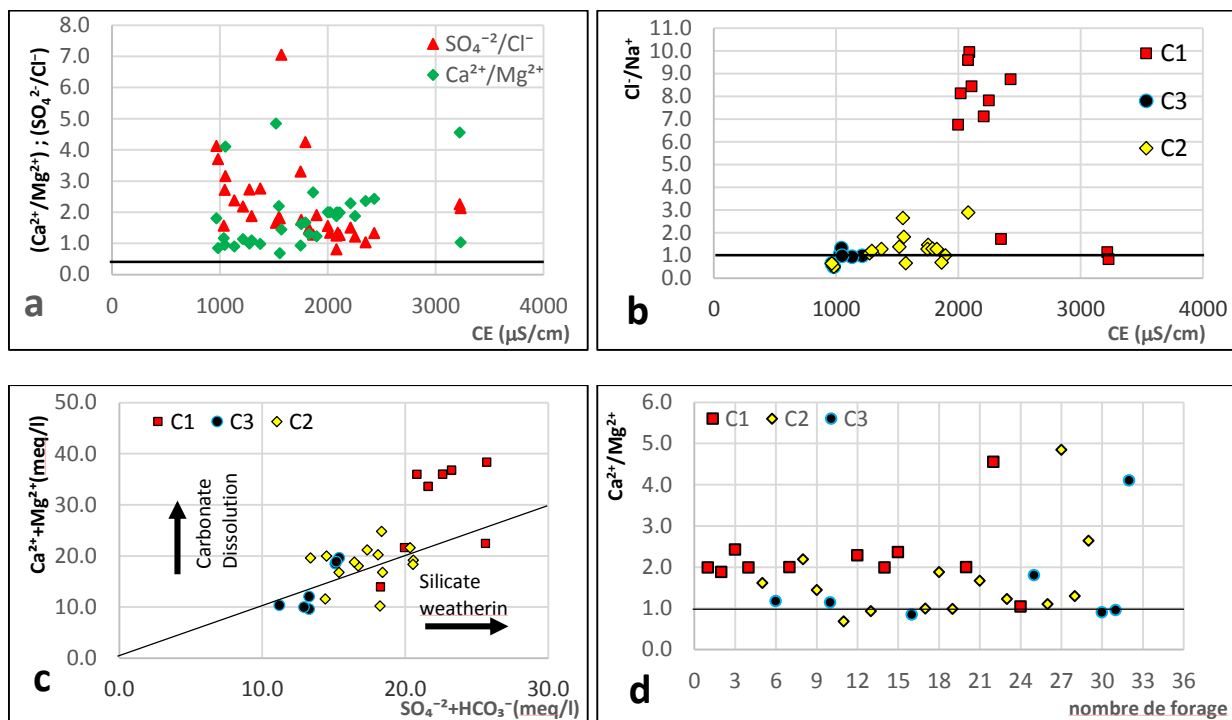


Figure VI 14. Graphes bivariés **a** : CE vs (Ca^{2+}/Mg^{2+}) et (SO_4^{2-}/Cl^-) . **b** : CE vs (Cl^-/Na^+) vs. (sous Na^+ réactions d'échange avec Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les couches d'argile). **c** : $(SO_4^{2-} + HCO_3^-)$ vs $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$

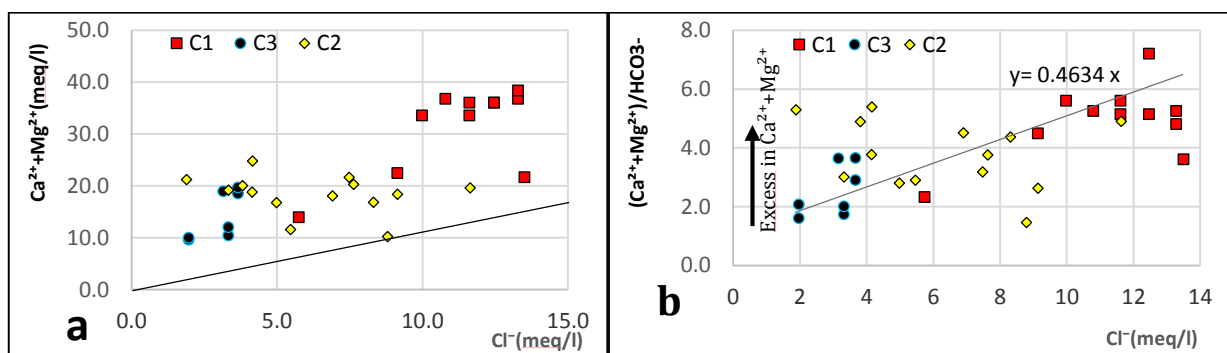


Figure VI 15. Graphes bivariés de **a** : Cl^- versus $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$. **b** : Cl^- versus $(Ca^{2+} + Mg^{2+})/HCO_3^-$.

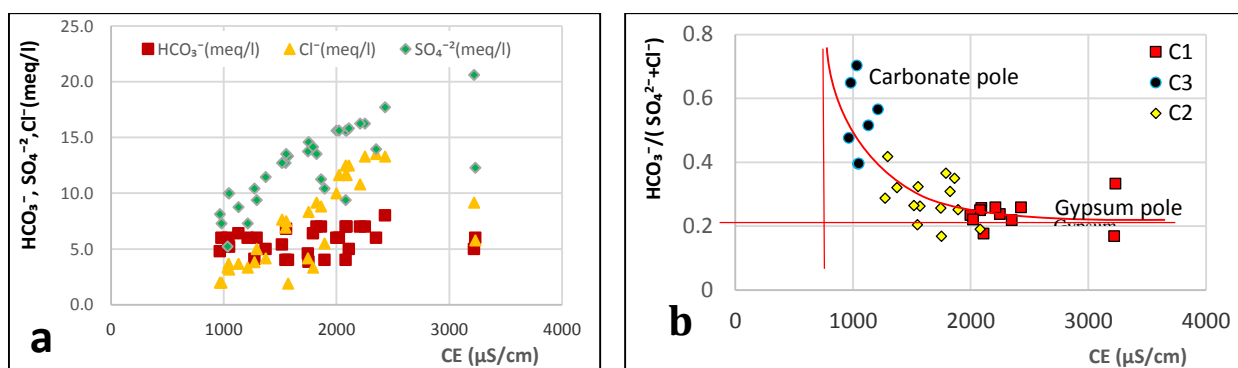


Figure VI 16. Graphes bivariés de a : CE contre les anions. b : CE contre $(\text{HCO}_3^- / (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-))$.

VI.9. Conclusion

Nous avons étudié le comportement des paramètres physico-chimiques et les processus hydrogéochimiques dans les eaux souterraines de la zone de Maadher, en utilisant différentes méthodes (diagrammes de Piper et Gibbs, statistiques multivariées, graphes bivariés). Les résultats ont révélé que l'eau souterraine des échantillons étudiés, dans son ensemble est des eaux douces de qualité modérée, en raison de sa teneur de TDS et d'autres ions chimiques dissous préoccupants pour la santé (nitrate dépasse la norme dans la majorité des échantillons). L'étude indique que le faciès hydrochimique de sulfate-chlorure-calcium-magnésium est de type $(\text{SO}_4^{2-}\text{-Cl}^-\text{-Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+})$ qui caractérise tous les échantillons étudiés. Ces éléments SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- et Ca^{2+} sont les ions dissous dominants, où ils sont bien corrélés avec le TDS et qui sont également des contributeurs majeurs à la salinité des eaux souterraines.

L'utilisation de (CAH) et (ACP) nous a permis de trouver trois groupes d'eau distincts montrant une évolution différente de la salinité (CE et TDS). Où elle a fait de séparer l'eau la plus minéralisée et l'eau la moins minéralisée, avec de fortes concentrations de sulfate, de chlorure et de nitrate. Le cadre conceptuel hydrogéologique et la carte SIG présentés dans cette étude permettent de visualiser certains liens théoriques entre la géologie et le type de circulation hydraulique souterraine dans l'aquifère, tel que l'interaction roche-eau, temps de séjour de l'eau souterraine dans l'aquifère stratifié et type de recharge. La classification effectuée à l'aide de CAH a permis de définir la zone contaminée. C'est une découverte intéressante pour la surveillance de la qualité des eaux souterraines.

Cette étude a soulevé des questions importantes : quelle est la qualité des eaux exactement dans la zone de Maadher ? Où se situent les zones de mauvaise qualité de l'eau ?

Quels sont les processus hydrochimiques qui se produisent dans la plaine de Maadher ?

Pour répondre à ces questions, doit être menée une évaluation générale et approfondie de qualité des eaux souterraines dans la plaine d'El Maadher à l'aide des méthodes et outils plus sophistiqués.

Chapitre VII : Évaluation et classification de la qualité des eaux souterraines de Maadher

La qualité des eaux souterraines est affectée par des facteurs environnants tels que les activités humaines, le changement climatique et le contact avec les formations géologiques.

Il est difficile d'évaluer et de prendre une décision appropriée concernant la qualité de l'eau, que ce soit dans un seul échantillon ou dans une zone (plusieurs échantillons) ; cela est dû au grand nombre de paramètres et à la variance des concentrations dans différents échantillons. Plusieurs méthodes ont été développées qui ont permis de résumer les grands nombres des données de la qualité et de présenter de manière claire et facile de compréhension.

Ce chapitre repose sur l'évaluation de la qualité des eaux souterraines et de leur aptitude à l'usage pour l'irrigation et la consommation, à l'aide de plusieurs types d'indices ; indices d'irrigation (TH, Na%, SAR) Indices de qualité (WQI, EWQI, CCME-WQI). Ainsi que la présentation géographique de la bonne et de la mauvaise qualité de l'eau selon la méthode IDW.

L'utilisation de la méthode du krigeage pour estimer les paramètres physico-chimiques dans les zones où les mesures n'ont pas été effectués. L'examen des niveaux de saturation minérale des échantillons et l'identification de leurs composants rocheux ont été faits.

VII.1. Echantillonnages

Afin d'étudier et d'évaluer la qualité des eaux souterraines dans la zone agricole de la plaine d'El-Maadher, un ensemble d'échantillons (33 échantillons) ont été prélevés pensivement en novembre 2021 (échantillons proches de l'Oued Bousaada, échantillons près du village de El Maadher et des échantillons près d'Oued Roumana) (Figure VII 1). Selon les informations de terrain, les profondeurs des forages varient de 80 à 120 m. Il sert principalement à l'irrigation des cultures et à l'abreuvement des animaux, ainsi qu'au boire et à certains usages domestiques (pour certains riverains). On a remarqué que certains forages avaient un goût légèrement salé, ainsi que la formation de couches vertes dans les réservoirs utilisés pour l'irrigation. La méthode couramment utilisée pour l'irrigation est l'aspersion axiale ainsi que la méthode goutte à goutte (moins utilisée). Le sol est argileux au nord et sablonneux au sud.

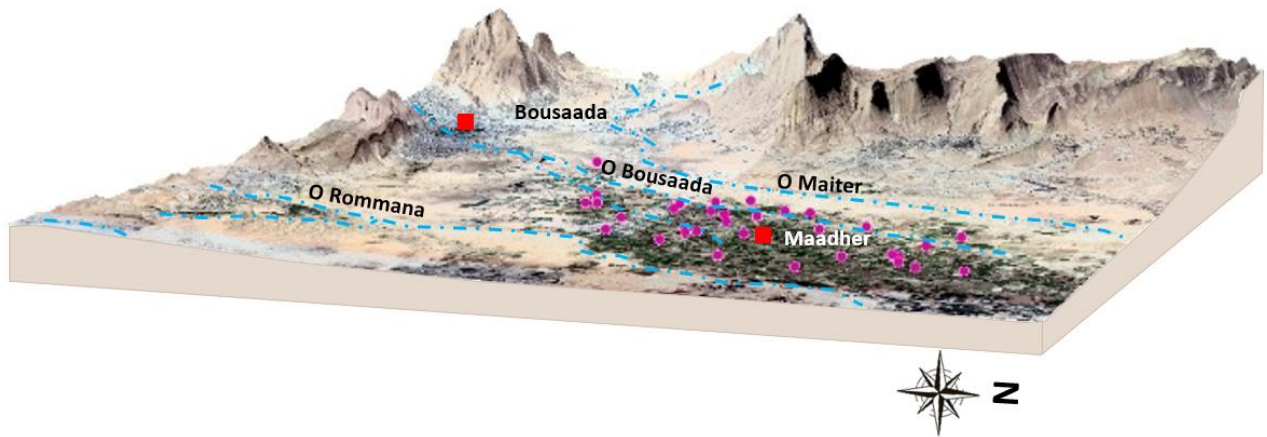


Figure VII 1. Localisation géographique des forages étudiés pour la campagne 2021.

VII.2. Analyse statistique des échantillons de campagne 2021

Le calcul de la balance ionique fournit des informations sur la précision de la mesure des ions analytiques. La gamme d'erreurs de balance ionique dans les limites de 6% dans tous les échantillons. La majorité des résultats de l'analyse des échantillons ont révélé une précision respectable (Panneerselvam et al. 2021).

Dans le tableau VII 1, le résultat montre que le pH de l'eau souterraine est compris entre 7.34 et 8.15 pour une moyenne de 7.63. Tous les échantillons sont dans l'intervalle de la norme d'OMS pour l'eau potable. La conductivité électrique (CE) de l'eau souterraine varie de 1035.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 4901.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de 2621.57 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tous les échantillons dépassent la valeur recommandée par l'OMS (1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sauf le forage 13. Lorsque l'eau est chargée des minéraux, la CE est généralement élevée. La concentration en calcium (Ca^{2+}) varie de 108.6 à 601.2 mg/l, avec une moyenne de 310.52 mg/l. Tous les échantillons dépassent la limite recommandée par l'OMS de 75 mg/l, et il s'agit du cation le plus abondant dans tous les échantillons. Le pourcentage 67.64 % des échantillons contiennent des concentrations de magnésium (Mg^{2+}) dans la norme de l'OMS pour l'eau potable de 100 mg/l. Sa valeur varie de 36.45 mg/l à 255.20 mg/l. La valeur moyenne du sodium (Na^+) est de 126.35 mg/l, avec une variation de 42.77 à 379.06 mg/l. Les niveaux de potassium (K^+) dans les échantillons d'eaux souterraines varient de 5.1 à 16 mg/l, avec une moyenne de 7.3 mg/l.

L'analyse des cations révèle que Ca^{2+} vient en premier, suivi par Na^+ , Mg^{2+} et enfin K^+ respectivement par ordre d'importance.

Le sulfate (SO_4^{2-}) est l'anion le plus abondant dans les échantillons analysés, leur teneur varie de 250 à 1300 mg/l pour une moyenne de 659.05 mg/l. tous les échantillons sont hors des limites standard pour l'eau potable 250 mg/l. Quant aux chlorures (Cl^-), leur teneur est comprise entre 88.75 et 923 mg/l, avec

une moyenne de 419.31 mg/l. C'était 72.72 % de tous les échantillons en dehors des limites des normes de l'OMS. La concentration de bicarbonate HCO_3^- dans tous les échantillons était dans les limites autorisées par l'OMS 2011 pour l'eau potable 300 mg/l. Ses valeurs vont de 149.45 mg/l à 244 mg/l avec une moyenne de 179.68 mg/l.

Pour le nitrate, qui est un facteur de pollution de l'eau, 84.84 % de tous les échantillons étaient au-dessus de la valeur acceptable par l'OMS 2011 (50 mg/l), sauf les forages 12, 13, 15 et 26 contenant des concentrations inférieures à 50 mg/l.

En conséquence, le sulfate domine la teneur moyenne en anions des eaux souterraines, suivis des chlorures, du bicarbonate et finalement des nitrates, dans l'ordre $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^-$.

Tableau VII 1. Description statistique des résultats physico-chimiques de campagne 2021

Paramètre	Unité	Norme		Variation	Moyenne	% d'échantillon dépassant la norme d'OMS
		Algérien (2011)	OMS (2011)			
T	°C	25	-	14.80 - 15.80	15.29	Rien
pH	-	6.5 – 9.0	8.5	7.34 - 8.15	7.64	Rien
CE	µs/cm	2800	1500	1035.81 - 4901.78	2648.33	96.96
TDS	mg/l	-	1000	463.14 – 1825.51	1031.39	39.39
Ca^{2+}	mg/l	200	75	108.22 - 601.20	314.12	100
Mg^{2+}	mg/l	150	100	36.46 - 255.20	97.57	33.33
HCO_3^-	mg/l	-	300	149.45 - 244.00	178.84	Rien
Cl^-	mg/l	500	250	88.75 - 923.00	425.89	72.72
SO_4^{2-}	mg/l	400	250	250.00 - 1300.00	666.15	96.96
TH	mg/l	200	500	420.00 - 2450.00	1203.64	96.96
NO_3^-	mg/l	50	50	12.00 - 407.00	173.47	84.84
Na^+	mg/l	200	200	42.78 - 379.07	127.52	9.09
K^+	mg/l	12	12	5.10 - 16.00	7.35	Rien
NO_2^-	mg/l	0.2	3	0.00 - 0.02	0.00	Rien
NH_4^+	mg/l	0.5	1.5	0.00 - 0.00	0.00	Rien

Par ailleurs, de fortes corrélations linéaires sont mentionnées entre CE et Ca^{2+} ($R=0.97$), Cl^- ($R=0.95$), SO_4^{2-} ($R=0.84$), Na^+ ($R=0.70$), Mg^{2+} ($R=0.66$), voir tableau VII 2. Le calcium a une forte corrélation avec Cl^- ($R=0.93$), SO_4^{2-} ($R=0.78$), Mg^{2+} ($R=0.63$) et une corrélation modérée avec Na^+ ($R=0.56$) et K^+ ($R=0.50$). En revanche, les ions Na^+ et K^+ ont des corrélations modérées avec Ca^{2+} , Cl^- et SO_4^{2-} . Quant aux NO_3^- , NO_2^- et HCO_3^- , il a été observé qu'ils n'ont pas de bonnes corrélations avec le reste des éléments.

Tableau VII 2. Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques de campagne 2021

Variables	T	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	TH	NO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	NO ₂ ⁻
T	1												
pH	0.17	1											
CE	0.22	-0.30	1										
Ca ²⁺	0.19	-0.23	0.97	1									
Mg ²⁺	0.04	-0.31	0.66	0.63	1								
HCO ₃ ⁻	-0.14	-0.30	-0.24	-0.29	-0.22	1							
Cl ⁻	0.22	-0.32	0.95	0.93	0.65	-0.28	1						
SO ₄ ²⁻	0.09	-0.30	0.84	0.78	0.74	-0.10	0.70	1					
TH	0.09	-0.19	0.89	0.91	0.79	-0.32	0.83	0.83	1				
NO ₃ ⁻	0.17	0.13	0.11	0.18	-0.03	-0.41	0.11	-0.24	0.14	1			
Na ⁺	0.15	-0.31	0.70	0.56	0.30	-0.04	0.59	0.69	0.50	-0.10	1		
K ⁺	0.07	0.36	0.47	0.50	0.29	-0.23	0.37	0.52	0.55	0.11	0.37	1	
NO ₂ ⁻	0.09	0.43	0.03	0.13	0.08	-0.15	-0.04	0.10	0.28	0.28	-0.22	0.45	1

VII.3. Faciès hydrochimique des échantillons de campagne 2021

Le diagramme de Piper a été largement utilisé pour montrer les classifications de l'eau et les tendances de la qualité de l'eau pour des groupes d'échantillons (Dalton et al. 1978).

Le diagramme de Piper (Figure VII 2) montre que l'eau provenant de tous les forages contient un faible pourcentage de CO₃²⁻ + HCO₃⁻ (environ 10%), tandis que le pourcentage de Cl⁻ + NO₃⁻ varie de 40% à 70% sauf les forages 13, 26 contiennent un faible pourcentage inférieur à 40 %. Les ratios de sulfate sont moyens, variant entre 40% et 55% dans la plupart des échantillons sauf les forages 7, 8, 11, 18, 19, 21, 22 et 30 sont inférieurs à 40%.

En ce qui concerne le diagramme des cations, on a observé que tous les échantillons contiennent un pourcentage élevé de calcium supérieur à 50 % et un faible pourcentage de Mg²⁺ et Na⁺+K⁺. On peut dire que le calcium est nettement dominant par rapport à Mg²⁺, Na⁺ et K⁺.

Globalement, les eaux de la plaine du Maadher ont des faciès hydrochimiques dominants de chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne pollué par les nitrates (eau de type Cl⁻ - SO₄²⁻ - Ca²⁺ -Mg²⁺) et ont une tendance très remarquable à la salinisation. Cela est dû à la présence de fortes proportions de la somme (SO₄²⁻ + Cl⁻ + NO₃⁻) et (Ca²⁺ + Na⁺ +Mg²⁺).

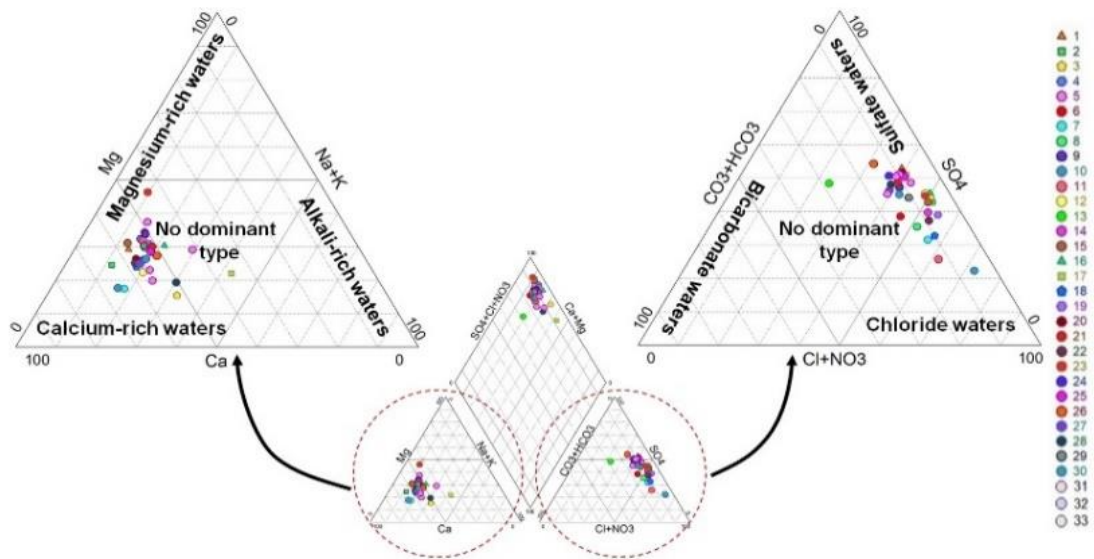


Figure VII 2. Diagrammes de Piper des échantillons d'eau souterraine de campagne 2021

VII.4. Identification de l'interaction eau-roche

Le diagramme de Gibbs a été utilisé pour établir la relation entre la composition de l'eau et les caractéristiques lithologiques de l'aquifère (Ehya et Saeedi 2019). Gibbs a divisé les facteurs de contrôle correspondants des eaux souterraines en trois types : dominance de l'évaporation, dominance de l'altération des roches et dominance des précipitations (Gibbs 1970).

Le diagramme de Gibbs représente les rapports de $(Cl^- / (Cl^- + HCO_3^-))$ et $(Na^+ / (Na^+ + Ca^{2+}))$ en fonction de TDS (voir figure VII 3). Les rapports de Na^+ sont faibles par rapport aux ratios Ca^{2+} ; les rapports du Cl^- sont un contributeur majeur à la salinité élevée des eaux souterraines (tous les échantillons dépassent 0.6). Les échantillons d'eau souterraine se situent dans la zone de dominance de l'évaporation, ce qui implique que l'évaporation est le principal déterminant de l'évolution chimique de l'eau souterraine.

Dans la figure VII 4a, la relation entre Ca^{2+} et SO_4^{2-} montre que la majorité des échantillons sont proches de la bissectrice. La plupart des échantillons sont situés au-dessus de la ligne de dissolution et indiquent un excès de Ca^{2+} , suggérant une dissolution des carbonates. La position des échantillons 5, 17, 21, 26 et 33 sous la bissectrice indique un déficit en Ca^{2+} , suggérant une précipitation de carbonate. Le processus d'évaporation est également important pour contrôler la chimie des eaux souterraines. Dans la Fig. VII 3b est le graphique de Cl^- en fonction de Na^+ , tous les échantillons tombent au-dessus de la ligne bissectrice sauf le forage 17, ce qui suggère que la dissolution de l'halite affecte la salinité dans ces forages. Selon la figure VII 4c, la minéralisation des eaux souterraines est contrôlée, en plus de la dissolution minérale, par échange d'ions inverse avec les minéraux argileux présents dans les aquifères. L'indice d'altération des carbonates et des silicates illustré à la Figure VII 4d montre que tous les échantillons se

situent au-dessus de la ligne bissectrice, indiquant que les échantillons d'eau sont liés à la roche carbonatée.

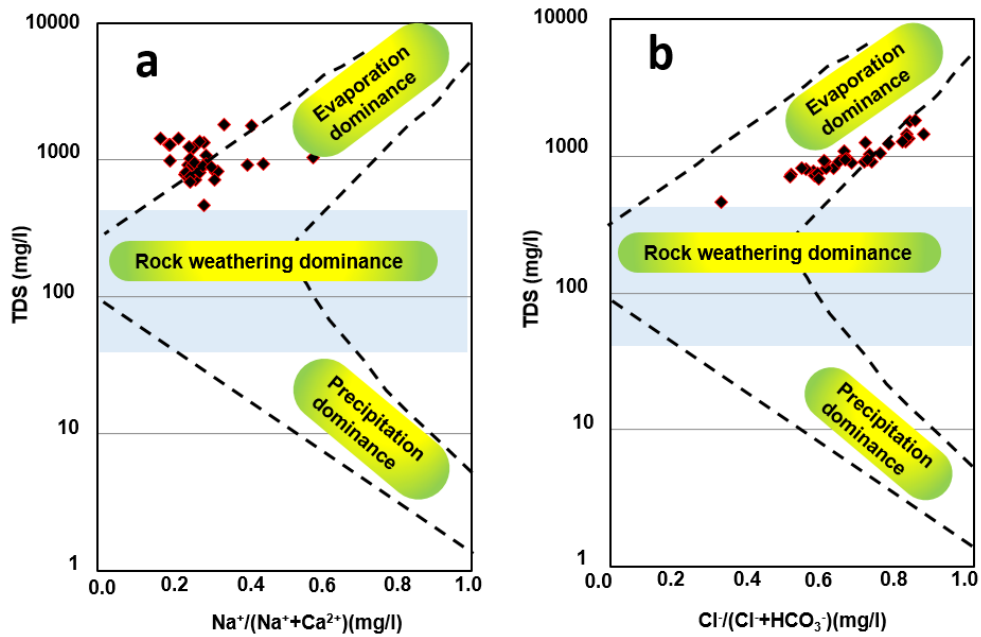


Figure VII 3. Diagrammes de Gibbs des échantillons d'eau souterraine de campagne 2021

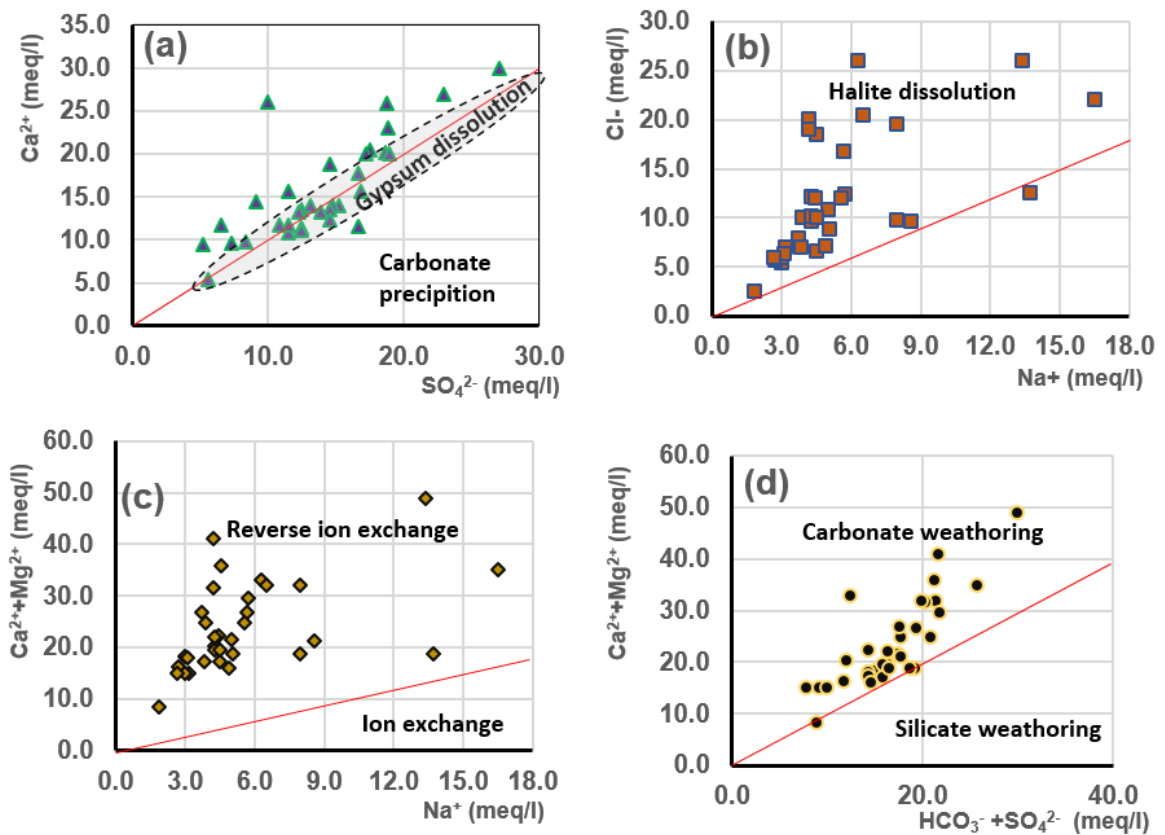


Figure VII 4. Graphes bivariés de a) SO_4^{2-} en fonction de Ca^{2+} b) Na^+ en fonction de Cl^- c) Na^+ en fonction de $(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ d) $(HCO_3^-+SO_4^{2-})$ en fonction de $(Ca^{2+}+Mg^{2+})$

VII.5. Niveaux de saturation minérale

Les calculs thermodynamiques de l'indice de saturation pour les échantillons d'eau souterraine sont donnés dans le tableau VII 3. Tous les forages ont des valeurs similaires de l'indice de saturation. Le résultat indique que les phases minérales solides des échantillons d'eau souterraine telles que le gypse, l'anhydrite, l'halite et la sylvite étaient sous-saturées ; ce qui implique que plus de phases solides ou de minéraux doivent se dissoudre dans l'eau souterraine (tendance à augmenter les concentrations de ses constituants chimiques dans la l'eau). Les minéraux d'aragonite, de calcite et de dolomite étaient sursaturés, ce qui indique que plus de minéraux ont besoin de précipitations à partir de l'eau, cela signifie que les eaux souterraines contiennent de fortes concentrations de SO_4^{2-} , Ca^{2+} et Mg^{2+} .

Les minéraux carbonatés (calcite, dolomite et aragonite) et les minéraux sulfatés (gypse et anhydrite) suivis de (halite et sulfite) étaient les phases minérales les plus courantes qui ont influencé la composition chimique des eaux dans la région étudiée, comme la montre la figure VII 5. L'indice de saturation en minéraux carbonatés de la dolomite était sursaturé, cette sursaturation a augmenté à partir des forages 1, 5, 6, 12, 14, 15, 16, 24, 26 alors qu'elle a diminués dans les autres forages ; même remarque pour l'aragonite et la calcite. Les minéraux sulfatés étaient sous-saturés, mais la sous-saturation a augmenté (près de 0) dans les forages 1, 2, 3, 12, 15, 16, 19, 20, 23 ; la même remarque a été notée pour l'halite et la sylvite. Au cours des processus hydrogéochimiques, les minéraux carbonatés (dolomite, calcite et aragonite) sont plus susceptibles de précipiter, tandis que les minéraux sulfatés (gypse et anhydrite) ainsi que (halite et sylvite) sont plus susceptibles de se dissoudre.

Tableau VII 3. Description statistique des indices de saturation des minéraux

Phase	Minéral	Moyenne	Max	Min	Écart-type
Anhydrite	CaSO_4	-0.99853	-0.59	-1.52	0.22
Aragonite	CaCO_3	0.308235	0.82	-0.04	0.16
Calcite	CaCO_3	0.459706	0.97	0.11	0.17
CH_4 (g)	CH_4	-68.5426	-65.68	-73.19	1.49
CO_2 (g)	CO_2	-2.53559	-2.12	-3.11	0.19
Dolomite	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	0.612353	1.64	0.05	0.31
Gypsum	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	-0.585	-0.18	-1.11	0.22
H_2 (g)	H_2	-23.3047	-22.71	-24.33	0.33
H_2O (g)	H_2O	-1.76147	-1.75	-1.78	0.01
Halite	NaCl	-6.02588	-5.20	-7.00	0.39
O_2 (g)	O_2	-40.0426	-38.06	-41.41	0.68
Sylvite	KCl	-6.74529	-6.27	-7.45	0.27

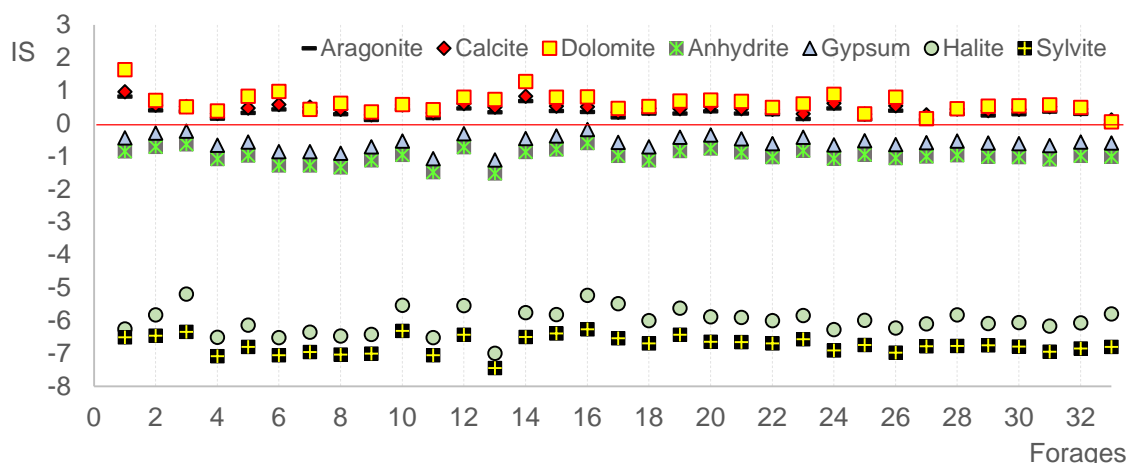


Figure VII 5. Indice de saturation des minéraux communs dans la région de Maadher pour les échantillons d'eau de la campagne 2021.

L'évolution des minéraux carbonatés tels que l'aragonite, la dolomite et la calcite avec ($\text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$) a été montrée sur la figure VII 6a, tous les échantillons ont indiqué une sursaturation à l'exception du forage 33 qui est sous-saturé en aragonite. Sur la figure VII 6b, la relation entre le magnésium en fonction de dolomite, calcite et l'aragonite montre que tous les échantillons sont sursaturés en ces minéraux, indiquant que ces phases ont tendance à précipiter le calcium et le magnésium de l'eau. L'évolution des minéraux soufrés et le SO_4^{2-} dans les eaux souterraines (Figure VII 7a) montre que les échantillons d'eau sont sous-saturés, ce qui suggère que si ces minéraux sont présents, ils seront dissous dans les eaux souterraines et augmenteront la concentration de SO_4^{2-} . La figure VII 7b illustre l'IS de sylvite (KCl) et l'halite (NaCl) par rapport à la concentration de Cl^- dans les échantillons d'eau. L'IS est fortement sous-saturé (inférieur à zéro), suggérant que l'halite et la sylvite se dissolvent dans les eaux souterraines et augmentent la concentration de Na^+ , Cl^- et K^+ . La bonne corrélation linéaire de Cl^- avec l'halite et la sylvite pour les échantillons a été indiquée par le coefficient de régression $R^2 = 0.84$ et $R^2 = 0.73$, respectivement.

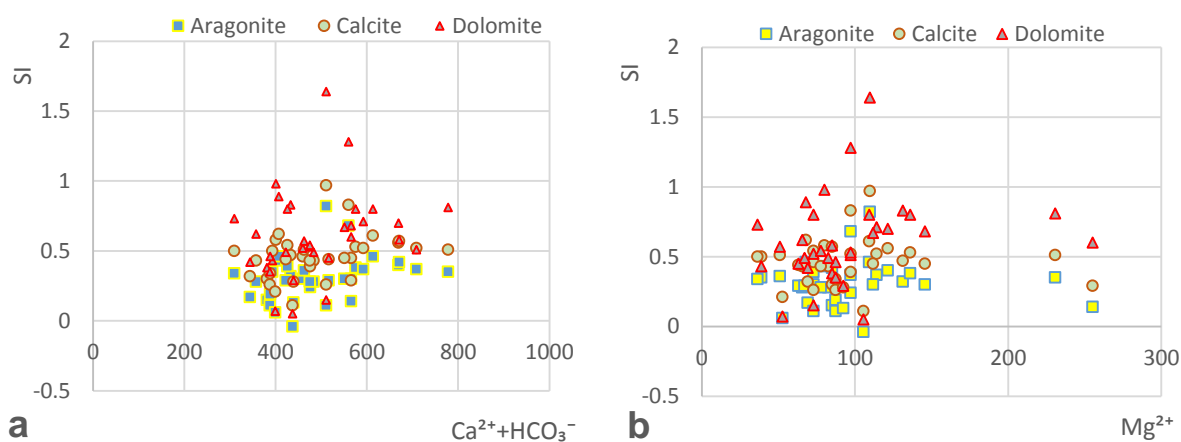


Figure VII 6. Graphes bivariés de a) $\text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$ en fonction d'IS des minéraux carbonatés b) Mg^{2+} en fonction d'IS de l'aragonite, calcite et dolomite

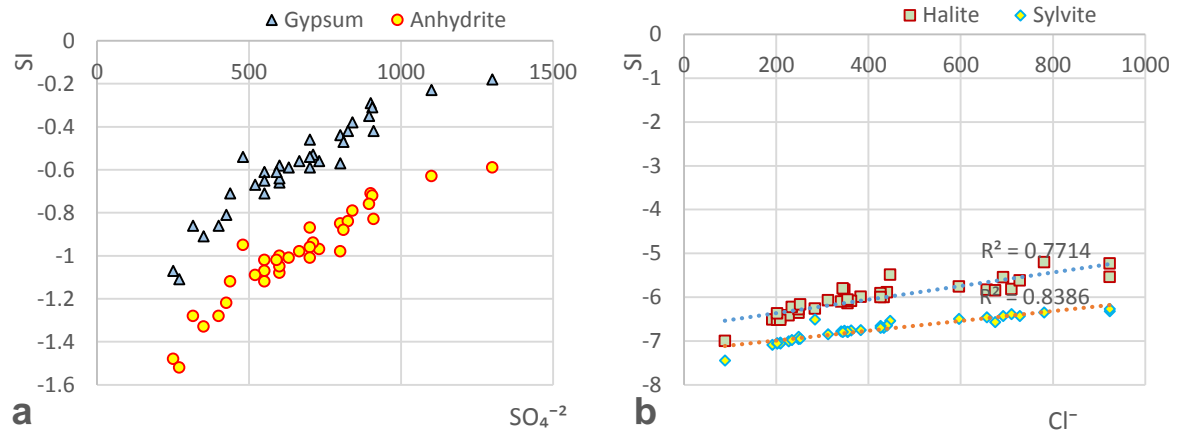
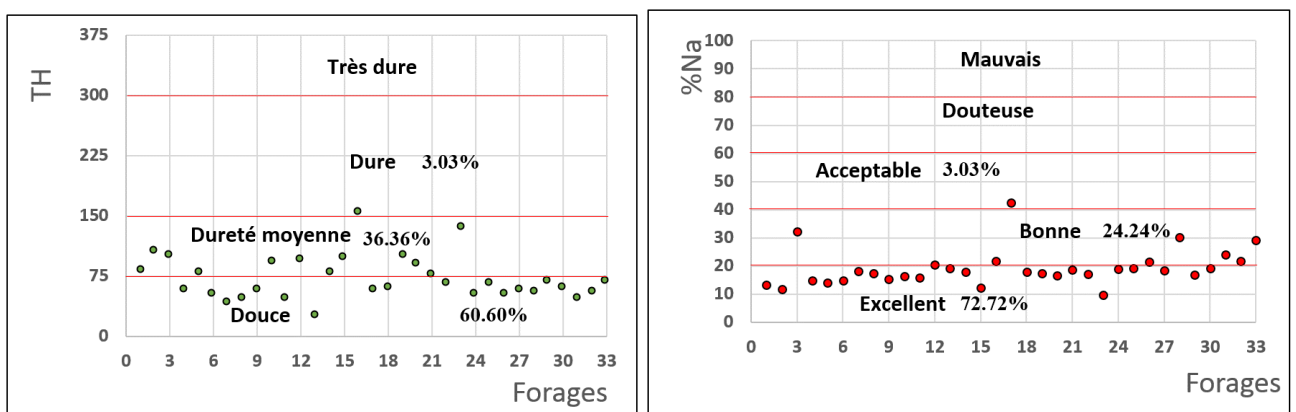


Figure VII 7. Graphes bivariés de a) SO_4^{2-} par rapport aux IS de gypse et l'anhydrite b) Cl^- par rapport aux IS d'Halite et Sylvite

VII.6. Indices de qualité pour l'irrigation

Les échantillons d'eau souterraine recueillis ont été évalués pour les utilisations d'irrigation à l'aide de différents indices ; les résultats sont illustrés dans la figure VII 8. Selon les valeurs de TH (dureté totale), 60.60 % des échantillons présentent une qualité d'eau douce (TH < 75), et 36.36 % des échantillons appartiennent à la catégorie moyennement dure. Enfin, une catégorie d'eau dure de 3 % est représentée par le forage 17. Le %Na indique que 72.72 % de tous les échantillons sont excellents pour l'irrigation et 24.24 % de tous les échantillons sont dans la bonne catégorie pour l'irrigation. Selon les valeurs SAR, tous les échantillons de l'aquifère présentent une eau excellente (SAR < 10).



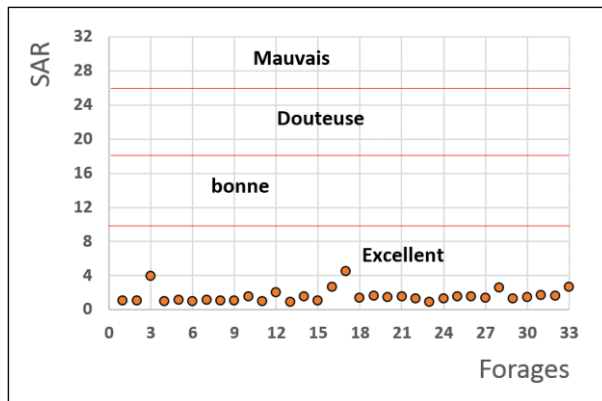


Figure VII 8. Classification de qualité d'eau pour l'irrigation des échantillons étudiée (campagne 2021)

VII.7. Indices de qualité d'eau pour consommation

Les indices de qualité ont été appliqués pour évaluer la qualité des eaux souterraines destinées à la consommation dans la région d'El-Maadher, où les résultats sont présentés dans la figure VII 9. Les valeurs calculées de WQI de 33 forages variaient de 61.47 à 310.62. WQI a indiqué que la majorité des forages avec 77.75 % étaient dans la catégorie de l'eau pauvre et que seul le forage 13 contient bonne qualité d'eau. En revanche, les forages 1, 2, 3, 10, 19 et 23 se caractérisent par une catégorie d'eau pauvre avec 18.18%. Le forage 16 est classé dans la catégorie non potable. Ces valeurs élevées de WQI sont dues à des concentrations élevées de sulfate, chlorure, calcium et nitrate.

Sur la figure VII 9, l'indice EWQI indique que la plupart des échantillons étudiés appartiennent aux catégories pauvre et médiocre avec 87.87% des échantillons, suivie de la catégorie de pollution extrême qui contient 12.12% de tous les échantillons. En revanche, le forages 13 est de bonne qualité et représente 3.03 % de tous les échantillons.

Le CCME-WQI a donné des résultats similaires avec le WQI arithmétique, où la majorité des échantillons étudiés appartenaient à la catégorie médiocre avec 57.57 % et 36.36 % des échantillons appartenaient à la catégorie des eaux pauvres. Les forages 13 et 26 appartiennent respectivement à la catégorie bonne et moyenne.

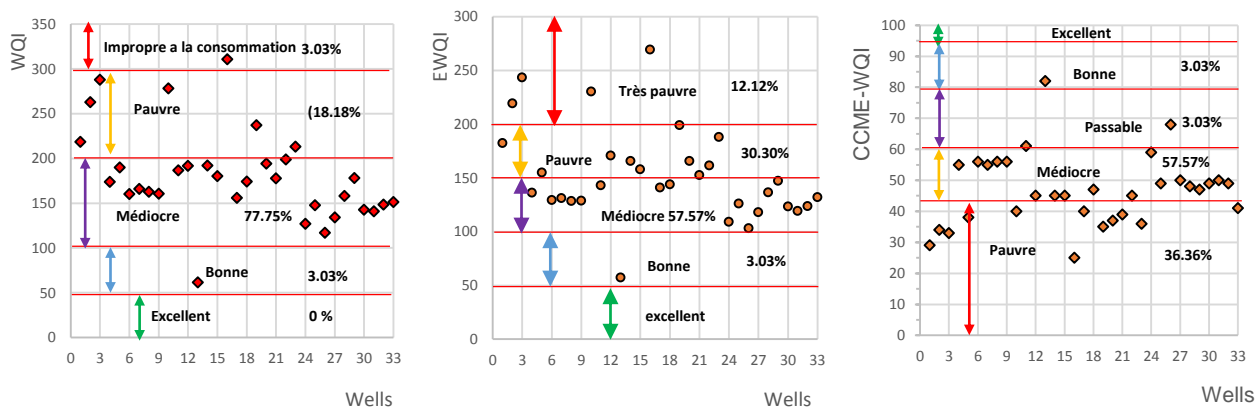


Figure VII 9. Classification de qualité d'eau des échantillons étudiée (compagne 2021) à l'aide de WQI arithmétique et CCME-WQI et EWQI

La matrice de corrélation calculée entre les paramètres physico-chimiques et les indices de qualité de l'eau a été résumée dans le tableau VII 4. Pour WQI arithmétique, une forte corrélation est constatée avec les principaux paramètres (CE, TH, Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, et NO₃⁻). En revanche, une faible corrélation a été observée avec NO₂⁻, K⁺, HCO₃⁻ et pH. Le cas peut être expliqué que l'augmentation de la concentration des principaux paramètres est correspondant par une augmentation des valeurs WQI et donc la qualité de l'eau diminue.

Pour CCME-WQI, il existe une forte corrélation inverse avec les principaux paramètres (CE, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, TH, Na⁺, K⁺), une faible corrélation avec HCO₃⁻ et pH, NO₃⁻ et NO₂⁻. La corrélation inverse montre que lorsque les concentrations de paramètres physico-chimiques dans l'eau sont diminuées, les valeurs CCME-WQI sont élevées, et correspondant que la qualité de l'eau est améliorée, et vice versa.

Les mêmes corrélations entre les deux indices précédents et les paramètres physico-chimiques ont également été observées pour l'indice EWQI. Elle était forte avec les principaux paramètres (CE, TH, Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Ca²⁺, et Mg²⁺) et faible avec NO₂⁻, NO₃⁻, K⁺, HCO₃⁻ et pH.

Les fortes corrélations de tous les indices avec les paramètres physico-chimiques indiquent que ces derniers affectent à la classification de la qualité des eaux souterraines

Tableau VII 4. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les indices de qualité de l'eau (compagne 2021)

Indice	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	TH	NO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	NO ₂ ⁻
WQI	-0.17	0.87	0.89	0.60	-0.41	0.82	0.63	0.85	0.565	0.51	0.49	0.23
EWQI	-0.199	0.92	0.93	0.66	-0.37	0.87	0.71	0.89	0.45	0.57	0.53	0.19
CCME-WQI	0.27	-0.80	-0.78	-0.67	0.22	-0.72	-0.79	-0.83	-0.19	-0.55	-0.64	-0.29

Les figures VII 10 et 11 montrent la distribution spatiale des valeurs des indices de qualité de l'eau calculées par les trois indices proposés (WQI arithmétique, EWQI et CCME-WQI). Ces cartes spatiales ont été préparées à l'aide de la technique de krigeage ordinaire et pondération inverse de la distance (IDW) (Oseke et al. 2021). Les indices ont montré des résultats similaires, le résultat a indiqué que les catégories d'eaux souterraines correspondent à la direction de l'écoulement des eaux souterraines (du sud vers le nord) (Figure IV 3). La catégorie des eaux souterraines était bonne et passable, suivie de la catégorie médiocre du sud au nord de la région de Maadher. Quant à la catégorie pauvre, elle se situe autour du village de Maadher et au nord de la plaine, notamment au niveau des forages 1, 2, 3, 16, 17 et 19.

La conclusion de cette section, à savoir que les eaux souterraines sont généralement de qualité moyenne à médiocre.

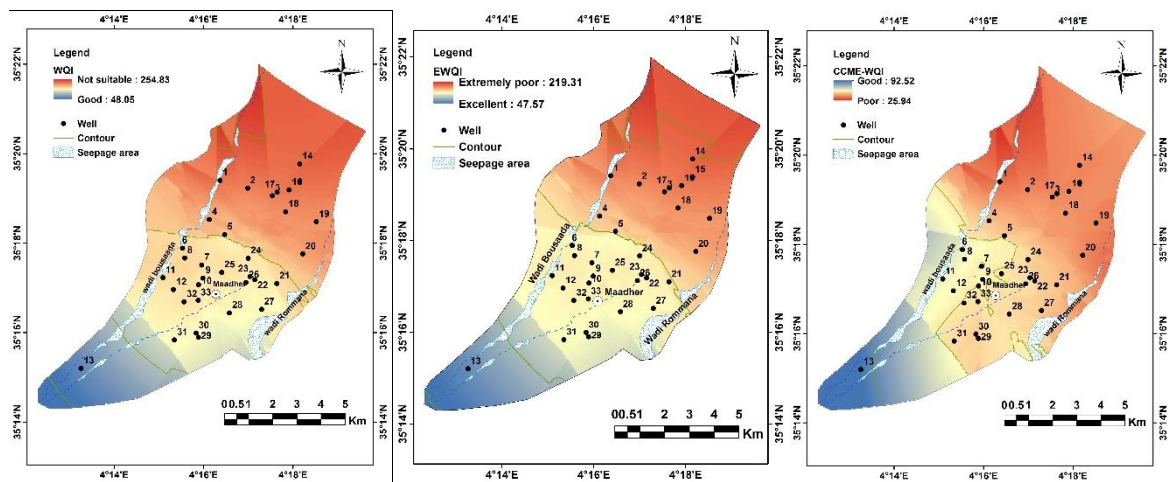


Figure VII 10. Carte de distribution spatiale des indices de qualité de l'eau (WQI, EWQI, CCME-WQI) à l'aide krigeage ordinaire modèle gaussien.

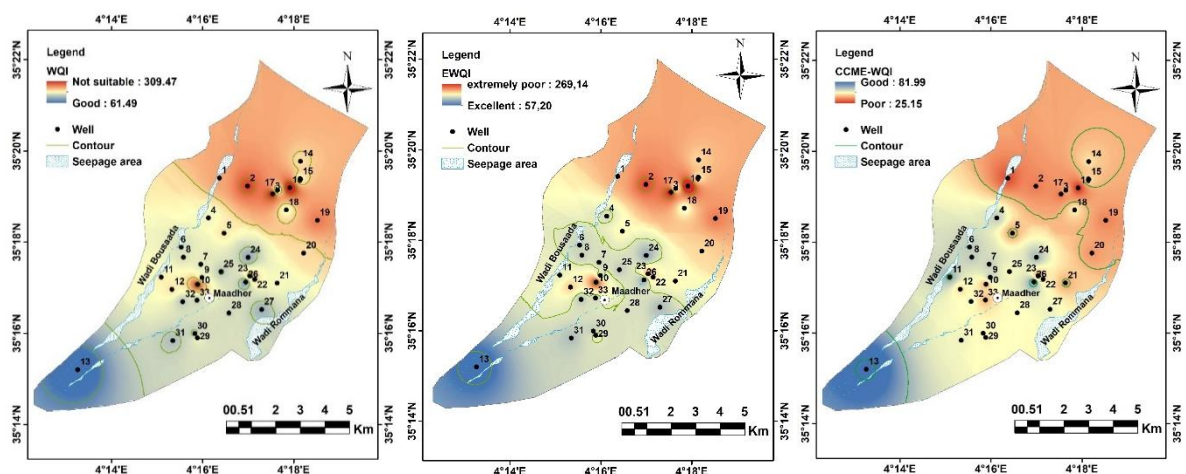


Figure VII 11. Carte de distribution spatiale des indices de qualité de l'eau (WQI, EWQI, CCME-WQI) à l'aide de la méthode IDW.

VII.8. Interpolation spatiale par le krigeage ordinaire

L'interpolation par la méthode de krigeage ordinaire montre les variations spatiales des principaux paramètres de qualité dans la plaine du Maadher (Figure VII 12 et 13). Les interpolations spatiales de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- et SO_4^{2-} ont une distribution similaire, une forte corrélation entre ces éléments et CE. La direction des écoulements souterrains a une influence sur les distributions spatiales ; où les concentrations sont élevées (dépassant les normes d'eau potable) dans le nord-est de la plaine par rapport aux concentrations mesurées dans les positions sud et sud-ouest de la plaine de Maadher (Figure VII 12). Les interpolations spatiales de Na^+ , NO_3^- , NO_2^- et HCO_3^- (Figure VII 13) prennent des distributions différentes par rapport aux premières distributions ; parce que les forages 3, 16 et 17 ont des concentrations élevées de Na^+ (dépassant les normes d'eau potable). Les concentrations de NO_3^- dépassent la norme dans la plupart des échantillons, mais elles sont relativement faibles dans le sud et le sud-est par rapport à celles du nord-ouest de la plaine de Maadher. En particulier, les concentrations de NO_3^- sont élevées le long de l'oued de Bousaada. La raison de ces fortes concentrations de NO_3^- peut être attribuée aux activités agricoles (engrais synthétiques et animaux) et à la pollution d'oued Bousaada qui sert de dépotoir aux habitants locaux (Figure VII 14). De plus, la distribution spatiale de HCO_3^- est différente de celles des autres éléments de qualité (Figure VII 13) avec l'absence de l'effet de sens d'écoulement des eaux. Les concentrations de HCO_3^- sont faibles au nord et au centre de la plaine d'El Maadher et supérieures au sud, notamment aux forages 21, 26, 27, 28, 3 et 6.

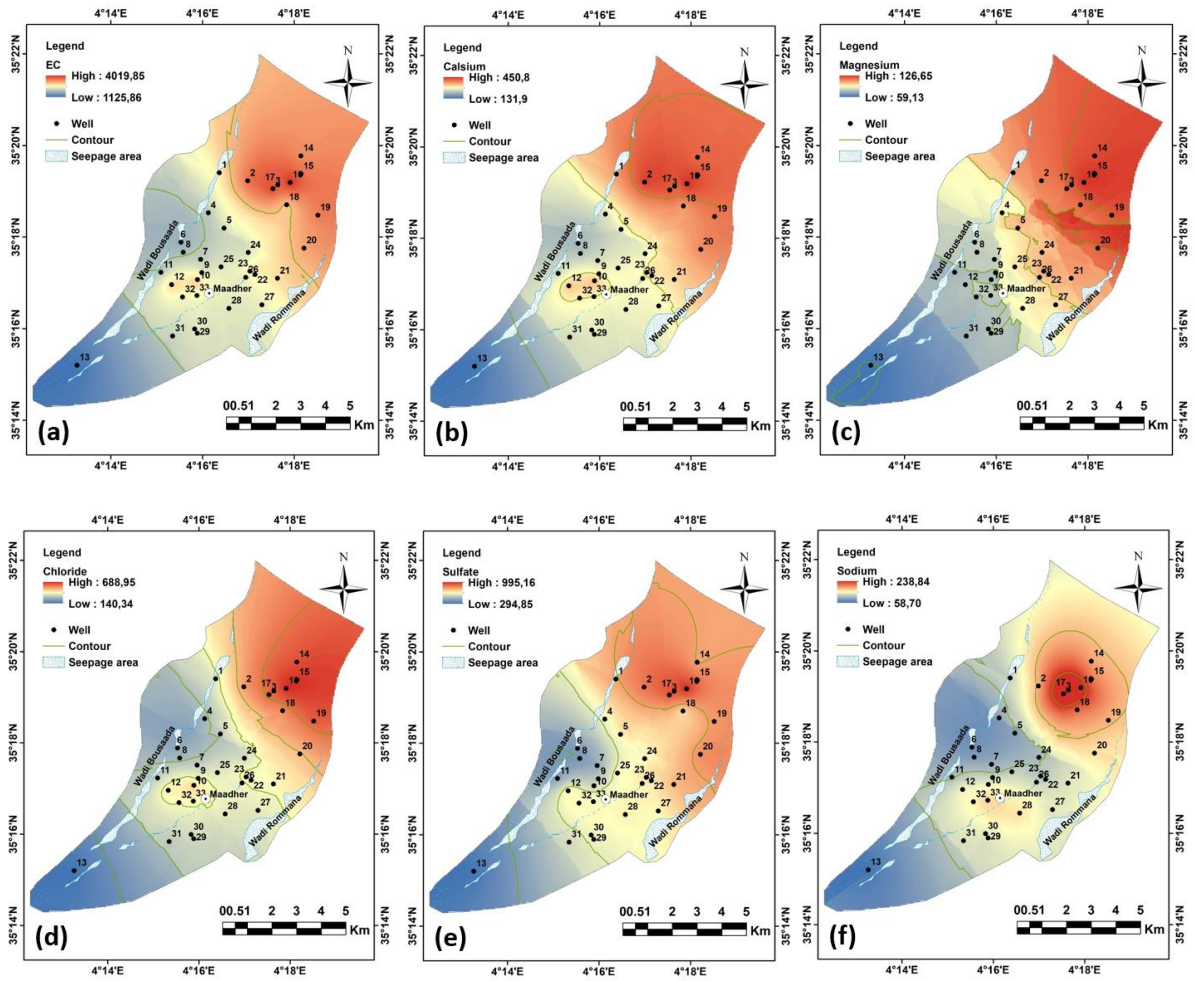


Figure VII 12. Cartes d'interpolation spatiale de CE , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} et Na^+ par méthode de krigeage ordinaire

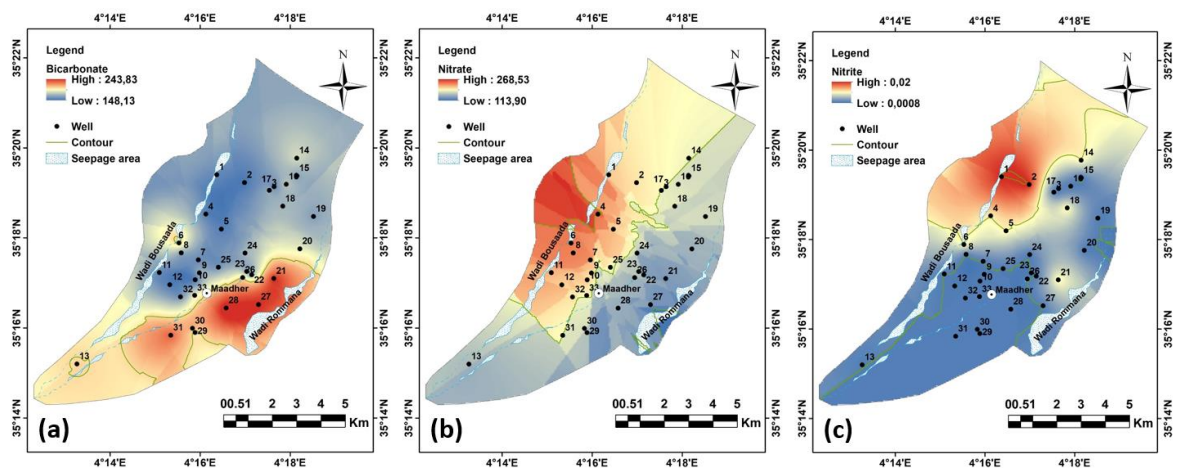


Figure VII 13. Cartes d'interpolation spatiale de HCO_3^- , NO_3^- et NO_2^- par méthode de krigeage ordinaire



Figure VII 14. Photos des dépotoirs aléatoires de déchets à l'oued bousaada

VII.9. Efficacité précision de méthode de Krigeage et IDW

Les distributions spatiales de tous les paramètres ont été présentées à l'aide de l'application de krigeage ordinaire à l'aide du modèle sphérique en utilisant du logiciel ArcGIS 10.8. Pour les indices de qualité (Figures VII 15 - 19), une comparaison a été faite entre les distributions spatiales par krigeage ordinaire avec le modèle gaussien et les distributions spatiales par la méthode IDW.

Les graphes de semi-variogramme pour tous les paramètres physico-chimiques utilisant le modèle sphérique (Figure VII 15) ont montré une très bonne diffusivité, sauf que le NO_3^- , le K^+ et le Mg^{2+} ont montré une faible diffusivité. D'autre part, les graphes de semi-variogramme des indices de qualité (WQI, EWQI, CCME-WQI) utilisant le modèle gaussien ont montré une très bonne diffusivité (figure VII 16).

En revanche l'interprétation pépite, seuil et portée du semi-variogramme n'est pas particulièrement critique. Tous ces paramètres sont des paramètres typiques, même si certains modèles de semi-

variogramme n'ont pas de portée et d'autres n'ont qu'une portée "efficace" (Figure VII 16 et 17 et Tableau VII 5).

Tableau VII 5. Informations sur les modèles de semi-variogramme pour les données étudiées (compagne 2021)

Paramètre	Modèle	Pépité	Seuil	Portée	Pépité / seuil %
Ca ²⁺	Sphérique	9711.04	8028.11	0.12	-
Mg ²⁺		1821.67	607.37	0.12	-
Cl ⁻		33473.31	35333.84	0.12	94.73
SO ₄ ²⁻		29071.49	56637.16	0.12	51.33
NO ₃ ⁻		10039.41	2105.16	0.12	-
NO ₂ ⁻		0.00	4.36	0.042	0.00
HCO ₃ ⁻		89.23	798.38	0.03	11.18
Na ⁺		1687.16	2935.82	0.013	57.47
K ⁺		0.00	1.49	0.016	0.00
EC		516350.56	446808.15	0.12	-
WQI	Gaussien	1701.27	3101.88	0.12	54.85
EWQI		1179.99	2367.03	0.12	49.85
CCME-WQI		68.78	198.62	0.12	34.63

Le rapport pépité/seuil de l'interpolation géostatistique de krigeage (Tableau VII 5) indique le degré de variabilité spatiale qui est affecté par des facteurs structurels/inhérents et stochastiques. Le faible rapport pépité/ seuil indique que les facteurs structuraux (tels que les facteurs géologiques) jouent un rôle important dans la variabilité spatiale. Un rapport pépité/ seuil élevé indique que la variabilité spatiale est principalement causée par des facteurs stochastiques (par exemple, les systèmes de culture et d'autres activités humaines). La portée est un indicateur de la distance d'échantillonnage suggérée d'une observation à l'autre.

Le rapport pépité/ seuil révèle la dépendance spatiale de certaines variantes. Lorsque la valeur du rapport est inférieure à 25 %, il est considéré comme une dépendance spatiale forte, et une dépendance spatiale modérée est lorsque cette valeur est comprise entre 25 % et 75 %. Si le rapport est supérieur à 75 %, il s'agit d'une dépendance spatiale faible (Tableau VII 5).

Le rapport pépité/ seuil pour tous les indices de qualité et la plupart des paramètres varie de 0 à 57.47%. Ces ratios expriment une dépendance spatiale de forte à modérée. Ces résultats indiquent que les modèles sphériques et gaussiens sont adaptés à l'ensemble de données en tant que modèles les plus précis : gaussiens pour les indicateurs de qualité et sphériques pour les paramètres physiques et chimiques.

Des diagrammes de dispersion ont été produits en fonction des valeurs mesurées afin de révéler la précision de prédiction des modèles utilisés dans la méthode krigeage ordinaire ainsi que dans la méthode

IDW. Les figures VII (17 à 19) montrent que la valeur mesurée (ligne bleue dans le nuage de points) et la valeur prédite (ligne grise) sont plus proches l'une de l'autre, indiquant une bonne relation entre elles. Ils montrent que toutes les sorties des paramètres de qualité (modèle sphérique) et les indices de qualité (modèle gaussien) sont prédits avec précision et valides. Nous notons également que les sorties de la méthode IDW pour les indices de qualité de l'eau donnent des prédictions correctes et précises.

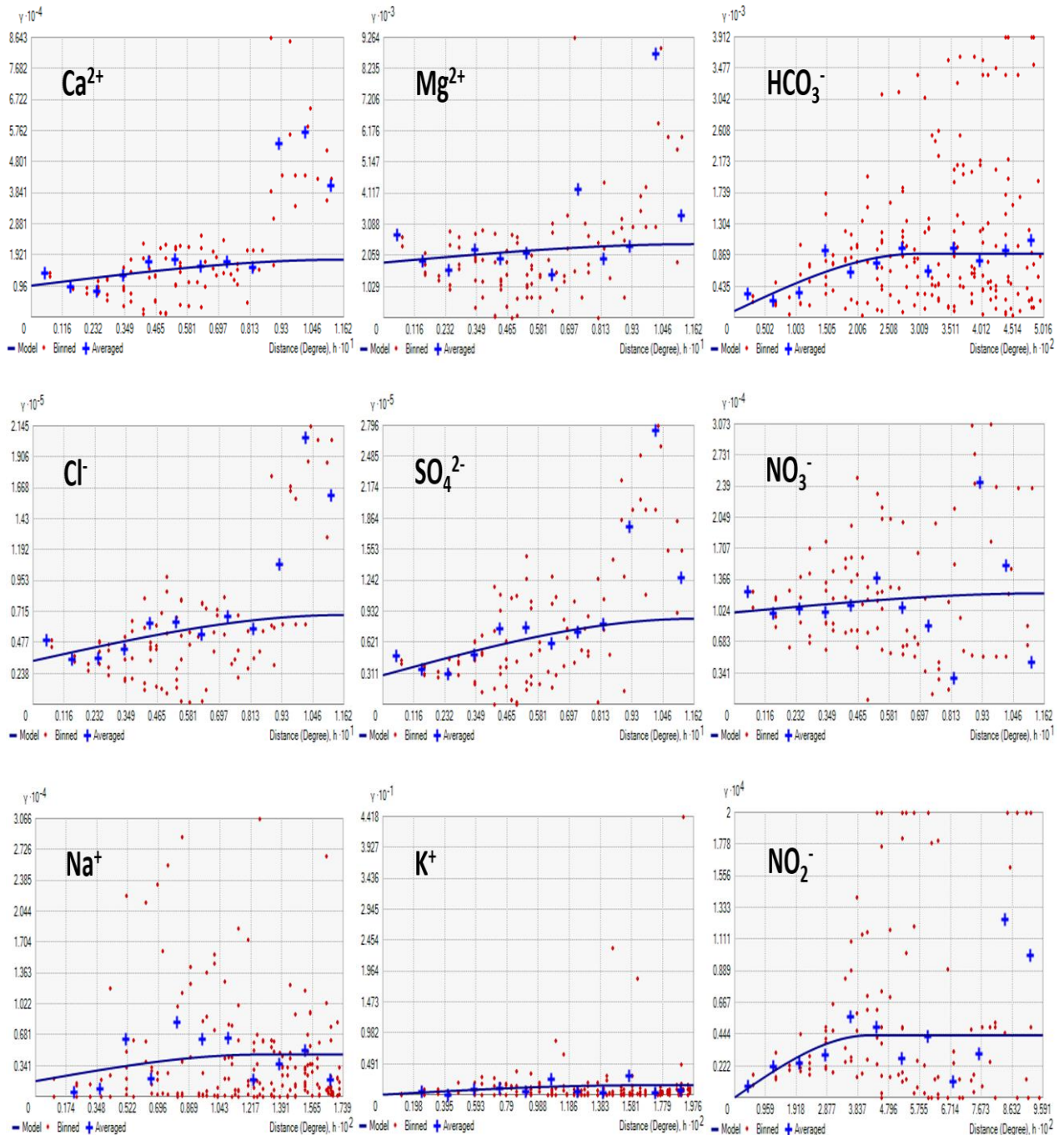


Figure VII 15. Plots semi-variogramme de méthode du krigeage sous le modèle sphérique pour tous les paramètres de campagne 2021.

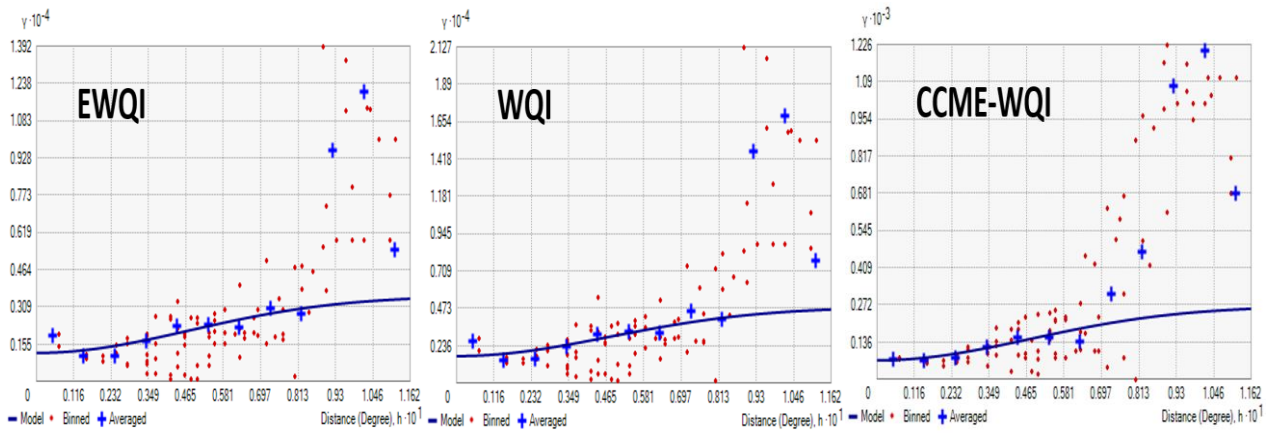
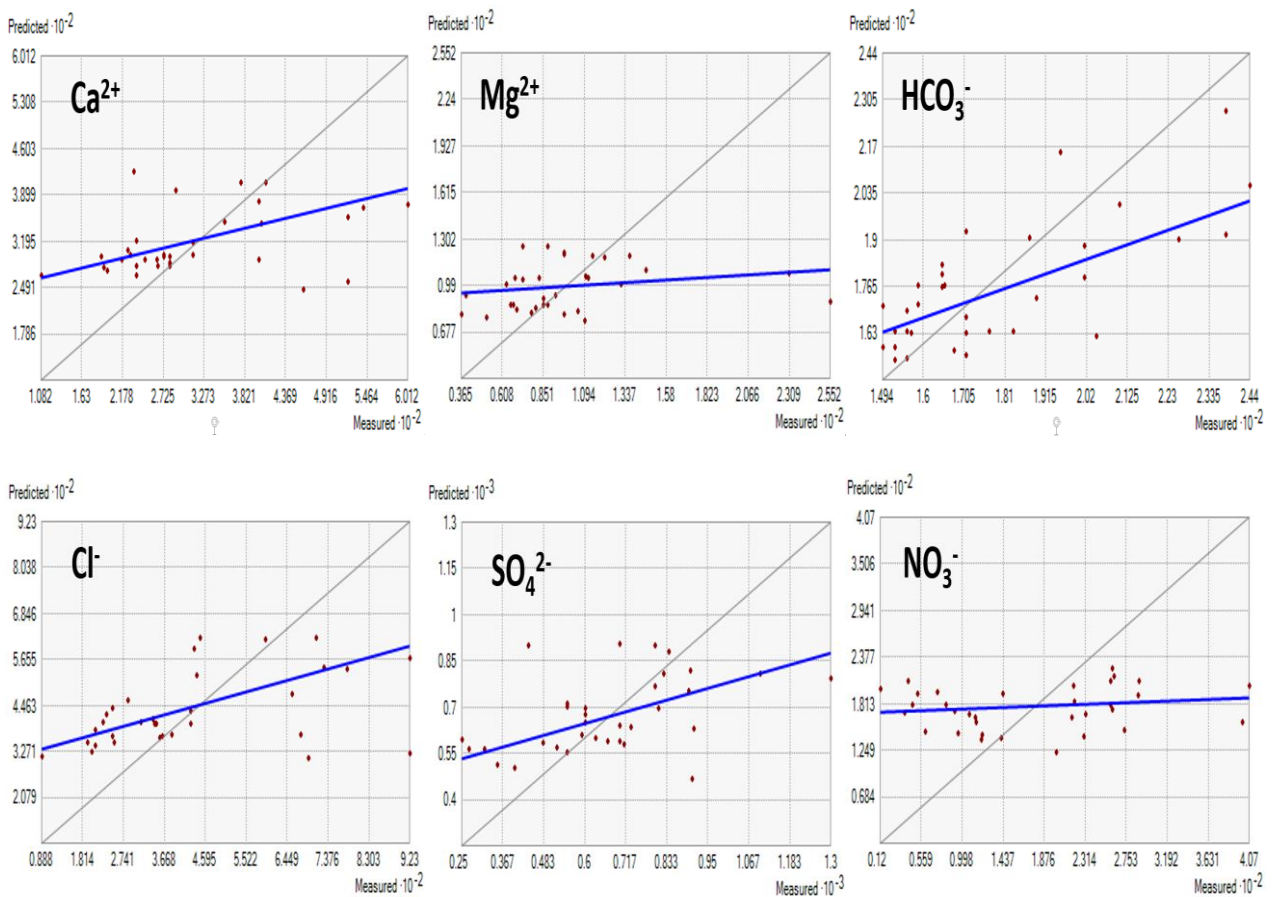


Figure VII 16. Plots semi-variogramme de méthode du krigeage sous modèle gaussien pour les indices de qualité,



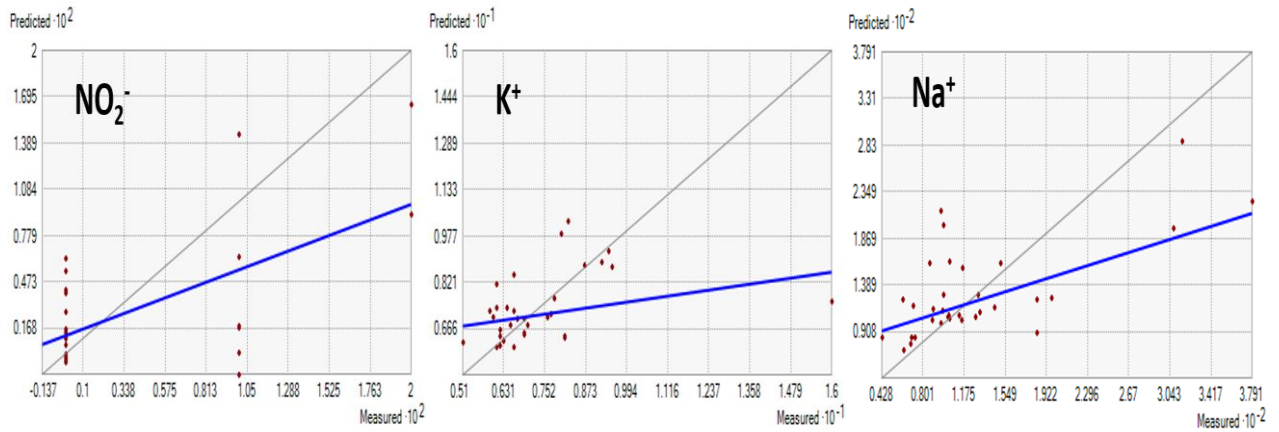


Figure VII 17. Nuage de points des valeurs mesurées par rapport aux valeurs prédites par la méthode de krigeage ordinaire (modèle sphérique).

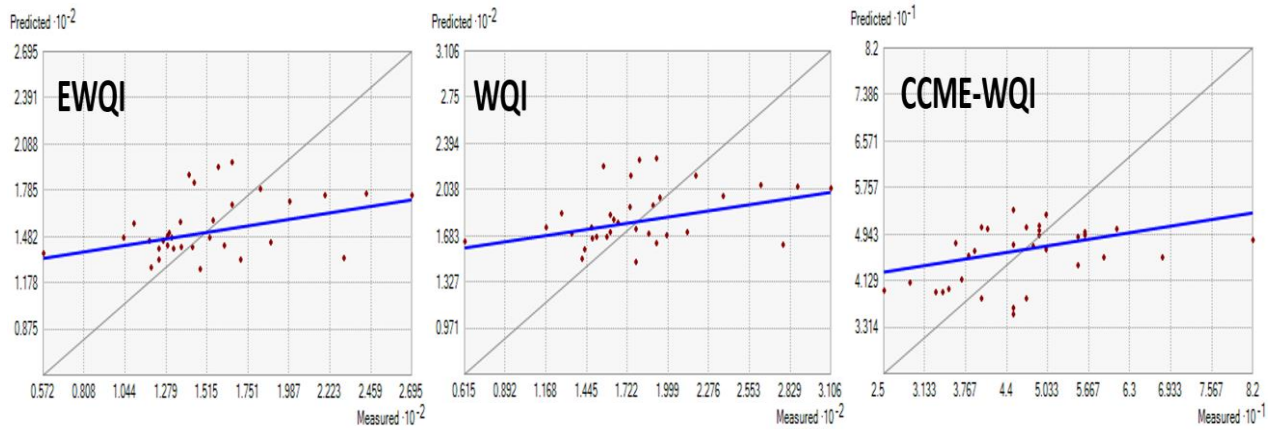


Figure VII 18. Nuage de points des valeurs mesurées par rapport aux valeurs prédites par la méthode de krigeage ordinaire (modèle gaussien) pour les indices de qualité.

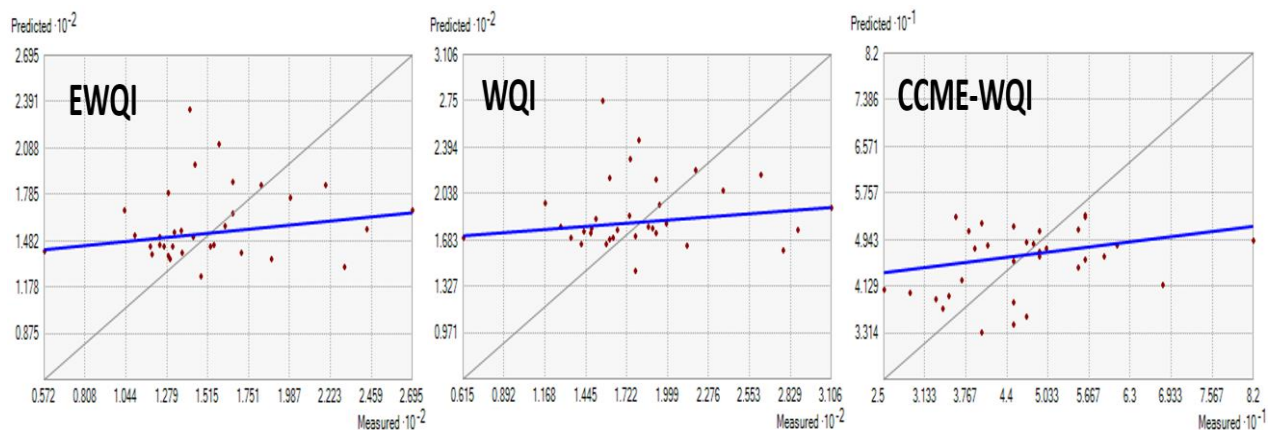


Figure VII 19. Nuage de points des valeurs mesurées par rapport aux valeurs prédites par la méthode IDW pour les indices de qualité

VII.10. Conclusion

L'aquifère d'El Maadher est la principale ressource en eau pour l'irrigation et l'usage domestique. Cette ressource s'est considérablement détériorée tant en qualité et en quantité, en raison de l'utilisation excessive de l'aquifère Grâce à l'augmentation de la population et par le changement climatique qui se produit dans la région. Dans ce travail, l'évaluation de la qualité des eaux souterraines a été étudiée, en termes d'identification des forages de bonne qualité et mauvaise qualité et les zones contaminées à l'aide d'indices de qualité de l'eau et des interpolations spatiales par SIG.

Les concentrations de SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- et Ca^{2+} dépassaient la limite standard de l'OMS pour l'eau de boisson ;

Les eaux souterraines appartiennent au faciès hydrochimique des eaux de type chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne pollué par les nitrates. Les processus hydrochimiques présents dans la région sont la dissolution et l'évaporation des minéraux carbonatés et l'échange inverse d'ions avec les minéraux argileux.

Les eaux souterraines tirent leur composition chimique de la précipitation et de la dissolution des minéraux suivants : Anhydrite, Gypse, Halite, Sylvite, Aragonite, Calcite et Dolomite.

Les indices d'eau d'irrigation indiquent que tous les échantillons sont acceptables, il ne constitue pas une menace pour les cultures ou le sol. Selon la présentation géographique des indices de qualité WQI, EWQI et CCME-WQI (pour l'eau potable) en utilisant IDW, la partie nord de la zone de présentation de Maadher était de mauvaise qualité, la partie sud était de bonne catégorie et la catégorie moyenne était au centre de la zone. Les interpolations spatiales par technique krigeage de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , et SO_4^{2-} ont une distribution similaire, une forte corrélation entre ces éléments et CE, ces distributions spatiales suivant le sens de l'écoulement souterrain ; des fortes concentrations au nord de la zone d'étude et des faibles concentrations au sud. Aussi, à l'exception du bicarbonate et du nitrate qui étaient plus élevés près de la dépression d'oued Bousaada. Les résultats de la présente étude ont révélé que la qualité des eaux souterraines dans la zone d'étude était gravement affectée par les activités anthropiques représentées par les pratiques agricoles excessives et les apports d'oued Bousaada (traces des eaux usées et dépotoir aléatoire de déchet). Nous tenons également compte des effets du changement climatique régional, tels que les augmentations de température et la diminution des précipitations, qui augmentent la demande en eau et, par conséquent, diminuent la qualité de l'eau.

Chapitre VIII : Pollution des nitrates dans la région de Maadher

Les nitrates sont un polluant des eaux souterraines, car ils sont mauvais pour la santé humaine. Dans la majorité des régions du monde examinées, les apports anthropiques ont été le principal contributeur à la contamination par les nitrates des eaux souterraines. La plupart des études indiquent que les pratiques agricoles actuelles (engrais synthétiques et animaux, pesticides), le fumier animal et d'autres déchets humains sont responsables de la pollution des eaux souterraines par les nitrates.

Cette partie s'intéresse à l'étude de l'évolution temporelle et spatiale de la pollution par les nitrates dans la région d'étude. De plus, identifier l'origine la plus probable des nitrates et faire des suggestions sur la façon de réduire leur influence négative sur les eaux souterraines.

VIII.1. Hypothèses de pollution par les nitrates

A travers les données physico-chimiques accumulées et les investigations menées et présentées dans les chapitres V et VI. La pollution des eaux souterraines par les nitrates est un problème récurrent. Il est possible d'identifier un certain nombre de composantes qui peuvent être liées au phénomène de pollution sur la base des conclusions des chapitres III et IV et des visites de terrain qui ont été effectuées :

- Des formations géologiques riches et variées, et un sol sableux très perméable,
- Il contient un aquifère mixte (Moi-Plio-Quaternaire),
- La présence de nombreux oueds importants : Maiter, Bousaada et Roumana traversent des zones urbaines et se jettent dans la plaine d'El Maadher,
- La zone est caractérisée par une activité agricole intensive et développée.
- L'accessibilité d'une variété de lieux chaotiques pour déposer des ordures (Figure III 1),
- Une partie de la population de Maadher dépend des fosses septiques traditionnelles, car le réseau d'égouts collectif est disponible que pour les citoyens du village de Maadher,

Les hypothèses suivantes permettent de déterminer les causes de la source et de la présence des nitrates dans les eaux du sol :

- Nitrates d'origine anthropique (pollution par les eaux usées de l'oued Bousaada et des fosses septiques) (Figure VIII 1),
- Nitrates d'origine agricole (engrais synthétiques et animaux),

- Nitrates proviennent d'autres formations hydrogéologiques proches de la zone d'étude,
- Nitrates sont d'origine géologique (dissolution de minéraux du Nitronatrite, Nitrocalcite).



Figure VIII 1. Photos des déchets et d'égouts à Oued Bousaada

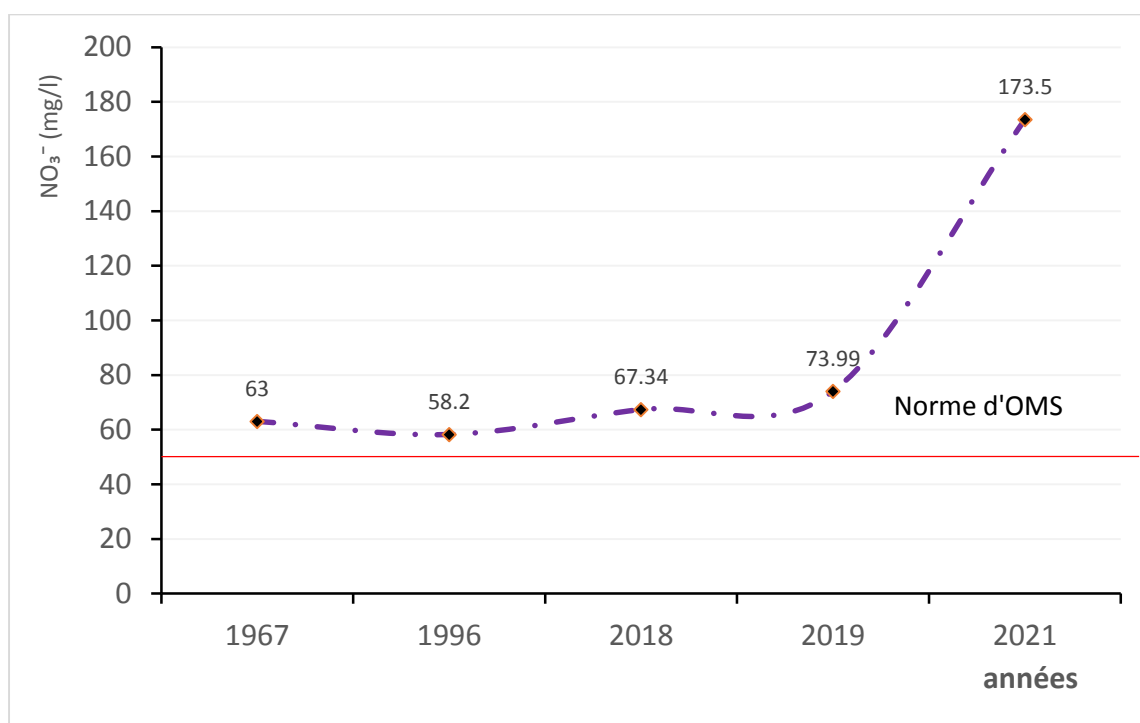
VIII.2. Analyse temporelle des nitrates dans la région d'étude

L'un des polluants les plus typiques trouvés dans les eaux souterraines du monde entier est le nitrate. L'Organisation mondiale de la santé recommande une dose maximale de 50 mg/l.

La figure VIII 2 montre l'évolution de la concentration moyenne en nitrate dans les eaux souterraines de la région de Maadher de 1967 et 2021. Toutes les campagnes de mesures ont des concentrations moyennes en nitrates supérieures ou égales à 50 mg/l au seuil légal, à l'exception de la campagne de 1967

où les concentrations moyennes se situent dans la norme autorisée. On voit qu'il continue d'augmenter atteignant un maximum de 173.47 mg/l en après d'être pratiquement maintenue à 60 mg/l entre 1967 et 1996.

A travers le tableau VIII 1, nous remarquons que la plupart des échantillons étudiés durant les campagnes de mesures 1967 et 1996 contiennent des concentrations au tour de 50 mg/l, respectivement 63 et 58.2 %. En revanche, les échantillons étudiés dans les années 2018, 2019 et 2021 contiennent des valeurs majoritairement supérieures à 50 mg/l avec une augmentation de plus de 60 %. Plus intrigant encore, il a été constaté que 70 % des échantillons analysés au cours de la campagne 2021 présentaient des lectures supérieures à 100 mg/l.



Figure

VIII 2. Évolution des concentrations moyennes de nitrates de 1967 à 2021

Tableau VIII 1. Description statistique des concentrations de nitrates de 1967 à 2021

Années	1967	1996	2018	2019	2021
Min	0	11	2	7	12
Max	177	310	120	184	407
moy	63	58.02	67.34	73.99	173.5
% inf 50	53.22	76.00	31.57	37.5	12.12
% sup 50	46.77	24.00	63.15	62.5	87.87
% sup 100	22.58	12.00	15.79	31.25	69.69

VIII.3. Analyse spatiale des nitrates dans la région d'étude

Afin d'examiner les variations des nitrates dans les eaux souterraines et les facteurs qui les ont influencées dans la région d'El-Maadher entre 1967 et 2019, des cartes montrant la répartition de la pollution par les nitrates ont été réalisées. Le travail a été réalisé selon la méthode IDW par le logiciel ArcGIS (Figure VIII 3).

Les résultats ont montré que les distributions spatiales des échantillons de l'année 1967 témoignaient d'une forte prévalence de pollution par les nitrates à l'embouchure d'Oued Delfa (ouest), à l'extrême est de la région de Maadher (Figure VIII 3). Près de la plaine de Maadher, il y a quelques échantillons (forages : 3, 32, 38 et 58), bien que le reste de la zone ait une pollution faible à modérée par les nitrates.

En ce qui concerne la distribution de l'année 1996, nous notons que la propagation de la pollution par les nitrates est faible dans tous les échantillons, à l'exception des échantillons 31, 34, 42, 43, 44 et 45 qui sont proches des oueds Maiter et Bousaada et montrent des signes de pollution extrêmement élevée.

Les distributions spatiales de la pollution par les nitrates en 2018 et 2019 sont étonnamment comparables. Le village de Maadher, les régions proches des oueds de Bousaada et de Maiter présentent des niveaux de pollution extrêmement élevés.

Ces résultats suggèrent que, sur l'ensemble de la zone d'étude, la pollution des eaux souterraines par les nitrates est en augmentation constante depuis 1967. Le périmètre agricole de Maadher et les régions proches des oueds de Bousaada, de Roumana et de Maiter sont plus pollués par les nitrates, cela a été constaté lorsque étudié la région de Maadher en particulièrement.

Remarque

Pour les distributions spatiales des nitrates pour les campagnes 1021, 2019 et 1996, les variations spatiales des concentrations ne sont pas prises en compte sur l'ensemble de la zone, mais sont prises par rapport à la zone de présentation définie par les pointillés sur chaque carte. Parce que les méthodes d'interpolation dépendent des relations entre les échantillons et prédisent les concentrations dans des endroits inconnus en fonction des concentrations connues. Les régions dépourvues d'échantillons ne sont pas prédites correctement.

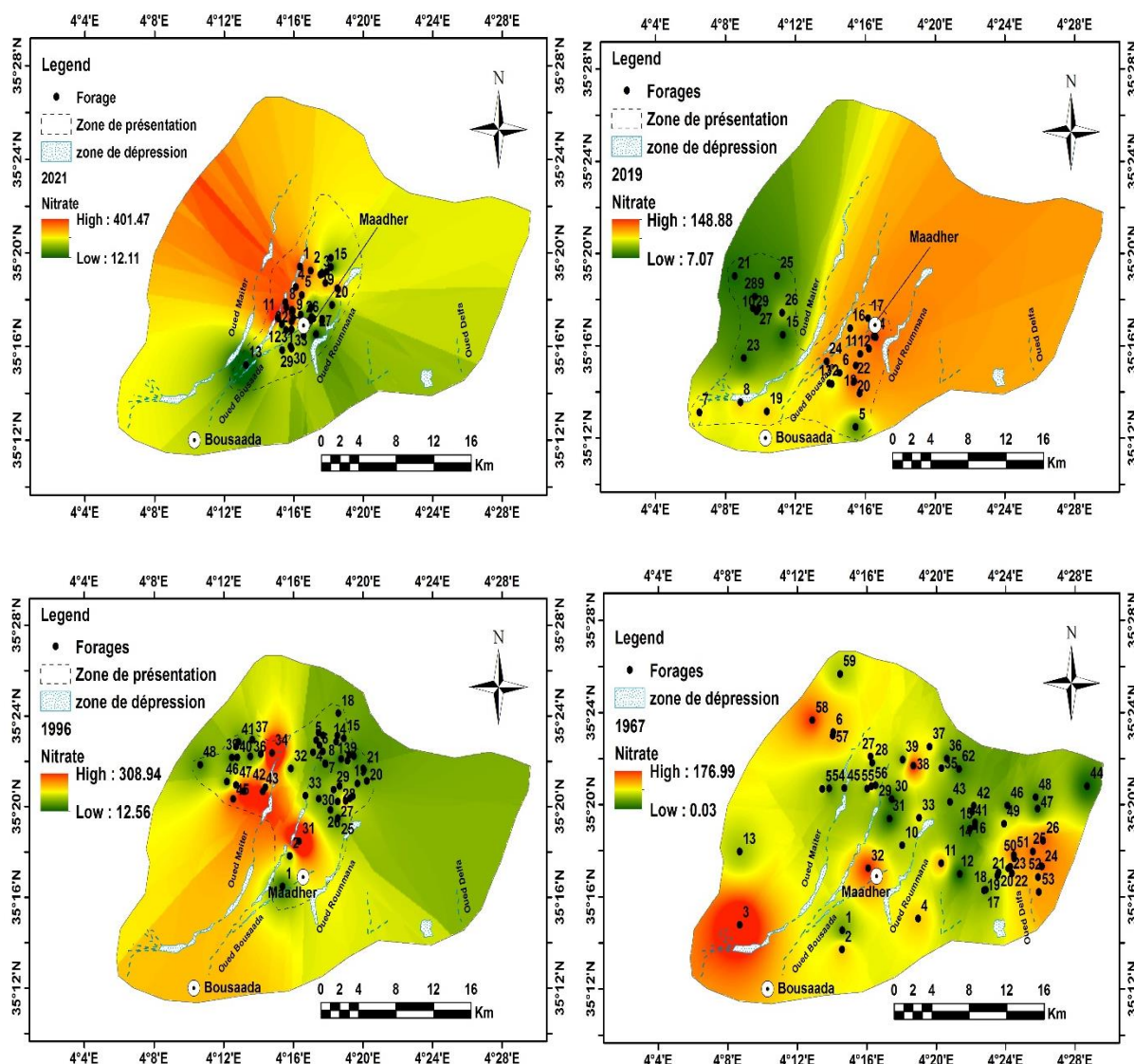


Figure VIII 3. Cartes de distribution spatiale de nitrates pour les campagnes de mesure 1967, 1996, 2019 et 2021 à l'aide de la méthode IDW.

VIII.4. Indice de pollution par les nitrates (NPI)

L'indice de pollution par les nitrates NPI est une méthode innovante et efficace pour évaluer le niveau de pollution d'eau souterraine par les nitrates. La figure VIII 4 présente la classification des eaux souterraines pour chacune des données archivées 1996, 1967 et des données récentes 2018, 2019 et 2021. Selon la valeur NPI, cinq types d'eau ont été identifiés : propre (< 0), légèrement polluée (0 à 1), modérément polluée (1 à 2), fortement polluée (2 à 3) et très fortement polluée (> 3).

Pour les échantillons d'archivé en 1996 et 1967, les valeurs NPI variaient de -0.45 à 14.5 pour l'année 1996 et de -1.0 à 7.85 pour l'année 1967 avec une moyenne de 1.9 et 1.8 respectivement. En ce qui concerne la classification NPI pour l'année 1967, il a été noté que 48.2% des échantillons étaient dans les catégories propre et peu pollué, et 14.5% des échantillons étaient modérément pollués. De plus, 3.2 et 32.3 % de tous les échantillons prélevés appartiennent respectivement aux deux catégories de pollution élevée et très élevée. 50 % des échantillons de 1996 appartenaient aux catégories propre et faiblement polluée, et 32 % de tous les échantillons étaient dans la catégorie de pollution modérée. Pour les deux catégories, forte et très forte pollution, 6 % et 12 % de tous les échantillons ont été prélevés respectivement.

Les échantillons de 1996 et 1967 contenaient respectivement 82 % et 62.7 % de nitrates en moins que ce qui est sans danger pour la consommation humaine. Ces pourcentages témoignent de l'émergence d'une pollution par les nitrates.

D'autre côté, pour les échantillons récents des années 2018 et 2019, les classifications NPI étaient assez similaires, car ces échantillons ont été prélevés dans des forages destinés à la consommation humaine et les normes d'isolation ont été suivies lors de leur établissement. Alors que dans 31.58 et 37.5% des échantillons de 2018 et 2019 respectivement, les cours d'eau étaient propres ou légèrement pollués. Quant à la catégorie de pollution modérée, le pourcentage d'échantillons y était de 5.26 et 3.13% pour les années 2018 et 2019, respectivement. Les deux catégories de pollution forte et très forte ont reçu la majorité des prélèvements, soit respectivement 63.15 et 59.37 % du total des prélèvements pour les années 2018 et 2019.

Seuls 6,06% du total des échantillons appartenaient aux catégories non polluantes et peu polluantes, et 12.12% des échantillons appartenaient aux catégories de pollution modérée, selon les échantillons de l'année 2021. En revanche, 81.81% des échantillons appartenaient aux catégories de pollutions fortes et très fortes.

Ces classifications indiquent que ces échantillons sont très exposés à la contamination par les nitrates. Cette pollution peut être due au fait que ces forages sont situés en milieu agricole, en plus du fait que ces forages n'ont pas suivi les conditions d'isolement des eaux de surface (d'un aquifère à d'autres) lors de leurs aménagements.

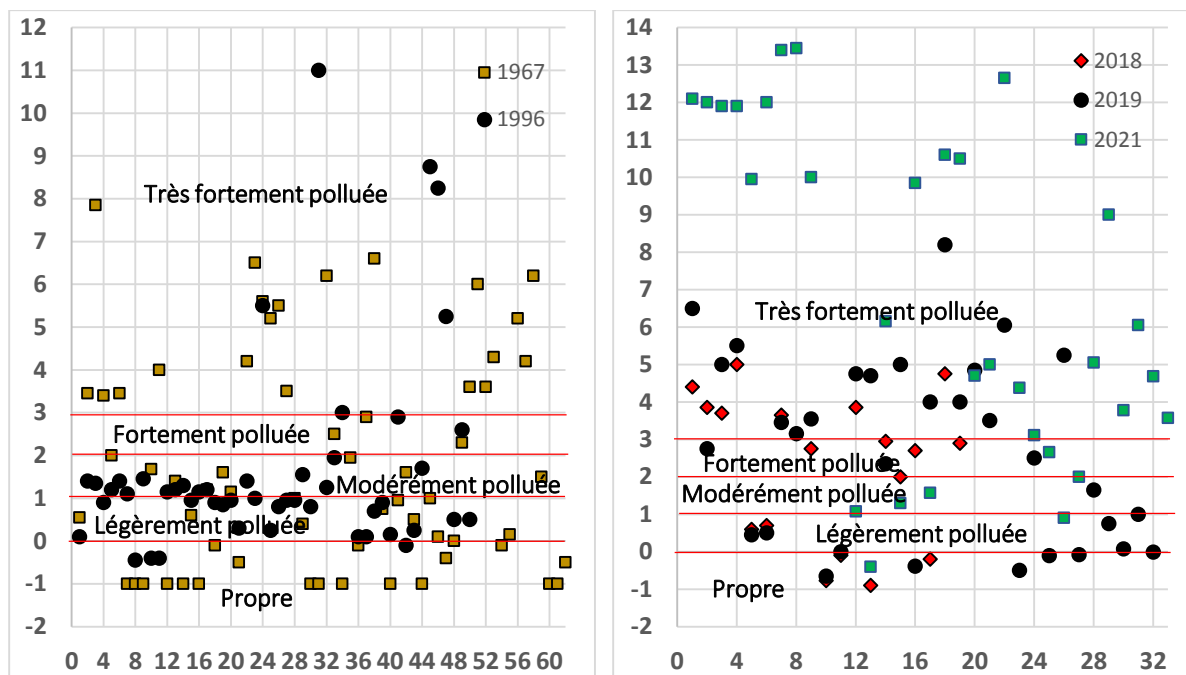


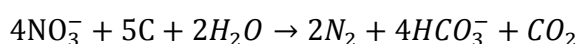
Figure VIII 4. Classification de niveaux de pollution des eaux souterraines à l'aide de l'indice de NPI

Tableau VIII 2. Description de l'indice NPI pour les campagnes de mesure de 1967- 2021

Valeur NPI	Catégorie de pollution	1967		1996		2018		1019		2021	
		N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
< 0	Propre	19	30.5	4	8	4	21.05	7	21.87	1	3.03
0-1	Légèrement polluée	11	17.7	21	42	2	10.53	5	15.62	1	3.03
1-2	Modérément polluée	9	14.5	16	32	1	5.26	1	3.125	4	12.12
2-3	Fortement polluée	2	3.2	3	6	4	21.05	3	9.37	1	3.03
> 3	Très fortement polluée	20	32.3	6	12	8	42.1	16	50	26	78.78

VIII.5. Relation des NO₃⁻ avec le HCO₃⁻ et le pH

La corrélation négative entre le nitrate et le bicarbonate fait partie des indicateurs de l'apparition de la dénitrification (Nakagawa et al 2016 ; Mohamed et al. 2003). Le processus de dénitrification se produit en présence de carbone organique dans un environnement avec moins d'oxygène et s'exprime par l'équation suivante :



Dans ce cas, nous tirons la conclusion que le bicarbonate augmente à mesure que le nitrate diminue. Les résultats de l'étude n'ont pas prouvé de manière concluante ce lien. La figure VIII 5 ne montre pas une évolution claire des concentrations de bicarbonate en termes de nitrates (le bicarbonate apparaît

presque indépendant du nitrate) (le bicarbonate apparaît presque indépendant du nitrate). Par contre, on observe que le coefficient de corrélation entre les nitrates et le bicarbonate est négatif et faible $r = -0.41$.

A partir de ces résultats, nous pouvons dire que le processus de dénitrification n'est pas important ou très faible dans la zone étudiée. Ce processus est considéré comme insuffisant pour se débarrasser des nitrates en raison des quantités énormes qui pénètrent dans les eaux souterraines par la pollution humaine et les pratiques agricoles.

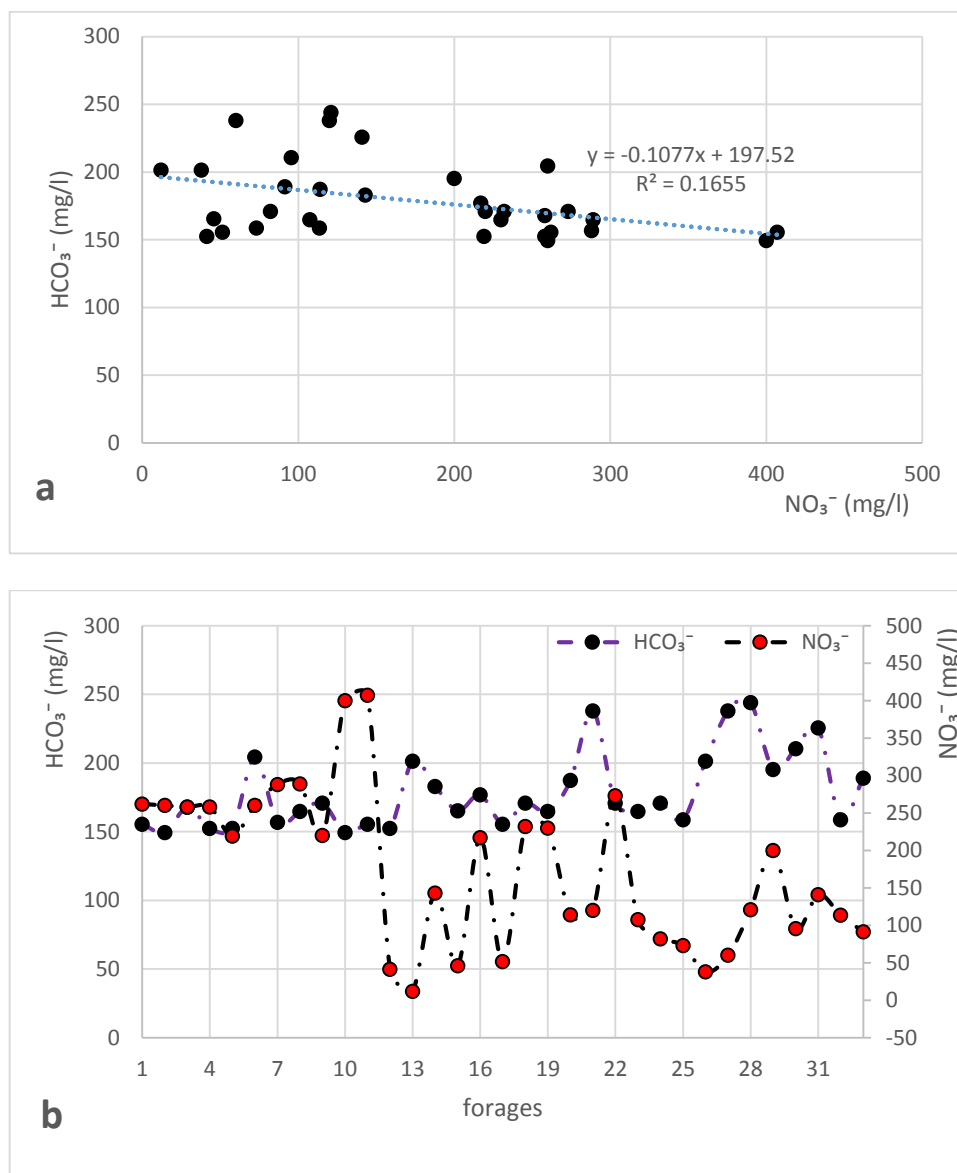


Figure VIII 5. Graphes bivariés : a) HCO_3^- en fonction de NO_3^- , b) Comparaison du nitrate et du bicarbonate dans les forages

Afin d'expliquer plus précisément les processus qui affectent les nitrates dans les eaux souterraines, des cartes de la distribution des nitrates et du pH ont été dressées dans la zone étudiée. Bien qu'il existe plusieurs autres facteurs qui contribuent à augmenter le pH dans les eaux souterraines, le pH est un

indicateur important de l'occurrence du processus de nitrification dans les eaux souterraines selon l'équation suivante :



Les échantillons étudiés avaient généralement une eau alcaline ($\text{pH} > 7$). Nous notons que le pH suit un modèle de distribution spatiale similaire à celui du nitrate (Figure VIII 6), le pH étant plus élevé dans les échantillons avec des concentrations de nitrate plus élevées. Les équations précédentes expliquent comment l'augmentation de la production de nitrate dans l'eau du sol entraîne une augmentation des ions H^+ , et en fin de compte, une augmentation du pH.

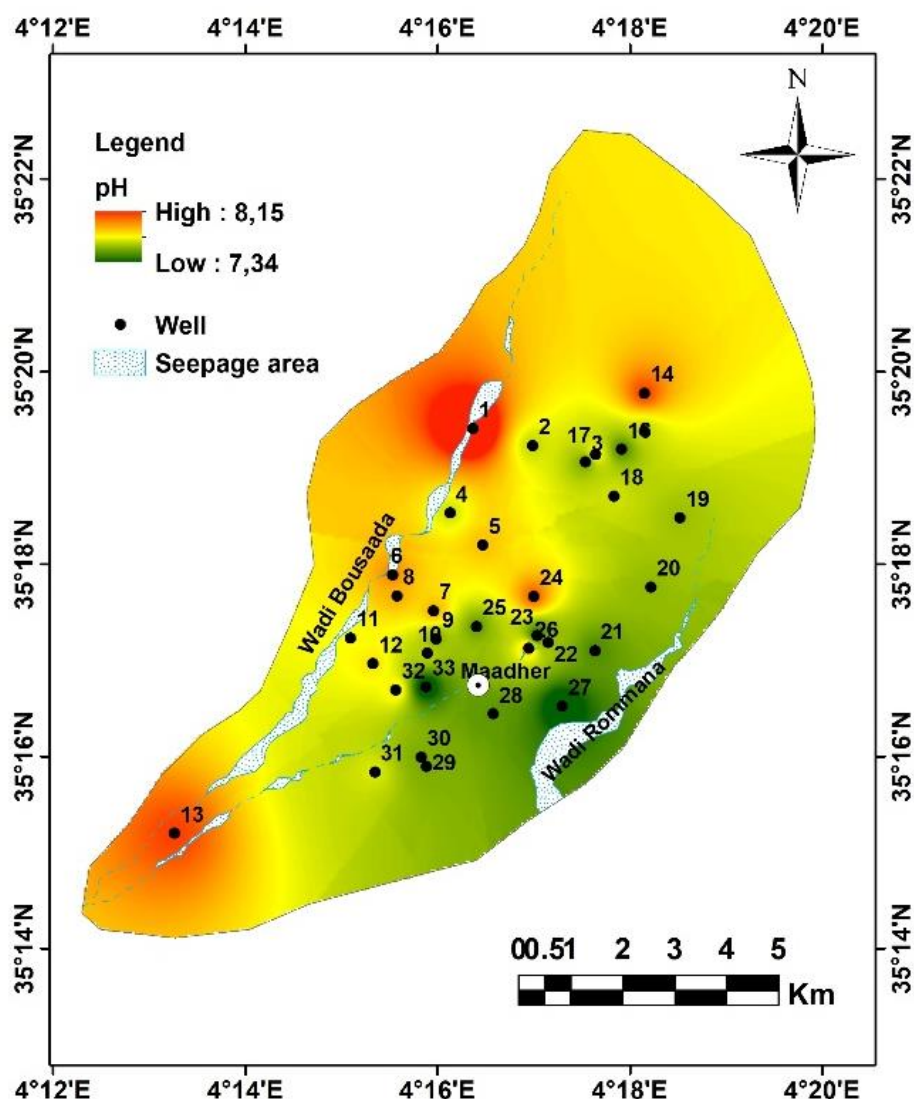


Figure VIII 6. Carte de distribution spatiale de pH à l'aide de la méthode IDW.

VIII.6. L'origine de NO_3^- dans la plaine de Maadher

La section Maadher des échantillons d'eau souterraine de Bousaada n'avait pas toute une contamination par les nitrates ou une contamination au même niveau. L'utilisation d'engrais agricoles et la contamination des eaux usées sont deux causes potentielles (naturelles et synthétiques) (naturelles et synthétiques). Étant donné que le chlorure Cl^- n'est pas affecté par les processus physiques et microbiologiques, il est essentiel pour déterminer si les eaux usées ont contaminé les eaux souterraines. L'augmentation des concentrations de NO_3^- et de Cl^- provenant des engrais chimiques est généralement corrélée (El Mountassir et al. 2022). Des concentrations extrêmement élevées de Cl^- indiquent des eaux usées, y compris des effluents domestiques, industriels et animaux, alors que peu ou pas de NO_3^- est présent (Liu et al. 2006 ; Wei et al. 2017).

Les nitrates montrent une faible corrélation avec le Cl^- $r = 0.11$ (le tableau VII 3). Cette indépendance peut se référer aux différentes sources dans les eaux souterraines.

Les différences dans les rapports $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ par rapport aux concentrations de Cl^- sont tracées à la figure VIII 7a. Les échantillons d'eau souterraine à haute teneur en Cl^- et à faible pourcentage de $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ ont été contaminés principalement par des eaux usées provenant des fosses septiques, d'oued Bousaada et Romana, et des intrants agricoles (déchets des animaux). Les échantillons à forte teneur en $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ étaient principalement contaminés par des effets agricoles (Figure VIII 7a), (El Mountassir et al. 2022). Certains échantillons montrent une légère corrélation entre NO_3^- et Cl^- (Figure VIII 7b) qui peuvent indiquer un processus de mélange entre la source agricole et les eaux usées (Wei et al. 2017).

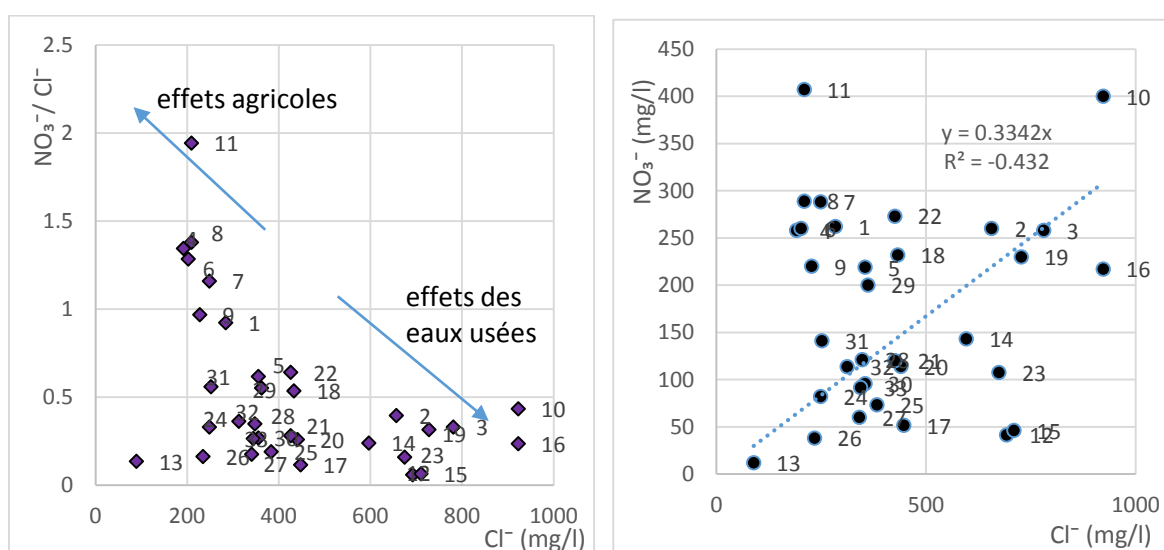


Figure VIII 7. Graphes bivariés : a) Cl^- en fonction de $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$, b) NO_3^- en fonction de Cl^-

VIII.7. Solution contre la pollution des nitrates

Les nitrates sont parmi les polluants les plus courants dans les eaux souterraines et sont souvent d'origine anthropogénique. Les organisations internationales et de nombreux chercheurs considèrent que les nitrates en forte concentration (supérieur 50 mg/l) dans l'eau constituent un danger pour la santé humaine. Les chercheurs travaillent constamment pour développer des moyens d'éliminer les nitrates de l'eau plus efficace et moins cher.

Techniquement, il existe plusieurs méthodes utilisées pour éliminer les nitrates, notamment l'osmose inverse, la distillation ou l'utilisation de résines échangeuses d'ions.

Le système de purification d'eau domestique peut également être utilisé collectivement ou individuellement, qui sert pour réduire les concentrations de nitrate, par exemple, filtration à la base du charbon actif. Il s'est avéré efficace pour les nitrates et d'autres éléments chimiques.

La meilleure solution de protéger les habitants d'El Maadher contre les niveaux excessifs de nitrates est d'éliminer les causes de pollution dans les eaux souterraines.

- Il est possible d'envisager l'élaboration d'un plan efficace de suivi et de réduction de l'utilisation des engrais chimiques, des pesticides et de la fertilisation de fumier animal dans la zone d'étude,
- aménagement d'oued de Bousaada et l'arrêt des déversements imprévisibles d'ordures (Figure VIII 8),
- Identifier et raccorder les éventuelles fuites des eaux d'égout de village de Bousaada à la station d'épuration (Figure VIII 8),
- Raccorder le village de Maadher au réseau d'égouts et travailler à l'éradication complète des fosses septiques,
- Rechercher des sources d'eau propre et non polluée et protéger les nappes les plus profondes,

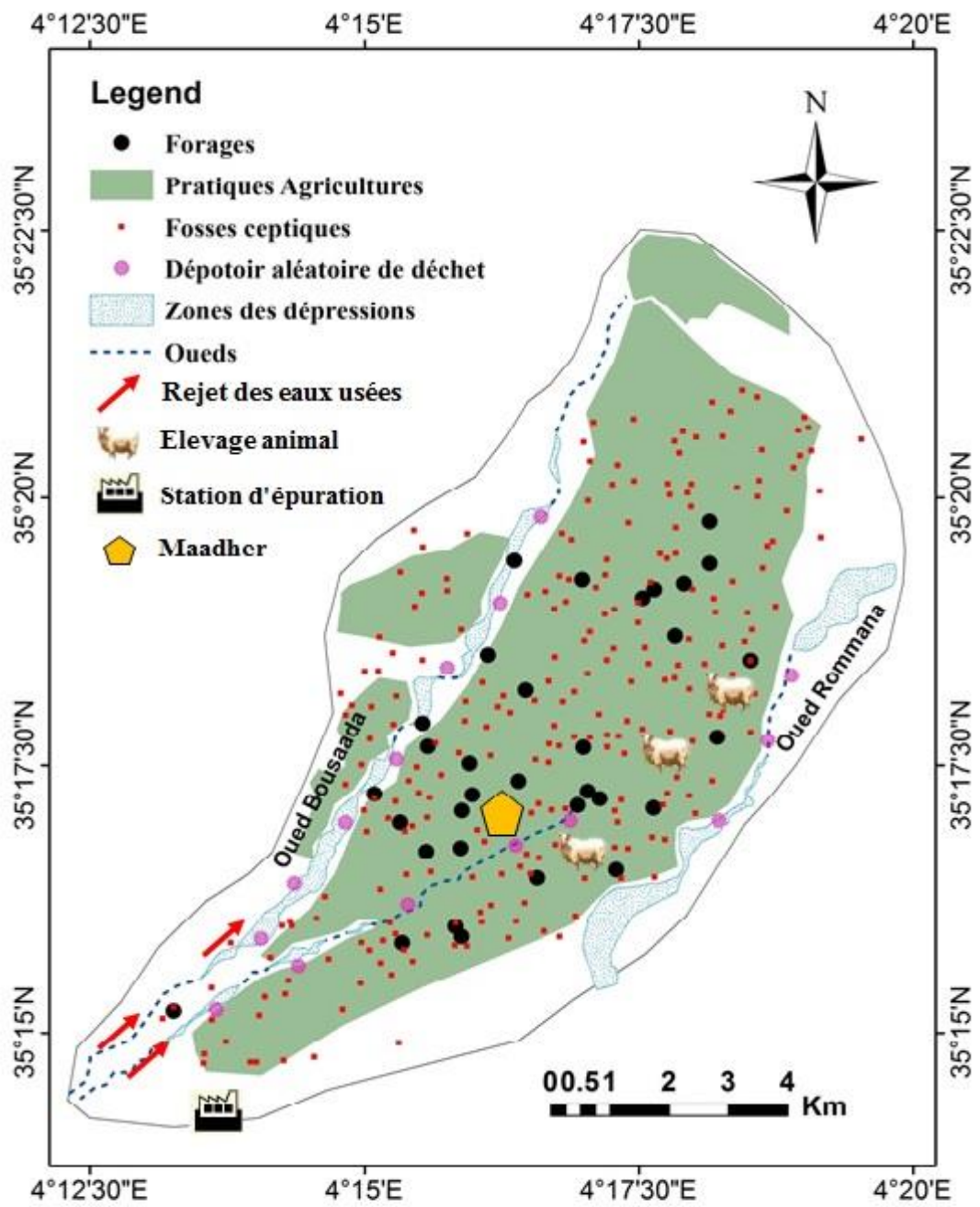


Figure VIII 8. Inventaire des sources de pollutions dans la plaine de Maadher.

VIII.8. Conclusion

La contamination des eaux souterraines par les nitrates est apparue pour la première fois dans la région d'étude il y a plus de 30 ans et se propage maintenant rapidement. Les zones proches des oueds de Maiter, Bousaada et Romana, ainsi que les zones de pratiques agricoles intensives, présentaient des concentrations de nitrates très élevées. Cette pollution de nitrates dans la région est causée par :

- de pollution des eaux usées et des déchets solides (dépotoir) jetés dans l'oued de Bousaada,
- pratiques agricoles intensives avec l'utilisation des pesticides, engrais synthétique et de fumier animal,
- la contamination également causée par l'utilisation des fosses septiques pour les citoyens qui vivent loin du village de Maadher.

La meilleure solution pour limiter la propagation de pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la zone de Maadher est de prendre des mesures préventives et de trouver des solutions aux principales causes responsables de la pollution.

Conclusion générale

Conclusion générale

La présente étude, qui a porté sur l'aquifère mixte d'El Maadher au sud de Chott El Hodna dans le nord-est de l'Algérie, a conduit aux conclusions suivantes :

Le sud de Chott El Hodna contient des régions fertiles caractérisées par des sols argileux et sablonneux, dans lesquelles abondent diverses activités agricoles. Notre région d'étude est soumise à un climat de type aride à semi-aride, avec un hiver froid et pluvieux et un été chaud et sec, avec des précipitations faibles et mal réparties. L'étude géologique de la région a révélé que les formations carbonatées de bordure remontent au Crétacé. Les formations d'âge Mio-Plio-Quaternaire occupent la totalité de la plaine de Maadher. Du point de vue hydrogéologique, les calcaires d'âge Crétacé bordant la plaine pourraient être d'importants réservoirs d'eau. L'eau souterraine est la principale source d'eau de boisson et d'irrigation dans la région.

Notre étude de qualité des eaux souterraines nous a permis de commencer la thèse avec un aperçu de la qualité de l'eau et des paramètres clés de pollution des eaux. Une description du cycle naturel des nitrates, les causes de la pollution des eaux souterraines et les risques qu'il pose aux personnes et à la communauté ont été discutés.

L'étude hydrogéochimique a été réalisée afin de caractériser la qualité des eaux souterraines, donc les facteurs naturels et anthropiques qui influent sur cette qualité. Plusieurs modes et outils d'interprétation ont été utilisés (diagrammes, statistiques, cartographie, logiciels chimiques, etc.), qui ont montré :

Les eaux souterraines assignées pour la consommation sont classées par une qualité moyenne. Les faciès hydrochimiques dominants des échantillons sont du type : chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne polluée par les nitrates. La corrélation des ions principaux de la qualité avec le TDS a donné une idée de la tendance des eaux souterraines à la salinité. Les teneurs de sulfate, chlorure et de calcium dépassaient les normes admissibles dans de nombreux échantillons. Le taux 79% des échantillons contenait des concentrations de nitrates dépassant les normes autorisées de 50 mg/l. La répartition spatiale des éléments chimiques a confirmé que l'origine de ces faciès est fortement liée à la nature lithologique de la région. La dissolution des formations carbonatées et évaporitiques est à l'origine de cette distribution.

La comparaison des concentrations des paramètres physico-chimiques qui caractérisent les principales formations géologiques du bassin, a mis en évidence la présence de processus d'échange d'ions inverses et la prédominance des paramètres alcalino-terreux (Ca^{2+} , Mg^{2+}) sur les alcalis (Na^+ , K^+) et les anions acides forts (SO_4^{2-} , Cl^-) sur les anions acides faibles (CO_3^{2-} , HCO_3^-).

La modélisation chimique des échantillons à l'aide de l'indice de saturation a montré que les eaux souterraines tirent leur composition chimique des processus dominants de précipitation et de dissociation des minéraux suivants : calcite et dolomite, anhydrite, gypse, halite, sylvite, aragonite.

L'analyse statistique en utilisant (CAH) et (ACP) a montré trois clusters hydrochimiques distincts. Un cluster évaporitique caractérisé par une forte minéralisation, un autre cluster bicarbonaté caractérisé par une faible minéralisation et un troisième cluster qui représente la pollution anthropique.

Nos résultats de classification montrent que tous les échantillons situés dans le périmètre agricole d'El Maadher sont acceptables à l'irrigation et ne constituent pas une menace pour les cultures ou le sol. Selon les indices de qualité d'eau de boisson AWQI, CCME-WQI et EWQI, le nord de la région de Maadher est dans la catégorie de mauvaise qualité, la partie sud-est dans la bonne catégorie et la catégorie moyenne représente le milieu de la zone. Les présentations SIG réalisées sur les paramètres majeurs de qualité utilisant la méthode du krigeage ont montré que les concentrations de ces paramètres suivent la direction d'écoulement souterraine ; fortes concentrations au nord de la région d'étude et faibles concentrations au sud. Sauf pour les teneurs en bicarbonate et nitrate qui étaient plus élevées à proximité des endroits de dépression de l'Oued Bousaada. Cette méthode a démontré son efficacité pour produire des informations de prédiction dans la région avec les points d'échantillonnage connus.

Quant à l'aspect environnemental, les investigations sur la pollution de la plaine de Maadher ont fait apparaître une forte contamination de celle-ci par les nitrates, ce qui contribue à la dégradation de la qualité des eaux. La présence des niveaux élevés de nitrate dans tous les échantillons de la zone d'étude selon les campagnes de mesure traitées de 1967 à 2021 indique l'existence d'une source de pollution qui entraîne une détérioration de plus en plus importante des eaux souterraines au cours du temps.

L'interprétation de l'évolution des nitrates en fonction de la formation géologique et de l'hydrodynamique des eaux souterraines a montré que : La contamination des nappes phréatique et profonde est très accentuée, surtout avec l'exploitation systématique actuelle de cette dernière nappe. La nature de formation géologique de l'aquifère mixte a favorisé la contamination de la nappe profonde et a joué un rôle sur la répartition des nitrates dans la plaine. Il a été signalé que des pratiques agricoles excessives (utilisation du fumier animal), des traces des eaux usées et de déchets solides (dépotoir) de l'oued Bousaada et l'utilisation de fosses septiques par les agriculteurs de la zone sont responsables de l'augmentation des niveaux de nitrate.

Recommandations et perspectives

Les eaux souterraines de la zone d'El Maadher sont confrontées au problème de la contamination et à la détérioration de leur qualité. Les recommandations ci-dessous visent à élucider certains problèmes qui ont été observés, à préciser les incertitudes résultant de l'étude actuelle et à proposer des interventions en conséquence :

- Interdire les décharges anarchiques et les dépotoirs de déchets urbains sur les berges des oueds,
- Réduire le nombre de fosses septiques dans la zone d'El-Maadher et augmenter le pourcentage de raccordement au réseau d'assainissement,
- Renforcer et protéger du collecteur d'eaux usées de la ville de Bousaada et du village d'El Maadher pour éviter les fuites des eaux se déversant dans l'oued de Bousaada,
- Encourager les agriculteurs à utiliser des techniques modernes d'arrosage pour réduire l'utilisation excessif des eaux souterraines,
- Encourager les agriculteurs à améliorer leurs pratiques agricoles, contrôler l'utilisation d'engrais, des pesticides et des fumiers animaux dans l'agriculture,
- Protéger la nappe phréatique et le territoire contre toute pollution industrielle provenant des unités de production agroalimentaire,
- Créer des points d'eau traitée pour les citoyens de la région, en installant des stations de traitement collectif spécifiques pour réduire les nitrates et la dureté.

Perspectives pour la suite de ce travail de recherche :

- Installer un système de contrôle de la qualité et du niveau piézométrique des eaux souterraines pour tout le sud du chott El Hodna,
- La nappe Mio-Plio-Quaternaire d'El Maadher constituant la seule réserve d'eau actuelle de la région, il est recommandé de la recharger artificiellement avec des eaux de surface (par oued Maiter). Ceci ne pourrait avoir lieu qu'après la programmation d'études approfondies de géologie, de géophysique et d'hydrogéologie,
- Appliquer des outils modernes tels que l'intelligence artificielle et le SIG pour prédire les paramètres de qualité des eaux souterraines,
- Étendre l'étude de qualité des eaux de la région à d'autres pollutions, celle des métaux lourds et des pesticides,

- Etudier la circulation de l'eau dans l'aquifère, des sources de recharge, des origines de pollution à l'aide des isotopes stables de l'azote, de l'oxygène et du carbone,
- Surveiller en permanence la qualité chimique de l'eau grâce à des échantillonnages périodiques.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

ANRH (2007) Modelling of the Hodna aquifer. Mission III model exploitation. Sub-Mission III 2 predictive simulation and proposal for optimum management of water resources (in French). Tech. rep., Agence Nationale des Ressources Hydrauliques, Icosium forage et engineering services

Abdellaoui F, et Benchenite A (2012) Caractérisation des sols et des eaux d'irrigation dans deux stations : Bensrouer et Maadher (W. M'Sila). Mémoire d'Ingénieur. Université. M'Sila. 62p

Amel F (2021) Effets des activités humaines sur les ressources en eaux dans les régions semi-arides et arides d'Algérie. Thèse de Doctorat, Université de M'sila.

Annuaire Statistique (2015), Direction de la planification de la Wilaya de M'sila. Algérie

Aubert G (1976) Les sols sodiques en Afrique du Nord.

ADE (2019) Entreprise Algérienne des eaux. Zone de Djelfa unité de M'sila. Algérie

Askri H, Belmecheri A, Benrabah B et al. (1995) Geology of Algeria. In Well Evaluation Conference Algeria (pp. 1-93). Houston, TX : Schlumberger.

Abdelkader Ouakouak (2017) Elimination du cuivre, des nitrates et des phosphates des eaux par adsorption sur différents matériaux. Thèse de Doctorat en Hydraulique Urbaine et Aménagement. Université Mohamed Khider- Biskra. Algérie

Alian Gallien (2014) cycle de l'azote en agriculture. Banque des schémas

Abdelbaki C, Boukli Hacène F (2007) Etude du phénomène de dégradation des eaux souterraines du groupement urbain de Tlemcen. Revue des Energies Renouvelables. Vol. 10 N°2 (2007) 257 – 263 257 Université Abou Bakr Belkaid, Tlemcen, Algérie

Appelo C A J, Postma (1993) Geochemistry, Groundwater and Pollution. Rotterdam, Netherlands: A.A.BALKEMA.

Aydin H, Ustaoglu F, Tepe Y, Soylu E N (2021) Assessment of water quality of streams in northeast Turkey by water quality index and multiple statistical methods. Environmental forensics, 22(1-2), 270-287.

Arshid M U, Kamal M A (2020) Regional Geotechnical Mapping Employing Kriging on Electronic Geodatabase. Applied Sciences 10(21) : 7625. DOI: 10.3390/app10217625

Abou Zakhem B, Hafez R (2015) Heavy metal pollution index for groundwater quality assessment in Damascus Oasis, Syria. *Environmental earth sciences* 73(10): 6591-6600. DOI 10.1007/s12665-014-3882-5

Appleby G, Liu L, Liu L P (2020) Kriging convolutional networks. In *Proceedings of the AAAI Conference on Artificial Intelligence Vol 34 No 04* pp: 3187-3194.

Alther G A (1979) A simplified statistical sequence applied to routine water quality analysis: a case history. *Groundwater* 17(6): 556-561. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1979.tb03356.x>

ANRH (2006) Modelling of the Hodna aquifer. Mission I: data collection, analysis and synthesis (in French). Tech Rep. Agence nationale des ressources hydrauliques. Algérie

Abbasi T, Abbasi S A (2012) *Water quality indices*. Elsevier.

Abdesselam S, Halitim A, Jan A, Trolard F, Bourrié G (2013) Anthropogenic contamination of groundwater with nitrate in arid region: case study of southern Hodna (Algeria). *Environmental Earth Sciences* 70(5): 2129-2141. DOI 10.1007/s12665-012-1834-5

Amiri V, Rezaei M, Sohrabi N (2014) Groundwater quality assessment using entropy weighted water quality index (EWQI) in Lenjanat, Iran. *Environmental Earth Sciences* 72(9): 3479-3490.

Adimalla N (2021) Application of the entropy weighted water quality index (EWQI) and the pollution index of groundwater (PIG) to assess groundwater quality for drinking purposes: a case study in a rural area of Telangana State, India. *Archives of environmental contamination and toxicology* 80(1): 31-40.

Bagnouls F, Gaussen H (1957, May) Les climats biologiques et leur classification. In *Annales de géographie* (Vol. 66, No. 355, pp. 193-220). Armand Colin.

Barech G, Khaldi M, Espadaler X, Cagniant H, (2017) Le genre *Monomorium* (hymenoptera, formicidae) au maghreb (Afrique du Nord): clé d'identification, avec la ré-description de la fourmi *Monomorium major* (bernard, 1953) et nouvelles citations pour l'Algérie. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*, N° 61: 151–157

Belagoune Fares (2012) Etude et modélisation des crues des cours d'eau en Milieu semi-aride « Cas des grands bassins versants 05, 06 et 07 », thèse de Magister, Université Kasdi Merbah Ouargla. Algérie

Brahmi Mohamed Abd elghani (2012) Qualité des eaux souterraines de la région de Boussaada Mémoire de master en hydraulique université de M'sila. Algérie

Belouam N (1976) Caractéristiques macromorphologiques et micromorphologiques de quelques sols à accumulation calcaire du Hodna. Algérie

Benchetrit Maurice (1956) Les sols d'Algérie. *Revue de géographie alpine* 44(4) : 749-761. DOI : <https://doi.org/10.3406/rga.1956.1790>

Boyadgifv T G (1975) Expert Pédologue de la FAO Carte pédologique du Hodna

Bernard Augustin, Ficheur Émile (1902) Les régions naturelles de l'Algérie » In: *Annales de Géographie*, t. 11, N°60, 1902. pp. 419-437

Benguesmia Leila (2009) Qualité des eaux souterraines du bassin du Hodna (Zone de M'sila) université de M'sila. Algérie

Breimer T (1982) Environmental factors and cultural measures affecting the nitrate content in spinach the United States and Canada. ISBN-13: 978-90-247-3053-7

Boudjadja A (2000) l'eau en Algérie du Nord : une urgence, un défi, un enjeu... » Institut de Génie rural université de Blida. Algérie

Belkhiri L, Tiri A, Mouni L (2020) Spatial distribution of the groundwater quality using kriging and Co-kriging interpolations. *Groundwater for Sustainable Development* 11: 100473. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100473>

Belkhiri L, Mouni L, Narany T S, Tiri A (2017) Evaluation of potential health risk of heavy metals in groundwater using the integration of indicator kriging and multivariate statistical methods. *Groundwater for Sustainable Development* 4: 12-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2016.10.003>

Belkhiri L, Mouni L, Boudoukha A (2012) Geochemical evolution of groundwater in an alluvial aquifer: case of El Eulma aquifer, East Algeria. *J Afr Earth Sci* 66:46–55. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2012.03.001>

Burrough P A, McDonnell R A, Lloyd C D (2015) Principles of geographical information systems. Oxford university press.

Bahrami M, Zarei A R, Rostami F (2020) Temporal and spatial assessment of groundwater contamination with nitrate by nitrate pollution index (NPI) and GIS (case study: Fasarud Plain, southern Iran). *Environmental Geochemistry and Health* 42(10): 3119-3130.

Chiheb L, Bensaci E, Nouidjem Y, Hadjab R, (2021) Spatio-Temporal Variation Patterns of Bird Community in the Oasis Ecosystem of the North of Algerian Sahara. *Journal of Bioresource Management* 8(1):2

Catherine Soanes, Angus Stevenson Concise Oxford English Dictionary eleventh edition

Clive Thompson, Simon Gillespie, Emma Goslan (2016) Disinfection By-products in Drinking Water. The Royal Society of Chemistry. EISBN: 978-1-78262-271-0

Claude E Boyd (1998) Pond aquaculture water quality management. Springer Science Business Media. New York. ISBN 978-1-4615-5407-3

Claude E Boyd (2015) Water Quality an Introduction. Second Edition. Springer International Publishing. ISBN 978-3-319-17446-4

Chitrakar P, Baawain M S, Sana A, Al-Mamun A (2020) Multivariate statistical technique in the assessment of coastal water quality of Oman. Journal of Environmental Engineering and Science 15(3): 141-153. <https://doi.org/10.1680/jenes.19.00038>

Chang K T (2008) Introduction to geographic information systems (Vol. 4). Boston: McGraw-Hill. ISBN 978-0-07-809513-9

CCME (2017) Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index, User's Manual. The Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)

Chidambaram S, Anandhan P, Prasanna M V, Ramanathan A L, Srinivasa Moorthy K, Senthil Kumar G (2012) Hydrogeochemical modeling for groundwater in Neyveli aquifer, Tamil Nadu, India, using PHREEQC: a case study. Natural resources research 21(3): 311-324. DOI: 10.1007/s11053-012-9180-6

Dechaicha Assoule (2010) L'étalement urbain et les contraintes physiques et naturelles Cas d'étude : La ville de Bousaada. Thèse de Magistère en architecture. Université de Biskra. Algérie

Durand M J H, Barbut M M (1938) carte des sols d'Algérie Biskra feuille N.I.31-N.E, service géographique de l'armée. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/national-soil-maps-eudasm>

Dekkiche B (1976) Les sols à accumulation et individualisation de calcaire dans le Hodna. Algérie

Derekov A M (1973) Etudes hydrologiques dans le bassin du chott et Hodna. FAO

Denis Dakoure (2003) Etude hydrogéologique et géochimique de La Bordure sud-est du bassin sédimentaire de Taoudeni (Burkina Faso - Mali) - Essai de Modélisation. Hydrologie. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI

Deborah Chapman (2003) Water Quality Assessments A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd edition. ISBN 0-203-78495-2

Drouiche A M (2013) risque de contamination des eaux souterraines par les nitrates en régions arides ; cas d'El Ghrous (région des Ziban sud-est algérien). Journal algérien des régions Arides

Deronzier G, Schérite S, Racault Y, Canler J P, Liénard A, Héduit A, Duchène P (2002) Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités (p. 78). Cemagref Editions.

Dougha M, Hasbaia M (2019) Contribution of the multivariate analysis and origin for groundwater quality of mixed aquifer in the M'sila plain (Algeria). *International Journal of Hydrology Science and Technology* 9(2): 154-172. DOI: 10.1504/IJHST.2019.098160

Dougha Mostefa, H'maitiche Salheddine , Adar NacerEddine, Selmane Tahar (2022). Filtre en bloc à la base de charbon actif avec un liant hydraulique. *Invention*. Nouveau pôle universitaire de M'sila

Deutsch WJ (2020) *Groundwater Geochemistry: fundamentals and applications to contamination*. CRC Press, Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781003069942>

Emberger L (1955) Une classification biogéographique des climats. *Recueil Trav. Lab. Bot. Geol. Zool. Univ. Fac. Sci. Montpellier*, 7(3.43).

El Mountassir O, Bahir M, Ouazar D, Ouhamdouch S, Chehbouni A, Ouarani M (2020) The use of GIS and water quality index to assess groundwater quality of krimat aquifer (Essaouira; Morocco). *SN Applied Sciences* 2(5): 1-16. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2653-z>

Esmaeili S, Moghaddam A A, Barzegar R, Tziritis E (2018) Multivariate statistics and hydrogeochemical modeling for source identification of major elements and heavy metals in the groundwater of Qareh-Ziaeddin plain, NW Iran. *Arabian Journal of Geosciences* 11(1): 5. <https://doi.org/10.1007/s12517-017-3317-1>

Eltarabily M G, Moghazy H E M (2021) GIS-based evaluation and statistical determination of groundwater geochemistry for potential irrigation use in El Moghra, Egypt. *Environmental Monitoring and Assessment* 193(5): 1-21. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09058-2>

Egbueri J C (2020) Groundwater quality assessment using pollution index of groundwater (PIG), ecological risk index (ERI) and hierarchical cluster analysis (HCA): a case study. *Groundwater for Sustainable Development* 10: 100292. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100292>

El Bilali A, Taleb A, Brouziyne Y (2021) Groundwater quality forecasting using machine learning algorithms for irrigation purposes. *Agricultural Water Management*, 245, 106625.

El Mountassir O, Bahir M, Ouazar D, Chehbouni A, Carreira P M (2022) Temporal and spatial assessment of groundwater contamination with nitrate using nitrate pollution index (NPI), groundwater pollution index (GPI), and GIS (case study: Essaouira basin, Morocco). *Environmental Science and Pollution Research* 29(12): 17132-17149. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16922-8>

Emberger L (1971) *Travaux de botanique et d'écologie*. Ed. Masson. Paris. 520p.

Ehya F, Saedi F (2019) Assessment of groundwater quality in the Garmez area (Southeastern Khuzestan province, SW Iran) for drinking and irrigation uses. *Carbonates Evaporites* 34:1443-1454. <https://doi.org/10.1007/s13146-018-0481-7>

Fernando T Wakida, David N Lerner (2005) Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research* 39 (2005) 3–16

Fennessy M S, Cronk J K (1997) The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of non-point source pollution, particularly nitrate, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 27:4, 285-317,

Fetter C W (1994) *Applied Hydrogeology*. 4th Edition. ISBN: 0-13-088239-9

Farnham I M, Johannesson K H, Singh A K, Hodge V F, Stetzenbach K J (2003) Factor analytical approaches for evaluating groundwater trace element chemistry data. *Analytica Chimica Acta* 490(1-2): 123-138. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(03\)00350-7](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(03)00350-7)

Fetter CW (2018) *Applied hydrogeology*. Waveland Press, Long Grove

Fisher RS, Mullican WF III (1997) Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan Desert, Trans-Pecos, Texas, USA. *Hydrogeol J* 5(2): 4–16. <https://doi.org/10.1007/s100400050102>

Grine R (2009) Les perspectives hydrogéologiques de la cuvette hodnienne. Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme de magister en sciences de la terre. Spécialité : Hydrogéologie, université des sciences et de la technologie Houari Boumediene. 130 p.

Gaussen H, Lauer W (1961) A propos des Diagrammes climatiques [with Entgegnung]. *Erdkunde*, 73-75.

Ghodbane Messaoud (2009) Etude de la contamination des eaux souterraines de la zone Nord de Chemora par les nitrates (W. Batna) – Est Algérien. Mémoire de magister en Hydraulique. Option : mobilisation des ressources hydriques. Université de Batna 2. Algérie.

Guerra A (1998) Processus érosifs sur les pentes. Géomorphologie : actualisation de bases et concepts, A.J.T. Guerra & S.B. Cunha (eds.), Bertrand Brésil, Rio de Janeiro.

George Philander S (2008) *Global Warming and Climate Change*. Volumes 1 – 3. ISBN 978-1-4129-5878-3

Guiraud. R (1973) : Evolution post-triasique de l'avant-pays de la chaîne alpine d'après l'étude du bassin du Hodna et des régions voisines ; thèse doctorat es sciences ; Univ.de Nice

Grine. R (2005) : Rapport de fin de travaux des 12 piézomètres du bassin du chott Hodna ; wilaya de M'sila. ANRH ; DR. Djelfa ; N°045/DRHPS/2005.

Glaçon G, Guiraud R (1970) : La série Mio-pliocène du Hodna et des régions voisines Algérie du nord ; de : C.R. Ac. Sc. Paris -, tome 271, plaquette in 4, 4 pages

Gomaa H, Shenashen MA, Elbaz A, Yamaguchi H, Abdelmottaleb M, El-Safty SA (2021) Mesoscopic engineering materials for visual detection and selective removal of copper ions from drinking and waste water sources. *J Hazard Mater* 406:124314

Güler C, Thyne G D, McCray J E, Turner K A (2002) Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology journal* 10(4): 455-474.

Ghazaryan, K., Movsesyan, H., Gevorgyan, A., Minkina, T., Sushkova, S., Rajput, V., & Mandzhieva, S. (2020). Comparative hydrochemical assessment of groundwater quality from different aquifers for irrigation purposes using IWQI: A case-study from Masis province in Armenia. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100459.

Gibbs, R.J., 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science* 170, 1088–1090.

Hasbaia M, Paquier A, Herizi T (2017) Hydrological Modeling of Sediment Transport in the Semi-arid Region, Case of Soubella Watershed in Algeria. In *Water Resources in Arid Areas: The Way Forward* (pp. 251-266). Springer, Cham. 10.1007/978-3-319-51856-5_14

Huber L, de Parcevaux S (2007) Bioclimatologie : Concepts et applications. *Bioclimatologie*, 1-336.

Hasbaia M, Hedjazi A, Benayada L (2012) Variabilité de l'érosion hydrique dans le bassin du Hodna : cas du sous-bassin versant de l'oued El-ham. *Revue marocaine des Sciences agronomiques et vétérinaires* 1(1) : 28-32.

Helali N El Houda (2016) analyse statistique multivariee des eaux souterraines de la région de bousaada Mémoire de master en hydraulique urbaine université de M'sila. Algérie

Harrison R M (2014) *Pollution Causes, Effects and Control* » 5th Edition the Royal Society of Chemistry. University of Birmingham, UK. ISBN: 978-1-84973-648-0

Hem J D (1985) Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Department of the Interior, US Geological Survey Vol. 2254. <https://pubs.usgs.gov/wsp/wsp2254/pdf/wsp2254a.pdf>

Hounslow AW (1995) *Water quality data: analysis and interpretation*. CRC Lewis Publisher, New York, p 396

He S, Wu J (2019) Relationships of groundwater quality and associated health risks with land use/land cover patterns: a case study in a loess area, northwest China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 25(1-2) : 354-373.

Jean Despois (1953) *Le Hodna (Algérie)* presses universitaires de France. 108, boulevard Saint-Germain. PARIS. <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k3406577p>

Jean-Paul Bord (1981) Cartographie de l'utilisation du sol dans l'Est algérien : essai de zonage agricole. Géographie. Université Paul Valéry - Montpellier III. Français.

JORA (2011) Journal Officiel de la République Algérienne N°18, 23 mars 2011

Jean Rodier et al. (2009) L'Analyse de l'eau 9^e édition

Rodier J, Legube B, Merlet N (2016) The analysis of water, 10th ed. Dunod (in French)

Jamie Bartram, Richard Ballance (2004) Water Quality Monitoring A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes

Jalees M I, Farooq M U, Anis M, Hussain G, Iqbal A, Saleem S (2021) Hydrochemistry modeling: evaluation of groundwater quality deterioration due to anthropogenic activities in Lahore, Pakistan. Environment Development and Sustainability 23(3): 3062-3076. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00703-3>

Khaldi M, Socolovschi C, Benyettou M, Barech G, Biche M, Kernif T, Parola P, (2011) Rickettsiae in arthropods collected from the North African Hedgehog (*Atelerix algirus*) and the desert hedgehog (*Paraechinus aethiopicus*) in Algeria. Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases. Elsevier. DOI:10.1016/j.cimid.2011.11.007.

Kaabeche M (1995) Flore et végétation dans le Chott El-Hodna (Algérie). Documents Phytosociologiques, Nouvelle Série, Université Degli Studi, Camerino, 15, 393-402.

Kaabeche M (1990) les groupements végétaux de la région de Bousaada (Algérie) Essai de synthèse sur la végétation steppique du Maghreb » thèse de doctorat en sciences Université DE Paris sud. France

Kebiche Mustapha (1994) Le bassin versant du Hodna (Algérie): Ressources en eau et possibilités d'aménagement » In: Travaux de l'Institut Géographique de Reims, N°85-86, 1994. Etudes algériennes. pp. 25-34

Kieken. M (1961) : Carte géologique au 1/50000ème ; feuille de Sidi Aissa

Kieken. M (1962) : Carte géologique au 1/50000ème ; feuille de M'sila

Khalid S (2019) An assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. Journal of Geochemical Exploration, 197, 14-26.

Keyser SL (1997) Iron and manganese in drinking water. UCD Exttoxnet FAQ Team. <http://exttoxnet.orst.edu/faqs/safedrink/iron.htm>. Consulté le 06-08-2022

Khadse G K, Patni P M, Labhasetwar P K (2015) Removal of iron and manganese from drinking water supply. Sustainable Water Resources Management 1(2): 157-165.

Kolbe T, de Dreuzy J R, Abbott B W, Aquilina L, Babey T, Green C T, ... & Pinay G (2019) Stratification of reactivity determines nitrate removal in groundwater. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(7): 2494-2499.

Kaiser HF (1960) The application of electronic computers to factor analysis. *Educ Psychol Meas* 20(1):141–151

Khelif S, Boudoukha A (2018) Multivariate statistical characterization of groundwater quality in Fesdis, east of Algeria. *J Water Land Dev*. <https://doi.org/10.2478/jwld-2018-0026>

Kshetrimayum KS, Laishram P (2020) Assessment of surface water and groundwater interaction using hydrogeology, hydrochemical and isotopic constituents in the Imphal river basin. *Northeast India Groundw Sustain Dev* 11:100391. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100391>

Khalid S (2019) An assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. *Journal of Geochemical Exploration* 197: 14-26.

Kumar P J, Augustine C M (2022) Entropy-weighted water quality index (EWQI) modeling of groundwater quality and spatial mapping in Uppar Odai Sub-Basin, South India. *Modeling earth systems and environment* 8(1) : 911-924.

Lasad M C (2022) Diversité de l'avifaune et effets des facteurs environnementaux sur sa distribution dans la région de Boussaâda. Thèse de Doctorat, Université de M'sila.

Legros J P (2007) *Les grands sols du monde*. PPUR presses polytechniques.

Larnaude Marcel (1954) Le Hodna (Algérie). In : *Annales de Géographie*, t. 63, N°335 ; pp : 62-64. https://www.persee.fr/doc/geo_0003-4010_1954_num_63_335_14314

Ladgham Chicouche A, Zerguine Delloula (2001) Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (Chott El Hodna) Algérie.

Lenntech (2022) *Water Treatment Solutions*. <https://www.lenntech.fr/faq-pollution-eau.htm>

Larry J Puckett (1995) Identifying the Major Sources of Nutrient Water Pollution. *Environmental Science & Technology American Chemical Society* VOL. 29, No. 9.

Landreau A, Roux J C (1985) les nitrates dans les eaux souterraines Exemples de répartition et d'évolution des teneurs dans quelques aquifères français

Lewis W J, Farr J L, Foster S S D (1980) The pollution hazard to village water supplies in eastern Botswana. Part 2,

Lenntech (2022) Chemical properties of sodium - Health effects of sodium - Environmental effects of sodium. <https://www.lenntech.com/periodic/elements/na.htm>. Consulté le 04-08-2022

Liu CQ, Li SL, Lang YC, Xiao HY (2006) Using $\delta^{15}\text{N}$ - and $\delta^{18}\text{O}$ values to identify nitrate sources in karst ground water, Guiyang, Southwest China. *Environ Sci Technol* 40(22) : 6928–6933. DOI : 10.1021/es0610129

Lalbat F (2006) Fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère du Miocène du bassin de Carpentras (Vaucluse, France) Thèse de doctorat, Université d'Avignon.

Li X, Wu H, Qian H, Gao Y (2018) Groundwater chemistry regulated by hydrochemical processes and geological structures: a case study in Tongchuan, China. *Water* 10(3):338. <https://doi.org/10.3390/w10030338>

Mimeche F, Oliva-Paterna F J (2018) temporal variations in abundance and biomass of fish species inhabiting the K'sob Reservoir (Eastern of Algeria). *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Biologia* 63(2) : 131-138.

Mimeche F, Zedam A, Chafaa S, Mimeche H, Biche M (2018) Étude saisonnière du régime alimentaire du barbeau *Luciobarbus callensis* (Valencienne 1842) dans le réservoir de K'sob (M'Sila, Algérie). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 31(2), 163-171

Mimoune S (1995) Gestion des sols salés et désertification dans une cuvette enddoreique d'Algérie (sud du Chott Hodna). Thèse de doctorat, Univesité Aix-Marseille 1, France, 209p.

Miloš Gregor (2013) Surface- and Groundwater Quality Changes in Periods of Water Scarcity. University Bratislava. Slovakia

Michael Hill (1996) Nitrates and Nitrites in Food and Water. Cambridge England

Michael Hill (1991) Nitrates and Nitrites in Food and Water. Woodhead Publishing Limited Cambridge, England. ISBN 1 85573 282 3

Marie-Odile Ratel (2022) élimination des nitrates des eaux potables ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales. Document technique. <http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndaehs04bis.pdf>

Meena Deswal, J S Laura (2020) Geostatistical approach using Kriging for assessing spatial distribution of ground water nitrate in proximity to a solid waste dump site, Rohtak City, Haryana, India. *Aut Research Journal*. ISSN NO: 0005-0601

McLeod L., Bharadwaj L., Epp T., Waldner C. L (2017) Use of principal components analysis and kriging to predict groundwater-sourced rural drinking water quality in Saskatchewan. *International journal of environmental research and public health* 14(9): 1065. DOI: 10.3390/ijerph14091065

Matthew G. Dalton, Sam B. Upchurch (1978) Interpretation of Hydrochemical Facies by Factor Analysis. *GROUND WATER* Vol 16 No 4

Manne R, Kumaradoss M M R M, Iska R S R, Devarajan A, Mekala N (2022) Water quality and risk assessment of copper content in drinking water stored in copper container. *Applied Water Science* 12(3): 1-8.

Magesh N S, Chandrasekar N (2013) Evaluation of spatial variations in groundwater quality by WQI and GIS technique: a case study of Virudunagar District, Tamil Nadu, India. *Arabian Journal of Geosciences* 6(6) : 1883-1898. DOI 10.1007/s12517-011-0496-z

Mohamed M A, Terao H, Suzuki R, Babiker I S, Ohta K, Kaori K, Kato K (2003) Natural denitrification in the Kakamigahara groundwater basin, Gifu Prefecture, central Japan. *Science of the total environment* 307(1-3) : 191-201.

Mitchell AC, Espinosa-Ortiz EJ, Parks SL, Phillips AJ, Cunningham AB, Gerlach R (2019) Kinetics of calcite precipitation by ureolytic bacteria under aerobic and anaerobic conditions. *Biogeosciences* 16(10):2147–2161. <https://doi.org/10.5194/bg-16-2147-2019>

Medjani F, Djidel M, Labar S, Bouchagoura L, Bara CR (2021) Groundwater physicochemical properties and water quality changes in shallow aquifers in arid saline wetlands, Ouargla, Algeria. *Appl Water Sci* 11(5):1–9. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01415-3>

Nabil Harrat (2007) *Qualité des eaux de surface de l'Est algérien et leur réactivité vis-à-vis du chlore* » thèse de Magister en géologie. Université Badji Mokhtar Annaba. Algérie

Nelson L Nemerow, Franklin J Agardy, Patrick J Sullivan et al. (2009) *Environmental Engineering-Water, Wastewater, Soil and Groundwater treatment and Remediation*» 6TH edition ISBN: 978-0-470-08303-1

Nazir H M, Hussain I, Zafar M I, Ali Z, Abd El-Salam N M (2016) Classification of drinking water quality index and identification of significant factors. *Water resources management* 30(12): 4233-4246. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1417-4>

Nakagawa K, Amano H, Asakura H, Berndtsson R (2016) Spatial trends of nitrate pollution and groundwater chemistry in Shimabara, Nagasaki, Japan. *Environmental Earth Sciences* 75(3): 1-17. DOI 10.1007/s12665-015-4971-9

Ozenda P (1977) *Flora of the Sahara*. *Flora of the Sahara*. (ed. 2).

Oseke F I, Anornu G K, Adjei K A, Eduvie M O (2021) Assessment of water quality using GIS techniques and water quality index in reservoirs affected by water diversion. *Water-Energy Nexus* 4: 25-34. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.12.002>

Obeidat M Edu vie, Awawdeh M, Al-Rub F A, Al-Ajlouni A (2012) An Innovative Nitrate Pollution Index and Multivariate Statistical Investigations of Groundwater Chemical Quality of Umm Rijam Aquifer (B4), North Yarmouk River Basin, Jordan. *Water Quality Monitoring and Assessment* 169.

Prasanna M V, Chidambaram S, Srinivasamoorthy K (2010) Statistical analysis of the hydrogeochemical evolution of groundwater in the hard and sedimentary aquifers system of Gadilam river basin, South India. *Journal of King Saud University-Science* 22(3): 133-145. DOI: 10.1016/j.jksus.2010.04.001

Pei-Yue L, Hui Q, Jian-Hua W U (2010) Groundwater quality assessment based on improved water quality index in Pengyang County, Ningxia, Northwest China. *E-Journal of Chemistry* 7(S1)/ S209-S216.

Panneerselvam B, Muniraj K, Thomas M, Ravichandran N (2021) GIS-based legitimatic evaluation of groundwater's health risk and irrigation susceptibility using water quality index, pollution index, and irrigation indexes in semi-arid region. In *Groundwater resources development and planning in the semi-arid region* (pp. 239-268). Springer, Cham.

Panneerselvam B, Karuppanan S, Muniraj K (2020) Evaluation of drinking and irrigation suitability of groundwater with special emphasizing the health risk posed by nitrate contamination using nitrate pollution index (NPI) and human health risk assessment (HHRA). *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 27(5) : 1324-1348.

Panno SV, Hackley KC, Hwang HH, Greenberg SE, Krapac IG, Landsberger S, O'Kelly DJ (2006) Characterization and identification of Na-Cl sources in ground water. *Ground Water* 44(2):176–187

Ramade F (2005) *Eléments d'écologie : écologie appliquée*.

René Guiraud (1970) Morphogenèse quaternaire de la région du Hodna (Algérie de Nord). In: *Annales de Géographie*, t. 79, n°433, 1970. pp. 367-374

Rodier J, Legube B, Merlet N (2016) *the analysis of water*, 10th ed. Dunod (in French)

Rata M, Douaoui A, Larid M, Daouik A (2018) Spatial analysis of annual rainfall using ordinary kriging techniques and lognormal kriging in the Cheliff watershed Algeria. *Journal of Environmental Sciences* 1(1)

Richard LA (1954) Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. *Agricultural, Handbook* 60. US Department of Agriculture, Washington, DC, p 160

Reddy S, Sunitha V, Suvarna B (2022) Groundwater quality and its potential health impacts nearby inactive mines using PIG and geospatial technology, Southwestern part of Cuddapah basin, Andhra Pradesh, South India. *Groundwater for Sustainable Development* 17 : 100742.

Rahbar A, Vadiati M, Talkhabi M, Nadiri AA, Nakhaei M, Rahimian M (2020) A hydrogeochemical analysis of groundwater using hierarchical clustering analysis and fuzzy C-mean clustering methods in Arak plain. *Iran Environ Earth Sci* 79(13):1–17. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09064-6>

Ramachandran A, Sivakumar K, Shanmugasundharam A, Sangunathan U, Krishnamurthy R R (2021) Evaluation of potable groundwater zones identification based on WQI and GIS techniques in Adyar River basin, Chennai, Tamilnadu, India. *Acta Ecologica Sinica* 41(4) : 285-295.

Radouane E M, Chahlaoui A, Maliki A, Boudellah A (2021) Assessment and modeling of groundwater quality by using water quality index (WQI) and GIS technique in meknes aquifer (Morocco). *Geology, Ecology, and Landscapes* 1-13.

Sara Zeroual (2022) Etude des précipitations extrêmes dans le contexte de changement climatique : Cas du bassin versant de Hodna. Thèse de Doctorat, Université de M'sila.

Salah Abdesselam, Amor Halitim, Anthony Jan, Fabienne Trolard, Guilhem Bourrie (2012) Anthropogenic contamination of groundwater with nitrate in arid region: case study of southern Hodna (Algeria). Algérie

Savornin J (1908) Carte géologique de l'Algérie 3^e série géologie appliquée - études régionales essai sur l'hydrologie du HODNA

Spalding R F, Exner M E (1993) Occurrence of Nitrate in Groundwater A Review. vol. 22

Schroeder H A (1960) Relations between hardness of water and death rates from certain chronic and degenerative diseases in the United States. *Journal of Chronic Diseases*, 12, 586–591

Soltani A A (2021) Contribution to the study of dams' water quality in Algeria. Thèse de doctorat, université de M'sila).

Soltani A A, Oukil A, Boutaghane H, Bermad A, Boulassel M R (2021) A new methodology for assessing water quality, based on data envelopment analysis: Application to Algerian dams. *Ecological Indicators* 121: 106952.

Smith R L, Kent D B, Repert D A, Böhlke J (2016) Anoxic nitrate reduction coupled with iron oxidation and attenuation of dissolved arsenic and phosphate in a sand and gravel aquifer. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 196 : 102–120. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2016.09.025>

Singh P, Verma P (2019) A Comparative Study of Spatial Interpolation Technique (IDW and Kriging) for Determining Ground Water Quality. GIS and Geostatistical Techniques for Groundwater Science. Elsevier: Amsterdam. The Netherlands 43-56.

Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. Bell Syst Tech J 27(379-423) : 623-656

Sneath P H A (1973) The principles and practice of numerical classification. Numer Taxon 573

Selmane T, Dougha M, Hasbaia M, Ferhati A, Redjem A (2022) Hydrogeochemical processes and multivariate analysis for groundwater quality in the arid Maadher region of Hodna, northern Algeria. Acta Geochimica 41(5):893–909. <https://doi.org/10.1007/s11631-022-00553-y>

Selmane T, Dougha M, Djerbouai S, Lemouari N (2022) Groundwater quality evaluation based on water quality indices (WQI) using GIS: Maadher plain of Hodna, Northern Algeria. Environmental Science and Pollution Research : 1-20.

Touhari Fadhila (2015) Etude de la Qualité des Eaux de la vallée du Haut Cheliff » thèse de doctorat en Hydraulique. L'école Nationale Supérieure D'hydraulique. Algérie

Taha-Hocine Debieche (2002) Évolution de la qualité des eaux (Salinité, Azote et métaux lourds) sous l'effet de La Pollution saline, agricole et industrielle Application à la basse plaine de la Seybouse - Nord-Est algérien. Thèse de doctorat en Sciences de la Terre Université de Constantine. Algérie

Todd DK (1980) Groundwater hydrology. 2nd Ed. Wiley. New York.

Vasanthavigar M, Srinivasamoorthy K, Vijayaragavan K, Rajiv Ganthi R, Chidambaram S, Anandhan P, ... Vasudevan S (2010) Application of water quality index for groundwater quality assessment : Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. Environmental monitoring and assessment 171(1): 595-609.

WHO (2017) Organisation mondiale de la santé (OMS) directives de qualité pour l'eau de boisson

WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality. WHO Ed. Retrieved from http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/

WHO (2008) Guidelines for drinking water quality. WHO, Geneva.

Wang A (2016) The Interaction of Iron with Proteins and Sugars in Biological Fluids and Beverages. Virginia Tech.

Wilcox LV (1955) Classification and use of irrigation water, circular 969. Washington, DC. USA

Wei YN, Fan W, Wang W, Deng L (2017) Identification of nitrate pollution sources of groundwater and analysis of potential pollution paths in loess regions: a case study in Tongchuan region. *China Environ Earth Sci* 76:423. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6756-9>

Wagh V M, Panaskar D B, Muley A A, Mukate S V (2017) Groundwater suitability evaluation by CCME WQI model for Kadava river basin, Nashik, Maharashtra, India. *Modeling Earth Systems and Environment* 3(2): 557-565.

Yilma M, Kiflie Z, Windsperger A, Gessese N (2018) Application of artificial neural network in water quality index prediction: a case study in Little Akaki River, Addis Ababa, Ethiopia. *Modeling Earth Systems and Environment* 4(1): 175-187. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0437-x>

Yenehun A, Dessie M, Azeze M, Nigate F, Belay AS, Nyssen J, Walraevens K (2021) Water resources studies in headwaters of the Blue Nile Basin: a review with emphasis on lake water balance and hydrogeological characterization. *Water* 13(11): 1469. <https://doi.org/10.3390/w13111469>

Zerrouki A et Lazib N (2013) Contribution des images Alsat-2A à l'étude géologique de la région de M'sila (monts du Hodna). Agence Spatiale Algérienne. Annexe

Zhen-Gang Ji (2008) *Inc Hydrodynamics and Water Quality Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*. John Wiley publisher. New Jersey. ISBN 978-0-470-13543-3