ROYAUME DU MAROC
Université Mohammed V - RABAT -
جامعة محمد الخامس – الرباط –
Faculté des sciences
كلية العلوم
CENTRE D'ETUDES DOCTORALES - SCIENCES ET TECHNOLOGIES

N° d'ordre : 3588

THESE

En vue de l'obtention du : ***DOCTORAT***

Centre de Recherche : *Biotechnologie Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement*
Structure de Recherche : *Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques (BOVAREF)*
Discipline *: Biologie*
Spécialité : *Biologie de l'Environnement*

Présentée et soutenue le : 10/01/2022 par :

Habiba SEHLAOUI

Etude de la qualité des sols agricoles et des eaux souterraines d'irrigation et évaluation des risques sanitaires associés à la pollution nitrique dans la région de Benslimane- Maroc.

JURY

Ahmed EL ABOUDI	PES, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	**Président**
Lahcen ZIDANE	PES, Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail, Kénitra	**Rapporteur/Examinateur**
Rajaa LAYACHI	PH, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	**Rapporteur/Examinateur**
Souad BENAICH	PH, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	**Rapporteur/Examinateur**
Ahmed GHANIMI	PH, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	**Examinateur**
Abdelmjid ZOUAHRI	Dr, Institut National de la Recherche Agronomique, Rabat	**Invité**
Ahmed DOUAIK	Dr, Institut National de la Recherche Agronomique, Rabat	**Invité**
Houria DAKAK	Dr, Institut National de la Recherche Agronomique, Rabat	**Co-encadrant**
Rachida HASSIKOU	PES, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	**Directeur de thèse**

Année Universitaire: 2021-2022

Remerciements

L'élaboration de cette thèse de doctorat est le fruit de plusieurs années de recherches, et d'une collaboration entre le centre de Biotechnologie Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement de la Faculté des Sciences de Rabat, Université Mohamed V-Rabat, et l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles de l'Institut National de Recherche Agronomique de Rabat. Son achèvement n'aurait pu voir le jour sans l'aide précieuse de nombreuses personnes qu'il m'est agréable de les remercier.

Je tiens tout d'abord à manifester ma gratitude à Madame **Rachida HASSIKOU**, directeur de ma thèse et Professeur à la Faculté des Sciences, Université Mohamed V- Rabat, centre de Biotechnologie Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement, qui a accepté de diriger ce travail et a veillé au bon déroulement de ces années. Je tiens à lui exprimer ma profonde reconnaissance et mes sincères remerciements pour ces permanents encouragement et son soutien moral très apprécié pendant les moments difficiles. Ses conseils, ses suggestions scientifiques m'ont été très bénéfiques pour mener à bien cette thèse.

Je tiens également à adresser ma profonde gratitude à Madame **Houria DAKAK**, docteur-Chercheur au sein de l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles à l'INRA de Rabat, de m'avoir accueillie dans son laboratoire et d'avoir assuré mon encadrement avec une grande rigueur scientifique. Je lui adresse mes sincères remerciements pour son implication dans mes recherches et son aide très précieuse.

Je tiens à exprimer mon respect à Monsieur **Ahmed EL ABOUDI,** Professeur à la Faculté des Sciences, Université Mohamed V- Rabat, Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongique, au Département de Biologie, de l'honneur qui m'a fait en acceptant de présider le jury de ma thèse.

Je témoigne de ma profonde gratitude à Monsieur **Lahcen ZIDANE**, Professeur à la Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail, Kénitra, Département de Biologie, qui a pris la peine de se déplacer et qui a bien voulu accepter d'être rapporteur de ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à Madame **Rajaa LAYACHI,** Professeur à la Faculté des Sciences, Université Mohamed V- Rabat, Département de Biologie, d'avoir accepté de

rapporter ce travail de thèse. Ses questions, ses remarques et ses commentaires m'ont été d'une grande aide pour améliorer la qualité de mon manuscrit de thèse.

Je tiens à remercier énormément Madame **Souad BENAICH,** Professeur à la Faculté des Sciences, Université Mohamed V- Rabat, Département de Biologie, d'avoir pris la peine de lire mon texte et aussi d'avoir bien voulu rapporter ce travail.

Je tiens aussi à remercier vivement Monsieur **Ahmed GHANIMI,** Professeur à la Faculté des Sciences, Université Mohamed V- Rabat, Département de Chimie, qui a bien voulu accepter d'être examinateur de ce travail.

Je tiens à adresser mes plus sincères remerciements à Monsieur **Abdelmjid ZOUAHRI**, Chef d'unité de recherche sur l'environnement et la conservation des ressources naturelles de l'INRA de Rabat, qui a accepté de la mise à ma disposition de tous les moyens dont j'avais besoin pour travailler. Je vous remercie Monsieur pour votre écoute et vos réponses riches de sens, et pour toutes vos interventions constrictives et votre gentillesse.

Toute ma reconnaissance va également à Monsieur **Ahmed DOUAIK,** docteur-chercheur au sein de l'unité de recherche sur l'environnement et la conservation des ressources naturelles de l'INRA de Rabat, quels que soient les mots que je dirais, ils n'exprimeront pas ma reconnaissance envers vous, ce travail n'aurait pu être réalisé sans votre aide précieuse et généreuse. C'était un plaisir et un honneur de travailler avec vous et de bénéficier de votre rigueur, et critique scientifique, que j'aimerais l'avoir un jour. Je vous remercie pour vos grandes qualités humaines.

Mes respectueux hommages à Monsieur **Mustapha ARAHOU**, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, et responsable de l'Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongique.

Je remercie vivement l'ensemble du personnel d'unité de recherche sur l'environnement et la conservation des ressources naturelles de l'INRA de Rabat et plus particulièrement : Madame Malika, Monsieur Abdessalam, Monsieur Rachid, Monsieur Bouamer, et Monsieur Hafid, qui ont été toujours disponibles à chaque fois que j'ai recours à leurs services. Qu'ils trouvent ici toute ma reconnaissance et ma gratitude.

J'adresse toute ma reconnaissance à Mme **Amal LAYACHI,** ingénieur au centre royal de télédétection spatiale, qui m'a donné l'occasion d'effectuer un stage au sein du centre afin

d’apprendre différents outils du système d’information géographique (SIG). C’était un plaisir et un grand honneur de travailler avec vous et de bénéficier de votre rigueur et votre expérience.

Je remercie vivement Madame **María del Carmen FLORIDO FERNANDEZ**, Professeur à l’École Technique Supérieure d'Ingénierie Agronomique de Séville, qui a accepté de m’encadrer durant mon stage à l’école. Elle a permis de mener à bien le déroulement de stage, faisant preuve du bon accueil, d’une grande disponibilité et de beaucoup d’attention malgré ses multiples préoccupations. Qu’elle trouve ici l’expression de ma profonde et sincère reconnaissance.

Je présente par la même occasion ma profonde gratitude à l’ ensemble du personnel de la direction provinciale de Benslimane pour les informations pertinentes qu’ils m’ont fournies. Un remerciement spécial à Mr **Abdeltif BOUCHKARA** pour son aide précieuse lors des sorties de terrain.

Je souhaite adresser mes remerciements les plus sincères à mes collègues et mes amis pour leur grande affection et leur soutien constant, grâce à leur présence, j’ai pu affronter les difficultés.

Je ne terminerais cette liste sans adresser un remerciement particulier à ceux qui m’ont soutenu dans l’ombre, ma mère, mon père, ma sœur et mes frères, sans qui ce travail n’aurait jamais pu voir le jour. Je leur dédie ce travail en témoignage de ma profonde reconnaissance pour toute la patience et les sacrifices qu’ils ont consentis pour moi et dont je leur serai à jamais redevable.

Dédicace

À mes parents, source du bonheur et d'encouragement,

À mes frères et ma sœur, et ma grande famille,

À mes nièces et neveux,

A Tous mes enseignants,

À chacun de mes amis, et à tous ceux que j'aime

Et à tous ceux qui m'ont apporté un soutien moral ou matériel.

Liste des abréviations

ACP	Analyse en Composantes Principales
BEI	Indice d'échange de base
ºC	Degré Celsius
Ca	Calcium
CaSO4	Gypse
CAI	Indice chloro-alcalin
CEC	Capacité d'échange cationique
CE	Conductivité électrique
CHA	Classification hiérarchique ascendante
CIPAN	Culture intermédiaire piège à nitrates
Cl	Chlorure
C/N	Rapport carbone-azote
CO3	Carbonate
CV	Coefficient de variation
EDTA	Ethylène Diamine Tétra Acétate
ESP	Pourcentage du sodium échangeable
ET	Evapotranspiration
Exch.Ca	Calcium échangeable
Exch.Mg	Magnésium échangeable
FeS2	Pyrite
ha	Hectar
HCO3	Bicarbonate
HCP	Haut-commissariat du plan
IDW	Distance inverse pondérée
IP	Indice de perméabilité
IQI	Indice de la qualité intégré
IQN	Indice de la qualité Nemoro
IQS	Indice de la qualité du sol
IS	Indice de sensibilité
K	Potassium
KR	Ratio de Kelly
m	Mètre
MAR	Rapport d'adsorption de magnésium
MDS	Ensemble minimal de données
Mg	Magnésium
MO	Matière Organique
N	Azote
Na	Sodium
NH4	Ammonium
NO3	Nitrate
NO2	Nitrite
NPI	Indice de la pollution nitrique
OMS	Organisation mondiale de la santé
qx	Quintaux
RE	Rapport d'efficacité
RSC	Carbonate de sodium résiduel
SAR	Rapport d'adsorption du sodium
SIG	Systèmes d'information géographique
SO4	Sulfate
TDS	Ensemble total de données
TH	Dureté totale
HQ	Quotient du risque
THQ	Quotient total du risque
WHO	Organisation mondiale de la santé
WQI	Indice de qualité de l'eau

Résumé

Les problèmes liés à la rareté et à la qualité de l'eau et du sol dans de nombreuses régions du monde constituent une menace sérieuse pour la sécurité alimentaire et la durabilité environnementale futures, et leur résolution passe par une meilleure gestion des terres et des eaux. Au Maroc, la région de Benslimane a connu, dernièrement, un essor économique, particulièrement agricole, qui a entraîné, d'une part, l'accroissement des besoins en eaux et en terres et a provoqué, d'autre part, la dégradation de leurs qualités. Le choix de ce thème de recherche a été guidé par le souci de mieux dévoiler la situation actuelle de la qualité des eaux et des sols, depuis ses caractéristiques hydrogéologique et physico-chimiques jusqu'à la présence de polluants et leurs origines, afin de mettre une approche intégrée de la gestion des eaux et des sols. Le choix du périmètre étudié est consolidé par le billet qu'aucune étude préalable détaillée n'a été entamée dans la région de Benslimane. Cette étude a été abordée par des prélèvements des eaux souterraines et des terres agricoles au niveau de 120 points. La qualité des eaux et des sols a été déterminée par l'analyse des paramètres physico-chimiques, couplée à une examination approfondie qui fait appel à des outils modernes : analyse statistique, indices de la qualité, diagrammes, cartographie ainsi que la géostatistique.

L'interprétation des résultats a indiqué une qualité chimique médiocre pour les eaux souterraines, résultant d'une forte salinité influencée par l' intrusion marine, l'altération rocheuse, l'échange d'ions, et l'évaporation, et d'une pollution nitrique accentuée due à la mauvaise gestion des pratiques agricoles, à la variation climatique, et au faible niveau piézométrique. Pour cette raison, l'étude a été dirigée vers une évaluation des risques sanitaires liés à la présence des nitrates dans l'eau car le périmètre étudié est à dominance rurale. Cette évaluation a montré un risque sanitaire non cancérogène aigu chez toutes les tranches d'âge avec une vulnérabilité importante chez les enfants.

Par ailleurs, la caractérisation des sols agricoles de la région a dévoilé une dominance des sols à qualité modérée et a mis le point sur l'indice de qualité le plus approprié pour l'évaluation de la qualité des sols de la région de Benslimane. Pour une visualisation des résultats obtenus, une cartographie des classes de la qualité des eaux et des sols a été dressée, afin de mieux cerner les zones fertiles et les zones à risque pour les deux compartiments sol et eau respectivement.

Les résultats issus de cette étude concordent donc parfaitement avec la problématique de départ, et ils ont permis donc de retirer des recommandations et des outils de gestion pour conserver les ressources en eau et en sol dans la région de Benslimane.

Mots clés : Benslimane, eau souterraine, hydrochimie, indice de la qualité du sol, indice de la pollution, risque sanitaire, irrigation, salinité.

Production Scientifique

- **Articles scientifiques**

Sehlaoui, H., Hassikou, R., Dakak, H., Zouahri, A., EL Hasini, S., Iiach, H., Ghanimi, A., Douaik, A. (2021). Nitrate contamination and associated health risks of the Benslimane groundwater, Morocco. *Environmental Geochemistry and Health.* https://doi.org/10.1007/s10653-021-01186-5.

Sehlaoui, H., Hassikou, R., Dakak, H., Zouahri, A., Florido, M.C., Iiach, H., Skalli, S., Ghanimi, A., Douaik, A. (2021). Use of Soil Quality Index for Assessing Agricultural Land of Benslimane Province, Morocco. Article soumis à "*Arid Land Research and Management*".

Sehlaoui, H., Hassikou, R., Moussadek, R., Zouahri, A., Douaik, A., Iiach, H., Ghanimi, A., Dakak, H. (2020). Evaluation of water quality for agricultural suitability in the Benslimane region, Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08530-9.

- **Communications orales**

1) H. Sehlaoui, A. Ait Mohamadine, H. Dakak, A. Zouahri, R. Hassikou, 2015: **«** Caractérisation de la qualité nitrique des eaux souterraines de la région de Benslimane », Conférence Internationale des Jeunes Chercheurs en Géosciences, Bouznika, 20- 21 Mars 2015.

2) H. Sehlaoui, A. Ait Mohamadine, H. Dakak, A. Zouahri, R. Hassikou, 2016: « L'évaluation spatiale des caractéristiques physico-chimiques des sols de la région de Benslimane », Journée Doctorale FSR, Rabat, 9-11 Mars 2016.

3) H. Sehlaoui, R. Moussadek, R. Hassikou, B.soudi, A. Zouahri, A. Douaik, A. Ghanimi, H. Dakak, 2018 : « Evaluation of agricultural water quality in Morocco : A case study», The 3trd Edition of The International Conference On Integrated Environmental Management for Sustainable Development , Sousse-Tunisia, 02-05 Mai 2018.

4) H. Sehlaoui, R. Hassikou, A. Zouahri ,A. Douaik, H.Iaaich ,A. Ghanimi, H. Dakak (2019). "Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Benslimane province, Morocco", 6th International symposium on Environment and Sustainable Development, Rabat. 04-06 octobre 2019. http://www.amedd.org/isesd/.

5) H. Sehlaoui, R. Hassikou, A. Zouahri, A. Douaik, R. Moussadek. H. Iaaich, A. Ghanimi, H. Dakak, 2019: Evaluation of the nitric pollution of groundwater in the coastal zone of Benslimane – Bouznika. The 2nd Edition of the International Congress on Water and Environment studies CI3E-. Faculté Pluridisciplinaire de Nador (FPN), selouane, Maroc, 14 - 15 novembre 2019.

- **Communications affichées**

1) **H. Sehlaoui, A. Ait Mohamadine, H. Dakak**, **A. Zouahri, A. Douaik, R. Moussadek**, **A Ghanimi, R. Hassikou, 2015** : « L'apport du système d'information géographique dans l'évaluation spatiale des caractéristiques physicochimiques des sols de la région de Benslimane », Conférence Internationale autour des Sols Afro-Méditerranéens, Marrakech, 18-19 Décembre 2015.

2) **H. Sehlaoui, A. Ait Mohamadine, H. Dakak, A. Zouahri, R. Hassikou, 2016***:* « Evaluation de la pollution nitrique des eaux souterraines de la région de Benslimane », Journée sous le thème « la protection de l'environnement est la responsabilité de tout le monde », Journée organisée par l'association Zyada-Benslimane, Benslimane ,15 Mars 2015.

3) **Sehlaoui .H, Dakak .H, Zouahri. A, Hassikou. R, 2016:** « Contribution a l'étude de la contamination des eaux souterraines de la région de Benslimane par les nitrates », Journée Doctorale FSTE, Errachidia, 14-16 Avril 2016.

4) **H. Sehlaoui, A. Ait Mohamadine, H. Dakak, A. Zouahri, R. Hassikou, 2016***:* « Caractérisation physicochimiques des sols de la région de Benslimane », Journée organisée par l'association des amis de l'environnement, Benslimane, 21 Mai 2016.

5) **Sehlaoui .H, Zouahri. A, Hassikou. R, Ghanimi.A, Yachou .H, Dakak. H, 2017** : « Evaluation de la salinité des eaux souterraines de la région de Benslimane », Journées Scientifiques Maghrébines au Maroc. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (IAV), 8-10 Mai 2017.

6) **H. Sehlaoui, H. Dakak, A. Zouahri, A. Douaik, A. Ghanimi, R. Hassikou :** « Evaluation of the soil fertility of the Benslimane region», American Moroccan Agricultural Sciences Conference IV (AMAS), Meknes, 09-11 Mai 2018.

7) **H.Dakak, A. Zouahri,H. Sehlaoui,A. Douaik,A.Ghanimi,.Yachou,R. Hassikou(2018):**

« Soil Fertility Management In The Irrigated Perimeter of Beni Amir, Morocco», AMAS Conference IV. The fourth international American Moroccan Agricultural Sciences Conference IV (AMAS), Agropolice, Meknes, 09-11 Mai 2018.www.ams-conference.org.

8) **H. Sehlaoui, R. Hassikou, A. Zouahri, B.soudi, A. Douaik, H. Iaaich, H.Yachou, A. Ghanimi, H. Dakak, 2018:** «Characterization of agricultural soils by the use of geographical information systems (GIS) and statistical analysis: case of the Cherrat-Morocco region», 21st International Soil Tillage Research Organization (ISTRO) Conference, Paris, 23-28 Septembre 2018.

TABLE DES MATIERES

Liste des figures . ..……6

Liste des tableaux.....8

INTRODUCTION GENERALE.....10

CHAPITRE I: SYNTHESE BIBLIOGRAHIQUE.....13

I. Hydrochimie et qualité des eaux souterraines..... …….14

1.1. Constituants ioniques de l'eau 15

1.1.1. Les cations majeurs ……..15

1.1.2. Les anions majeurs……16

2.1. Paramètres physiques de l'eau 18

2.1.1. La conductivité électrique: CE……..18

2.1.2. pH……..19

2.1.3. La température……...19

2.1.4. Total des solides dissous (TDS)…….19

2.1.5. Dureté totale (TH)……..20

3.1. Indices et représentations graphiques pour l'évaluation de l'hydrochimie et de la qualité des eaux souterraines.....20

3.1.1. Indice Chloro-Alcalin (CAI)……...20

3.1.2. Indice d'échange de base (BEI)……21

3.1.3. Indice de qualité de l'eau (WQI)……21

3.1.4. Indice de la pollution nitrique (NPI)……..22

3.1.5. Diagramme de Piper……...22

3.1.6. Les diagrammes de dispersion……24

3.1.7. Diagramme de Durov……..24

II. Les eaux souterraines destinées à l'irrigation.....26

2.1. Avantages de l'irrigation..……...26

2.2. Les inconvénients de l'irrigation……27

2.3. Qualité de l'eau d'irrigation……28

2.3.1. Pourcentage de sodium (%Na)……29

2.3.2. Rapport d'adsorption du sodium (SAR)……..29

2.3.3. Carbonate de sodium résiduel (RSC)……..30

2.4. Systèmes d'Information Géographique (SIG)…….33

III. Pollution nitrique des eaux souterraines : origines et impacts.....33

3.1. Généralités sur la pollution…….34

3.2. Sources de pollution des eaux souterraines……34
3.3. Caractérisation suivant la géométrie de la source……...35
3.3.1. Caractérisation suivant l'origine de la pollution…….....35
3.3.2. Caractérisation suivant la nature de la pollution…….35
3.4. Pollution nitrique……36
3.4.1. L'azote dans le sol et les processus de son transformation……37
3.4.2. Les sources agricoles de la pollution nitrique……38
3.4.3. Autres sources d'azote……40
3.5. Impact de la pollution nitrique……42
3.5.1. Impact sanitaire et normes de potabilité……..42
3.5.2. Impact économique……43
3.5.3. Dégradation du sol et de la végétation……44
IV. Lixiviation des nitrates dans l'hydro-système, facteurs agissant sur ce processus et modalités pour la protection et la gestion des ressources en eau……45
4.1. Facteurs influençant la lixiviation du nitrate vers la nappe phréatique……...45
4.1.1. Facteurs pédologiques……45
4.1.2. Facteurs climatiques……50
4.1.3. Facteurs liés au système cultural……51
4.2. Modalités pour la protection et la gestion de la pollution nitrique……..54
4.2.1. Mesures préventives……55
4.2.2. Mesures palliatives……..60
V. Qualité des sols agricoles……64
5.1. Principaux macronutriments……65
5.1.1. Azote……65
5.1.2. Phosphore……..66
5.1.3. Potassium……..67
5.2. Autres macronutriments……67
5.2.1. Calcium et magnésium……67
5.2.2. Soufre……68
5.3. Micronutriments……68
5.4. Autres indicateurs de la qualité des sols……69
5.4.1. pH du sol……69
5.4.2. Conductivité électrique……..70
5.4.3. Capacité d'échange cationique……...71
5.4.4. Structure et texture du sol……...71
5.5. Qualité du sol……71

5.6. Facteurs agricoles influençant la qualité des sols……72
CHAPITRE II : MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE……73
I. Présentation de la zone d'étude……74
1.1. Situation générale……..74
1.2. Climatologie……..75
1.3. Géologie……76
1.4. Hydrogéologie et Hydrologie……....78
1.5. Pédologie……...80
1.6. Situation agricole dans la province de Benslimane……...82
1.7. Patrimoine forestier……...85
II. Materiel et méthodes……85
2.1. Échantillonnage et analyses de l'eau……85
2.2. Échantillonnage et analyses du sol……86
Chapitre III : CONTROLE ET ANALYSE DE LA QUALITE DES EAUX ET DES SOLS DE LA REGION DE CHERRAT, MAROC.……...88
I. Introduction……89
II. Matériels et méthodes……..90
2.1. Présentation de la zone d'étude……...90
2.2. Methodologie……..90
III. Résultats et discussions……91
3.1. Paramètres physicochimiques de la qualité des sols……91
3.1.1. Le potentiel hydrogène (pH)……91
3.1.2. Salinité et alcalinité……94
3.1.3. Matière organique……....95
3.1.4. Phosphore assimilable……95
3.1.5. Potassium échangeable……....96
3.2. Paramètres de qualitè physicochimique de l'eau d'irrigation……...97
3.2.1. Profondeur de la nappe……97
3.2.2. pH de l'eau……...99
3.2.4. Risque lié à la pollution en nitrate……101
IV. Conclusion……..102
CHAPITRE IV: CARACTÉRISATION DES SOLS AGRICOLES PAR L'UTILISATION DES SYSTÈMES D'INFORMATION GÉOGRAPHIQUE (SIG) ET L'ANALYSE STATISTIQUE : CAS DE LA RÉGION DE CHERRAT, MAROC……...104
I. Introduction……105
II. Matériel et méthodes……..105

2.1. Présentation de la zone d'étude……105
2.2. Echantillonnage et analyses au laboratoire……..106
2.3. Analyses statistiques et spatiales……..107
III. Résultats et discussion……...107
3.1. Analyse descriptive des paramètres de qualité des sols……107
3.2. Corrélation……108
3.3. Analyse des composantes principales (ACP)……...109
3.4. Classification hiérarchique ascendante……109
3.5. Cartographie des classes du sol……111
IV. Conclusion……..112
CHAPITRE V: ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET SON APTITUDE À L'USAGE AGRICOLE DANS LA RÉGION DE BENSLIMANE, MAROC.……...113
2.1. Échantillonnage et analyse des eaux souterraines……..116
2.2. Evaluation de la qualité des eaux……..116
3.1. Niveau piézométrique……117
3.2. Chimie des eaux souterraines……118
3.2.1. Composition anionique et cationique……..118
3.2.2. pH……...120
3.3. Evaluation hydrogéochimique……..120
3.3.1. Les graphes X–Y……120
3.3.2. Diagramme de Piper……...124
3.3.3. Indice d'échange de base (IBE)……..126
3.4. Aptitude des eaux souterraines à un usage agricole……..127
3.4.1. Risque de salinité……127
3.4.2. Risque lié aux chlorures……..128
3.4.3. Risque de sodicité……...129
3.4.4. Risque d'alcalinité……...133
3.4.5. Indice de perméabilité……133
3.4.6. Ratio de Kelly (KR)……133
3.4.7. Rapport d'adsorption de magnésium (MAR)……..134
3.5. Cartographie de l'aptitude des eaux à l'irrigation……..134
CHAPITRE VI : CONTAMINATION PAR LES NITRATES ET RISQUES SANITAIRES ASSOCIES DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE LA REGION DE BENSLIMANE….137
I. Introduction……138
II. Matériels et méthode……..140
2.1. Echantillonnage et analyses de l'eau……..140

2.2. Indice de la qualité de l'eau (WQI)……140
2.3. Evaluation de la pollution nitrique……140
2.4. Évaluation des risques sur la santé humaine……..141
2.5. Distribution spatiale……..142
III. Résultats et discussion……..143
3.1. Qualité générale des eaux souterraines…….....143
3.2. Indice de la qualité des eaux…….144
3.3. Nitrate et indice de la pollution nitrique……....147
3.4. Évaluation des risques sanitaires……..151
IV.Conclusions et recommandations……....154
CHAPITRE VII : UTILISATION DE L'INDICE DE QUALITE DU SOL POUR L'EVALUATION DES TERRES AGRICOLES DE LA PROVINCE DE BENSLIMANE..156
I. Introduction……..157
II. Matériels et méthode……159
2.1. Échantillonnage et analyses du sol……...159
2.2. Sélection des indicateurs……..159
2.3. Attribution des scores et des poids……...159
2.4. Indices de qualité des sols et leurs grades…….160
2.5. Comparaison et validation des indices……..161
III. Résultats……162
3.1. Statistiques descriptives des caractéristiques des sols……..162
3.2. Qualité du sol basée sur l'ensemble total des données (TDS)……..163
3.3. Qualité du sol basée sur l'ensemble minimal des données (MDS)……..166
3.4. Validation de l'indice…….168
IV. Discussion……..170
4.1. Qualité du sol…….170
4.2. Méthodes d'indicateurs et indices……..171
4.3. Interaction entre les méthodes d'indicateurs et les indices…….172
V. Conclusion……..173
CONCLUSION GÉNÉRALE……..174
RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES……175
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES……...……175

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Diagramme de Piper.....23
Figure 2 : Diagramme de Durov.....25
Figure 3 : Diagramme de Riverside.....31
Figure 4 : Diagramme de Schoeller.....32
Figure 5 : Cycle de l'azote (Rivett et al. 2008).....38
Figure 6 : Localisation géographique de la zone d'étude.....75
Figure 7 : Evolution de la pluviométrie annuelle dans la province de Benslimane.....76
Figure 8 : Cadre géologique simplifié de la région de Benslimane.....78
Figure 9 : Réseau hydrographiques de la région.....80
Figure 10 : Localisation des points d'échantillonnage.....86
Figure 11: Localisation des points d'échantillonnage.....91
Figure 12 : Variation des valeurs du pH du sol de la région de Cherrat.....92
Figure 13 : Distribution spatiale des différents paramètres du sol: a) pH b)CE c)phosphore assimilable d) potassium échangeable.....93
Figure 14 : Variation des teneurs du phosphore assimilable et du potassium échangeable dans la région de Cherrat.....96
Figure 15 : Classification des eaux souterraines de la région de Cherrat selon la profondeur de la nappe.....98
Figure 16 : Distribution spatiale des différents paramètres de l'eau: a)profondeur b) pH c) CE d) nitrate.....99
Figure 17 : variation du pH des eaux souterraines de la région de Cherrat.....100
Figure 18 : Répartition des classes de la salinité des eaux d'irrigation de la zone d'étude selon les normes USSLS, Richard (1954).....101
Figure 19 : Distribution des teneurs en nitrate des eaux souterraines du périmètre de Cherrat.....102
Figure 20 : Localisation des points d'échantillonnage.....106
Figure 21 : Représentation des variables selon : a- le premier plan factoriel (PC1-PC2) b- le deuxième plan factoriel (PC3-PC4).....109
Figure 22 : Dendrogramme issu de la classification hiérarchique ascendante.....110
Figure 23 : Distribution spatiale de différentes classes issues de la classification hiérarchique ascendante.....112
Figure 24 : Classification des eaux souterraines de la région de Benslimane selon le niveau piézométrique.....118
Figure 25 : Variation du pH des eaux souterraines de la région de Benslimane.....120
Figure 26 : (a) Graphe X–Y ($HCO3^- + CO3^{2-}$) vs ($Ca2+ + Mg2+$), (b) cations Total + vs. ($Ca2+ + Mg2+$), (c) Graphe X–Y cations Total + vs ($Na+ + K+$), (d) ($Na+ + K+$) vs. ($SO4^{2-} + Cl-$), (e) Graphe X–Y Na+ vs Cl−, (f) Na+ vs. ($HCO3^- + CO3^{2-}$), (g) Graphe X–Y Na+ vs Ca2+, (h) CE vs. Na+/Cl−.....123
Figure 27 : Diagramme de Piper.....125
Figure 28 : Classification des eaux souterraines de la région de Benslimane selon les faciès géochimiques.....125
Figure 29 : Diagramme à secteurs selon la moyenne des anions et des cations.....125
Figure 30 : Diagramme de Riverside pour la classification des eaux d'irrigation en fonction du SAR et de CE.....130
Figure 31 : Diagramme de Wilcox.....132
Figure 32 : Classes d'aptitude des eaux à l'irrigation selon la classification de Riverside.....135

Figure 33 : Variation des concentrations et des classes des nitrates dans les eaux souterraines de la région de Benslimane. 148
Figure 34 : Variation des valeurs de NPI par type de culture. 149
Figure 35 : Carte de la distribution spatiale (a) des nitrates et (b) de WQI dans la région de Benslimane. 151
Figure 36 : Variation des valeurs de THQ dans la région de Benslimane sous forme de boîtes à moustaches. 152
Figure 37 : Distribution des pourcentages des classes de THQ chez les femmes, hommes, enfants, et nourrissons dans la région de Benslimane. 153
Figure 38 : Distribution spatiale et variation du quotient total du risque (THQ) sanitaire lié aux eaux souterraines pour les femmes, les hommes, les enfants et les nourrissons. 154
Figure 39 : Distribution des grades de la qualité des sols de la région de Benslimane basée sur les différents indices et méthodes d'indicateurs. 166
Figure 40 : Relation linéaire entre les méthodes d'indicateurs TDS et MDS et les modèles des indices IQI et IQN. 168

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Découpage administratif de la province de Benslimane (Source : Monographie de la province de Benslimane, 2010). .....**Error! Bookmark not defined.**
Tableau 2 : Température minimale, maximale et moyenne de l'année 2013-2014 de la province de Benslimane. 76
Tableau 3 : Superficie occupée par les différentes classes du sol. 81
Tableau 4 : Les différentes cultures dans la région de Benslimane. 83
Tableau 5 : Superficie, rendement et production des cultures maraîchères**.** 84
Tableau 6 : Superficie, rendement et production des plantations fruitières. 84
Tableau 7 : Paramètres de qualité des sols et Protocol effectués .....**Error! Bookmark not defined.**
Tableau 8 : Statistiques descriptifs des paramètres physico-chimiques du sol 92
Tableau 9 : Répartition des classes des pH des sols étudiés de la zone d'étude selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).....93
Tableau 10 : Classement de la salinité des sols de la commune Cherrat selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008) 94
Tableau 11 : Classement de l'alcalinité des sols analysés (DIAEA /DRHA /SEEN (2008)) 94
Tableau 12 : Pourcentage de répartition des classes de matière organique du sol de la commune Cherrat selon les normes de l'A.G.R 95
Tableau 13 : Normes d'interprétation de phosphore assimilable (Denaunois et al, 2008) 96
Tableau 14 : Répartition des classes de potassium échangeable (K2O) des sols étudiés (Delaunois, 2008) 97
Tableau 15 : Analyse statistique descriptive des paramètres de qualité de l'eau 98
Tableau 16 : Echelle d'interprétation du pH eau (A.G.R) 100
Tableau 17 : Paramètres statistiques descriptifs des paramètres physico-chimiques du sol 108
Tableau 18: Matrice de corrélation pour les 29 échantillons du sol 108
Tableau 19 : Moyennes des paramètres physico-chimiques des différents groupes.....110
Tableau 20 : Analyse de dendrogramme issu de la CHA 110
Tableau 21 : Analyse statistique descriptive des paramètres de qualité de l'eau 119
Tableau 22 : Classification des eaux. 128
Tableau 23 : Les classes de salinité et de sodicité des eaux d'irrigation de la région de Benslimane. 131
Tableau 24 : Paramètres d'exposition humaine utilisés pour calculer les quotients du risque (HQ) selon USEPA (2004).....142
Tableau 25 : Bilan statistique de la composition chimique des eaux souterraines de la région de Benslimane et les poids relatifs des paramètres 144
Tableau 26 : Classification des eaux souterraines selon WQI et NPI dans la région de Benslimane.146
Tableau 27 : Comparaison entre les valeurs de NPI et les classes de cultures à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis 150
Tableau 28 : Propriétés physico-chimiques et leurs protocoles d'analyses. .....**Error! Bookmark not defined.**
Tableau 29 : Minimum, maximum, moyenne, et coefficient de variation (CV) des indicateurs du sol**.** 163

Tableau 30 : Résultats de la communalité estimée et valeur pondérale de chaque indicateur selon les deux méthodes TDS et MDS. 164
Tableau 31 : Classes de la qualité du sol selon les indices et les méthodes des indicateurs. 165
Tableau 32 : Superficie et pourcentage des classes de qualité des sols de la région de Benslimane selon différents indices et méthodes d'indicateurs. 165
Tableau 33 : Résultats de l'analyse en composantes principales des indicateurs du sol. 167
Tableau 34 : Matrice de corrélation entre les différents IQS et les indicateurs du sol, rapport d'efficacité et indice de sensibilité**.** 169

INTRODUCTION GENERALE

L'eau et le sol constituent deux principaux volets dans les études de la gestion et la conservation des ressources naturelles (Badraoui, 2006). Par ailleurs, la gestion durable de ces ressources est fondamentale pour la sécurité alimentaire dans le monde entier, en particulier dans le contexte des changements climatiques et des conditions météorologiques de plus en plus imprévisibles (HLPE, 2012).

L'eau est un élément indispensable à la vie animale et végétale et revêt de l'importance pour d'innombrables activités humaines. Les sources en eau sont largement diversifiées, or les eaux souterraines sont fortement utilisées dans le monde entier et sont préférables à l'utilisation et à la consommation en raison de leur facilité de disponibilité et de protection par rapport aux eaux de surface (Srivastava, 2019). Par ailleurs, les facteurs naturels, tels que la sécheresse et les contraintes géologiques, ont un effet sur l'approvisionnement en eau souterraine. En outre, la demande croissante en eau pour les activités domestiques, agricoles et industrielles accentuera les contraintes sur cette ressource. La tendance future de l'évolution des eaux souterraines est inquiétante vu leur niveau actuel de surexploitation et en raison de leurs exposition aux différentes formes de pollution (Salinité, pollution nitrique, etc.). Face aux défis que posent les contraintes naturelles et anthropiques, la connaissance, le suivi et l'anticipation de la disponibilité et de la qualité des eaux souterraines sont au cœur des programmes qui visent à gérer et assurer la durabilité des ressources en eau (Bahrami et al., 2020 ; Bentekhici et al., 2018).

Le sol représente une ressource naturelle très précieuse et constitue une composante essentielle des ressources terrestres, du développement agricole et de la durabilité écologique. Il est à la base de la production alimentaire (humaine et animale), ainsi que de nombreux services écosystémiques essentiels (Laouina, 2006). Or, les sols sont une ressource limitée, ce qui signifie que leur perte et leur dégradation ne sont pas récupérables au cours d'une vie humaine. Raison pour laquelle les sols doivent être reconnus et valorisés afin de caractériser leurs qualités et leurs capacités de production et aussi pour dévoiler leur contribution dans la protection ou la pollution des ressources en eau (Bünemann et al., 2018).

Au Maroc, l'agriculture représente un moteur clef de la croissance économique HCP (2005), or les exploitations agricoles sont des acteurs de premier plan pour la préservation et la reconquête

des ressources en eau, tant en qualité qu'en quantité, ainsi que pour la préservation des sols (HCP, 2006). Par ailleurs, l'activité agricole modifie fortement la qualité et la dynamique de l'eau dans le milieu par l'irrigation, le travail du sol et l'apport de fertilisants et de pesticides. La croissance de la production agricole au moyen de l'agrochimie et de la mécanisation durant ces dernières décennies a entraîné des dégradations des sols et des eaux dans de nombreuses régions (Harbouze et al., 2019). Ces dégradations varient en fonction des formes et du niveau d'intensification agricole et en fonction du contexte pédo-climatique.

Dans ce contexte, la présente étude va cibler les terres agricoles de la région de Benslimane, et ce pour donner un aperçu scientifique sur l'état actuel de la qualité des sols et des eaux souterraines puisqu'aucune étude détaillée n'a été effectué dans cette région. La région d'étude est une subdivision à dominante rurale. Elle est composée de 15 communes dont 13 communes rurales. Les eaux souterraines dans cette région constituent une source importante d'approvisionnement en eau de consommation et pour des usages agricoles. En plus, cette zone a connu, durant ces dernières années, une certaine expansion économique et particulièrement agricole et ce après la mise en œuvre du Plan Maroc Vert en 2012 qui a consacré une enveloppe budgétaire importante pour la promotion de la viticulture dans la province de Benslimane (DPA, 2015). Ceci a augmenté la demande en eau et a exposé la ressource à différentes pollutions résultant des activités anthropiques.

Pour répondre à la problématique posée, plusieurs outils et méthodes ont été exploités et les résultats sont développés dans le présent travail à travers sept chapitres. Le premier chapitre du travail constitue une synthèse bibliographique qui présente les aspects suivants:

- ✓ Les différentes notions et méthodes déployées pour l'étude de l'hydrochimie et la qualité des eaux souterraines pour un usage domestique ou agricole.
- ✓ Les concepts relatifs à la pollution des eaux en général et la pollution nitrique en particulier tout en exposant les sources et les impacts de cette pollution.
- ✓ Les différents facteurs favorisant la lixiviation des nitrates vers les eaux souterraines et les différentes modalités pour la protection et la gestion des ressources en eau.
- ✓ Les différents indicateurs définissant la qualité des sols agricoles et les facteurs qui l'influencent.

Par la suite, le chapitre II englobe des généralités sur la région d'étude et expose les caractéristiques climatiques, géologiques, hydrologiques, pédologiques et agricoles de cette dernière. Il présente aussi la méthodologie générale adopté pour l'élaboration de ce travail.

Les autres chapitres (III, IV, V, VI et VII) constituent le cœur de cette thèse :

Dans le chapitre III, nous tenterons d'évaluer la qualité des eaux et des sols de la région de Cherrat, commune rurale qui appartient à la province de Benslimane, et qui était le point de départ de cette étude. Les résultats ont fait l'objet d'un article, en cours de publication, intitulé : « Contrôle et analyse de la qualité des eaux et des sols de la région de Cherrat, Maroc ».

Dans le chapitre IV, nous exposant une évaluation des sols de la commune Cherrat en se basant sur les systèmes d'informations géographiques et l'analyse statistique. Les résultats ont été publiés dans un article de conférence intitulé : « Caractérisation des sols agricoles par l'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG) et l'analyse statistique : Cas de la région de Cherrat, Maroc ».

Le chapitre V présente une étude détaillée sur l'hydrochimie des eaux souterraines de la zone d'étude, couplée à l'évaluation de la qualité de ces eaux pour les utilisations agricoles. Les résultats obtenus ont été publiés dans un article intitulé : « Évaluation de la qualité de l'eau et son aptitude à l'usage agricole dans la région de Benslimane, Maroc.

Dans le chapitre VI, nous avons évalué si oui ou non les eaux souterraines du périmètre étudié présentent des signes de contaminations anthropiques ou agronomiques. Si c'est le cas, nous avons tenté de mettre en évidence les mécanismes et les possibles sources de pollutions et d'identifier l'impact sanitaire de cette pollution sur les résidents de la région. Les résultats issus de cette étude ont été publié dans article intitulé «Contamination des eaux souterraines par les nitrates et risques sanitaires associés dans la région de Benslimane, Maroc». Finalement, le chapitre VII a ciblé les sols agricoles de la zone d'étude, son objectif est l'évaluation de la qualité de ces sols en se basant sur des indices dédiés pour ça. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'un article scientifique portant le titre : « Utilisation de l'indice de qualité des sols pour l'évaluation des terres agricoles de la province de Benslimane, Maroc ».

Le présent travail se termine par une conclusion générale faisant sortir les résultats de l'étude et dégager les recommandations et les perspectives à prendre en considération.

CHAPITRE I: SYNTHESE BIBLIOGRAHIQUE

I. Hydrochimie et qualité des eaux souterraines

Les eaux souterraines contiennent une grande variété de constituants inorganiques dissous en raison des interactions chimiques avec les matériaux géologiques et dans une moindre mesure les apports de l'atmosphère. Par ailleurs, l'étude de l'hydrochimie est de première importance pour déterminer la qualité des eaux souterraines. L'hydrochimie contribue à évaluer les processus hydrogéochimiques responsables des changements temporels et spatiaux de la chimie des eaux souterraines (Şen, 2015). Or, la chimie des eaux souterraines est principalement affectée par les caractéristiques hydrogéochimiques qui résultent des interactions multidimensionnelles entre la géologie, l'hydrogéologie, la topographie, les systèmes de drainage et l'hydrométéorologie. En raison de l'interaction chimique et biochimique entre les eaux souterraines et les contaminants provenant des activités agricoles et industrielles ainsi que les matériaux géologiques qu'elles traversent (Bennetts, 2005; Gi-Tak, 2005), les eaux souterraines contiennent une grande variété de constituants chimiques inorganiques dissous à des concentrations diverses. En conséquence de ces processus, il apparaît des changements temporels et spatiaux dans la composition physico-chimique, qui peuvent conduire à la détérioration des eaux souterraines qui affecte non seulement la qualité de l'eau, mais aussi entrave le développement économique et la richesse sociale (Back, W., 1960; Kim, 2005; Milovanovic, 2007).

Les eaux souterraines, sauf à proximité des zones de recharge, se trouvent rarement sans dissolution des minéraux du milieu géologique hôte dans lequel elles séjournent, car l'eau a la plus haute capacité de dissoudre les sels par rapport à tout autre solvant trouvé dans la nature. Son pouvoir dissolvant provient de la structure moléculaire. La compréhension de l'origine du processus d'évolution de l'hydrochimie et de la qualité des eaux souterraines commence par l'évaluation de ses caractéristiques physico-chimiques.

En effet la sélection des informations sur la composition physico-chimique des eaux souterraines joue un rôle important pour comprendre si elles sont contaminées, et donc la possibilité de leurs utilisations pour l'alimentation en eau potable, en irrigation ou d'autres usages (utilisation domestique, industrie, etc.) (Burkart et Stoner, 2008).

1.1. Constituants ioniques de l'eau

Les principales espèces inorganiques qui constituent la qualité globale des eaux souterraines sont les cations majeurs Ca2+, Mg2+, Na2+ et K+ et les anions majeurs Cl-, SO42-, CO3- et HCO3-. La concentration totale de ces huit ions majeurs représente normalement plus de 90 % du total des solides dissous dans les eaux souterraines, que l'eau soit diluée ou qu'elle ait une salinité supérieure à celle de l'eau de mer. Ces constituants inorganiques se présentent sous forme ionique dans les solutions aqueuses (Şen, 2015).

1.1.1. Les cations majeurs

a. Calcium et magnésium : Ca2+ et Mg2+

Les ions Ca2+ et Mg2+ sont similaires et sont dissous librement dans de nombreuses roches et sols (Salomons et Forstner, 1984). Le Ca2+ est un constituant abondant dans les eaux associées à la calcite, à la dolomie et au gypse (Binet et al 2009). Les sources de Mg2+ comprennent la dolomite, la magnétite et les micas. Les concentrations de Ca2+ et de Mg2+ trouvées dans les eaux naturelles varient dans une large mesure en fonction de l'histoire de l'échantillon d'eau vis-à-vis des formations géologiques et des caractéristiques géochimiques. En général, les concentrations de Ca2+ dans les eaux douces sont un peu plus importantes que celles de Mg2+, en raison de la plus grande abondance de Ca2+ dans la croûte terrestre. Les concentrations de Mg2+ peuvent souvent être supérieures aux concentrations de Ca2+, surtout dans les eaux océaniques ou estuariennes.

Les ions Ca2+ et Mg2+, appelés métaux alcalins terrestres, pénètrent dans les eaux souterraines par la dissolution des minéraux carbonatés dans l'eau contenant du CO2. Des traces d'environ 30 ppm sont caractéristiques dans les aquifères magmatiques ; jusqu'à 100 ppm sont courantes dans les terrains sédimentaires ; jusqu'à 300 ppm se trouvent dans les aquifères carbonatés ; et jusqu'à 600 ppm se trouvent dans les aquifères contenant du gypse ou en contact avec des couches de gypse. Ca2+ et Mg2+ sont susceptibles d'échanger des ions avec le Na+ et vice versa (Şen, 2015).

b. Sodium: Na+

Na+ est la plus importante et la plus abondante des métaux alcalins dans les eaux naturelles. Presque tous les composés de Na+ sont facilement solubles et, comme elle ne participe pas à des précipitations importantes Na+, il reste généralement en solution.

La principale source de Na+ dans l'eau est les sédiments évaporés, bien que les eaux usées, les eaux industrielles et le drainage des champs pétrolifères contribuent également à des taux importants (Chenini et al., 2010). Toutes les eaux contiennent des Na+ allant de quelques ppm, où la lixiviation a éliminé la plupart des minéraux rocheux solubles, jusqu'à 100 000 ppm à condition que l'eau soit en contact avec des lits d'évaporation. Dans l'eau de mer, Na+ est le cation le plus abondant, sa concentration est d'environ 10 000 ppm. La pollution des eaux souterraines par le chlorure de sodium (NaCl) est le produit inévitable de l'activité humaine, comme les flux de retour de l'irrigation et l'élimination des déchets industriels et urbains. Le processus prend généralement la forme d'un "glissement du sel" très lent et peut rester longtemps masqué par le bruit inhérent aux données de salinité. Le captage intensif des eaux souterraines crée des creux dans le niveau de l'eau avec peu ou pas d'écoulement et accentue donc le processus.

c. Potassium : K+

K+ fait également partie du groupe des métaux alcalins et il est semblable à Na+, bien qu'elle en diffère sensiblement par plusieurs facteurs, qui concernent sa présence dans l'eau et à ses effets sur les autres utilisations. Alors que Na+ est facilement disponible pour la solution, les roches contenant des quantités importantes de K+ sont généralement résistantes aux altérations, et les évaporites contenant de grandes quantités de K+ sont peu communes (N'Guessan, et al., 2016).

1.1.2. Les anions majeurs

Différentes mesures de la concentration en anions dans un échantillon d'eau souterraine à un moment donné permettent de déduire la distance parcourue par l'eau souterraine depuis les zones sources et donnent également une indication sur le temps de contact avec les minéraux solubles. Les analyses chimiques des anions peuvent également révéler la disponibilité des types de minéraux dans les eaux souterraines.

a. Chlorure: Cl-

Les chlorures sont présents dans toutes les eaux naturelles provenant de nombreuses roches sédimentaires et en particulier dans les évaporations. La source dominante de Cl- est l'océan, avec environ 20 000 ppm. Les sels de chlorure ne précipitent de la solution qu'à des concentrations supérieures à celles de l'eau de mer. En raison de cette propriété conservatrice (c'est-à-dire la tendance à rester en solution), le Cl- est un indicateur fiable des processus chimiques des eaux souterraines.

La diminution des concentrations de Cl- montre l'entrée d'eau douce dans l'aquifère. Or, l'augmentation des concentrations peut être causée par plusieurs processus tels que le mélange avec de l'eau plus salée, la solution du sel solide provenant de la roche et la concentration de Cl- par évapotranspiration à partir d'un aquifère peu profond. Dans les eaux mixtes, le Cl- reflète fidèlement le rapport de mélange entre les éléments finaux (Chow, 1964 ; Mandel et Shiftan, 1981).

b. Sulfate: SO_4^{2-}

Dans la plupart des eaux naturelles, le SO_4^{2-} est présent en plus petites concentrations que le Cl-. La principale source de SO_4^{2-} dans l'eau douce est constituée par les évaporites, principalement le gypse et l'anhydrite. Les autres sources sont les composés sulfatés en suspension dans l'air provenant de la mer et de la poussière, les oxydes de soufre gazeux produits par la combustion des combustibles fossiles et lessivés par les précipitations, la matière organique en décomposition, les exhalations volcaniques et les produits d'altération de certaines roches magmatiques (Fitts et al., 2012).

Des concentrations supérieures à environ 30 ppm dans les eaux souterraines suggèrent un contact avec des roches gypseuses. La concentration maximale dans les eaux souterraines douces est de 1360 ppm et des concentrations plus élevées peuvent être atteintes dans les eaux salines en raison de la présence d'autres ions. Le SO_4^{2-} n'est pas affecté de manière appréciable par les processus d'adsorption ou d'échange d'ions.

c. Carbonate et bicarbonate : CO_3^{2-} et HCO_3^-

Les minéraux silicatés qui composent la plupart des roches ne réagissent pas facilement avec la plupart des eaux souterraines. En revanche, les minéraux carbonatés réagissent assez facilement avec l'eau, et ils jouent un rôle important dans l'évolution de nombreuses eaux souterraines. Comme les carbonates sont présents dans de nombreux types de roches, y compris la plupart des roches sédimentaires, et même de certaines roches ignées et métamorphiques, la chimie des carbonates est pertinente pour l'évolution de la plupart des eaux souterraines (Sidibé et al., 2019).

Les anions CO_3^{2-} et HCO_3^- sont formés généralement par la réaction du carbone avec de l'eau et les roches carbonatées telles que calcaire et dolomite. Ils constituent les principaux éléments tampons de l'alcalinité (Abbasi et al., 2013).

d. Nitrate, nitrite et ammonium (NO3- , NO2-et NH4+)

Les nitrites et les nitrates sont des composés intermédiaires du processus de nitrification ou de dénitrification. Ils sont associés du fait que la transformation de l'un en l'autre s'opère par des bactéries (nitrobacters) du sol et de l'eau.

Les sources naturelles de nitrate comprennent les gisements minéraux, les sols et l'atmosphère. Les niveaux élevés des nitrates et nitrites peuvent être attribué à l'oxydation complète de l'azote organique sous l'action de bactéries nitrifiantes et les nitrites de l'oxydation incomplète sous l'action des Nitrosomonas. Mais ils proviennent généralement de l'utilisation des engrais et de l'industrie chimique et alimentaire. La teneur en nitrates dans l'eau est généralement plus élevée que celle des nitrites. Une forte concentration en nitrites indique une pollution d'origine organique.

L'azote ammoniacal se présente sous la forme toxique NH_{4+}. Sa présence dans les eaux traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique. NH_{4+}, l'azote ammoniacal, se transforme assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation. Il peut avoir pour origine la matière organique animale ou humaine, les engrais et les rejets industriels.

2.1. Paramètres physiques de l'eau

2.1.1. La conductivité électrique: CE

En fonction de la concentration totale en ions, les échantillons d'eau transportent un courant électrique, qui est appelée conductivité électrique. Sa mesure dans tout échantillon d'eau souterraine fournit des moyens et des informations utiles dans l'évaluation de la teneur totale en solides dissous. Elle est liée à la réciprocité de la résistance, et donc, elle augmente avec la salinité de l'eau. L'unité de base de la conductivité est le mho ou Siemens. La conductivité est mesurée en micro-mhos par centimètre (µmhos/cm) ou, de manière équivalente, en micro-Siemens par centimètre (µS/cm). Plus l'eau est chaude, plus la conductivité est élevée. Pour cette raison, la conductivité est indiquée comme étant la conductivité à 25 °C (Wilcox, 1955).

La conductivité de l'eau aide à déterminer la qualité de l'eau. Elle fournit également une voie indirecte de mesure de la salinité de l'eau (Couture, 2006). Des valeurs de CE plus élevées impliquent une dissolution inorganique des solides tels que Cl-, SO42-, Na+ et Ca2+. Les eaux qui ont été en contact avec des roches granitiques ont tendance à avoir une CE plus faible, car le granite est composé de matériaux plus inertes. Les eaux de ruissellement, qui traversent des

sols argileux, ont tendance à avoir une CE plus élevée, en raison de la présence de matériaux qui s'ionisent lorsqu'ils sont entraînés dans l'eau. Les apports d'eau souterraine peuvent avoir les mêmes effets selon le substratum rocheux qu'ils traversent (Wilcox, 1955).

2.1.2. pH

Le pH indique la force de l'eau à réagir avec les matières acides ou alcalines présentes dans l'eau. Il est défini comme le logarithme négatif de son activité en ions hydrogène (Boyd, 2000). Il indique l'acidité ou l'alcalinité de l'eau (Langmuir, 1997). C'est une mesure de l'équilibre entre la concentration des ions hydrogène (H+) et des ions hydroxyle (OH) dans l'eau. Le pH de l'eau fournit des informations essentielles sur de nombreux types de calculs d'équilibre géochimique ou de solubilité (Hem, 1970).

Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés. Dans la plupart des eaux naturelles, le pH dépend de l'équilibre calco – carbonique : $Ca(HCO_3)_2 \leftrightarrow CaCO_3 + CO_2 + H_2O$. Les eaux très calcaires ont un pH élevé et celles provenant des terrains pauvres en calcaire ou siliceux ont un pH voisin de 7.

Le pH est un paramètre important pour définir le caractère agressif ou incrustant d'une eau. Il intervient dans des phénomènes avec d'autres paramètres comme la dureté, l'alcalinité, la température, etc. Le pH est un indicateur important de la qualité de l'eau.

2.1.3. La température

La mesure de la température sur le terrain permet d'ajuster les valeurs de la conductivité électrique, d'apprécier l'origine plus ou moins profonde de l'eau et de calculer les équilibres de dissolution. Elle joue un rôle important, par exemple, en ce qui concerne la solubilité des sels et des gaz dont, entre autres, l'oxygène. Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3 pour une augmentation de température de 10°C. La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante et l'heure de la mesure.

2.1.4. Total des solides dissous (TDS)

La somme des concentrations des constituants dissous dans un échantillon d'eau est connue sous le nom du total des solides dissous (TDS), qui peut être estimée en additionnant les concentrations de tous les ions en meq/l. On peut également le déterminer indirectement en se basant sur la conductivité électrique de l'eau. Le TDS est composé de résidus solides constitués principalement des produits minéraux dissous issus généralement de lessivage naturel des

roches de caractéristiques géologiques différentes et des apports des eaux usées et industrielles. Selon les normes de l'OMS, les TDS sont les plus souhaitables jusqu'à 500 mg/l, et jusqu'à 1500 mg/l qui est le maximum autorisé (Şen, 2015).

2.1.5. Dureté totale (TH)

La dureté de l'eau dépend principalement de la quantité de calcium et des sels de magnésium dans l'eau. La somme totale de ces sels détermine la dureté de l'eau réelle. La dureté de l'eau est exprimée en ppm (mg/l) de CaCO3. Les principales sources naturelles de la dureté de l'eau sont les roches sédimentaires ainsi que l'infiltration dans le sol et le ruissellement. En général, les eaux dures proviennent de régions où la couche arable est épaisse et où les roches sont calcaires (Sawyer et McCarty, 1967). L'eau souterraine est généralement plus dure que l'eau de surface. L'eau souterraine, riche en acide carbonique et en oxygène dissous, a ordinairement un grand pouvoir dissolvant; au contact de sols ou de roches contenant des quantités appréciables de minéraux comme la calcite, le gypse et la dolomite, l'eau peut acquérir une dureté de plusieurs milliers de milligrammes au litre (De Fulvio et Olori, 1976). Les industries de produits chimiques inorganiques et les industries minières représentent les deux principales sources anthropiques de la dureté de l'eau (Biesecker et George, 1972). La tolérance du public à l'égard de la dureté peut varier considérablement selon les conditions locales. Une eau dont la dureté est supérieure à 200 mg/L est considérée comme médiocre, mais elle est tolérée par les consommateurs, les eaux dont la dureté est supérieure à 500 mg/L sont inacceptables pour la plupart des usages domestiques.

3.1. Indices et représentations graphiques pour l'évaluation de l'hydrochimie et de la qualité des eaux souterraines

3.1.1. Indice Chloro-Alcalin (CAI)

On peut essayer de classer les eaux en partant de leur origine et de leur milieu de circulation et chercher les caractères géochimiques de chacun des cas, ou bien inversement on peut partir de caractères géochimiques et définir les origines. Dans ce contexte, de nombreux auteurs ont proposé des classifications des eaux en partant de critères chimiques. Une des classifications longtemps en usage chez les hydrologues, et encore trop répandue chez quelques-uns d'entre eux, est celle de Scholler (1965). Il a proposé l'indice Chloro-Alcalin qui permet de mettre en évidence les modifications du chimisme dues aux interactions ente les eaux souterraines et les formations d'aquifère. Par définition, les indices Chloro-Alcalins sont le rapport entre les ions

échangés et les ions de même nature primitivement existants dans l'eau. Ils sont obtenus par les deux relations suivantes :

$$CAI1= (Cl^{-}-(Na^{+}+k^{+}))/Cl^{-}$$

$$CAI2= ((Cl^{-}-(Na^{+}+K^{+}))/(SO_4^{2-}+HCO_3^{-}+CO_3^{2-}+NO_3^{2-})$$

Si l'indice est négatif alors les ions Ca2+ et Mg2+ de l'eau sont échangés contre les ions K^+ et Na^+ des formations encaissantes, alors qu'une valeur positive indique que les ions Na^+ et K^+ de l'eau sont remplacés par les ions Mg^{2+} et Ca^{2+} des formations encaissantes. Or, un indice égal à zéro reflète un équilibre entre les compositions chimiques de l'eau et celle du terrain encaissant.

3.1.2. Indice d'échange de base (BEI)

Dans les zones côtières, la classification de Stuyfzand (2008) est utilisée pour déterminer les échanges permettant la salinisation des eaux souterraines. Elle permet donc de distinguer si un aquifère est en cours de salinisation ou de rafraîchissement, ou a été rafraîchie ou salinisée dans le passé (Stuyfzand, 2008). Donc, l'intrusion marine est caractérisée par l'entrée d'une eau à de fortes concentrations de Cl^-, Na^+, K+ et Mg^{2+} qui vont remplacer l'eau douce ayant des concentrations élevées de Ca et de HCO3 ou vice versa dans le cas d'intrusion d'une eau douce. L'indice est calculé comme suit : $BEI= Na^+ + K^+ + Mg^{2+}-1,0716Cl^-$.

3.1.3. Indice de qualité de l'eau (WQI)

L'indice de la qualité de l'eau souterraine (WQI) permet de dévoiler son niveau de contamination et son aptitude à la consommation. Il est peut être basé sur tous les ions majeurs. Des grandeurs ioniques supplémentaires (CE, pH, TDS) peuvent également être utilisés dans les évaluations. Il est assez simple de suggérer quelques WQI pour les eaux souterraines, qui prennent généralement la forme de la moyenne pondérée (Verma et al., 2018) :

$$WQI = \frac{\sum_{i=0}^{n} Wi \times qi}{\sum_{i=0}^{n} wi}$$

où WQI est l'indice de qualité de l'eau, wi est le poids de chaque paramètre et qi est la notation de la qualité, elle est obtenue en pourcentage en divisant la valeur de la concentration de chaque paramètre d'eau par sa concentration standard (WHO, 2011). La seule question dans cette formulation est la détermination des poids qui peut être basée sur différentes causes, telles que les effets environnementaux et les orientations internationales en matière de qualité comme la

limite maximale admissible, la limite optimale admissible ou la source interne de variabilité des ions. Par exemple, selon l'OMS (2011), et sur la base des concentrations exprimées en mg/L, les ions majeurs devraient avoir les limites admissibles suivantes : $Ca^{2+} < 75$; $Mg^{2+} < 50$; $Na^{+} < 200$; $K^{+} < 12$, $Cl^{-} < 250$; $HCO_3^{-} < 120$; $NO_3^{-} < 50$; $SO_4^{2-} < 250$, et $NH_4^{+} < 1.5$. Les valeurs de WQI ont été classées en cinq catégories à savoir l'eau à qualité excellente (WQI< 50), bonne (50<WQI<100), mauvaise (100<WQI<200), très mauvaise (200<WQI<300) et l'eau impropre à la consommation (WQI>300).

3.1.4. Indice de la pollution nitrique (NPI)

Les niveaux moyens de nitrates ont augmenté d'environ 36% dans les sources d'eau mondiales depuis 1990 et les effets sur la santé humaine liés à cet élément s'aggravent de plus en plus (Zhang et al. 2020). En effet, le nitrate a constitué l'un des éléments les plus importants qui jouent un rôle vital dans la qualité des eaux souterraines (Chen et al. 2020 ; Qian et al. 2020). De nombreux indices ont en fait déjà été développés. Dans les travaux actuels, l'indice de pollution nitrique (NPI) a été utilisé pour le l'évaluation de l'état actuel de la qualité de l'eau et pour déterminer les sources de cette pollution. C'est le rapport de la différence des concentrations en nitrate de l'échantillon de l'eau et de la valeur affectée par l'Homme qui est fixée à 20mg/L par rapport à cette valeur. L'utilisation du NPI est donc avantageuse pour offrir un résultat d'évaluation rapide et simple de l'état de la qualité de l'eau. Cet indice est calculé selon la formule suivante : NPI= (Ci-HAV)/HAV, dont Ci représente la teneur en nitrate dans l'échantillon, et HAV est la valeur affectée par l'homme qui reflète la valeur seuil de l'exposition à la source anthropique. Une valeur de NPI inférieure à 0 indique une eau non polluée. Alors que des valeurs de NPI de 0-1, 1-2, 2-3, et >3 reflètent une eau à pollution, légère, modérée, significative, et très significative, respectivement.

3.1.5. Diagramme de Piper

Il existe un certain nombre de variables chimiques qui définissent globalement la valeur de l'eau du point de vue de son utilisation. Par conséquent, la présentation conjointe des associations chimiques multivariées a posé problème. Les chercheurs ont a essayé de réaliser l'effet combiné des principaux constituants responsables de la qualité des eaux souterraines sur un seul diagramme. Dans cette recherche, Hill (1940) a réussi une première fois à transformer la combinaison d'ions sous une forme pratique en utilisant des coordonnées triangulaires. Piper (1944) a affiné ce travail et a introduit une forme explicite de coordonnées triangulaires qui sont connus sous son nom de diagramme de Piper.

Un triangle peut contenir au maximum trois variables car il a trois axes, et donc, l'association de six variables différentes est possible. En traçant trois cations (Ca2+, Mg2+ et Na+ + K+) exprimés en pourcentage du total des cations en meq/l, on obtient un point unique sur le triangle des cations (Figure 1). L'autre triangle concerne les anions (SO42-, Cl-, HCO3- + CO3-) de la même manière. Ces deux points à l'intérieur des triangles sont projetés dans une zone centrale en forme de losange par des parallèles aux bords supérieurs de la zone centrale (Şen, 2015).

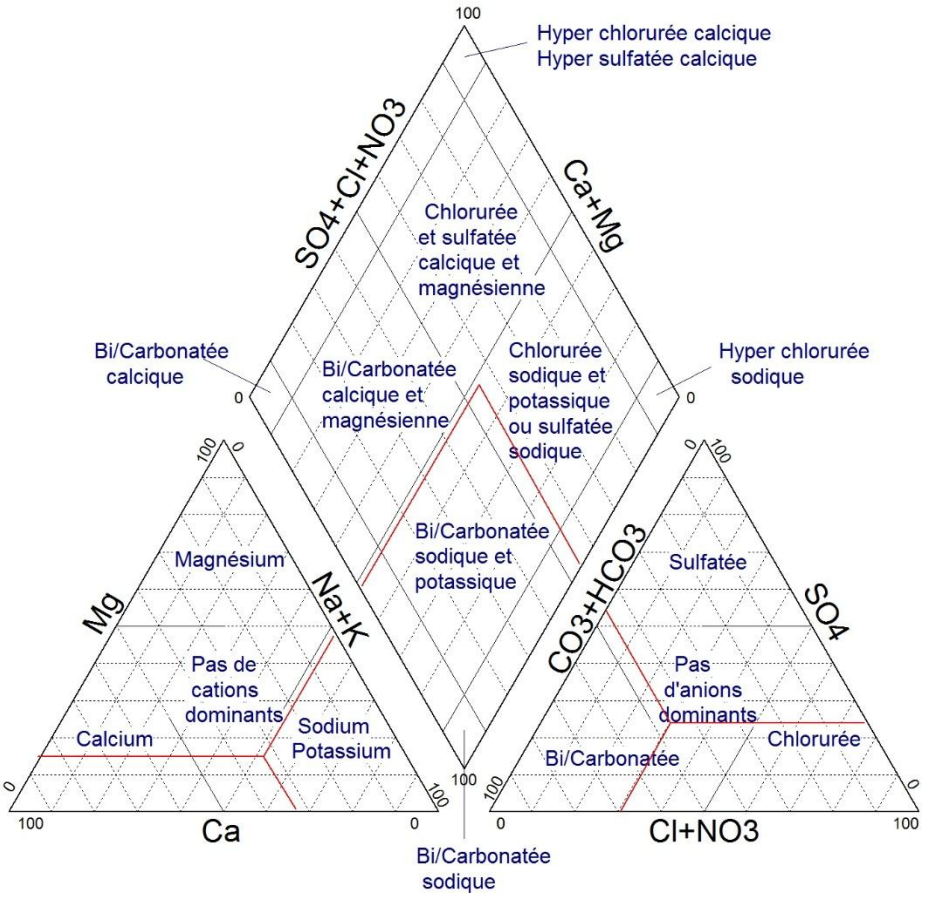

Figure 1 : Diagramme de Piper

Le pourcentage d'ions individuels est évalué de chaque groupe indépendant de cations et d'anions séparément et sont tracés au niveau des triangles et il donne donc des informations importantes sur leur dominance et leur non-dominance. Lorsque toutes les analyses chimiques sont transférées sur le champ rectangulaire, on obtient un champ modifié, qui décrit les interrelations entre les cations et les anions. Cette classification au niveau du digramme de Piper permet donc d'identifier les faciès hydrochimiques, de déduire la dominance cationique et anionique et de révéler la géochimie régissant les eaux souterraines (Guler et al., 2002).

3.1.6. Les diagrammes de dispersion

Les ions majeurs constituent une partie importante du total des solides dissous dans les eaux souterraines et les concentrations de ces ions dans les eaux souterraines dépendent des processus hydrogéochimiques qui se déroulent dans le système aquifère. Par conséquent, les études des concentrations de divers ions majeurs présents dans les eaux souterraines et la relation entre eux ont été utilisées pour l'identification des processus géochimiques (Alfaifi et al., 2019). Pour cet objectif, les études sur l'hydrochimie des eaux ont été basées sur les diagrammes de dispersion qui décrivent le rapport de la relation entre les principaux ions qui sont présentés généralement selon quatre types de groupes: calcium et magnésium, sodium et potassium, chlorure et sulfate, et carbonate et bicarbonate. La combinaison de deux ou trois ions est très importante pour étudier le type d'altération des solutés (calcite, gypse, dolomite), le type de dominance des ions en solution, le type d'influence pour l'interaction mutuelle entre un ion et l'autre (Hwang et al., 2017).

A titre d'exemple, le rapport molaire de Na+/Cl- d'environ 1 indique la dissolution des halites qui contribue principalement à la concentration de Na+ dans les eaux souterraines ; si ce rapport est supérieur à 1, dans ce cas les points se trouvent au-dessous de l'équiligne (1 :1), cela signifie qu'il y a silicate ou un échange de cations. Un rapport inférieur à 1, représente une altération anthropique.

Si le rapport (HCO3 + CO3) /Na+ des échantillons d'eau est de 1:1, l'altération des minéraux silicatés (albite et plagioclase) s'est produite dans les eaux souterraines. Or, des valeurs au-dessous indiquent la contribution des sources anthropiques (Walraevens et al., 2018). Si Ca2+ et SO4 sont dérivés de l'altération du gypse, le rapport molaire Ca2+/SO4 serait de 1:1. Les échantillons d'eaux souterraines ayant des concentrations en Ca2+ qui augmentent avec les concentrations en SO4, montrent que l'altération du gypse est une source de Ca2+ et de SO4 (Zhang et al., 2020).

3.1.7. Diagramme de Durov

Les interprétations de la qualité des eaux souterraines dans les études hydrogéologiques sont précieuses, bien établies et sont devenues très sophistiquées en termes d'évolution hydrochimique (Appelo et Postma, 1999). Bien que divers outils de traitement soient inestimables, il est souvent nécessaire de traiter un grand nombre d'analyses hydrochimiques et de comprendre les relations initiales entre les différents types d'eaux souterraines et leur

distribution géographique avant de se lancer dans une analyse détaillée de l'évolution de la qualité.

Les interprétations hydrochimiques sont basées sur divers diagrammes tels que les diagrammes trilignes (Piper, 1944) et, dans une moindre mesure, le diagramme de Durov (Durov, 1948). Al Bassam et al. (1997) ont introduit un code permettant de traiter rapidement les données pour les représenter en utilisant la procédure de Durov.

Dans le diagramme de Durov primaire (Durov, 1948), les triangles de base représentant les cations et les anions séparément sont dessinés avec leurs bases perpendiculaires les unes aux autres, puis les points des deux triangles sont projetés dans un champ carré inférieur où de nouveaux points sont tracés aux points de croisement (Figure 2).

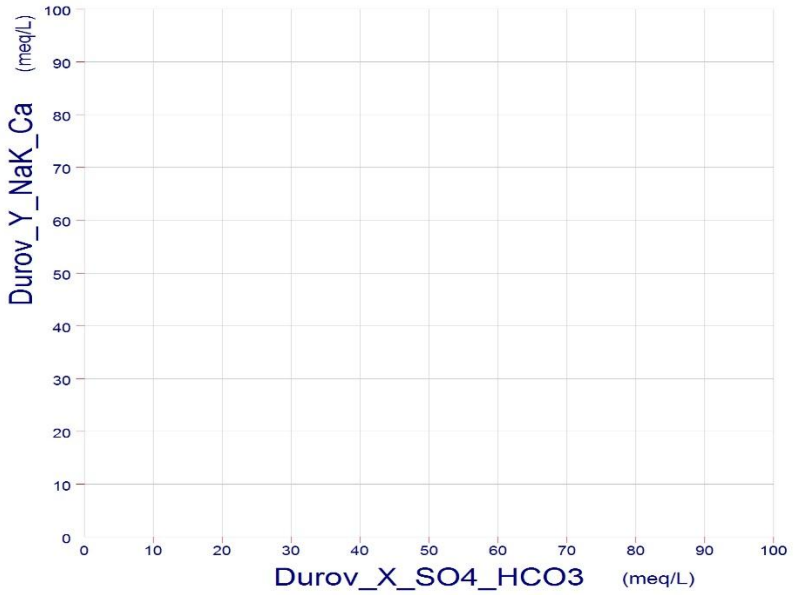

Figure 2 : Diagramme de Durov

Le diagramme de Durov pose les mêmes difficultés que le diagramme de Piper. Il n'est pas possible de reconnaître clairement les différentes qualités d'eau, car dans le champ carré, certains échantillons dont la chimie de l'eau est différente peuvent se trouver sur le même point. Le seul avantage de ce diagramme par rapport au diagramme de Piper est qu'il est possible de dessiner deux variables supplémentaires (TDS et pH) comme dans le diagramme de Durov étendu.

II. Les eaux souterraines destinées à l'irrigation

Dans les zones arides et semi-arides, l'approvisionnement en eau d'irrigation constitue l'un des facteurs déterminants dans la production agricole, aussi bien dans l'intensification des cultures, que dans l'extension des surfaces irriguées. Pour les régions tempérées, les eaux superficielles constituent la principale source d'eau d'irrigation ; alors que les eaux souterraines constituent une ressource en eau importante, notamment dans les régions arides et semi-arides qui couvrent environ un tiers de la superficie totale de la terre. Or, les eaux souterraines sont une de ces ressources les plus fragilisées. Au Maroc, et face à une pénurie d'eau de surface, les agriculteurs assistent à un développement considérable de l'exploitation des eaux souterraines par pompage, même à l'intérieur de la grande hydraulique. En effet, un grand nombre de projets de reconversion sont directement lié à un accès à l'eau souterraine, soit comme source principale soit comme appoint en cas de pénurie d'eau dans le réseau de surface (Bekkar et al., 2007).

Le développement rapide de l'usage des eaux souterraines pour l'irrigation a en effet permis une croissance agricole considérable, mais dans de nombreuses régions un tel développement devient non durable, du fait de la surexploitation des aquifères et la salinisation des sols. Par ailleurs, le risque de salinisation des sols peut être apprécié par la conductivité électrique et l'alcalinisation des sols due aux échanges ioniques (du sodium, du calcium et du magnésium) entre l'eau et le sol irrigué. Cette détérioration de la qualité du sol et de l'eau d'irrigation provoque par la suite l'altération de la croissance végétale, une baisse du rendement agricole, et parfois même des problèmes sanitaires.

2.1. Avantages de l'irrigation

Tant qu'on ne saura pas faire pleuvoir où et quand on veut, l'irrigation restera le seul moyen d'augmenter les rendements et de les régulariser dans bien des régions du monde. En effet, selon les espèces et variétés cultivées, les terres et les techniques utilisées, l'irrigation peut permettre d'obtenir de deux à cinq fois plus (et même dix en zone aride) de production (Plauchu, 2010).

L'irrigation n'est pas uniquement un apport d'eau sur une terre cultivée en vue de compenser l'insuffisance des précipitations et de permettre le plein développement des cultures, elle est considérée plutôt comme un ensemble d'actions de développement intégré des milieux agricole et rural qui doit se traduire non seulement par l'augmentation de la production et

l'amélioration du niveau de vie de l'agriculteur, mais doit se traduire également par la préservation du milieu, notamment des terres agricoles.

Depuis les années 60, la pratique de l'irrigation est à l'origine d'une augmentation de la production alimentaire globale dans l'ensemble des pays du tiers monde (De Regt, 1990). Répondant ainsi à une demande de produits alimentaires qui a considérablement augmentée par suite de l'essor démographique qui s'est manifesté dans la plupart des pays en voie de développement où, dans certains, la population double tous les 25 ou 30 ans. L'irrigation n'a pas été seulement un atout dans l'augmentation de la production, elle a favorisé l'extension des surfaces agricoles mais également une diversification de produits de plus large consommation que dans le passé.

Au Maroc, le secteur irrigué contribue en moyenne à hauteur de 100% pour les agrumes, 99% pour la production de sucre, 82% pour les cultures maraîchères, 75% pour les fourrages et 75% pour le lait (Harbouze et al., 2019). Or, la superficie équipée en irrigation localisée s'élève à 560.000 ha et atteint 610.000 ha en 2019, soit 38% de la superficie totale irriguée au niveau national. L'irrigation joue un rôle important dans le développement économique et social du Maroc : elle participe à 45% du produit intérieur brut et peut en atteindre 75% au cours des années de sécheresse. En outre, l'agriculture irriguée contribue en moyenne à 50% des emplois ruraux et les produits qui en sont issus représentent 75% des exportations (MAPMDREF, 2014).

Par ailleurs, certaines cultures de plantations irriguées, souvent héritage d'une colonisation, donnent des produits qui doivent être nécessairement exportés, c'est le cas par exemple du Maroc qui doit trouver des clients pour leurs agrumes et qui couvrent 5% de la part du marché mondial pour ces produits agricoles (Conac, 1978 ; FAO, 2004). Aujourd'hui, le Maroc est le 8ème exportateur mondial d'agrumes, ce qui en fait le second fournisseur mondial derrière l'Espagne. Elle est également un des dix premiers exportateurs de petits fruits rouges et en particulier de framboises, produits à haute valeur ajoutée. D'une façon globale, les exportations de produits agricoles représentaient plus de 22 % des exportations totales du Maroc.

2.2. Les inconvénients de l'irrigation

L'irrigation présente deux inconvénients majeurs qui sont l'épuisement des ressources en eau et la dégradation de la qualité des sols. Le développement de l'irrigation a des retombées économiques et sociales indéniables, mails il a aussi contribué à la surexploitation des ressources en eaux souterraines. Au Maroc, l'agriculture consomme près de 88% de l'eau et la

gestion des ressources hydriques est une problématique majeure, surtout que la Direction de la Météorologie Nationale prévoit une régression de 20% en moyenne des précipitations d'ici la fin du siècle. Elle se présente donc comme une grande consommatrice des eaux souterraines et peut accélérer la désertification de certaines régions.

Toutefois, l'irrigation excessive a provoqué la baisse alarmante des niveaux de plusieurs nappes, ainsi qu'à la dégradation de la qualité de l'eau. Or, le coût de la dégradation de l'eau est estimé à 1,26% du PIB. L'exploitation des eaux souterraines est estimée à 955 millions de m3 /an. En outre, la perte annuelle d'eau qui résulterait du changement climatique est de 94,6 Mm3 (Sadaki, 2017). L'irrigation excessive dans les zones côtières ou le marécage est très développé et provoque l'intrusion de l'eau marine. Or, la durabilité aussi bien des infrastructures hydro-agricoles que des ressources naturelles risque d'être compromise si des solutions adéquates aux problèmes environnementaux inhérents à l'irrigation ne sont pas adoptées.

L'agriculture irriguée rencontre de nos jours de nouveaux problèmes tels que le risque de salinisation des sols due à l'utilisation des eaux de mauvaise qualité et aux échanges ioniques, surtout le sodium, le calcium et le magnésium, entre l'eau d'irrigation et les argiles du sol. Or, la salinisation constitue une menace réelle pour la sécurité alimentaire mondiale du fait qu'elle abaisse les rendements des cultures et peut détériorer les terres de façon irrémédiable. En effet, chaque minute, trois hectares de terres arables sont détériorés d'une manière souvent irréversible à cause de la salinisation des sols. Ce phénomène progresse rapidement dans le monde et concerne un cinquième des terres irriguées. Au Maroc, le cas se présente déjà dans plusieurs régions : Moulouya, Tadla, Drâa, Tafilalet, Gharb et Souss Massa (Badraoui et al., 1997 ; Debbarh et al., 2001). En plus, l'accumulation des sels hydrosolubles dans le sol d'enracinement influe négativement sur la croissance des plantes. En effet, ces sels causent des changements de la perméabilité et de l'aération du sol d'une part, et d'autre part ils provoquent des perturbations du métabolisme des plantes et du processus osmotiques de ces dernières.

2.3. Qualité de l'eau d'irrigation

Pour faire face aux problèmes de la salinisation des sols, il s'avère nécessaire d'évaluer la qualité des eaux et leurs aptitudes à l'irrigation. Par ailleurs la conductivité électrique présente un paramètre facile et direct pour la catégorisation de l'eau d'irrigation. Elle renseigne sur le degré de minéralisation des eaux. Selon la FAO (1989), une eau d'irrigation qui a une valeur de CE qui dépasse 3dS/m, présente un problème sérieux pour les sols agricoles car elle entraîne la formation d'un sol salin. En plus, les conditions salines limitent fortement le choix des

cultures et ont un effet négatif sur la germination et le rendement des cultures. Il est important que toutes les évaluations concernant la qualité de l'eau d'irrigation soient liées à l'évaluation des sols à irriguer (Ayers et Westcot, 1985). En outre, plusieurs indices et graphiques sont proposés dans la littérature, pour caractériser les eaux d'irrigation et comprendre d'une façon plus approfondie les échanges entre l'eau et le sol irrigué.

2.3.1. Pourcentage de sodium (%Na)

La concentration en sodium est importante pour la classification de l'eau d'irrigation car le sodium réagit avec le sol pour réduire sa perméabilité. Dans toutes les eaux naturelles, le pourcentage de sodium est un paramètre primordial permettant d'évaluer leur aptitude à l'utilisation agricole. Le sodium combiné au carbonate forme des sols alcalins, tandis que le sodium combiné au chlorure forme des sols salins. Les deux types de sols enrichis en sodium ne favorisent pas ou peu la croissance des plantes (Wilcox, 1948).

Le pourcentage en Na+, qui est comparée aux autres cations dans le système aquifère (K+, Ca2+, Na+ et Mg2+), est calculé selon la formule suivante: %Na= (Na/ Ca+Mg+Na+K) ×100.

Les concentrations élevées de Na+ dans l'eau implique les processus d'échange de cations, qui ont tendance à affecter la capacité des sols à supporter la productivité des cultures. L'ion Na+ s'adsorbe sur un échange de cations, ce qui affecte la capacité des agrégats du sol à se disperser, réduisant ainsi la perméabilité des sols (Tijani, 1994 ; Yidana et al., 2010).

2.3.2. Rapport d'adsorption du sodium (SAR)

C'est une mesure de l'aptitude des eaux souterraines à être utilisées dans les activités d'irrigation agricole. La concentration de Na+ peut réduire la perméabilité et la structure du sol (Todd, 1980). Le rapport d'adsorption du sodium (SAR) est une mesure du risque que présentent les alcalis/sodium pour les cultures et il peut être estimé par la formule suivante (Richards 1954): SAR=Na/√ (Ca+Mg)/2.

Il reflète le degré d'absorption du Na+ par le sol. A des niveaux élevés, le sol a besoin d'amendements pour prévenir les dommages à long terme. Il est bien connu que le Na+ présent dans l'eau peut déplacer le Ca2+ et le Mg2+ dans le même sol, ce qui entraîne une diminution de la capacité du sol à former des agrégats stables et une perte de structure du sol. En pratique, cela conduit à la diminution ultérieure de l'infiltration et de la perméabilité du sol, ce qui réduit les rendements des cultures.

2.3.3. Carbonate de sodium résiduel (RSC)

La teneur en bicarbonate des eaux souterraines est exprimée par le carbonate de sodium résiduel (RSC), il est calculé selon l'expression suivante (Eaton, 1950): RSC = (CO32- + HCO3-) - (Ca2++ Mg2+). Un RSC élevé indique que la somme des carbonates est supérieure au calcium et au magnésium, il peut y avoir une possibilité de précipitation complète de Ca2+ et de Mg2+ ce qui cause une augmentation de la teneur en Na+ dans le sol. La forte concentration de l'ion HCO3 dans l'eau d'irrigation entraîne une toxicité et affecte la nutrition minérale des plantes et entraîne une augmentation de la valeur du pH qui cause la dissolution de la matière organique dans le sol (Kumar et al., 2007).

2.3.4. Indice de perméabilité (IP)

La perméabilité du sol est affectée par l'utilisation à long terme d'eau d'irrigation à forte teneur en sel. La perméabilité est influencée par les teneurs en sodium, calcium, magnésium, et bicarbonate du sol. Doneen (1964) a classé les eaux d'irrigation en fonction de l'indice de perméabilité, qui indique si les eaux souterraines conviennent à l'irrigation :

$$\mathrm{PI}= \left[\frac{\mathrm{Na+} + \sqrt{\mathrm{HCO3-}}}{(\mathrm{Ca2+}\ \mathrm{Mg2+} + \mathrm{Na+})}\right] \times 100$$

Si PI>75% : l'eau est excellente pour l'irrigation;

Si 25%<PI<75%: l'eau est de bonne qualité pour l'irrigation ;

Si PI<25%: l'eau est de mauvaise qualité.

2.3.5. Rapport d'adsorption de magnésium (MAR)

Szabolcs et Darab (1964) avaient proposé un risque lié au magnésium pour l'évaluation de la l'adéquation de la qualité de l'eau pour l'irrigation. Normalement, un niveau élevé de Mg2+ est causé par Na+ échangeable dans les sols irrigués. Une proportion accrue de Mg2+ par rapport au Ca2+ augmente la sodicité des sols, ce qui entraîne la dispersion des particules d'argile, endommage ainsi la structure du sol et diminue la conductivité hydraulique relative des sols car Mg2+ se comportent comme Na+ (Rasouli et al., 2012). Le MAR est catégorisé en fonction du rapport Mg. Il s'agit d'un rapport entre la concentration de Mg et la composition des ions de Ca2+ et de Mg2+. Il est calculé en utilisant l'équation suivante:

$$MAR = \left[\frac{\mathrm{Mg2+}}{\mathrm{Ca2+} + \mathrm{Mg2+}}\right] \times 100$$

Un rapport de magnésium supérieur à 50% est considéré comme nocif et impropre à l'irrigation. Cela aurait un effet négatif sur le rendement des cultures, car les sols deviennent plus alcalins.

2.3.6. Ratio de Kelly (KR)

Le sodium mesuré par rapport au Ca2+ et au Mg2+ a été pris en compte par Kelly (1963) pour calculer ce paramètre. C'est un indice largement utilisé pour caractériser la qualité des eaux d'irrigation. Le ratio de Kelly supérieur à 1 indique un excès de sodium dans l'eau qui ne convient pas à l'irrigation.

2.3.7. Diagramme de Riverside

La conductivité électrique (CE) et le rapport d'absorption de sodium (SAR) déterminent si les eaux souterraines peuvent être utilisées à des fins agricoles. Ces deux paramètres sont reportés dans un seul diagramme de Riverside établi par le laboratoire de salinité des États-Unis (USSL), où la CE indique au risque de salinité et le SAR indique au risque d'alcalinité (Figure 3). Cette combinaison classe les eaux souterraines comme CxSx dont la conductivité électrique est classée en (C1 - C4) et le SAR en (S1 - S4). En effet, le diagramme comporte 16 sous-zones spécifiées dont chaque zone révèle le degré d'aptitude de l'eau d'irrigation (Hwang et al., 2017).

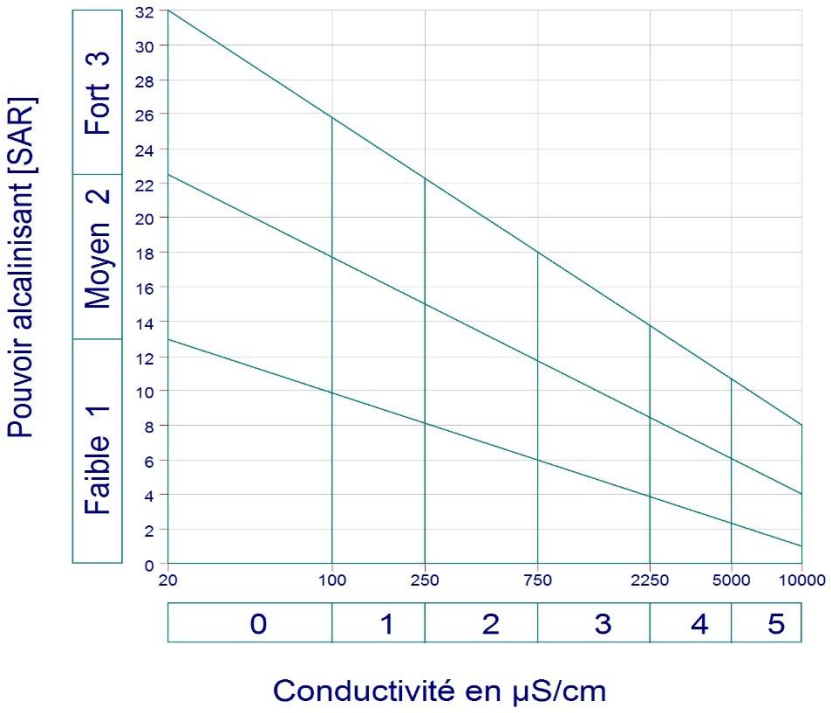

Figure 3 : Diagramme de Riverside

2.3.8. Diagramme de Schoeller

Il s'agit d'un diagramme semi-logarithmique pour les représentations de la concentration de la qualité des eaux souterraines (Schoeller, 1967). Sur l'axe horizontal, les anions et les cations sont représentés en séquence avec leurs équivalents par million sur l'axe vertical de façon logarithmique (Figure 4). La raison de l'échelle logarithmique est l'aspect plutôt uniforme de la distribution des concentrations ioniques. L'échelle logarithmique réduit les fortes concentrations d'ions et augmente les petites concentrations, et par conséquent, elles apparaissent collectivement et distinctement les unes des autres.

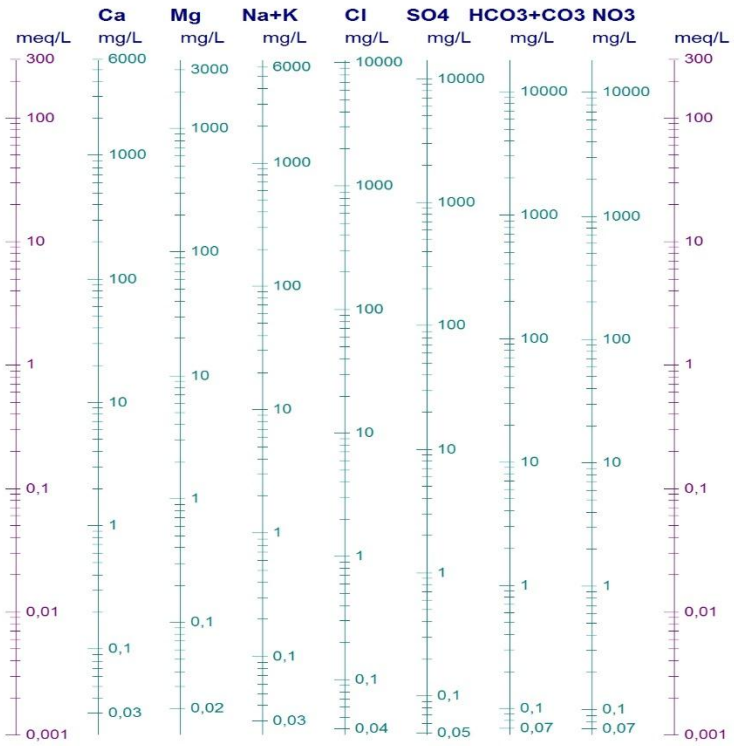

Figure 4 : Diagramme de Schoeller

En général, les principales concentrations ioniques sont tracées sur huit échelles logarithmiques équidistantes et les points sont ensuite joints en séquence. Il est possible non seulement de voir les concentrations de l'ion mais aussi les différences des concentrations entre deux paires d'ions.

Dans le cas de plusieurs placettes d'échantillonnage des eaux souterraines, si la droite entre deux échantillons sont parallèles l'une à l'autre, on peut alors conclure que ces concentrations ioniques sont en relation entre les échantillons. Ces diagrammes peuvent également être utilisés pour représenter le degré de saturation en bicarbonate de calcium et en sulfate de calcium de l'échantillon d'eau souterraine.

2.4. Systèmes d'Information Géographique (SIG)

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines d'une région est d'une importance capitale pour planifier le bon développement des eaux souterraines. La demande accrue des eaux souterraines pour la consommation, les activités domestiques et la production agricole nécessitent un suivi régulier de la qualité. Après l'identification du degré de contamination, il est souvent difficile d'adopter une solution de gestion des eaux souterraines. Par conséquent, il devient donc impératif de surveiller régulièrement la qualité des eaux souterraines pour gérer durablement cette ressource. Plusieurs nouvelles méthodes telles que les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont en évolution pour répondre à cette thématique. Ces outils, par leurs capacités à conjuguer visuellement de grandes quantités d'information, sont utiles pour organiser, analyser, gérer, géo-visualiser et également pour cartographier l'information sur la qualité de l'eau souterraine, ce qui facilite la compréhension et la communication de l'état des eaux souterraines (Anbazhagan et Nair ; 2004 ; Daniela et Mariangela ; 2013).

III. Pollution nitrique des eaux souterraines : origines et impacts

Les eaux souterraines représentent une ressource vitale pour les populations et une source d'eau importante pour les activités humaines, notamment les applications domestiques, agricoles et industrielles (Anandhi et Kannan, 2018; Salman et al., 2019). L'exploitation excessive et inappropriée de cette ressource a considérablement augmenté dans le monde entier à cause de la croissance démographique rapide, l'expansion urbaine et l'industrialisation (Nguyen et al, 2020). On note ainsi qu'un quart de la population mondiale dépend des nappes phréatiques pour l'approvisionnement en eau (Dochartaigh et al., 2000). Cependant, les ressources en eaux souterraines se trouvent menacées (Bushra, 2011 ; Shirazi et al., 2012), surtout au Maroc, pays essentiellement aride dans la majeure partie de son territoire, où les facteurs tels que les précipitations limitées, la forte évaporation et le manque d'eau de surface ont un effet néfaste sur les eaux souterraines causant ainsi des problèmes environnementaux graves (Ahmed et al., 2017 ; Nazza et al., 2019). En effet, la gestion adéquate et préventive des ressources en eau est une question cruciale dans ces pays afin de préserver leur qualité naturelle. Pour se faire, il est essentiel de bien identifier les informations complètes sur l'état réel des eaux souterraines et de déterminer la liste des indicateurs suffisante et de sources de pollution pour une évaluation correcte de la qualité et de la vulnérabilité des eaux souterraines. Ceci s'inscrit dans les objectifs de ce chapitre.

3.1. Généralités sur la pollution

La pollution des eaux souterraines est définie comme étant une dégradation de la qualité naturelle de ces eaux, c'est-à-dire toute modification des caractéristiques de l'eau ayant un caractère gênant ou nuisible pour les usages humains, la faune ou la flore. Cependant, une eau souterraine est considérée comme polluée si elle contient des substances autres que celles liées à la structure des terrains où elle a séjourné. Lorsqu'on examine la qualité des eaux souterraines et leur dégradation, il est nécessaire de différencier entre la contamination naturelle et celle anthropique (Schweitzer et Noblet, 2018).

Dans la plupart des cas, l'eau souterraine est naturellement potable et ne nécessite pas de traitement. Mais, il y a quelques exceptions à travers le monde, où l'eau souterraine naturelle a des concentrations des constituants dissous ou en suspension à des niveaux dépassant les standards nationaux ou internationaux. A titre d'exemple, les formations géologiques de différentes régions contribuent largement à la composition élémentaire de l'eau et pourraient donc être la raison de la concentration élevée des éléments causant la pollution de l'eau (Ewuzie et al., 2020). La salinisation est aussi un exemple de contamination naturelle, mais elle est très souvent aggravée par les activités humaines. Ces activités qui peuvent être agricoles, industrielles ou domestiques induisent des polluants soit physiques, chimiques, organiques ou micro-biologiques. Ces eaux deviennent nocives pour la santé humaine, animale ou végétale (Pawari et Gawande, 2015; Alrumman et al., 2016).

La contamination par les intrants peut être de différentes sortes selon l'eau et son emplacement. Pour les eaux souterraines, elle peut être: directe par une utilisation des produits phytosanitaires et autres produits à des fins dans la vie courante (utilisation des pesticides ou engrais dans l'agriculture, eaux usées des usines, etc.) ou indirecte par ruissellement ou transfert des produits suite à leur épandage dans le milieu ou drainage des eaux usées (Jeffrey et al, 1998 ; Boschet, 2002).

3.2. Sources de pollution des eaux souterraines

Les causes des pollutions présentent un large classement. Il est nécessaire de considérer séparément chaque classe car chacune requiert un traitement particulier. Les sources peuvent être ainsi classées suivant différents critères : leur géométrie, leur origine et leur nature.

3.3. Caractérisation suivant la géométrie de la source

Dans ce cas, on distingue deux formes de pollution dans l'environnement naturel : ponctuelle ou diffuse.

- **Pollution ponctuelle** de l'eau, dite aussi localisée, provient d'une source limitée et un site unique. Donc l'origine de la pollution peut être localisée géographiquement de façon précise. Cependant, ce type de pollution présente un risque environnemental important car les concentrations du contaminant sont très élevées. On cite par exemple un point de rejet d'un effluent, une carrière, etc. (Speight, 2020).
- **Pollution diffuse** qui s'étale dans l'espace. Elle est due à la propagation de polluants dans le temps et l'espace par différents vecteurs de transport. Même si son effet sur l'environnement n'est pas anodin, ce type de pollution affecte une large surface, elle est peu visible et son origine est difficilement identifiable. A titre d'exemple on trouve les pratiques agricoles et non agricoles. Elle entraine des contaminants qui rejoignent les eaux souterraines par lessivage ou ruissellent (Nitrate par exemple).

3.3.1. Caractérisation suivant l'origine de la pollution

La pollution de la ressource en eau est causée par des rejets de diverses activités, dont l'eau constitue un milieu récepteur idéal, c'est le cas d'une :

- **Pollution d'origine agricole** : les rejets agricoles pénètrent dans le sol jusqu'à atteindre les eaux souterraines. On cite les produits phytosanitaires/pesticides utilisés dans l'agriculture et les déchets de l'élevage.
- **Pollution d'origine industrielle** : due aux rejets de produits chimiques et polluants toxiques rejetés par les industries ainsi que les eaux évacuées par les usines. Les rejets les plus polluants proviennent de l'industrie électronique, de l'ensemble sidérurgie-métallurgie-fonderie, des usines de traitement des déchets et des activités d'assemblage et de l'imprimerie.
- **Pollution d'origine domestique et urbaine**: les rejets urbains et domestiques résultant de la collecte et du traitement des eaux usées des ménages, des activités domestiques, les huiles de vidanges, etc.

3.3.2. Caractérisation suivant la nature de la pollution

Il s'agit essentiellement des polluants :

- **Organiques** : ils proviennent principalement des excréments, des ordures ménagères et des déchets végétaux.
- **Microbiologiques** : ils concernent les microorganismes pathogènes présents dans l'eau comme les bactéries et les virus. Cette pollution bactériologique se caractérise par un taux élevé de coliformes fécaux. On distingue comme source de pollution les effluents urbains et d'élevage. On note que la pollution microbiologique s'accompagne souvent d'une pollution organique.
- **Chimiques :** ils concernent par exemple les nitrates et les phosphates contenus dans les pesticides, les médicaments humains et vétérinaires, les produits ménagers, les métaux lourds, etc. L'évaluation de l'état de ce type de pollution peut être examinée grâce à deux types de paramètres : Les paramètres globaux tels que le pH, la conductivité électrique, la turbidité, la demande chimique en oxygène (DCO), etc, et les paramètres spécifiques qui caractérisent un composé particulier ou plusieurs propriétés chimiques semblables.
- **Physiques** : on parle dans ce cas de la pollution thermique et radioactive dues aux rejets d'eau chaude et des radio-isotopes produits par les centrales thermiques et les installations nucléaires (Speight, 2020). Ce type de pollution est lié aux facteurs influents sur l'état physique de l'eau tels que la température, le pH, la conductivité électrique et le total des solides dissous (TDS).

3.4. Pollution nitrique

La contamination des eaux souterraines par les nitrates résulte de deux types de pollutions : diffuse et ponctuelle. La pollution diffuse est due à l'activité agricole engendrée par une fertilisation massive et un élevage intensif (Gutiérrez et al., 2018; Ward et al., 2018). Elle est liée à la lixiviation d'azote nitrique non utilisé dans le sol vers les eaux souterraines par les pluies et l'irrigation (Merchán et al., 2020). La détérioration de la qualité des eaux souterraines s'aggrave par les incidences ponctuelles liées aux rejets non contrôlés dans la nature des eaux usées et agro-industrielles à prédominance de composants azotés. Pour les risques de lessivage vers les nappes souterraines, le sol constitue une barrière de protection contre la pollution directe des eaux souterraines (Borggaard et Gimsing, 2008). Or, les risques de contamination dépendent fortement de la nature des sols, de la période et de la vitesse de recharge de la nappe, de la profondeur de la nappe, mais aussi du taux de renouvellement de la nappe puisqu'un effet de dilution réduit les concentrations (Shukla et al., 1998 ; Adimalla, 2020). A l'échelle nationale, l'agriculture occupe une place primordiale dans l'économie marocaine, et les périmètres

irrigués consomment à eux seuls plus de 50% des intrants fertilisants (Laouina, 2006). Ceci met le Maroc un pays parmi d'autres qui souffre du problème de pollution nitrique.

3.4.1. L'azote dans le sol et les processus de son transformation

L'azote existe sous différentes formes et sous plusieurs états d'oxydation. Ces états vont conditionner sa mobilité entre les différents réservoirs et notamment entre le sol et l'aquifère sous-jacent. La principale forme est l'azote organique qui compte pour plus de 90% de l'azote total dans le sol (Chambenoit et al., 2002). Il constitue une source importante de nutriments pour les plantes et les micro-organismes après minéralisation (Soltner, 2000). La forme minérale représente moins de 2% de l'azote total du sol (Kende, 2010). Elle est composée de nitrite (NO_2^-), de nitrate (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+). Cette forme d'azote est disponible grâce à la décomposition de la matière organique du sol, des débris végétaux et animaux ou des amendements apportés aux sols (Kende, 2010). Les plantes assimilent l'azote principalement sous la forme ammoniacale (NH_4^+) et nitrique (NO_3^-) (Atanasova, 2008). Or, la forme nitrique représente la meilleure source d'azote pour les cultures car elle est facilement assimilable (Kende, 2010). La transformation de l'azote dans le sol et sa biodisponibilité sont contrôlées par plusieurs processus qui sont présentés sur la figure 5:

- La fixation qui correspond au passage de l'azote atmosphérique (N_2) en azote organique (NH_2) sous l'action de certains micro-organismes du sol.
- L'assimilation qui est la transformation de la matière azotée minérale ou organique inerte en matière vivante.
- L'ammonification est la libération d'ammoniac à partir de matières azotées organiques.
- La nitrification est un processus d'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate par l'intermédiaire de bactéries nitrifiantes dans un milieu principalement aérobie.
- La dénitrification est un processus anaérobie qui permet la réduction des nitrates en azote gazeux par l'intermédiaire de bactéries dénitrifiantes et en présence d'une source de carbone organique.
- La volatilisation qui est définie comme un processus qui transforme l'azote ammoniacal en azote gazeux où il s'évade ensuite vers l'atmosphère.
- Le lessivage qui est le transport des nitrates, l'élément le plus stable et le plus soluble, vers la nappe phréatique

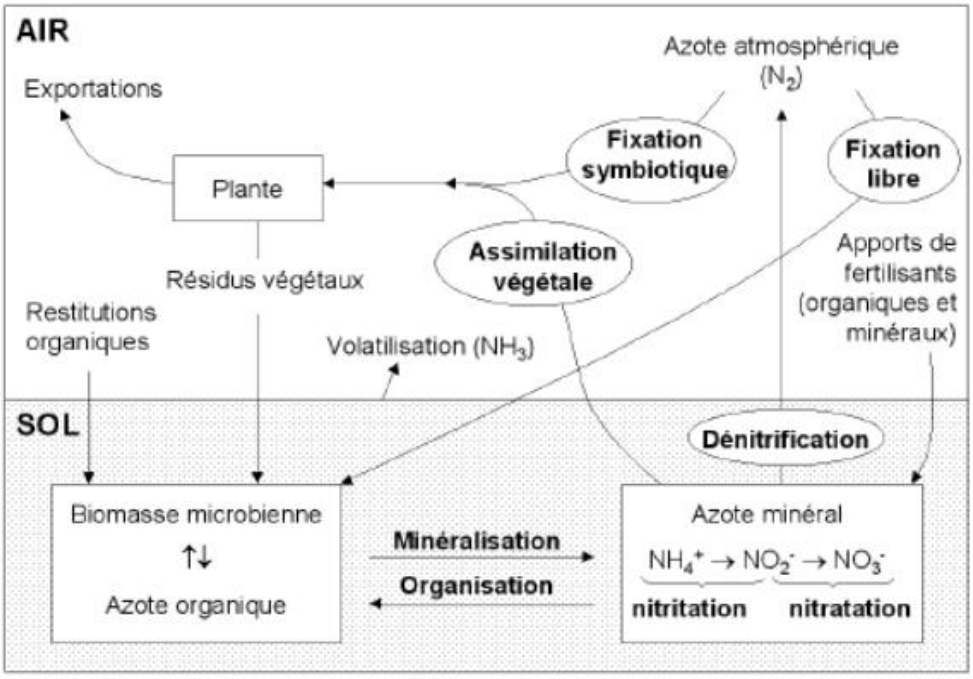

Figure 5 : Cycle de l'azote (Rivett et al. 2008).

3.4.2. Les sources agricoles de la pollution nitrique

a. Les engrais azotés

L'azote est l'élément nutritif le plus déficient dans les sols de production agricole, ce qui exige des apports d'azote afin d'assurer la croissance des cultures, particulièrement les variétés modernes à haut rendement (Kende, 2010). Pour suppléer aux insuffisances des sols, les agriculteurs apportent des engrais contenant de l'azote tout particulièrement, mais aussi du phosphore et du potassium (Testud, 2004). Ces engrais à base d'azote donnent naissance aux nitrates qui représentent la forme très soluble et la plus oxygénée de l'azote. Cette transition est assurée par les processus de nitrification qui correspondent à l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrate par l'intermédiaire de bactéries nitrifiantes appartenant aux familles *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* (Gouaidia, 2008 ; Xu et al., 2020).

À l'échelle mondiale, l'application des engrais azotés a augmenté rapidement et va être multipliée par quatre ou cinq d'ici 2050, les deux tiers de cette application se faisant dans les pays en développement (Tilman et al., 2002). Or, une fertilisation non rationnelle cause des reliquats d'azote à fortes valeurs lorsque l'objectif de production n'est pas atteint ou dans le cas d'une surfertilisation due à une surestimation des objectifs de production ou des besoins de la culture (Adams et al., 1994 ; Campbell et al., 1994). Etant très solubles dans l'eau, l'excédent

en nitrates est lessivé par les eaux d'irrigation ou des pluies vers la nappe phréatique (Jun et al., 2005 ; Nadarajan et Sukumaran, 2021). La bio-oxydation de l'azote et la lixiviation des nitrates dépendent fortement des facteurs pédoclimatiques (oxygène, température, humidité du sol, etc) et du type et de la fréquence d'irrigation des terres agricoles (Liu et al., 2017). Afin de réduire le risque de la pollution nitrique des eaux souterraines, il est nécessaire d'ajuster les programmes de fertilisation et d'irrigation et d'appliquer d'une manière limitée et fractionnée l'eau et les engrais azotés.

b. Le fumier

L'utilisation d'amendements organiques traditionnels comme le fumier est prioritaire pour couvrir les besoins des plantes en azote et améliorer la fertilité du sol (Burkart et Stoner, 2008). C'est un mélange de paille, de déjections animales et d'urines qui a plus ou moins fermenté. Il permet d'améliorer la structure, d'augmenter l'activité biologique et de maintenir l'humus du sol. Le fumier contient l'azote minéral et organique. Ce dernier sera minéralisé en azote ammoniacal et en nitrates directement lessivable vers la nappe phréatique (Torres-Martínez et al., 2020). En outre, l'azote minéral est principalement sous forme ammoniacale, qui est disponible immédiatement aux plantes, qui ensuite intègre leurs tissus pour former de l'azote organique. A la mort des végétaux, l'azote organique est soit stabilisé dans la matière organique du sol, soit minéralisé pour aboutir, en conditions normales, au nitrate (Testud, 2004). Pendant les périodes où ni les cultures ni les micro-organismes du sol sont inactifs, les nitrates disponibles sont lessivés à travers les sols vers la nappe phréatique lorsque l'eau des précipitations ou de l'irrigation dépasse l'évaporation (Burkart et Stoner, 2008).

La structure et la composition du fumier sont très variables selon l'âge, le type d'élevage ou le type de conduite de l'exploitation agricole. A titre d'exemple, les fumiers de mouton, de porc et de volaille sont riches en azote suivis par celui de bovins, alors que le fumier de cheval est le plus pauvre en azote (USDA, 1992). L'adaptation de la fumure azotée aux besoins des cultures et aux reliquats laissés par les récoltes précédentes, ainsi que l'élaboration d'une politique de réglementation stricte du fumier s'avère nécessaire afin de mieux contrôler la pollution des nappes phréatiques (Acevedo Peralta et al., 2017).

c. L'élevage

Plusieurs rapports ont montré que les déchets des animaux sont considérés comme des polluants très concentrés qui peuvent atteindre la nappe phréatique (Adriano et al, 1994 ; Salman et al.,

2014 ; Liu et al., 2017). Or, les régions les plus touchées par la pollution azotée sont celles d'élevage intensif à forte charge en azote organique due aux effluents animaux (Beretta et Cossu, 2018). En outre, le cheptel gênerait annuellement, par ses déjections, des quantités d'azote 10 fois plus que la population humaine (Levesque, 1976). Ainsi, le drainage et les caractéristiques des terrains d'élevage vont favoriser le transfert des nitrates vers les eaux souterraines. Par ailleurs, une action spécifique doit être entreprise en zone d'élevage dans le but de mieux gérer les déjections animales (capacité de stockage plus importante, recherche de solution pour supprimer les excédents structurels, etc.). Une réglementation plus rigoureuse au niveau des stockages et des épandages, renforce l'efficacité du dispositif.

3.4.3. Autres sources d'azote

a. Urbanisation et rejets domestiques et industriels

L'urbanisation modifie le schéma naturel de recharge avec une recharge accrue à partir de l'eau du réseau, les fuites des égouts et les drains pluviaux (Morris et al., 2006). Les effluents domestiques et industriels contiennent divers déchets organiques et inorganiques qui peuvent avoir des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques et rendre l'eau inutilisable pour le contact ou la consommation humaine (Speight, 2017 ; 2020). Or, les utilisations domestiques constituent l'une des grandes consommatrices d'eau et présentent, par conséquence, des grands évacuateurs des rejets chargées d'azote organique et ammoniacale. Chacun d'entre nous rejette 5 kg d'azote sous forme organique (Turin, 1990). Le problème s'aggrave au niveau des stations d'épuration qui ne sont généralement pas équipées pour éliminer les nitrates. Leur principe est d'oxyder les matières pour leur donner des formes stables : Le carbone est transformé en CO2, l'hydrogène en H2O et l'azote en NO3. Mais au-delà de l'efficacité des stations d'épuration, la mauvaise collecte des eaux usées conduit à leur infiltration vers la nappe ce qui augmente le taux d'azote dans les eaux souterraines (Turin, 1990 ; Liu et al., 2017).

Quant aux effluents industriels, certaines industries produisent des rejets azotés en grande quantité, comme les industries agro-alimentaires (viandes, lait et brasseries), les industries chimiques et les industries lourdes (fer, charbon). Même si ces établissements luttent contre les rejets de nitrates, en général seul l'ammoniac est détruit.

En plus des rejets, l'urbanisation intensifie le problème de la pollution nitrique car les zones bâties et les surfaces imperméables changent la possibilité pour les précipitations locales de pénétrer dans l'aquifère. L'impact des zones suburbaines relativement modernes semble être

modeste (Morris et al., 2006), tandis que les zones urbaines plus anciennes et ayant une plus longue histoire ont un impact plus important (Wakida et Lerner, 2005).

b. Fixation de l'azote atmosphérique

L'atmosphère contient 80% de l'azote sous forme gazeuse (N2), il constitue donc une source importante d'approvisionnement en cet élément pour les hydrosystèmes par l'intermédiaire du sol (Neitsch et al., 2000). Les sols renferment l'azote atmosphérique par la fixation biologique et la conversion de l'azote moléculaire (N2) en azote organique (NH2) par les micro-organismes du sol. L'assimilation de l'azote atmosphérique se produit grâce à deux types de micro-organismes fixateurs d'azote : les bactéries libres dans le sol (*Clostridium* spp, *Azobacter vinelandi*, *Azospirillum liporefum*) et/ou par les fixateurs symbiotiques qui sont liés aux nodules des légumineuses (*Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Azorhizobium*) (Kende et al., 2010 ; Wagner, 2011). Les légumineuses possèdent un système racinaire hautement flexible pour former des nodules de fixation de l'azote grâce à l'interaction symbiotique avec des bactéries du sol (Nadarajan et Sukumaran, 2021).

Une fois incorporé par les organismes, l'ammonium libéré lors de la fixation peut être transformé en nitrate dans le sol, forme qui est alors disponible pour les végétaux (nitrification). Etant très solubles dans l'eau, l'excédent en nitrates vq rejoindre les eaux souterraines par un lessivage par les eaux d'irrigation ou des pluies (Jun et al., 2005).

c. Résidus de récolte

Les résidus de culture qui restent dans les sols agricoles après récolte de l'année écoulée subissent des transformations qui finissent par la libération de l'azote (Germon, 2021). Le taux d'azote varie en fonction du type de culture restitué, alors que la décomposition des résidus est contrôlée par l'interaction de plusieurs variables telles que les conditions climatiques (température et humidité du sol), les caractéristiques physico-chimiques du sol, la qualité (composition biochimique, rapport C/N) du substrat qui détermine sa dégradabilité, la nature de la communauté microbienne qui assure la décomposition et les macro- et micro-organismes (Gama-Rodrigues, 2007).

d. Précipitations et eaux d'irrigation

L'eau de pluie constitue une source non négligeable d'azote car elle contient des concentrations de moins de un à quelques mg/l qui ne dépassent pas généralement 2 mg/l, ce qui apporte des

quantités de 3.36 kg/ha/an (Levesque, 1976). Ces apports connaissent des influences saisonnières, ils sont élevés au début de la saison des pluies (février à avril) et baissent en pleine saison (juin) (Villecourt et Roose, 1976).

Lors de l'irrigation, les eaux polluées par les nitrates apportent l'azote aux sols, c'est le cas par exemple des eaux usées utilisées dans des régions à ressources en eau limitées. En plus, le type et la fréquence de l'irrigation affectent la vitesse du transfert des nitrates du sol vers les eaux souterraines.

3.5. Impact de la pollution nitrique

3.5.1. Impact sanitaire et normes de potabilité

Après de nombreuses années d'accumulation, les nitrates peuvent atteindre des niveaux élevés, et ce processus est prononcé dans les régions où les niveaux d'activités agricoles sont plus élevés (Gardner et al., 2020). Par conséquent, la pollution des eaux souterraines par les nitrates est préoccupante et elle est devenue une question scientifique brûlante en ces dernières années en raison des effets néfastes, de cet élément, sur la santé humaine. En effet, les normes édictées ont renforcé cette conviction. Les réglementations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ont fixé 50 mg/L comme une norme de concentration maximale en nitrates dans une eau de boisson qui constitue la principale source du nitrate. En plus, l'alimentation et le contact cutané présentent les autres voies d'exposition à cet ion. Les dommages causés par les nitrates sur le corps humain sont principalement :

a. La méthémoglobinémie

Le nitrate est relativement peu toxique, car il est facilement absorbé et facilement excrété par l'organisme. Néanmoins, la microflore buccale et intestinale peut réduire le nitrate en nitrite. Ce dernier a un potentiel de transformer l'hémoglobine des globules rouges en méthémoglobine qui, sous cette forme, n'est plus apte à jouer son rôle de transporteur d'oxygène causant une hypoxie, qui est appelé méthémoglobinémie. En outre, la méthémoglobinémie chez les nourrissons est appelée " le syndrome du bébé bleu " (Bukowski et al. 2001 ; Cedergren et al. 2002 ; Skold 2011).

L'organisme humain d'un adulte est capable de lutter contre cette agression car il est équipé d'un système enzymatique (méthémoglobine réductase) apte à effectuer la réaction inverse, c'est à dire, transformer la méthémoglobine en hémoglobine réduite (Sadeq et al., 2008). Par contre, l'organisme du nourrisson ne possède pas cet équipement enzymatique et les risques

d'intoxications graves sont alors beaucoup plus grands. Ceci altère la capacité des globules rouges de transporter l'oxygène. Les symptômes de cette maladie sont notamment la cyanose (décoloration bleutée de la peau et de la bouche), la difficulté de respirer, le vertige et la fatigue (des cas mortels ont été rapportés).

b. Nitrosamines

Le nitrate peut, dans le corps humain, donner lieu à la formation des nitrites. En effet, dans un milieu acide comme celui de l'estomac, les nitrites pourraient réagir avec des amines secondaires ou tertiaires présentes dans les denrées alimentaires et dans divers médicaments pour donner dans l'estomac des nitrosamines, des composés réputés carcinogènes à fortes doses chez l'homme. Des nitrites peuvent aussi être absorbés directement via des viandes transformées (Jones et al. 2017 ; Kobayashi 2017).

Chez les animaux, des intoxications aiguës peuvent se manifester. A un stade chronique, des troubles de la reproduction, effets endocriniens, vitaminiques... apparaissent. Les ruminants sont les plus sensibles, mais c'est davantage l'ingestion de végétaux qui est responsable. Chez le cheval, le porc, les volailles, l'eau peut être en cause.

c. Autres effets sanitaires du nitrate

L'exposition prolongée à un environnement à forte teneur en nitrates peut présenter d'autres problèmes sanitaires. Chez les femmes enceintes, l'exposition prolongée à un environnement à forte teneur en nitrates peut provoquer l'avortement, la stérilisation intra-utérine, et un retard de croissance et des défauts du système nerveux central chez le fœtus (Ward et al. 2018). En plus, des résultats d'études récentes chez les animaux et les êtres humains suggèrent que des effets sur la fonction de la glande thyroïde sont aussi un effet cible préoccupant. L'eau potable polluée par le NO3 cause aussi de graves problèmes chez les personnes vulnérables et provoque des symptômes de vomissements, de pneumonie, de nausées, de diarrhée, d'hépato-entérite, de gastro-entérite, de crampes musculaires et de plusieurs syndromes d'empoisonnement (Bibi et al., 2016).

3.5.2. Impact économique

Sur le plan agronomique, le lessivage de nitrate prive les cultures d'azote et réduit l'efficience de la fertilisation azotée. Il affecte la qualité du sol en favorisant une perte en bases échangeables provoquant ainsi une acidification et une mobilisation de l'aluminium Al3+

toxique (Vieira et al., 2008). La pollution par le nitrate peut affecter les entreprises de distribution ou consommatrices d'eau potable en accroissant les coûts liés au traitement de l'eau polluée ou à la recherche de ressources alternatives. Par exemple, des données de l'Agence de l'eau Adour-Garonne (2003) en France sur les surcoûts des traitements complémentaires liés au nitrate et aux pesticides montrent des surcoûts de l'ordre de 0.33 €/m3 facturé (pour le nitrate) et 0.067 €/m3 facturé (pour les pesticides).

3.5.3. Dégradation du sol et de la végétation

Lorsque les phénomènes liés à l'altération des minéraux et à la précipitation des sels peuvent être négligés, le bilan des nitrates et de l'ammonium (cycle de l'azote) peut être à l'origine de l'acidification d'un horizon donné d'un sol. Par ailleurs, l'acidification des sols est surtout connue par ses effets négatifs sur la croissance des plantes et par les moyens de la contrecarrer. Or, même pour des sols soumis à des pluviométries inférieures à 1000 mm, l'acidification qui résulte de la lixiviation des nitrates est estimée à 40 à 50 % du total en Australie sous prairie pâturée (Jarvis et Robson, 1983). Au Togo, sous culture de maïs (1000 mm), elle représente 55 % de l'acidification avec une fertilisation équilibrée et pratiquement la totalité si la culture se développe mal (l'azote apporté n'est pas utilisé par la plante) (Jarvis et Robson, 1983).

Par ailleurs, L'azote est un nutriment qui stimule la croissance des végétaux. En quantité excessive, il perturbe la production ou retarde la maturation des cultures. L'azote contenu dans l'eau d'irrigation joue le même rôle que celui des engrais et des doses excessives posent des problèmes tout comme les excédents d'engrais. Pour de nombreuses cultures graminées et céréalières, une croissance végétative excessive peut entraîner la verse. En plus, le nitrate dans le sol affecte le processus de nodulation principalement en détruisant l'acide acétique indole et en diminuant la formation de poils à la racine plus une frisure de la chevelue racinaire, ce qui limite la fixation des rhizobiums sur les poils (Garnier et al., 2001). A titre d'exemple, chez les légumineuses la voie inhibitrice du nitrate sur la nodulation se déroule en quatre étapes : l'infection, l'entrave du développement des nodules, l'obstruction de la fixation de l'azote et l'affectation de l'intégrité des bactéroïdes (Dogra et Dudeja, 1993). En outre, l'augmentation des teneurs d'azote réduit la fertilité des sols, affecte le processus naturel de fixation symbiotique de l'azote, et par conséquent une diminution des rendements de récolte.

IV. Lixiviation des nitrates dans l'hydro-système, facteurs agissant sur ce processus et modalités pour la protection et la gestion des ressources en eau

La lixiviation, aussi appelée par abus de langage lessivage, consiste à l'extraction de molécules solubles par un solvant. Dans le sol, elle correspond au mouvement vertical de l'eau mobile et de ses solutés à travers le profil du sol hors de portée des racines, jusqu'à la nappe phréatique ou les drains. Elle se produit en période d'excès hydrique lorsque la réserve en eau du sol est saturée. La majorité de l'azote lixivié est sous la forme de nitrate (NO3-), très mobile et soluble dans l'eau alors que l'ammonium (NH4 +) reste fixé par adsorption sur les fractions argileuses du sol (Scherer, 1993) et que le nitrite (NO2-) est peu abondant. Le transfert des ions NO3- dans le sol est un phénomène de type convectif-dispersif. La convection est due au déplacement de l'eau et la dispersion résulte à la fois de l'agitation moléculaire au sein du liquide et de l'hétérogénéité des vitesses de transfert de l'eau dans des pores de taille variable. La convection présente deux orientations variables au cours du temps : ascendant quand les plantes se développent et descendant quand les précipitations excèdent l'évapotranspiration (Garnier et al. 2001). En plus, ce transfert est non conservatif car généralement associé à des processus de transformations biochimiques (dénitrification) au cours de la cascade de l'azote (Lafolie et Neel, 1997). En outre, la lixiviation des nitrates est un processus physique naturel, qui peut être influencé directement par plusieurs facteurs pédologiques, climatiques et culturels, ou indirectement lorsque le cycle de l'azote est perturbé.

4.1. Facteurs influençant la lixiviation du nitrate vers la nappe phréatique

4.1.1. Facteurs pédologiques

a. Texture, structure et autres caractéristiques physiques du sol

La texture du sol désigne la répartition granulométrique de ses constituants. Elle permet de renseigner sur la proportion entre les petites particules (les argiles), les particules de taille moyenne (les limons) et les particules de grande taille (les sables). C'est une caractéristique fondamentale qui influence le processus de transfert du nitrate du sol vers la nappe phréatique (Nadiri et al., 2019). Or, les sols à texture fine (forte teneur en argile) sont généralement moins sensibles au mouvement des nitrates que les sols à texture sableuse, car la perméabilité de l'eau est beaucoup plus faible (Di et Cameron 2002 ; Fan et al. 2010). Cependant, les sols à texture fine sont plus susceptibles aux pertes de nitrate par dénitrification. Dans une étude du lessivage

de nitrate et de phosphore sur trois types de sol (sable, limon sableux et vase limoneuse), Petrovic (2004) a trouvé que les quantités de nitrate lessivées étaient plus élevées pour le sable (9.1% de la quantité appliquée) suivi de la vase limoneuse (3.5%) puis du limon sableux (1.5%). Le volume des lixiviats pour le sable était plus important de 22% que pour les autres sols. En plus, les sols sableux peuvent présenter une minéralisation de l'azote organique plus importante comparés à des sols limoneux ou argileux car la matière organique y est moins protégée (Hassink et al., 1993).

Il existe une grande diversité dans la taille des pores et leur distribution spatiale qui agissent sur la percolation de l'eau et le lessivage des nitrates à travers le profil du sol. Pour les macropores du sol, qui se développent grâce au cycle de mouillage et de séchage et à l'activité des racines / des vers de terre, ils peuvent permettre au nitrate de s'infiltrer dans les couches profondes du sol (Silva et al. 2000). Le mouvement de l'eau à travers les fissures du sol peut être jusqu'à vingt fois plus élevé que dans le même sol sans fissures (Bibi et al., 2016). Bien que les macropores ne constituent que 5% de la porosité totale d'un sol, ils permettent un mouvement facile de l'eau, du nitrate et d'autres solutés (Bouma et al. 1981). Ce phénomène de transport est très difficile à expliquer car l'examen de la texture à la surface du sol ne reflète pas les propriétés du sol plus profondément dans le profil. Or, les eaux descendantes rencontreront probablement de nombreuses caractéristiques telles que les nappes phréatiques perchées, les discontinuités géologiques, les couches restrictives et autres obstacles au mouvement des nitrates.

L'état de la surface du sol (relief, existence de croûte de battance, etc.) joue également un rôle important. Mbalame et al. (1998) trouvent des taux de lessivage plus importants sur des sols labourés comparés à des sols non labourés. En outre, la capacité d'échange cationique (CEC) du sol a un effet important sur le transport d'ammonium, il est retardé quand la CEC est élevée. Par exemple, en étudiant l'adsorption et la désorption d'ammonium appliqué à différentes concentrations sur des sols sableux, Wang et Alva (2000) ont trouvé un taux important d'adsorption et de désorption sur des horizons présentant une grande CEC.

b. Matière organique et teneur en azote

La matière organique est le produit de la décomposition de la litière végétale, du mulch ou du fumier par l'action des micro-organismes. Elle est le constituant principal responsable de la rétention des nitrates dans le sol. Plusieurs auteurs ont montré qu'il existe une relation linéaire entre la teneur en matière organique du sol et le coefficient d'adsorption et que le rythme de minéralisation de la matière organique peut influencer le prélèvement de l'azote. Les deux

paramètres sont proportionnellement corrélés (Dahchour, 1995; Mechrafi et al., 2001). Par exemple, Cameron et al. (2002) ont observé un taux élevé d'assimilation de l'azote sur un pâturage après avoir apporté un fertilisant riche en carbone organique soluble.

En plus, le lessivage des nitrates est étroitement lié au rapport C/N de la litière et ce rapport est inversement lié au lessivage du nitrate (Lovett et al., 2002). Cette relation révèle que les sols avec un rapport élevé favorisent peu le lessivage du nitrate et encouragent une immobilisation de N plutôt qu'une minéralisation, car dans ces conditions, la biomasse microbienne empruntera de l'azote au milieu et assure une immobilisation nette (Trinsoutrot et al., 2000). C'est le cas, par exemple, des résidus des céréales. A l'inverse, pour les résidus à C/N faible (déchets animaux et engrais verts), les besoins de la microflore pourront être couverts par l'azote apporté par les résidus, l'excédent non utilisé sera libéré dans le sol sous forme ammoniacale. Ainsi, dans un milieu à substrats carbonés restreints, la matière organique sera minéralisée en une quantité importante de nitrate qui est susceptibles d'être lessivé vers les eaux souterraines, surtout dans le cas d'une succession des années humides et des années très sèches (Randall et Mulla, 2001). Une teneur élevée en C organique (disponible) dans le sol augmente la capacité de dénitrification (Munch et Velthof, 2006). Les sols tourbeux, du fait d'un excès d'humidité ou d'un rapport C/N élevé, présentent souvent un taux faible de minéralisation de l'azote (Gotkiewicz, 1991).

c. pH

Le pH du sol influence indirectement le lessivage en jouant sur l'activité de la biomasse microbienne qui représente le moteur de la transformation de l'azote dans le sol. Or, la mobilisation et l'immobilisation de l'azote dépendent largement de l'activité biologique des bactéries minéralisantes, nitrifiantes et dénitrifiantes. Ces activités sont affectées par le pH. La nitrification est maximale pour un pH de 7.8, et elle régresse pour un pH inférieur à 5.2 et pour des pH compris entre 9 et 10 (Dakak, 1996). En général, la plupart des sols alcalins et calcaires ayant un pH d'environ 8 sont chargés négativement, et le nitrate ne peut pas être retenu dans ces sols. En effet, les sols ayant des charges négatives sur leurs sites d'échange ont un fort potentiel de perte de nitrate que les sols acides chargés positivement (Bibi et al., 2016).

d. Température et salinité du sol

La température du sol, par son influence sur les phénomènes de transformation de l'azote, affecte le lessivage de nitrate. De Neve et al. (2003) ont trouvé, dans leur étude au laboratoire,

sur un sol sablo-limoneux, que dans les mêmes conditions d'humidité, le taux d'ordre zéro de minéralisation de l'azote organique augmentait avec la température entre 5.5 et 30 °C. Sur des sols sableux incubés à des températures de 30, 40, 50 et 60 °C, Luxhoi et al. (2008) ont aussi trouvé que la minéralisation augmentait avec la température.

En plus de son effet sur le prélèvement d'azote par les plantes, la salinité, en affectant la structure du sol et notamment les phénomènes de gonflement et de dispersion de certains sols, peut influencer ses propriétés hydrauliques (Sameni et Morshedi, 2000). Il ressort de l'étude de Moutier (1986) que les propriétés hydrodynamiques du sol non saturé induisant la dispersion, la migration et la réorganisation de l'argile sont affectées par la qualité de l'eau.

e. Hydrophobicité et humidité du sol

Dans un sol hydrophobe, les écoulements préférentiels sont favorisés dans la matrice poreuse du sol. Mohammadi et Vanclooster (2009) constatent que dans un sol sec, l'écoulement préférentiel peut être favorisé par l'hydrophobicité et la présence de fissures sur la surface du sol. C'est souvent le cas par exemple pour un sol sableux qui, lorsqu'il est loin de la saturation, peut présenter un caractère hydrophobe. Cette hydrophobicité s'explique par la répartition de la matière organique dans le sol.

Outre son influence sur les transformations de l'azote, l'humidité affecte aussi les propriétés hydrauliques du sol. La conductivité hydraulique du sol est une fonction croissante de l'humidité du sol et atteint un maximum à la saturation. La rétention d'eau est, quant à elle, une fonction décroissante de l'humidité. Les conditions de saturation jouent donc un rôle important dans le transfert de nitrate. Dans une étude sur les processus physiques et chimiques affectant le transport de bleu brillant, Javaux (2004) affirme qu'en écoulement non saturé, les sites d'adsorption sont moins accessibles, ce qui réduit le taux d'adsorption. De nombreuses études ont essayé d'estimer l'effet de l'humidité initiale sur l'écoulement préférentiel avec des conclusions contrastées (Merdun, 2004). Certaines études relatent une moindre importance de l'écoulement macroporal dans un sol humide (Coles et Trudgill, 1985) alors que d'autres concluent qu'une importante humidité initiale permet une pénétration plus profonde de l'eau dans les macropores car l'écoulement latéral est réduit (Quisenberry et Phillips, 1976). L'activation des écoulements rapides n'est pas seulement déterminée par l'humidité mais aussi par les conditions hydrodynamiques imposées à la surface de sol (par exemple l'intensité de la pluie).

f. Niveau piézométrique et ouvrages de captage

Le niveau piézométrique de la nappe est un facteur primordial dans l'évaluation de la vulnérabilité de la nappe à la pollution nitrique. Il détermine la profondeur à laquelle un contaminant se déplace avant d'atteindre l'aquifère, et elle reflète le temps de contact avec le milieu environnant (Aller et al., 1987 ; Jang et al, 2017). En effet, lorsque la nappe est proche de la surface du sol, le drainage des eaux sera rapide et le nitrate met moins de temps pour atteindre la nappe. Ainsi, les chances d'atténuation de ce contaminant augmentent à mesure que la profondeur de la nappe phréatique augmente (Khemiri et al., 2013). Ceci met les nappes phréatiques à faible profondeur plus vulnérables à la pollution nitrique (Mfonka et al., 2018). Dans des études sur la pollution des nappes en Virginie et à Bruxelles, les auteurs trouvent que la profondeur joue un rôle plus important que les autres caractéristiques des sites (Bruggeman et al. ,1995 ; Mattern et al., 2009).

Les relations entre les nappes alluviales et les eaux de surface sont aussi mises en cause dans la dynamique de la pollution. En effet, les variations possibles du sens de l'écoulement, qui peut être dirigé dans le sens de la nappe vers le cours d'eau (périodes d'étiage) ou dans le sens contraire (périodes de crues), sont susceptibles d'influencer la distribution spatiale et temporelle de la pollution (Peeters et al., 2007). Les ouvrages de captages sont quant à eux des endroits susceptibles de favoriser la pollution ponctuelle lorsque leur conception n'est pas adéquate (problème d'étanchéité) ou lorsque leur environnement n'est pas suffisamment protégé (absence d'aire de protection). C'est notamment le cas pour des puits de grand diamètre fréquentés par la population et non isolés des sources de pollution comme les dépôts d'ordure, la proximité des animaux, etc. (Sall et Vanclooster, 2009).

g. Cadre géologique

Le cadre géologique comprend les types de sols, de sédiments et de roches, leurs propriétés et leurs distributions dans l'espace. Pour évaluer la migration des polluants dans les eaux souterraines, le cadre géologique est analogue à la plomberie d'une maison. Il contrôle la direction des eaux souterraines et le mouvement des nitrates. Un objectif clé de la conduite des études de la pollution nitrique consiste à obtenir des informations sur les conditions géologiques du sous-sol. Ainsi, les zones karstiques sont très vulnérables à la pollution car la durée de renouvellement des ressources en eaux souterraines peut atteindre plusieurs dizaines ou milliers d'années pour certaines nappes profondes (Castany, 1982; Worthington, 2007).

Par ailleurs, ce facteur intervient dans le piégeage du polluant qui peut s'échapper au pouvoir d'absorption du sol (Castany, 1982). La dissolution de la roche mère peut alimenter le sol en éléments chimiques tels que les sels ammoniacaux. Ces sels, fixés par ces sols depuis longtemps et parfois en quantité élevées, peuvent contribuer aujourd'hui à la pollution des eaux souterraines par le nitrate.

4.1.2. Facteurs climatiques

h. Précipitations

Les variations saisonnières des précipitations influencent les bilans d'eau et par conséquent les fuites d'azote par lixiviation. Dans tous les cas, plus les précipitations et les écoulements de surface sont importants, plus les exportations d'azote sont fortes tant à l'échelle du groupement de parcelles (Tomer et al. 2003; Tiemeyer et al. 2006) qu'à celle des bassins versants (Thieu et al. 2009).

Par ailleurs, les précipitations peuvent agir indirectement sur le lessivage en influençant les teneurs en nitrate dans le sol. Les changements climatiques ont un impact significatif sur les rendements des cultures et la distribution géographique. En effet, les zones à précipitations élevées connaissent une intensification agricole et donc une fertilisation excessive qui va augmenter le taux des nitrates à lessiver dans le sol. En plus, la minéralisation et la nitrification sont directement liées à la température et indirectement aux précipitations (Emmett et al., 2004). En général, les activités microbiennes et enzymatiques sont faibles lorsque le sol est trop sec ou saturé (Sardans et al. 2008). En examinant les effets des cycles de mouillage et de séchage sur la minéralisation, Borken et Matzner (2009) ont conclu que l'augmentation des précipitations estivales pourrait accroître les flux d'azote et de carbone alors que l'augmentation des sécheresses estivales les réduira.

i. Température

La température agit sur la voie des pertes de l'eau, or, les fortes températures peuvent accélérer l'évaporation de l'eau à partir du sol, provoquant ainsi un mouvement ascendant de l'eau à partir des 30 premiers centimètres du profil, et la lixiviation de l'azote s'en trouve donc réduite.

En outre, les variations en température impactent également le processus de minéralisation au cours de l'année. En outre, les scénarios de changement climatique ont renforcé la relation entre la minéralisation de l'azote dans le sol et la proportion entre le ruissellement et l'infiltration

d’azote vers les eaux souterraines. Par exemple, en conditions contrôlées, une augmentation de température de 10°C (de 25 à 35°C) double les quantités d’azote perdues par jour (Medina et al., 2014).

4.1.3. Facteurs liés au système cultural

a. Type de culture

L’occupation de sol est un facteur important dans la détermination du risque de la pollution des eaux souterraines et la lixiviation des nitrates. La présence de terres cultivées peut être un bon indicateur de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les nitrates. En effet, les sols occupés par des forêts laissent lixivier moins d’azote nitrique en profondeur que ceux occupés par les prairies ou les cultures arables. Par ailleurs, dans les sols forestiers, le bilan d’azote n’est pas excédentaire car ces sols ne reçoivent généralement pas de fertilisation azotée. De plus, l’azote minéral, issu de la minéralisation de la matière organique du sol et de la litière, est prélevé par le système racinaire assez développé caractérisant cet écosystème. En outre, les sols occupés par des cultures annuelles présentent un grand risque de lixiviation de nitrate vers les eaux souterraines, car elles laissent le sol nu pendant une partie de l’année, pendant laquelle l’azote minéral disponible dans le sol n’est pas absorbé, et sera par la suite transféré vers la nappe phréatique.

Or, les variations des concentrations d'azote en solution du sol au cours des rotations sont associées aux types de cultures. En Norvège, Solberg (1995) a conclu que les valeurs de lixiviation ont le même rang par rapport aux cultures (légumineuses < cultures avec culture dérobée < cultures d'hiver < cultures après légumineuses) comme celles mesurées dans les systèmes biologiques, avec les légumineuses (6 kg N/ha), les céréales sous-utilisées (13 kg N/ha), les légumes (17 kg N/ha), les céréales sans légumineuses sous-utilisées (30 kg N/ha) et les pommes de terre (33 kg N/ha).

En plus, les plantes présentent des systèmes racinaires différents qui jouent un rôle très important dans la lixiviation du nitrate. La longueur et la surface des racines sont les deux paramètres les plus importants indiquant l'acquisition de nutriments (Thorup-Kristensen, 2003). Si la zone d'enracinement est petite et peu profonde, le nitrate mobile peut facilement chercher le chemin des eaux souterraines. Cependant, selon la théorie de la diffusion, l'absorption de nitrate est plus régulière dans les cultures à faible densité d'enracinement. Mais, elle ne tient pas compte de la facilité avec laquelle le nitrate peut s'échapper des cultures à faible densité

d'enracinement. La différence est uniquement due à la répartition de la densité des racines dans la couche supérieure du sol et dans le sous-sol. En général, les densités d'enracinement sont plus importantes dans la couche supérieure du sol que dans le sous-sol. L'augmentation de la densité d'enracinement dans cette zone peut améliorer l'absorption d'eau et de nitrate, et réduit les risques de lixiviation (Habib et Lafolie ,1991). En plus, pour les plantes ayant des densités d'enracinement plus importantes, les racines exploitent davantage la zone de minéralisation et réduisent le déplacement de nitrate vers les eaux souterraines. Ce type d'architecture racinaire aide les plantes à stocker l'eau et la nitrate et réduire le risque de stress dû à la sécheresse et à la pollution nitrique.

b. Fertilisation et traitement phytosanitaire

Dans un sol agricole fertilisé, la richesse en nitrate potentiellement lessivable est très importante, et elle est influencée par la nature et le rythme d'application du fertilisant. Dans une étude réalisée en Italie, Mantovi et al. (2006) montrent que l'application de lisier en quantités très supérieures à la capacité de prélèvement par les plantes conduit à une accumulation de nitrate dans de sol, spécialement pendant les périodes chaudes. Dans une étude sur des sols tropicaux d'origines différentes, Stumpe et Vlek (1991) trouvent que l'utilisation non raisonnable d'azote peut conduire à une acidification et une dégradation de ces sols fragiles et favoriser ainsi le lessivage.

Les apports d'engrais minéraux sont connus pour augmenter les risques de lixiviation, surtout lorsqu'ils dépassent le seuil des 160 kg N/ha, ce qui engendre des concentrations dans la solution du sol et dans les eaux de drainage au-dessus de la norme de potabilité (Kristensen et al. 1994; Billen et al. 2007; Evanylo et al. 2008). En outre, pour un apport de 170 kg N/ ha sur du blé au printemps, 45-65% de l'azote apporté était fixé dans les parties aériennes de la plante, 20% retenu dans le sol (par les racines, les micro-organismes du sol et la matière organique) et 5-35% perdu par lixiviation au-delà d'un mètre de profondeur (Recous et al. 1988; Macdonald et al. 1997; Sebilo et al. 2013), avec des variations en fonction de l'activité microbienne des sols et de l'assimilation par les plantes (Destain et al. , 2010).

En revanche, les engrais organiques réagissent au processus de lixiviation de manière très différente selon leur ratio C/N. Plus le C/N est élevé, plus les quantités d'azote immobilisée par organisation sous forme de biomasse de micro-organismes seront importantes, ce qui impliquera une moindre disponibilité immédiate de l'azote pour la culture, mais aussi une meilleure résistance à la lixiviation (Sullivan et al. 1991). Ainsi, lors d'une application de

fumier (C/N élevé), 8% se retrouve dans les plantes dans l'année de l'application, et 84-93% dans le sol (Cheneby et al. 1994), où sa minéralisation lente le rendra disponible pour les cultures des années suivantes.

L'application des produits phytosanitaire influence également le processus de lixiviation des nitrates en agissant sur le devenir de l'azote après la récolte. Ainsi, de fortes doses de triazine (simazine, atrazine) pourraient accélérer le lessivage en freinant l'activité des micro-organismes dans l'organisation et la minéralisation de l'azote (Lacroix, 1995). Selon Moreau (1992), ceci constituerait un réel problème en culture de maïs, car celui-ci, plus que d'autres cultures, tolère de fortes doses de produits phytosanitaires.

c. Irrigation

L'apport de l'eau dans les sols agricoles par irrigation joue donc un rôle primordial dans le processus de transfert de nitrate car ce transfert est effectué grâce à l'écoulement de l'eau. Une irrigation intense peut conduire à un lessivage important en favorisant l'écoulement à travers les macropores. Les sols soumis à une irrigation importante sont donc plus susceptibles au lessivage de nitrate que les sols arides non irrigués. En cas d'apport excessif d'eau d'irrigation, une partie de cette eau peut percoler dans le sol et ainsi quitter la zone racinaire. Or, l'azote doit rester dans la zone racinaire pour être utile en tant que nutriment. Le type d'irrigation a également une importance significative. D'après Burkrat et Kolpin (1997), la fréquence d'apparition des nitrates dans les puits est plus importante en présence d'irrigation (41%) qu'en son absence (24%), même si elle est à une distance de 3,2 Km de puits. L'importance des flux d'eau et de nitrate en dessous de la zone racinaire est susceptible de subir des variations en fonction des saisons climatiques ou du calendrier cultural dans les zones irriguées. L'irrigation par inondation provoque un transport important de nitrate vers les couches les plus profondes du sol (Cameron et al. 2013). L'irrigation joue également sur le taux de minéralisation en augmentant l'humidité du sol.

En outre, l'irrigation déficitaire est un moyen efficace de la pratique de gestion de l'irrigation pour réduire le lessivage de nitrate sans compromettre le rendement des cultures (Djman, 2013). Wang et al. (2012) ont étudié l'effet de l'irrigation déficitaire à 0,6, 0,8 et 1,0 d'évapotranspiration (ET) sur la distribution de nitrate dans le sol et ont conclu qu'aucune accumulation de nitrate n'était enregistré dans des niveaux d'irrigation moyens (0,8 ET) et faibles (0,6 ET) jusqu'à 200 cm du profil du sol.

d. Travail du sol

Le travail du sol a un effet sur la modification de la structure et autres propriétés du sol. Ils affectent de manière significative la dynamique de l'azote dans le sol par leur effet sur l'azote dans le système du sol. Le travail du sol augmente l'aération, la porosité et la conductivité hydraulique du sol, ce qui peut accroître la décomposition des résidus. Ce processus peut entraîner l'accumulation d'une grande quantité d'azote facilement disponible pour les plantes dans le sol (Dinnes et al. 2002), ce qui augmente son potentiel de lixiviation dans les nappes phréatiques peu profondes. Halvorson et al. (1999) ont fait état d'une plus grande accumulation de nitrate dans le sol jusqu'à 150 cm de profondeur avec les méthodes conventionnelles de travail du sol par rapport au système sans travail du sol dans le blé de printemps (*Triticum aestivum* L.). Ils ont constaté qu'il était associé à une minéralisation plus élevée d'azote à la surface du sol, induite par la perturbation du sol. Au contraire, Mkhabela et al. (2008) ont suggéré que la dénitrification est significativement plus faible dans le cadre d'un travail du sol conventionnel que dans le cadre d'un travail du sol non conventionnel qui, en partie, pourrait être la raison des concentrations plus faibles de nitrate observées dans les champs de maïs non labourés. Usman et al. (2013) ont attribué la faible lixiviation de nitrate à l'absence de travail du sol et à une minéralisation plus uniformément répartie sur toute la durée de vie de la culture, alors qu'avec un travail du sol conventionnel, il y a une minéralisation rapide après la culture et plus de chances de lixiviation que sa disponibilité pour la culture. En absence de travail du sol, les résidus de culture présents à la surface du sol ont moins d'azote disponible de la plante en raison de son rapport C/N plus large.

4.2. Modalités pour la protection et la gestion de la pollution nitrique

La pollution nitrique des eaux souterraines est une pollution avec une grande inertie en raison de la lenteur et de la complexité du cycle de l'azote dans les sols. Par ailleurs, cette pollution diffuse augmente le risque de détérioration de la qualité des ressources en eau et en sol et engendre des risques sanitaires pour la population humaine. Comme on l'a vu dans les chapitres précédents, le nitrate dans l'eau est du à plusieurs sources et sa lixiviation présente un problème à multiples facettes. Pour ces raisons, il n'existe pas de remède magique unique qui puisse résoudre ce problème environnemental. Or, une stratégie intégrée est nécessaire pour minimiser les pertes par lixiviation, et qui combine des mesures palliatives, curatives et préventives.

4.2.1. Mesures préventives

Une action préventive consiste à éviter les risques de la pollution ponctuelle ou diffuse, en résolvant le problème à sa source. Il s'agit en particulier de protéger les captages par la mise en place de périmètres dans lesquels les activités humaines potentielles sont réglementées. En effet, plusieurs études ont entamé cette thématique dont la majeure partie touche directement à la gestion de l'azote dans les zones agricoles (Burkart et Stoner, 2008 ; Fan et al., 2003 ; Zhang et al., 2004 ; Rong et Xuefeng 2011). Les bonnes pratiques agricoles, qui consistent à la gestion de la fertilisation azotée, des systèmes culturels, le travail du sol et l'irrigation, permettent de réduire considérablement le lessivage de l'azote (Beaudoin et al. 2005).

a. Fertilisation équilibrée

Le besoin pressant de nourrir une population croissante a poussé les agriculteurs à appliquer des engrais azotés à des taux plus élevés, ce qui est une cause fondamentale de l'accumulation du nitrate dans le sol. La limitation des sources azotées permet la réduction de la charge polluante dans la nappe. Cette méthode est souvent contraignante pour la production agricole et son efficacité nécessite un long suivi dans le temps. A cet égard, la fertilisation équilibrée est une méthode efficace qui permet d'augmenter le rendement des cultures tout en maintenant le nitrate au minimum. L'étape primordiale consiste à adapter les quantités des engrais apportés aux besoins de la plante, tout en tenant compte de la fourniture naturelle d'azote par le sol et des objectifs en rendement raisonnable, car l'application à un taux supérieur à celui recommandé entraîne une augmentation du nitrate résiduel dans le sol (Wang et al. 2010 ; Jia et al. 2014). Abbasi et al. (2011) concluent, d'une expérience en champ sur le maïs, qu'il y avait une différence non significative entre 60 et 80 % du niveau d'engrais en ce qui concerne les pertes de nitrate, mais le traitement à 80 % était meilleur si l'on considère le rendement des cultures en même temps que les pertes de nitrate. Or, avec une application de 100 % d'azote (400 kg/ha), les pertes de nitrate ont été maximales. Par ailleurs, dans une terre agricole sablonneuse du Nord-Ouest de la Chine, l'application de 225, 300 et 375 kg N/ha a entraîné une accumulation plus importante de NO3-N dans le sol par rapport à 0 et 150 kg N/ha (Rong et Xuefeng 2011). Aucun lessivage de nitrate n'a été observé lorsque l'engrais azoté était appliqué en dessous de 150 kg N/ha alors que le taux d'azote au-dessus de 400 kg/ha a provoqué le lessivage de nitrate et la réduction de l'efficacité de l'utilisation des engrais (Barraclough et al., 1992).

En outre, l'association des autres produits à la fertilisation azotée permet d'assurer une bonne absorption de l'azote par la plante. Par exemple, l'application d'engrais à base de phosphore (P) avec l'azote (N) peut diminuer le lessivage des nitrates (Fan et al. 2003). Zhang et al. (2004) ont rapporté une accumulation de nitrate dans le sol dans un système de culture blé-maïs sur une période de 9 ans dans l'ordre suivant : N>NK>NPK>NP>CK>PK. Yuan et al. (2000) ont signalé une accumulation beaucoup plus faible de nitrate avec le NP lorsque le N était appliqué à 220 kg/ha par rapport au NK ou au N seul avec des apports de N à 1171 et 1075 kg/ha, respectivement. Lorsque l'azote a été appliqué seul, il a entraîné non seulement une forte teneur en nitrate dans le sol, mais il a été aussi déplacé vers les couches les plus profondes du profil du sol (100-180 cm) par rapport au traitement du NP (couche de 80-120 cm). En outre, l'application du fumier avec des engrais NPK diminue encore la lixiviation du nitrate. Néanmoins, le fumier appliqué à des taux plus élevés peut augmenter le lessivage des nitrates, par exemple en appliquant le fumier de volaille qui contient des proportions d'azote de 40-75%, l'azote accumulé lixivié à 200 cm de profondeur et le taux nitrate-azote dans l'eau de 50 % des puits dépassait 10 mg N/L. Par conséquent, le fumier devrait être appliqué à des taux plus faibles afin de minimiser ses impacts négatifs sur l'environnement (Bibi et al., 2016).

b. Temps d'application des engrais azotés

Afin de réduire les pertes en nitrates, il est nécessaire de raisonner les dates et le mode de fractionnement des apports organiques et minéraux en fonction des conditions pédoclimatiques et des stades de développement de la plante. Habituellement, une trop grande quantité d'azote est appliquée aux premiers stades du développement, où les besoins des cultures sont minimes. L'application limitée d'azote à la fin de la saison de croissance des cultures et avant la prochaine récolte favorise l'établissement d'un système d'enracinement extensif et réduit les pertes en nitrates (Al-Kaisi et Yin 2003). Selon Isidoro (2006) et Claret et al. (2011), l'application d'azote avec la première irrigation montre des pertes élevées par lessivage (35-43%), qui pourraient être attribuées à une biomasse moindre au stade de plantule, à des systèmes racinaires peu développés et à une assimilation moindre par la plante. C'est pourquoi, l'efficacité agronomique de l'azote appliqué avec le blé d'hiver est plus élevée lorsque la première dose d'azote est appliquée 90 jours après le semis. Il a été signalé que lorsque l'application totale de 102 kg N/ha était divisée en dix doses égales, seulement 6 % de l'urée-N est perdue par lixiviation, alors que la valeur correspondante pour la dose unique appliquée au moment de la transplantation était de 13%. Par conséquent, l'application d'une dose unique peut réduire l'utilisation de l'azote et

de l'oxygène de 50 % et, en fin de compte, entraîner une réduction du rendement (Dunbabin et al., 2009).

c. Utilisation des engrais azotés à libération contrôlée

Actuellement, une variété des engrais azotés à libération contrôlée a été crée pour réduire les pertes d'azote dans le sol. Ils sont basés sur une technique qui consiste à retarder l'entrée de l'eau dans la particule d'engrais et la sortie de l'azote, en enrobant l'azote de l'engrais soluble dans l'eau avec des matériaux moins solubles. Ils présentent de bonnes performances en matière de libération d'éléments nutritifs et de bonnes perspectives pour la protection de l'environnement (Murugan et al., 2020). Ces produits aident à faire coïncider la disponibilité des éléments nutritifs avec les besoins des plantes et de contrôler leur diffusion dans la solution du sol. Ils régulent les niveaux de nutriments tout au long du cycle de croissance de la plante. Les plantes plus jeunes ne sont pas endommagées ou stressées par des niveaux excessifs de sel, tandis que la nutrition des plantes matures est suffisante jusqu'à la fin du cycle de croissance (Zhang et al., 2021). En général, trois types de matériaux ont été utilisés à cette fin : (1) l'urée encapsulée : qui consiste à l'enrobage de l'urée avec un matériau imperméable pour permettre une entrée lente de l'eau et une sortie de l'azote soluble, (2) Urée encapsulée nécessitant une désintégration ; revêtement d'urée avec un matériau imperméable qui doit être brisé physiquement, chimiquement ou biologiquement avant que l'azote ne soit dissous, et (3) urée à revêtement semi-perméable : Par diffusion, l'eau pénètre à l'intérieur en créant une pression interne suffisante qui détruit le revêtement.

Lyu et al. (2021) ont montré dans une étude sur les champs de riz en Chine que l'utilisation des engrais azotés à libération contrôlée augmente la durabilité environnementale de 2,82 à 4,61%, améliore l'efficacité de l'utilisation de l'azote de 30,65 à 43,96% et augmente l'avantage économique de 5,21 à 11,44%.

d. Gestion de l'interculture et utilisation des cultures intermédiaires pièges à nitrates

L'interculture est une période qui peut varier de quelques jours à 280 jours (Machet et al., 1997), dont dispose l'agriculteur pour faire évoluer l'état du sol ou gérer les adventices, ceci avant d'implanter la culture principale suivante dans les meilleures conditions. La gestion de l'interculture consiste, d'abord et avant tout, à mieux valoriser les résidus de récolte (pailles, cannes, etc.). Il s'agit, au cours du processus de décomposition de ces résidus, de valoriser le

potentiel de blocage de l'azote minéral sous forme organique pour les micro-organismes du sol. Le brûlage des résidus et leur enfouissement permettent de limiter le maximum de nitrates en surface avant leur migration en profondeur (CORPEN, 1991).

Jusqu'au début des années 1990, lorsqu'une culture intermédiaire était implantée après la culture principale, l'objectif était soit d'enrichir en azote le profil pour la culture suivante, soit de produire un maximum de matière organique afin d'enrichir le sol en humus (Geypens et al., 1995). Ce n'est qu'avec les préoccupations agro-environnementales qui consiste à limiter la lixiviation de nitrate en période d'interculture, que la fonction de piège à nitrate a trouvé toute son importance (Thomsen, 2005 ; Destain, 2010).

Les cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) présentent un moyen efficace pour empêcher le lessivage des nitrates restants dans le sol après la récolte. Elles permettent d'éviter que les sols restent nus pendant une interculture suffisamment longue et satisfont donc leurs besoins d'azote à partir de l'azote minéral du sol et consomment de l'eau ce qui réduit le drainage et donc le lessivage. Outre leur rôle de "pièges à nitrates", elles permettent également de lutter contre les adventices, par effet de concurrence, en évitant la sélection d'une flore spécifique (Viennot et al., 2007). Parmi ces cultures, la moutarde est de loin la plus pratiquée, mais on rencontre aussi la phacélie, le ray-grass, l'avoine de printemps, le seigle, etc. (Destain, 2010). Decau et Pujol (1992) ont montré qu'une culture intermédiaire (blé d'hiver, colza d'hiver, ray-grass d'Italie) après maïs annule toute lixiviation polluante due aux nitrates et que son implantation peut ne pas affecter la production de maïs, et même avoir un effet favorable.

Or, l'efficacité de cette approche varie en fonction du site, de la culture et des conditions de plantation et de destruction. Cette variabilité s'explique par la nature locale - en termes de temps et de l'espace - à la fois de la croissance des cultures de couverture et des conditions de lessivage. La quantité de nitrate piégée par l'absorption des racines, et qui est contenue dans la biomasse d'une culture dérobée, peut potentiellement atteindre 100 à 150 kg N/ha avec les poacées et plus de 200 kg N/ha pour les brassicacées. La quantité d'azote dans les cultures de légumineuses peut également être élevée, mais cela est dû en partie à la fixation symbiotique de l'azote, ce qui signifie que la quantité de nitrate piégée est plus faible pour cette famille de cultures. La quantité de nitrates absorbée dépend de la date, des conditions de plantation, de la durée de croissance et du type de couverture ainsi que de la quantité d'azote minéral disponible dans le sol. La quantité d'azote absorbée et la variation de l'azote minéral du sol entre les traitements des cultures de couverture et des sols nus en automne sont des indicateurs de la réduction

potentielle du lessivage, sauf dans le cas des cultures légumineuses. La réduction effective du lessivage dépend de la concurrence opportune entre les processus de transfert des nitrates en profondeur et d'absorption par la couverture et ensuite du taux de minéralisation des résidus après leur enfouissement (Justes et al., 2012).

e. Culture de plantes de couverture

La culture de plantes de couverture est une meilleure option pour minimiser les pertes de nitrate dans les saisons post-récolte. Dans la plupart des régions, après la récolte d'une culture, il y a une période de repos ou de jachère pour la culture suivante. Si certaines cultures de couverture ne sont pas cultivées, les prairies deviennent alors la partie de cette terre. La fonction des cultures de couverture, entre les principales saisons de culture, est d'accumuler l'azote inorganique et de réduire ainsi les risques de lessivage. Les autres aspects bénéfiques des cultures de couverture sont la prévention de l'érosion du sol, l'amélioration de la matière organique, en plus ces cultures agissent comme un herbicide.

Les cultures qui sont plus efficaces pour réduire le lessivage de NO3 sont les graminées et les brassicacées ainsi ? que les légumineuses. Les espèces végétales qui peuvent être utilisées comme cultures de couverture varient d'une région à l'autre en fonction des conditions climatiques. La culture de plantes de couverture comme les fourrages en hiver a diminué la lixiviation de nitrate de 25 kg N/ha/an. Il a été signalé qu'après la récolte du maïs, la couverture des terres avec le seigle a diminué de 80 % les pertes de nitrate par lixiviation par rapport à la jachère d'hiver (Bibi et al., 2016).

f. Gestion de l’irrigation

Malheureusement les pertes d'eau et d'azote qui résultent d'une irrigation intensive sont trop importantes, et ne sont pas généralement prises en considération. Or, les contrôles sur le terrain de la teneur en eau du sol et de la programmation de l'irrigation jouent un rôle important dans la gestion des ressources en eau, et dans le maintien du rendement des cultures tout en protégeant les eaux souterraines et de surface. Or, une programmation minutieuse des applications d'eau d'irrigation contribue à conserver les réserves d'eau, à économiser les coûts de pompage, et à réduire les pertes des nitrates par lixiviation. La quantité d'eau disponible pour la plante et son stade de développement, ainsi que l’évapotranspiration sont les éléments clé pour la prise de décision concernant la programmation de l'irrigation (Jégo et al., 2008).

Par ailleurs, La fertigation doit avoir également une gestion prudente et doit rester dans la zone des racines pour éviter les pertes par percolation profonde ou le ruissellement de surface. Cette technique permet de maintenir un niveau d'éléments nutritifs approprié dans les sols pauvres, et à faible capacité de rétention. En effet, le contrôle de la profondeur de pénétration et le minutage de l'irrigation permettent d'éviter que les produits chimiques n'atteignent la nappe phréatique et, de ce fait, ne la polluent (Nathan, 2004).

g. Gestion des déchets d'élevage

Une action spécifique entreprise en zone d'élevage dans le but de mieux gérer les déjections animales constitue une approche idéale pour diminuer les effluents azotés. Par ailleurs, une réglementation plus rigoureuse tant au niveau des stockages que des épandages, renforce l'efficacité du dispositif.

Khoshnevisan et al (2021) ont montré que la plupart des technologies de traitement de fumier issu d'élevage se sont concentrées sur la fraction solide du fumier, tandis que la fraction liquide reste une menace potentielle pour l'environnement. En effet, la digestion anaérobie est la technologie la plus mature pour transformer la matière organique du fumier en énergie renouvelable. Toutefois, les problèmes liés aux coûts d'investissement élevés, aux paramètres d'exploitation, à la collecte et la gestion du fumier ont entravé son développement dans les zones rurales des pays en développement. La production de bio-huile, par liquéfaction hydrothermale, est également une solution prometteuse, car elle permet de transformer directement le fumier humide en biocarburant. Cependant, elle nécessite un processus en aval pour éliminer les composés azotés du produit final.

En effet, de nombreuses recherches sont encore nécessaires pour établir un cadre systématique afin de développer un recyclage intégré du fumier et planifier sa gestion avec un minimum de risques environnementaux et un maximum de profit.

4.2.2. Mesures palliatives

Cette démarche consiste à diluer les eaux polluées du captage avec d'autres à faible teneur ou à abandonner l'exploitation des captages d'eau les plus pollués. La dilution est appliquée lorsqu'il existe d'autres ressources non polluées disponibles en quantité suffisante à proximité du captage contaminé. Dans certains cas, la dilution peut s'opérer directement dans la nappe par infiltration d'eau de surface moins chargée en nitrate. Par ailleurs, l'approfondissement du captage vers la nappe captive peut constituer une solution palliative, car ce type de nappe

bénéficie d'une très bonne protection naturelle grâce à sa situation sous un toit imperméable. Par contre, les nappes libres sont très vulnérables à la pollution provenant de la surface.

D'une manière générale, ces solutions ne permettent pas de traiter la pollution, mais de l'éviter souvent temporairement. En outre, l'application de cette méthode est de plus en plus limitée à cause de l'accroissement du nombre de captages contaminés et également le coût d'approfondissement. Lorsque ces mesures ne sont pas envisageables, des mesures curatives qui consistent à un traitement d'élimination des nitrates pourront être mises en œuvre.

4.2.3. Mesures curatives

a. Traitements biologiques

Devant l'ampleur de la pollution nitrique, il devient nécessaire de traiter les eaux souterraines avec des méthodes éprouvées et conformes à la réglementation édictée par les responsables de l'hygiène publique. Néanmoins, les traitements biologiques occupent une place importante parmi les procédés mis en place pour éliminer les nitrates. La dénitrification biologique permet l'élimination des nitrates par leur réduction en azote gazeux. Lors de la dénitrification au sens strict (respiration des nitrates, ou réduction véritable) le nitrate joue le rôle d'accepteur d'électrons dans l'oxydation de composés oxydables sous des conditions anaérobies. Le produit ultime de la réduction est l'azote gazeux. Cette approche fait appel aux bactéries hétérotrophes qui utilisent comme source de carbone et d'énergie un substrat carboné organique, et aux bactéries autotrophes qui utilisent une source de carbone minérale et tirent leur énergie de l'oxydation d'un substrat inorganique, hydrogène ou soufre.

- **Dénitrification hétérotrophe**

C'est la réaction la plus utilisée dans les procédés biologiques mis en œuvre pour la dégradation des nitrates. La réaction peut se schématiser ainsi :

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_20 \rightarrow N_2$$

Il existe une vingtaine d'espèces de bactéries strictement dénitrifiantes. Généralement non sporulées, à Gram négatif et anaérobies facultatives, elles appartiennent notamment aux genres *Bacillus*, *Paracoccus* et *Pseudomonas* (*P. denitrificans*, *P. Stutzeri*, B. *Licheniformis*). Ces bactéries peuvent oxyder un grand nombre de substrats carbonés (Gamble et al., 1977). Le substrat carboné fournit à la fois l'énergie et le carbone nécessaire au métabolisme et aux

synthèses cellulaires. Pour un même nombre d'atomes de carbone, plus le substrat sera réduit, plus grand sera le nombre d'électrons libérés, et plus la chaîne sera courte, plus rapide sera sa dégradation.

Les paramètres essentiels jouant sur la vitesse de dénitrification sont les suivants :

- L'oxygène dissous, qui doit être présent en concentration suffisamment faible pour ne pas entraver l'activité des micro-organismes, la dénitrification étant un processus anaérobie.
- Le pH, avec des valeurs optimales entre 7 et 8,5.
- La température, avec des valeurs optimales entre 15 et 20 °C.
- Le rapport C/N : le taux de dénitrification augmente avec la concentration en carbone jusqu'à une valeur maximale à partir de laquelle l'augmentation des concentrations en carbone n'affecte plus la dénitrification.
- Le phosphate, qui est nécessaire à la croissance bactérienne.

Quel que soit le procédé utilisé, la filière type de dénitrification comprend les étapes suivantes pour avoir une eau traitée: pompage, dénitrification, aération, filtration et désinfection. L'eau brute traverse donc un réacteur où la biomasse microbienne réalise la dénitrification, alors que les post-traitements (aération, filtration et désinfection) sont réalisés avant la distribution (Twomey et al., 2010).

- **Dénitrification autotrophe**

Ce procédé met en œuvre la réaction de dénitrification autotrophe avec oxydation d'un substrat inorganique, hydrogène ou soufre ou fer métallique. En effet, les bactéries impliquées ont une cinétique très lente. Les temps de contact élevés et les vitesses de percolation utilisables faibles rendent donc ces techniques plus difficilement applicables.

Parallèlement aux procédés de dénitrification biologique « hors-sol », des procédés d'élimination des nitrates sont étudiés au niveau du puits de captage. Le processus hétérotrophe se cantonne généralement aux aquifères superficiels pour lesquels un transfert rapide du carbone organique contenu dans les horizons de surface permet de sustenter l'activité bactérienne (Trudell et al., 1986; Starr et Gillham, 1993). Dès que ces transferts s'amenuisent ou disparaissent (type de sols, niveau piézométrique bas, mise en captivité de la nappe etc.), le carbone organique est oxydé dans les strates supérieures et n'est plus disponible sous forme réduite pour permettre une activité bactérienne intense permettant tout d'abord la création de conditions d'anaérobie puis la persistance d'un processus de dénitrification (Chapelle, 2001). Starr et Gillham (1993) ont montré ainsi que l'ajout de glucose dans un aquifère superficiel

permet de déclencher la réduction biologique des nitrates à la suite de la consommation de l'oxygène dissous. Par ailleurs, Hurtado-Martinez et al (2020) ont montré, dans le processus de traitement des eaux souterraines polluées par les nitrates, que l'ajout de très faibles concentrations d'une solution à base de carbone et oligoéléments (0,15 g de $C_2H_3NaO_2$/L) dans les eaux souterraines permet de favoriser la croissance de micro-organismes dénitrifiantes.

Dans les aquifères, en conditions naturelles, sans contamination des eaux par une pollution carbonée, la quantité et la disponibilité de la source d'énergie (organique ou minérale) est le facteur limitant de la réaction. Dans ce contexte, Mariotti (1994) note qu'une alternative curative consiste à provoquer ou stimuler l'activité dénitrifiante en recréant, dans l'aquifère, les conditions nécessaires à l'apparition du processus de dénitrification. Le principe d'une unité de dénitrification provoquée in situ est de fournir une source d'énergie exogène et continue aux bactéries pour permettre l'instauration de conditions d'anaérobie et sustenter de manière pérenne l'activité dénitrifiante.

b. Traitements physico-chimiques

- **Echange d'ions**

Le traitement des eaux par échange d'ions est un procédé ancien et largement répandu. Il consiste à transférer des ions indésirables de l'eau brute sur un support insoluble, appelé échangeur d'ions, qui les capte et libère en contrepartie une quantité équivalente d'ions dont la présence n'est pas gênante. L'échangeur d'ions possède une capacité limite de stockage sur son support (capacité d'échange) et doit être régulièrement régénéré, par une solution fortement concentrée d'ions choisis. Dans le cas de l'élimination des nitrates, des résines de type anionique sont utilisées (échangeurs d'anions). Comme la plupart des échangeurs, ces résines se présentent sous forme de billes de diamètre compris entre 0,4 et 0m8 mm. Ce sont des polymères de composés aromatiques comprenant des groupes ionisés de type basique.

- **Procèdes membranaires**

Ces procédés s'étant avérés trop coûteux par rapport aux techniques de dénitrification hétérotrophe et d'échange d'ions. Ils utilisent les propriétés des membranes spécifiques afin de séparer une solution et un solvant sous l'effet d'une force extérieure. On distingue donc : L'osmose inverse et l'électrodialyse.

Pour l'osmose inverse, l'application d'une pression supérieure à la pression osmotique de l'eau à traiter, riche en nitrates, permet d'obtenir une eau déminéralisée après traversée d'une membrane permettant d'obtenir une eau déminéralisée sélective. Un rejet concentré est évacué devant la membrane. Le principe de l'électrodialyse est l'application d'un courant continu entre les électrodes d'une cellule, constituée par un empilage de membranes semi-perméables et alimentée en eau riche en nitrates. Le résultat est donc l'obtention dans certains compartiments d'un rejet concentré en nitrates et dans d'autres de l'eau déminéralisée.

Une étude entamée par Ceballos-Escalera et al (2021) a permis de combiner les méthodes biologiques et chimiques dans une approche dite l'électro-biorémédiation. C'est une technologie électrochimique microbienne primaire qui apparaît comme une alternative durable pour le traitement des eaux souterraines (Pous et al., 2018). Elle a permis de réduire les nitrates avec un taux maximal de 519 g N-NO 3/m3.

V. Qualité des sols agricoles

Le sol forme une fine couche sur la surface de la terre qui remplit de nombreuses fonctions essentielles à la vie. Il sert de substrat pour soutenir la croissance de la végétation, de filtre pour maintenir la qualité de l'air par des interactions avec l'atmosphère, et un stockage et un milieu de purification pour l'eau. Le sol supporte également l'activité biologique impliquée dans la décomposition et le recyclage des produits animaux et végétaux et il a été identifié comme ayant un rôle majeur dans le piégeage du carbone et l'atténuation du changement climatique associé aux émissions anthropiques de dioxyde de carbone et d'autres gaz à effet de serre (Wienhold et al., 2005). En effet, le sol est notamment le support de la production agricole et forestière. Il est le lieu de l'ancrage des systèmes racinaires des végétaux et constitue leur réservoir d'eau et d'éléments nutritifs. Il fournit ainsi les éléments indispensables à la production végétale pour nourrir les animaux et les hommes. Pour valoriser au mieux cette fonction de production, sans générer d'impacts négatifs sur les autres (support de production, support du paysage, filtration et épuration, régulation des eaux et des cycles du carbone et de l'azote et réservoir de biodiversité), il est donc essentiel de disposer d'une connaissance objective et spatialisée de la qualité et de la fertilité des sols (Arrouays et al., 2012). Or, la qualité du sol est un élément intégré des caractéristiques déterminées par les propriétés biologiques, chimiques et physiques du sol définissant la capacité du sol à fonctionner (Karlen et al., 1997) et à répondre aux interventions. Pour évaluer ces caractéristiques qui, en général, ne sont pas directement mesurables, on a recours à des indicateurs (Bockstaller et al., 2009). Ce chapitre traite des

indicateurs de fertilité : nous retenons ici une acceptation de la fertilité dans son sens le plus large, équivalente à la « qualité » du sol, et qui porte sur l'ensemble des caractéristiques du sol lui permettant de remplir ses fonctions. Les principaux paramètres qui régissent la fertilité d'un sol sont le taux de matière organique, la richesse minérale du sol puis sa structure et sa texture (Larson et al., 1992; Doran et al., 1994). Les propriétés acido-basiques du sol (pH), sa Capacité d'Echange Cationique (CEC) et sa conductivité électrique dépendent fortement des trois précédents paramètres et sont des indicateurs aussi pertinents à considérer dans l'appréciation de la fertilité d'un sol.

5.1. Principaux macronutriments

Les trois principaux macronutriments sont l'azote, le phosphore et le potassium (N, P et K). Ils sont les nutriments nécessaires en plus grandes quantités pour le développement des plantes. Les engrais les plus couramment utilisés actuellement sont des mélanges contenant les trois composants, conventionnellement exprimés en termes de pourcentages de N, P2O5 et K2O.

5.1.1. Azote

Parmi les éléments nutritifs, l'azote est le plus important. Il est un composant essentiel des protéines, des acides nucléiques qui portent le patrimoine génétique de chaque espèce. Il commande le processus de la photosynthèse et l'assimilation chlorophyllienne et est le principal facteur qui augmente quantitativement la production agricole (Mosier et al., 2004). Les plantes qui sont déficients en azote présentent un retard de croissance et une teinte vert jaunâtre pâle, appelé chlorose (Mills et Jones, 1996 ; Hillel, 2008).

Pour être disponible pour la culture plantée, l'azote du sol doit être sous forme soluble (minéralisée), soit sous forme d'ammonium (NH4) ou, à la suite du processus de nitrification, en tant que nitrate (NO3). La forme NO3 est très mobile et est facilement lixiviée par l'eau de percolation. L'ammonium est adsorbé sous forme de cation échangeable sur les colloïdes du sol, et n'est donc pas facilement lessivé par l'eau de percolation. Les racines des plantes absorbent l'azote de la solution du sol sous forme d'ions inorganiques NH4 et NO3 (Mengel et Kirkby, 1982). La matière organique est la principale source d'azote du sol. Ainsi, un grand réservoir existe lorsque la concentration en matière organique est élevée (Follett et Wilkinson, 1985). Bien que l'azote constitue près de 79% de l'atmosphère, la forme élémentaire, N2 est totalement indisponible pour la grande majorité des plantes vertes. Or, il existe des microorganismes spécialisés qui peuvent le faire tels que les rhizobiums. Ces bactéries vivent en symbiose avec certaines espèces de légumineuses. Les bactéries s'attachent aux racines de ces légumineuses,

formant des nodules à l'intérieur desquels elles "fixent" l'azote élémentaire absorbé biochimiquement et le transmettent à leurs plantes hôtes, qui à leur tour fournissent aux bactéries les substances (par exemple, les sucres) nécessaires à leur subsistance. Les peuplements de ces plantes peuvent être incorporés dans le sol pour l'enrichir en azote afin de répondre aux besoins des cultures non-légumineuses ultérieures, une pratique connue sous le nom d'engrais vert.

L'azote est couramment ajouté au sol sous forme d'engrais azotés, les plus courants sont les nitrates (par exemple, le nitrate de sodium), l'ammoniac (par exemple, le sulfate d'ammonium) et le nitrate d'ammonium qui est un engrais concentré qui combine les deux formes chimiques. Une autre forme d'azote encore utilisée comme engrais est l'urée, qui est généralement oxydée dans le sol en nitrate. Les formes solubles de l'azote peuvent également être pulvérisées en solution diluée directement sur le feuillage des cultures.

5.1.2. Phosphore

C’est un composant essentiel des membranes cellulaires des plantes et des acides nucléiques. Il s'agit d'un constituant essentiel de la molécule vitale connue sous le nom d'adénosine triphosphate (ATP), qui fournit l'énergie nécessaire pour les phénomènes de photosynthèse et de métabolismes divers des plantes. Il favorise en particulier le développement radiculaire et la nodulation chez les légumineuses et se révèle le facteur de précocité des végétaux (Nyle et Ray, 2008). Une carence en phosphore réduit donc la productivité des plantes et retarde leur maturation.

Dans le sol, le phosphore est présent sous forme organique et inorganique. L'apatite est un minéral important contenant du phosphore, mais elle est soluble uniquement dans des conditions acides. Dans les sols matures fortement acides, le phosphore présent à l'origine dans des minéraux tels que l'apatite peut avoir été complètement dissous et lessivé, ou lié sous forme insoluble avec du fer et de l'aluminium. Pour être disponible comme élément nutritif pour les plantes, le phosphore doit être présent dans la solution du sol sous forme d'anions H2 PO42 ou HPO4. La plupart des autres formes sont peu solubles ; c'est pourquoi cet élément se révèle souvent déficient. L'absorption du phosphore dans le sol est influencée ou régulée par la matière organique et le pH.

Dans certains sols, le phosphore est facilement fixé ou rendu indisponible pour la plante, selon la texture et l'acidité du sol. L'ajout du phosphore dans les sols extrêmement acides peut ne pas

être rentable car une grande partie du phosphore appauvri est fixé par des composés de fer et d'aluminium. L'application de chaux améliore généralement cette situation. La réponse de l'apposition du phosphate augmente avec le niveau de chaux appliqué, ce qui souligne l'effet positif de la disponibilité du phosphore à des valeurs de pH élevées dans le sol (Helyar et Anderson, 1971).

5.1.3. Potassium

Le potassium a des fonctions nombreuses et variées dans la vie des plantes, en tant que constituant des enzymes et en tant que régulateur de la tolérance à la sécheresse et de l'efficacité de l'utilisation de l'eau. Il présente un facteur de vigueur et de résistance aux maladies et un facteur régulateur des fonctions chlorophylliennes de la plante. Le potassium est donc l'élément d'équilibre, de santé et de développement qualitatif de la plante (Scherer et al., 2003). Certaines cultures, telles que les bananes et les pommes de terre, ont des teneurs en potassium nettement élevées. Une carence en cet élément provoque une chlorose des bords des feuilles et, dans les cas graves, la chute des feuilles les plus âgées.

Dans le sol, les principales sources de potassium sont des minéraux tels que les feldspaths (en particulier l'orthoclase) et les micas, qui libèrent cet élément au cours de leur altération. Ce processus rend le potassium disponible pour les plantes. Cependant, lorsque le processus d'altération a été prolongé et extrême, comme dans le cas d'ultisols et d'oxisols, le potassium peut être lessivé de sorte que les sols nécessitent l'ajout de potassium sous forme d'engrais. Dans le sol lui-même, le potassium apparaît sous trois formes : (1) dans la solution du sol ; (2) sous la forme de l'ion échangeable K^+ adsorbé ou libéré sur les surfaces de particules d'argile ; et (3) dans la matière organique. Certains minéraux d'argile aluminosilicates en couches peuvent avoir la capacité d'adsorber le potassium non seulement sur leur surface extérieure mais aussi à l'intérieur des réseaux cristallins en couches, provoquant ainsi l'immobilisation (ou la fixation) des ions potassium (Hillel, 2008).

5.2. Autres macronutriments

5.2.1. Calcium et magnésium

Le calcium et le magnésium sont chimiquement similaires. Ils appartiennent tous les deux au groupe des éléments alcalino-terreux et ils sont souvent présents ensemble dans les minéraux, par exemple la dolomie. Le calcium est essentiel au développement des bourgeons des plantes, tandis que le magnésium est un constituant des molécules de chlorophylle. Ils sont consommés en quantités faibles ; en effet, les plantes contiennent de 0,4 à 2,5% de Ca et de 0,1 à 0,4% de

Mg, sur la base de la matière sèche (Hillel, 2008). Or, leur carence peut entraver la production en raison de leurs effets qui sont positifs sur les propriétés acido-basiques du sol et de leur interaction positive avec les minéraux majeurs, notamment le potassium (Fageria et al., 2004 ; Milkha et al., 2004). Des carences de ces éléments peuvent provoquer aussi une chlorose entre les nervures des feuilles plus âgées. Les cations Ca2+ et Mg2+ jouent également un rôle dans la floculation de l'argile colloïdale et influencent donc la structure du sol.

5.2.2. Soufre

Le soufre est un constituant de plusieurs acides aminés et vitamines. Certaines plantes notamment le chou, l'oignon, le maïs, le coton et le sorgho ont des besoins particulièrement élevés en soufre. Une carence en soufre, qui se produit le plus souvent dans les zones sableuses et dans les sols fortement altérés et lessivés, entraîne généralement une chlorose des jeunes feuilles et un retard de croissance des plantes (Hillel, 2008).

La présence de soufre dans les sols peut être due à des sulfures (pyrite, FeS2) et les minéraux sulfatés (par exemple le gypse, CaSO4), ce dernier étant particulièrement répandu dans les régions arides. Plus généralement, le soufre est un constituant de la matière organique, qui est libéré sous forme d'ion sulfate par action microbienne. Le soufre peut également être ajouté au sol sous forme de retombées de sources atmosphériques, notamment les éruptions volcaniques, les produits particulaires et gazeux de la combustion de la végétation, et les émissions gazeuses déposées sous le vent des régions industrielles. Certains dépôts de soufre atmosphérique peuvent être absorbés directement par les plantes via leurs feuilles, et parfois indirectement via leurs racines.

5.3. Micronutriments

Neuf éléments supplémentaires ont été jugés comme nutriments essentiels pour de nombreuses plantes, bien qu'en plus petite quantité, c'est pourquoi ils sont appelés des micronutriments, ou oligo-éléments. Il s'agit notamment du fer (Fe), manganèse (Mn), bore (B), zinc (Zn), cuivre (Cu), chlore (Cl), molybdène (Mo), cobalt (Co) et nickel (Ni). Ces éléments jouent un rôle dans diverses voies métaboliques, dont l'activation des enzymes. Les carences en micronutriments peuvent retarder le développement des jeunes tissus végétaux, en particulier des nouvelles feuilles et des organes de reproduction, par exemple les fleurs (Hillel, 2008).

Les micronutriments proviennent généralement de l'altération des minéraux du sol. Dans la solution du sol, ils peuvent se combiner avec des molécules humiques solubles pour former des

complexes minéraux-organiques connus sous le nom de chélates, qui empêchent les éléments nutritifs de la lixiviation. Ces complexes sont naturels, mais peuvent également être ajoutés au sol sous forme d'amendements synthétiques pour augmenter la disponibilité des micronutriments. La disponibilité des micronutriments dans la solution du sol est fortement influencée par les conditions d'acidité, ce qui augmente leur solubilité, sauf dans le cas du molybdène. Par conséquent, les carences de la plupart des micronutriments sont plus susceptibles de se produire dans des sols à pH élevé. En revanche, lorsque le pH est particulièrement bas, plusieurs de ces métaux peuvent en fait se trouver dans la solution du sol à des concentrations qui peuvent devenir toxiques pour certaines plantes.

5.4. Autres indicateurs de la qualité des sols

5.4.1. Matière organique

La matière organique (MO) du sol comprend tous les matériaux renfermant du carbone dans le sol. Elle regroupe une somme importante et hétérogène de substances et composés carbonés d'origine végétale (débris végétaux incorporés, racines, etc.), animale (déjections, cadavres, etc.) et microbienne (cadavres, exsudats). Elle est perçue comme un principal déterminant de la fertilité du sol. Ses rôles ont été abordés par des études aussi anciennes que récentes (Berzelius, 1839 ; Pichot, 1975 ; Cissé, 1986 ; Sedogo, 1993 ; Ouattara, 1994 ; Feller et al., 1995). La MO sèche augmente la capacité de rétention et d'infiltration d'eau dans le sol, assure la stabilité structurale et participe à l'économie des cations échangeables à travers la formation de la CEC. Elle rend le sol meuble et facilite la pénétration des racines et améliore les propriétés acido-basiques du sol à travers ses effets positifs sur le pH. La minéralisation de la MO sèche constitue une source potentielle d'azote et du phosphore aux plantes cultivées. La MO sèche contient des hormones naturelles (l'auxine et la gibbérelline) qui améliorent la germination des graines et initialisent le développement et la potentialité des racines à absorber de nutriments.

5.4.1. pH du sol

Parmi les indicateurs chimiques de la qualité du sol, le pH est évidemment important pour la caractérisation des sols. Le pH est une indication de la concentration en ions H+ présents dans le sol. Plus la concentration en ions H+ est élevée, plus le pH est faible ou « acide ». Au contraire, plus la concentration en ions H+ est faible, plus le pH est élevé ou « alcalin ». En théorie, les valeurs de pH peuvent aller de 0 à 14. Pour la plupart des sols, le pH mesuré varie de 4 à 9. Les sols peuvent être plus ou moins acides selon l'influence de la roche mère (c'est-à-dire de la couverture géologique sur laquelle ils se développent), la couverture végétale, les saisons, le

climat, les pratiques agricoles. Une végétation constituée de résineux aura par exemple tendance à acidifier les sols sur lesquels elle se développe, tout comme les roches mères siliceuses. Ce facteur de base est connu pour influencer la disponibilité des nutriments pour la plante, et donc son développement. Le pH idéal varie en fonction de la plante et de ses besoins. L'influence du pH est très importante pour l'activité microbiologique.

5.4.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique indique le niveau de salinité du sol. Cet indicateur joue un rôle important dans l'évaluation de la qualité du sol et le développement végétal. Dans les sols salins, la présence excessive de sels solubles neutres flocule la fraction argileuse, mais les maintient stable, alors que dans les sols alcalins, un excès en sodium échangeable favorise la dispersion de l'argile et rend la structure du sol instable. Ces sols sont ainsi sensibles aux encroûtements de surface qui favorisent le ruissellement de surface (Hassan, 2005). Une prise en masse du sol peut également réduire fortement l'infiltration de l'eau dans le sol et conduire à une hydromorphie plus ou moins importante du sol selon sa texture et sa position topographique dans le paysage (Douaoui et al, 2004). L'excès de sels présente un effet sur les propriétés chimiques, notamment sur le pH (Oustani, 2006). Le pH, qui est la réaction du sol, est influencé par la nature des sels. Alors que certains sels sont acidifiants (CaSO4, KCl, MgSO4), d'autres sont alcalinisant (NaHCO3, CaCO3, NaCO3).

L'excès de sels dans un sol modifie les propriétés physiques et chimiques. Cette altération des conditions édaphiques constitue un stress indirect pour la croissance des plantes (Gregory, 2005). Par ailleurs, la salinité constitue un facteur limitant non négligeable pour l'agriculture mondiale (Hillel, 2000). L'effet de la salinité se manifeste généralement chez la plupart des plantes cultivées par une réduction de la croissance et le développement (Munns et al., 1983). Cet effet néfaste se traduit par des changements morphologiques, physiologiques, biochimiques et moléculaires qui affectent négativement la croissance et la productivité végétale. Les sels constituent aussi un obstacle physique à l'enracinement à cause de la diminution de la disponibilité en eau et de l'instabilité structurale du sol. Ils sont aussi à l'origine des déséquilibres nutritionnels observés chez les plantes. Seules les plantes tolérantes aux sels peuvent se développer.

5.4.3. Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) fait référence à la capacité du sol de retenir et d'échanger des éléments nutritifs facilement disponibles pour les plantes. Les cations retenus sur les colloïdes du sol peuvent être remplacés par d'autres cations; cela veut dire qu'ils sont échangeables (Saidi et al., 2008). Ces cations peuvent servir à améliorer la structure du sol (Ca2+, par exemple) ou à alimenter les végétaux (NH4+, par exemple). En effet, les producteurs biologiques ont particulièrement intérêt à viser une CEC assez élevée afin d'avoir un sol pouvant emmagasiner de plus grandes réserves d'éléments nutritifs et d'eau. Connaître la valeur de la CEC est indispensable à une bonne interprétation des teneurs en éléments cationiques échangeables, et elle est aussi indispensable aux calculs des doses d'amendements basiques pour les chaulages de correction des sols acides. Le niveau de la CEC oriente également les choix stratégiques en termes de fertilisation potassique et magnésienne. La CEC dépend des quantités et sortes d'argiles et de la matière organique présente; plus il y en a, plus la CEC est grande.

5.4.4. Structure et texture du sol

Le mode d'assemblage des différents constituants du sol à un moment donné (structure) et leurs proportions (texture) déterminent aussi la fertilité du sol. En général, les sols argileux sont plus fertiles que ceux sableux. En effet, comme la MO, l'argile retient l'eau et améliore le niveau de drainage du sol, assure la stabilité structurale et contribue à la formation de la capacité d'échange cationique (Feller et al., 1996 ; 1997 ; Six et al., 2002). La part de l'argile dans la formation de la CEC et sa capacité à retenir l'eau dépendent de sa nature. Le compactage du sol en cas de motorisation excessive est, le plus souvent, la dégradation de la structure du sol imputable aux pratiques culturales (Richard et al., 2001).

5.5. Qualité du sol

L'évaluation de la qualité des sols nécessite un ensemble minimal de paramètres physiques, chimiques et biologiques (Gregorich et al., 1994 ; Doran et Safely, 1997) qui doivent être agrégés pour fournir un indice global de la qualité des sols (Burns et al., 2006). La comparaison d'indicateurs individuels avec des valeurs de référence est une façon d'évaluer la qualité des sols (Bucher, 2002 ; Carey et al., 2009 ; Nelson et al., 2009), mais les indicateurs individuels sont souvent interdépendants ou peuvent présenter une redondance fonctionnelle (Hunt et Wall, 2002), donc le fait de les combiner de manière significative en un seul indice peut améliorer l'évaluation (Andrews et al., 2002a). Les valeurs des indicateurs sélectionnés doivent être

converties en scores avant qu'ils ne soient intégrés dans un indice. Cela nécessite la mise en place d'une relation entre la fonction du sol en question et les indicateurs (Erkossa et al., 2007).

5.6. Facteurs agricoles influençant la qualité des sols

Le sol est sous pression et sa qualité est soupçonnée de diminuer. La Commission Européenne (2002) a reconnu que la dégradation des sols est un problème grave qui est dû aux activités humaines telles que les pratiques agricoles inappropriées et l'expansion urbaine et industrielle. L'altération des caractéristiques du sol par les activités anthropiques modifie les capacités fonctionnelles du sol. Les technologies agricoles et des pratiques comme la monoculture, la gestion des résidus, la fertilisation minérale, l'utilisation abusive des pesticides, les machines agricoles lourdes et l'irrigation inadéquate peuvent affecter de manière significative la qualité des sols en modifiant leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques (Fauci et Dick, 1994).

L'impact humain à long terme (par exemple, colmatage), ainsi que la gestion du sol à court terme (par exemple, l'irrigation) modifie les flux de matières et d'énergie. L'érosion, la diminution de la teneur en matière organique et de la biodiversité, la contamination, le compactage, la salinisation et les glissements de terrain ont été identifiés comme les principales menaces pour les sols (Andrews et Carroll, 2001). Les cultures horticoles conventionnelles, en raison de l'utilisation intensive de pesticides et d'engrais, sont la principale activité qui entraîne la détérioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (Albiach et al., 2000). Bien que l'agriculture irriguée présente certains avantages tels que l'augmentation du rendement (Cetin et al., 2004), elle entraîne certains problèmes tels que l'augmentation des taux de drainage, la salinisation-alcalinisation et la dégradation de la structure des sols (Çullu et al., 2002). L'irrigation est directement liée à l'état des eaux du sol, ce qui pourrait potentiellement affecter la structure du sol et donc le rapport eau-air, la nutrition des plantes, la biomasse microbienne du sol et son activité.

CHAPITRE II : METHODOLOGIE GENERALE

I. Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude est la province de Benslimane. Elle a été ciblée pour une caractérisation physico-chimique des ressources naturelles en eau et en sol et une évaluation de son état de pollution. Les raisons de ce choix sont : i) La situation géographique qui est proche de l'Océan Atlantique et son emplacement entre la capitale économique et la capitale administrative du Royaume, ii) Une activité agricole intense qui se caractérise par une utilisation abusive des engrais afin d'augmenter la production agricole, iii) La multitude des cultures (céréales, vigne, maraîchage, etc.) et différentes pratiques agricoles (irrigation, bour, utilisation ou non des engrais et pesticides, etc.) pour déduire l'impact de ces pratiques agricoles sur la dégradation des ressources naturelles et iv) Aucune étude antérieure détaillée n'a été entamée dans la région.

1.1. Situation générale

L'aire de l'étude est la Province de Benslimane qui fait partie de la Région de Casablanca-Settat. Elle s'étend sur une superficie d'environ 255.000 ha constituée de 55,8% de surface agricole utile, 23,7% de forêts et 20% de parcours et incultes (HCP, 2004). Elle est limitée par la Willaya de Rabat-Salé et l'Océan Atlantique au Nord, la Province de Berrechid au Sud, celle de Khemisset à l'Est et de la Wilaya de Casablanca à l'Ouest (Figure 6). Elle possède une ouverture sur l'Océan Atlantique avec une bande d'une longueur d'environ 35 Km sur la plaine du littoral. La province de Benslimane joue un rôle d'équilibre écologique très important, de par son emplacement entre la capitale économique et la capitale administrative du Royaume. Ses potentialités en termes de forêts lui confèrent un aspect particulier en matière d'environnement microclimatique et de spécificité du paysage qui lui permettent de jouer le rôle de poumon de la région.

Sur le plan de la population, elle a été estimée en 2004 à 199 612 habitants avec un taux de croissance de 1% (RGHP, 1982, 1994, 2004). Cette population a été estimée à 233.123 habitants en 2014 dont 114.192 se trouvent en milieu urbain et 118.931 en milieu rural, soit respectivement 49 et 51 % de l'effectif total, avec un taux de croissance de 1,62% et une densité de 84,5 habitants/km^2 (Annuaire statistique du Maroc, 2016).

Administrativement, la province de Benslimane est découpée en trois municipalités avec trois cercles urbains (Benslimane, Bouznika et Mansoria) et 12 cercles ruraux.

Par ailleurs, l'agriculture occupe une place importante dans l'économie de la province. Elle regroupe 14 033 exploitations agricoles. La céréaliculture, la viticulture et le maraichage dominent dans les exploitations agricoles de la zone d'étude.

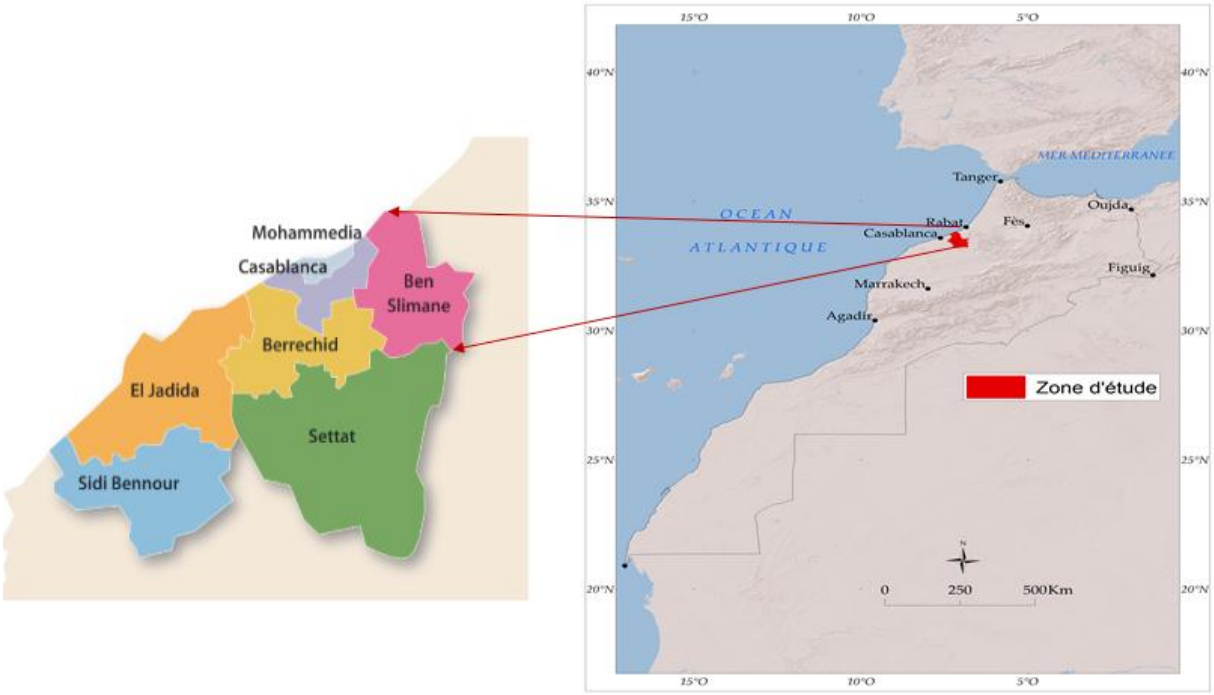

Figure 6 : Localisation géographique de la zone d'étude.

1.2.Climatologie

La région de Benslimane est caractérisée par un climat de type semi-aride. Au niveau de la bande littorale de la meseta, les variations climatiques sont influencées surtout par l'Océan Atlantique qui la fait bénéficier d'un adoucissement du climat et une humidité atmosphérique appréciable. L'influence de l'altitude, bien que non négligeable, est peu perceptible sur ces bas plateaux. L'existence de la forêt peut également influer localement sur le climat en créant des variations entre les zones dénudées de la rive gauche de l'Oued Nfifikh et les zones boisées autour de Benslimane et de Sidi Bettache.

Le régime pluviométrique est de type semi-aride caractérisé par un été sec et chaud et un hiver tempéré et humide. La moyenne des précipitations annuelles est de 488,5 mm (Figure 7). On note un gradient pluviométrique décroissant du nord au sud lié à l'influence océanique, au microclimat forestier et à la continentalité.

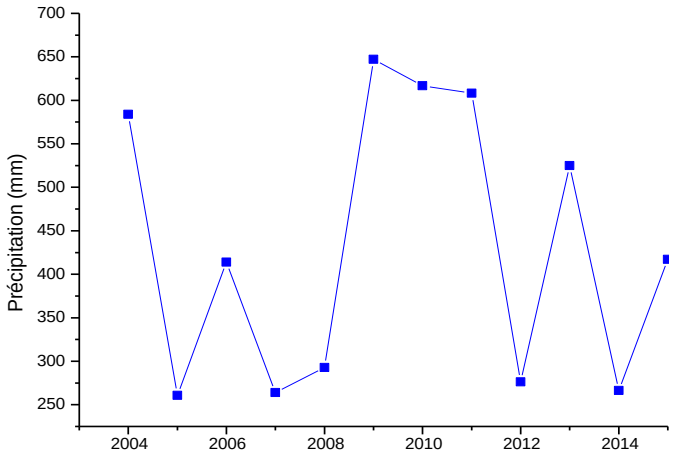

Figure 7 : Evolution de la pluviométrie annuelle dans la province de Benslimane.

Les températures moyennes annuelles dans la région sont de l'ordre de 23,7°C pour les maxima et 10,3°C pour les minima (Tableau 1). On note des variations sensibles quand on s'éloigne de la côte atlantique. La zone côtière à une température moyenne annuelle de 17,6°C avec des maxima ne dépassant pas 32°C. Les bas plateaux de l'intérieur montrent d'assez fortes amplitudes thermiques mais sans variations brutales. Sur ces plateaux, les températures moyennes annuelles sont de l'ordre de 18,5°C avec des maxima de 40°C (DNM, 1984-2009).

Tableau 1 : Température minimale, maximale et moyenne de l'année 2013-2014 de la province de Benslimane.

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.
T Max. (°C)	23	25,6	19,7	19,3	17,6	16,8	20,4	22,6	24	28	30
T Min. (°C)	17,6	15,2	11,8	8,5	9,2	6,2	9,6	12,4	12	14	18
T Moyennes (°C)	20,3	20,4	15,7	13,9	13,4	11,5	15	17,5	18	21	24

1.3. Géologie

La province de Benslimane se situe sur la Meseta Marocaine, vaste étendue plane et peu accidentée de la bordure occidentale du domaine Atlasique. Sur le plan géologique, la région de Benslimane est caractérisée par de vastes plateaux primaires constitués de schistes, de quartz et de calcaires d'âge Cambro-Ordovicien arasé dits plateaux des dayas, séparés les uns des autres par les profonds entaillés des oueds Korifla, Yekem, Cherrât et Neifikh, lesquels sont bordés par des systèmes de terrasses fluviales, généralement peu développées (Figure 8). Ils sont couverts par une mince pellicule du plio-quaternaire et découpés par un système de failles

hercyniennes. La totalité des couches sont d'âge paléozoïque et sont plissées et entaillées par des failles au cours de l'orogenèse hercynienne.

On distingue donc deux structures différentes dans la province : i) Le synclinorium de Rabat situé à l'Est et qui est essentiellement carbonifère, avec une dominance des roches résistantes telles que les quartzites, les grès et les schistes et ii) L'anticlinorium de Casablanca situé à l'Ouest de la province et qui présente des faciès diversifiés appartenant essentiellement au Cambrien et Ordovicien. Ce sont surtout des roches schisteuses telles que les schistes de Bouznika.

On note l'absence de toute formation d'âge Gédinnien, cela est dû probablement à l'influence de la phase tectonique Ardennaise. Le paléozoïque est représenté par des faciès terrigènes (Pelites, grès, etc.) et des facies carbonatés (Calcaire, etc.). Ainsi, l'étude lithostratigrafique et sédimentologique de la zone étudiée montre que le calcaire à graptolithes indique l'existence d'un milieu marin pélagique témoin d'une transgression suivie d'une régression, elle est aussi traduite par l'existence de dépôts continentaux (Conglomérat, grès). Ces formations sont compactes et à faibles aptitudes à l'emmagasinement des eaux de pluies. Ce contexte géologique favorise beaucoup plus l'écoulement de surface que l'infiltration souterraine. Le territoire, vu d'un point haut, apparaît comme un plateau de faible altitude, s'inclinant au Nord et à l'Ouest vers la côte atlantique et se relevant graduellement vers l'Est et le Sud jusqu'à atteindre une altitude de 500 m. Topographiquement, elle est à cheval sur deux grands ensembles: le plateau central et la Chaouia.

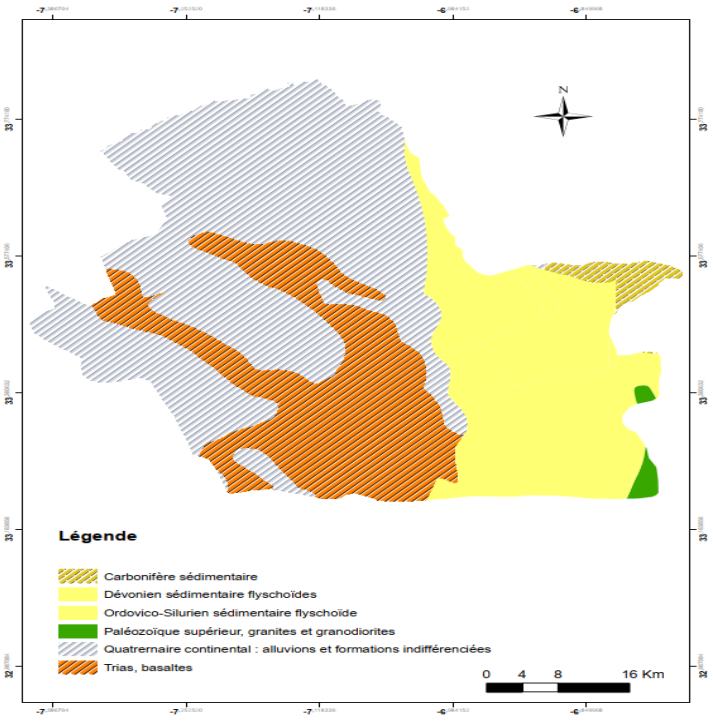

Figure 8 : Cadre géologique simplifié de la région de Benslimane.

1.4. Hydrogéologie et Hydrologie

a. Hydrogéologie

Les bassins côtiers atlantiques, sur une grande partie de leur étendue, s'étalent sur des terrains de l'ère primaire (Paléozoïque) qui permet l'existence de nappes peu profondes. Ces nappes sont pauvres en général, et s'écoulent suivant l'inclinaison du plateau du Sud-Est vers le Nord-Ouest.

En raison de la topographie presque plate de la région de Benslimane, son réseau hydrographique est très peu développé. Les seuls endroits pouvant emmagasinés de faibles débits sont les zones d'altération (frange d'altération des schistes et calcaire), les fractures et failles majeures, au niveau desquelles s'accumulent les quantités de pluies hivernales.

Malgré ces caractéristiques du réseau hydrographique de la région, il est surexploité par des puits utilisés pour la consommation de la population locale ainsi que pour l'irrigation des terres agricoles. La profondeur des puits varie entre 20 et 50 m dans les thalwegs par contre elle devient considérablement supérieure à ce niveau dans les collines, et elle peut atteindre parfois les 200 m.

b. Hydrologie

La Province de Benslimane renferme un nombre important de points d'eau superficiels, de sources et rivières (Figure 5). Elle est parcourue par des Oueds côtiers qui prennent tous naissance dans la meseta centrale. Leurs bassins versants sont constitués de terrains essentiellement imperméables et aucun aquifère important n'influe sur leurs écoulements qui sont exclusivement liés aux précipitations. Ces ressources hydriques servent à l'irrigation et à l'alimentation en eau potable des centres urbains et douars. Les trois principaux oueds traversant le périmètre étudié se caractérisent par :

- **Oued Cherrât**

Il s'étale sur une longueur de 63 Km, ses étiages sont sévères et les écoulements qui diminuent à partir de Mai vont jusqu'a disparaitre vers Aout à Octobre, le débit de crue maximum observé est de 86,5 m3/s. Les apports moyens interannuels calculés sont estimés à 50 Mm3/an. Orienté NO-SE, le bassin de "Cherrat" s'étend sur une superficie de 510 Km2, avec un périmètre stylisé de 103 Km. Il est contrôlé par la station dite "Skhirat, Oued Cherrat". Il est intercalé entre les bassins de "Ykem" et de "Nfifikh", adjacent et parallèle à eux, le bassin "Cherrat" a un coefficient de compacité élevé (1,29) et conforme à son aspect morphologique global. La longueur de son rectangle équivalent (74 Km) est six fois plus importante que sa largeur, ce qui indique la forme générale très allongée de ce bassin (Zerhouni, 1982).

- **Oued Nfifikh**

Sa longueur est de l'ordre de 64 Km, et ses écoulements sont essentiellement liés aux pluies d'hiver et de printemps et s'annulent de Juillet à Octobre, les apports moyens interannuels sont estimés à 60 Mm3/an. Orienté NO-SE, le bassin de "Nfifikh" s'étend sur 672 Km2; adjacent et parallèle au bassin de "Cherrat", le Nfifikh a un indice de compacité très proche de celui-ci (1,28). Sa forme générale est également allongée.

- **Oued Mellah**

C'est le plus important de ces Oueds de la bordure occidentale de la Mesta côtière entre Témara et Mohamadia. Il s'étale sur une longueur d'ordre de 160 Km. Ses apports interannuels calculés sont estimés à 120 Mm3/an, il est équipé d'ouvrages hydrauliques destinés pour des besoins de consommation urbaine et industrielle (ABHBC, 2013).

Toutefois, toutes les surfaces Villafranchiennes conservées sont parsemées de dayas qui constituent des cuvettes de stagnation d'eau pendant les saisons pluvieuses. Ces dayas seraient de plusieurs types : Les unes seraient liées à d'anciennes ébauches de vallées. Ces types de daya

sont alignés et de formes elliptiques, les autres seraient d'origine karstique avec des formes subcirculaires ou elliptiques. Enfin, on distingue des dayas à Bouznika, souvent sableuses.

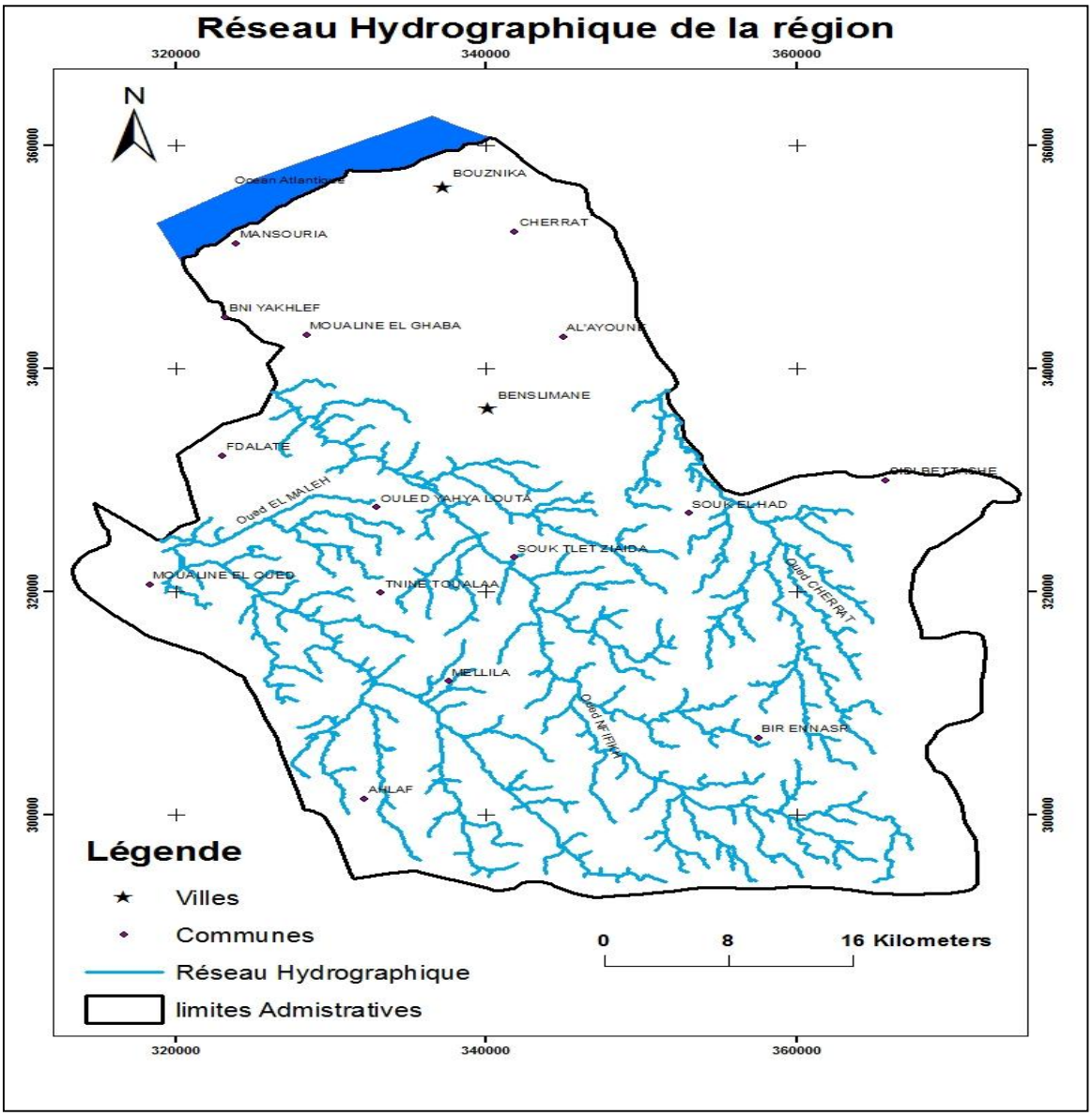

Figure 9 : Réseau hydrographiques de la région.

1.5. Pédologie

De point de vue pédologie, la particularité des sols de la région tient à la prédominance des roches non calcaires neutres (schistes) alors que partout au Maroc les sols dérivent principalement des roches calcaires ou carbonatées (Ghanem, 1978). La diction montre l'existence d'une multitude de faciès et d'affleurements dont la nature lithologique varie selon la roche mère (Tableau 2) :

- Sols peu évolués : Ce sont des sols de texture très grossière équilibrée, représentant 26% de la superficie de la province. La présence de fortes pentes et l'absence du couvert végétal favorisent l'érosion hydrique induit par la suite la formation de ce genre de sol.

- Sols hydromorphes : Ces sols se caractérisent par une individualisation importante de fer dans le profil. Ils sont développés sur un matériau argilo-sableux et représentent 25,2% de la superficie totale de la province. Ils sont localisés sur toute la plateforme du bas plateau parsemée de dayas comprise entre les Oueds Nefifikh et Korifla.

- Vertisols : Ils constituent 17,3% de la superficie de la province et sont caractérisés par un profil homogène suite au brassage des horizons par les contrastes saisonniers, ces sols sont essentiellement connus par la présence d'argile.

- Sols à sesquioxydes de fer : Ces sols se développent sur les matériaux siliceux de schistes, de quartzites ou de grès dunaires. Ces sols localisés sur des niveaux différents se caractérisent par une individualisation importante d'oxydes de fer dans le profil qui donne une couleur rouge au sol. Ils constituent 13,7 % de la superficie totale de la province.

Les sols faiblement représentés dans la zone sont les sols isohumiques (5,3%), les sols calcimagnésiques (3,9%), les sols minéraux bruts (3,5%) et les sols brunifiés (0,02%).

Tableau 2 : Superficie occupée par les différentes classes du sol.

Classe de sol	Superficie (Ha)
Sols minéraux bruts	8.906
Sols peu évolués	67. 616
Vertisols	45. 070
Sols calcimagnésiques	10. 110
Sols isohumiques	13. 924
sols brunifiés	60
Sols à sesquioxydes de fer	35. 480
Sols hydromorphes	65. 568
Unités complexes	13. 266

Les risques d'érosion hydrique sont faibles en raison de la nature relativement plate de la zone d'étude. Dans les collines, les pentes sont fortes et l'érosion hydrique a creusé des ravins profonds. La perte de productivité agricole enregistrée dans la province de Benslimane, à cause

de l'érosion du sol, est de l'ordre de 8.830 Ha. Cette perte représente 5% de la superficie agricole utile. Cette érosion est due à l'absence du couvert végétal durant les saisons d'été et d'automne (Balaghi et al, 2012).

1.6. Situation agricole dans la province de Benslimane

Dans la province de Benslimane constituée de plaines de vallées et de plateaux, la situation actuelle montre une dominance des activités agricoles dans l'économie de la région. La Surface Agricole Utile (SAU) représente 55,8% de la superficie de la province soit environ 133.920 ha qui renferment 14.033 exploitations agricoles (Annuaire Statistique du Maroc, 2006).

Les cultures annuelles de céréales et de légumineuses dominent au niveau des terres de la province à cause des exploitations en cultures sèches, en raison des précipitations annuelles faibles dans cette zone semi-aride. Elles sont concentrées à la partie Sud de la zone. Dans le Nord de la province, une grande partie est occupée par la culture irriguée maraichère et la viticulture.

En prenant comme référence, la moyenne de cinq campagnes agricoles (2004/2005 – 2008/2009), la part des principales cultures annuelles et pluriannuelles dans l'occupation du sol est la suivante :

- Céréales : 81.850 ha
- Fourrages : 8.605 ha
- Légumineuses : 10.500 ha
- Maraîchage : 3.639 ha
- Arboriculture : 5.125 ha
- Cultures industrielles : 700 ha

La céréaliculture représente la principale activité de l'agriculture pluviale dans la province occupant ainsi 61% de la SAU. Les légumineuses, les fourrages et les cultures industrielles représentent respectivement 7,8, 6,4 et 0,5%. La répartition de ces cultures ainsi que les rendements moyens des cinq compagnes sont rapportés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Les différentes cultures dans la région de Benslimane.

Espèce	Superficie (ha)		Rendement (Qx/ha)		Production (Qx)	
	Bour	Irrigué	Bour	Irrigué	Bour	Irrigué
CEREALES	81.85021.500	-	14,6	-	1.197.800	-
Blé dur	45.100	-	14,3	-	309.100	-
Blé tendre	9.400	-	15.6	-	707.300	-
Orge	650	-	13	-	122.600	-
Maïs	5.200	-	16	-	10.400	-
Avoine grain		-	9,3	-	48.400	-
FOURRAGES	8.350	445	22,1	440	184.800	112.200
Avoine	3.750	-	31,4	-	117.800	-
Orge four.	4.600	-	14,5-	-	67.000	-
Luzerne	-	20	-	250	-	500
Maïs fourragère	-	200	-	533	-	106.700
Ray-grass	-	10	-	200	-	2.000
Autres	-	15		200	-	3.000
LEGUMINEUSES	10.500	-	8,9	-	93.900	-
Fève	1.950	-	11	-	21.450	-
Petit pois	2.750	-	12,7	-	35.050	-
Lentille	2.350	-	6,8	-	16.200	-
Pois chiche	3.250	-	6	-	19.800	-
Haricot sec	200	-	7	-	1.400	-
CULTURES INDUSTRIELLES	700	-	7,8	-	5.500	-
Tournesol	200	-	3,5	-	700	-
Sorgho	250	-	10,8	-	2.700	-
Lupin	250	-	8,4	-	2.100	-

Par ailleurs, la viticulture et le maraîchage occupent une place importante dans l'économie agricole de la province. La superficie de la vigne de la province est de l'ordre de 3.720 ha soit 73% de la superficie des plantations fruitières. Les superficies, les rendements et les productions

des différentes espèces arboricoles et maraîchères dans la province sont rapportés dans les tableaux 4 et 5.

Tableau 4 : Superficie, rendement et production des cultures maraîchères.

Espèce	Superficie (ha)	Rendement (qx/ha)	Production (qx)
Tomate	270	470	126.600
Pomme de terre	1.270	170	154.640
Autres	2.099	-	137.980

Tableau 5 : Superficie, rendement et production des plantations fruitières.

Espèces	Superficie (ha)			Densité (Pieds/ha)	Rdt (qx/ha)	Production (qx)
	Bour	Irrigué	Total			
Vigne	2.628	882	3.510	2222 à 3.333	67,5 à 350	333.560
Olivier	878	89	967	200	10	9.600
Amandier	185	30	215	250	2,8	602
Autres	240	-	240	400	-	22.790

Pour la production animale, l'élevage occupe une place importante dans le système de production agricole des exploitations. Il est constitué principalement de l'élevage bovin intensif et semi intensif et l'élevage ovin. Les effectifs varient d'une année à l'autre et dépendent étroitement des conditions climatiques. L'élevage bovin intensif et semi intensif est concentré dans les zones littorale et centrale, alors que les élevages bovin et ovin extensif sont concentrés dans les zones centre Sud-Ouest et Est de la province.

L'aviculture constitue une activité importante vue le nombre d'unités d'élevage existant et la proximité de la province des grands centres urbains pour le développement et la commercialisation des productions. En effet, le nombre d'unités d'élevage de poulet de chair, de poules pondeuses et de la dinde identifiées s'élève à 110 unités qui ont une capacité

d'élevage respective de 1.256.500 poussins, 527.880 pondeuses et 40.000 dindonneaux. Cependant le taux de remplissage de ces unités reste étroitement lié à la conjoncture (La demande, le climat, le prix, la situation sanitaire, etc.).

Concernant l'apiculture, les données naturelles de la province, telles que l'importance de la superficie de la forêt et des plantes pollinifères, offrent de grandes potentialités à l'élevage apicole. Cependant, ce secteur reste dominé par l'élevage traditionnel connu par sa faible productivité.

1.7. Patrimoine forestier

Parmi les ressources naturelles de la région, nous trouvons la subéraie de Benslimane. Elle occupe une place importante avec une superficie totale de 56.988 ha (23,7%). Ce paysage forestier présente un intérêt considérable aussi bien écologique (qualité de l'air, maintien de la biodiversité, protection des sols contre l'érosion hydrique et éolienne), qu'économique (extraction de liège, récolte de bois, pâturage, glands, champignons) et social (lieu de loisir et de détente pour les citadins). Malheureusement, ce patrimoine naturel a connu, au cours des dernières décennies, de grandes pressions aussi bien naturelles qu'anthropiques conduisant à des changements observables dans le paysage, ce qui nécessite une perspective de gestion durable du paysage forestier de la province (Er-Riyahi et al, 2008).

II. Materiel et méthodes

2.1. Échantillonnage et analyses de l'eau

Pour un échantillon par site, un total de 120 échantillons d'eau souterraine, provenant principalement de puits privés, ont été prélevés au printemps 2015 entre mai et début juin (Figure 10). Pour une identification globale du point de prélèvement, les bouteilles ont été étiquetées en mentionnant l'emplacement du puits, la date, les coordonnées GPS, et le type de culture et des pratiques agricoles des terres autour des puits échantillonnés. Après la collecte et l'étiquetage, les échantillons sont conditionnés et transportés dans une glacière à 4 °C pour l'analyse physico-chimique finale au laboratoire de l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles de l'Institut National de la Recherche Agronomique de Rabat.

In situ, le niveau piézométrique a été mesuré à l'aide de la sonde piézométrique. Au laboratoire, les échantillons d'eau souterraine on fait l'objectif de mesure du pH, de la conductivité électrique (CE), du calcium (Ca^{2+}), du magnésium (Mg^{2+}), du sodium (Na^{+}), du potassium

(K+), du bicarbonate (HCO3-), des chlorures (Cl^-), du sulfate ($SO4^{2-}$), des nitrates (NO_3-) et de l'ammonium ($NH4^+$), suivant les méthodes standard internationales de qualité de l'eau proposé par l'American Public Health Association (APHA, 2012). Le pH et la CE sont déterminés par la méthode éléctrométrique à l'aide d'un pH-mètre et d'un conductimètre à lecture directe, respectivement. Les éléments majeurs sont déterminés par la méthode de Mohr pour Cl-, par colorimétrie pour SO42-, par photométrie à flamme pour K+ et Na+, par titrimétrie à l'EDTA pour Ca2+ et le Mg2+ (Rodier et al., 1996) et à l'HCl pour HCO3- (Rodier 1984). Les concentrations de NO3- et NH4+ ont été déterminées par distillation à la vapeur. Tous les résultats sont exprimés en milligrammes par litre (mg/L), à l'exception du pH (pas d'unité) et de la CE (dS/m à 25 °C). La précision analytique a été vérifiée en utilisant le pourcentage d'erreur du bilan ionique pour chaque point échantillonné (Domenico and Schwartz, 1990).

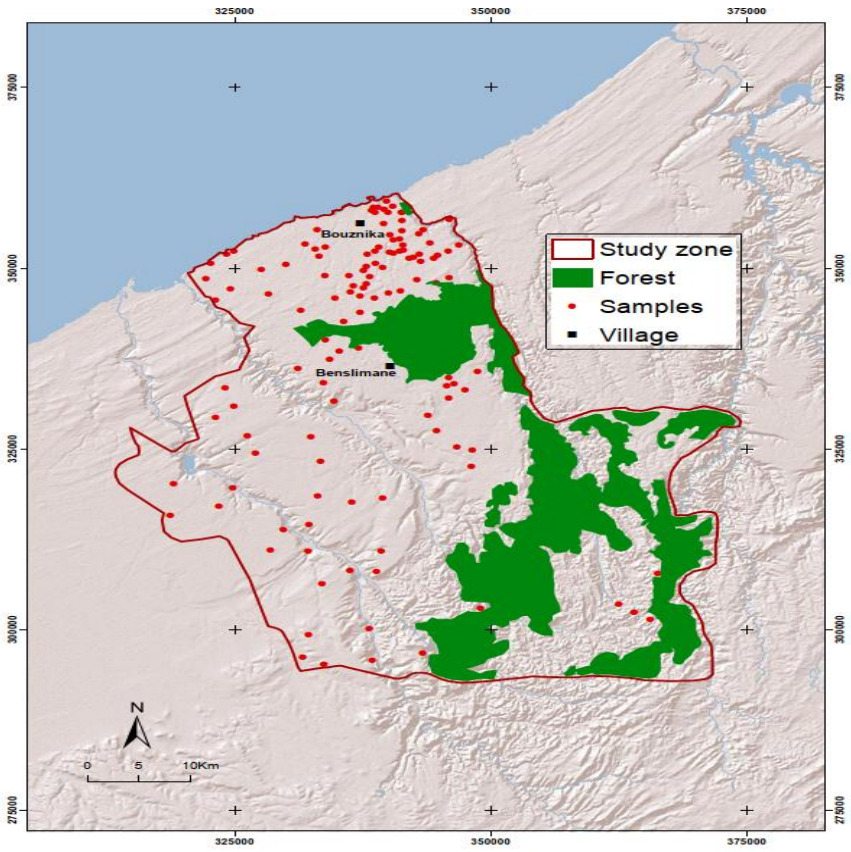

Figure 10 : Localisation des points d'échantillonnage.

2.2. Échantillonnage et analyses du sol

L'étude a été précédée par la mise en place d'un réseau d'échantillonnage de 120 points bien répartis sur l'ensemble de la zone (Figure 10). Les échantillons ont été prélevés à partir des parcelles agricoles dans l'horizon 0-20. Ils ont été apportés au laboratoire dans des sachets en plastique, où ils ont été séchés à l'air libre, broyés et puis tamisés à travers un tamis à mailles

de 2 mm. Les indicateurs déterminés sont : pH, conductivité électrique (CE), capacité d'échange cationique (CEC), matière organique (MO), l'azote total (N), phosphore assimilable (P), potassium échangeable (K), teneurs en sodium (Na), calcium et magnésium échangeables, texture du sol, et le rapport Na/CEC (ESP). Le tableau 6 présente les propriétés physiques et chimiques ainsi que les protocoles d'analyse correspondants.

Tableau 6 : Propriétés physico-chimiques et leurs protocoles d'analyses.

Indicateurs	**Protocoles**	**Référence**
pH	Extrait de la pâte saturée	Peech (1965)
CE, dS/m	Extrait de la pâte saturée	Rhoades et al. (1989)
Azote (N), %	Kjeldahl	Bremner and Mulvaney (1982)
P2O5, mg/kg	Digestion, détection par spectrophotomètre	Olsen and Sommers (1982)
K2O, mg/kg	Photométrie à la flamme	Knudsen et al. (1982)
MO, %	Combustion humide au bichromate	Walkley and Black (1934)
CEC, meq/100 g	Saturation en sodium	Bower et al. (1952)
Argile, %	Méthode de pipette	Kilmer et Alexander (1949)
Na, meq/100g	Méthode de photométrie à la flamme	Knudsen et al. (1982)
Exch.Ca, meq/100g	Titration par EDTA	Jayachandran et al., (2012)
Exch.Mg, meq/100g	Titration par EDTA	Jayachandran et al., (2012)
ESP	Rapport du sodium et la CEC	Sumner (1993)

CHAPITRE III : CONTROLE ET ANALYSE DE LA QUALITE DES EAUX ET DES SOLS DE LA REGION DE CHERRAT, MAROC.

I. Introduction

Partout dans le monde, les ressources naturelles en eau et en sol constituent une préoccupation majeure et un sujet stratégique, notamment en raison de la demande croissante, et de la dégradation alarmante de leurs qualités. L'accroissement démographique, l'accès généralisé à l'eau potable et le développement agricole et industriel sont autant de facteurs qui font amplifier la gravité de cette situation (Tao et al. , 2013 ; AIH, 2014).

Au Maroc, La connaissance de ces ressources constitue une thématique d'actualité et s'intègre dans les préoccupations environnementales envisagées par les autorités nationales (Edahbi et al., 2014). En effet, Le Maroc, pays essentiellement aride dans la majeure partie de son territoire, connaît actuellement une situation de stress hydrique (moins de 1000 m^3/habitant/an) et devrait connaître une pénurie d'eau (moins de 500 m^3/habitant/an) après 2025 (Agoumi et Naji, 1998) en raison des périodes de sécheresse prolongées. A côté de ce déficit hydrique, on assiste à un processus croissant de détérioration de la qualité des ressources en eau et en sol, synonyme d'une diminution de la productivité agricole pour une population en voie de croissance. L'agriculture intensive pour maximiser la production, accompagnée par le non maîtrise de l'irrigation et l'emploi abusif des engrais azotés et des produits phytosanitaires sont en grande partie responsables de divers processus de dégradation de la qualité de ces ressources naturelles, notamment le problème de la salinisation et la sodification des sols, la salinisation et la pollution nitrique des eaux (Soudi 1999, Badraoui 2002 ;Dakak 2014, Dakak 2017). Ce qui constitue, un danger sérieux pour la durabilité du système d'exploitation des terres.

Face à cette situation, et afin d'assurer une préservation durable de ces ressources naturelles en eau et en sol; composantes clés de l'environnement, et aussi afin d''aboutir à des stratégies de leur utilisation pour un développement agricole durable ; L'obligation d'analyse et de contrôle de leur qualité devient nécessaire.

De ce fait, des études antérieures ont ciblé l'évaluation de la qualité des eaux et des sols dans plusieurs zones agricoles marocaines (Aghzar et al, 2002 ; Dakak et al. 2011 ; Zouahri et al, 2015 ; El Khodrani et al, 2017). Dans ce contexte, cette étude s'intéresse à la zone côtière de Cherrat-Maroc. Le choix de cette région a répondu à un double souci : i) Aucune étude détaillée de la qualité des eaux souterraines et des sols, n'a été menée dans cette zone. ii) La région a connu dernièrement une expansion agricole importante due aux investissements considérables consentis par l'état en matière de mise en valeur agricole. Ceci présente un cas idéal pour dévoiler les incidences négatives de l'intensification et des pratiques agricoles sur la

dégradation qualitative aussi bien des sols que des eaux souterraines. Et ce à travers l'évaluation et l'énumération des différents paramètres de qualité physico-chimiques de ces ressources naturelles en eau et en sol.

II. Matériels et méthodes

2.1. Présentation de la zone d'étude

Le périmètre irrigué de Cherrat appartient à la Province de Benslimane- Maroc. Il se situe sur le littoral, à 45 km au Sud de Rabat et couvrant une superficie de 7619 ha. La commune de Cherrat constitue une grande zone agricole dynamique, où la surface agricole utile (S.A.U) représente 67% de la superficie totale. L'agriculture pratiquée demeure largement dominée par la viticulture qui occupe une superficie de 2147 ha avec une production annuelle de 7900 tonnes, Les cultures maraîchères et la céréaliculture. Le régime climatique de la zone d'étude est de type semi-aride. Sa pluviométrie annuelle est de l'ordre de 440 mm. La température moyenne minimale est de 12,9°C, alors que la moyenne des températures maximales est de 23,7°C. Sur le plan géologique, la zone se caractérise par l'existence d'une assise primaire, couverte par une mince pellicule du plio-quaternaire. Ces formations constituées de terrains schisteux, quartzitiques et calcaires du dévonien, sont compactes et de faibles aptitudes à l'emmagasinement des eaux de pluies.

2.2.Methodologie

Afin de caractériser la situation qualitatif des sols et des eaux souterraines de la zone d'étude, nous avons procédé par la mise en place d'un réseau d'échantillonnage, de 29 points d'eau et 29 sites du sol géo-référencé, et qui sont bien répartis sur l'ensemble de la zone (figure 11). Le choix des points de suivi a été essentiellement basé sur la prospection de toute la zone d'étude en se basant sur la carte topographique. Les différents paramètres physico-chimiques de l'eau et du sol ont été analysés.

Par des outils de système d'information géographique (Arcgis 10), des cartes thématiques des différents paramètres d'eau et du sol, ont été élaborées afin de déterminer leurs distributions spatiales.

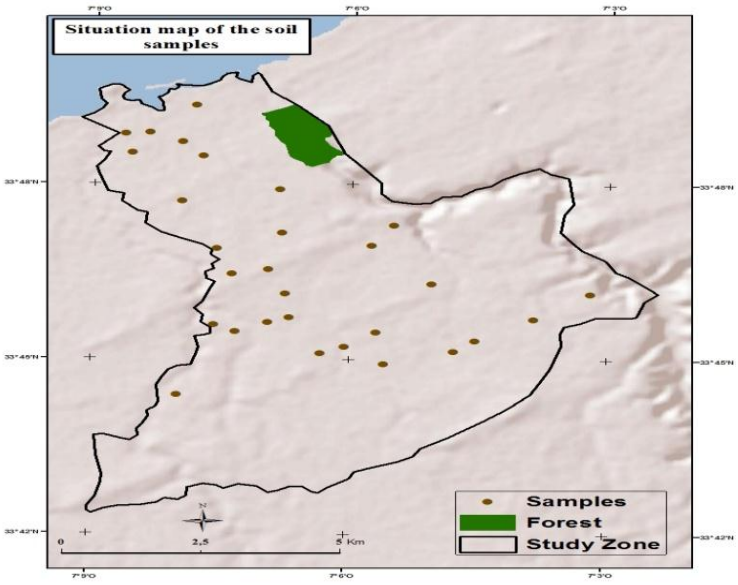

Figure 11: Localisation des points d'échantillonnage.

III. Résultats et discussions

3.1. Paramètres physicochimiques de la qualité des sols

3.1.1. Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH est l'un des paramètres majeur qui a une influence sur la biodisponibilité des éléments nutritifs. Son degré d'acidité ou de basicité joue un rôle très important sur l'assimilation des éléments nutritifs par la plante. Ainsi, Tous les éléments du sol sont plus assimilables dans des pH qui s'approchent de la neutralité. Le pH permet aussi d'évaluer les risques de toxicité. Or, les métaux sont plus solubles et donc assimilables à des pH acides, alors qu'un pH alcalin peut affecter les microorganismes du sol. La variation du pH dépend des variations saisonniers et du pouvoir tampon de sol (le nombre d'ions en réserve sur le complexe argilo-humique), l'état hydrique du sol et sa température. Les résultats d'analyse des sols étudiés montrent que les valeurs du pH varient entre 5,63 et 8,33 avec une moyenne de 7,27 et un coefficient de variation de 9,11% (Tableau 7). Donc les sols de la région sont neutre à alcalin avec des pourcentages de 38% et 48% respectivement (Figure 12 ; Tableau 8). L'extension des sols alcalins dans la commune Cherrat nécessite donc une adaptation des pratiques agricoles pour une conservation durable des sols et de la production agricole.

La carte de distribution spatiale du pH montre que les sols à pH neutre occupent une superficie importante au sud de la région. Les sols alcalins apparaissent d'une façon remarquable dans la zone côtière de la région de Cherrat (Figure 13; a).

Tableau 7 : Statistiques descriptifs des paramètres physico-chimiques du sol

Paramètre	Minimum	Maximum	Moyenne	CV (%)
pH	5,63	8,33	7,27	9,11
CE, dS/m	0,35	7,51	2,35	82,78
ESP	0,56	4,39	1,73	56,98
MO, %	1,04	8,38	3,11	63,01
P2O5, ppm	6,93	268,95	73	87,65
K2O, ppm	42,17	542,30	240,19	51,13

Avec CV est le coefficient de variation

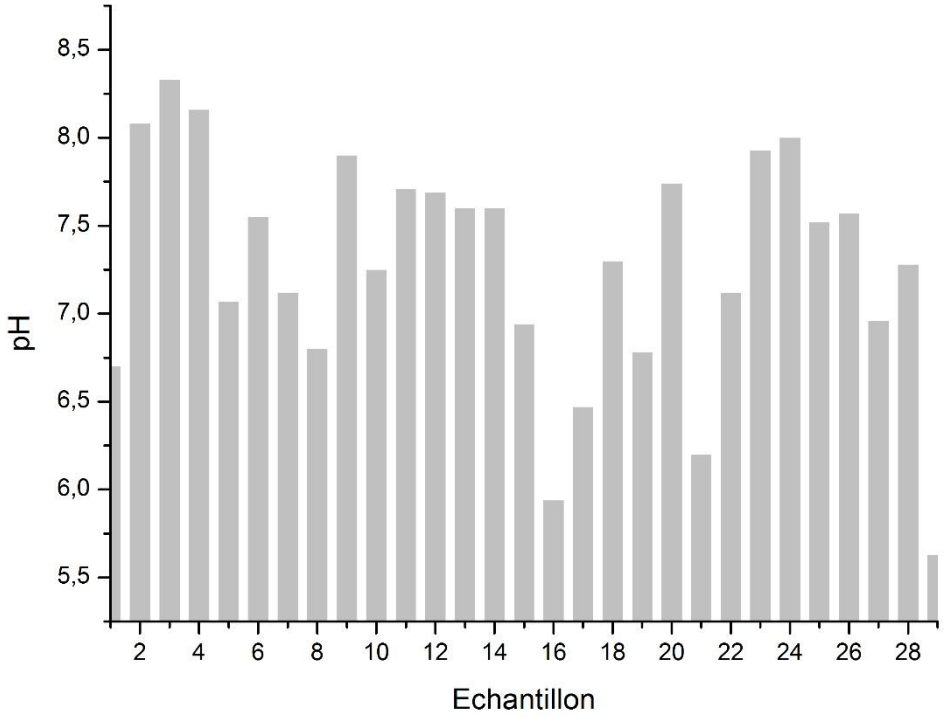

Figure 12 : Variation des valeurs du pH du sol de la région de Cherrat.

Tableau 8 : Répartition des classes des pH des sols étudiés de la zone d'étude selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).

classe du sol	pH	% des sites
Acide	pH<6	7
Faiblement acide	6<pH<6,5	7
Neutre	6,5<pH<7,3	38
Faiblement basique	7,3<pH<7,8	27
Moyennement basique	7,8<pH<8,5	21
Tendance alcaline	8,5<pH<9	0
Très alcaline	pH>9	0

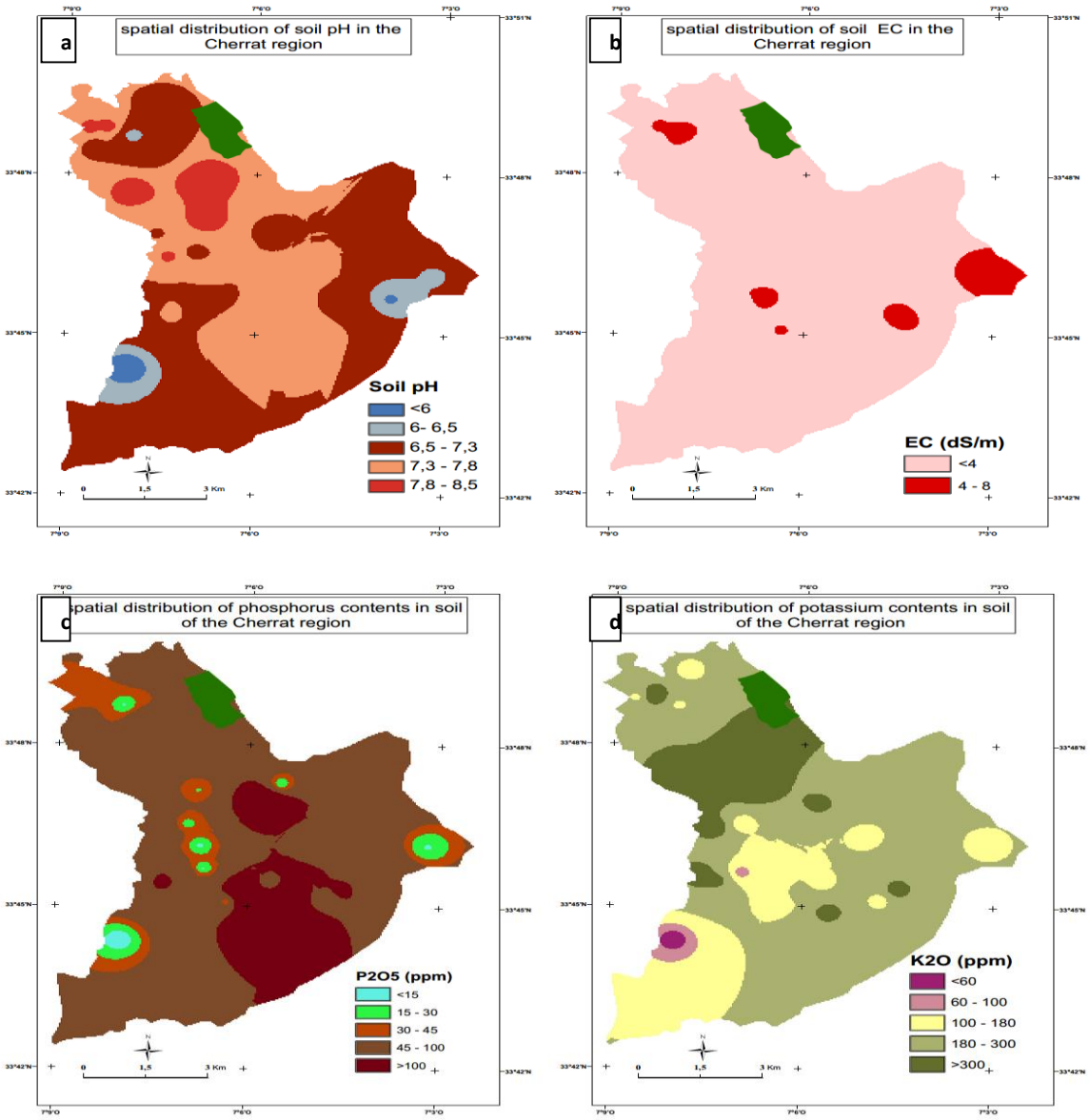

Figure 13 : Distribution spatiale des différents paramètres du sol: a) pH b)CE c)phosphore assimilable d) potassium échangeable.

3.1.2. Salinité et alcalinité

Les résultats des analyses de la pâte saturée ont montré que la majorité du sol ne présente pas un risque de salinité.les valeurs de la conductivité électrique varie entre 0.35 et 7.51 dS/m avec une moyenne de 2,35dS/m (Tableau 7). Les sols non et peu salins présentent un pourcentage de 79 % et 21 % (Tableu 9). L'alcalinité des sols est mesurée à partir de l'ESP qui correspond au taux de sodium échangeable. D'après Badraoui et al (1998), quand l'ESP dépasse 10%, le sol devient sodique. L'excès de sodium échangeable conduit à la détérioration de la structure du sol par un effet dispersant sur les colloïdes du sol, il en résulte une diminution de l'aération et du taux d'infiltration. D'après le tableau 11 représentant la distribution de fréquence de l'ESP des différents échantillons de sol analysées, nous constatons que 100% des prélèvements ont une valeur de l'ESP très faible. En termes de salinité et d'alcalinité, on peut conclure que ces sols ne représentent aucun effet négatif sur l'agriculture dans le périmètre étudié.

L'interprétation de la carte de salinité des sols dans cette région, dévoile donc une dominance des sols non salins au niveau des toute la zone, alors que la classe « peu salin » occupe des superficies bien limitées qui se trouvent dispersées sur le site étudié (Figure 13 ; b).

Tableau 9 : Classement de la salinité des sols de la commune Cherrat selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).

Classe du sol	CE (mS/cm)	% des sites
Non salin	< 4	79
Peu salin	4 - 8	21
Salin	8 - 16	0
Fortement salin	16 - 32	0
Très fortement salin	> 32	0

Tableau 10 : Classement de l'alcalinité des sols analysés (DIAEA /DRHA /SEEN (2008)).

Classe des sols	ESP (%)	% de site
Non alcalin	ESP< 10	100
Alcalin	10 <ESP <15	0
Fortement alcalin	15 <ESP<20	0
Très fortement alcalin	20 < ESP< 30	0
Extrêmement alcalin	ESP > 30	0

3.1.3. Matière organique

Plusieurs chercheurs ont montré que la teneur en matière organique du sol reste un facteur majeur à la production végétale. Elle résulte de l'équilibre entre l'accumulation et la décomposition des débris végétaux. Elle est affectée par plusieurs facteurs dont le climat, la texture, le type pédologique et le pH des sols (Kononova 1966).

L'examen des résultats des analyses effectués dans la zone a montré que la teneur en matière organique du sol varie entre 1,04 à 8,38 avec une moyenne de 3,11 et un coefficient de variation de 63,01 (Tableau 7). La distribution des classes selon cet indicateur montre que 27,6% à 41,4 % des sols sont pauvre à très pauvre, et 31% sont moyennement riche en matière organique (Tableau 11).

Sachant que la matière organique évolue sous l'incidence de divers processus physiques, chimiques et biologiques. Cette diminution de ces teneurs dans la région, peut être expliquée par l'alcalinité des sols de la région qui affecte l'activité des microorganismes. De ce fait, la restauration de ces sols peut être tenue par l'utilisation des apports organiques comme amendement.

Tableau 11 : Pourcentage de répartition des classes de matière organique du sol de la commune Cherrat selon les normes de l'A.G.R.

% MO	Classe du sol	% des sites
0 à 2	Très pauvre	41,4
2,1 à 4,5	Pauvre	27,6
4,6 à 10	moyen	31,0
10 à 13	riche	0,0
> 13	Très riche	0,0

3.1.4. Phosphore assimilable

Le phosphore peut s'avérer un facteur limitant du développement des végétaux. Il stimule la croissance du système racinaire, favorise la reproduction et augmente le taux photosynthétique de la plante (Elalaoui, 2007).

Les résultats des analyses ont montré que 28% des sols ont des teneurs faibles à très faible en P2O5, 10 % des sols sont bien pourvus en phosphore et 62 % du sol ont des teneurs élevés à très élevé en cet élément (Tableau 12). La teneur moyenne en phosphore assimilable des points échantillonnés est de 73 ppm (Tableau 7 ; Figure 14). Donc, une fertilisation phosphatée

adéquate et raisonnable s'avère nécessaire afin d'améliorer la production agricole sans nuire à l'environnement.

Sur la carte thématique de répartition du phosphore (Figure 13; c), on observe que les sols avec des teneurs élevées en cet élément, sont représentés sur toute l'étendue de la zone. Les sols avec des concentrations en phosphore qui dépassent 100ppm occupe la zone centrale- sud. Les sols à faible concentration se trouve border par les sols bien pourvu. Ils forment des petites sphères dispersées dans la zone d'étude.

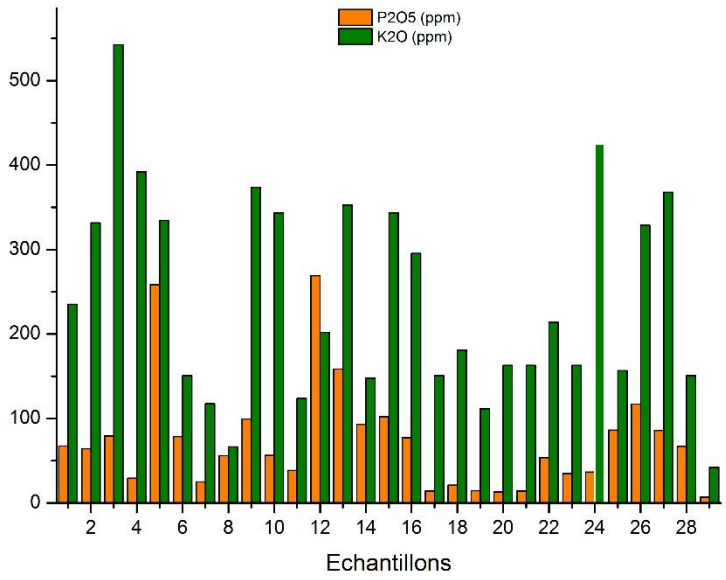

Figure 14 : Variation des teneurs du phosphore assimilable et du potassium échangeable dans la région de Cherrat.

Tableau 12 : Normes d'interprétation de phosphore assimilable (Denaunois et al, 2008).

Classe du sol	P2O5	Nombre de site	% de site
Très faible	<15	5	17,24
faible	15 - 30	3	10,34
bien pourvu	30 - 45	3	10,34
élevé	45 - 100	13	44,83
très élevé	> 100	5	17,24

3.1.5. Potassium échangeable

Le phosphore est un élément nutritif des cultures indispensable et irremplaçable. Il joue un rôle important dans le bon fonctionnement des stomates et l'activation enzymatiques. Il intervient

aussi sur la composition et la qualité de nombreuses productions agricoles. Les sols analysés de la zone d'étude présentent une valeur moyenne des teneurs en potassium échangeable de 240,19 ppm avec un maximum qui atteint 542,30 ppm (Tableau 7). La distribution des résultats en classes dévoile une variation importante de la teneur en potassium (Figure 9).

6 % des sols analysés souffrent d'une carence, 41% sont bien pourvu, alors que 52 % des sites se caractérisent par une teneur élevée à très élevée en cet élément (Figure 14 ; Tableau 13). Suite à ces résultats obtenus, une fertilisation appropriée est nécessaire afin d'obtenir un rendement optimal d'une qualité irréprochable et éviter l'excès de cet élément qui risque à compromettre la qualité des eaux souterraines (Koné et al., 2009).

La carte de distribution des teneurs en potassium dans la région de Cherrat est représentée dans la figure 3 ; d. elle montre que la classe ayant des concentrations élevées en potassium s'étale sur toute la zone. La classe avec des concentrations élevées forme une bande importante au nord de la région. Les sols de faible teneur en potassium sont de faible extension.

Tableau 13 : Répartition des classes de potassium échangeable (K2O) des sols étudiés (Delaunois, 2008).

Classe des sols	K2O	Nombre de site	% de site
Très faible	< 60	1	3
Faible	60 - 100	1	3
Bien pourvu	100 - 180	12	41
Elevé	180 - 300	4	14
Très élevé	> 300	11	38

3.2. Paramètres de qualitè physicochimique de l'eau d'irrigation

3.2.1. Profondeur de la nappe

La mesure de la profondeur de la nappe est un paramètre important dans l'étude qualitative des eaux souterraines. Il permet d'évaluer le degré de vulnérabilité des ces eaux vis-à-vis à la pollution diffuse. Les résultats de mesures montrent que la nappe du périmètre étudié est située à une profondeur comprise entre 2 et 72 m par rapport au sol, avec une moyenne de profondeur de 12,7 m (Tableau 14).

Tableau 14 : Analyse statistique descriptive des paramètres de qualité de l'eau.

Paramètre	Min	Max	Moyenne	CV (%)
pH	6,2	7,75	7,14	4,18
Profondeur (m)	2	72	12,7	105
CE (dS/m)	1,19	6,07	2,45	44,5
NO3- (mg/l)	5,2	169,7	95,88	51,73

La profondeur de la majorité des puits est inférieur à 15 m. Ils sont moins profonds et relativement proches de la surface. Ils constituent 79% des puits analysés comme le montre la figure 4. Alors que 17% sont moyennement profonds et seulement 4 % des puits qui sont très profonds, enregistrant des valeurs dépassant les 35m (figure 15). Cet état augmente de plus les problèmes de lixiviation d'azote nitrique vers la nappe souterraine, ce qui est en accords avec les teneurs élevés des nitrates dans les eaux souterraines.

La carte de spatialisation de la profondeur de le la nappe est représentée dans la Figure 16 ; a. La classe dominante (profondeur< 15m) est présentée sur toute l'étendue de la zone. Alors que les autres classes apparaissent d'une façon faible et remarquable au niveau central.

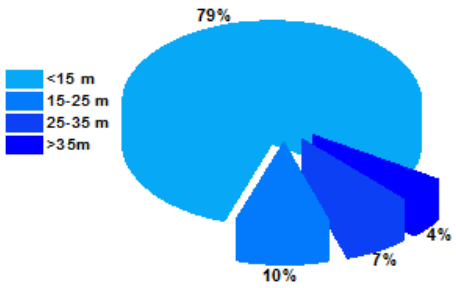

Figure 15 : Classification des eaux souterraines de la région de Cherrat selon la profondeur de la nappe.

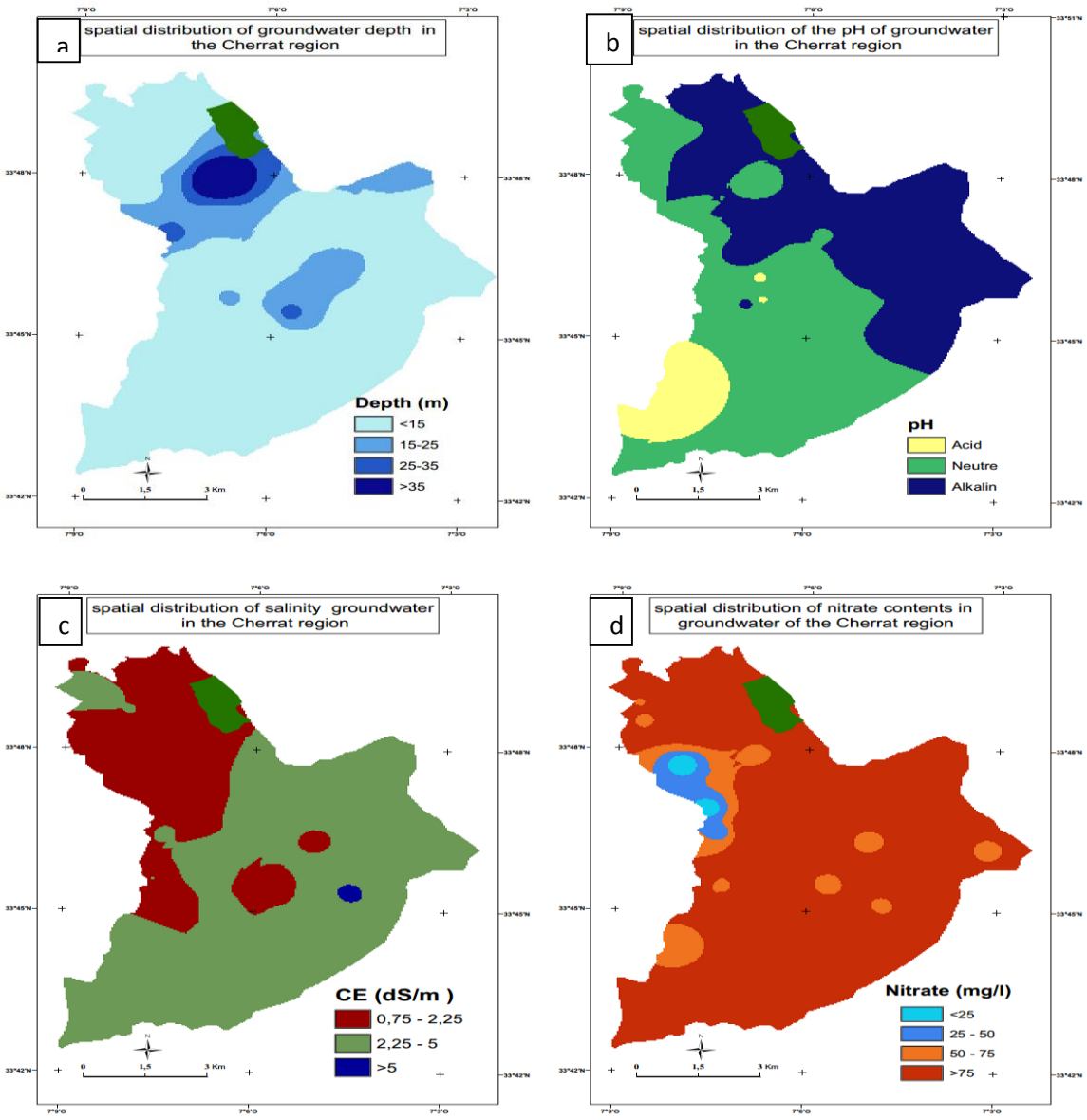

Figure 16 : Distribution spatiale des différents paramètres de l'eau: a)profondeur b) pH c) CE d) nitrate.

3.2.2. pH de l'eau

Le pH de l'eau renseigne sur son acidité et son alcalinité. C'est un paramètre important puisqu'il conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques dans l'eau (Dussart et al., 1966 ; Bermond et al., 1976) . Généralement le pH des eaux souterraines de la commune rurale Cherrat varie entre 6,2 et 7,75 avec une moyenne de 7,14 et un coefficient de variation de 4,18% (Tableau 14). Il est neutre (52%) à alcalin (38%) (Figure 17 ; Tableau 15). Ceci est lié à la nature des roches présentés dans la région et qui sont essentiellement constituées de roches sédimentaires à composante carbonatée importante.

La carte de répartition spatiale du pH des eaux souterraines de la région de Cherrat est indiquée dans la figure 16 ; b. Les eaux à pH neutre et qui représente la classe dominante se trouve dans toute la zone de façon opposée aux eaux alcalines. Les eaux acides occupent une très faible étendue.

Tableau 15 : Echelle d'interprétation du pH eau (A.G.R).

pH eau	< 5,5	5,5-6,5	6,5 – 6,8	6,8 – 7,2	7,2 – 7,5	7,5 – 8,5	> 8,5
Appréciation	Fortement acide	acide	Très lègérement acide	Voisin de la neutralité	Légèrement alcalin	Alcalin	Fortement alcalin
PH eau	< 7			7	> 7		
Appréciation	Acide			Neutre	Alcalin		

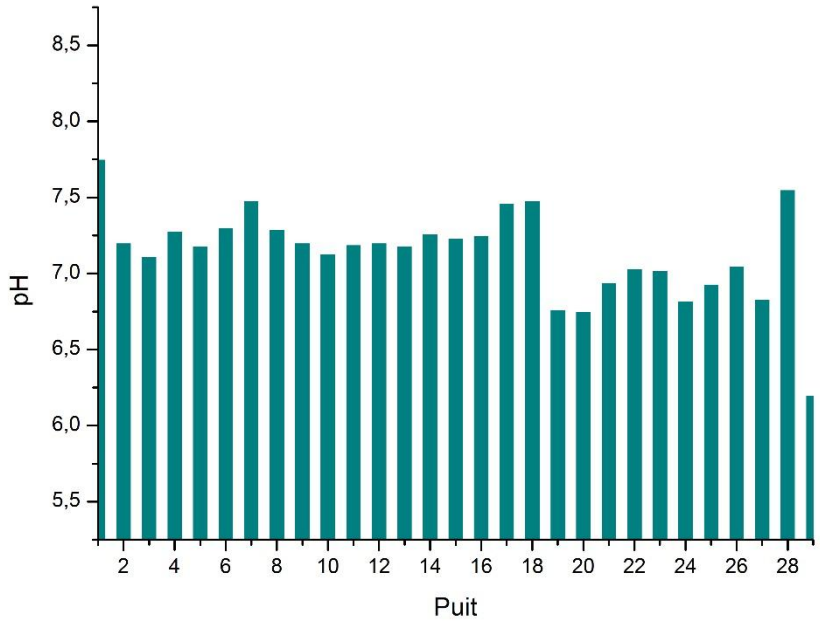

Figure 17 : variation du pH des eaux souterraines de la région de Cherrat.

3.2.3. Salinité des eaux

La conductivité électrique renseigne sur la teneur globale des minéraux présent dans une solution et donc le degré de sa minéralisation (Bremaude et al., 2006). Elle est influencée par la température, la concentration et les types d'ions présents dans l'eau (Hem, 1985 ; HCEFLCD, 2006). L'examen des résultats des eaux analysées montre que la salinité des eaux de puits exprimée en termes de conductivité électrique, varie dans une gamme allant de 1,19 à 6,07 dS/m avec une moyenne de 2,45dS/m et un coefficient de variation de 44,5% (Tableau 14). La majorité des puits (55%) sont très fortement salins avec des valeurs de conductivité électrique

élevées variant entre 2,25 et 5 dS/m (Figure 18). Il est probable que ces fortes minéralisations soient liées à la présence de formations géologiques contenant des évaporites, notamment les terrains triasiques de la région. Cependant, ces eaux peuvent causer une réduction des rendements des cultures sensibles. Elles ne pourront pas être utilisées de façon prolongée sans prendre des précautions particulières.

La représentation de ces données sous forme d'une carte thématique montre que les eaux fortement saline prend une étendue importante de région de Cherrat. Elles sont d'une façon remarquable au niveau centrale et au sud de la région (Figure 16; c).

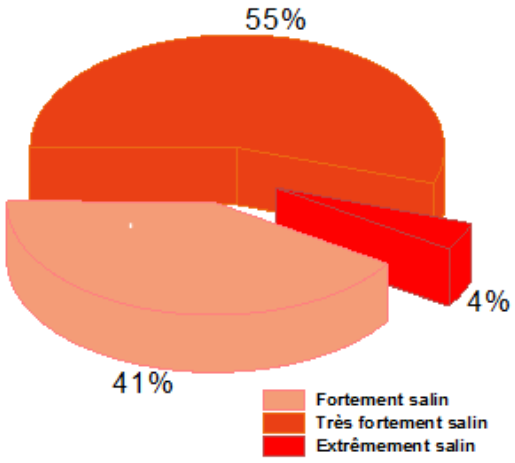

Figure 18 : Répartition des classes de la salinité des eaux d'irrigation de la zone d'étude selon les normes USSLS, Richard (1954).

3.2.4. Risque lié à la pollution en nitrate.

Les nitrates sont répertoriés parmi les principales catégories de polluants chimiques rencontrés dans l'eau (Morlon et al., 1998). Ils sont à base d'azote et d'oxygène nécessaires à la croissance des végétaux. Mais l'apport excessif de cet élément en tant que fertilisant dans le sol, peut causer une contamination des eaux souterraines par la lixiviation des excès des produits azotés non utilisés par la plante (Dakak 1996, Samake 2002). A ce stade, Ils vont présenter un danger majeur pour l'environnement, ainsi que pour la santé de l'homme et de l'animal (Leclerc, 2008). Les résultats de mesure des teneurs des eaux souterraines en nitrates dans la zone d'étude, révèlent des concentrations très variables d'un puits à l'autre. Elles se situent entre 5,2 et 196,7 mg/l avec une moyenne de 95,88 mg/l (Tableau 14). Le taux des puits pollués est de 90%, dépassant ainsi le seuil 50 mg/l fixé par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), Et

seulement 3 à 7% ont une qualité respectivement moyenne à bonne et qui répondent aux normes de potabilité (Figure 19). Cependant, la situation globale de ces eaux souterraines est très alarmante en termes de pollution nitrique. L'état dégradé de cette nappe peut être expliqué par l'utilisation abusive des engrais azotés. Il est temps à la sensibilisation des agriculteurs de la commune pour la rationalisation de l'utilisation des engrais azotés. Et aussi, à l'intervention des décideurs pour prendre les précautions nécessaires en vue de préserver ces ressources naturelles pour un développement durable.

Pour la carte de la distribution spatiale des teneurs en nitrates, elle montre que les eaux de très mauvaise qualité occupent une surface très importante et sur toute la zone d'étude (Figure 16 ; d). Cette distribution est plus similaire à celle de la profondeur de la nappe, ce qui reflète l'effet majeur de la profondeur de la nappe dans la vulnérabilité des eaux vis-à-vis à la pollution nitrique.

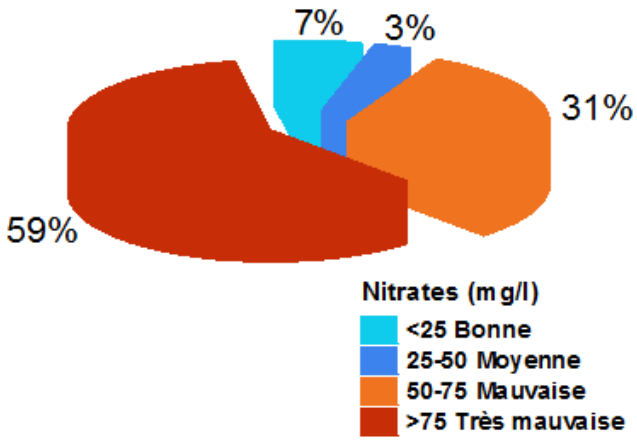

Figure 19 : Distribution des teneurs en nitrate des eaux souterraines du périmètre de Cherrat.

IV. Conclusion

Cette étude a permis l'évaluation de la qualité physico-chimique des sols et des eaux de la région de Cherrat. L'analyse des résultats a montré que les sols étudiés ne présentent pas un risque de salinité. Cependant, ces sols dévoilent un déséquilibre important en élément nutritifs. Les teneurs en phosphore et en potassium sont largement élevées, alors que les teneurs en matière organique sont faibles. Pour le pH, la plupart des sites prospectés est alcalin. Cet état

exige l'adoption des bonnes pratiques agricoles issue d'une connaissance préalable de l'état initial de la fertilité du sol.

Pour les ressources hydriques, cette étude nous a permis de confirmer une dégradation très alarmante de leur qualité. Elle a révélé que les eaux présentent une très forte salinité et une pollution par les nitrates très élevées. D'où la nécessité de prendre des précautions et des mesure préventives au cours de leur utilisation. Cette situation alarmante de contamination des eaux d'irrigation est due entre autre à la faible profondeur de la nappe et aux apports excessifs et non contrôlés en engrais azotés pour les cultures pratiquées dans la région. Donc, une surveillance régulière et une rationalisation des fertilisants est nécessaire pour une exploitation durable de ces terres agricoles.

CHAPITRE IV: CARACTERISATION DES SOLS AGRICOLES PAR L'UTILISATION DES SYSTEMES D'INFORMATION GEOGRAPHIQUE (SIG) ET L'ANALYSE STATISTIQUE : CAS DE LA REGION DE CHERRAT, MAROC

I. Introduction

Actuellement, le sol est présenté comme une interface cruciale dans l'environnement et une ressource naturelle indispensable pour le développement (Robert, 1996). Ainsi, la qualité du sol se retrouve au centre des débats et des problématiques pour une agriculture durable et la protection de l'environnement (FAO, 1996), car elle constitue un des trois piliers de l'environnement outre que la qualité de l'eau et de l'air (Andrews et al, 2002a). A cet égard, la caractérisation et l'évaluation du sol peuvent fournir un moyen pour déterminer le niveau de dégradation des sols (Bindraban et al., 2000; Dakak et al., 2017), guider la gestion correcte des terres (McGrath et Zhang, 2003 ; Pulakeshi et al., 2014; Dakak, 2015), et établir les besoins en nutriments du sol pour améliorer la productivité agricole (Chen et al., 2013 ; Fekadu et al., 2018). Au Maroc, l'agriculture présente le premier rang des priorités nationales de développement grâce à sa place primordiale dans l'économie du pays (MAPM, 2011). Raison pour laquelle, la connaissance des sols agricoles constitue une thématique d'actualité et s'intègre dans les préoccupations agro-environnementales envisagées par les autorités nationales (Edahbi et al., 2014).

Du point de vue méthodologique, l'adéquation des pratiques agricoles par rapport aux caractéristiques des sols s'avère nécessaire afin d'assurer une amélioration de la production (Voundi, 1998; Legros, 2007; Karuma et al., 2015; Collis et al., 2018). Donc, la caractérisation du sol constitue l'étape indispensable permettant de dégager les techniques adaptées à ce sol. L'objectif poursuivi dans cette étude est la caractérisation des sols du périmètre de Cherrat à forte activité agricole, basée sur l'utilisation de diverses analyses statistiques et d'un système d'information géographique (SIG). Ces techniques permettent une interprétation fiable et facile d'un groupe de points au lieu d'une interprétation ponctuelle lente. Il s'agit de définir les besoins en nutriments nécessaires pour les sols de la région afin d'améliorer leur productivité agricole.

II. Matériel et méthodes

2.1. Présentation de la zone d'étude

Le périmètre de Cherrat appartient à la Province de Benslimane. Il se situe sur le littoral, à 45 km au Sud de Rabat et couvrant une superficie de 7619 Ha. La commune de Cherrat constitue une grande zone agricole dynamique, où la surface agricole utile (S.A.U) représente 67% de la superficie totale. L'agriculture pratiquée demeure largement dominée par les cultures maraîchères, la viticulture et la céréaliculture. Vue sa situation géographique, le régime

climatique de la zone d'étude est de type atlantique tempéré humide. Sa pluviométrie annuelle est de l'ordre de 440 mm. La température moyenne minimale est de 12,9°C, alors que la moyenne des températures maximales est de 23,7°C avec des températures extrêmes qui s'écartent peu de ces moyennes.

2.2. Echantillonnage et analyses au laboratoire

Pour une caractérisation adéquate du sol, l'échantillonnage a été réalisé sur la base des orientations des représentants de la « Direction Provinciale de l'Agriculture (DPA) » de Benslimane. L'étude a été précédée par la mise en place d'un réseau d'échantillonnage de 29 points géo-référencés et bien répartis sur l'ensemble de la zone (figure 20).

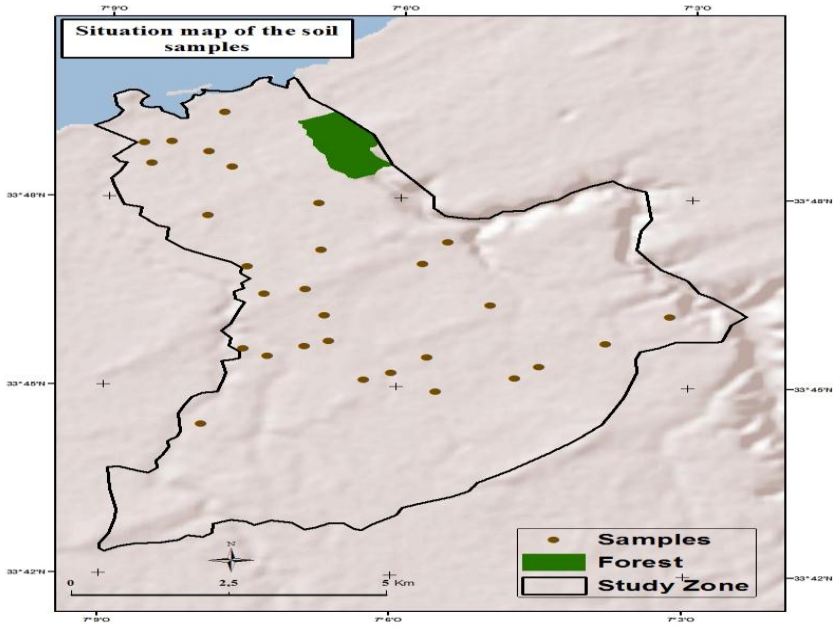

Figure 20 : Localisation des points d'échantillonnage.

Le prélèvement des échantillons a été effectué à l'aide d'une tarière dans l'horizon 0-20. Les échantillons ont été collectés dans des sachets en plastique, séchés, broyés et puis tamisés avant de subir une série d'analyses physico-chimiques au sein du laboratoire d'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles de l'Institut National de Recherche Agronomique de Rabat.

Les paramètres analysés sont : pH, conductivité électrique (CE), capacité d'échange cationique (CEC), matière organique (MO), l'azote total (N), phosphore assimilable (P_2O_5), potassium assimilable (K_2O) et la texture du sol.

2.3. Analyses statistiques et spatiales

Des analyses statistiques de ces paramètres ont été réalisées en utilisant le logiciel statistique SPSS (SPSS, 2006), incluant la matrice de corrélation qui montre la dépendance entre plusieurs variables en même temps (Liu et al., 2003).L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode simple et largement répandue. Elle est appliquée à l'analyse de l'interrelation entre les différents ensembles de données hydrochimiques sur les eaux souterraines et des données du sol afin d'identifier les principaux facteurs qui contrôlent la variabilité des échantillons et réduire les données avec un minimum de perte d'informations (Schaefer et Einax 2010 ; Mustapha et Aris 2012 ; Khlosi et al. , 2012 ; Howladar et Rahman, 2016 ; Cheng et al., 2016).

La classification hiérarchique ascendante (CHA) implique tous les échantillons et les classe selon l'homogénéité de leurs caractéristiques (Shrestha et Kazama 2007 ; Oketola et al. 2013 ; Howladar et al. 2017). Les observations sont fusionnées pour construire un dendrogramme. En outre, un système d'information géographique (SIG) a été utilisé dans le but d'élucider la distribution spatiale des différentes classes du sol qui caractérisent la zone d'étude.

III. Résultats et discussion

3.1. Analyse descriptive des paramètres de qualité des sols

Pour l'étude de la variation des différents paramètres, une analyse statistique a été entamée. Le tableau 1 résume les paramètres statistiques descriptifs des propriétés chimiques et physiques des sols.

L'analyse descriptive a montré une forte variabilité. Le phosphore assimilable est le constituant le plus variable. Son coefficient de variation (CV) est de l'ordre de 88%. Il varie entre 6,9 et 269 ppm avec une moyenne de 73 ppm. Il est suivi en terme de variabilité par la CE (82.8%), la matière organique (63%), l'azote (52.5%), le potassium échangeable (51.1%), et la CEC (12.3%). Le pH constitue le paramètre le moins variable avec un coefficient de variation de 9.1%, la majorité des sols étant moyennement neutres à alcalins (Tableau 16).

Concernant la texture du sol, la teneur moyenne en sable, limon et argile est respectivement 52%, 23% et 25%. Le coefficient de variation le plus élevé est enregistré pour la teneur en argile qui est de 41.1%.

Tableau 16 : Paramètres statistiques descriptifs des paramètres physico-chimiques du sol.

Paramètre	Minimum	Maximum	Moyenne	CV (%)
pH	5,6	8,3	7,3	9,1
CE (dS/m)	0,4	7,5	2,4	82,8
Azote : N (%)	0,01	0,3	0,1	52,5
P2O5 (ppm)	6,9	269	73	88
K2O (ppm)	42,2	542,3	240,2	51,1
MO (%)	1	8,4	3,1	63
CEC (meq/100 g)	49,8	83,8	56,3	12,3
Argile (%)	12	64,5	24,6	41,1
Limon (%)	12,4	56	23,2	33,6
Sable (%)	20,8	73,5	52,1	20,1

Avec CV est le coefficient de variation

3.2. Corrélation

Le tableau 17 présente la matrice de corrélation des paramètres physicochimiques du sol. Il révèle des corrélations positives entre d'une part, la capacité d'échange cationique et d'autre part, la teneur en argile et la teneur en matière organique et le pourcentage d'argile. Toutefois, une corrélation négative est décelée pour le pourcentage de sable avec la capacité d'échange cationique et la teneur en argile. De nombreuses études ont montré une corrélation significative entre la capacité d'échange cationique et la teneur en argile et la matière organique (Lavat et al., 1969 ; Van bladel et al., 1975 ; Gheyi et Halitim, 1988).

Tableau 17: Matrice de corrélation pour les 29 échantillons du sol.

Paramètre	pH	CE	N	P2O5	K2O	MO	CEC	Argile	Limon	Sable
pH	1									
CE	-0,24	1								
N	-0,36	0,05	1							
P2O5	0,19	-0,18	-0,2	1						
K2O	0,47	-0,02	-0,37	0,32	1					
MO	0,34	0,02	0,36	0,09	0,22	1				
CEC	0,19	0,02	0,16	0,29	0,38	**0,6**	1			
Argile	0,17	0,08	0,23	0,01	0,23	**0,59**	**0,9**	1		
Limon	-0,40	0,32	-0,07	-0,06	0,03	-0,2	-0,23	-0,30	1	
Sable	0,16	-0,27	-0,15	0,02	-0,25	-0,38	**-0,69**	**-0,73**	-0,42	1

Les valeurs en gras indiquent des coefficients de corrélation significatifs au seuil de 5% (Test Bilatéral).

3.3. Analyse des composantes principales (ACP)

L'extraction des facteurs a été réalisée par la méthode des composantes principales (ACP). Elle présente un outil statistique puissant qui permet d'expliquer la variance d'un ensemble de données de variables inter corrélées avec un plus petit ensemble de variables indépendantes (Ilaboya et Kayode Ojo, 2018). Cette analyse a été effectuée pour les dix paramètres du sol en utilisant les 29 observations (Figure 21). Selon la règle de Kaiser, les trois premiers axes factoriels dont les valeurs propres sont supérieures à 1 ont été retenus. Ils restituent 70% de l'information disponible. La première composante (PC1), décrivant 32.7% de la variance totale, est définie par les variables CEC et la teneur en argile vers son pôle positif, et le pourcentage du sable vers son pôle négatif. L'axe 2 (PC2), comptant 21,6 % d'inertie, est exprimé par le pH et K_2O. Alors que le 3 ^{ème} axe (PC3), qui exprime 15.8% de la variance, est déterminé par le pourcentage de limon vers son pôle négatif.

Donc dans le périmètre étudié, la qualité du sol en termes de paramètres précités, pourrait être estimée en mesurant uniquement la CEC, la teneur en argile, le pH et K_2O. Ceci présente un moyen idéal pour un contrôle continu et rapide de la qualité du sol.

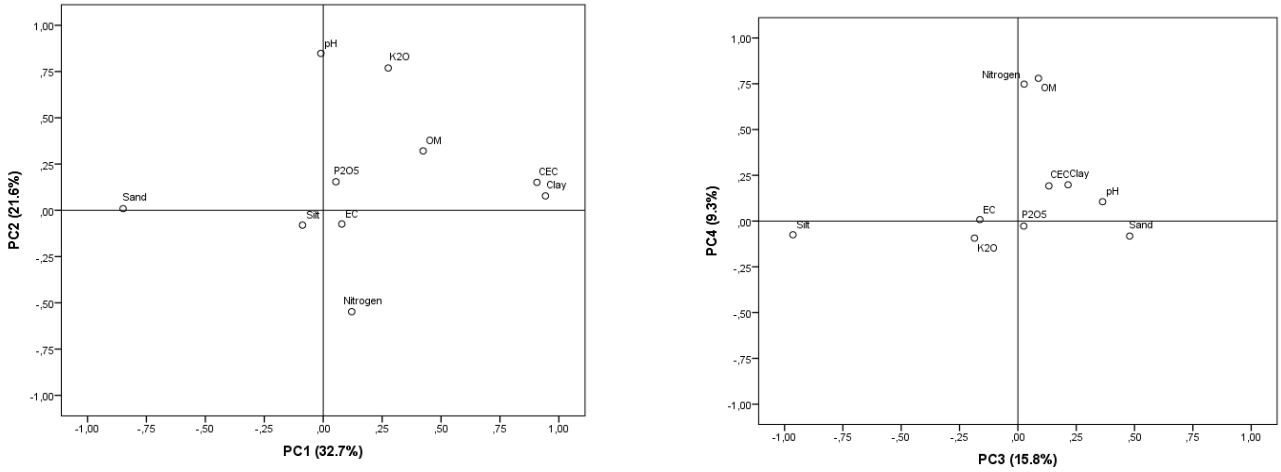

Figure 21 : Représentation des variables selon : a- le premier plan factoriel (PC1-PC2) b- le deuxième plan factoriel (PC3-PC4).

3.4. Classification hiérarchique ascendante

Cette méthode statistique a pour objectif le regroupement des individus en quelques classes distinctes (Nicholson, 2003). Elle a été effectuée sur l'ensemble des échantillons. Le dendrogramme issu de cette classification met en évidence quatre groupes (Figure 22). Le premier groupe possède 45% des échantillons. Ce groupe est caractérisé par une conductivité électrique et une teneur en phosphore moyennes et un pourcentage en sable élevé (Tableau 18 ;

19). La deuxième classe regroupe 21% des échantillons analysés. Ils ont, d'une part, des pourcentages en potassium et en sable élevés, et d'autre part, des valeurs en conductivité électrique et en azote faibles car les sols sableux ont la particularité de ne pas retenir facilement les éléments fertilisants (Tableau 18). Le groupe 3 a des valeurs faibles de MO, phosphore et sable et une conductivité électrique élevée due à sa structure limono-argileuse qui diminue l'infiltration des ions Na+. Finalement, le groupe 4 contient des sols ayant une teneur en potassium proche de la moyenne générale, et des valeurs élevées de CEC, MO, et argile. Il est de l'ordre de 31%.

Tableau 18 : Moyennes des paramètres physico-chimiques des différents groupes.

Classe	pH	CE	N	P2O5	K2O	MO	CEC	Argile	Limon	Sable
C1	6,99	2,36	0,13	45,72	148,78	2,12	52,37	20,35	22,03	57,62
C2	7,73	1,54	0,07	131,89	364,54	2,08	54,94	18,92	24,00	57,08
C3	6,20	6,72	0,14	14,19	162,69	1,44	52,49	20,00	56,00	24,00
C4	7,50	2,39	0,14	79,64	297,93	5,41	63,41	35,19	20,83	43,98

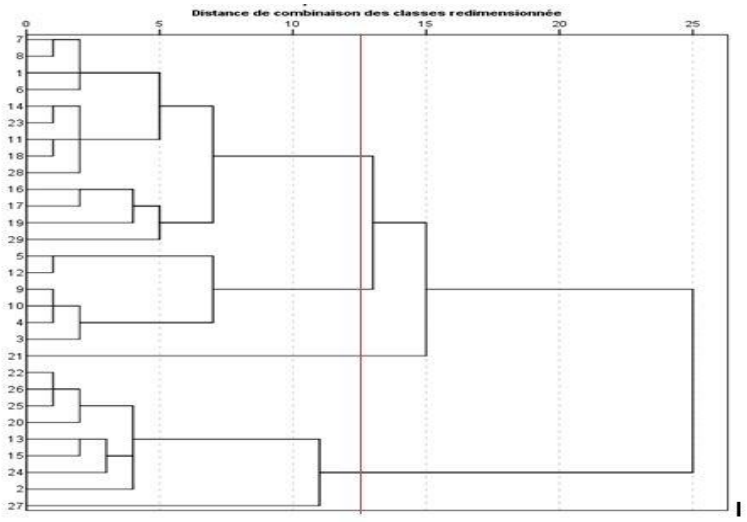

Figure 22 : Dendrogramme issu de la classification hiérarchique ascendante.

Tableau 19 : Analyse de dendrogramme issu de la CHA.

Classes	**Echantillons**	**pourcentage**
Classe 1	1, 6, 7, 8, 11, 14, 16, 17, 18, 19, 23, 28, 29	45
Classe 2	3, 4, 5, 9, 10, 12	21
Classe 3	21	3
Classe 4	2, 13, 15, 20, 22, 24, 25, 26 et 27	31

3.5. Cartographie des classes du sol

Pour consolider l'étude de la caractérisation des sols, de nombreux chercheurs ont utilisé le SIG (Qi et al., 2008 ; Rahmanipour et al., 2014 ; Wu et al., 2018). Cet outil permet de créer une surface continue qui aide à comprendre la distribution spatiale des paramètres de la qualité des sols. Dans la zone d'étude, la distribution spatiale des différentes classes de sol est présentée dans la Figure 23 et est basée sur les classes de la classification hiérarchique ascendante.

C1 : C'est la classe dominante dans la zone d'étude. Elle occupe une superficie de l'ordre de 58%, caractérisée par des sols qui ont tendance à être pauvres en potassium. Ceci est expliqué par la texture sablonneuse du sol mais peux être attribuée aussi au manque de la fertilisation potassique dans les pratiques utilisées. La faible fertilité chimique combinée au faible potentiel de rétention d'eau restreindrait largement la production agricole des sols (Mulaji et al., 2016). Donc, une augmentation de leur fertilité chimique est nécessaire afin d'accroître la production agricole.

C2 : à l'encontre de la première classe et bien qu'elle soit aussi à texture sablonneuse, on constate des teneurs très élevées en potassium et aussi en phosphore avec un taux assez important en matière organique. Cela indique probablement une utilisation poussée de la fertilisation, aussi bien minérale qu'organique par les agriculteurs localisés dans la partie centrale de la zone d'étude.

C3 : bien qu'on ne puisse se prononcer sur cette classe étant donné qu'elle ne contient qu'un seul point, la conductivité électrique assez élevée constatée peut être expliquée par rapport à sa localisation à proximité de la mer. En effet, il pourrait s'agir d'une intrusion marine. D'autres points avoisinants doivent être prélevés pour confirmer ou pas l'existence de cette classe. Elle est de faible extension et occupe une superficie de l'ordre de 1% au Nord de la région.

C4 : Cette catégorie du sol est présentée au sud et à l'ouest de la zone d'étude. Elle est caractérisée par des sols à texture moyenne avec des CE faibles et des teneurs élevées en P et en K et aussi en MO qui peuvent être expliquées également par l'utilisation des engrais minéraux et des amendements organiques.

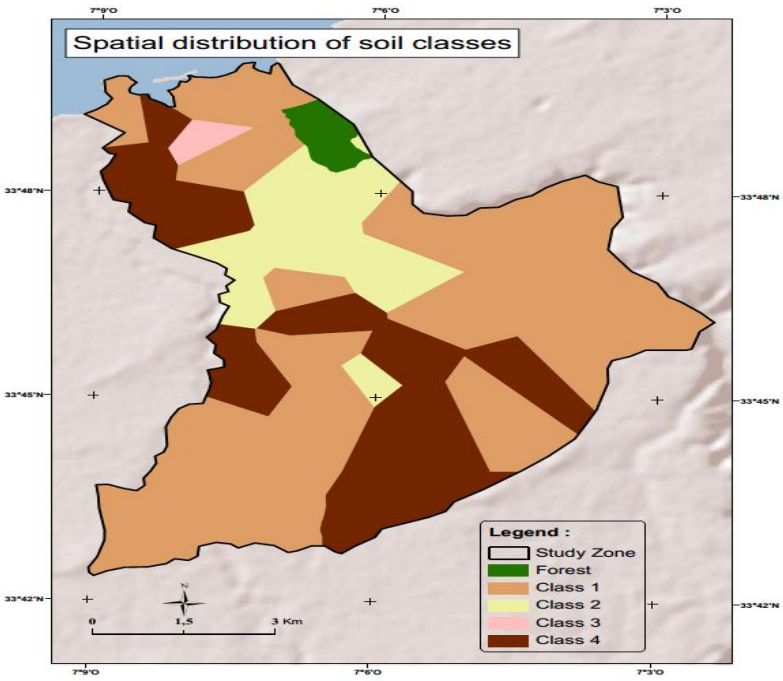

Figure 23 : Distribution spatiale de différentes classes issues de la classification hiérarchique ascendante.

IV. Conclusion

Cette étude nous a permis de faire une caractérisation des sols de la région de Cherrat, résumée par la présence de différentes classes selon la variation de dix paramètres physico-chimiques du sol. Cette classification nous a permis de mettre en évidence l'utilisation irrationnelle des engrais appliqués par les agriculteurs de la région. Il est donc indispensable de réaliser d'éventuelles enquêtes sur les pratiques agricoles des agriculteurs de la région afin de pouvoir déduire les pratiques correctives à mettre en œuvre pour améliorer la production agricole tout en préservant l'environnement.

CHAPITRE V: ÉVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU ET SON APTITUDE A L'USAGE AGRICOLE DANS LA REGION DE BENSLIMANE, MAROC.

I. Introduction

À l'échelle mondiale, la quantité et la qualité des ressources en eau souterraine constituent un enjeu stratégique, notamment en raison de la demande croissante en eau (quantité) et de la diminution de la qualité globale. Les activités humaines et les changements environnementaux naturels, en particulier le changement climatique, sont les deux principaux facteurs à l'origine des variations de l'hydrologie régionale et des ressources en eau (Li et al. 2014a). Avec le développement socio-économique rapide et la croissance démographique mondiale, l'impact des activités humaines sur l'environnement, en particulier sur les ressources en eau, s'intensifie inévitablement (AIH 2014 ; Li et al. 2016). Au cours des dernières décennies, l'épuisement de l'eau et l'impact humain ont augmenté en raison de la méconnaissance de la préservation de l'eau pendant les périodes de développement économique intensif précédentes. Par exemple, l'intensification de l'agriculture a conduit à la pollution par les nitrates, qui est considérée comme l'une des formes les plus graves de pollution des eaux souterraines dans le monde (Angelopoulos et al. 2009). En outre, les effluents industriels sont également responsable d'une grave contamination des eaux (Crévecoeur et al. 2011 ; Li et al. 2014b).

Les eaux de surface et les eaux souterraines sont largement utilisées pour l'irrigation. Cependant, il est préférable d'utiliser les eaux souterraines pour l'irrigation et la boisson en raison de sa facilité d'accès par rapport aux eaux de surface (Srivastava 2019) et parce qu'elles sont souvent mieux protégées que les eaux de surface (Ameur et al. 2015). Outre l'irrigation et l'usage domestique, elle est utilisée à diverses fins industrielles, notamment dans les régions arides et semi-arides où les pluies et le ruissellement de surface sont rares (Delgado et al. 2010 ; Varis 2014), ce qui fait des régions arides et semi-arides l'une des zones les plus vulnérables au monde. Cependant, la mauvaise qualité des eaux souterraines peut nuire à la croissance des plantes et à la santé humaine (Richards 1954). Cette situation est aggravée par la persistance de la contamination des eaux souterraines et la difficulté d'y remédier (Bussard 2005). A cet égard, l'évaluation de la qualité des eaux souterraines, la compréhension de leur évolution hydrochimique et l'identification de leur adéquation à l'irrigation sont des étapes clés pour une gestion durable des ressources en eau (Brindha et Kavitha 2015 ; Agca 2014 ; Zouahri et al. 2015, Nyirenda et al. 2015 ; El Oumlouki et al. 2018 ; Srivastava 2019 ; Eyankware et al. 2019 ; Zhou et al. 2020 ; Sunkari et al. 2020). Ces études ont renforcé la recherche sur l'hydrogéochimie des eaux souterraines comme outil de lutte contre la pollution et de gestion de ces ressources naturelles tout en garantissant la durabilité du développement agricole et économique.

A l'échelle nationale, le Maroc se trouve principalement dans un environnement aride et semi-aride, subissant ainsi un stress hydrique (Agoumi et Naji 1998) en raison de périodes de sécheresse prolongées. En outre, le Maroc est classé le 139èmeparmi 179 des pays sous pression hydrique (FAO, 2014). L'agriculture étant l'un des principaux moteurs de l'économie du Maroc. Elle a représenté 13% du PIB à l'année 2017 (Harbouze et al., 2019).Donc, une eau de bonne qualité pour l'irrigation constitue un facteur majeur pour relancer l'économie du pays et préserver ces ressources en eaux. Raison pour laquelle plusieurs études régionales au Maroc ont été orientées vers l'évaluation quantitative et qualitative des eaux souterraines. En particulier et à travers une étude hydrochimique, Zouahri et al. (2015) ont évalué la qualité de l'eau d'irrigation dans la zone côtière de Skhirat, située non loin de notre site d'étude et qui est une zone agricole périurbaine avec une activité agricole intensive. Ils ont constaté que l'eau d'irrigation présentait un risque élevé de salinisation et de toxicité pour les chlorures, mais un risque faible à moyen d'alcalinisation et aucun risque de sodicité. Omrania et al. (2019) ont réalisé une étude hydrochimique des eaux souterraines dans la région M'nasra, Kenitra dont ces eaux sont utilisées pour la consommation et l'irrigation. Leurs travaux de recherche ont indiqué que la qualité de l'eau était contrôlée par des origines lithologiques et anthropiques et que la plupart des puits étaient pollués par des nitrates. Le suivi temporel et spatial de la chimie de ces eaux a montré que la qualité hydrochimique de ces eaux est affectée par la nature lithologique des formations sous-jacentes et par la pollution anthropogénique. Par exemple, Malki et al. (2017) ont suivi la variation spatio-temporelle des eaux souterraines et ont évalué l'impact de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau dans la zone irriguée de Chtouka-Massa (Sud-Ouest du Maroc). Ils ont constaté qu'il y a une baisse nette du niveau des eaux souterraines avec également une détérioration de leur qualité, en particulier la pollution par les nitrates dans la partie sud de la zone d'étude où les agriculteurs utilisent encore l'irrigation par inondation alors que les niveaux de nitrates étaient inférieurs à 50 mg/l dans la partie nord qui peut être expliquée par l'adoption du système d'irrigation par goutte à goutte.

Nos travaux de recherche sont menés dans la région de Benslimane, située au niveau de l'océan Atlantique entre les deux grandes villes du Maroc, Casablanca et Rabat. Il s'agit essentiellement d'une zone rurale dont les activités économiques sont basées sur l'agriculture, principalement la vigne et les cultures maraîchères. Avec la croissance de la population des villes voisines et l'intensification de l'agriculture, la qualité et la quantité de l'eau sont sous pression et risquent de se détériorer. Par conséquent, cette ressource naturelle précieuse pour la vie doit être évaluée et surveillée afin de recommander des pratiques de gestion durable des sols et de l'eau.

L'originalité de notre travail de recherche peut être résumée dans les points suivants. Il y a très peu d'études de cas publiées sur la qualité de l'eau au Maroc et en particulier aucune sur notre zone d'étude. Puisque chaque zone d'étude possède ses propres caractéristiques climatologiques, géologiques, hydrologiques et topographiques et qu'elles sont impactées par différents activités anthropiques (utilisation des sols, urbanisation, industrialisation, etc.), nous devons évaluer la qualité de l'eau et la surveiller à l'avenir pour une gestion durable de cette ressource naturelle vitale. De plus, comme notre étude de cas se situe sur l'océan Atlantique, les processus côtiers comme l'intrusion de sel, en plus des facteurs ci-dessus, peuvent contribuer à définir la qualité de l'eau.

Nos objectifs sont (i) l'évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'irrigation selon différents indicateurs, (ii) l'étude hydrochimique des eaux souterraines afin de révéler les principaux facteurs influençant leur qualité et leur aptitude à l'irrigation, et (iii) l'identification de certaines mesures pour la protection et la gouvernance des eaux souterraines pour les agriculteurs et les développeurs agricoles de la zone étudiée. Cette étude servira également de référence pour les contrôles futurs et pour d'autres régions du Maroc et d'autres pays ayant un environnement similaire.

II. Matériels et méthodes

2.1. Échantillonnage et analyse des eaux souterraines

La méthodologie adoptée a été mise en œuvre en établissant un réseau d'échantillonnage de 120 puits répartis dans la zone d'étude, sur la base d'une carte topographique. Les coordonnées GPS de chaque échantillon d'eau échantillon d'eau ont été enregistrées pendant l'opération d'échantillonnage (Figure 10).

Des mesures in situ ont été effectuées pour le niveau piézométrique et la conductivité électrique de l'eau, à l'aide d'instruments portables de terrain (une sonde piézométrique et un conductimètre de terrain), tandis que les analyses du pH et des éléments majeurs (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-,SO_4^{2-}, Na^+, K^+, CO_3^{2-}, HCO_3^-) ont été effectuées au laboratoire.

2.2. Evaluation de la qualité des eaux

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines dans l'aquifère de Benslimane à des fins agricoles a été évaluée à l'aide de différents outils numériques et graphiques. Tout d'abord, en utilisant les paramètres mesurés, de nombreux nouveaux indicateurs de qualité de l'eau ont été calculés comme le rapport d'absorption du sodium (SAR), le carbonate de sodium résiduel

(RSC), le pourcentage de sodium (%Na), l'indice de perméabilité (PI), le rapport d'adsorption du magnésium (MAR), le ratio de Kelly (KR), les indices chloro-alcalins (CAI-1 et CAI-2), et l'indice d'échange de base (BEI). Ensuite, les principaux indicateurs descriptifs (minimum, maximum, moyenne et coefficient de variation) et de la qualité de l'eau ont été calculés. Tous les calculs ont été effectués à l'aide du logiciel SPSS. Ensuite, différents graphiques sont dessinés comme le diagramme de Piper, le diagramme de Riverside, le diagramme de Wilcox et les diagrammes de dispersion. Les trois derniers diagrammes ont été faits à l'aide de logiciel hydrologique spécifique "Diagrammes", tandis que les diagrammes de dispersion ont été tracés à l'aide du logiciel SPSS. Enfin, une carte d'aptitude à l'irrigation a été élaborée à l'aide des outils du système d'information géographique (SIG) (logiciel ArcGIS version 10) selon la méthode de l'interpolation des voisins naturels (Sibson 1981). Elle présente un outil robuste pour l'évaluation des paramètres de qualité de l'eau et la gestion des ressources en eau (Singh et Khan 2011).

III. Résultats et discussion

3.1. Niveau piézométrique

Les résultats des mesures effectuées montrent que la profondeur de la nappe est variable. Elle oscille entre 2 et 70 m avec une moyenne de 15.6 m et un coefficient de variation de 87,24 (tableau 20). La profondeur de la majorité des puits est inférieur à 15 m. Ils sont moins profonds et relativement proches de la surface. Ils constituent 59% des puits analysés comme le montre la figure 3. Alors que 32% sont profonds et seulement 9 % des puits qui sont très profonds, enregistrant des valeurs dépassant les 35m (figure 24). D'une part, cela augmente considérablement le risque de contamination de ces eaux car plus la nappe est proche de la surface plus elle est vulnérable à toute pollution de surface. D'autre part, il met en évidence la surexploitation de ces eaux dans l'irrigation, ce qui va provoquer un appauvrissement de la nappe phréatique dans l'avenir.

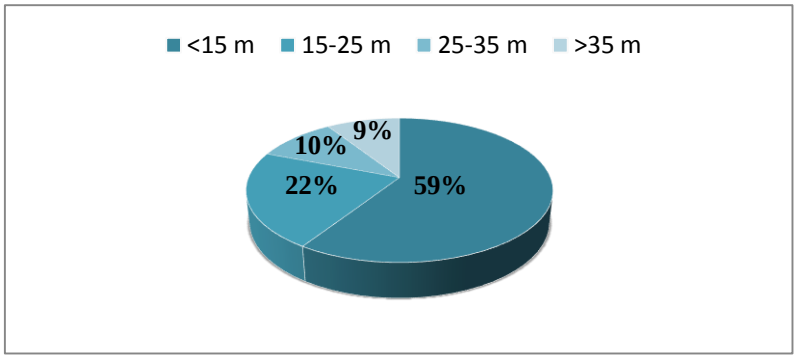

Figure 24 : Classification des eaux souterraines de la région de Benslimane selon le niveau piézométrique.

3.2. Chimie des eaux souterraines

Afin d'évaluer la qualité des eaux dans la région de Benslimane, de nombreux paramètres physico-chimiques ont été déterminés, afin d'identifier leur faciès chimiques, leur qualité, ainsi que leur aptitude à l'irrigation.

3.2.1. Composition anionique et cationique

L'analyse statistique descriptive de différents paramètres de qualité de l'eau, a permis de déterminer l'existence d'une forte variabilité (tableau 20). Les carbonates sont les plus variables avec un coefficient de l'ordre de 144,77%, mais il présente l'élément mineur avec une moyenne de 0,7 meq/l. Il est suivi, en termes de variabilité, par le sulfate avec un CV de 113,56 %. Alors que le paramètre le moins variable est le pH (4,42%).

Par ailleurs , on note que la dominance ionique et en particulier anionique est notée pour Cl^-, avec une moyenne de 19.33 meq/l, sa concentration varie entre 3,6 et 77 meq/l, suivi par le HCO3-(moyenne de 5,84 meq/l), SO_4^{2-} (3,31meq/l) et CO_3^-(0,7 meq/l). Alors pour la dominance cationique, le Na^+ présente le cation le plus dominant avec une moyenne de 13,15 meq/l, sa teneur oscille de 1,35 et 41,45 meq/l. Il est suivi par Ca^{2+} (9,32meq/l), et le Mg^{2+} (7,92meq/l), alors que K^+ est le cation le moins dominant (moyenne de 0,18 meq/l).

La dominance des ions salifères (Na+ et Cl-) et la bonne corrélation entre eux (r^2=0.715), reflètent qu'ils ont la même origine. Elle peut être liée soit à l'irrigation avec des eaux de mauvaise qualité et à l'utilisation abusive des engrais, ou à la dissolution des formations évaporitique.

Toutefois, cette dominance cationique ou anionique diffère d'une observation à l'autre en fonction de la localisation spatiale de la zone ciblée, du climat, des activités anthropiques, etc.

Des résultats similaires ont été reportés par Etteieb (2015) en Tunisie et Zouahri et al. (2015) à Skhirat, située à 47 km de notre zone d'étude. En revanche, El Oumlouki et al (2018) a constaté dans une étude portant sur 36 échantillons d'eaux souterraines à la région Souss-Massa (Maroc), que la dominance cationique est reportée à Mg^{2+}et Ca^{2+}, contrairement à notre cas où Na^{+} est le cation dominant.

Tableau 20 : Analyse statistique descriptive des paramètres de qualité de l'eau.

Paramètre	Min	Max	Moyenne	CV (%)
Profondeur (m)	2,00	70,00	15,64	87,24
CE (dS/m)	0,42	7,46	2,92	52,03
pH	6,20	8,08	7,16	4,42
Ca 2+ (meq/l)	1,00	30,00	9,32	48,27
Mg 2+ (meq/l)	1,40	45,60	7,92	87,82
Na + (meq/l)	1,35	41,45	13,15	57,24
K + (meq/l)	0,01	0,62	0,18	70,71
Cl- (meq/l)	3,60	77,00	19,33	63,43
SO4 - (meq/l)	0,24	24,15	3,31	113,56
HCO3- (meq/l)	1,00	15,00	5,84	44,49
CO3- (meq/l)	0,00	7,00	0,70	144,77
%Na	7,26	74,88	42,85	35,4
SAR	0,79	12,91	4,75	54,7
RSC	-52,90	1,20	-10,7	-84,0
PI	13,12	82,85	51,99	30,2
MAR	9,09	89,86	43,01	35,8
KR	0,08	3,08	0,90	63,0

3.2.2. pH

Le pH est l'un des paramètres les plus importants de la qualité des eaux. Les résultats montrent que la majorité des points échantillonnés ont un pH alcalin (71%) (Figure 25). Il oscille entre 6.2 et 8.08 avec une moyenne de 7,16 et un coefficient de variation de 4,42% qui montre que sa variabilité est très faible. Étant donné que ce paramètre influence la forme et la disponibilité des nutriments dans l'eau d'irrigation, la solubilité de la plupart des micro-éléments dans ces conditions est faible.la faible alcalinité indique la présence des sels de base faible dans le sol (Jameel 2002). La nature légèrement alcaline suggère qu'environ 95 % du CO2 de l'eau est présent sous forme de bicarbonate (Azeez et al., 2000).

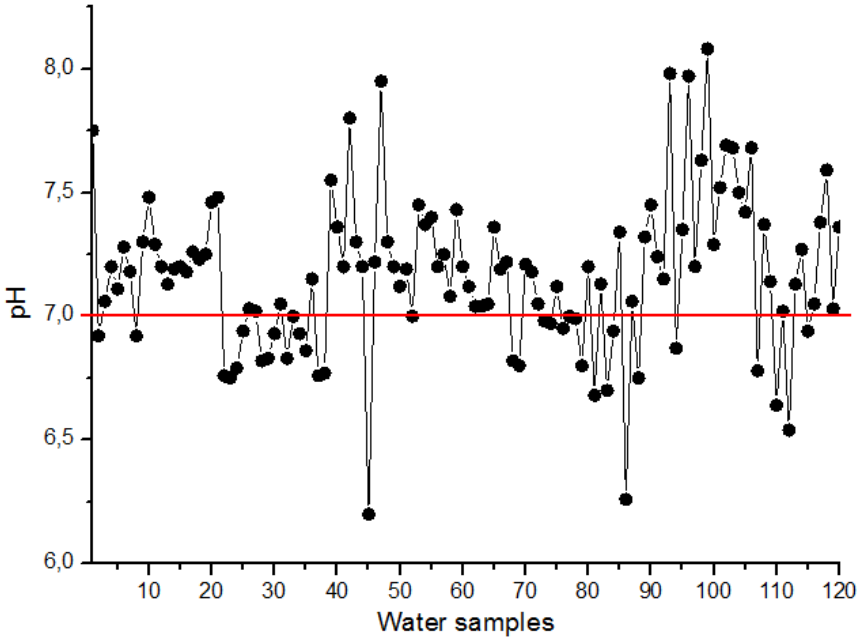

Figure 25 : Variation du pH des eaux souterraines de la région de Benslimane.

3.3. Evaluation hydrogéochimique

3.3.1. Les graphes X–Y

L'altération des roches mères et les échanges ioniques sont les principaux facteurs contrôlant les concentrations de constituants chimiques dans les eaux souterraines (Marghade et al. 2012). La proportion relative de divers ions dissous dans les eaux souterraines dépend, dans une grande partie, de leurs abondances dans les roches d'accueil / aquifère et de leurs solubilités (Davraz et Özdemir, 2014).

Les graphes X-Y des ions analysés sont utilisés par les hydrologues pour comprendre les variations hydrogéochimiques de l'aquifère qui contrôlent la chimie de l'eau (Guler et al.,

2002). Ces graphes permettent donc d'identifier les différents facteurs responsables de la dissolution des ions dans les eaux souterraines, à titre d'exemples: l'oxydoréduction, l'échange d'ions, l'évaporation, l'adsorption etc.

Dans le graphique (HCO3 - CO3 2-) vs (Ca2+++ Mg2+), la plupart des échantillons se situent au-dessus de la ligne (1:1).Ceci indique la contribution significative des métaux alcalino-terreux dans l'alcalinité et la dureté de l'eau (Figure 26 ; a). Une altération chimique naturelle est principalement responsable de la libération de ces ions (Mg2+, Ca2+, HCO3 - et de CO3 2-) dans les eaux souterraines (Drever, 1997). la présentation graphique entre les cations totaux et (Ca2+ +Mg2+) expose tous les échantillons d'eau souterraine sous l'équiligne (1:1), ce qui révèle la hausse contribution des métaux alcalins dans le total des cations (Subba Rao et al., 2012) (Figure 26 ; b). (Subba Rao et al., 2012). Dans le graphique (Total cations) vs (Na++ + K+), tous les échantillons des eaux souterraines se trouvent sous l'équiligne (1:1) (Figure 26 ; c). Ceci signale que la dissolution des roches minérales par altération chimique est la principale source de ces ions (Subba Rao et al., 2012). Le graphe entre (Na++ + K+) et (Cl- +SO4 2-) montre une croissance continue de la majorité des échantillons, révélant l'origine géogénique de ces ions. Les ions (Na+++ et K+) augmentent continuellement avec l'augmentation de (Cl- + SO4 2-) indiquant que la source d'origine de tous ces ions est similaire (Figure 26 ; d). en outre, les échantillons d'eau souterraine dispersés dans le graphe reflètent des activités humaines qui peut être due à la lixiviation des engrais agricoles (Sarin et al., 1989 ; Subba Rao, 2008). Dans le graphique de Na+ vs Cl- on observe quelques échantillons tracés le long de la ligne 1: 1, ce qui indique une libération des ions Na + et Cl− par dissolution de l'halite (Figure 26 ; e) (Zarei et al. 2014 ; Aghazadeh et al., 2017). Cependant, les autres échantillons d'eau souterraine ne tombent pas le long de l'équiline 1: 1. Donc, la chimie du sodium et des chlorures dans la région ne peut être expliquée uniquement par la dissolution de l'halite. Pour les échantillons tombant en dessous de la ligne 1: 1, ils indiquent que la concentration de Na + est également influencée par d'autres processus tels que l'altération rocheuse (Meyback 1987). Il y a aussi d'autres exceptions, pour le cas des points dispersés au dessus de l'équiligne suggérant des activités anthropiques et la possibilité d'une pollution agricole qui peuvent engendrer une forte concentration de sodium que les altérations rocheuses (Aghazadeh et al., 2017). Le graphique de Na+ par rapport à (HCO3 + CO3 2-) montre que la plupart des points d'échantillonnage des eaux souterraines sont au-dessous de la ligne théorique (1 :1). Ils confirment donc la contribution majeure des sources anthropiques (Figure 26 ; f). Bien que peu d'échantillons se situent au-dessus de la ligne indiquant une altération naturelle dans

quelques endroits. La figure 26 ; g montre les réactions d'échange d'ions, où Na + est tracé en fonction de Ca2 +, dans lesquelles les concentrations de Na + sont plus élevées par rapport à celles de Ca2. Ces concentrations élevées de Na + dans les eaux souterraines reflète un processus d'échange d'ions (Subba Rao et al., 2012 ; Wu et al. 2014). Dans le graphique (CE vs Na+/Cl-), la majorité des points sont réparties horizontalement, ce qui indique que le rapport Na+/Cl- ne change pas beaucoup avec l'augmentation de CE sauf quelques exceptions (Figure 26 ; h). Ceci est dû à l'influence de l'évaporation par le climat semi-aride du périmètre étudié. Par conséquent, le processus d'évaporation, suggéré par Jankowski et Acworth (1997), entraîne l'augmentation des concentrations de Na + et de Cl− dans les eaux souterraines, tandis que le processus d'échange d'ions est principalement responsable de l'augmentation de la concentration de l'ion Na+ (Hem, 1991 ; Prasad et al., 2006). L'examination des différents graphes X-Y a conclu que l'altération rocheuse est le mécanisme le plus important contrôlant la chimie des eaux souterraines dans la région de Benslimane. De plus, l'alcalinité en excès des eaux souterraines agit plus efficacement sur la dissolution des minéraux. Les résultats suggèrent aussi que l'échange d'ions et l'évaporation sont les processus secondaires à l'origine des concentrations très élevées de Na+ et ions Cl-. Les activités agricoles sont les autres origines influençant sur l'augmentation des ions Na^{2+}, Mg2+, Cl-, et SO_4^{2-}.

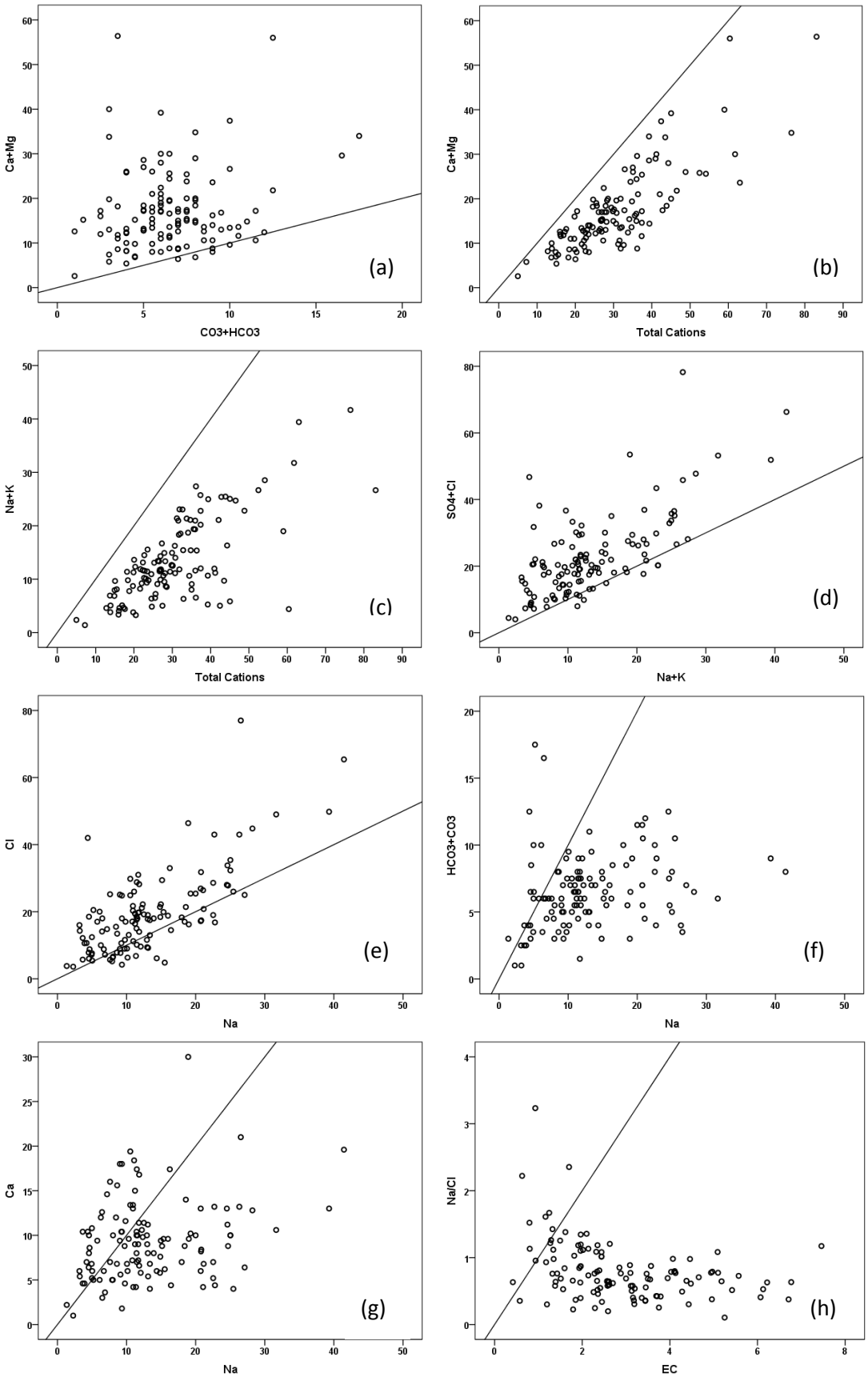

Figure 26 : (a) Graphe X–Y (HCO3 − + CO3 2−) vs (Ca2+ + Mg2+), (b) cations Total + vs. (Ca2+ + Mg2+), (c) Graphe X–Y cations Total + vs (Na+ + K+), (d) (Na+ + K+) vs.

(SO4 2− + Cl−), (e) Graphe X–Y Na+ vs Cl−, (f) Na+ vs. (HCO3 − + CO3 2−), (g) Graphe X–Y Na+ vs Ca2+, (h) CE vs. Na+/Cl−.

3.3.2. Diagramme de Piper

Le diagramme de piper a été utilisé pour classer les eaux souterraines et révéler la géochimie régissant ces eaux, et aussi pour déduire la dominance cationique et anionique. Ce diagramme a deux champs triangulaires représentant chacun les pourcentages des principaux cations ainsi que des anions, et un champ en forme de losange, qui représente les caractères géochimiques généraux des eaux souterraines (Guler et al., 2002).

La représentation graphique des échantillons sur ce diagramme (figure 27 et 28) a montré que l'eau dominant dans cette zone est de type Na-Cl (59%), Ca-Cl (23%), Mg-Cl (9%). On observe aussi la présence d'autres types d'eau avec de faible pourcentage : Na-SO4, Ca-SO4, Mg-SO4, Ca-HCO3, et Na-HCO3. De plus, le diagramme à secteurs a été tracé en se basant sur les valeurs moyennes des anions et des cations (figure29).Selon ce diagramme, La dominance cationique est reportée au sodium (Na^{+}>Ca^{2+}>Mg^{2+}). Tandis que l'anion majeur est Cl^{-} suivi par HCO^{3-} et SO_4^{-}. Il montre donc que l'alcalino-terreux (Ca+ Mg) a dépassé les métaux alcalins (Na+K) et que l'acide fort (SO4+Cl) a dépassé l'acide faible (HCO3). La dominance des eaux de type Na-Cl indique la nature saline des eaux souterraines (Prasanna et al. 2010 ; Singaraja et al. 2013). Ce résultat illustre clairement que la composition chimique de ces eaux souterraines est influencée par la présence de minéraux évaporitique (halite). L'augmentation de Na dans ces eaux peut être attribuée aussi à l'intrusion marine. En plus, les ions calcium sont beaucoup plus susceptibles d'être adsorbés sur les surfaces que les ions de sodium (Davraz et O¨ zdemir 2014). La raison que le sodium est le cation dominant peut être due donc aux processus d'échange d'ions. Car, le sodium est faiblement adsorbé, il peut atteindre facilement les eaux souterraines par l'infiltration. La diminution des concentrations de HCO3 peut faire en sorte que la dolomite devienne sous-saturée et continue à se dissoudre, en ajoutant du calcium et des sulfates dans l'eau (Hassen et al. 2016).

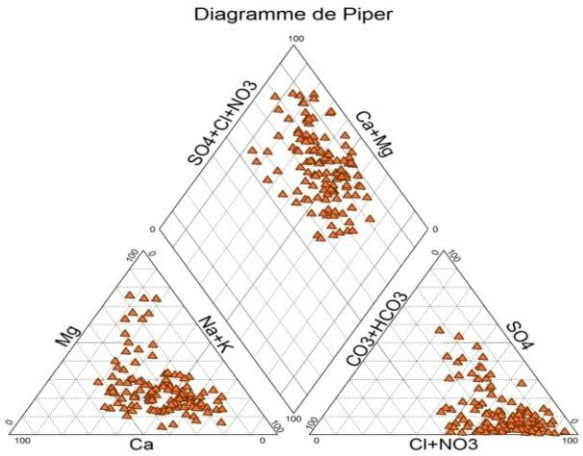

Figure 27 : Diagramme de Piper.

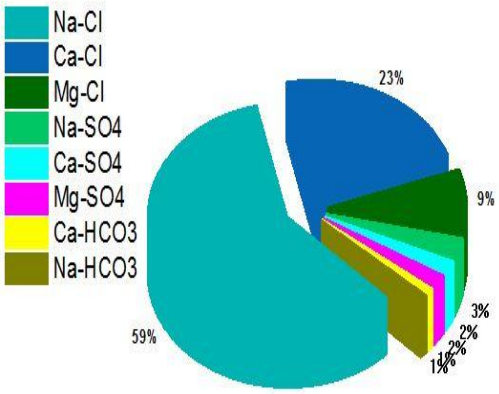

Figure 28 : Classification des eaux souterraines de la région de Benslimane selon les faciès géochimiques.

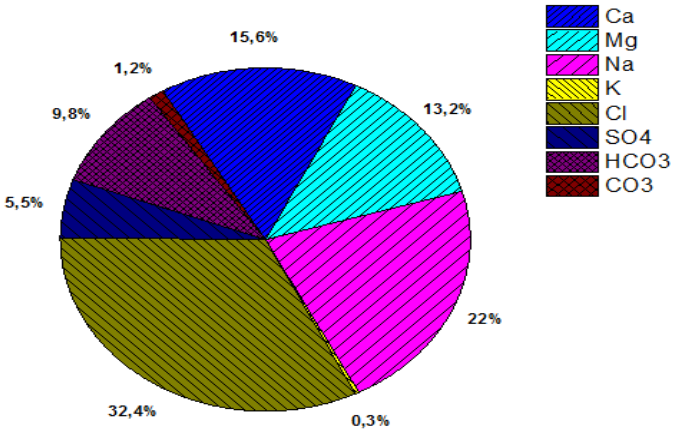

Figure 29 : Diagramme à secteurs selon la moyenne des anions et des cations.

3.3.3. Indice d'échange de base (IBE)

Afin de protéger un système aquifère ou un champ de captage contre une salinisation inattendue ou sévère. L'indice d'échange de base BEI établie par Stuyfzand (2008) constitue un meilleur indice utilisé fréquemment dans les études hydrochimiques des zones côtières. Il permet de distinguer si un aquifère est en cours de salinisation ou de rafraîchissement, ou a été rafraîchie ou salinisée dans le passé. Il indique donc la bonne direction des deux types d'eau : intrusion d'eau douce ou salée. Donc, on suppose que l'eau de mer intrusive caractérisée par de fortes concentrations de Cl, Na, K et Mg remplace l'eau douce ayant des concentrations élevées de Ca et de HCO3 ou vice versa. Au cours de ces échanges, au moins le Na est adsorbé pendant la salinisation, et le Ca pendant le rafraîchissement. Le BEI est calculé selon la formule suivante où toutes les concentrations sont en meq/l: BEI = $Na^+ + K^+ + Mg^{2+}$-1,0716Cl. Un BEI positif reflète un rafraîchissement dû à l'échange des cations, un BEI négatif reflète une salinisation due à l'échange inverse des cations, et un BEI d'une valeur égale à zéro ne représente aucun échange cationique. Les résultats montrent que 51% des échantillons des eaux souterraines présentent des valeurs de BEI négatives, ce qui indique un échange des cations et une intrusion d'eau salée dans les puits. La classification de Stuyfzand est appliquée dans nombreuses études.

A titre d'exemple, une étude hydrogéochimique sur les ressources en eaux souterraines du lac Urmia, au nord-ouest de l'Iran (Amiri et al., 2016). L'étude a été faite sur 84, 57 et 42 échantillons prélevés à partir des puits en juin 2014, septembre 2014 et mai 2015, respectivement. Les résultats d'analyse de BEI ont montré que le processus de salinisation et les réactions d'échange de cations contrôlent principalement les changements de la composition chimique des eaux souterraines.

Scholler (1965) a proposé aussi un autre indice utilisé dans l'évaluation d'échange de base, qui permet de connaître les réactions géochimiques qui ont lieu entre les eaux souterraines et les formations d'aquifère. Ce sont les indices Chloro-Alcalins CAI 1 et CAI 2 calculés selon les formules suivantes :

$CAI1= (Cl^- - (Na^+ + k^+))/Cl^-$

$CAI2= ((Cl^- - (Na^+ + K^+))/(SO_4^{2-} + HCO_3^- + CO_3^{2-} + NO_3^-)$

Des valeurs positifs indiquent un échange directe qui se fait entre les ions Na+ et K+ de l'eau et les ions Mg et Ca de son environnement d'accueil. Dans le cas d'un échange d'ions inverse, l'échange est dite indirect et les indices s'avèrent négatifs (Schoeller 1965). Les résultats de

calcul des deux indices ont révélé que 74,2% des puits analysés présentent des valeurs positives. Donc la majorité des échantillons suivent une interaction eaux souterraines (Na/K) - roche (Mg/Ca).

3.4. Aptitude des eaux souterraines à un usage agricole

Dans notre zone d'étude, l'irrigation des cultures est assurée par le pompage des eaux de la nappe. Afin de réussir le développement et le maintien des projets d'irrigation, il faut impliquer non seulement la fourniture d'eau d'irrigation à la terre, mais un control d'aptitude à l'irrigation de ces eaux est nécessaire (Haritash et al. 2008 ; Li et al. 2016). Pour se faire, nous avons utilisé les valeurs de la conductivité électrique, des chlorures, le rapport d'adsorption du sodium (SAR), le pourcentage de sodium (%Na), le carbonate de sodium résiduel (RSC), l'indice de perméabilité (IP), le rapport de Kelly (KR), et le rapport d'adsorption de magnésium (MAR). Pour déterminer comment l'interaction entre les différents ions affecte l'aptitude des eaux d'irrigation, une combinaison entre le SAR et les mesures de la conductivité électrique a été tracée (diagramme de Riverside), ainsi qu'entre la conductivité électrique et le %Na+ (Diagramme de Wilcox).

3.4.1. Risque de salinité

La conductivité électrique renseigne sur le degré de minéralisation des eaux. Elle présente un bon indice de l'origine de l'eau (HCEFLCD, 2006).L'examen des résultats des eaux analysées montre que la salinité des eaux souterraines exprimée en termes de conductivité électrique, varie entre 0,42 et 7,46 dS/m, avec une moyenne de 2,92 dS/m et un CV de 52% (Tableau 20). Ce qui reflète une forte minéralisation de ces eaux. Par ailleurs la classification de ces eaux analysées selon les normes de la FAO (FAO, 1989), montre que 42% des eaux analysées appartiennent à la classe fortement saline (EC>3 dS/m), et par conséquent, elles sont non souhaitables pour l'irrigation (tableau 21). Elles peuvent endommager le sol et affecter les autres nappes phréatiques. Ces teneurs élevées sont dues probablement, soit à l'intrusion marine engendré par la surexploitation des eaux de la nappe souterraine par les agriculteurs, soit à la lithologie. Par conséquence, ces teneurs importantes enregistrés peuvent provenir de la percolation des eaux d'irrigation à travers des sols salins et l'accumulation des sels dans la zone racinaire causant ainsi une réduction de la production agricole (Ezlit et al., 2010 ; Bouksila et al., 2013). En effet, les conditions climatiques arides induisent une forte évapotranspiration qui concentre les sels dans la solution du sol (Cheverry, C. et Robert, M. 1998).

Tableau 21 : Classification des eaux.

Paramètres	Catégories	Range	Pourcentage des échantillons
CE (ds/m) (FAO, 1989)	Aucun problème	<0,7	2
	Léger à modéré	0,7-3	56
	Problème sérieux	>3	42
Na % (Wilcox, 1955)	Excellente	<20	9
	Bonne	20 - 40	30
	Admissible	40 - 60	48
	Douteuse	60 - 80	13
	Inadéquate	>80	0
Cl− (Stuyfzand, 1989)	Extrêmement fraiche	<0,14	0
	Très fraiche	0,14-085	0
	Fraiche	0,85-4,23	2,50
	Fraiche-saumâtre	4,23-8,46	14,17
	Saumâtre	8,46-28,21	67,50
	Saumâtre- salée	28,21- 282,06	15,83
	Salée	282,06-564,13	0
SAR (Richard, 1954)	Excellente	0-10	96
	Bonne	10-18	4
	Moyen	18-26	0
	Mauvaise	>26	0
RSC (Richard, 1954)	Bonne	<1,25	100
	Moyenne	1,25-2,5	0
	Mauvaise	>2,5	0
Perméabilité (Doneen, 1964)	Class I	>75%	8,33
	Class II	75-25%	86,67
	Class III	<25%	5,00
MAR (Paliwal, 1972)	Inadéquat pour l'irrigation	>50	73,33
	Adéquat pour l'irrigation	<50	26,67
Ratio de Kelly (Kelly, 1940)	Inadéquat pour l'irrigation	>1	39,17
	Adéquat pour l'irrigation	<1	60,83

3.4.2. Risque lié aux chlorures

Pour étudier l'aptitude des eaux à l'irrigation, Stuyfzand (1989) a classé les eaux souterraines sur la base de Concentration en Cl- en huit classes (Tableau 21). Sur la base de cette

classification, seulement 2,5% des eaux qui sont souhaitable pour l'irrigation. 14,17% des eaux sont moyennement fraiches, donc l'utilisation de ces eaux a des conséquences négatives sur le sol après irrigation et 83,33% des eaux souterrains sont inappropriées à l'irrigation. Elles sont saumâtres sur la base de la concentration en ions Cl-.

3.4.3. Risque de sodicité

La sodicité de l'eau a un rôle important dans l'évaluation de la qualité des eaux destinées à l'irrigation. Elle permet de prédire l'impact de l'eau d'irrigation sur l'échange des cations et la structure du sol (Melanie et al., 2006). Afin de maintenir des conditions d'infiltration adéquates dans les sols irrigués et de contrôler l'effet de l'eau d'irrigation sur la perméabilité du sol due aux carences en Ca^{2+} et Mg^{2+} ou en excès de Na^{+}, il est nécessaire d'éviter le chargement de Na^{+}. Le risque de sodicité de l'eau d'irrigation est exprimé par SAR (Sodium Absorption Ratio), calculé selon la relation suivante (Richards 1954) : $SAR=Na/\sqrt{(Ca+Mg)/2}$.

On utilise le SAR pour classifier les risques reliés au sodium. Il présente un critère pertinent pour évaluer l'aptitude des eaux à l'irrigation (Aghazadeh et Mogaddam 2010 ; Ben Alaya et al. 2014). L'eau caractérisée par un SAR supérieur à 10 aura tendance à produire une accumulation de sodium dans le sol et donc un risque d'alcalinisation du sol. En effet, Le sodium agit au niveau de la défloculation du sol argileux ce qui entraîne une diminution de la macroporosité (air) et du taux d'infiltration de l'eau (Richards, 1954).

Les résultats obtenus enregistrent des valeurs du SAR qui varie entre 0.79 et 12.91 avec une moyenne de 4.75 et un coefficient de variation de 54.7% (Tableau 20). Montrant ainsi que 96% des puits ont une excellente qualité (SAR<10) alors que le reste de puits (4%) ont une qualité moyenne (10<SAR<18). Donc, il est à noter que les valeurs du SAR sont acceptables, et ces eaux ont peu d'action sur les propriétés physiques des sols tant que la salinité globale est suffisante (Daoud et Halitim, 1994).

Pour une même valeur de SAR, le risque est d'autant grand que la conductivité est élevée. Donc, un diagramme de Riverside a été établie afin d'évaluer le degré d'alcalinisation et de salinisation (figure 30).C'est une représentation graphique selon la conductivité électrique et la valeur du SAR.

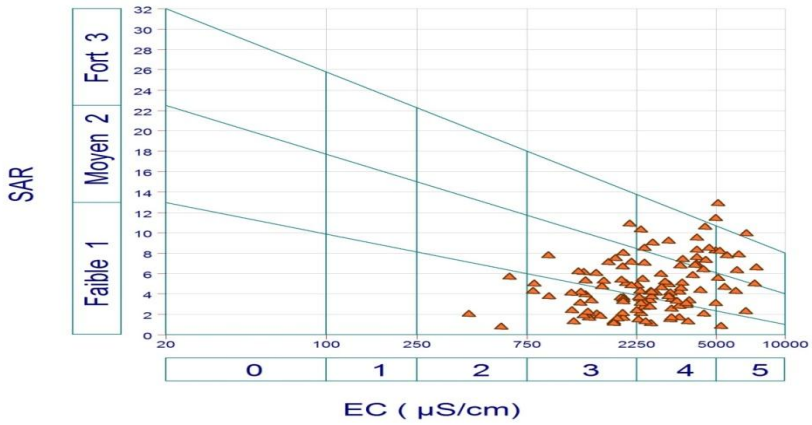

Figure 30 : Diagramme de Riverside pour la classification des eaux d'irrigation en fonction du SAR et de CE.

SAR: Rapport d'adsorption du sodium (méq/L).
CE : Conductivité électrique à 25 °C (µS/cm).

La projection des points sur le diagramme de Riverside montre différentes classes d'alcalinité et de salinité (Tableau 22) à savoir,

- ✓ Les classes C5-S1, C5-S2, et C5-S3 détermine une eau de très mauvaise qualité. Elles sont de 11,7%. Donc, leur utilisation peut avoir des conséquences néfastes sur la qualité des sols.
- ✓ Une dominance des eaux de mauvaise qualité avec un pourcentage totale de 52% représentée par les classes C4-S1, C4-S2, et C4-S3.Elles ont un risque élevé de salinisation et faible à moyen de sodicité
- ✓ Les classes C3-S1 et C3-S2 avec un pourcentage respectivement de 20,8 et 12,5%, désignent des eaux admissibles pour l'irrigation des cultures tolérantes aux sels.
- ✓ Les eaux de bonne qualité représentées par la classe C2-S1, sont seulement de 2,5%.

Tableau 22 : Les classes de salinité et de sodicité des eaux d'irrigation de la région de Benslimane.

Classe de salinité(C) et Sodicité (S)	Nombre de puits	Pourcentage des puits
C2–S1	3	2,5
C3–S1	25	20,8
C3–S2	15	12,5
C3–S3	1	0,8
C4–S1	19	15,8
C4–S2	29	24,2
C4–S3	14	11,7
C5–S1	1	0,8
C5–S2	5	4,2
C5–S3	5	4,2
C5–S4	3	2,5

Le pourcentage de sodium (%Na) représente la relation de sodium entre K+, Ca2+, Na+ et Mg2+. C'est un critère important pour caractériser la qualité des eaux d'irrigation et évaluer le risque lié au sodium (Doneen 1964), car le remplacement du calcium et du magnésium adsorbés par le sodium endommage la structure du sol et devient compact et imperméable (Raju 2007 ; Hosseinifard et Mirzaei Aminiyan 2015). Le pourcentage de sodium (%Na) est obtenu par l'équation suivante (Wilcox 1955) :

$$\%Na = (Na / Ca+Mg+Na+K) \times 100$$

Dans la région de Benslimane, les valeurs de Na varie entre 7,26 et 74,88 avec une valeur moyenne de 42,85. Seulement 9% des puits analysés appartiennent à la classe excellente (%Na <20 %), alors que 30 et 48% ont respectivement une qualité bonne à admissible (Tableau 20 et 21). Des résultats similaires ont été rapportés par Zouahri et al (2015) dans la zone agricole de Skhirat-Maroc, où les valeurs de %Na oscillent entre 24,7 et 75,6 % avec une valeur moyenne de 44,4 %.

Des teneurs élevées en sodium dans une eau d'irrigation entravent souvent le développement des plantes (Srinivasamoorthy et al. 2012). Des études menées par Wilcox (1948) proposent une classification des eaux d'irrigation (Figure 31) selon une représentation graphique dont la conductivité électrique est en abscisse et la concentration en sodium en ordonnées.

Cette classification montre que seulement 3 à 20% des eaux analysées ont une qualité excellente à bonne. 10% de ces eaux sont admissibles à l'irrigation sur des sols bien drainés. Les eaux avec une qualité médiocre représentent 26 %, elles peuvent convenir à l'irrigation des cultures bien tolérantes au sel et sur des sols lessivés et bien drainés. En outre, le pourcentage élevé, de l'ordre de 42%, est affecté aux eaux de mauvaise qualité. Ces eaux ne convenant généralement pas à l'irrigation. Donc, des mesures de traitement spéciales sont nécessaires pour contrôler les effets négatifs sur la croissance des plantes dans le cas des zones où la qualité de l'eau observée à partir d'admissible ou douteuse (Subba Rao et al. 2012). Dans une eau d'irrigation avec une concentration élevée en sodium, cet ion a tendance d'être absorbé par les particules d'argile, ce qui déplace les ions Ca et Mg provoquant ainsi une réduction de la perméabilité du sol (Yidana et al. 2010). Par conséquent, la circulation de l'air et de l'eau est restreinte dans des conditions humides et ces sols deviennent généralement durs lorsqu'ils sont secs (Saleh et al. 1999).

Afin d'assurer un développement durable, l'utilisation des engrais destinés à augmenter le rendement des cultures doit être contrôlé afin de réduire la percolation de l'excès de sodium, chlorure, sulfate et nitrate dans les eaux souterraines (Tlili-Zrelli et al. 2013). L'utilisation de l'irrigation au goutte-à-goutte est recommandée pour une irrigation plus efficace sans évaporation excessive et également pour prévenir l'altération et le lessivage.

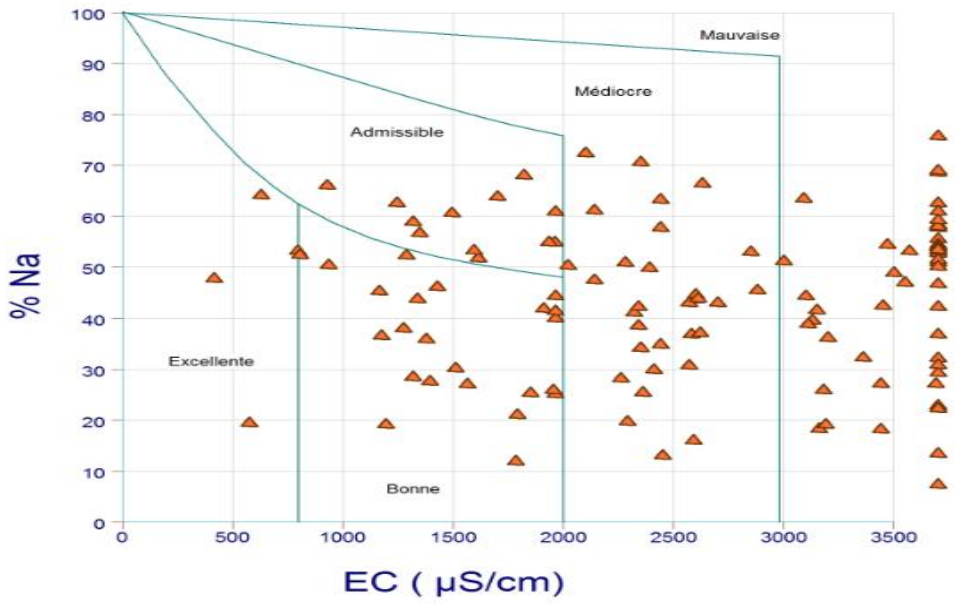

Figure 31 : Diagramme de Wilcox.

3.4.4. Risque d'alcalinité

Les travaux d'Eaton (1950) et le diagramme de Riverside ont mené au concept de carbonate de sodium résiduel (RSC) afin d'évaluer l'effet de bicarbonate sur la qualité des eaux d'irrigation. Il est déterminé par la relation suivante : RSC = (CO32- + HCO3-) - (Ca^{2+}+ Mg2+).

Une eau riche en carbonates présente un risque majeur d'alcalinisation et donc de la dégradation de la structure du sol (Marlet and Job, 2006). Le dépôt des carbonates sur le sol cause une diminution de sa perméabilité, ce qui engendre par la suite la perturbation de la croissance des plantes (Ehya et Saeedi, 2018). Les résultats d'analyse montrent que le RSC des échantillons varie entre -52,9 et 1.2 meq/l (Tableau 20). Elles ont tous une valeur inférieure à 1.25 meq/l. Donc ces eaux ne présentent pas un risque d'alcalinité.

3.4.5. Indice de perméabilité

La perméabilité du sol constitue un indice important dans les études de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. L'irrigation avec des eaux de mauvaise qualité cause un dépôt des sels dans le sol, ce qui réduit sa perméabilité lors de l'utilisation à long terme pour l'irrigation (Ehya et Saeedi, 2018). L'évaluation de l'aptitude de l'eau à l'irrigation en termes de perméabilité a été élaborée par Ragunath (1987) selon l'indice de perméabilité (IP) calculé comme suit en prenant les concentrations ioniques en meq / l :

$$PI = \left[\frac{\mathrm{Na+} + \sqrt{\mathrm{HCO3-}}}{(\mathrm{Ca2+} + \mathrm{Mg2+} + \mathrm{Na+})}\right] \times 100$$

Les valeurs calculées de PI dans les eaux souterraines de la zone d'étude oscillent entre 13,12 et 82.85 % avec une valeur moyenne de 51.99% (Tableau 20). La classe I (PI>75%) contient 8,33% des points échantillonnés. Donc ces eaux sont bonnes pour l'irrigation. La majorité des points (86,67%) appartient à la classe II (25<PI<75%) indiquant une perméabilité modérée avec des problèmes de drainage modérés. Seulement 5% des puits qui appartiennent à la classe III (PI<25%).ces eaux sont inappropriées pour l'irrigation car les problèmes de drainage sont plus importants dans ce cas (Tableau 21).

3.4.6. Ratio de Kelly (KR)

L'indice de Kelly (KR) est le rapport entre la concentration de sodium et les concentrations de calcium et de magnésium (Kelly, 1963). C'est un critère fréquemment utilisé pour prédire l'aptitude des eaux à l'irrigation. Des eaux avec des valeurs de KR inferieur à un indique une faible concentration des ions de sodium, donc ces eaux convient à l'irrigation. Tandis que ceux

avec KR supérieur à un reflètent un excès de sodium et elles sont donc inadéquat pour l'irrigation. Les valeurs de KR dans notre cas se situent entre 0,08 et 3,08 avec une moyenne de 0,9 et un CV de 63% (Tableau 20). Environs 39.17% des eaux de puits sont inconvenables pour l'irrigation tandis que 60.83% des eaux conviennent à l'irrigation (Tableau 21).

3.4.7. Rapport d'adsorption de magnésium (MAR)

Les concentrations élevées du magnésium dans l'eau d'irrigation causent l'augmentation de l'alcalinité du sol, qui perturbe la croissance des cultures et réduisant ainsi leurs rendement (Song et al., 2017). L'évaluation du risque de magnésium est élaborée selon le rapport d'absorption de magnésium (MAR) établi par Szabolcs et Darab (1964) et calculé selon la formule suivante où toutes les concentrations sont exprimées en meq/L :

$$MAR = \left[\frac{\mathrm{Mg2+}}{\mathrm{Ca2+ + Mg2+}}\right] \times 100$$

La valeur de MAR qui dépasse 50% reflète une eau néfaste pour les cultures. Dans la zone d'étude, les valeurs de MAR varient entre 9,09 et 89,86% avec une CV de 35,8% (Tableau 20). Seulement 26,67% des puits analysés qui ont un MAR inferieur à 50%, sont donc adéquat pour l'irrigation. Alors que 73,33% des puits ne conviennent pas à l'irrigation (Tableau 21).

3.5. Cartographie de l'aptitude des eaux à l'irrigation.

Pour évaluer la qualité des eaux, plusieurs chercheurs ont utilisé l'outil de SIG (Ahmad and Qadir 2011 ; Zaidi et al., 2014). Il permet de créer une surface continue qui aide à comprendre la distribution des paramètres de qualité de l'eau de la zone d'étude (Sumathi et al. 2008 ; Shabbir et Ahmad 2015; Hu et al., 2018 ; Ghouili et al., 2018). Dans notre zone d'étude, une cartographie de l'aptitude des eaux à l'irrigation a été élaborée afin de déterminer leur distribution spatiale. Elle s'est basée sur les classes issues du diagramme de Riverside (Figure 32).

La carte montre que les eaux de bonne qualité se localisent uniquement au niveau central de la région. Elles sont de faible extension et occupent une superficie de l'ordre de 4% par rapport à la superficie totale. Elles reposent sur des terrains loin des intrusions marines. La classe des eaux admissible à l'irrigation occupe une superficie de l'ordre de 32% .elle apparaisse d'une façon remarquable au niveau central et aussi au niveau du nord de la région d'étude. Les eaux de mauvaise à médiocre qualité s'étendent sur des superficies de l'ordre de 35 à 29%. Cette catégorie d'eau est présentée sur toute l'étendue de la zone, avec une dominance importante sur

la zone côtière où les conductivités sont élevées. L'interprétation de la carte dévoile donc une dominance importante des eaux non souhaitable à l'irrigation. Elles présentent des risques de salinisation des sols. Cependant des contrôles réguliers doivent être effectués avec une gestion adéquate des pratiques agricoles (Khodapanah et al., 2009).L'utilisation des engrais pour l'augmentation de la production devrait être contrôlé dans le périmètre étudié afin d'atténuer la percolation des ions salifères (Tlili-Zrelli 2013). L'irrigation par goutte à goutte est recommandée pour une irrigation plus efficace sans évaporation excessive. De plus, la sélection des cultures devrait être optimisée (Rao 2006).

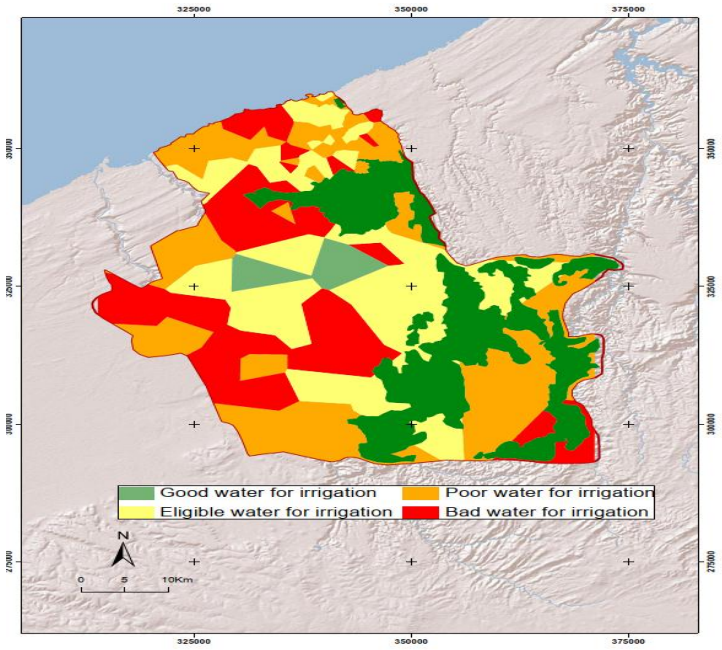

Figure 32 : Classes d'aptitude des eaux à l'irrigation selon la classification de Riverside.

IV. Conclusion

Cette étude hydrochimique nous a permis d'évaluer l'état actuel de la qualité des eaux souterraines dans la zone côtière de la région de Benslimane (Maroc), en fonction des principaux facteurs régissant sa minéralisation et son aptitude à l'irrigation. La nappe phréatique est peu profonde et dépasse rarement 15 m. Cette faible profondeur de la nappe phréatique contribue à augmenter le risque de minéralisation de ces eaux, ce qui aura un impact négatif sur les rendements des cultures et les propriétés des sols. En outre, cette étude a mis en évidence une détérioration alarmante de la qualité de l'eau en termes de problème de salinité, montré par le faciès chloro-sodique et les valeurs élevées de la conductivité électrique atteignant 7,46 dS/m. Ceci est probablement dû à l'infiltration des eaux des rivières et à l'intrusion marine qui est due

à la surexploitation de l'aquifère ainsi qu'à l'évaporation et au recyclage des eaux d'irrigation chargées en sels. Les résultats obtenus sont similaires aux conclusions tirées dans les cas cités de Skhirat et du Gharb confirmant l'origine de la salinité.

En outre, l'aptitude des eaux souterraines pour l'irrigation a été évaluée à l'aide de plusieurs critères tels que les chlorures, le SAR, le %Na, le RSC, le PI, le KR, le MAR et les diagrammes de Wilcox et Riverside ainsi que le système d'information géographique. Il a montré que l'eau impropre à l'usage agricole couvre 64% de la superficie totale. Ces eaux de qualité dégradée occupent l'ensemble de la zone avec une dominance importante située sur la bande côtière. L'utilisation à long terme de ces eaux souterraines pour l'irrigation présente donc des risques pour les sols et la productivité agricole.

Cette étude sur la qualité de l'eau aidera et guidera les décideurs à mettre en œuvre un plan de contrôle optimisé pour le suivi de la qualité de l'eau d'irrigation et pour identifier des mesures correctives et préventives pour la durabilité du foncier agricole de la région. L'une des recommandations est donc de mélanger l'eau saline avec eau douce avant l'irrigation afin de réduire le risque de salinité dans les zones touchées, ou l'adoption d'une irrigation cyclique basée sur l'alternance d'apports d'eau douce et d'eau salée. Ces techniques permettent de réduire la salinisation des sols et de favoriser le développement des plantes. Dans les zones marquées par la rareté de l'eau douce, il faut penser à des méthodes de désalinisation comme les méthodes thermiques, qui consistent à produire de l'eau douce par évaporation d'eau salée.

D'autres mesures d'accompagnement qui peuvent réduire le risque de salinité sont le choix des cultures qui doivent être adaptées au type d'eau d'irrigation, en utilisant des cultures et des variétés tolérantes au sel pour maintenir le potentiel de la production agricole, comme le sorgho, l'orge, la luzerne et les artichauts. Il faut également envisager de s'orienter vers l'irrigation de précision, comme l'adoption de l'irrigation par goutte-à-goutte, qui permet d'avoir des meilleurs rendements tout en économisant l'eau, car il minimise la salinité et les stress matriciels dans la zone racinaire, bien que les sels s'accumulent à la périphérie de la zone humide. Enfin, les meilleures pratiques de gestion concernant la fertilisation, basées sur l'analyse du sol, devrait être adoptée pour fournir des engrais en quantités adéquates, aux endroits et aux moments appropriés pour assurer une productivité élevée avec un agro-écosystème durable.

CHAPITRE VI : CONTAMINATION PAR LES NITRATES ET RISQUES SANITAIRES ASSOCIES DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE LA REGION DE BENSLIMANE

I. Introduction

Les eaux souterraines sont la principale source d'eau potable pour plus de 1,5 milliard de personnes dans le monde (He et al., 2015). En plus, elles représentent une ressource vitale importante pour répondre à d'autres besoins domestiques, agricoles et industriels dans de nombreux pays du monde. L'utilisation inappropriée des ressources en eau, à la suite de négligence et d'ignorance affaiblit la durabilité des écosystèmes, et conduit à la pollution de cette source par des substances nocives pour la santé humaine, tels que les métaux lourds et les nitrates (Chen et al., 2017 ; Thu et al., 2020 ; Bahrami et al., 2020).

Plusieurs études ont montré que les nitrates constituent le polluant majeur qui menace les eaux souterraines. Ils sont présents dans les eaux du monde entier (Wakida et Lerner, 2005 ; Uddin et Kurosawa, 2014). La pollution nitrique provient de nombreuses sources y compris les sources anthropiques et les facteurs naturels (Chenini et al. 2008 ; Kazakis et Voudouris 2015). La décomposition des plantes, le dépôt atmosphérique, les eaux usées, les engrais chimiques, les déchets industriels, ainsi que les effluents textiles et pharmaceutiques augmentent les concentrations des nitrates dans l'eau (Singh et al., 2006 ; Ray et al., 2020). La valeur seuil des ions de nitrates dans l'eau de consommation a été fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé à 50 mg/l (WHO 2017). La consommation des eaux contaminées par cet ion a plusieurs effets indésirables sur la santé. Dans l'organisme, les nitrates sont convertis en nitrites. Ces derniers réagissent avec l'hémoglobine pour former la méthémoglobine, affectant la capacité du sang à transporter suffisamment d'oxygène jusqu'aux cellules de l'organisme. Ceci provoque l'empoisonnement par hypoxie, appelé méthémoglobinémie ou syndrome du bébé bleu (Knobeloch et al., 2000 ; Skold et Klein, 2011). En outre, une exposition prolongée à un environnement à forte teneur en nitrates cause l'avortement, le retard de croissance et la perturbation du système nerveux chez les femmes enceintes. En plus, les nitrosamines, des dérivés des nitrates, présentent un risque cancérigène chez les adultes (Ward et al., 2018 ; Tian et al., 2020). Compte tenu de ces facteurs, il est nécessaire d'examiner la qualité des eaux en mettant en valeur la santé publique et la situation socio-économique. Dernièrement, de nombreuses études ont appliqué l'indice de la qualité de l'eau (WQI) pour évaluer les eaux souterraines à des fins de consommation (Edris et al., 2016 ; Khan et Jhariya, 2017 ; Rabeiy, 2018 ; Adimalla 2020a ; El Mountassir et al., 2020). C'est une méthode idéale qui permet d'intégrer un ensemble de données de caractérisation de l'eau en un indicateur simple qui fournit une image complète et globale sur la qualité de l'eau et détermine le niveau de la propreté ou de la pollution de l'eau (Bordalo et al., 2006 ; Sánchez et al., 2007).

L'examen des risques pour la santé est un outil efficace et largement utilisé pour déterminer le degré de dommage sanitaire dû à l'exposition à divers polluants toxiques (Ghaderpoori et al. 2018 ; Mohammadi et al., 2020). Dans la littérature actuelle, le risque sanitaire non cancérigène lié aux nitrates est identifié en se basant sur le *) qui tient en compte les deux voies d'exposition par consommation et par contact cutané, et aux tranches d'âges (nourrissons, enfants, femmes et hommes adultes) (Li et al. 2016 ; Qasemi et al., 2020). De nombreuses études ont porté sur cette thématique à l'échelle mondiale (Shamsuddin et al., 2016 ; Haftbaradaran et al. 2018 ; Wagh et al., 2019 ; Isiuku et Enyoh 2020 ; Nawale et al., 2021 ; Liu et al., 2020).

A l'échelle nationale, le Maroc reste dans la majeure partie de son territoire, un pays à climat essentiellement semi-aride avec des ressources en eau limitées. La majorité de sa population dépend des eaux souterraines pour les travaux agricoles et la consommation surtout dans les zones rurales. En effet, plusieurs recherches ont porté sur l'évaluation de la qualité ou le degré de vulnérabilité des eaux souterraines (Re et al., 2014 ; Baki et al., 2017 ; Chafouq et al., 2018 ; Heiß et al., 2020 ; Sehlaoui et al., 2020 ; El Mountassir et al., 2020), or il y a un nombre limité de recherches qui ont abordé l'évaluation du risque sanitaire lié aux nitrates dans les eaux souterraines (Sadeq et al., 2008 ;Barakat et al., 2019 ; Barakat, 2020). Il est donc nécessaire et important de renforcer les études d'évaluation des risques sanitaires des eaux souterraines liés aux nitrates afin de fournir une référence aux décideurs pour la gestion de ces ressources et prendre des actions curatives, correctives et préventives vis-à-vis à la pollution nitrique.

La province de Benslimane, sujet de cette étude, est une subdivision à dominante rurale. Elle est composée de 15 communes dont 13 communes rurales. Les eaux souterraines dans cette région constituent une source importante d'approvisionnement en eau de consommation et pour des usages agricoles. Toutefois, les objectifs principaux de cette étude sont : i) L'évaluation d'une manière globale l'état de la qualité des eaux souterraines en utilisant l'indice de la qualité de l'eau (IQW) et l'indice de la pollution nitrique (NPI), ii) l'identification du risque sanitaire dû à l'ingestion et à l'exposition à une eau contaminée chez les adultes (hommes et femmes), les enfants, et les nourrissons selon les critères établis par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 1989 ; 2004).

II. Matériels et méthode

2.1.Echantillonnage et analyses de l'eau

Un total de 120 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés (Figure 10). In situ, le niveau piézométrique a été mesuré à l'aide de la sonde piézométrique. Au laboratoire, les échantillons d'eau souterraine on fait l'objectif de mesure du pH, de la conductivité électrique (CE), du calcium (Ca2+), du magnésium (Mg2+), du sodium (Na+), du potassium (K+), du bicarbonate (HCO3-), des chlorures (Cl^-), du sulfate ($SO4^{2-}$), des nitrates (NO_3-) et de l'ammonium (NH4).

2.2.Indice de la qualité de l'eau (WQI)

Le WQI présente un outil idéal pour le diagnostic de la qualité des eaux souterraines en dévoilant leur niveau de contamination et leur aptitude à la consommation (Ramakrishnaiah et al., 2009 ; Verma et al., 2018). Il est obtenu par une combinaison de différents paramètres de qualité de l'eau en un indice, selon l'équation (1):

$$WQI = \sum_{i=0}^{n} Wi \times qi \quad (1)$$

où Wi est le poids relatif calculé pour les onze paramètres de l'eau (pH, CE, Ca2+, Mg2+, Na+, K+, NH4+, HCO3-, Cl-, SO42-, et NO3-) en utilisant l'équation (2). Le poids wi est attribué pour chaque paramètre en fonction de son importance et son effet sur la qualité des eaux (Balamurugan et al. 2020a) :

$$Wi = wi / \sum_{i=0}^{n} wi \quad (2)$$

Pour l'échelle de notation de la qualité (qi), il est obtenu en pourcentage en divisant la valeur de chaque paramètre d'eau (Ci) par sa concentration standard (Si) établie par l'WHO dans chaque échantillon (WHO, 2011), selon l'équation (3) :

$$qi = (Ci/Si) \times 100 \quad (3)$$

2.3.Evaluation de la pollution nitrique

La teneur en nitrate présente un indicateur primordial dans les études d'évaluation de la qualité des eaux souterraines (Balamurugan et al. 2020b; Qian et al. 2020). La pollution nitrique des eaux souterraines est devenue un problème courant dans le monde entier à cause de ses effets néfastes sur la santé humaine, ce qui nécessite une surveillance continue (Obeidat et al., 2012 ; Arauzo, 2017). Cette pollution est fréquemment due aux activités anthropiques telles que l'urbanisation et les activités agricoles et industrielles. Les eaux souterraines dont la

concentration en nitrates dépasse le seuil de 20 mg/L sont considérées comme contaminées par les activités humaines (Spalding et Exner, 1993 ; Bahrami et al., 2020). L'évaluation du degré de la pollution dans la région de Benslimane a été procédée par l'étude de la variation des concentrations en nitrates dans les puits échantillonnés. La concentration maximale acceptable des nitrates pour une eau potable est fixée à 50 mg/L (WHO, 1993). En effet, quatre classes de la qualité des eaux ont été établies : bonne, à risque faible, à risque élevé, et à risque très élevé lorsque la concentration en nitrate est < 25, 25-50, 50-100, et > 100 mg/L, respectivement. Afin d'évaluer à quel point les eaux souterraines du périmètre étudié sont contaminées par les nitrates dues aux activités anthropiques, l'indice de la pollution nitrique (NPI) présente un outil très indicatif (Obeidat et al., 2012 ; Bahrami et al., 2020). Il est obtenu par l'équation (4) :

$$NPI= (Ci-HAV)/HAV \quad (4)$$

où Ci est la concentration de nitrate mesurée dans l'échantillon et HAV est la valeur affectée par l'homme prise comme 20mg/L, et qui indique la valeur seuil de l'exposition à la source anthropique. Des valeurs de NPI < 0, 0-1, 1-2, 2-3, et > 3 indiquent une eau non polluée, à pollution légère, à pollution modérée, à pollution significative, et à pollution très significative, respectivement (Table 25). Étant donné que la région de Benslimane est une région agricole, une analyse statistique a été réalisée pour identifier la variation des valeurs de NPI, en fonction des différentes utilisations des terres agricoles. Pour ce faire, les tests ANOVA et Kruskal-Walis ont été utilisés pour examiner s'il y avait une différence statistiquement significative entre les deux variations.

2.4. Évaluation des risques sur la santé humaine

L'évaluation du risque pour la santé humaine est un processus qui permet l'examen de la nature et de la possibilité des effets actuels ou futurs sur la santé causés par l'exposition à des eaux contaminées. En général, cette exposition se produit selon les deux voies orale et cutanée lors de l'utilisation quotidienne de l'eau pour la consommation, ou par contact direct lors de la baignade ou autres travaux domestiques. Pour cette raison, l'évaluation du risque sanitaire lié aux nitrates prend en considération ces deux voies d'absorption (Giri et Singh, 2014). Le quotient de risque (HQ) est un indice puissant qui permet d'estimer les risques potentiels non cancérogènes liés aux nitrates des eaux souterraines en prenant en compte quatre classes de la population : les hommes et les femmes adultes, les enfants et les nourrissons. HQ par ingestion orale (HQoral) et par contact cutané (HQdermal) ont été calculés par les équations suivantes (Wen et al. 2019 ; Zhai et al. 2017) :

$$HQ_{oral} = \frac{Cw \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT \times RfDo}$$

$$HQ_{dermal} = \frac{Cw \times Ki \times CF \times EF \times ED \times EV \times SA}{BW \times AT \times RfDd}$$

où Cw désigne la concentration en nitrates des eaux souterraines, IR désigne le taux d'ingestion d'eau, EF est la fréquence d'exposition, ED est la durée d'exposition, BW signifie le poids corporel moyen, AT signifie le temps d'exposition moyen, Ki représente le coefficient de perméabilité cutanée, CF est le facteur de conversion, EV indique la fréquence de l'événement, SA se réfère à la surface de la peau disponible pour le contact, RfDo et RfDd sont respectivement la dose de référence du nitrate par ingestion (1,6 mg.d/kg) et par absorption cutanée (0,8 mg d/kg) d'eau (USEPA, 2004). Les valeurs et les unités de ces paramètres chez les différentes tranches d'âge sont représentées dans le Tableau 23.

Le quotient du risque total (THQ) est la somme des quotients de risque oral (HQo) et cutané (HQd). Des valeurs de THQ<1 suggèrent un risque non cancérogène acceptable, or des valeurs de THQ>1 indiquent un risque potentiel pour la santé humaine (Liu et al. 2019 ; Wagh et al., 2019).

Tableau 23 : Paramètres d'exposition humaine utilisés pour calculer les quotients du risque (HQ) selon USEPA (2004).

		Valeurs			
Paramètres	Unité	Femme	Homme	Enfant	Nourrisson
Taux d'ingestion (IR)	L/jour	2.5	2.5	1.5	0.78
Fréquence d'exposition (EF)	Jour/an		365		
Durée d'exposition (ED)	années	30	30	12	0.65
Poids corporel (BW)	kg	65	70	15	10
Durée moyenne (AT)	Jours	10950	10950	4380	237.25
Fréquence de l'événement (EV)	temps/jour		1		
Coefficient de perméabilité cutanée (Ki)	cm/h		0.001		
Zone cutanée (SA)	cm2	17081	18298	7832	5363
Facteur de conversion (CF)	L/cm3		0.001		

2.5. Distribution spatiale

L'élaboration des cartes de distribution spatiale est une méthode cruciale qui permet d'explorer la variabilité spatiale d'un tel paramètre ou indice. Pour se faire, plusieurs méthodes d'interpolation peuvent être appliquées telles que : la spline, le krigeage, et la distance inverse

pondérée (IDW) (Elumalai et al., 2017 ; Xu et al., 2019). Elles permettent de créer une surface à partir de points mesurés, en se basant sur des propriétés statistiques. Pour cette étude, la méthode d'interpolation de la distance inverse pondérée (IDW) a été adoptée pour examiner en détail la variation spatiale de la qualité et des concentrations des nitrates des eaux souterraines, et pour localiser les zones à ou sans risque dans la région de Benslimane.

III. Résultats et discussion

3.1. Qualité générale des eaux souterraines

Les résultats de l'analyse statistique (minimum, maximum, moyenne et coefficient de variation) de divers paramètres physico-chimiques de cent vingt échantillons d'eaux souterraines et leurs poids sont présentés dans le Tableau 24. Ce dernier révèle également les limites de la qualité de l'eau de consommation selon les normes établies par l'Organisation Mondiale de la Santé (WHO, 2011).

Le pH joue un rôle essentiel dans l'examen de la qualité des eaux souterraines. Elle reflète la force de l'eau qui spécifie la matière acide ou alcaline présente dans les eaux souterraines. Des valeurs élevées du pH dans les eaux souterraines peut causer des irritations de la peau et des yeux. Il modifie généralement le goût naturel de l'eau en un goût amer (WHO, 2017). Cependant, les eaux souterraines de la région de Benslimane sont légèrement alcalines avec un pH qui varie entre 6.2 et 8.1 et une moyenne de 7.2 (Tableau 24). Pour des fins de consommation, les valeurs limites de pH autorisées par l'WHO sont fixées entre 6.5 et 8.5. Aucun échantillon ne dépasse donc ces limites. La conductivité électrique constitue un paramètre important pour évaluer les concentrations ioniques dans les eaux, elle indique le degré de salinité des eaux. Ses valeurs dans la zone d'étude varient entre 0.42 et 7.46 dS/m avec une moyenne de 2.92 dS/m. Il y a juste un seul puits qui a enregistré une valeur inférieure à 0.5 dS/m, ce qui indique que les autres échantillons sont impropres à la consommation selon les normes de l'WHO (WHO, 2011). Les valeurs élevées de la CE pourraient être attribuées au processus géochimique, à l'intrusion marine et à l'activité agricole prévalant dans la région de Benslimane (Subba Rao et al., 2017 ; Sehlaoui et al., 2020).

Tableau 24 : Bilan statistique de la composition chimique des eaux souterraines de la région de Benslimane et les poids relatifs des paramètres.

Paramètres physico-chimiques	Min.	Max.	Moy	CV (%)	WHO (2011)	Poids (wi)	Poids Relatif (Wi)
CE (dS/m)	0.42	7.46	2.92	52	0.50	4	0.114
pH	6.2	8.1	7.2	4.4	6.5–8.5	4	0.114
NO3-(mg/l)	1	270.1	63.7	77.1	50	5	0.143
NH4+ (mg/l)	0	3.2	1.2	13.3	1.5	5	0.143
Ca 2+(mg/l)	20	600	186	48.3	75	2	0.057
Mg 2+(mg/l)	17	554	96	87.8	50	1	0.029
Na +(mg/l)	31	953	302	57.2	200	2	0.057
K +(mg/l)	0.3	24.3	6.9	70.7	12	2	0.057
Cl- (mg/l)	128	2734	686	63.4	250	3	0.086
SO4 - (mg/l)	12	1159	159	113.6	250	4	0.114
HCO3- (mg/l)	61	915	356	44.5	120	3	0.086
						∑=35	∑=1

Min. : Minimum ; Max. : Maximum ; Moy : Moyenne ; CV : Coefficient de variation.

Pour les anions et les cations majeurs, l'ion SO42- est le plus variable avec un coefficient de variation de 113.6%. Ses concentrations varient entre 12 et 1159 mg/L. 80.8% des échantillons analysés présentent des valeurs au-dessous de la limite maximale acceptable de 250 mg/L. Concernant HCO3-, les concentrations minimale et maximale sont de 61 et 915mg/L, avec une moyenne de 356 mg/L. Selon la norme fixée par l'WHO (120mg/L), seulement trois échantillons qui présentent une qualité acceptable. Les valeurs en Cl- sont très élevées et oscillent entre 128 et 2734 mg/L et 88.4% des eaux souterraines analysées dépassant la limite acceptable de 250mg/L. Les concentrations de K+ dans les eaux souterraines de la région de Benslimane sont entre 0.34 et 24.3 mg/L et une moyenne de 6.9mg/L. Elles étaient en général dans la limite acceptable, avec seulement 22 échantillons qui ont des valeurs supérieures à 12 mg/L. Tandis que pour Ca2+, la majorité des puits analysés étaient au delà de la limite acceptable. Concernant Mg2+ et Na+, 29.2 % et 28.3% respectivement des échantillons sont adéquats à la consommation. Pour les concentrations en NH4+, 79.2% sont dans les normes.

3.2. Indice de la qualité des eaux

L'indice de qualité des eaux (WQI) a été utilisé pour évaluer l'état de la qualité des eaux souterraines destinées à la consommation dans la zone d'étude. Onze paramètres physico-chimiques ont été intégrés dans cet indice, afin de déterminer les valeurs de WQI à chaque point de prélèvement. Les poids ont été assignés à chaque paramètre de la qualité de l'eau en

fonction de leur importance relative dans la qualité globale de l'eau de boisson (Tableau 24). Le poids le plus élevé de 5 a été affecté aux NO3- et NH4+ qui ont un effet plus important sur qualité de l'eau et sur la santé humaine. En outre, des niveaux élevés de ces ions majeurs dans une eau de consommation provoquent des anomalies chez l'Homme tels que la méthémoglobinémie chez les nourrissons, des carcinomes gastriques et des anomalies congénitales du système nerveux central (Varol et Davraz. 2015). Les paramètres pH, CE et SO4+ ont reçu un poids de 4, étant donné que ce sont souvent eux qui influencent la qualité des eaux souterraines. Ils ont aussi un effet sur la détérioration du goût naturel de l'eau de consommation (WHO, 2017). Le poids 3 a été attribué à Cl- qui ne présente aucun signe de toxicité, en outre des concentrations élevées de Cl- permettent de ressentir le goût salé et peut provoquer des vomissements, surtout chez les individus souffrants de certaines pathologies rénales (WHO, 2017). Le même poids est assigné aussi à HCO3-. Un poids de 2 a été attribué aux Ca2+, K+ et Na+ en raison de leur faible importance dans la qualité de l'eau. Mg 2+ a reçu le poids minimum de 1 car il a rarement un rôle signifiant dans la qualité des eaux souterraines. Après, les poids relatifs (Wi) ont été calculés pour chaque paramètre et l'échelle de notation de la qualité est attribué pour chaque point échantillonné en se basant sur les standards fixés par l'WHO (Tableau 25). Les valeurs de WQI obtenues ont été classées en cinq catégories à savoir l'eau à qualité excellente (WQI< 50), bonne (50<WQI<100), mauvaise (100<WQI<200), très mauvaise (200<WQI<300) et l'eau impropre à la consommation (WQI>300) (Table 25). Les valeurs minimales et maximales de WQI dans la région de Benslimane étaient de 157.7 et 472.7, respectivement avec une moyenne de 279.4. Tous les échantillons ont des valeurs de WQI supérieures à 100 qui dévoilent donc une absence totale des eaux d'excellente et de bonne qualité. A partir d'un total de 120 échantillons analysés, 7.5% et 30% sont classés respectivement dans les catégories « mauvaise » et « impropre », alors que le pourcentage élevé (62.5%) a été assigné à la classe « très mauvaise » (Tableau 25). Par conséquent, des risques sanitaires peuvent se produire à cause de la dominance des eaux inadéquates pour la consommation, ce qui oblige un traitement avant leur utilisation.

Tableau 25 : Classification des eaux souterraines selon WQI et NPI dans la région de Benslimane.

Indice	Range	Classe de l'eau	Pourcentage des échantillons
WQI	<50	Excellent	0
	50-100	Bon	0
	100-200	Mauvais	7.5
	200-300	Très Mauvais	62.5
	>300	Inadéquat	30.0
NPI	<0	Non polluée	21.7
	0-1	Légère pollution	13.3
	1-2	Pollution modérée	20.0
	2-3	Pollution significative	15.0
	>3	Pollution très significative	30.0

La spatialisation des données de l'indice WQI est représentée sous forme d'une carte thématique dans la Figure 35. Elle montre une dominance des eaux impropres à la consommation au Sud et au Nord de la région. Les eaux très pauvres marquent toute la région avec une dominance importante au niveau central, tandis que quelques petites poches situées au centre sont classées dans la catégorie "pauvre". La dégradation de la qualité des eaux peut être expliquée par la dominance des exploitations agricoles et d'élevage dans ces zones. La présence d'une partie importante de classe « impropre » aux alentours des deux communes urbaines de Bouznika et de Benslimane peut être expliquée par l'impact de l'urbanisation sur la détérioration de la qualité des eaux souterraines, pourtant les eaux souterraines des zones urbaines sont plus vulnérables à la contamination par rapport aux zones rurales en raison de la présence de différentes sources et voies de pollution (Brindha et Schneider, 2019 ; Zhang et al., 2019). Dans la province de Benslimane, la présence seulement de deux communes urbaines (Benslimane et Bouznika) entraîne une forte densité de la population générant ainsi une pression excessive sur la ressource en eau et un rejet important d'eaux usées. De plus, ces deux communes sont connues pour accueillir les principaux établissements administratifs de la province, notamment les zones industrielles. Cela entraîne une augmentation des déchets municipaux et industriels qui provoquent par la suite la dégradation de la qualité des eaux souterraines après infiltration des polluants. Dans le sud de la province, l'existence d'eaux impropres à la consommation peut être due à la forte salinité de ces eaux dans cette zone à cause

de l'influence des facteurs géogéniques (Sehlaoui et al., 2020). Cependant, ce paramètre a eu un poids important lors des calculs de WQI.

Au Maroc, une étude similaire dans la région d'Essaouira avait comme objectif l'examen du degré d'aptitude des eaux souterraines à la consommation (El Mountassir et al., 2020). Dans cette étude, on a décelé également une dominance des eaux inaptes à la consommation. Les pourcentages 61, 18 et 16% ont été accordés respectivement aux classes de mauvaise qualité, très mauvaise qualité et impropres à la consommation. Les auteurs ont reporté cette détérioration aux dépôts des déchets d'élevage, aux variations hydrogéochimiques dues à la dissolution et l'évaporation des formations riches en sels, et à l'éloignement de la zone de recharge de l'aquifère étudié. En outre, Benamar et al (2019) ont appliqué l'indice WQI pour évaluer la qualité des eaux de la rivière d'Oum Er Rbia. Ils ont montré que toutes les valeurs de WQI dépassaient la limite de 300 dans toutes les stations lorsque les concentrations en métaux sont incluses. Les activités anthropiques et le rejet des eaux usées des villes avoisinantes dans la rivière sans aucun prétraitement ont été derrière la mauvaise qualité des eaux de la rivière.

3.3. Nitrate et indice de la pollution nitrique

La pollution nitrique constitue l'une des principales préoccupations relatives aux eaux souterraines dans le monde entier, en particulier dans les régions agricoles (Li et al., 2017; Zhang et al., 2018). En effet, plusieurs chercheurs ont indiqué que les dérivés azotés sont peu fréquents dans les terrains géologiques (Maila et al., 2004); par conséquent, la présence de nitrate dans les eaux souterraines est principalement due aux produits phytosanitaires et aux déchets des animaux dans les zones irriguées. Toutefois, dans la zone d'étude, l'activité agricole présente la principale source économique. En outre, la majorité des agriculteurs ont avoué l'utilisation excessive des engrais dans le but d'avoir de meilleurs rendements. Cependant, les teneurs en nitrate dans la région de Benslimane oscillent entre 1 et 270 mg/L avec une moyenne de 64 mg/L. Parmi les eaux analysées, 56.7% ont des valeurs supérieures à 50 mg/L, valeur seuil fixée par l'WHO pour les eaux consommation (WHO, 2011) (Figure 33).

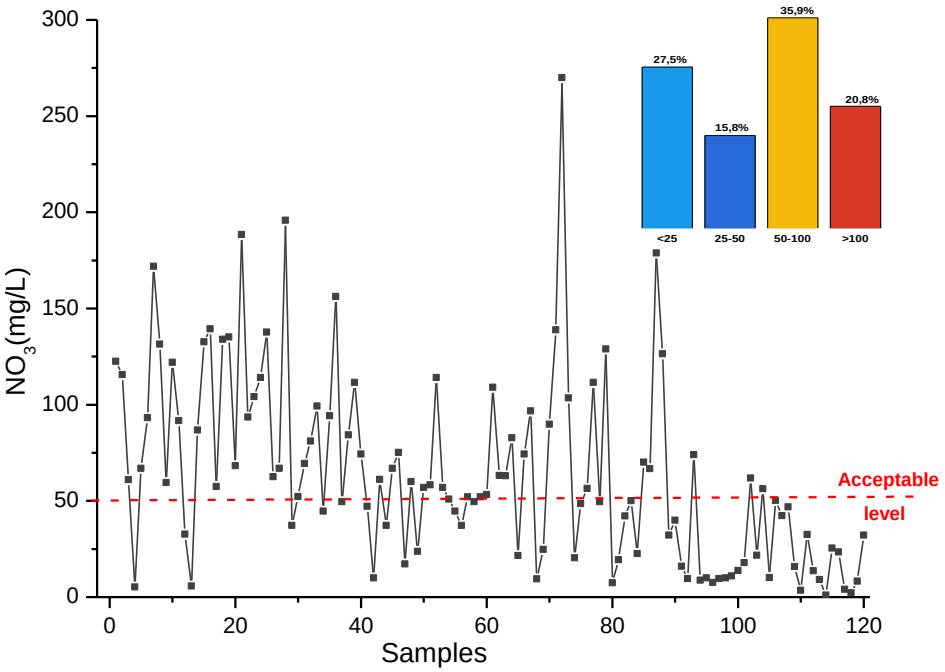

Figure 33 : Variation des concentrations et des classes des nitrates dans les eaux souterraines de la région de Benslimane.

Concernant NPI, la valeur minimale était de l'ordre de -10 alors que la valeur maximale était de l'ordre de 12.5. Les eaux souterraines qui ont des valeurs supérieures à la valeur seuil de la source anthropique sont de l'ordre de 78.3% (Tableau 25). Sur la base de l'utilisation agricole des terres autour des puits échantillonnés, le maximum des valeurs de concentration de nitrates et de NPI ont été observées dans une parcelle de vigne utilisant l'irrigation par goutte à goutte et les fertilisants chimiques, alors que la valeur minimale était dans une parcelle de maïs en bour utilisant le fumier comme fertilisant. Ceci est en concordance avec l'étude faite par Sacchi et al (2013). Ils ont déduit que la dénitrification permet d'éliminer environ 40 à 60 % des nitrates initiaux des eaux souterraines dans les champs de maïs. En plus, ces résultats ont mis le point sur l'impact des pratiques agricoles sur la pollution nitrique des eaux souterraines (Sebilo et al., 2013 ; Alighardashi et Mehrani ; 2017).

La répartition spatiale des teneurs en nitrates est illustrée dans la Figure 35. Elle montre une variation croissante en passant du Sud vers le Nord de la région. La partie Nord est plus touchée par la pollution nitrique. En raison des résultats de NPI obtenus, cette distribution est due à l'influence de plusieurs facteurs anthropiques. Dans la région de Benslimane deux régimes culturels différents sont adoptés. La région nord est dominée par le maraichage et la viticulture

basés sur une irrigation par goute à goute et une utilisation excessive des engrais chimique, alors que la zone centrale et Sud sont caractérisées par les cultures céréalières et fourragères, respectivement. Ce sont des cultures bour avec une fertilisation à base du fumier. Or, l'irrigation excessive conduit à un drainage vers la nappe phréatique et contribue fortement dans le lessivage des pertes de nitrates (Berdai et al.. 2004 ; Gholamhoseini et al., 2013 ; Esmaeili et al., 2014). L'évolution de la qualité des eaux souterraines dans la région de Benslimane entre les différents types d'utilisation des terres agricoles a été testée tout d'abord par le test ANOVA prenant en considération deux variantes : Les valeurs de NPI et le type de culture (Vigne, maïs, arboriculture, maraichage et céréales). Dans ce cas, les deux conditions de normalité et d'égalité des variances ne sont pas vérifiées. L'analyse a donc été entamée par le test non paramétrique de Kruskal-Walis, et elle a révélé que les valeurs de NPI ne sont pas identiques entre les différentes classes de cultures (P<0,05). L'analyse des médianes et la comparaison par paire entre les types de cultures ont montré que les céréales diffèrent significativement des quatre autres cultures (Figure 34 et Tableau 26). Cependant, la culture de la vigne, du maïs, du maraichage et de l'arboriculture se caractérise par une utilisation abusive d'engrais par rapport à la culture des céréales, ce qui protège les eaux souterraines des parcelles céréalières de la pollution par les nitrates.

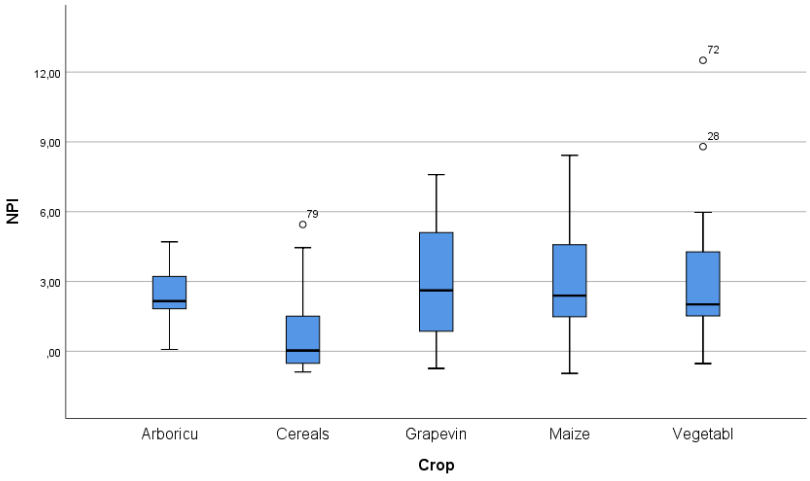

Figure 34 : Variation des valeurs de NPI par type de culture.

Tableau 26 : Comparaison entre les valeurs de NPI et les classes de cultures à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis.

Echantillon1-Echantillon2	Statistiques du test	Erreur Erreur	Statistique de test Standard	Sig.	Sig. ajus.
Cereals-Arboriculture	34,700	12,362	2,807	,005	,050
Cereals-Vegetables	-35,054	8,663	-4,046	,000	,001
Cereals-Maize	-35,556	9,953	-3,572	,000	,004
Cereals-Grapevine	-36,212	8,853	-4,090	,000	,000
Arboriculture-Vegetables	-,354	12,814	-,028	,978	1,000
Arboriculture-Maize	-,856	13,719	-,062	,950	1,000
Arboriculture-Grapevine	-1,512	12,943	-,117	,907	1,000
Vegetables-Maize	,502	10,508	,048	,962	1,000
Vegetables-Grapevine	1,158	9,473	,122	,903	1,000
Maize-Grapevine	,656	10,665	,062	,951	1,000

Le drainage des nitrates est aussi favorisé par les précipitations qui connaissent une augmentation selon le gradient Sud-Nord liée à l'influence océanique, au microclimat forestier et à la continentalité dans région de Benslimane (Tahri et al., 2011). Plusieurs études ont relié la teneur en nitrates à la profondeur de puits (Liu et al., 2005; Rutkuviene et al., 2005; Mencio et al., 2011). La majorité des puits au nord du périmètre étudié ont une profondeur qui ne dépasse pas 15 m, ce qui favorise un transfert facile des nitrates vers les eaux souterraines. En plus, les eaux peu profondes présentent des teneurs en nitrates plus élevées car dans ces conditions les organismes nitrifiants peuvent prendre leur énergie d'oxydation et assurent donc le métabolisme de transfert d'ammonium en nitrites puis en nitrates (Andrade et Stigter, 2009). En plus de ces facteurs, les teneurs élevées des nitrates au nord du périmètre étudié peuvent être expliquées par une concentration des unités d'élevage avicoles dans cette zone. La région de Benslimane inclut 103 unités de production du poulet et 19 unités de production d'œufs, dont la majorité d'elles est concentrée au Nord de la province en raison de sa proximité des grands pôles industriels (Aboutayeb et al., 2013). Cette zone est caractérisée par l'élevage des bovins. En effet, les déchets issus de la production animale est l'un des principales sources d'azote qui, par lixiviation finissent par se retrouver dans les eaux souterraines (Liu et al., 2017 ; Amin et al., 2018 ; Li et al., 2020). Des concentrations en nitrates qui dépassent 100mg/L ont remarquées les zones Nord-est et centrale de la région, ce qui dévoile une activité de plus qui caractérise ces zones. L'étude monographique sur la province de Benslimane a permis de déduire une abondance des carrières dans ces zones (MEMDD, 2018). Or l'exploitation des

carrières peut donc entraîner des impacts directs et indirects sur la quantité et la qualité des eaux souterraines lors de l'activité d'extraction, traitement et transport. Lors de creusement des carrières, les eaux souterraines sont mises à l'air libre ce qui les rend plus vulnérables aux polluants (Bian et al., 2010; Marzouk, 2018). En plus, les explosifs à base de nitrate d'ammonium sont largement recommandés dans l'exploitation des carrières en raison de leurs excellentes propriétés de transport et de dynamitage. Ces contaminants vont être lessivés vers les eaux souterraines (Oluwoye et al., 2017).

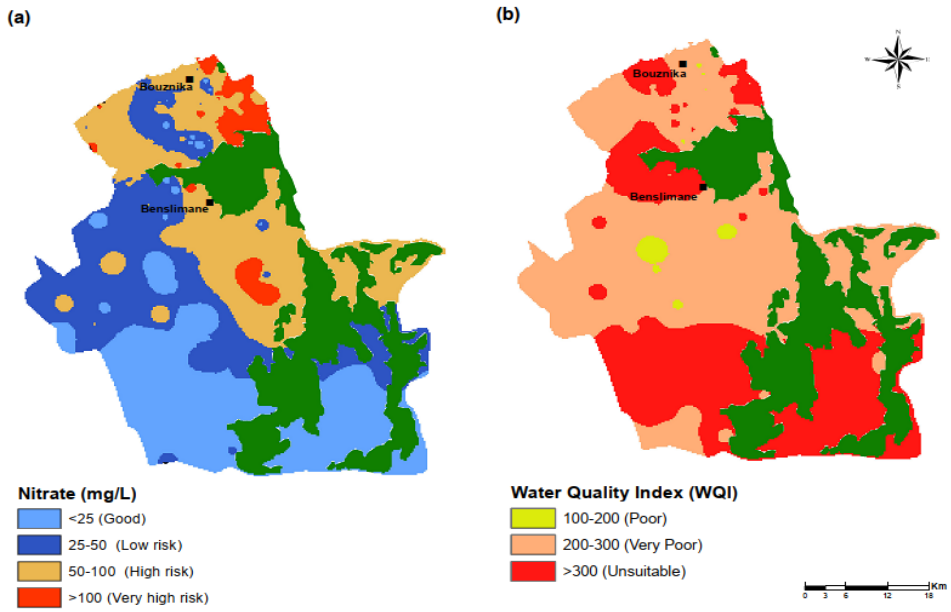

Figure 35 : Carte de la distribution spatiale (a) des nitrates et (b) de WQI dans la région de Benslimane.

3.4. Évaluation des risques sanitaires

Les précédents résultats ont révélés des concentrations élevées des nitrates dans les eaux souterraines de la région de Benslimane. Par conséquent, une évaluation des risques sanitaires liés à ce polluant s'avère nécessaire car cette zone est à dominante rurale et donc la plupart de ses habitants dépendent des eaux souterraines pour la consommation et les activités domestiques. Le quotient de risque (HQ) est un outil efficace pour évaluer les risques sanitaires non cancérogènes dans les différentes tranches d'âge constituants les habitants de la province, comme les nourrissons, les enfants, et les adultes (femmes et mâles). En tenant compte du danger lié à l'ingestion orale (HQ_o) et l'exposition par contact cutané (HQ_d) à l'eau polluée. Les résultats obtenus montrent que les valeurs de HQ_o pour femmes, hommes, enfants, et nourrissons liées à une consommation orale directe varient entre 0.02 et 6.49 , 0.02 et 6.03 ,

0.06 et 16.88, et 0.05 à 13.17 avec des valeurs moyennes de 1.53, 1.42, 3.98 et 3.11, respectivement, alors que les valeurs de HQ_d liées au risque cutané sont comprises entre 0 et 0.09, 0 et 0.09, 0 et 0.18 et 0 à 0.18, avec une moyenne de 0.02, 0.02, 0.04 et 0.04 pour les femmes, les hommes, les enfants, et les nourrissons, respectivement. Le risque du nitrate associé à l'exposition par ingestion orale, suite à des valeurs de HQ_o >1, augmente dans l'ordre suivant : enfant (81.7%)> nourrissons (77.5%)> femmes (65%)> hommes (63.3%), tandis que les valeurs de HQ_d sont toutes inférieures à 1 pour toutes les tranches d'âges, cela reflète que l'ingestion orale est la principale voie d'exposition aux risques chez la population du périmètre étudié. Pour le quotient de risque total (THQ), qui associe le risque vis-à-vis aux nitrates selon les deux voies orale et cutanée, les résultats montrent une variation de 0.02 à 6.58 (avec une moyenne de 1.55), de 0.02 à 6.12 (avec une moyenne de 1.44), de 0.06 à 17.06 (avec une moyenne de 4.02) et de 0.05 à 13.35 (avec une moyenne de 3.15) chez les femmes, les hommes, les enfants, et les nourrissons, respectivement (Figure 36). Par rapport au total des puits échantillonnés, 65, 63.3, 82.5 et 78.3% ont montré des valeurs de THQ qui dépasse la limite acceptable fixée à 1, chez les femmes, les hommes, les enfants et les nourrissons, respectivement (Figure 37). Cela dévoile un risque sanitaire non cancérogène aigu chez toutes les tranches d'âge avec une vulnérabilité importante chez les enfants à cause de leurs faible poids corporel (Adimalla, 2020 ; Adimalla and Qian, 2020 ; Aslani et al., 2019 ; Kumar et al., 2019).

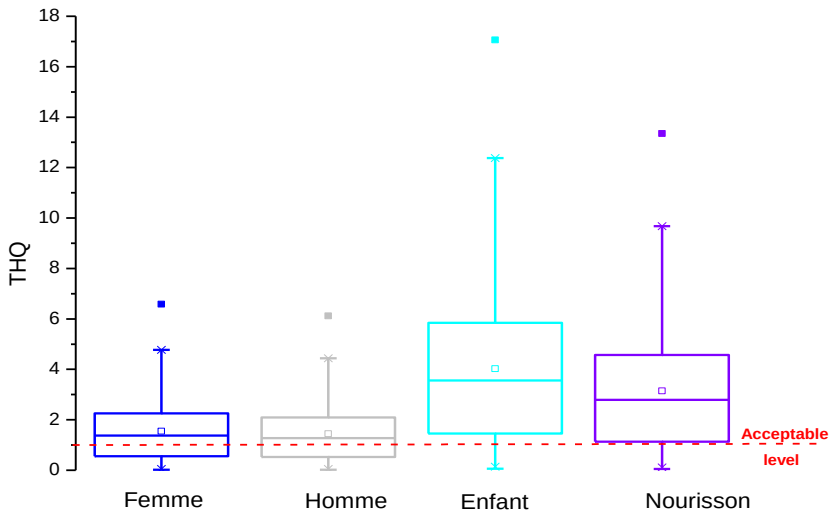

Figure 36 : Variation des valeurs de THQ dans la région de Benslimane sous forme de boîtes à moustaches.

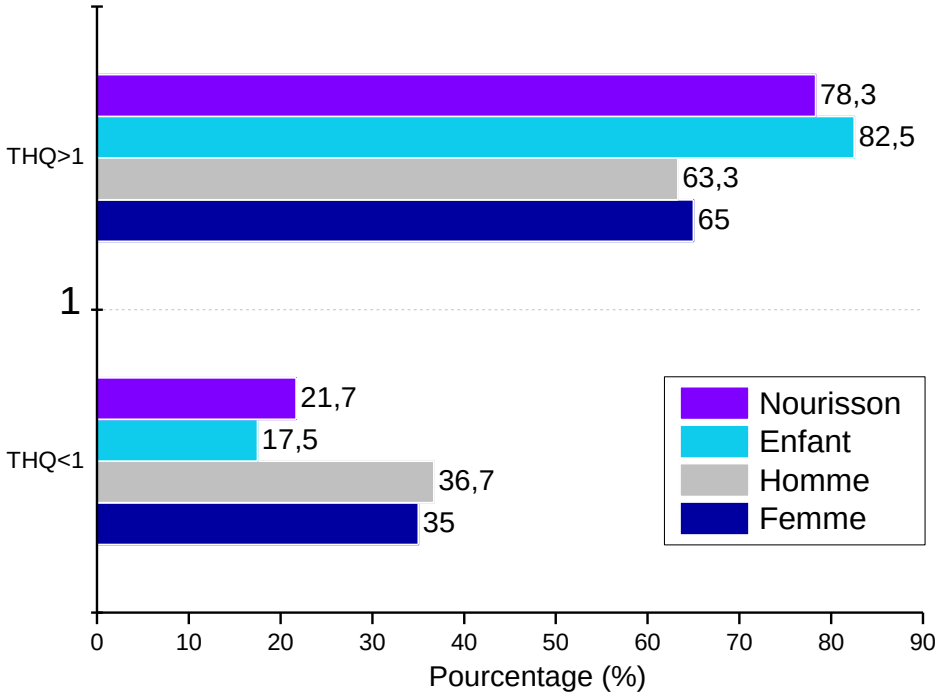

Figure 37 : Distribution des pourcentages des classes de THQ chez les femmes, hommes, enfants, et nourrissons dans la région de Benslimane.

Afin de fournir une visualisation de la répartition des zones sans risque et des zones à risque dans la région de Benslimane, une interpolation spatiale des données a été entamée. Les cartes thématiques montrent que 89,402 ; 107,448 ; 137,532 et 153,862 Ha ont été enregistrés comme une zone contaminée à haut risque sanitaire pour les femmes, les hommes, les enfants et les nourrissons respectivement (Figure 38). Au niveau des zones côtières et l'Est de la province, les eaux souterraines sont à fortes concentrations en nitrates et présenteraient donc de graves risques pour la santé des résidents adultes. Chez les enfants et les nourrissons, ce risque s'aggrave et s'étale de plus vers les autres régions. Seules des zones à superficie très restreinte sont restées sans risque. Devant cette situation, des mesures appropriées et efficaces devraient être mises comme prioritaires afin de contrôler la pollution nitrique des eaux souterraines et protéger la santé des habitants de la zone étudiée.

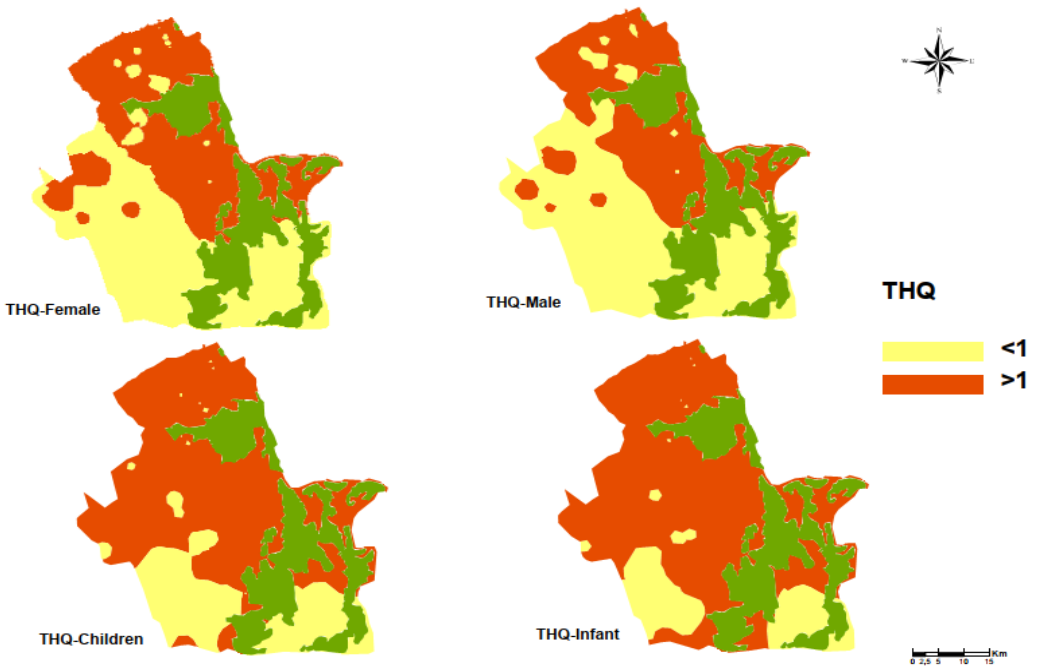

Figure 38 : Distribution spatiale et variation du quotient total du risque (THQ) sanitaire lié aux eaux souterraines pour les femmes, les hommes, les enfants et les nourrissons.

IV.Conclusions et recommandations

Les eaux souterraines dans la région de Benslimane constituent un principal réservoir pour répondre à différents besoins : domestiques, agricoles et industriels. En outre, le présent travail a mis en évidence une évaluation de la qualité de ces eaux afin de déterminer leur aptitude à la consommation, et de dévoiler les risques sanitaires chez les adultes (hommes et femmes), les enfants et les nourrissons. L'analyse chimique de 120 échantillons et l'élaboration de l'indice de la qualité des eaux souterraines ont révélé une dominance des eaux de très mauvaise qualité (62.5%), alors que 7.5 et 30% sont des eaux de mauvaise qualité et impropres à la consommation, respectivement. Or, les concentrations en nitrate étaient comprises entre 1 et 270 mg/L avec une moyenne de 64 mg/L, 56.7% des eaux analysées contiennent des teneurs en nitrates au-delà de la limite acceptable pour la consommation de 50 mg/L, et 78.3% dépassent la valeur seuil de la source anthropique de 20mg/L, ce qui reflète un impact important des activités anthropiques sur la pollution nitrique dans la région de Benslimane. L'association du risque sanitaire non cancérogène due à l'exposition aux nitrates par voie orale et cutanée dans le quotient total du risque (THQ) montre un risque élevé chez les enfants. Les valeurs moyennes de THQ étaient de 1.55, 1.44, 4.02 et 3.15 chez les femmes, les hommes, les enfants et les nourrissons, respectivement.

A l'issu des résultats obtenus, on note que la situation qualitative des eaux souterraines dans la région de Benslimane est alarmante, ce qui nécessite la mise en œuvre de stratégies de gestion, de remédiation et de réduction du risque lié à la pollution nitrique. En effet, les techniques suivantes sont proposées :

- L'application limitée et fractionnée des engrais azotés, ou les remplacer par les engrais organiques naturels, à libération lente.
- L'utilisation des eaux à forte concentration en nitrates pour l'irrigation afin de réduire les besoins en engrais azotés, et l'adoption d'un système d'irrigation déficitaire pour diminuer le lessivage des nitrates.
- Dilution de la concentration des nitrates par une recharge artificielle des nappes phréatiques à l'aide de la collecte des eaux de pluie.
- Mise en œuvre d'un plan pour la gestion et l'entretien des déchets d'élevage.
- L'application des chartes d'environnement pour les exploitations et l'élaboration des techniques pour le réaménagement des carrières.
- Programmes de sensibilisation pour éduquer les habitants de la région sur les stratégies d'améliorer la relation entre la société humaine et l'environnement d'une manière intégrée et durable, et pour dévoiler les risques liés à la pollution nitrique des eaux souterraines.

En conclusion, cette étude doit servir comme une référence pour les gestionnaires et les décideurs au sein des organisations gouvernementale et non gouvernementales afin de préserver les ressources en eaux, protéger la santé des résidents de la région et les sensibiliser davantage aux risques liés à la pollution nitrique des eaux souterraines afin de prendre les précautions nécessaires.

CHAPITRE VII : UTILISATION DE L'INDICE DE QUALITE DU SOL POUR L'EVALUATION DES TERRES AGRICOLES DE LA PROVINCE DE BENSLIMANE.

I. Introduction

Le sol est présenté comme une interface cruciale dans l'environnement et il est une ressource naturelle indispensable pour le développement (Robert, 1996). Or, à l'échelle mondiale, les ressources en sol sont moins connues et plus complexes par rapport aux autres ressources telles que l'eau et l'air (Badraoui ,2006), non seulement parce que le sol présente des phases solides, liquides et gazeuses, mais aussi parce que les sols peuvent être utilisés à des fins très variées (Nortcliff, 2002).

D'un point de vue environnemental, une meilleure connaissance des sols s'appuie sur l'amélioration de la qualité du sol plutôt que sur l'expansion des terres agricoles (Rasheed, 1996; Yemefack et al., 2006). En revanche, la qualité du sol n'est pas limitée au degré de pollution du sol (Bünemann et al., 2018), mais elle est généralement définie de façon beaucoup plus large comme "la capacité d'un type particulier de sol à fonctionner, à l'intérieur des limites d'un écosystème naturel ou aménagé, pour soutenir la productivité des plantes et des animaux, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et de l'air, et soutenir la santé et l'habitation humaines" (Karlen et al., 1997). Donc, une évaluation fiable et précise de la qualité du sol constitue un indicateur principal pour juger la fiabilité et assurer la durabilité d'utilisation et de gestion des terres (Gong et al., 2006 ; McGrath et Zhang, 2003 ; Guo et al, 2017 ; Obade and Lal, 2017). Elle permet ainsi de distinguer les zones à problèmes, et de dégager des alertes préventives pour conserver les ressources naturelles **(**Doran et Zeiss, 2000 ; Nakajima et al., 2015), en indiquant si des changements des pratiques agricoles sont nécessaires (Karlen et al., 2001).

La détermination de l'indice de la qualité du sol (IQS) est une méthode puissante et couramment utilisée pour l'évaluation de la qualité du sol (Andrews et al., 2002a). Il combine efficacement une variété d'informations pour la prise des décisions multi-objective (Karlen et Stott 1994 ; Askari et Holden, 2014 ; Obade et Lal, 2016). L'élaboration d'un indice de qualité des sols suit une démarche cohérente de trois étapes essentielles: (1) l'élaboration d'une méthode d'indicateurs représentative, c'est la sélection des indicateurs, (2) l'attribution des poids pour les indicateurs sélectionnés et (3) l'intégration des indicateurs dans un indice (Karlen et al., 2003).

Plusieurs auteurs ont suggéré la détermination de l'indice de qualité du sol selon deux méthodes de sélection. D'une part, ils ont évalué la qualité du sol selon un jeu de données total (TDS) (Larson et Pierce, 1994; Doran et Parkin, 1994; Karlen et al., 1998) qui regroupent un ensemble d'indicateurs sélectionnés en fonction des caractéristiques spécifiques du sol à analyser.

D’autre part, ils ont proposé un jeu de données minimal (MDS), basé sur une sélection à l’aide de l’analyse en composante principale (ACP) et en fonction de la corrélation entre les indicateurs (Andrews et al., 2002a; Rezaei et al., 2006; Govaerts et al., 2006). Cette méthode permet de réduire le nombre des paramètres analysés du sol (Li et al., 2013 ; Cherubin et al., 2016). Afin de normaliser les données, des fonctions de notation linéaire ou non linéaire sont utilisées. L’intégration des indicateurs en un indice de qualité est effectué grâce à différents calculs (additifs, multiplicatifs ou sur la base des moyennes pondérées) (Andrews et al., 2002a).l’indice de qualité intégré (IQI) et l’indice de qualité de Nemoro (IQN) sont des exemples de ces calculs (Qi et al., 2009).

L’IQI universellement accepté comprend une procédure claire basée sur la combinaison des valeurs de notations et celles de poids de tous les indicateurs sélectionnés selon des fonctions de notation et de pondération déjà établies (Doran et Parkin ; 1994). Pour l'IQN développé par Nemoro (Qin et Zhao, 2000), il est basé sur la note moyenne et la note minimale de l'indicateur, sans tenir compte de leur poids (Qi et al., 2009).

Au Maroc, la connaissance des sols agricoles constitue une thématique d’actualité et s’intègre dans les préoccupations environnementales envisagées par les autorités nationales (Edahbi et al., 2014). Raison pour laquelle diverse approches et études sont orientées vers l’évaluation qualitative des sols. A titre d’exemple, deux études menées par Rahoui et al (2000) et Doumali et Ibno Namr (2018) avaient comme objectif l’évaluation de la qualité des sols du périmètre irrigué des Doukkala. Hallam et al (2014) ont entamé une caractérisation de la qualité du sol au niveau des périmètres d'Issen et d'El Guerdane (la région de Souss). Cette caractérisation a été basée sur l’évaluation et l’élaboration des cartes synthétiques pour chaque indicateur du sol individuellement. L’étude élaborée par Dakak et al (2017) a mis le point sur la situation actuelle de la salinité des sols de la région de Tadla par une cartographie de la salinité de ces sols en 3 dimensions à l'aide d'un EM38 et de la modélisation du sol par inversion (EM4).

Jusqu’à présent, aucune étude détaillée basée sur l’IQS et la comparaison des différents méthodes d’indicateurs et d’indices n’a été effectuée dans les zones agricoles marocaines, raison pour laquelle cette étude a comme objectif : (i) le diagnostic de l’état actuel de la qualité des sols agricoles de la région de Benslimane, en se basant sur la comparaison de deux méthodes de sélection (TDS et MDS) et deux modèles d’indices (IQI et IQN) ; (ii) identifier le modèles le plus approprié pour cette région en se basant sur l’analyse statistique, la régression linéaire et les coefficients de sensibilité et d’efficacité.

II. Matériels et méthode

2.1. Échantillonnage et analyses du sol

L'étude a été précédée par la mise en place d'un réseau d'échantillonnage de 120 points bien répartis sur l'ensemble de la zone (Figure 10). Les indicateurs déterminés sont : pH, conductivité électrique (CE), capacité d'échange cationique (CEC), matière organique (MO), l'azote total (N), phosphore assimilable (P), potassium échangeable (K), teneurs en sodium (Na), calcium et magnésium échangeables, texture du sol, et le rapport Na/CEC (ESP) (Tableau 6).

2.2. Sélection des indicateurs

Cette étape consiste à définir les indicateurs de la qualité du sol les plus représentatifs, c'est-à-dire les propriétés qui sont sensibles aux changements des conditions du sol causés par les facteurs naturels et anthropiques (Doran et Jones, 1996, Marzaioli et al., 2010), et qui ont une incidence directe sur la qualité du sol (Wang et Gong, 1998). Pour la TDS, l'ensemble total des données est inclus et qui regroupe le pH, la CE, la CEC, la matière organique du sol (OM), les paramètres de fertilité (N, P et K), l'ESP et les teneurs en argile, Na, Mg et Ca échangeables.

Pour un MDS représentatif, des méthodes statistiques sont utilisées telle que l'ACP (Andrews et Carroll, 2001 ; Rezaei et al., 2005). Elle est un outil performant de réduction des données (Doran et Parkin, 1994). Elle permet de sélectionner parmi la liste d'indicateurs générée, ceux les plus appropriés au potentiel du site, tout en minimisant la perte d'informations (Armenise et al., 2013). Cette analyse définit donc les axes en composantes principales, c'est-à-dire l'ensemble des variables avec des valeurs propres élevées et une charge factorielle élevée. Ainsi, seules les composantes avec des valeurs propres ≥ 1 et celles qui expliquent au moins 5 % de variance constitueront la collection finale de la MDS (Wander et Bollero, 1999 ; Andrews et al., 2002a). De plus, lorsque plus d'une variable a été sélectionnée à l'intérieur d'une même composante, des coefficients de corrélation multivariés seront appliqués pour vérifier la redondance entre les variables (Andrews et al., 2002a), c'est-à-dire, la variable avec une corrélation plus élevée avec les autres paramètres, sera retenue pour la MDS (Andrews et Carroll, 2001).

2.3. Attribution des scores et des poids

A cette étape, plusieurs fonctions de notation standard sont proposées (Diack et Stott, 2001 ; Liebig et al,. 2001 ; Andrews et al., 2002b). Elles permettent d'éliminer l'effet des différentes unités de mesure pour évaluer les indicateurs de sol. Pour se faire, des scores entre 0 et 1 sont

attribués. Selon la sensibilité des paramètres du sol, trois types de fonction ont été accordées : La fonction "plus est mieux" a été appliquée à la CEC, la MO, N, P et K pour leurs rôles dans la fertilité des sols (Eq1). La fonction " moins est mieux" a été appliquée à la teneur en argile (Eq 2), car leur concentration élevée est considérée comme restrictive pour le développement végétal. La fonction "optimale" est utilisée pour le pH et la conductivité électrique ayant des valeurs seuils et des plages optimales, respectivement, de l'ordre de 7 et 0,2-2 dS/m respectivement. Dans ce cas, les scores ont été attribués en utilisant la fonction « plus est mieux » ou « moins est mieux » selon que la valeur de l'indicateur était inférieure ou supérieure à la valeur optimale (Andrews et al., 2002a; Qi et al., 2009).

$$\boldsymbol{f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq L \\ 0.9 \times \dfrac{x - L}{U - L} + 0.1 & L \leq x \leq U \\ 1 & x \geq U \end{cases}} \qquad (\boldsymbol{Eq\ 1})$$

$$f(x) = \begin{cases} 1 & x \leq L \\ 1 - 0.9 \times \dfrac{x - L}{U - L} & L \leq x \leq U \\ 0.1 & x \geq U \end{cases} \qquad (Eq\ 2)$$

avec f(x) est le score linéaire ; x est la propriété du sol et L et U sont respectivement les seuils inférieur et supérieur. L'équation 1 a été utilisée pour la fonction de notation "plus est mieux", alors que l'équation 2 a été utilisée pour la fonction "moins est mieux".

Pour les deux méthodes d'évaluation de la qualité du sol (TDS et MDS), les valeurs de poids ont été attribuées en tenant compte de la communalité de chaque indicateur après une analyse en composante principale (logiciel SPSS 20.0). Il est représenté donc comme étant le rapport entre la communalité d'un tel indicateur et la somme de la communalité de l'ensemble des indicateurs. Ces valeurs varient entre zéro et un. Une valeur élevée de la communalité de l'indicateur suggère la contribution élevée de cet indicateur pour expliquer le phénomène examiné (Johnson et Wichern, 1992).

2.4. Indices de qualité des sols et leurs grades

L'indice de la qualité intégré IQI (Doran et Parkin, 1994) et l'indice de la qualité de Nemoro IQN (Qi et al., 2009 ; Sheidai Karkaj et al., 2019 ; Santos-Francés et al., 2019) ont été calculés sur l'ensemble des n indicateurs notés et pondérés à la fois dans le TDS et le MDS par point d'échantillonnage selon les fonctions suivantes :

$$IQI=\sum_{i=1}^{n} Wi\ Ni$$

avec Wi est le poids de chaque indicateur et Ni le score de l'indicateur.

$$IQN = \sqrt{\frac{Nave^2 + Nmin^2}{2}} \times \frac{n-1}{n}$$

avec N_{ave} est la moyenne et N_{min} est le minimum des scores des indicateurs sélectionnés dans chaque point d'échantillon (Nemrow, 1991 ; Qi et al., 2009; Ramdani et al, 2018).

Les indices de qualité du sol ont été classés en cinq catégories selon la méthode d'optimisation de Jenks (Jenks, 1967; De Paz et al., 2006).. Cette méthode permet d'organiser les données en classes, tout en minimisant la somme des écarts à l'intérieur de chacune des classes, et l'augmentant entre les classes. Les grades V et IV sont considérés comme les plus appropriés pour le développement des plantes, le grade III présente un indice de qualité moyen, alors que les grades I et II ont les limites les plus sévères pour la croissance des plantes (Rahmanipour et al., 2014). Un système d'information géographique (SIG) a été utilisé dans le but d'élucider la distribution spatiale des différentes classes du sol qui caractérisent la zone d'étude selon la méthode d'interpolation par pondération inverse à la distance (IDW).

2.5.Comparaison et validation des indices

Afin d'évaluer la correspondance entre les différents modèles d'indices et méthodes d'indicateurs, une analyse de la corrélation et de la régression linéaire a été effectuée à l'aide du logiciel statistique SPSS 20.0. Le niveau de la concordance entre les différentes combinaisons des indices et des méthodes d'indicateurs a été examiné par comparaison directe de l'indice Kappa en se basant sur les grades de la qualité du sol pour chaque point de prélèvement (Qi et al., 2009 ; Rahmanipour et al., 2014) Le coefficient Kappa calculé permet donc d'estimer le taux d'accord ou de concordance qui est défini comme la conformité entre deux éléments qualitatifs qui se rapportent à la même catégorie (Cohen, 1968). Rarement ce coefficient pourrait être négatif, il oscille généralement entre 0 et 1 en définissant cinq niveaux d'accord : très faible : 0-2, faible : 0,2-0,4, modéré : 0,4-0,6, fort : 0,6-0,8 ; presque parfait : 0,8-1 (Landis et Koch, 1977).

Le rapport d'efficacité (RE) présente aussi un meilleur critère pour sélectionner l'indice et la méthode les plus appropriés pour les sols étudiés (Sheidai Karkaj et al., 2019 ; Zhou et al., 2020). Il dévoile l'efficacité de chaque indice pour expliquer et représenter l'ensemble des

données. Pour se faire, une analyse de la corrélation de Pearson a été réalisée, d'une façon individuelle, entre les valeurs d'un tel IQS et les indicateurs du sol. L'RE a donc été obtenu en divisant le nombre de corrélations significatives entre un IQS donné et tous les indicateurs par toute corrélation possible (Eq 3). Un rapport d'efficacité élevé indique une précieuse explication de l'état total du sol par l'indice de qualité du sol.

$$RE= (K/N)*100 \quad (Eq3)$$

Où K est le nombre de corrélations appariées significatives entre un IQS donné et tous les indicateurs ; et N est le nombre de toutes les corrélations appariées possibles avec l'ensemble de données.

L'indice de sensibilité (IS) a été utilisé pour évaluer la performance des différentes méthodes et indices. Il reflète le potentiel de variabilité et de dynamisme des IQS dans l'ensemble des données (Mamehpour et al., 2020). Il est calculé selon l'équation suivante :

$$IS= IQS_{max}/IQS_{min}$$

où IQS_{max} et IQS_{min} sont les valeurs maximale et minimale de chaque indice de la qualité du sol selon chaque méthode de sélection de données. Une valeur de sensibilité plus élevée est préférable car elle indique que la méthode d'indexation est sensible aux turbulences, aux conditions environnementales et aux pratiques de gestion (Masto et al., 2008 ; Tesfahunegn et al., 2014).

III. Résultats

3.1.Statistiques descriptives des caractéristiques des sols

Le tableau 27 indique les paramètres statistiques de 12 indicateurs mesurés du sol. En ce qui concerne la texture du sol de la région de Benslimane, la teneur moyenne en argile était de 21,88%, avec des valeurs variant entre 5 à 60% conduisant à un CV de 57,9%. La majorité des sols de la zone d'étude est alcaline avec un pH qui varie de 5,63 à 8,47, et une moyenne de 7,43. Le pH étant la caractéristique du sol la moins variable (CV=7,3%). La salinité du sol expliquée en termes de conductivité électrique oscille entre 0,18 et 8,3 dS/m avec une moyenne de 1,78dS/m. Elle montre une grande variabilité (CV=92,9%). Les sols ont été considérés comme pauvres en matière organique, avec des valeurs variant de 0,05 et 7,39% et une moyenne de 3,38%. La teneur d'azote du sol enregistre des valeurs entre 0,01 et 0,79% avec une moyenne de 0,16%. Les teneurs en phosphore et en potassium sont parmi les indicateurs du sol les plus

variables (CV de102,2 et 87,7% respectivement), avec des moyennes respectivement de 66,4 et 346,55 mg/kg. Or, les valeurs de sodium, calcium et magnésium échangeables ont enregistrées, respectivement, des moyennes de l'ordre de 0,87 ; 16,25 et 3,58 meq/100g du sol. La capacité d'échange cationique varie entre 6,37 et 83,81 meq/100g avec une moyenne de 31,06 meq/100g et un CV de 62,78%. Le pourcentage de sodium échangeable était l'indicateur ayant le coefficient de variation le plus élevé (135%), avec des valeurs allant de 0,03 à 35,32 et une moyenne de 3,95.

Tableau 27 : Minimum, maximum, moyenne, et coefficient de variation (CV) des indicateurs du sol.

Indicateurs du sol	Minimum	Maximum	Moyenne	CV(%)
pH	5,63	8,47	7,43	7,3
CE, dS/m	0,18	8,13	1,78	92,9
Azote (N), %	0,01	0,79	0,16	61,4
P2O5, mg/kg	0,54	369,36	66,40	102,2
K2O, mg/kg	42,18	1937,23	346,55	87,7
MO, %	0,05	7,39	3,38	46,5
Argile, %	5,00	60,00	21,88	57,9
Na, meq/100g	0,01	3,60	0,87	83,2
Ca,meq/100g	0	70,50	16,25	92,3
Mg, meq/100g	0	18,50	3,58	98,4
CEC, meq/100 g	6,37	83,81	31,06	62,8
ESP	0,03	35,32	3,95	135,0

CE : conductivité électrique, CEC : capacité d'échange cationique, ESP : pourcentage de sodium échangeable.

3.2.Qualité du sol basée sur l'ensemble total des données (TDS)

Basé sur l'analyse de la communalité (tableau 28), les indicateurs ESP, les teneurs en sodium et calcium échangeable et la CEC ont reçu les pondérations les plus élevées (0,117 ; 0,115 ; 0,107 et 0,106, respectivement). Toutefois, les poids faibles (0,037-0,076) sont assignés à l'azote, le pH, la CE et les teneurs en potassium et en magnésium échangeable. Les indicateurs comme le pourcentage d'argile, la teneur en phosphore et le pourcentage de la matière organique ont des poids intermédiaires de l'ordre de 0,098 ; 0,091 et 0,084, respectivement.

Tableau 28 : Résultats de la communalité estimée et valeur pondérale de chaque indicateur selon les deux méthodes TDS et MDS.

indicateurs	TDS		MDS	
	Communalité	Poids	Communalité	Poids
pH	0,365	0,046		
CE	0,397	0,050		
N	0,293	0,037		
P	0,716	0,091	0,511	0,157
K	0,597	0,076		
MO	0,658	0,084		
A	0,770	0,098	0,857	0,263
Na	0,903	0,115		
Ca	0,838	0,107	0,807	0,247
Mg	0,574	0,073		
CEC	0,833	0,106	0,586	0,180
ESP	0,918	0,117	0,501	0,154

Les indices IQS et IQN de la qualité du sol dans la région de Benslimane selon la méthode TDS sont classifiés selon cinq classes (Tableau 29) avec des valeurs allant de <0,474(très faible) à >0,575 (très élevé) pour l'IQI et de <0,307 (très faible) à> 0,364 (très élevé) pour l'IQN. La figure 39 représente les cartes thématiques issues de la spatialisation de ces données. Selon le modèle IQI basé sur la méthode d'indicateur TDS, la qualité des sols de la région de Benslimane est principalement modérée (grade III) à élevée (grade II), couvrant, respectivement, des superficies de l'ordre de 28,7% et 22,7% de l'ensemble de la zone d'étude (Tableau 29). Les sols ayant le grade I (très élevé) s'étalent sur une superficie importante de 37146 ha (19,7%), alors que seulement 9,5 % de la zone qui est occupée par des sols de grade V (très faible). Les grades I et II apparaissent d'une façon remarquable au niveau du nord de la région. La classe modérée (classe III) occupe la zone centrale, alors que la majorité des sols appartenant aux grades IV et V occupe le sud du périmètre étudié.

D'après le modèle IQN basé sur la méthode de l'indicateur TDS, les sols avec une qualité modérée (grade III) dominent dans la zone d'étude. Ils représentent un étendu de 66465 ha (35,3% de la superficie totale). Les sols avec une qualité de grade IV et II représentent respectivement 26,4 % et 21,4 % de la superficie totale de la région de Benslimane. Les sols ayant le grade V (très faible) est la classe la moins dominante avec un pourcentage de l'ordre de 6,2%. La comparaison de la spatialisation de la qualité du sol obtenue selon les deux modèles IQI et IQN montre une différence significative de la distribution des sols de grade I. Visuellement, une disparité cartographique de cette classe a été constaté le long de la zone

côtière pour le modèle d'indice IQN avec son apparition remarquable au niveau central de la zone d'étude.

Tableau 29 : Classes de la qualité du sol selon les indices et les méthodes des indicateurs.

méthode d'indicateur	Indice	Classe de la qualité du sol				
		I (Très élevé)	II (élevé)	III (Modéré)	IV (Faible)	V (Très faible)
TDS	IQI	>0,575	0,540 - 0,575	0,506 - 0,540	0,474 - 0,506	<0,474
	NQI	>0,364	0,344 - 0,364	0,326 - 0,344	0,307 - 0,3267	<0,307
MDS	IQI	>0,595	0,544 - 0,595	0,506 - 0,544	0,469- 0,506	<0,469
	NQI	>0,352	0,322 - 0,352	0,296- 0,322	0,267- 0,296	<0,267

Tableau 30 : Superficie et pourcentage des classes de qualité des sols de la région de Benslimane selon différents indices et méthodes d'indicateurs.

			Classe				
méthode d'indicator	Indice		I	II	III	IV	V
TDS	IQI	Area (ha)	37146	42749	53978	36468	17875
		%	19,7	22,7	28,7	19,4	9,5
	NQI	Area (ha)	20048	40320	66465	49611	11651
		%	10,7	21,4	35,3	26,4	6,2
MDS	IQI	Area (ha)	33604	53091	48006	47380	6098
		%	17,9	28,2	25,5	25,2	3,2
	NQI	Area (ha)	10092	53388	55498	55467	13719
		%	5,4	28,4	29,5	29,5	7,3

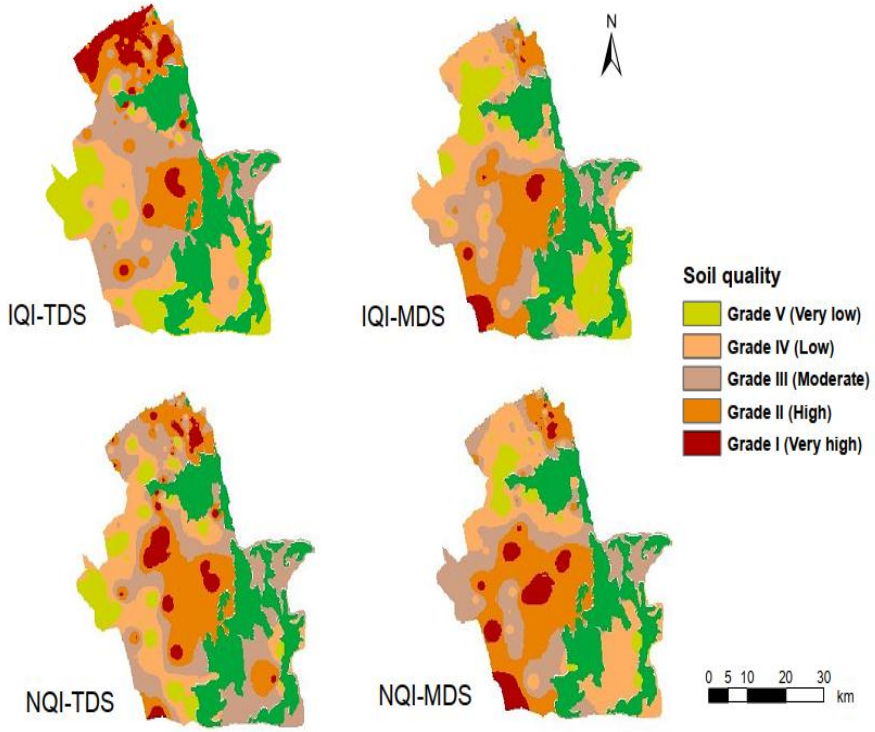

Figure 39 : Distribution des grades de la qualité des sols de la région de Benslimane basée sur les différents indices et méthodes d'indicateurs.

3.3.Qualité du sol basée sur l'ensemble minimal des données (MDS)

Pour la sélection des indicateurs de la qualité du sol, l'analyse en composante principale (ACP) a été appliquée. Les résultats montrent que les quatre premières composantes ont des valeurs propres >1 et qui explique plus de 65% de la variabilité des données du sol (Tableau 31). Pour la première composante (CP1), les variables fortement pondérées comprennent Ex Ca 2+, la teneur en argile, K2O, pH et CEC. Ex Ca 2+ était l'indicateur le plus fortement pondéré. En plus de sa pondération élevée, la contribution majeure de la teneur en argile à la définition de la qualité du sol a été prise en compte pour cette PC1. Donc, Ex Ca 2+ et la teneur en argile sont choisis pour le MDS comme étant les plus représentatifs de ce groupe. Pour la deuxième composante, seulement les attributs ESP et Na+ ont des charges élevées (≥0.50). L'ESP avait la charge la plus élevée (0.927) et était significativement corrélé avec Na+ et les autres indicateurs. Par conséquent, il a été retenu dans le MDS pour l'estimation de l'IQS. Pour la troisième composante, les indicateurs CEC et Ex Mg représentent les pondérations les plus élevées (0,72 et 0,709, respectivement). L'étude de corrélations montre que la CEC est corrélée avec la plupart des autres paramètres par rapport au Mg Ex. Donc, la CEC a été retenue pour la CP3. Concernant la quatrième composante, les indicateurs P et MO sont les plus fortement

pondérés. D'après l'analyse de corrélation, la variable P a été ajoutée au MDS car elle présente une corrélation élevée avec les autres indicateurs du sol. Le MDS final comprenait les indicateurs suivants : Ex Ca2+, %A, ESP, CEC et P avec les poids 0,247 ; 0,263 ; 0,154 ; 0,180 et 0,157 respectivement pour l'indice IQI (Tableau 31). Comme pour la méthode TDS, les calculs des deux indices IQI et IQN selon la méthode MDS ont permis d'identifier cinq classes de la qualité du sol avec des valeurs qui oscillent entre <0,469 (très faible) et >0,595 (très élevé) pour l'indice IQI et entre <0,267 (très faible) et >0,352 (très élevé) pour l'indice IQN (tableau 29).

Tableau 31 : Résultats de l'analyse en composantes principales des indicateurs du sol.

Indicateurs du sol	PC1	PC2	PC3	PC4
Valeur propre	2,67	1,79	1,71	1,69
pourcentage	22,21	14,90	14,28	14,09
pourcentage cumulé	22,21	37,11	51,39	65,48
pH	0,542	-0,086	-0,033	0,251
CE	-0,147	0,353	0,498	-0,049
N	0,217	-0,003	-0,373	0,327
P	-0,045	-0,040	0,211	**0,817**
K	0,563	-0,104	-0,250	0,455
MO	0,151	0,100	-0,134	0,779
A	**0,875**	-0,041	-0,009	-0,049
Na	0,188	0,835	0,381	0,158
Ca	**0,899**	0,044	-0,166	0,018
Mg	-0,211	0,150	0,709	0,067
CEC	0,511	-0,229	**0,720**	0,026
ESP	-0,216	**0,927**	-0,082	-0,070

Les coefficients de pondération en gras ont été choisis pour le MDS

La distribution spatiale de la qualité des sols de la région de Benslimane selon la méthode MDS et l'indice IQI montre la dominance des sols de grade II avec 28,2% de la superficie totale (Table 30). Ce grade apparait d'une façon remarquable au centre et au Nord-Est de la zone d'étude (Figure 38). Les grades I, III, IV et V représentent respectivement 17,9 %, 25,5 %, 25,2%, et 3,2 % de la superficie totale. Les sols de qualité très élevée sont observés sous forme des plages limités au Nord de la région. Les sols de types III, IV et V sont dispersés sur toute la zone. La qualité du sol établie selon le modèle d'indice IQN montrent des pourcentages de l'ordre de 5,4 %, 28,4%, 29,5%, 29,5 %, 7,3 % pour les grades I, II, III, IV et V respectivement. Visuellement, une tendance similaire de la répartition des sols est constatée pour la combinaison de la méthode MDS et les modèles d'indices IQI et IQN et aucune grande disparité cartographique n'a été observée. Mais les indices IQI et IQN selon la méthode TDS ne sont pas

similaires les uns aux autres et on constate une diminution des grades I et II au Nord de la région en passant de l'indice IQI vers IQN.

3.4. Validation de l'indice

L'analyse de la concordance pour les 120 échantillons du sol et dans le cas de la combinaison entre les deux méthodes TDS et MDS montre une corrélation de l'ordre de 77% pour IQI et 68% pour IQN. L'analyse de la relation linéaire entre les différentes méthodes et modèles d'indicateurs (Figure 40) révèle une corrélation élevée lorsque le modèle IQI (R^2=0,60) est utilisé que lorsque IQN (R^2=0,46) est utilisé. Lorsque les deux modèles d'indices sont combinés, la méthode MDS donne une corrélation élevée que la méthode TDS avec des coefficients de détermination de 0,91 et 0,74, respectivement.

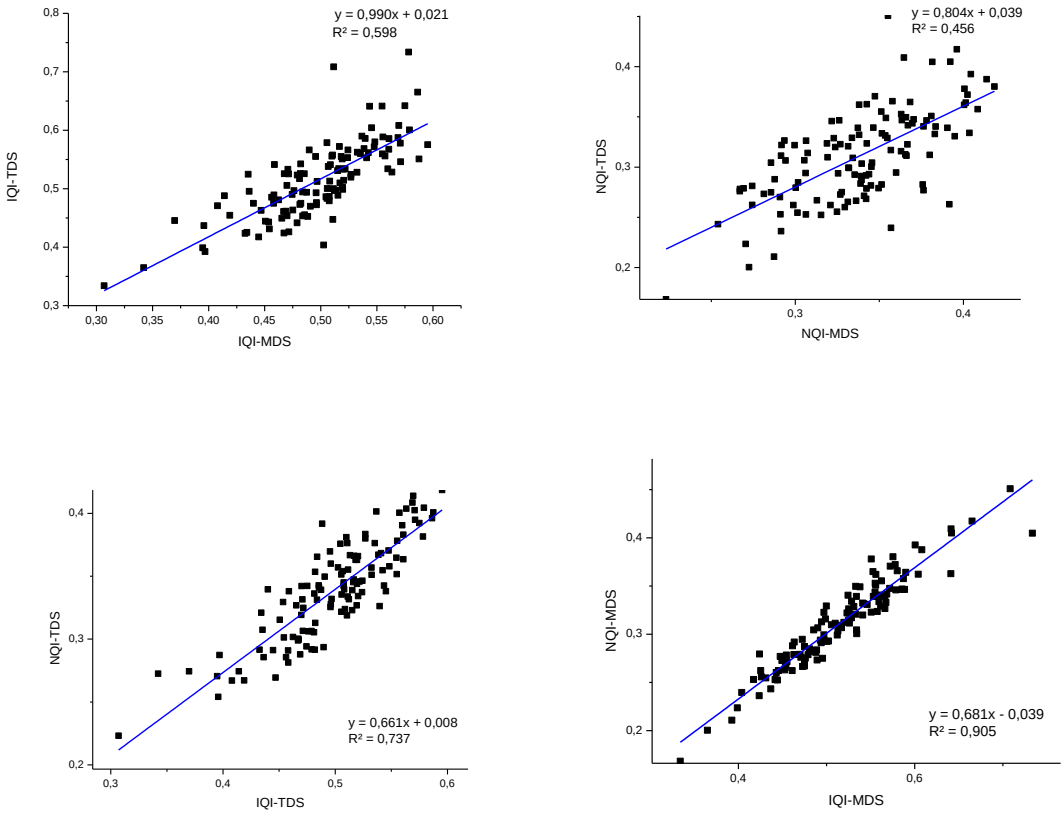

Figure 40 : Relation linéaire entre les méthodes d'indicateurs TDS et MDS et les modèles des indices IQI et IQN.

Le degré de concordance qualitative a été évalué par la statistique Kappa de Cohen. La valeur Kappa la plus élevée (0,58) a été assigné à la méthode MDS et entre les deux indices IQI et IQN. Elle montre donc un accord modéré. Pour la méthode TDS, l'indice Kappa présente une valeur de 0,23. Les valeurs Kappa pour les méthodes MDS et TDS étaient 0,36 et 0,14 pour les modèles IQI et IQN, respectivement. Les résultats d'évaluation du rapport d'efficacité montrent des valeurs élevées de l'ordre de 80% pour les méthodes IQI-MDS et IQN-MDS. Les deux méthodes IQN-TDS et IQI-TDS ont présenté un RE de l'ordre de 58,33 et 50% respectivement (Tableau 32). En se basant sur l'analyse de la sensibilité, l'IQN-MDS a montré un IS le plus élevé de 2,68, suivi par l'IQI-MDS avec un IS de 2,2. Alors que les méthodes IQI-TDS et IQN-TDS ont des valeurs d'IS de 1,94 et 1,88 respectivement. L'intégration des résultats obtenus par RE et de l'IS permet de mettre en valeur la méthode MDS (Tableau 32). Elle explique donc une forte corrélation avec les paramètres du sol et une puissance élevée pour la représentation de l'état général du sol.

Tableau 32 : Matrice de corrélation entre les différents IQS et les indicateurs du sol, rapport d'efficacité et indice de sensibilité.

	IQI		NQI	
Indicateurs/ indices	TDS	MDS	TDS	MDS
pH	0.214*	/	0.174	/
EC	-0.144	/	-0.1	/
N	0.128	/	0.335**	/
P	0.429**	0.521**	0.533**	0.627**
K	0.340**	/	0.301**	/
OM	0.172	/	0.489**	/
Clay	0.101	0.014	0.03	0.173
Na	-0.393**	/	-0.175	/
Ca	0.166	0.304**	0.058	0.337**
Mg	0.156	/	0.276**	/
CEC	0.529**	0.675**	0.350**	0.687**
ESP	-0.736**	-0.499**	-0.475**	-0.534**
Efficiency ratio (%)	50	80	58.33	80
Sensitivity index	1.94	2.2	1.88	2.68

***Corrélation signifiante (p < 0,05)**
****Corrélation signifiante (p < 0,01)**

IV. Discussion

4.1.Qualité du sol

Cent vingt échantillons ont été sélectionnés pour l'évaluation de la qualité du sol dans la région de Benslimane. Ces sols sont généralement neutres à alcalins et présentent une salinité faible sauf les parcelles à la proximité de la zone côtière qui ont des valeurs élevées (selon Soil Survey Staff, 1993) de la conductivité et qui peut atteindre 8,13 dS/m. Selon les valeurs de la matière organique, 82% des sols étudiés avaient une teneur typique des sols semi-arides (<5% ; Baldock et Nelson, 2000). La majorité des sols étudiés ont des valeurs modérées de la capacité d'échange cationique. Des résultats similaires ont été également trouvés dans des sols cultivés du Golestan au Nord-Est de l'Iran (Khormali et al., 2009). Pour les paramètres de fertilité, 50% des sols analysés sont riches en azote total (>0,15%, Calvet and Villeman, 1986). Pour les teneurs en phosphore assimilable, seulement 35% des points échantillonnés ont des valeurs faibles alors que les autres présentent des teneurs modérées à élevées (Delaunois et al., 2008). Ces classes dominent dans la zone nord de la région connue par une agriculture intensive. Sur la base de la teneur en K, des valeurs élevées ont été constatées, ces valeurs particulièrement élevées ont été trouvées dans la plupart des sols à cultures permanentes en raison de la surexposition aux engrais minéraux (Allen et al., 1989 ; Marzaioli et al., 2010). Les sols du périmètre étudié sont généralement riches en Mg échangeable et pauvre en Ca échangeable. Pour l'ESP, 94% des échantillons analysés ne dépasse pas 10. Ils sont donc non sodiques (Levy and Shainberg, 2005).

Sur la base des différents méthodes et indices calculés, une moyenne de 30 % de la superficie totale des terres agricoles de la région de Benslimane a présentée une qualité de sol modérée (grade III), alors que moins de 7% de ces sols était limité au grade V (très faible). Pour la méthode TDS, et les deux indices IQI et IQN, les sols à grade III représentaient la classe dominante qui se trouve dispersée sur toute la zone d'étude. Contrairement à la méthode TDS, les cartes de deux indices, selon la méthode MDS, ont montré une dominance des sols ayant les grades III et IV au nord du périmètre étudié. Une même dominance a été remarquée dans les provinces Jiangsu et Jilin en Chine (Qi et al, 2009 ; Li et al, 2019b). Cette zone dans la région de Benslimane connait une exploitation agricole intensive grâce à sa richesse en ressources en eaux. Elle est en plus de sa proximité de la mer, elle est limitée par deux grands oueds : Cherrat et Nfifikh. En plus, sur la base des valeurs de la conductivité électrique

obtenues, cette zone présente une salinité élevée qui est expliqué par sa proximité de la mer (Keren, 2000). Donc, la salinité du sol et son influence sur les cultures, ainsi que l'impact des pratiques agricoles intensives dans cette partie de la région, pourraient entraîner une baisse de la qualité de ces sols (Rahmanipour et al, 2013).

4.2. Méthodes d'indicateurs et indices

Établir une MDS pour l'évaluation de la qualité des sols est générique et applicable à différents types de sol (Cheng et al, 2016). Douze paramètres physico-chimiques du sol ont été intégrés pour obtenir un ensemble total de données. Cet ensemble de données ne comprend pas seulement les indicateurs de qualité des sols qui ont été suggérés par d'autres chercheurs (Doran et Parkin, 1994 ; Arshad et Martin, 2002). L'inclusion également des données sur la texture, la sodicité et le degré d'échange cationique du sol donnerait aux agriculteurs et aux scientifiques une vision globale et plus équilibrée sur l'état actuel des sols de la région, qui ne soit pas limité à N, P et K. Pour la réduction des données, la méthode de l'ACP a été utilisée dans plusieurs études (Andrews et al., 2002a ; Qi et al., 2009).La sélection de certains indicateurs du sol pourrai entraîner d'une part une diminution de la précision de l'évaluation de la qualité des sols, et d'autre part une réduction des coûts des analyses et élimination de la redondance entre les indicateurs corrélés. Le passage vers la méthode MDS a permis de réduire donc le nombre des indicateurs de 12à 5 : P, %A, Ex Ca2+, CEC, ESP. La quasi-totalité de ces indicateurs sélectionnés pour la méthode MDS peuvent se retrouver dans une étude similaire sur des sols agricoles au Nord-Est de la Chine (Chen et al, 2013). Toutefois, notre liste comprend de plus les indicateurs Ex Ca et ESP.

L'indicateur P est fréquemment inclus dans les études précédentes dans la MDS (Chen et al., 2013). C'est est un élément essentiel à la croissance des plantes et sa carence dans le sol limite le rendement des cultures (Zhang et al., 2016). En raison de son rôle crucial et afin de répondre aux besoins en P des plantes, environ 15 millions de tonnes d'engrais P sont appliquées dans le monde entier à des fins agricoles chaque année (Wang et al., 2012).

La teneur en argile du sol reflète la texture du sol. La texture du sol contrôle l'échange, la rétention et l'absorption de l'eau du sol, des nutriments et de l'oxygène (Li et al., 2013). Le calcium joue un rôle important dans le développement des racines et des feuilles des plantes (Hepler, 2005). Les sols déficients en Ex Ca entraîne une chlorose, une nécrose, l'enroulement des feuilles des plantes avec arrêt définitif de la croissance des plantes (Li et al., 2019a). L'indicateur CEC est plus fréquemment inclus dans les études précédentes (Yao et al., 2013 ;

Li et al., 2019b). Elle est une propriété essentielle du sol qui assure le stockage des cations nutritifs. Les sources de la CEC du sol sont la matière organique et les minéraux argileux (Bourg et Sposito, 2012). Le pourcentage de sodium échangeable (ESP) reflète le niveau de sodicité des sols. Les sols sodiques sont sujets à la dispersion, à la mauvaise capacité de stockage de l'eau, et à une circulation restreinte de l'eau et de l'air lorsqu'ils sont humides, et excessive lorsqu'ils sont sèche (Cochrane et Aylmore, 1991 ; Shainberg et Singer, 2011). La sodicité du sol a un effet néfaste sur la germination des semences, l'émergence, la croissance des racines et l'efficacité de l'utilisation de l'eau des cultures (Soman et al., 1992). Les agriculteurs, les scientifiques, et les gestionnaires de l'utilisation des terres ont besoin des informations quantitatives sur la variation de la sodicité du sol afin de gérer de manière rentable l'utilisation des terres, et aider à la modélisation environnementale (Lai et al., 2019). Concernant l'assignation des poids, et contrairement à la méthode TDS, la teneur en argile a un poids plus élevé et l'ESP a le poids le plus faible parmi les indicateurs de la méthode MDS.

4.3. Interaction entre les méthodes d'indicateurs et les indices

L'analyse des correspondances, entre les indices et en séparant les deux méthodes d'indicateurs, a révélé des valeurs élevées pour l'IQI et moyennement faibles pour l'IQN. La correspondance élevée explique l'implication majeure des cinq paramètres sélectionnés dans la définition de la qualité du sol de la région de Benslimane. Elle montre aussi la validité de l'IQI basé sur une assignation des poids par la communalité. En plus, la combinaison des deux indices selon la méthode MDS reflète aussi une correspondance élevée ce qui montre que l'utilisation de la méthode MDS présente un avantage évidant. Les résultats du rapport d'efficacité et de l'indice de sensibilité ont mis en valeur la performance de la méthode MDS pour l'évaluation des sols de la zone d'étude. Ces résultats sont conformes avec Zhou et al (2020) en chine qui ont montré, en se basant sur RE et IS, que l'IQI-MDS est le plus préformant dans une profondeur de 0-10 et 10-20, c'est l'horizon de prise d'échantillons dans la zone d'étude. Une étude faite par Santos-Francés et al (2019) sur les terres agricoles de la province de Salamanque caractérisée par un écosystème semi-aride a montré des résultats pareils. Elle a confirmé la performance de l'IQI par rapport à NQI, ainsi que l'évaluation adéquate par la méthode MDS.

Généralement, l'indice Kappa a montré la correspondance moyennement faible entre les différents indices et d'indicateurs. Certaines raisons valables pour expliquer ce résultat pourraient être l'absence d'une méthode standard de la classification de la qualité des sols et l'absence de valeurs seuils pour la zone d'étude et généralement pour le Maroc.

V. Conclusion

Cette étude a mis le point sur l'importance des indices de la qualité des sols pour l'évaluation des terres agricoles en utilisant différentes méthodes d'indicateurs et différents modèles d'indices. Cette étude de cas de la région de Benslimane a été basé sur les deux méthodes TDS et MDS, et les deux indices IQI et NQI. L'analyse en composante principale est une méthode adéquate pour sélectionner un ensemble minimal de données à partir d'un ensemble total de données. Dans ce contexte, cinq paramètres du sol ont été retenus pour le MDS au lieu d'un ensemble initial de douze paramètres. Pour les quatre IQS (IQITDS, IQIMDS, IQNTDS, IQNMDS), les sols de qualité modérée dominent dans le périmètre étudié. L'analyse de la corrélation a révélé que ces quatre IQS ont été corrélées positivement entre eux. En outre, l'IQITDS a été établie comme la méthode la plus précise pour l'évaluation de la qualité des sols de la région de Benslimane, car il a pris en considération tous les paramètres analysés tout en présentant des résultats cohérents. Toutefois, la méthode MDS pourrait être un outil approprié pour développer cette procédure qualitative, car elle a représenté adéquatement la méthode TDS, en plus elle est une approche rapide, fiable et économiquement réalisable. La réduction du nombre d'indicateurs permet donc d'élargir l'échantillonnage afin d'augmenter la précision de l'examination de la qualité du sol surtout du point de vue spatial. A l'issue de ces résultats, cette étude pourrait être une stratégie de départ pour les futures recherches pour les pays en développement comme le Maroc, où les analyses des sols sont peu coûteuses. Ces recherches devraient être menées pour affiner davantage l'IQIMDS afin de le rendre plus approprié en tant que norme à l'échelle nationale.

CONCLUSION GÉNÉRALE

La présente étude s'est effectuée sur les ressources en eau et en sol de la province de Benslimane appartenant à la région de Casablanca-Settat, et qui s'étend sur une profondeur de 50 à 60 Km à partir du littoral jusqu'à Sidi Bettache avec une ouverture de 35 km sur l'océan atlantique le long de la plaine du littoral, et elle a abouti aux conclusions suivantes:

Au niveau de la commune Cherrat, l'évaluation physico-chimique dévoile l'absence du risque de salinité au niveau du sol, or un déséquilibre important en élément nutritifs est rencontré. Les teneurs en phosphore et en potassium sont largement élevées, alors que les teneurs en matière organique sont faibles.

Les eaux souterraines de la commune de Cherrat présentent une très forte salinité et une pollution par les nitrates très élevées dues à la faible profondeur de la nappe et aux apports excessifs et non contrôlés en engrais azotés.

A l'échelle de la province, la surface piézométrique présente une faible profondeur qui ne dépasse rarement 15 m.

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

La dominance du faciès chloro-sodique et les valeurs élevées de la conductivité électrique qui ont mis en évidence une détérioration alarmante de la qualité de l'eau en termes de problème de salinité due à l'échange des cations et à l'intrusion d'eau salée dans les puits.

L'altération rocheuse, l'échange d'ions, l'évaporation et les activités agricoles constituent les principaux facteurs responsables de la chimie des eaux de la région.

Pour un usage agricole, les classifications de Richards et celle de Wilcox, ainsi que les différents indices (SAR, %Na, RSC, PI, KR, MAR) ont montré la dégradation de la qualité des eaux pour cette utilisation.

Pour des fins de consommation, les résultats de l'indice de la qualité révèlent une dominance des eaux de très mauvaise qualité. Par ailleurs, la majorité des eaux analysées présentent des teneurs en nitrate élevés à l'issus des activités anthropiques dans la région.

Le risque sanitaire non cancérogène dû à l'exposition aux nitrates par voie orale et cutanée montre un risque élevé chez toutes les tranches d'âge avec une accentuation importante chez les enfants.

Différentes méthodes d'indicateurs et différents modèles d'indices ont été appliqués afin d'évaluer les terres agricoles de la région d'étude, toutes ces méthodes ont révélé une dominance des sols de qualité modérée.

L'IQI-MSD est une meilleure approche pour l'estimation de la qualité des sols de la région de Benslimane, car la réduction du nombre d'indicateurs permet d'économiser le temps et le coût des analyses.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

L'eau et le sol constituent des ressources économiques et écologiques de première importance. Toutefois, ces réserves s'épuisent et leurs qualités se dégradent sous l'effet des différentes activités humaines. Par ailleurs, la gestion et la conservation des ressources naturelles nécessitent une approche intégrée des deux compartiments eau-sol, basées non seulement sur une satisfaction du point de vu quantité mais elles devaient répondre surtout aux exigences de qualité.

Les zones à vocation agricole et industrielle, telles que la région de Benslimane commencent à connaître les effets négatives d'une telle surexploitation comme la dégradation de la qualité des eaux et des sols. Pour une meilleure maîtrise de cette situation, il serait judicieux d'entreprendre les démarches suivantes :

- La mise en place d'un réseau de contrôle pour le suivi périodique de la qualité des eaux d'irrigation.
- Réduire la réalisation de point d'eau dans les zones à forte exploitation.
- Mise en œuvre des techniques modernes pour l'irrigation pour diminuer l' infiltration des intrants agricoles et réduire le risque de salinité des sols.
- Choix propice des cultures adaptées au type du sol et de l'eau d'irrigation.
- Gestion et réglementation de l'utilisation des engrais azotés sur la base des analyses des sols préalables.
- Gestion des déchets agricoles.

- sensibilisation des habitants de la région sur les risques liés à la pollution nitrique des eaux souterraines.
- modélisation des écoulements souterrains afin de connaître les mécanismes de transfert des polluants, ce qui peut beaucoup aider à la protection de la nappe contre la pollution.
- Augmentation du nombre d'échantillons du sol et l'élaboration d'une corrélation entre l'indice de qualité du sol et la production agricole afin d'affiner davantage l'adéquation de l'IQI-MDS pour la caractérisation des sols de la région.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abbasi, M.S., Sharif, M., Kazmi, T., Sultan, A.M. (2011). Isolation of plant growth promoting rhizobacteria from wheat rhizosphere and their effect on improving growth, yield and nutrient uptake of plants. Plant Biosyst 145:159–168.

Abbasi, T., Abbasi, S. A. (2012). Indices for Assessing Groundwater Quality. Water Quality Indices, 155–174.

Aboutayeb, R., Koulali, Y., Madar, A., Sbia, A. (2013). Cartographie et analyse de la distribution des élevages avicoles dans la région Chaouia-Ouardigha au Maroc. Science Lib Editions Mersenne: 5, 130518.

Acevedo Peralta, A.I., Leos Rodríguez, J.A., Figueroa Viramontes, U., Romo Lozano, J.L., (2017). Política ambiental: uso y manejo del estiércol en la Comarca Lagunera. Acta Univ. 27, 3– 576 12.

Adams, P.L., Daniel, T.C., Nichols, D.J., Pote, D.H., Scott, H.D., Edwards, D. R. (1994). Poultry Litter and Manure Contributions to Nitrate Leaching through the Vadose Zone. Soil Science Society of America Journal, 58(4), 1206.

Adimalla, N. (2019). Controlling factors and mechanism of groundwater quality variation in semiarid region of South India: an approach of water quality index (WQI) and health risk assessment (HRA). Environ. Geochem. Health.

Adimalla, N., Qian, H. (2020). Geospatial distribution and potential noncarcinogenic health risk assessment of nitrate contaminated groundwater in Southern India: a case study Arch. Environ. Contam. Toxicol. 80, pp. 107-119.

Adriano, D. C., Pratt, P.E., Bishop, S.E. (1971). Nitrate and salt in soils and ground waters from land disposal of dairy manure. Soil Sci. Soc. Am. J. 35 759-62.

Aghazadeh, N., Mogaddam, A, A. (2010). Assessment of groundwater quality and its suitability for dinking and agriculture uses in the Oshnavieh area, northwest of Iran. Journal of Environmental Protection, 1, 30–40.

Agoumi, A., Naji, A. (1998). Changements climatiques et ressources en eau dans les pays du Maghreb. Rapport établi dans le cadre du projet PNUD-FEM, RAB/94/G31.

Ahmad, Z., Qadir, A. (2011). Source evaluation of physicochemically contaminated groundwater of Dera Ismail Khan area, Pakistan. Environ. Monit. Assess. 175(1-4), 9–21.

Al-Bassam, A.M., Awad, H.S., Al-Alawi, J.A. (1997). Durov Plot: A computer Program for Processing and Plotting Hydrochemical Data. Ground Water 35 (2), 362-367.

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. (2000). Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. - Bioresource Technology, 75, 43-48.

Alfaifi, H.J. (2019). Combined graphical and geostatistical technique to determine the hydrochemical processes affecting groundwater chemistry in coastal areas, Western Saudi Arabia. Arab J Geosci 12, 65.

Alighardashi, A., Mehrani, M.J. (2017). Survey and zoning of nitrate-contaminated groundwater in Iran. Journal of Materials and Environmental Sciences, 8, 2785–2794.

Allen, S.E. (1989). Chemical Analysis of Ecological Materials. 2nd Edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford and London.

Aller, L., Hackett, G., Thornhill, J. (1987). DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. Ohoi, USA.

Alrumman, S.A., El-kott, A.F., Kehsk, M.A. (2016). Water pollution: Source and treatment. Am. J. Environ. Eng. 6 (3), 88–98.

Amavis, R., Hunter, W.J., Smeets, J.G.P.M. (1976). Pergamon for the Commission of the European Communities, New York, NY. p. 95.

Ameur, M., Hamzaoui-Azaza, F., Gueddari, M. (2015). Suitability for human consumption and agriculture purposes of Sminja aquifer groundwater in Zaghouan (north-east of Tunisia) using GIS and geochemistry techniques. Environ Geochem Health, 38, 1147–1167.

Amin, M.G.M., Karsten, H.D., Veith, T.L., Beegle, D.B., Kleinman, P.J. (2018). Conservation dairy farming impact on water quality in a karst watershed in northeastern US. Agricultural Systems, 165, 187–196.

Amiri, V., Nakhaei, M., Lak, R., Kholghi, M. (2016). Geophysical, isotopic, and hydrogeochemical tools to identify potential impacts on coastal groundwater resources from Urmia hypersaline Lake, NW Iran. Environmental Science and Pollution Research, 23(16), 16738–16760.

Anbazhagan S., Nair, A. (2004). Geographic Information System and Groundwater Quality Mapping in Panvel Basin, Maharashtra, India. Environ. Geol., 45(6), 753–761.

Andrade, A.I.A.S.S., Stigter, T.Y. (2009). Multi-method assessment of nitrate and pesticide contamination in shallow alluvial groundwater as a function of hydrogeological setting and land use. Agric. Water Manag. 96, 1751–1765.

Andrews, S.S., Carroll, C.R. (2001). Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. Ecol. Appl. 11, 1573–1585.

Andrews, S.S., Caroll, C.R. (2007). Designing a soil quality assessment for sustainable agroecosystem management. - Ecological Applications, 2002, 11(6), 1573-1585.

Andrews, S.S., Karlen, D.L., Mitchell, J.P. (2002a). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agric. Ecosyst. Environ. 90, 25–45.

Andrews, S.S., Mitchell, J.P., Mancinelli, R., Karlen, D.L., Hartz, T.K., Horwath, W.R., Pettygrove, G.S., Scow, K.M., Munk, D.S. (2002b). On-farm assessment of soil quality in California's central valley. Agron. J. 94: 12–23.

Angelopoulos, K., Spiliopoulos, I.C., Mandoulaki, A., Theodorakopoulou, A., Kouvelas, A. (2009). Groundwater nitrate pollution in northern part of Achaia Prefecture. Desalination 248:852–858.

APHA (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd ed. American Public Health Association, Washington, DC.

Appelo, C.A.J., Postma, D. (1999). Geochemistry, Groundwater and Pollution. Balkema, Rotterdam.

Arauzo, M (2017). Vulnerability of groundwater resources to nitrate pollution: a simple and effective procedure for delimiting Nitrate Vulnerable Zones. Sci Total Environ. 575, 799–812.

Armenise, E., Redmile-Gordon, M.A., Stellacci, A.M., Ciccarese, A., Rubino, P. (2013). Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. Soil Tillage Res. 130, 91–98.

Arshad, M.A., Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 88, 153–160.

Askari, M.S., Holden, N.M. (2014). Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management. Geoderma 230-231, 131–142.

Aslani, H., Zarei, M., Taghipour, H., Khashabi, E., Ghanbari, H., Ejlali, A. (2019). Monitoring, mapping and health risk assessment of fluoride in drinking water supplies in rural areas of Maku and Poldasht, Iran. Environ. Geochem. Health 41:2281–2294.

AIH : Association internationale des Hydrogéologues. (2014). 41ème Congrès International de l'AIH "Eaux Souterraines: Challenges et Stratégies" Marrakech (deuxième circulation).

Atanosova, E. (2008). Effect of nitrogen sources on the nitrogenous forms and accumulation of amino acid in head cabbage. Plant, Soil and Environment, Volume 54, pp. 66-71.

Ayers, R.S., Westcot, D.W. (1985). Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation And Drainage Paper No. 29 Rev. 1, 1-109.

Azeez, P, A., Nadarajan, N, R., Mittal, D, D. (2000). The impact of monsoonal wetland on ground water chemistry. Pollution Research, 19(2), 249–255.

Back, W. (1960). Origin of hydro-chemical facies and groundwater in the Atlantic Coastal Plain. Rep. XXI Int. Geol. Congress, Nordend (1), 87.

Badraoui M. (2006). Connaissance et utilisation des ressources en sol au Maroc, rapport thématique, 50 ans de développement humain au Maroc et perspectives pour 2025 GT8-3 P:91-117.

Badraoui, M., Agbani, M., Soudi, B. (1997). Evolution de la qualité des sols sous mise en valeur intensive au Maroc. Symposium International sur « les perspectives du développement agricole durable sur la rive sud de la Méditerranée », 100e anniversaire de l'INAT, Tunisie, 10-12 Nov. 1997.

Badraoui, M., Agbani, M., Soudi, B. (2000). Evolution de la qualité des sols sous mise en valeur intensive au Maroc. Séminaire'Intensification agricole et qualité des sols et des eaux', Rabat, 2-3.

Baghvand, A., Nasrabadi, T., Bidhendi, G.N., Vosoogh, A., Karbassi, A., Mehrdadi, N. (2010). Groundwater quality degradation of an aquifer in Iran central desert. Desalination 260 (1–3), 264–275.

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.

Baki, S., Hilali, M., Kacimi, I., Kassou, N., Nouiyti, N., Bahassi, A. (2017). Assessment of Groundwater Intrinsic Vulnerability to Pollution in the Pre-Saharan Areas - The Case of the Tafilalet Plain (Southeast Morocco), Procedia Earth and Planetary Science,17, 590-593.

Balamurugan, P., Kumar, P.S., Shanka, K. (2020a). Dataset on the suitability of groundwater for drinking and irrigation purposes in the Sarabanga River region, Tamil Nadu, India. Data Brief. 29:105255.

Balamurugan, P., Shankar, K., Kirubakaran, M. (2020b). 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,

Baldock, J.A., Nelson, P.N. (2000). Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. B25–B84.

Barakat, A. (2020) Groundwater NO3 concentration and its potential health effects in Beni Moussa perimeter (Tadla plain, Morocco). Geoenviron Disasters 7, 14.

Barakat, A., Mouhtarim, G., Saji, R., Touhami, F. (2019). Health risk assessment of nitrates in the groundwater of Beni Amir irrigated perimeter, Tadla plain, Morocco, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 26:7, 1864-1878.

Barraclough, D., Jarvis, S., Davies, G., Williams, J. (1992). The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland. Soil Use Manage 8:51–55.

Beaudoin, N., Saad, J.K., Van Laethem, C. (2005). Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. Agric Ecosyst Environ 111:292–310.

Bekkar, Y., Kuper, M., Hammani, A., Dionnet, M., Eliamani, A. (2007). Reconversion vers des systèmes d'irrigation localisée au Maroc quels enseignements pour l'agriculture familiale ? .Revue HTE, 137 :38-51.

Ben Alaya, M., Abidi, S., Zemni, T., Zargouni, F. (2014). Suitability assessment of deep groundwater for drinking and irrigation use in the Djeffara aquifers (Northern Gabes, south-eastern Tunisia). Environmental Earth Science, 71, 3387–3421.

Benamar, A., Mahjoubi, F.Z., Kzaiber, F., Oussama, A. (2019). Evaluation of water quality of Oum Er Rbia River (Morocco) using water quality index method. Journal of Applied Surfaces and Interfaces 5, 1-3.

Bennetts, D.A., Webb, J.A., Stone, D.J.M, Hill, D.M. (2005). Understanding the salinization process for groundwater in an area of south-eastern Australia, using hydrochemical and isotopic evidence. J. Hydrol., 323 (1-4), 178–192.

Bentekhici, N., Benkesmia, Y., Berrichi, F. & Bellal, S. A. (2018). Évaluation des risques de la pollution des eaux et vulnérabilité de la nappe alluviale à l'aide des données spatiales. Cas de la plaine de Sidi Bel Abbès (nord-ouest algérien). Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, 31(1), 43–59.

Berdai, H., Soudi, B., Bellouti, A. (2004). Contribution à l'étude de la pollution nitrique des eaux souterraines en zones irriguées : Cas du Tadla. Revue H.T. E, 128, 65 – 87.

Beretta, G. P., Cossu, R. (2018). Groundwater Quality Monitoring in Landfill Areas. Solid Waste Landfilling, 985–1034.

Berzelius, J.J. (1839). Lehrbuch der Chemie. Translated from Swedish to German by Wöhler. vol. 8, pp. 11–16 and 384–341.

Bian, Z., Inyang, H.I., Daniels, J.L., Otto, F., Struthers, S. (2010). Environmental issues from coal mining and their solutions. Min. Sci. Technol. (China) 20, 215- 223.

Bibi, S., Saifullah Naeem, A., Dahlawi, S. (2016). Environmental Impacts of Nitrogen Use in Agriculture, Nitrate Leaching and Mitigation Strategies. In: Hakeem K., Akhtar J., Sabir M. (eds) Soil Science: Agricultural and Environmental Prospectives. Springer, Cham.

Bień, J.D., Meer, J., Rulkens, W.H., Rijnaarts, H.H. (2005). A GIS-based approach for the long-term prediction of human health risks at contaminated sites. Environ. Model. Assess. 9 (4), 221–226.

Biesecker, J.E., George, J.R. (1972). Stream quality in Appalachia as related to coal-mine drainage, 1965. Dans : Water quality in a stressed environment: readings in environmental hydrology. W.A. Pettyjohn (dir. de publ.). Burgess Publishing Company, Minneapolis, MN.

Billen, G., Garnier, J., Mouchel, J.M., Silvestre, M. (2007). The Seine system: Introduction to a multidisciplinary approach of the functioning of a regional river system. Sci Total Environ 375:1–12.

Bindraban, P.S., Stoorvogel, J.J., Jansen, D.M., Vlaming, J., Groot, J.J.R. (2000). Land quality indicators for sustainable land management: proposed method for yield gap and soil nutrient balance. Agric. Ecosyst. Environ. 81, 103–112.

Binet, S., Spadini, L., Bertrand, C., Guglielmi, Y., Mudry, J., Scavia, C. (2009). Variability of the groundwater sulfate concentration in fractured rock slopes: a tool to identify active unstable areas. Hydrol. Earth Syst. Sci. 2315–2327

Bockstaller, C., Guichard, L., Keichinger O, Girardin P, Galan M-B, Gaillard G. (2009). Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. Agronomy for Sustainable Development, 29: 223-235.

Bordalo, A.A., Teixeira, R., Wiebe, W.J. (2006). A water quality index applied to an international shared river basin: the case of the Douro River. Environ. Manag. 38, 910–920.

Borggaard, O., Gimsing, A. L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. Pest Management Science, 64, 441-456.

Borken, W., Matzner, E. (2009). Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. Glob Change Biol 2009; 15:808-24.

Bouksila, F., Bahri, A., Berndtsson, R., Persson, R., Rozema, J., Van der Zee, S. (2013). Assessment of soil salinization risks under irrigation with brackish water in semiarid Tunisia. Environ Exp Bot 92:176–185.

Bouma, J., Dekker, L., Muilwijk, C. (1981). A field method for measuring short-circuiting in clay soils. J Hydrol 52:347–354.

Bourg, I.C., Sposito, G. (2012). Ion exchange phenomena. In: Huang, et al. (Eds.), Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 16-1–16-16.

Bower, C.A., Reitemeier, R.F., Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. Soil Sci. 73: pp. 251-261.

Boyd, C.E. (2000). Water Quality. An Introduction. Kluwer Academic Publishers, Boston, Dordrecht, London, 325 pp.

Bremaude, C., Claisse, J.R., Leulier, F., Thibault, J., Ulrich, E., Educagri E. (2006). Alimentation, santé, qualité de l'environnement et du cadre de vie en milieu rurale, Edition Educagri, Dijon, France, PP : 220-221.

Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. (1982). Nitrogen-Total. In: Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. Eds., American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 595-624.

Brindha, K., Kavitha, R. (2015). Hydrochemical assessment of surface water and groundwater quality along Uyyakondan channel, south India. Environ. Earth Sci. 73(9), 5383-5393.

Brindha, K., Schneider, M. (2019). Chapter 13- Impact of urbanization on groundwater quality. in Senapathi, V., Viswanathan, P.M. and Chung, S.Y.(Eds). GIS and geostatistical techniques for groundwater science, 179-196.

Bronowicka-Mielniczuk, U., Mielniczuk, J., Obroślak, R., Przystupa, W. (2019). A Comparison of Some Interpolation Techniques for Determining Spatial Distribution of Nitrogen Compounds in Groundwater. Int J Environ Res 13, 679–687.

Bruggeman, A.C., Mostaghimi, S., Holtzman, G. I., Shanholtz, V. O., Shukla, S., ROSS, B. B. (1995). Monitoring pesticide and nitrate in virginias groundwater - a pilot-study. T. Asae 38 (3), 797-807.

Bucher, E. (2002). Soil quality characterization and remediation in relation to soil management. - PhD thesis, Department of Crop and Soil Sciences, Pennsylvania State University, USA.

Bukowski,J., Somers, G., Bryanton, J. (2001). Agricultural contamination of groundwater as a possible risk factor for growth restriction or prematurity. J Occup Environ Med 43(4):377–383.

Büneman, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G, de Goede, R.G., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P,, Pulleman, M.M., Sukkel, W., Van Groenigen, J.W., Brussaard, L.(2018). Soil quality - a critical review. Soil Biol. Biochem. 120, 105–125.

Burkart, M. R., Stoner, J. D. (2001). Nitrogen in Groundwater Associated with Agricultural Systems. Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management, 123–145.

Burkart, M. R., Stoner, J. D. (2008). Nitrogen in Groundwater Associated with Agricultural Systems. Nitrogen in the Environment, 177–202.

Burns, R.G., Nannipieri, P, Benedetti, A., Hopkins, D.W. (2006). Defining soil quality. - In: BLOEM, J., HOPKINS, D.W., BENEDETTI, A. (Eds.). - Microbiological Methods for Assessing Soil Quality. - CAB International, Wallingford, 15-22.

Bussard, T. (2005). Méthodologie de dimensionnement des zones de protection des captages d'eaux souterraines contre les polluants chimiques persistants. Thèse Doc. L'Universite´ de Lausanne, p 172.

Calvet, G., Villemin, P. (1986). Interprétation des analyses de terre. France: IPAS, SADEF- Ed. SCPA, Aspach le Bas, 25 p.

Cameron, K.C., Di, H.J., Moir, J.L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. Ann Appl Biol 162:145–173.

Cameron, K.C., Di, H.J., Reijnen, B.P.,Li, Z., Russell, J.M.,. Barnett, J.W. (2002). Fate of nitrogen in dairy factory effluent irrigated onto land. New Zealand J. Agric. Res. 45, 207-216.

Campbell, C. A., Lafond, G. P., Zentner, R. P., Jame, Y. W. (1994). Nitrate Leaching in an Udic Haploboroll as Influenced by Fertilization and Legumes. Journal of Environment Quality, 23(1), 195.

Carey, P.L., Benge, J.R., Haynes, R.J. (2009). Comparison of soil quality and nutrient budget between organic and conventional kiwifruit orchards. - Agriculture, Ecosystems & environment, 2009, 132: 7-15.

Castany, G. (1982). Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Dunod Université. Bordas Paris. pp 238. ISBN : 2-04-011221-9.

Cataldo, D.A., Wildung, R.E., Garland, T.R. (1987). Spéciation des traces inorganiques.Contaminants et biodisponibilité chez les animaux: un aperçu. J. Environ. Qual., 1987: 289-295.

Ceballos-Escalera, A., Pous, N., Chiluiza-Ramos, P., Korth, B., Harnisch, F., Bañeras, L., Dolors Balaguer, M., Puig, S. (2021). Electro-bioremediation of nitrate and arsenite polluted groundwater, Water Research, 190.

Cedergren, M.I., Selbing, A.J., Löfman, O., Källen, B.A.J. (2002). Chlorination byproducts and nitrate in drinking water and risk for congenital cardiac defects. Environ Res 89(2):124–130.

Cetin, B., Ozer, H., Kuscu, H. (2004). Economics of drip irrigation for apple (Malus domestica) orchards in Turkey. - New Zealand journal of crop and horticultural science, 32 (4), 349-354.

Chafouq, D., El Mandour, A., Elgettafi, M., Himi, M., Chouikri, I., Casas, A. (2018). Hydrochemical and isotopic characterization of groundwater in the Ghis-Nekor plain (northern Morocco), Journal of African Earth Sciences.139,1-13.

Chambenoit, C., Laurent, F., Machet, J.M., Scheurer, O. (2002). Fertilisation azotée de la pomme de terre : Guide pratique. Éditions INRA, France.

Chapelle, F.H. (2001). Ground-water microbiology and geochemistry. John Wiley & Sons, Inc., 477 pp.

Chen, J., Wu, H., Qian, H., Gao, Y. (2017). Assessing nitrate and fluoride contaminants in drinking water and their health risk of rural residents living in a semiarid region of Northwest China. Exposure and Health. 9. 1-13.

Chen, Y.D., Wang, H.Y., Zhou, J.M., Xing, L., Zhu, B.S., Zhao, Y.C., Chen, X.Q. (2013). Minimum data set for assessing soil quality in farmland of northeast China. Pedosphere 23, 564–576.

Cheneby, D., Nicolardot, B., Godden, B., Penninckx, M. (1994). Mineralization of Composted 15NLabelled Farmyard Manure During Soil Incubations. Biol Agric Hortic 10:255–264.

Cheng, J., Ding, C., Li, X., Zhang, T., Wang, X. (2016). Soil quality evaluation for navel orange production systems in central subtropical China. Soil Tillage Res. 155, 225–232.

Cheng, J., Ding, C., Li, X., Zhang, T.,Wang, X. (2016). Soil quality evaluation for navel orange production systems in central subtropical China. Soil and Tillage Research 155 (2016) 225–2.

Chenini, I., Ben Mammou, A., Turki, M.M., Mercier, E. (2008). Groundwater resources in Maknassy Basin (central Tunisia): Hydrological data analysis and water budgeting. Geosci J 12, 385–399.

Chenini, I., Farhat, B., Ben Mammou, A. (2010). Identification of major sources controlling groundwater chemistry from a multilayered aquifer system, Chemical Speciation & Bioavailability, 22:3, 183-189.

Cherubin, M.R., Karlen, D.L., Cerri, C.E.P., Franco, A.L.C., Tormena, C.A., Davies, C.A., Cerri, C.C. (2016). Soil Quality Indexing Strategies for Evaluating Sugarcane Expansion in Brazil. PLoS ONE 11(3).

Cheverry, C., Robert, M. (1998). La dégradation des sols irrigués et de la ressource en eau: Une menace pour l'avenir de l'agriculture et pour l'environnement des pays au sud de la méditerranée. Étude et Gestion des Sols 217-226.

Chow, V.T. (1964). Handbook of Applied Hydrology. McGraw-Hill Book Company, New York.

Cissé, L. (1986). Etude des effets d'apport de matière organique sur les bilans hydriques et minéraux et la production du mil et de l'arachide sur un sol sableux dégradé du CentreNord du Sénégal. Thèse de Doctorat en sciences agronomiques, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, 184 p.

Cochrane, H.R., Aylmore, L.A.G. (1991). Assessing management-induced changes in the structural stability of hardsetting soils. Soil Tillage Res. 20, 123–132.

Cohen, J. (1968). Weighted Kappa: nominal scale agreement provision for scaled disagreement or partial credit. Psychol. Bull. 70, 213–220.

Coles, N., Trudgill,S. (1985). The movement of nitrate fertilizer from the soil surface to drainage waters by preferential flow in weakly structured soils, slap ton, S. Devon. Agric., Ecosyst. Environ. 13 (3-4), 241-259.

Conac, F. (1978). Irrigation et développement agricole. L'exemple des pays méditerranéens et danubiens. https://web.supagro.inra.fr/pmb/opac_css/index.php?lvl...id

CORPEN (1991). Interculture : gérer l'interculture pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux. Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement, 40 pp.

Couture, I. (2006). Principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau en micro-irrigation Colloque sur l'irrigation l'eau, source de qualité et de rendement 10 février 2006, Hôtel Mortagne, Boucherville

Crévecoeur, S., Debacker, V., Joaquim-Justo, C., Gobert, S., Scippo, M.L., Dejonghe, W., Martin, P., Thomé, J.P. (2011). Groundwater quality assessment of one former industrial site in Belgium using a TRIADlike approach. Environ Pollut 159:2461–2466.

Çullu, M. A. (2002). Estimation of the Effect of Soil Salinity on Crop Yield Using Remote Sensing and Geographic Information System. - Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2002, 27, 23-28.

Dahchour, A. (1995). Studies on the behaviour of three nematicides in the soil under banana cultivation in Morocco. PhD thesis, University of London.

Dakak H., Soudi B., Ben Mohammadi A., Douaik A., Badraoui M., Moussadek R. (2011). Prospection de la salinité des sols par induction électromagnétique sur la plaine du Tadla (Maroc) : tentative d'optimisation par analyse géostatistique. Sécheresse, vol. 22, n° 83, p : 178-185

Dakak, H. (2015). Diagnostic et Contrôle de la Salinité et des Nitrates des Eaux et des Sols du Périmètre Irrigué de Tadla : Élaboration du Bilan Hydrologique et du Bilan de Masse d'Azote-Expérimentation et Modélisation. Thèse de Doctorat en Science de l'Environnement. Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences de Kenitra, Maroc. 186pp.

Dakak, H. (1995). Etude de la pollution nitrique des eaux souterraines du périmètre de Tadla : Vulnérabilité des aquifères et impact des activités agricoles. .Thèse de 3éme cycle en géologie appliquée à l'environnement, Université Mohammed V, Faculté des Sciences de Rabat-Maroc, 172pp.

Dakak, H., Huang, J., Zouahri, A., Douaik, A., Triantafilis, J. (2017). Mapping soil salinity in 3 dimensions using an EM38 and EM4 Soil inversion modeling at the reconnaissance scale in central Morocco. Soil Use and Management journal.

Dakak, H., Zouahri, A., Iaaich, H., Moussadek, R., Elkhadir, M., Douaik, A., Soudi, B., Benmohammadi, A. (2014). Apport des Systèmes d'Information Géographique au diagnostic de la pollution nitrique des eaux souterraines : Cas de la zone de Skhirate – Maroc. Revue des Régions Arides - Numéro Spécial- N° 33.

Daniela, D., Mariangela, S. (2013). Vulnerability mapping of groundwater contamination based on 3D lithostratigraphical models of porous aquifers Original Research Article Science of The Total Environment., 447, 315-322.

De Fulvio, S., Olori, L. (1975). Definitions and classification of naturally soft and naturally hard waters. Chemical and physical characteristics of the water in some member states of the European community. Hardness of drinking water and public health. Proceedings of the European Scientific Colloquium, Luxembourg, 1975.

De Neve S., Hartmann, R., Hofman, G. (2003). Temperature effects on N mineralization: changes in soil solution composition and determination of temperature coefficients by TDR. Eur. J. Soil Sci. 54, 49-61.

De Paz, J.M., Sánchez, J., Visconti, F. (2006). Combined use of GIS and environmental indicators for assessment of chemical, physical and biological soil degradation in a Spanish Mediterranean region, Journal of Environmental Management, 79: 150-162.

De Regt, B. (1990). L'irrigation et la culture du riz au Suriname. Revue. Le Courrier n°24 Nov.-décembre pp 94-95.

Debbarh, A., Badraoui, M. (2001). Irrigation et environnement au Maroc : situation actuelle et perspectives. Atelier du PCSI (Programme Commun Systèmes Irrigués) sur une Maîtrise des Impacts Environnementaux de l'Irrigation, 2001, Montpellier, France. 14 p.

Decau, J., Puiol, B. (1992). Contribution des techniques culturales à la lutte contre la pollution nitrique des nappes phréatiques. Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA, 18, 23-28.

Delaunois, A., Ferrie, Y., Bouche, M., Colin, C., Rionde, C. (2008). Guide pour la description et l'évaluation de la fertilité des sols. Chambre d'Agriculture 81 et INRA Montpellier.

Delgado, C., Pacheco, J., Cabrera, A., Batllori, E., Orellana, R., Bautista, F. (2010). Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: the case of Yucata'n, Mexico. Agr Water Manag 97:1423– 1433.

Destain, J.P., Fonder, N., Xanthoulis, D., Reuter, V. (2010). L'isotope stable 15Net le lysimètre, des outils complémentaires pour l'étude de la lixiviation de l'azote dans les sols agricoles. Biotechnol Agron Société Environ BASE 14:91–96.

Di, H., Cameron, K. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. Nutr Cycl Agroecosyst 64:237–256.

Diack, M., Stott, D.E. (2001). Development of a soil quality index for the chalmers silty clay loam from the Midwest USA. In Stott, D. E., Mohtar, R. H. and Steinhardt, G. C. (eds.) The Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Meeting held on May 24–29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. USA. pp. 550–555.

DIAEA /DRHA /SEEN. (2008). Direction de l'irrigation et de l'aménagement de l'espace Agricole, Service des Expérimentations, des Essais et de la Normalisation –Rabat.

Dinnes, D.L., Dl, K., Jaynes, D.B., Kaspar, T.C., Hatfield, J.L, Colvin, T.S., Cambardella, C.A. (2002). Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile drained Mid-Western soils. Agron J 94:153–171.

Djman, K., Irmak, S., Martin, D.L., Ferguson, R.B., Bernards, M.L. (2013). Plant nutrient uptake and soil nutrient dynamics under full and limited irrigation and rainfed maize production. Agron J 105:527–538.

Dogra, R.C., Dudeja, S.S. (1993). Fertilizer N and nitrogen fixation in legume Rhizobium symbiosis, Ann. Biol. 9 (2) (1993) 149e164.

Dohare, D., Deshpande,S., Kotiya, A. (2014). Analysis of Ground Water Quality Parameters: A Review. Research Journal of Engineering Sciences Vol. 3(5), 26-31.

Domenico, P.A., Schwartz, F.W. (1990). Physical and Chemical Hydrogeology. Wiley, New York, pp. 824.

Doneen, L.D. (1964). Water Quality for Agriculture; Department of Irrigation. University of California, Davis, pp. 48.

Doran, J.W., Jones, A.J. (eds.). (1996). Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publication No. 49. Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI.

Doran, J.W., Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. Pp. 3-21. In: J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, B.A. Stewart (eds.) Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Special Publication No. 35. Soil Science Society of America, Inc. and the American Society of Agronomy, Inc., Madison, WI.

Doran, J.W., Safely, M. (1997). Defining and assessing soil health and sustainable productivity. - In: PANKHURST, C.E., DOUBE, B.M., GUPTA, V.V.S.R. (Eds.). - Biological indicators of Soil Health. - CAB International, New York, 1-28.

Doran, J.W., Zeiss, M.R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Appl. Soil Ecol. 15, 3–11.

Douaoui A., (2004). Infiltrabilité et érodibilité de sols salinisés de la plaine du Bas Chéliff (Algérie). Mesures au laboratoire sous simulation de pluie. EGS, Vol. 11, N°4, 2004, 379-392.

Doumali, K., Ibno Namr, K. (2018). The assessment of soil quality in the irrigated area in the perimeter low-service of Doukkala for the two lockers Sidi Bennour and Sidi S'mail in Morocco. Journal of Life Sciences 7, 195-201.

DPA (2015). Monographie de la province de Benslimane.

Durov, S.A. (1948). Natural waters sand graphic representation of their composition. Dok. Akad Nauk SSSR 59, 87-90.

Eaton, F.M. (1950). Significance of carbonates in irrigation waters. SoilSci. 69:123-133.

Edahbi, M., Khaddor, M., Salmoun, F. (2014). Caractérisation des sols du Nord du Maroc (Bassin Loukkos). Jou.Mater. Environ. Sci. 5 (S1) : 2133-2138.

El Khodrani, N., Zouahri, A., Douaik, A., Omrania, S., Iaaich, H., Yahyaoui, A., Fekhaoui M. (2017). Journal of Materials and Environmental Science,8: 2339–2346.

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 Appl. Sci. 2: 871.

El Oumlouki, K., Moussadek, R., Douaik, A., Iaaich, H., Dakak, H., Chati, M.T., Ghanimi, A., Midaoui,A., El Amrani, M., Zouahri, A. (2018). Assessment of the groundwater salinity used for irrigat and risks of soil degradation in Souss-massa, Morocco. Irrigation and Drainage.

Elumalai, V., Brindha, K., Sithole, B., Lakshmanan, E. (2017). Spatial interpolation methods and geostatistics for mapping groundwater contamination in a coastal area. Environ. Sci. Pollut. Res, 24, 11601–11617.

Emmett, B.A., Beier, C., Estiarte, M., Tietema, A., Kristensen, H.L., Williams, D. (2004). The response of soil processes to climate change: Results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient. Ecosys;7:625-37.

Erkossa, T., Itanna, F., Stahr, K. (2007). Indexing soil quality: a new paradigm in soil science research. - Australian Journal of Soil Research, 45, 129-137.

Esmaeili, A., Moore, F., Keshavarzi, B. (2014). Nitrate contamination in irrigation groundwater, Isfahan, Iran. Environ Earth Sci 72, 2511–2522.

Etteieb, S., Cherif, S., Tarhouni, J. (2015). Hydrochemical assessment of water quality for irrigation: a case study of the Medjerda River in Tunisia. Appl Water Sci.

Evanylo, G., Sherony, C., Spargo, J. (2008). Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. Agric Ecosyst Environ 127:50–58.

Ewuzie, U., Nnorom, I.C., Eze, S.O. (2020). Lithium in drinking water sources in rural and urban communities in Southeastern Nigeria. Chemosphere 245: 25593.

Eyankware, M.O., Aleke, C.G., Selemo, A.O.I., Nnabo, P.N. (2019). Hydrogeochemical studies and suitability assessment of groundwater quality for irrigation at Warri and environs. Niger delta basin, Nigeria, Groundwater for Sustainable Development.

Ezlit, Y.D., Smith, R.J., Raine, S.R. (2010). Review of salinity and sodicity irrigation. CRC for Irrigation Futures Irrigation Matters Series No. 01/10, IF technologies Pty Ltd.

Fageria, N.K., Baligar, V.C. (2004). Improving nutrient use efficiency of annual crops in Brezilian acid soils for sustainable crop production. Communication in Soil Science and Plant Analyses, 32, 1303-1319.

Fan, J., Hao, M., Malhi, S.S. (2010). Accumulation of nitrate N in the soil profile and its implications for the environment under dryland agriculture in northern China: a review. Can J Soil Sci 90:429–440.

Fan, J., Hao, M.D., Shao, M.A. (2003). Nitrate accumulation in soil profile of dry land farming in Northwest China. Pedosphere 13:367–374.

FAO (1989). Evaluation of Land for Irrigated Agriculture: Guidelines. FAO Pedagogical Bulletin No. 55, Quality of Water. Rome, Italy.

FAO (1996). Aménagement des sols pour une agriculture durable et la protection de l'environnement sous les tropiques.

FAO (2004). La situation des marchés des produits agricoles. Rapport sur les marchés des produits 2003-2004.

FAO (2014). AQUASTAT FAO's Information System on Water and Agriculture. Rome, Italy.

Fauci, M.F., Dick, R.P. (1994). Microbial biomass as an indicator of soil quality: effects of long-term management and recent soil amendments. - In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. and STEWART, B.A., (Eds). - Defining soil quality for a sustainable environment. - Minneapolis, Soil Science Society of America Special Publication, 35, 1994. 17, 229-234.

Fekadu, E., Kibret, K., Bedadi, B., Melese, A. (2018). Characterization and classification of soils of Yikalo Subwatershed in Lay Gayint District, Northwestern Highlands of Ethiopia. Eurasian J Soil Sci 2018, 7 (2) : 151 – 166.

Feller, C., Albrecht, A., Tessier, D. (1996). Aggregation and organic matter storage in kaolinitic and smectic tropical soils, in: Carter, M.R., Steward, B.A. (Eds.), Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. Advances in Soil Science, CRC Press, Boca Raton, Floride.

Feller, C., Beare, M.H. (1997). Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. Geoderma, 79 (1-4): 69-116.

Fitts, C. R. (2013). Groundwater Chemistry. Groundwater Science, 421–497.

Follett, R.F., Hatfield, J.L. (2001). Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management, 1st Edition, Elsevier Science, book, 920–926.

Forges, M. (1972). Irrigation et salinité. CIHEAM, options méditerranéennes. Pages 40-45.

Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Brito, E.C. (2007). Decomposition and nutrient release from cover crop residues in passion-fruit plantation. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 31: 1421-1428.

Gardner, S.G., Levison, J., Parker, B.L., Martin, R.C. (2020). Groundwater nitrate in three distinct hydrogeologic and land-use settings in southwestern Ontario, Canada. Hydrogeol. J. 28: 1891–1908.

Garnier, P., Néel, C., Mary, B., Lafolie, F. (2001). Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. Eur J Soil Sci 52:253–268.

Gautam, S.K., Maharana, C., Sharma, D., Singh, A.K., Tripathi, J.K., Singh, S.K. (2015). Evaluation of groundwater quality in the Chotanagpur plateau region of the Subarnarekha river basin, Jharkhand State, India. Sustain. Water Qual. Ecol. 6, 57–74.

Germon, J.C. (2021). Les nitrates dans l'environnement, Encyclopédie de l'Environnement 2555-0950. url : https://www.encyclopedie environnement.org/vivant/les-nitrates-dans-lenvironnement/.

Geypens, M., Honnay, J. (1995). Matières organiques dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales. Bruxelles : IRSIA.

Ghaderpoori, M., Paydar, M., Zarei, A., Alidadi, H., Najafpoor, A.A., Gohary, A., Shams, M. (2018). Health risk assessment of fluoride in water distribution network of Mashhad, Iran. Hum Ecol Risk Assess Int J.

Gheyi, H.R., Halitim,A. (1976). Contribution de l'argile et de la matière organique dans la capacité d'échange de quelques sols du nord de l'Algérie. An.de l'I.N.A El Harrach, vol VI, n° 2, 27-32.

Gholamhoseini, M., AghaAlikhani, M., Sanavy, S.A.M., Mirlatifi, S.M. (2013). Interactions of irrigation, weed and nitrogen on corn yield, nitrogen use efficiency and nitrate leaching. Agric. Water Manag. 126: 9 – 18.

Giri, S., Singh, A.K. (2014). Risk assessment, statistical source identification and seasonal fluctuation of dissolved metals in the Subarnarekha River, India. J. Hazard. Mater. 265: 305–314.

Gi-Tak, C., Seong-Taek, Y., Kangjoo, K. and Bernhard, M. (2005). Hydrogeochemistry of sodium–bicarbonate type bedrock groundwater in the Pocheon spa area, South Korea: water–rock interaction and hydrologic mixing. J. Hydrol. 321: 326–343.

Gong, J., Chen, L., Fu, B., Huang, Y., Huang, Z., Peng, H. (2006). Effect of land use on soil nutrients in the loess hilly area of the Loess plateau, China. Land Degrad. Dev. 17: 453–465.

Gotkiewicz, J. (1991). Intensity of nitrogen mineralization in fen peat soils in the Biebrza River valley. Pol. Ecol. Stud. 17 (1-2) : 111-122.

Gouaidia. L. (2008). Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi-aride, cas de la nappe de Meskiana Nord –Est Algérien. Thèse de Doctorat.

Govaerts, B., Sayre, K.D., Deckers, J. (2006). A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. Soil Tillage Res. 87: 163–174.

Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H. (1994). Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. - Canadian Journal of Soil Science, 74: 367-385.

Gregory, B. (2005). Ecophysiologie de semis de coniferes ectomycorhizes en milieu salin et sodique. Thèse de doctorat en science forestières 190p.

Güler, C., Thyne, G., Mccray, J., Turner, A. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. Hydrogeology Journal.

Guo, L., Sun, Z., Ouyang, Z., Han, D., Li, F. (2017). A comparison of soil quality evaluation methods for Fluvisol along the lower Yellow River. CATENA, 152, 135 143.

Habib, R., Lafolie, F. (1991). Water and nitrate redistribution in soil as affected by root distribution and absorption. In: Atkinson D (ed) Plant root growth an ecological perspective. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 131–146.

Haftbaradaran, S., Khoshgoftarmanesh, A.H., Malakouti, M.J. (2018). Assessment, mapping, and management of health risk from nitrate accumulation in onion for Iranian population, Ecotoxicology and Environmental Safety, 161,777-784.

Hallam, J., Moussadek, R., Chati, T., El Oumlouki, K., Zouahri , A., Elmouden, A. (2014). Characterization of soil and water quality in irrigated perimeters of Issen and El Guerdane areas in the Souss valley (Morocco). International Journal of Enhanced Research in Science Technology & Engineering, Vol. 3, pp: (31-39).

Halvorson, A.D., Reule, C.A., Follett, R.F. (1999). Nitrogen fertilization effects on soil carbon and nitrogen in a dryland cropping system. Soil Sci Soc Am J 63:912–917.

Hamzaoui-Azaza, F., Ketata, M., Bouhlila, R. (2011). Hydrogeochemical characteristics and assessment of drinking water quality in Zeuss–Koutine aquifer Southeastern Tunisia. Environ Monit Assess 174(1–4):283–298.

Harbouze, R., Pellissier, J.P., Rolland, J.P., Khechimi, W. (2019). Rapport de synthèse sur l'agriculture au Maroc. [Rapport de recherche] CIHEAM-IAMM, pp.104.

Haritash, A.K., Kaushik, C.P., Kaushik, A., Kansal,A., Yadav, A.K. (2008). Suitability assessment of groundwater for drinking irrigation and industrial use in some North Indian villages. Environ Monit Assess 145:397–408.

Hassan, G., Persaud, N., Reneau, R.B. (2005). Utility of hydrus-2D in modeling profile soil moisture and salinity dynamics under saline water irrigation of soybean. Soil sciences,170, 1: 28 –37.

Hassink, J., Bouwman, L.A, Zwart, K.B. J., Bloem, L., Brussaard, H. (1993). Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. Geoderma. 57 (1-2) : 105-128.

HCP (2005). Rapport sur les sources de la croissance économique au Maroc.

HCP (2006). Prospective « Maroc 2030 ». Gestion durable des ressources naturelles et de la biodiversité au Maroc

HCP (2015). Note de présentation des premiers résultats du Recensement Général de la Population et de l'Habitat 2014.

HCP (2016). Annuaire statistique 2016. Région de Casablanca-Settat.

He, J., Ma, J., Zhao, W., Sun, S. (2015). Groundwater evolution and recharge determination of the Quaternary aquifer in the Shule River basin, Northwest China. Hydrogeol J 23:1745 1759.

Heiß, L., Bouchaou, L., Tadoumant, S., Reichert, B. (2020). Index-based groundwater vulnerability and water quality assessment in the arid region of Tata city (Morocco), Groundwater for Sustainable Development.

Helyar, K.R., Anderson, A.J. (1971). Effects of lime on the growth of five species, on aluminium toxicity, and on phosphorus availability. Australian Journal of Agricultural Research **22**, 707-720.

Hem, J.D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, USGS Water Supply Paper, 2254, 117–120

Hem, J.D. (1970). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. U. S. Geol. Survey. Water Supply Paper 1473: 363.

Hepler, P. (2005). Calcium: A Central Regulator of Plant Growth and Development. The Plant cell. 17.

Hill, R.A. (1940). Geochemical patterns in the Coachella Valley, California. Trans. Am. Geophys. Union 21, 9-46.

Hillel, D. (2000). Salinity Management for Sustainable Irrigation. The World Bank, Washington, D.C.

Hillel, D. (2008). Soil fertility and plant nutrition. Soil in the Environment, 151–162.

Hina, M., Vandana, S.S., Renu, P. (2018). Phosphorus Nutrition: Plant Growth in Response to deficiency and excess. Plant Nutrients and Abiotic Stress Tolerance, Chapter 7.

HLPE (2012). Sécurité alimentaire et changement climatique. Rapport du Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition du Comité de la sécurité alimentaire mondiale, Rome, 2012.

Hosseinifard, S.J., Mirzaei Aminiyan, M. (2015). Hydrochemical characterization of groundwater quality for drinking and agricultural purposes: a case study in Rafsanjan plain, Iran. Water Qual Expo Health 7:531–544.

Howladar, M.F., Rahman, M.M. (2016). Characterization of underground tunnel water hydrochemical system and uses through multivariate statistical methods: a case study from Maddhapara Granite Mine, Dinajpur, Bangladesh. Environ Earth Sci 75:1501.

Hu, X., Ma, C., Qi, H., Guo, X. (2018). Groundwater vulnerability assessment using the GALDIT model and the improved DRASTIC model: a case in Weibei Plain, China. Environmental Science and Pollution Research.

Hunt, H.W., Wall, D.H. (2002). Modelling the effects of loss of soil biodiversity on ecosystem function. - Global Change Biology, 2002, 8: 33-50.

Hurtado-Martinez, M., Muñoz-Palazon, B., Robles-Arenas, V. M., Gonzalez-Martinez, A., Gonzalez-Lopez, J. (2020). Biological nitrate removal from groundwater by an aerobic granular technology to supply drinking water at pilot-scale. Journal of Water Process Engineering,

Hwang, J.Y., Park, S., Kim, H.K., Kim, M.S., Jo, H.J., Kim, J.I., Lee, G.M., Shin, I.K., Kim, T.S. (2017). Hydrochemistry for the Assessment of Groundwater Quality in Korea. Journal of Agricultural Chemistry and Environment, 6: 1-29.

Ilaboya, I.R., Kayode Ojo, N. (2018). Physico-Chemical Analysis and Modelling of Ground Water Quality Parameters Using Water Quality Index Method (WQI) and Principal Component Analysis (PCA). Tr Civil Eng & Arch 2(2).

Isiuku, B.O., Enyoh, C.E. (2020). Pollution and health risks assessment of nitrate and phosphate concentrations in water bodies in South Eastern, Nigeria, Environmental Advances, (2), 100018.

Jameel, A. (2002). Evaluation of drinking water quality in Tiruchirappalli, Tamil Nadu. Indian Journal of Environmental Health, 44(2): 108–112.

Jang, W.S., Engel, B., Harbor, J., Theller, L. (2017). Aquifer vulnerability assessment for sustainable groundwater management using DRASTIC. Water 9 (792).

Javaux M. (2004). Solute transport in a hétérogeneous insaturated subsoil: Experiments and modelling. Thèse de doctorat. Université catholique de Louvain pp 194.

Jayachandran, K., Gamare, J.S., Nair, P.R., Xavier, M., Aggarwal, S.K. (2012). A novel biamperometric methodology for thorium determination by EDTA complexometric titration. Radiochim. Acta 100, 311–314.

Jeffrey, J. P., Weiner, R.F., Vesilind, P. A. (1998). Environmental Pollution and Control (Fourth Edition), Chapter 3 - Water Pollution.

Jégo, G., Martinez, M., Antiguedad, I., Launay, M., Sanchez, P., José, M., Justes, E. (2008). Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil–crop model. Science of the Total Environment, vol. 394 (2-3): 207-221.

Jenks, G. F. (1967). The Data Model Concept in Statistical Mapping. International Yearbook of Cartography 7: 186–190.

Jia, X., Shao, L., Liu, P., Zhao, B., Gu, L., Dong, S., Zhao, B. (2014). Effect of different nitrogen and irrigation treatments on yield and nitrate leaching of summer maize (Zea mays L.) under lysimeter conditions. Agric Water Manage 137:92–103.

Johnson, R.A., Wichern, D.W. (1992). Applied Multivariate Statistical Analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Jones, R.R., Weyer, P.J., DellaValle, C.T., Robien, K., Cantor, K.P., Krasner, S., Beane Freeman, L.E., Ward, M.H. (2017). Ingested nitrate, disinfection by-products, and kidney cancer risk in older women. Epidemiology 28(5):703–711.

Jun, S.C., Bae, K.O., Lee, K.K., Chung, H.J. (2005). Identification of the Source of Nitrate Contamination in Ground Water below an Agricultural Site, Jeungpyeong, Korea. J. Environ. Qual. 34, 804-15.

Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.P., Souchère, V., Tournebize, J., Savini, I., Réchauchère, O. (2012). The use of cover crops to reduce nitrate leaching: Effect on the water and nitrogen balance and other ecosystem services. Synopsis of the study report INRA (France), 68 p.

Karlen, D.L., Andrews, S.S., Doran, J.W. (2001). Soil quality: current concepts and applications. Adv. Agron. 74, 1–40.

Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S. (2003). Soil quality: why and how? Geoderma 114, 145–156.

Karlen, D.L., Gardner, J.C., Rosek, M.J. (1998). A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. J. Prod. Agric. 11, 56–60.

Karlen, D.L., Mausbach, J.W., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. Soil Science Society America Journal 61, 4-10.

Karlen, D.L., Stott, D.E. (1994). A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA, Madison, WI, 53–72.

Karuma, A.N., Gachene, K., Charles, K., Msanya, B.M., Mtakwa, P.W., Amuri, N., Gicheru, P.T. (2015). Soil morphology, physicochemical properties and classification of typical soils of Mwala District, Kenya. International Journal of Plant & Soil Science. 4(2):156-170.

Kazakis, N., Voudouris, K.S. (2015). Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. J Hydrol 525: 13–25.

Kelly, W. P. (1963). Use of saline irrigation water. Soil Science, 95(4) : 355–391.

Kende, S. (2010). Minéralisation de l'azote dans deux sols amendés avec deux composts enrichis d'un antibiotique. Mémoire de maitrise, Université Laval, Département des sols et génie agroalimentaire, 73 p.

Keren, R., (Ed.). (2000). Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. G3–G24.

Khan, M.A., Ghouri, A.M. (2011). Environmental pollution: Its effects on life and its remedies. J. Arts Sci. Commerce 2 (2): 276–285.

Khan, R., Jhariya, D.C. (2017). Groundwater quality assessment for drinking purpose in Raipur city, Chhattisgarh using water quality index and geographic information system. J. Geol. Soc. India 90: 69–76.

Khemiri, S., Khnissi, A., Alaya, M. B, Saidi, S., Zargouni, F. (2013). Using GIS for the comparison of intrinsic parametric methods assessment of groundwater vulnerability to pollution in scenarios of

Semi-arid Climate, the case of Foussana groundwater in the Central of Tunisia. J. Water Resour. Protect. 5: 835–845.

Khlosi, M., Cornelis, W.M., Douaik, A., Hazzouri, A., Habib, H., Gabriels, D. (2012). Exploration of the Interaction between Hydraulic and Physicochemical Properties of Syrian Soils .Vadose Zone J.

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

Khormali, F., Ajami, M., Ayoubi, S., Srinivasarao, C., Wani, S.P. (2009). Role of deforestation and hillslope position on soil quality attributes of loess-derived soils in Golestan province. Iran. Agric. Ecosyst. Environ. 134: 178–189.

Khoshnevisan, B., Duan, N., Tsapekos, P., Awasthi, M. K., Liu, Z., Mohammadi, A., Liu, H. (2021). A critical review on livestock manure bio refinery technologies: Sustainability, challenges, and future perspectives. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 135.

Kilmer. V. J., Alexander.L.T. (1949). Methods of making mechanical analysis of soils. Soil Sci. 68: l5-24.

Kim, J., Kim, R., Lee, J., Cheong, T., Yum, B., Chang, H. (2005). Multivariate statistical analysis to identify the major factors governing groundwater quality in the coastal area of Kimje, South Korea. Hydrol. Process. 19: 1261–1276.

Knobeloch, L., Salna, B., Hogan, A., Postle, J., Anderson, H. (2000). Blue babies and nitrate-contaminated well water. Environ Health Perspect 108(7):675–678.

Knudsen, D., Peterson, G.A., Pratt, P. (1982). Lithium, sodium, and potassium. A.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part, Vol. 2. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wis. 225–246.

Kobayashi, J. (2017). Effect of diet and gut environment on the gastrointestinal formation of N-nitroso compounds: a review. Nitric Oxide-Biol Ch 73:66–73.

Kolpin, D.W., Zichelle, K.E., Thurman, E.M. (1996). Water-quality data for nutrients, pesticides, and volatile organic compounds in near-surface aquifers of the Midcontinental United States, 1992–1994. US Geological Survey, Open-File Report: 96-435.

Koné, M., Bonou, L., Bouvet, Y., Joly, P., Koulidiaty,J.(2009). Etude de la pollution des eaux par les intrants agricoles : cas de cinq zones d'agriculture intensive du Burkina Faso 2IE, Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement SST - Numéro 17.

Koull, N., Halilat, M.T. (2016). Effets de la matière organique sur les propriétés physiques et chimiques des sols sableux de la région d'Ouargla (Algérie).Etude et Gestion des Sols, Volume 23, 2016: 9- 19.

Kristensen, S.P., Mathiasen, J., Lassen, J. (1994). A Comparison of the Leachable Inorganic Nitrogen Content in Organic and Conventional Farming Systems. Acta Agric Scand Sect B - Soil Plant Sci 44:19–27.

Kumar, D., Singh, A., Jha, R.K., Sahoo, B.B., Sahoo, S.K., Jha, V. (2019). Source characterization and human health risk assessment of nitrate in groundwater of middle Gangetic Plain, India. Arabian J Geosci 12:339.

Kumar, M., Kumari, K., Ramanathan, A.L., Saxena, R. (2007). A Comparative Evaluation of Groundwater Suitability for Irrigation and Drinking Purposes in Two Intensively Cultivated Districts of Punjab, India. Environmental Geology, 53, 553-574.

Kumar, M., Puri, A. (2012). A review of permissible limits of drinking water, Indian J Occup Environ Med;16:4044.

Lacroix, A (1995). Les solutions agronomiques à la pollution azotée. Courier de l'Environnement de I'ÏNRA, France, N° 24, pp : 29-41.

Lafolie, F., Neel, C. (1997). Migration du nitrate dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In : "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes", (G. Lemaire et B. Nicolardot, eds.) Les Colloques de l'INRA 83, 55-67.

Lai, Y. R., Orton, T. G., Pringle, M. J., Menzies, N. W., Dang, Y. P. (2020). Increment-averaged kriging: a comparison with depth-harmonized mapping of soil exchangeable sodium percentage in a cropping region of eastern Australia. Geoderma, 363, 114151.

Landis, J.R., Koch, G.G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics 33:159–174.

Langmuir, D. (1997). Aqueous Environmental Geochemistry. Prentice Hall, 600 pp.

Laouina, A. (2006). Gestion durable des ressources naturelles et de la biodiversité au Maroc. Prospective -Maroc 2030- rapport pour le compte du Haut-Commissariat au Plan Maroc, 118 p.

Larson, W.E., Pierce, F.J. (1992). Conservation and enhancement of soil quality, in: Elliot, C.R., Latham, M., Dumanski, J. (Eds.), Evaluation for sustainable land management in the developing world, Vol. 2, Technical Papers. Bangkok, Thailand: IBSRAM Proceedings 12.

Larson, W.E., Pierce, F.J. (1994). The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA, Madison, WI, 37–51.

Lavat, D. L., Gandhi, A. P., Palival, K. V. (1969). Contribution of clay and organic matter in the cation exchange capacity of Rajasthan soils. J. inclian Soc. Soi1 Sci., 17: 71-74.

Legros, J.P. (2007). Les grands sols du monde, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse, 2007, p. 566.

Levesque, L. (1976). Elimination des nitrates des eaux potables. Rapport de synthèse AFEE, 156 P.

Levy, G. J., Shainberg, I. (2005). Sodic soils. Encyclopedia of Soils in the Environment, 504–513.

Li, F.R., Feng, Q., Liu, J.L., Sun, T.S., Ren, W., Guan, Z.H. (2013). Effects of the conversion of native vegetation to farmlands on soil microarthropod biodiversity and ecosystem functioning in a desert oasis. Ecosystems 16:1364–1377.

Li, N., Arshad, M., Zhao, D., Sefton, M., Triantafilis, J. (2019a). Determining optimal digital soil mapping components for exchangeable calcium and magnesium across a sugarcane field. Catena.181-104054.

Li, P. (2016). Groundwater quality in Western China: challenges and paths forward for groundwater quality research in Western China. Expo Health 8:305–310.

Li, P., He, S., He, X., Tian, R. (2017). Seasonal hydrochemical characterization and groundwater quality delineation based on matter element extension analysis in a paper wastewater irrigation area, Northwest China. Expo Health 10:241–258.

Li, P., Li, X., Meng, X., Mengna, L., Yuting, Z. (2016). Appraising groundwater quality and health risks from contamination in a semiarid region of Northwest China. Expo Health 8:361–79.

Li, P., Qian, H., Wu, J. (2014a). Accelerate research on land creation. Nature 510(7503):29–31.

Li, P., Wu, J. Qian, H. (2015). Hydrochemical appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes and the major influencing factors: a case study in and around Hua County, China. Arab J Geosci: 9-15.

Li, P., Wu, J., Qian, H. Lyu, X., Liu, H. (2014b). Origin and assessment of groundwater pollution and associated health risk: a case study in an industrial park, northwest China. Environ Geochem Health 36, 693–712.

Li, W., Lei, Q., Yen, H., Wollheim, W.M., Zhai, L., Hu, W., Liu, H. (2020). The overlooked role of diffuse household livestock production in nitrogen pollution at the watershed scale. Journal of Cleaner Production, 272, 122758.

Li, X., Wang, D., Ren, Y., Wang, Z., Zhou, Y. (2019b). Soil quality assessment of croplands in the black soil zone of Jilin Province, China: Establishing a minimum data set model. Ecological Indicators 107, 1-12.

Liebig, M. A., Varvel, G. and Doran, J. (2001). A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. Agron. J. 93: 313–318.

Liu, A., Ming, J., Ankumah, R.O. (2005). Nitrate contamination in private wells in rural Alabama, United States. Sci. Total Environ. 346, 112-120.

Liu, F. (2011). Irrigation Strategies for Sustainable Environmental and Influence on Human Health. Encyclopedia of Environmental Health, 297–303.

Liu, J., Gao, M., Jin, D., Wang, T., Yang, J. (2019). Assessment of groundwater quality and human health risk in the aeolian-sand area of Yulin city, Northwest China. Expo Health 12: 671–680.

Liu, J., Jiang, L.H., Zhang, C.J., Li, P., Zhao, T.K. (2017). Nitrate-nitrogen contamination in groundwater: Spatiotemporal variation and driving factors under cropland in Shandong Province, China. In IOP conference series: Earth and environmental science.

Liu, X., Wang, X., Zhang, L., Fan, W., Yang, C., Li, E., Wang, Z. (2020). Impact of land use on shallow groundwater quality characteristics associated with human health risks in a typical agricultural area in Central China. Environ Sci Pollut Res.

Liu. W.X., Li, X.D., Shen, Z.G., Wang, D.C., Wai O.W.H., Li, S.Y. (2003). Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. Environ Pollut 121(3):377–388.

Lovett, G.M., Weathers, K.C., Athur, M.A. (2002). Control of nitrogen loss from forested watersheds by soil carbon/nitrogen ratio and three species composition", Ecosystem, 5: 712-718.

Lu, R.K. (2000). Analytical Methods of Agricultural Chemistry in Soil. China Agricultural Scientech Press, Beijing, China.

Luxhoi, J.I. R. P., Fillery, S., Recous, L., Jensen, S. (2008). Carbon and N turnover in moist sandy soil following short exposure to a range of high soil temperature regimes. Aust. J. Soil Res. 46 (8): 710-718.

Lyu, Y.G., Yang, X., Pan, H., Zhang, X., Cao, H., Ulgiati, S., Wu, J., Zhang, Y., Wang, G., Xiao, Y. (2021). Impact of fertilization schemes with different ratios of urea to controlled release nitrogen fertilizer on environmental sustainability, nitrogen use efficiency and economic benefit of rice production: A study case from Southwest China, Journal of Cleaner Production, 293.

Machet, J. M., Mary, B. (1990). Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrates en région de grande culture. In R. CALVET : Nitrates, agriculture, eau, Versailles, INRA-Editions, 395-403.

Macdonald, A.J, Poulton, P.R., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. (1997). Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of 15N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. J Agric Sci 129:125–154.

Machet, J.M., Laurent, F., Chapot, J.Y., Doré, T., Dulout, A. (1997). Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA Editions, Paris, 271-288.

Mahmoudi N, Nakhaei M, and Porhemmat J. (2017). Assessment of hydrogeochemistry and contamination of Varamin deep aquifer, Tehran Province, Iran. Environ. Earth. Sci., 76: 370.

Maila, Y.A., EI-Nahal, I., Al-Agha, M.R. (2004). Seasonal variations and mechanisms of groundwater nitrate pollution in the Gaza Strip. Environ. Geol. 47: 84–90.

Malki, M., Bouchaou, L., Hirich, A., Ait Brahim, Y., Choukr-Allah, R. (2017). Impact of agricultural practices on groundwater quality in intensive irrigated area of Chtouka-Massa, Morocco. Science of The Total Environment, 574: 760–770.

Mamehpour, N., Rezapour, S., Ghaemian, N. (2021). Quantitative assessment of soil quality indices for urban croplands in a calcareous semi-arid ecosystem. Geoderma, 382, 114781.

Mandel, S., Shiftan, Z. L. (1981). Groundwater Resources, Investigation and Development, Academic Press, New York.

Mantovi, P., Fumagalli, L., Beretta, G.P., Guermandi, M. (2006). Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. J Hydrol 316:195–212

MAPM (2011). Situation de l'agriculture marocaine - N°9.

MAPMDREF (2014). Politique du Changement Climatique au Maroc, ONU, FAO.

Mariotti, A. (1994). Dénitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués: une revue. Hydrogéologie, 3: 43-68.

Marlet, S., Job, J.O. (2006). Processus et gestion de la salinité des sols. In : Tiercelin, J.R. : Traité d'irrigation. Seconde édition.Tec & Doc Lavoisier 822 p.

Marzaioli, R., D'Ascoli, R., De Pascale, R.A., Rutigliano, F.A. (2010). Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. Appl. Soil Ecol. 44: 205–212.

Marzouk, S.H., (2018). Influences of limestone stone quarries on groundwater quality. Int. J. Hum. Capital Urban Manage, 3: 315-324.

Masto, R. E., Chhonkar, P. K., Singh, D., Patra, A. K. (2008). Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. Environmental Monitoring and Assessment, 136 (1–3): 419–435.

Mattern S., Fasbender, D., Vanclooster, M. (2009). Discriminating sources of nitrate pollution in an unconfined sandy aquifer. J. Hydrol. 376: 275-284.

Mbalame, E.M., R.S. Kanwar, S.W., Melvin. (1998). Effect of cultivation in no-till fields on water and NO3 − N transport through the soil profile. Am. Soc. Agric. Eng. 98154, 1-16.

McGrath, D., Zhang, C.S. (2003). Spatial distribution of soil organic carbon concentrations in grassland of Ireland. Appl. Geochem. 18, 1629–1639.

Mechrafi, E., Dahchour, A., Bouhaouss, A. (2001). Effet of different amendments on the mobility of triflusulfuron methyl and imazapyr in Moroccan soil. Actes de l'Institut Agronomique et Véterinaire Hassan II. Vol 21 (4) : 241-246.

Medina, L,C., Sartain, J.B., Obreza, T.A. (2014). Evaluation of a Soil Incubation Method to Characterize Nitrogen Release Patterns of Slow- and Controlled-Release Fertilizers. J Aoac Int 97:643–660.

Melanie, L., Clark, J., Mason, P. (2006). Water-Quality Characteristics, Including Sodium-Adsorption Ratios, for Four Sites in the Powder River Drainage Basin, Wyoming and Montana, Water Years 2001-2004.U.S. Geological Survey .Scientific Investigations Report 2006-5113.

MEMDD (Ministère de l'Energie, des Mines et du Développement Durable) (2018). Etude relative à la surveillance de la qualité de l'air. Rapport régional sur la qualité de l'air – région Casablanca-Settat. Marché n° 32/DPR/2017.

Mencio, A., Mas-Pla, J., Otero, N., Soler, A. (2011). Nitrate as a tracer of groundwater flow in a fractured multi-layered aquifer. Hydrol. Sci. J. 56: 108-122.

Mengel, K., Kirkby, E.A. (1982). Principles of Plant Nutrition. International Potash Institute, Bern.

Merchán, D., Sanz, L., Alfaro, A., Pérez, I., Goñi, M., Solsona, F., Hernández-García, I., Pérez, C., Casalí, J. (2020). Irrigation implementation promotes increases in salinity and nitrate concentration in the lower reaches of the Cidacos River (Navarre, Spain). Sci. Total Environ. 706, 135701.

Merdun, H. (2004). Factors Affecting Preferential Flow 2004 KSU. J. Sci. Eng. 7: 90-94.

Mfonka, Z., Ndam Ngoupayou, J. R., Ndjigui, P.-D., Kpoumie, A., Zammouri, M., Ngouh, A. N., Rasolomanana, E. H. (2018). A GIS-based DRASTIC and GOD models for assessing alterites aquifer of three experimental watersheds in Foumban (Western-Cameroon). Groundwater for Sustainable Development, 7: 250–264.

Milkha, S.A., Sukhdev, S.M. (2004). Fertilizer nitrogen use efficiency as influenced by interactions with other nutrients, in: Mosier, A. R., Syers, J.K., Freney (Eds.), Agriculture and the nitrogen cycle: Assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment. Istand Press, Scope 65, pp 181-191.

Mills, H.A., Jones Jr., J.B. (1996). Plant Analysis Handbook II. A Practical Sampling, Preparation, Analysis, and Interpretation Guide. Micro-Macro Publishing, Athens.

Milovanovic, M. (2007). Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeast Europe. Desalination 213: 159–173.

Mkhabela, M., Madani, A., Gordon, R., Burton, D., Cudmore, D., Elmi, A., Hart, W. (2008). Gaseous and leaching nitrogen losses from no-tillage and conventional tillage systems following surface application of cattle manure. Soil Till Res 98:187–199.

Mohammadi M.H., Vanclooster, M. (2009). Analysis of infiltration and water redistribution in a water repellent soil monolith. Recent advances in water resources, hydraulics and hydrology. Proceedings of the 4th IASME / WSEAS International Conference on water resources, hydraulic and hydrology, Cambridge, UK, February 24-26, 2009. 57- 69.

Mohammadi, A.A., Zarei, A., Esmaeilzadeh, M., Taghavi, M., Yousefi, M., Yousefi, Z., Sedighi, F., Javan, S. (2020). Assessment of heavy metal pollution and human health risks assessment in soils around an industrial zone in Neyshabur, Iran. Biol. Trace Elem. Res. 195: 343–352.

Moreau, J.P. (1992). La culture du maïs peut-elle faire bon ménage avec l'environnement ? Cahiers Agricultures, 1(3) : 189-194.

Morlon,P., Trouche, G., Soulard, C. (1998). Rev. Agricultures n°1 (1998) 15-27.

Morris, B., Darling, W., Cronin, A., Rueedi, J., Whitehead, E., Gooddy, D. (2006). Assessing the impact of modern recharge on a sandstone aquifer beneath a suburb of Doncaster, UK. Hydroge J;14: 979-97.

Mosier, A. R., Syers, J.K., Freney, J.R. (2004). Nitrogen fertilizer: an essential component of increased food, feed and fiber production, in: Mosier, A. R., Syers, J.K., Freney (Eds.), Agriculture and the nitrogen cycle: Assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment. Istand Press, Scope 65, 3-15.

Moutier, M. (1986). Hydrodynamic properties of unsaturated porous media as affected by clay dispersion and migration induced by water quality. UCL Louvain La Neuve. Thèse de doctorat. pp. 199.

Mulaji,C., Disa-Disa, P., Kibal, I., Culot, M. (2016). Diagnostic de l'état agropédologique des sols acides de la province de Kinshasa en république démocratique du Congo (RDC). C. R. Chimie 19 (2016) 820-826.

Munch, J.M., Velthof, G.L. (2006). Denitrification and agriculture. In: Bothe, H., S.F. Ferguson & W.E. Newton (Eds). Biology of the Nitrogen Cycle. Amsterdam, Elsevier, pp. 331-341.

Munns, R., Greenway, H., Kirst, G.O. (1983). Halotolerant eukaryotes. In Physiological Plant Ecology. III. Responses to the Chemical and Biological Environment (eds O. L. Lange, P. S. Nobel, C. B. Osmond & H. H. Zeigler.), Encyclopedia of Plant Physiology, New Series, Vol. 12C, pp. 59–135. Springer-Verlag, Berlin.

Murugan, P., Ong, S. Y., Hashim, R., Kosugi, A., Arai, T., Sudesh, K. (2020). Development and evaluation of controlled release fertilizer using P(3HB-co-3HHx) on oil palm plants (nursery stage) and soil microbes. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 101710.

Mustapha, A, Aris, A.Z. (2012). Multivariate statistical analysis and environmental modeling of heavy metals pollution by industries. Pol J Environ Stud 21(5):1359–1367.

Nadarajan, S., Sukumaran, S. (2021). Chemistry and toxicology behind chemical fertilizers. Controlled Release Fertilizers for Sustainable Agriculture, 195–229.

Nadiatul, R., Mohd, M.A., Djordjevic, I., Nijat. (2013). Nitrogen modulation of legume root architecture signaling pathways involves phytohormones and small regulatory molecules, Front. Plant Sci. 4- 385.

Nadiri, A. A., Norouzi, H., Khatibi, R., Gharekhani, M. (2019). Groundwater DRASTIC Vulnerability Mapping by Unsupervised and Supervised Techniques Using a Modelling Strategy in Two Levels. Journal of Hydrology.

Nakajima, T., Lal, R., Jiang, S.G. (2015). Soil quality index of a Crosby silt loam in central Ohio. Soil Tillage Res. 146, 323–328.

Nathan, R. (2004). La fertilisation combinée à l'irrigation (irrigation fertilisante). Ministère de l'agriculture et du développement rural centre de coopération internationale pour le développement agricole.

Nawale, V.P., Malpe, D.B., Marghade, D., Yenkie, R. (2021). Non-carcinogenic health risk assessment with source identification of nitrate and fluoride polluted groundwater of Wardha sub-basin, central India, Ecotoxicology and Environmental Safety,111548.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Williams, J.R. (2000). Soil and Water Assessment Tool, User's manual, Temple, Texas, USDA-ARS, 468.

Nelson, D.W., Sommers, L.E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. - In: PAGE, A.L., MILLER, R.H., KEENEY, D.R. (Eds.). - Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. - 1982, 539-577.

Nemerow, N. L. (1991). Stream, lake, estuary, and ocean pollution, 2nd ed. New York, USA: Wiley.

Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C., Chambers, B. J. (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. Science of the Total Environment, vol. 311, no. 1–3, pp. 205–219, 2003.

Nortcliff, S. (2002). Standardization of soil quality attributes. Agriculture, Ecosystems and Environment 88, 161–168.

Nyirenda, T.M., Mapoma, H.W.T., Msiska, A., Dzonzi-Undi, J., Jumbo, S. (2015). Hydrogeochemical Assessment of Groundwater Quality in Salima and Nkhotakota Districts, Malawi. International Journal of Science and Research, Volume 4 (9): 1569-1576.

Nyle, C.B., Ray, R.W. (2008). The nature and properties of soils. Fourteenth edition. Pearson International Edition.

Obade, V.P., Lal, R. (2016). A standardized soil quality index for diverse field conditions. Sci. Total Environ. 541, 424–434.

Obeidat, M., Awawdeh, M., Abu Al-Rub, F., 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. In: Vouddouris K, Voutsa D. Water Quality Monitoring and Assessment. Croatia: InTech, 169–188.

Olsen, S.R., Sommers, L.E. (1982). Phosphorus. In: Page, A.L., Ed., Methods of Soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, 403-430.

Oluwoye, I., Dlugogorski, B.Z., Gore, J., Oskierski, H.C., Altarawneh, M. (2017). Atmospheric emission of NO x from mining explosives: A critical review. Atmospheric Environment, 167: 81–96.

Omrania, S., El Khodrani, N., Zouahri, A., Douaik, A., Iaaich, H., Lahmar, M., El Hajjaji, S. (2019). Evaluation of the Groundwater Quality of the M'nasra, Kenitra (Morocco). Materiels today Proceedings, 13 (3) : 1092-1101.

Ouattara, B. (1991). Etudes des effets de divers substrats organiques sur les propriétés physicochimiques d'un sol ferrugineux tropical du Burkina Faso. Mémoire de DEA d'Ecologie Tropicale option Végétale, Université Nationale de Côte d'Ivoire, Abidjan, 62 p.

Oustani, M. (2006). Contribution à l'étude de l'influence des amendements organiques sur les propriétés microbiologiques des sols sableux non salés et salés dans les régions Sahariennes (Cas de Ouargla) .Thèse Magister. Université .Ouargla. 187p

Pawari, M.J., Gawande, S. (2015). Ground water pollution and its consequence. Int. J. Eng. Res. Gen. Sci. 3 (4) : 773–776.

Peech, M. (1965). Exchange acidity. In Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties, 1st edition; Black, C.A., Evans, D.D., White, J.L., Ensminger, L.E. and Clark, F.E., eds.; Agron. 9, ASA: Madison, Wisconsin, 905– 913.

Peeters, L., Bação, F., Lobo, V., Dassargues, A. (2007). Exploratory data analysis and clustering of multivariate spatial hydrogeological data by means of GEO3DSOM, a variant of Kohonen's Self-Organizing Map. Hydrol. Earth Syst. Sci. 11, 1309-1321.

Petrovic, A.M. (2004). Impact of soil texture on nutrient fate. Acta Hortic. 93-98.

Pichot, J. (1975). Rôle de la matière organique dans la fertilité du sol. Agronomie Tropicale, 30: 170-175.

Piper, A.M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. Trans. Am. Geophys. Union 25 : 914-923.

Plauchu, V. (2010). Economie de l'environnement, Grenoble, Ed. L'Harmattan, 265 p.

Pous, N., Balaguer, M.D., Colprim, J., Puig, S. (2018). Opportunities for groundwater microbial electro-remediation. Microb. Biotechnol. 11 : 119–135.

Provincial Agriculture Directorat PAD (2015). Diagnostic territorial participatif de la province de Benslimane. Bulletin annuel N°40.

Pulakeshi, H.B., Patil, P.L., Dasog, G.S. (2014). Characterization and classification of soil resources derived from chlorite schist in northern transition zone of Karnataka. Karnataka Journal of Agricultural Science 27(1): 14-21.

Qasemi, M., Farhang, M., Morovati, M., Mahmoudi, M., Ebrahimi, S., Abedi, A., Bagheri, J., Zarei, A., Bazeli, J., Afsharnia, M., Ghalehaskar, S., Ghaderpoury, A. (2020). Investigation of potential human health risks from fluoride and nitrate via water consumption in Sabzevar, Iran, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 10: 1-12.

Qi, Y.B., Darilek, J.L., Huang, B., Zhao, Y.C., Sun, W.X., Gu, Z.Q. (2009). Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. Geoderma, 149: 325–334.

Qi, Y.B., Huang, B., Gu, Z.Q., Zhao, Y.C., Sun,W.X.,Wang, Z.G., Yang, Y.F. (2008). Spatial and temporal variation of C/N ratios of agricultural soils in typical area of Yangtze Delta Region and its environmental significance. Bull. Miner. Petrol. Geochem. 27: 50–56.

Qian, H., Chen, J., Howard, K.W. (2020). Assessing groundwater pollution and potential remediation processes in a multi-layer aquifer system. Environ Pollut. 263:114669.

Qin, M.Z., Zhao, J. (2000). Strategies for sustainable use and characteristics of soil quality changes in urban-rural marginal area: a case study of Kaifeng. Acta Geogr. Sin. 55: 545–554.

Quisenberry, V.L., Phillips, R.E. (1976). Percolation of surface-applied water in the field. Soil Sci Soc Am J. 40: 484-489.

Rabeiy, R.E.S. (2018). Assessment and modeling of groundwater quality using WQI and GIS in Upper Egypt area. Environ. Sci. Pollut. Res. 25: 30808–30817.

Ragunath, H.M. (1987). Groundwater. Wiley Eastern Ltd, New Delhi, p p563.

Rahmanipour, F., Marzaioli, R., Bahrami, H.A., Fereidouni, Z., Rahimi Bandarabadi, S. (2014). Assessment of soil quality indices in agricultural lands of QazvinProvince, Iran. Ecological Indicators 19–26.

Rahoui, M., Soudi, B., Badraoui,M., Marcoen, J. M., Benzakour, M. (2000). Situation actuelle de la qualité des sols et des eaux dans le périmètre irrigué des Doukkala. Séminaire.Intensification agricole et qualité des sols et des eaux, Rabat, 2-3 Novembre.

Raju, N.J. (2007). Hydrogeochemical parameters for assessment of groundwater quality in the Upper Gunjanaeru River Basin, Cuddapah District, Andhra Pradesh, South India. Env Geol 52:1067–1074.

Ramakrishnaiah, C., Sadashivaiah, C., Ranganna, G. (2009). Assessment of water quality index for the groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India, J. Chem. 6: 523–530.

Ramdani, S., Amar, A., Belhsaien, K., El Hajjaji, S., Ghalem, S., Zouahri, A., Douaik. A., (2018). Assessment of heavy metal pollution and ecological risk of roadside soils in Tlemcen (Algeria) Using flame-atomic absorption spectrometry. Analytical Letters, 51: 2468-2487.

Randall, G. W., Mulla, D. J. (2001). Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices, J. Environ. Qual. 30: 337–344.

Rao, N.S. (2006). Seasonal variation of groundwater quality in a part of Guntur District, Andhra Pradesh, India. Environ Geol 49:413–429.

Rasheed, S. (1996). The challenge of sustainable development in the 1990 and beyond. Afr. Environ. 10, 731.

Rasouli, F., Pouya, A.K., Cheraghi, S.A.M. (2012). Hydrogeochemistry and Water Quality Assessment of the Kor-Sivand Basin, Fars Province, Iran. Environmental Monitoring and Assessment, 184: 4861-4877.

Ray, S.S., Gusain, R., Kumar, N. (2020). Classification of water contaminants. Carbon Nanomaterial-Based Adsorbents for Water Purification, 11-36.

Re, V., Sacchi, E., Mas-Pla, J., Menció, A., El Amrani, N. (2014). Identifying the effects of human pressure on groundwater quality to support water management strategies in coastal regions: A multi-tracer and statistical approach (Bou-Areg region, Morocco), Science of The Total Environment, 500–501: 211-223.

Recous, S., Machet, J.M., Mary, B. (1988). The fate of labelled15N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. Plant Soil 112:215–224.

Rezaei, S. A., Gilkes, R. J., Andrews, S. S., Arzani, H. (2005). Soil quality assessment in semiarid rangeland in Iran. Soil Use Manage. 21: 402–409.

Rezaei, S.A., Gilkes, R.J., Andrews, S.S. (2006). A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. Geoderma, 136: 229–234.

Rhoades, J.D., Manteghi, N.A., Shouse, P.J., Alves, W.J. (1989). Estimating soil salin-ity from saturated soil-paste electrical conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 428–433.

Richards, L. A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agric. Handbook 60, USDA, Washington D.C, p160.

Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N., Bemment, C.D. (2008). Nitrate attenuation in groundwater: A review of biochemical controlling processes. Water Research, 42 : 4215-4232.

Robert, M. (1996). Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson, 241p.

Rodier, J. (1984). L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (7th ed.). Paris.Dunod.

Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., Brunet, R. (1996). L'Analyse de l'eau.9ème édition, Paris, France.1600pp.

Rong, Y., Xuefeng, W. (2011). Effects of nitrogen fertilizer and irrigation rate on nitrate present in the profile of a sandy farmland in Northwest China. Proc Environ Sci 11:726–732

Rutkoviene, V., Kusta, A., Gesoniene, L. (2005). Environmental impact on nitrate levels in the water of shallow wells. Pol. J. Environ. Stud.14 : 631-637.

Sacchi, E., Acutis, M., Bartoli, M., Brenna, S., Delconte, C.A., Laini, A., Pennisi, M. (2013). Origin and fate of nitrates in grounwater from the central Po plain: Insights from isotopic investigations. Applied Geochemistry, 34: 164-180.

Sadeq, M., Christine, L.M., Benaissa, A., Cherkaoui, I., ElAouad, R., Idrissi, L. (2008). Drinking water nitrate and prevalence of methemoglobinemia among infants and children aged 1–7 years in Moroccan areas, International Journal of Hygiene and Environmental Health, 211: 546-554.

Sadiki, M. (2017). La rareté de l'eau : défis et opportunités - Cas du Secteur Agricole au Maroc, novembre 2017.

Saidi D., Le Bissonnais Y., Duval O., Daoud Y., Tessier D. (2008). Estimation et signification de la capacité d'échange cationique des sols salés du Cheliff (Algérie). Étude et Gestion des Sols, 15 (4): 241 à 253.

Sall, M., Vanclooster, M. (2009). Assessing the well water pollution problem by nitrates in the small scale farming systems of the Niayes region, Senegal. Agric Water Manage. 96: 1360-1368.

Salman, A., Al-Qinna, M., Al Kuisi, M. (2014). Spatial analysis of soil and shallow groundwater physicochemical parameters in El-Mujib Basin-central Jordan J. Asian Earth Sci. 79: 366-381

Salomons, W., Forstner, U. (1984). Metals in the Hydro Cycle. Springer-Verlag, Berlin.

Sameni, A.M., Morshedi, A. (2000). Hydraulic conductivity of calcareous soils as affected by salinity and sodicity. II. Effect of gypsum application and flow rate of leaching solution. Commun. Soil Sci. Plan. 31 (1-2) : 69-80.

Sánchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicente, J., Rubio, A., García, M.G., Travieso, L., Borja, R. (2007). Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of basins pollution. Ecol. Indic. 7 : 315–328.

Santos-Francés, F., Martínez-Graña, A., Ávila-Zarza, C., Criado, M., Sánchez, Y. (2019). Comparison of methods for evaluating soil quality of semiarid ecosystem and evaluation of the effects of physico-chemical properties and factor soil erodibility (Northern Plateau, Spain). Geoderma 354, 113872. doi.10.1016/j.geoderma.2019.07.030.

Sardans, J., Penuelas, J., Estiarte, M. (2008). Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean shrubland. Appl Soil Ecol; 39:223-35.

Sawyer, C.N., McCarty, P.L. (1967). Chemistry for sanitary engineers. 2e édition. McGraw-Hill Series in Sanitary Science and Water Resources Engineering, McGraw-Hill, Toronto.

Schaefer, K., Einax, J. (2010). Analytical and chemometric characterization of the Cruces River in South Chile. Environ Sci Pollut Res 17(1):115–123.

Scherer, H.W. (1993). Dynamics and availability of the non-exchangeable NH4-N — a review, European Journal of Agronomy, 2: 149-160.

Scherer, H.W., Goldbach, H.E., Clemens, J. (2003). Potassium dynamics in the soil and yield formation in a long-term field experiment. Plant Soil and Environment, 49 (12): 531-535.

Schoeller, H. (1965). Qualitative evaluation of groundwater resources. In: Methods and techniques of groundwater investigations and development. Water Research Series, UNESCO, Paris.33: 54–83.

Schweitzer, L., Noblet, J. (2018). Water Contamination and Pollution. Green Chemistry, 261–290.

Sebilo, M., Mayer, B., Nicolardot, B., Pinay, G., Mariotti, A. (2013). Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110: 18185-18189.

Sedogo, P.M. (1993). Evolution des sols ferrugineux lessivés sous culture: incidence des modes de gestion sur la fertilité. Thèse de Docteur ès Sciences, Université de Côte d'Ivoire, Abidjan, 330 p

Sehlaoui, H., Hassikou, R., Moussadek, R., Zouahri, A., Douaik, A., Iiach, H., Ghanimi, A., Dakak, H. (2020). Evaluation of water quality for agricultural suitability in the Benslimane region, Morocco. Environ Monit Assess 192, 587.

Şen, Z. (2015). Groudwater quality. Practical and Applied Hydrogeology. Chapter 5: 279-339.

Shabbir, R., Ahmad, S.S. (2015). Use of geographic information system and water quality index to assess groundwater quality in Rawalpindi and Islamabad Arabian. Journal for Science and Engineering 40:2033– 2047.

Shainberg, I., Singer, M.J. (2011). Soil response to saline and sodic conditions. In: Wallender, W.W., Tanji, K.K. (Eds.), Agricultural Salinity Assessment and Management. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice. American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia, pp. 139–167.

Shamsuddin, A.S., Ismail, S.N.S., Abidin, E.Z., Bin, H.Y., Juahir, H. (2016). Contamination of Nitrate in Groundwater and Evaluation of Health Risk in Bachok, Kelantan: A Cross-Sectional Study. American Journal of Applied Sciences, 13: 80-90.

Sheidai Karkaj, E., Sepehry, A.,Barani, H., Motamedi, J., Shahbzi, F. (2019). Establishing a suitable soil quality index for semi-arid rangeland ecosystems in Northwest of Iran. Journal of Soil Science and Plant Nutrition .19:648–658.

Shukla, S., Mostaghimi, S., Shanholtz, V. O., Collins, M. C. (1998). A GIS-based modeling approach for evaluating groundwater vulnerability to pesticides. Water Resour. Bull., 34 (6): 1275-1293.

Sibson, R. (1981). A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation," Chapitre 2 in interpolating multivariate Data, 21–36. John Wiley & Sons: New York, 1981.

Sidibé, A.M., Lin, X., Koné, S. (2019). Assessing Groundwater Mineralization Process, Quality, and Isotopic Recharge Origin in the Sahel Region in Africa. Water, 11, 789.

Silva, S., Kendall, C., Wilkison, D., Ziegler, A., Chang, C., Avanzino, R. (2000). A new method for collection of nitrate from fresh water and the analysis of nitrogen and oxygen isotope ratios. J Hydrol 228:22–36.

Singh, K.P., Singh, V.K., Malik, A., Basant, N. (2006). Distribution of nitrogen species in groundwater aquifers of an industrial area in alluvial Indo-Gangetic Plains—a case study. Environ Geochem Health; 28:47385.

Singh, P., Khan, I. (2011). Groundwater quality assessment of Dhankawadi ward of Pune by using GIS. International Journal of Geomatics and Geosciences 2:688–703.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C saturation of soils. Plant and Soil 241, 155–176.

Skold, A.C.D., Klein, R. (2011). Methemoglobinemia: pathogenesis, diagnosis, and management. South Med J 104(11):757–761.

Soil Survey Division Staff. (1993). Soil Survey Manual. United States Department of Agriculture, Washington, DC, pp. 437 (United States Department of Agriculture Handbook No. 18).

Solberg, S.Ø. (1995). Influence of Crops and Cultivation Management on the Nitrogen Leaching Potential on Ecological Farms in South East Norway. Biol Agric Hortic 11:115–121.

Soltner, D. (2003). Les Bases de la production végétale : Le Sol et son amélioration. 23e édition. « Sciences et techniques agricoles », Dominique Soltner, 1, 472 p.

Soman, P., Jayachandran, R., Peacock, J.M. (1992). Effect of soil crusting on seedling growth in contrasting sorghum lines. Exp. Agric. 28 (01), 49–55.

Soudi, B., Rahoui, M., Chiang, C., Badraoui, M., Aboussaleh, A. (1999). Eléments méthodologiques de mise en place d'un système de suivi et de surveillance de la qualité des eaux et des sols dans les périmètres irrigués. Hommes Terre et eaux, 29 (111) : 13-22.

Spalding. R.F., Exner, M.E. (1993). Occurrence of nitrate in groundwater- a review. Journal of Environmental Quality, 22: 392-402.

Speight, J. G. (2017). Sources and Types of Inorganic Pollutants. Environmental Inorganic Chemistry for Engineers, 231–282.

Speight, J. G. (2020). Sources of water pollution. Natural Water Remediation, 165–198.

SPSS. (2006). SPSS statistical software. Release 15.0. SPSS, Chicago, IL.

Srinivasamoorthy, K., Vasanthavigar, M., Chidambaram, S., Anandhan, P., Manivannan, R., Rajivgandhi, R. (2012). Hydrochemistry of groundwater from Sarabanga Minor Basin, Tamilnadu, India. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences, 2(3):193-203.

Srivastava, S. K. (2019). Assessment of groundwater quality for the suitability of irrigation and its impacts on crop yields in the Guna district, India. Agricultural Water Management, 216: 224–241.

Starr, R.C., Gillham, R.W. (1993). Denitrification and organic carbon availability in two aquifers. Ground Water, 31(6): 934-947.

Stumpe, J.M., Vlek, P.L.G. (1991). Acidification induced by different nitrogensources in columns of selected tropical soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 55 (1): 145-151.

Stuyfzand, P.J. (2008). Base-exchange indices as indicators of salinization or freshening of (coastal) aquifers. In Proceedings of 20th Salt Water Intrusion Meeting. Florida, 262-265.

Subba Rao, N., Marghade, D., Dinakar, A., Chandana, I., Sunitha, B., Ravindra, B., Balaji, T. (2017). Geochemical characteristics and controlling factors of chemical composition of groundwater in a part of Guntur district, Andhra Pradesh, India. Environ. Earth Sci. 76, 747.

Sullivan, P,G., Parrish, D.J., Luna, J.M. (1991). Cover crop contributions to N supply and water conservation in corn production. Am J Altern Agric 6:106–113.

Sumathi, V.R., Natesan, U., Sarkar, C. (2008). GIS-based approach for optimized siting of municipal solid waste landfill Waste Management 28:2146–2160.

Sumner, M. E. (1993). Sodic soils: New perspectives. Australian Journal of Soil Reserch, 31: 683- 750.

Sunkari, E.D., Abu, M., Zango, M.S., Lomoro Wani, A.M. (2020). Hydrogeochemical characterization and assessment of groundwater quality in the Kwahu-Bombouaka Group of the Voltaian Supergroup, Ghana, Journal of African Earth Sciences, 169.

Szabolcs, I., Darab, C. (1964). The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils. Proceedings of the International Congress, 2: 803–812.

Tahri, N., Zidane, L., El Yacoubi, H., Fadli, M., Rochdi, A., Douira, A. (2011). Contribution à l'étude de la biodiversité de la région de BenSlimane (Ouest marocain): Catalogue floristique des plantes vasculaires. Journal of Animal and Plant Sciences, 12: 1632-1652.

Tao, P., Yuanqing, H., Tao, Z., Jinkui, W., Guofeng, Z., Chang, L. (2013). Isotopic and geochemical evolution of ground and river waters in a karst dominated geological setting: A case study from Lijiang basin, South-Asia monsoon region. Applied Geochemistry 14:199-212.

Tesfahunegn, G.B. (2014). Soil Quality Assessment Strategies for Evaluating Soil Degradation in Northern Ethiopia. Hindawi Publishing Corporation Applied and Environmental Soil Science, ID 646502, 14 pages.

Testud, F. (2004). Engrais minéraux. EMC - Toxicologie-Pathologie, 1(1) : 21 28.

Thomsen, I.K. (2005). Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. Agriculture, Ecosystems & Environment 111:21-29.

Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S. (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. Adv. Agron. Academic Press 227–302.

Thu, T.N., Huu, H.N., Wenshan, G., Hong, Q.N., Chinh, L., Kinh, B.D., Yiwen, L., Xinbo, Z. (2020). New approach of water quantity vulnerability assessment using satellite images and GIS-based model: An application to a case study in Vietnam, Science of The Total Environment, 737: 139784.

Tian, H., Liang, X., Gong, Y., Qi, L., Liu, Q., Kang, Z., Jin, H. (2020). Health Risk Assessment of Nitrate Pollution in Shallow Groundwater: A Case Study in China. Polish Journal of Environmental Studies, 29(1): 827-839.

Tiemeyer, B., Kahle, P., Lennartz, B. (2006). Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. Agric Water Manag 85:47–57.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices, Nature 418: 671-677.

Tlili-Zrelli, B., hamzaoui-Azaza, F., Gueddari, M., Bouhlila, R. (2013). Geochemistry and quality assessment of groundwater using graphical and multivariate statistical methods. A case study: Grombalia phreatic aquifer (Northeastern Tunisia). Arab J Geosci 6:3545–3561.

Tomer, M.D., Meek, D.W., Jaynes, D.B., Hatfield, J.L. (2003). Evaluation of Nitrate Nitrogen Fluxes from a Tile-Drained Watershed in Central Iowa. J Environ Qual 32:642.

Torres-Martínez, J. A., Mora, A., Mahlknecht, J., Daesslé, L. W., Cervantes-Avilés, P. A., Ledesma-Ruiz, R. (2020). Estimation of nitrate pollution sources and transformations in groundwater of an intensive livestock-agricultural area (Comarca Lagunera), combining major ions, stable isotopes and MixSIAR model. Environmental Pollution, 115445.

Trinsoutrot, I., Recous, S.B., Bentz, M., Linères, D., Chèneby, B. Nicolardot (2000). Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 918-926.

Trudell, M.R., Gillham, R.W., Cherry, J.A. (1986). An in-situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer. Journal of Hydrology, 83: 251-268.

Turin, A. (1990). La pollution des eaux souterraines par les nitrates en Lorraine. In: Revue Géographique de l'Est, 30 (3-4): 257-273.

Twomey, K.M., Stillwell, A.S., Webber, M.E. (2010). The unintended energy impacts of increased nitrate contamination from biofuels production. J. Environ. Monit. 12: 218-224.

Uddin, M.S., Kurosawa, K. (2014). Effects of peat and water quality parameters on groundwater arsenic contamination in Bangladesh, Water Environ. J. 28:165–172.

USDA (1992). United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service. Agricultural Waste Management Handbook.

USEPA (Environmental Protection Agency) (2004). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) Final. US Environmental Protection Agency.

USEPA (US Environmental Protection Agency) (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response.

Usman, K., Khan, E.A., Khan, N., Khan, M.A., Ghulam, S., Khan, S., Baloch, J. (2013). Effect of tillage and nitrogen on wheat production, economics, and soil fertility in rice-wheat cropping system. Am J Plant Sci 4:17–25.

Vanbladel, R., Frankart, R., Ghey, H. R. (1975). A comparison of three methods of determining the cation exchangec apacity of calcareouss oils. Géoderma (in press).

Varis, O. (2014). Curb vast water use in Central Asia. Nature, 514:27–29.

Varol, S., Davraz, A. (2015). Evaluation of the groundwater quality with WQI (Water Quality Index) and multivariate analysis: a case study of the Tefenni plain (Burdur/ Turkey). Environ. Earth Sci. 73, 1725–1744.

Verma, D.K., Bhunia, G.S., Shit, P.K., Tiwari, A.K. (2018). Assessment of groundwater quality of the central Gangetic Plain area of India using geospatial and WQI Techniques. Journal of the Geological Society of India, 92, 743–752.

Viennot, P., Monget, J.M., Ledoux, E., Schott, C. (2007). Modélisation de la pollution nitrique des aquifères du bassin de la Seine : intégration des bases de données actualisées des pratiques agricoles, validation des simulations sur la période 1971-2004, simulations prospectives de mesures agro-environnementales.

Villecourt, P., RoosE, E. (1978). Charge en azote et en éléments minéraux majeurs des eaux de pluie, de pluviolessivage et de drainage dans la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). Rev.Ecol.Biol.Sol. 15, 1-20.

Voundi, J.C. (1998). Utilisation des déchets de l'industrie du bois en vue de l'amélioration de la fertilité chimique des sols acides tropicaux, Thèse de doctorat, Faculteit Landbouwkundige en Toepegaste Biologische Wetenschapen, Universiteit Gent, Belgique, p. 194.

Wagh, V.M., Panaskar, D.B., Mukate, S.V., Aamalawar, M.L., Sahu, U.L. (2019). Nitrate associated health risks from groundwater of Kadava River Basin Nashik, Maharashtra, India, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 26: 654-672.

Wagner, S.C (2011). Biological nitrogen fixation, Nat. Educ. Knowl. 3 (10).

Wakida, F.T, Lerner, D.N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. Water Res; 39:3-16.

Walkley, A., Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29–38.

Walraevens, K., Bakundukize, C., Mtoni, Y.E., Van Camp, M. (2018). Understanding the hydrogeochemical evolution of groundwater in Precambrian basement aquifers: A case study of Bugesera region in Burundi. J. Geochem. Explor,188: 24–42.

Wander, M.M., Bollero, G.A. (1999). Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 961–971.

Wang F.L., A.k., Alva. (2000). Ammonium Adsortption and Desorption in Sandy Soils. Soil. Sci. Soc. Am. J. 64: 1669-1674.

Wang, Q., Li, F., Zhao, L., Zhang, E., Shi, S., Zhao, W., Song, W., Vance, M.M. (2010). Effects of irrigation and nitrogen application rates on nitrate nitrogen distribution and fertilizer nitrogen loss, wheat yield and nitrogen uptake on a recently reclaimed sandy farmland. Plant Soil 337:325–339

Wang, T., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., Bishop, P. (2012). Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. Plant Soil 357 (1–2): 173–187.

Wang, X.J., Gong, Z.T. (1998). Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. Geoderma 81, 339–355.

Ward, M.H., Jones, R.R., Brender, J.D., Kok, T.M., Weyer, P.J., Nolan, B.T., Villanueva, C.M., Breda, S.G. (2018). Drinking water nitrate and human health: an update review. Int J Environ Res Public Health 15(7):1157.

Wen, X., Lu, J., Wu, J., Lin, Y., Luo, Y. (2019). Influence of coastal groundwater salinization on the distribution and risks of heavy metals. Sci Total Environ, 652: 267–277.

Werner, A.D., Bakker, M., Post,V., Vandenbohede, A., Lu,C., Ataie- Ashtiani, B., Simmons, C.T., Bary, A.D. (2013). Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. Advances in water Resources 12: 3-36.

WHO (1993). Guidelines for drinking water quality, vol. 1, Recommendations (2nd edn.). WHO, Geneva.

WHO (2011). Guidelines for drinking water quality (4th edition), Geneva, Switzerland.

WHO (2017). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO

Wienhold, B. J., Varvel, G. E., Doran, J. W. (2005). Quality of soil. Encyclopedia of Soils in the Environment, 349–353.

Wilcox, L.V. (1948). The quality of water for agricultural use. Édit US Department of Agriculture Technical Bulletin. Washington, (USA), 962: 40 p.

Wilcox, L.V. (1955). Classification and Use of Irrigation Waters. US Department of Agriculture. Cire. 969, Washington D.C., USA, p. 19.

Worthington, S.R.H. (2007). Ground-water residence times in unconfined carbonate aquifers. J. Cave Karst Stud. 69 (1), 94-102.

Wu, C., Huang, J., Zhu, J., Zhang, L., Minasny, B., Marchant, B.P., McBratney, A.B. (2018). Spatial changes in soil chemical properties in an agricultural zone in southeastern China due to land consolidation. Soil and Tillage Research, 187: 152–160.

Xu, R., Cai, Y., Wang, X., Li, C., Liu, Q., Yang, Z. (2020). Agricultural nitrogen flow analysis in a watershed and implication for water pollution mitigation: A study in Beijing, China. Journal of Cleaner Production, 122034.

Yao, Y., Gao, B., Chen, J.J., Zhang, M., Inyang, M., Li, Y.C., Alva, A., Yang, L.Y. (2013). Engineered carbon (biochar) prepared by direct pyrolysis of Mg-accumulated tomato tissues: characterization and phosphate removal potential. Bioresour. Technol. 138: 8–13.

N'Guessan, Y. M., Wango, T.E., Adopo, K.L., Probst, J. L., Probst, A. (2016). Caractéristiques géochimiques des eaux de surface dans un environnement agricole : cas des bassins versants de la Gascogne (Région Midi Pyrénées, S-W de la France). International Journal of Innovation and Applied Studies, 17 (2): 394- 406.

Yemefack, M., Jetten, V.G., Rossiter, D.G. (2006). Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. Soil Tillage Res. 86: 84–98.

Yidana, S.M., Bruce Banoeng,Y., Akabzaa,T.M. (2010). Analysis of groundwater quality using multivariate and spatial analyses in the Keta basin, Ghana. J Afr Earth Sci 58:220–234.

Yuan, X.M., Tong, Y.A., Yang, X.Y., Li, X.L., Zhang. F.S. (2000). Effect of phosphate application on soil nitrate nitrogen accumulation. Plant Nutr Fertil Sci 6:397–403

Zaidi, F.K., Kassem, O.M.K., Al-Bassam, A.M., Al-Humidan, S. (2014). Factors governing groundwater chemistry in Paleozoic sedimentary aquifers in an arid environment: a case study from Hail Province in Saudi Arabia. Arab. J. Sci. Eng.

Zhai, Y., Zhao, X., Teng, Y., Li, X., Zhang, J., Wu, J., Zuo, R. (2017). Groundwater nitrate pollution and human health risk assessment by using HHRA model in an agricultural area, NE China. Ecotox Environ Safe, 137:130–142.

Zhang, B., Zhao, D., Zhou, P., Qu, S., Liao, F., Wang, G. (2020). Hydrochemical Characteristics of Groundwater and Dominant Water–Rock Interactions in the Delingha Area, Qaidam Basin, Northwest China Water, 12 (3): 836.

Zhang, F., Huang, G., Hou, Q., Liu, C., Zhang, Y, Zhang, Q. (2019). Groundwater quality in the Pearl River Delta after the rapid expansion of industrialization and urbanization: Distributions, main impact indicators, and driving forces. Journal of Hydrology, 577, 124004.

Zhang, H., Chen, C., Gray, E. M., Boyd, S. E., Yang, H., Zhang, D. (2016). Roles of biochar in improving phosphorus availability in soils: A phosphate adsorbent and a source of available phosphorus. Geoderma. 276, 1–6.

Zhang, Q., Xu, P., Qian, H. (2020). Groundwater quality assessment using improved water quality index (WQI) and human health risk (HHR) evaluation in a semi-arid region of northwest China. Expo Health. 12(3):487–414.

Zhang, W.S, Ji, W.H., Kolbe, H. (2004). The current situation and controlling manures of non-point source pollutions in China. Sci Agric Sin, 37:1008–1017

Zhang, Y., Wu, J., Xu, B. (2018). Human health risk assessment of groundwater nitrogen pollution in Jinghui canal irrigation area of the loess region, Northwest China. Environ. Earth Sci. 77, 273.

Zhang, Y.Y., Wu, W., Liu, H. (2019). Factors affecting variations of soil pH in different horizons in hilly regions. PLoS ONE 14(6): e0218563.

Zhang,S., Shen, T., Yang, Y., Ma,X., Gao, B., Li, Y C., Wang, P. (2021). Novel environment-friendly super hydrophobic bio-based polymer derived from liquefied corncob for controlled-released fertilizer, Progress in Organic Coatings, 151.

Zhou, M., Xiao, Y., Li, Y., Zhang, X., Wang , J., Jin , J., Ding, G., Liu, X. (2020). Soil quality index evaluation model in responses to six-year fertilization practices in Mollisols, Archives of Agronomy and Soil Science, 1-15.

Zhou, Y., Li, P., Xue, L., Dong, Z., Li, D. (2020). Solute geochemistry and groundwater quality for drinking and irrigation purposes: a case study in Xinle City, North China, Geochemistry, 80 (4), 125609.

Zouahri, A., Dakak, H., Douaik, A., El Khadir, M., Moussadek, R. (2015). Evaluation of groundwater suitability for irrigation in the Skhirat region, northwest of Morocco. Environmental Monitoring and Assessment, 187: 4184.