

N° d'ordre :3671

THESE

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

Centre de recherche : Eau, Ressources Naturelles, Changement climatique, Matériaux, nanomatériaux, Environnement, Développement Durable

Structure de recherche : Spectroscopie, Modélisation Moléculaire, Matériaux, Nanomatériaux, Eau et Environnement

Discipline : Chimie

Spécialité : Eau et Environnement

Présentée et soutenue le : 25/07/2022 par :

Soukaina EL HASINI

Etude de la qualité des sols agricoles et des eaux d'irrigation aux alentours de la sebkha de Sed El Mesjoun (la région d'El Kelaât des Sraghna) et amendement des sols salins

JURY

Souad EL HAJJAJI	PES, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Présidente
Bouchaïb AMMARY	PES, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Rapporteur/Examineur
Sanaa SAOIABI	PH, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Rapporteuse/ Examinatrice
Ahmed SATRALLAH	PES, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II- Rabat	Rapporteur/ Examineur
Ahmed DOUAÏK	Dr, Expert, Institut National de la Recherche Agronomique Rabat	Examineur
Mohammed EL AZZOUZI	PES, Expert, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Invité
Abdelmjid ZOUAHRI	Dr, Expert, Institut National de la Recherche Agronomique Rabat	Co-Directeur de Thèse
Mohammed ALAOUÏ EL BELGHITI	PES, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Directeur de Thèse

Année universitaire : 2021/2022

Dédicaces

À la mémoire de mon père disparu trop tôt

J'espère que, du monde qui est sien maintenant, il apprécie cet humble geste comme preuve de reconnaissance de la part d'une fille qui a toujours prié pour le salut de son âme. Puisse Dieu, le tout puissant, l'avoir dans sa sainte miséricorde

À ma très chère mère

Quoi que je fasse ou que je dise, je ne saurai point te remercier comme il se doit. Ton affection me couvre, ta bienveillance me guide et ta présence à mes côtés a toujours été ma source de force pour affronter les différents obstacles.

À mon mari pour ses encouragements et son soutien, À mon cher fils Salah

*À mes très chers frères et sœur, tout particulièrement **Lahcen El Hasini** pour son support tout au long de mon parcours universitaire*

À toute ma famille, source d'espoir et de motivation

À tous mes amis qui m'ont toujours encouragé, et à qui je souhaite plus de succès.

À vous chers lecteurs

Avant-propos

*Ce manuscrit est le fruit d'un travail réalisé au sein des laboratoires de l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles à l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de Rabat, dirigé par **M. Abdelmjid ZOUAHRI**, en collaboration avec la Faculté des Sciences de Rabat, Département de Chimie sous la direction de **M. Mohammed ALAOUI EL BELGHITI** (PES) à la faculté des Sciences de Rabat.*

Tout d'abord, je tiens à remercier Dieu, de m'avoir donné la santé, la volonté et la patience pour mener à terme mon projet de doctorat et pouvoir réaliser ce travail de recherche.

*Ce travail ne serait pas aussi riche et n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide et l'encadrement de **M. Mohammed ALAOUI EL BELGHITI** de la part de la Faculté des Sciences, que je lui remercie pour la qualité de l'encadrement, les critiques constructives, la patience, la rigueur, et la disponibilité tout au long de ce travail. Et **M. Abdelmjid ZOUAHRI** de la part de l'INRA Rabat pour son accueil, son encadrement, sa générosité, son implication, ses corrections, ses propositions, ses aides incessants au niveau théorique et pratique, et sa grande patience dont il a su faire preuve malgré ses charges professionnelles.*

Mes remerciements s'adressent à Mesdames et Messieurs :

Mme Souad EL HAJJAJI : Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, chef du centre : Eau, Ressources Naturelles, Changement climatique, Matériaux, nanomatériaux, Environnement, Développement Durable, et vice doyen de la Faculté des Sciences, qui a accepté de présider ce jury. Veuillez accepter, Madame, l'expression de mes respects les plus profonds.

M. Bouchaïb AMMARY : Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en participant au jury et l'intérêt qu'il porte à ce travail. Veuillez accepter, Monsieur, l'expression de mes respects les plus profonds.

Mme Sanaa SAOIABI : Professeur Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en participant au jury et l'intérêt qu'il porte à ce travail. Veuillez accepter, Madame, l'expression de mes respects les plus profonds.

M. Ahmed SATRALLAH : Professeur de l'Enseignement Supérieur à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan-II, pour l'honneur qu'il me fait en participant au jury et l'intérêt qu'il porte à ce travail. Veuillez accepter, Monsieur, l'expression de mes respects les plus profonds.

M. Ahmed DOUAIK : Docteur Chercheur à l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en participant au jury et l'intérêt qu'il porte à ce travail. Veuillez accepter, Monsieur, l'expression de mes respects les plus profonds.

M. Mohammed EL AZZOUZI : Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en participant au jury. Veuillez accepter, Monsieur, l'expression de mes respects les plus profonds.

M. Abdelmjid ZOUAHRI : Docteur Chercheur, Responsable de l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles à l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en participant au jury. Veuillez accepter, Monsieur, l'expression de mes respects les plus profonds.

M. Mohammed ALAOUI EL BELGHITI : Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en participant au jury. Veuillez accepter, Monsieur, l'expression de mes respects les plus profonds.

Je tiens à remercier tout le corps professionnel de l'INRA qui m'ont aimablement consacré de leur temps, représenté par Mesdames **Houria Dakkak** qui a travaillé précédemment sur ma même zone d'étude et m'a accordé l'encadrement et tous les clés nécessaires pour entamer une étude pertinente et représentative, **Madame Oumaima Ibn Halima**, qui s'est intervenue dans une grande partie de ce travail et a attribué par ses connaissances et son expérience au bon déroulement de toutes les étapes de cette partie, **Monsieur Hamza Aaich** qui s'est occupé de la partie cartographie de ce travail, de plus de son accueil chaleureux tout le temps et ses conseils si précieux qui n'a cessé de m'accorder tout au long des années de thèse.

Un remerciement particulier est adressé au Monsieur **Ahmed DOUAIK**, Docteur Chercheur à l'Institut National de la Recherche Agronomique pour son encadrement tout au long de la période de la thèse, je le remercie de m'avoir accordé de son temps précieux par correction de tous mes manuscrits pendant cette période, de ses conseils logistiques et méthodologiques, de sa rigueur scientifique, et d'avoir mettre à ma disposition ses compétences surtout dans le domaine de statistiques.

Les remerciements seraient incomplets si je ne citais l'implication de tous les techniciens du laboratoire et les agents au terrain, je leurs remercie de leurs aides incessantes ainsi que pour leur sympathie et gentillesse.

Publications

- **El Hasini S., Iben. Halima O., El. Azzouzi M., Douaik A., Azim K., Zouahri A. (2019).** Organic and inorganic remediation of soils affected by salinity in the Sebkha of Sed El Mesjoune – Marrakech (Morocco). *Soil and Tillage Research*. 193, pp. 153–160.
- **El Hasini S., De Nobili M., El Azzouzi M., Azim K., Douaik A., Laghrour M., El Idrissi Y., El Alaoui El Belghiti M., Zouahri A. (2020).** The influence of compost humic acid quality and its ability to alleviate soil salinity stress. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 9(1), pp. 21–31
- **Tazi R., El Hasini S., Khouja H. E., Zaydoun S., Zrineh A., El Azzouzi M. (2015).** Interactions of the Aminotriazole and Imazethapyr Herbicides with Humic Acid Extracted from Moroccan Soil. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*. 6(5), pp. 227-234.
- **El Azzouzi M., El Idrissi Y., Baghdad B., El Hasini S., Saufi, H. (2019).** Assessment of trace metal contamination in peri-urban soils in the region of Kenitra-Morocco. *Mediterranean Journal of Chemistry*. 8(2), pp. 108-114.
- **Sehlaoui H., Hassikou R., Dakak H., Zouahri A., El Hasini S., Iaaich H., Ghanimi A., Douaik, A. (2022).** Nitrate contamination and associated health risks of the Benslimane groundwater, Morocco. *Environmental Geochemistry and Health*, pp. 1-16.

Proceedings

- **Iben Halima O., EL Hasini S., Dakak H., Douaik A., Iaaich H., Dahchour A., EL Hajjaji S., Zouahri A. (2017).** Study of the remediation of Moroccan salty soils by application of gypsum and compost. *Water Perspectives in Emerging Countries, Water Use in MENA Countries 2017*. Souad El Hajjaji, Abdelmalek Dahchour, Norbert Dichti (Eds.), November03-08, 2017- Marrakech, Morocco.
- **Zouahri A., El Hasini S., Dakak H., Iben Halima O., Iaaich H., Ghanimi A., Dahchour A., El Hajjaji S. (2017).** Qualitative assessment of irrigation water in the central Bahira plaine El Kalaa-Morocco. *Solutions to Water Challenges in MENA Region. Proceedings of the Regional Workshop*, April 25-30.

Résumé

Dans le contexte mondial de dégradation des ressources naturelles, la région d'El Kelaât des Sraghna au Maroc a été ciblée dans ce travail, pour une analyse qualitative de l'état des eaux d'irrigation et des sols aux alentours d'une sebkha allongée sur une superficie de 32 Km² appelé Sed El Mesjoune.

La prospection de la zone d'étude a été réalisée en se basant sur une carte topographique et un GPS. Les échantillons des eaux et des sols (95 sites des sols et 67 puits) sont transportés au laboratoire de l'INRA pour des analyses physico-chimiques.

Les résultats des analyses montrent que les eaux souterraines ont généralement une charge saline. Ces eaux sont caractérisées par l'abondance des chlorures, par une dureté très élevée et par l'existence excessive des nitrates.

Les sols dans cette région sont caractérisés également par une grande salinité, d'une quantité très élevée de potassium, suivi par celle du phosphore à cause de l'application excessives des engrais dans cette région, et par une pauvre teneur en matière organique à cause de l'aridité, et la rareté des débris végétaux.

Parmi les sols étudiés, trois niveaux de salinité (non salin, salin, et extrêmement salin) ont été sélectionnés pour une étude comparative des effets des amendements sur le changement de la salinité au bout d'une période de six mois. Il en découle que le gypse (à la dose 7,6 mg/g de sol) et le compost des déchets verts sont les meilleurs amendements pour la réduction de la salinité des sols salin et extrêmement salin respectivement.

Une deuxième étude s'est effectuée pour évaluer l'effet des acides humiques extraits de 4 composts à différents rapports C/N sur la salinité des sols. Les résultats ont montré que celui avec le rapport C/N initial de 35 est le plus recommandé pour atténuer la salinité du sol.

Mots clés : Amendement ; Dégradation ; Eau ; Salinité ; Sol

Abstract

In the global context of degradation of natural resources, the region of El Kelaât des Sraghna in Morocco was targeted in this work, for a qualitative analysis of the state of irrigation water and soils around a sabkha elongated over an area of 32 km² called Sed El Mesjoune.

The survey of the study area was carried out based on a topographic map and a GPS. The water and soil samples (95 soil sites and 67 wells) are transported to the INRA laboratory for physico-chemical analyses.

The results showed that the groundwater has generally a saline load. These waters are characterized by the abundance of chlorides, by a very high hardness, and an excessive content of nitrates.

The soils in this region are also characterized by high salinity, a very high amount of potassium, followed by that of phosphorus due to the excessive application of fertilizers in this region, and by a low content of organic matter due to aridity, and the scarcity of plant debris.

Among the soils examined, three salinity levels (non-saline, saline, and extremely saline) were selected for a comparative study of the effects of amendments on the change in salinity after a six-month period. It follows that gypsum (at the dose 7.6 mg/g of soil) and green waste compost are the best amendments for reducing the salinity of saline and extremely saline soils respectively.

A second study was carried out to evaluate the effect of humic acids extracted from 4 composts at different C/N ratios on soil salinity. The results showed that the one with the initial C/N ratio of 35 is the most recommended for mitigating soil salinity.

Keywords: Degradation; Salinity; Soil; Water; Amendment

ملخص

في السياق العالمي لتدهور الموارد الطبيعية، تم التركيز في هذا العمل على منطقة قلعة السراغنة في المغرب، لإجراء تحليل نوعي لحالة مياه الري والتربة حول سبخة ممتدة على مساحة 32 كيلومتر مربع تسمى سد المسجون.

بعد إجراء مسح منطقة الدراسة بناءً على خريطة طبوغرافية ونظام تحديد المواقع العالمي (GPS)، تم نقل عينات المياه والتربة (95 موقع للتربة و 67 بئر مياه) إلى مختبر المعهد الوطني للبحث الزراعي لإجراء التحليلات الفيزيائية والكيميائية. أظهرت نتائج التحليلات أن المياه الجوفية في المنطقة تتميز إجمالاً بحمولة ملحية مع وفرة الكلوريدات، بصلابة عالية جداً، وبوجود كبير للنترات.

تتميز التربة في هذه المنطقة أيضاً بارتفاع نسبة الملوحة، وكمية عالية جداً من البوتاسيوم، يليها الفوسفور بسبب الإفراط في استخدام الأسمدة، مع انخفاض محتوى المادة العضوية بسبب الجفاف ونذرة حطام النباتات.

من بين الاتربة المدروسة، تم اختيار ثلاثة مستويات من الملوحة (غير مالحة، مالحة، وشديدة الملوحة) لإجراء دراسة مقارنة لتأثير التعديلات على تغير الملوحة بعد فترة ستة أشهر، فتبين أن الجبس بجرعة (7.6 مجم لكل جرام من التربة) وسماد المخلفات الخضراء يشكلان أفضل تعديل لتقليل ملوحة التربة شديدة الملوحة والمالحة على التوالي.

أجريت دراسة ثانية لتقييم تأثير الأحماض الدبالية المستخرجة من أربع أسمدة بنسب (كربون/ ازوت) أولية مختلفة على ملوحة التربة، فأوضحت النتائج أن النوع الذي يحتوي على نسبة 35 هو الأكثر ملائمة للتخفيف من هذه الملوحة.

الكلمات المفتاحية : تدهور؛ ملوحة؛ تربة؛ مياه؛ تعديل

Liste des tableaux

Tableau 1 : Classification de CE et STD de l'eau selon le risque relié aux effets négatifs de la salinité.....	26
Tableau 2 : Schéma de classification de la salinité / alcalinité / sodicité.....	26
Tableau 3 : La zone mondiale touchée par les sels, comme prévu à partir des données d'exactitude sur le sol, de l'imagerie par satellite thermique et des cartes des propriétés du sol pour différentes années, en Mha.....	29
Tableau 4 : Pays prélevant au moins 1 km ³ d'eau souterraine par an, dont 50 à 100% sont utilisés pour l'irrigation (par ordre décroissant de pourcentage).....	37
Tableau 5 : Principaux processus de détérioration de la qualité des eaux souterraines.....	43
Tableau 6: Répartition des classes des pH des sols selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).....	67
Tableau 7: Normes d'interprétation de CEps DIAEA /DRHA /SEEN (2008).....	67
Tableau 8: Normes d'interprétation du potassium échangeable.....	68
Tableau 9: Normes d'interprétation de phosphore assimilable (Olsen).....	69
Tableau 10: Normes d'interprétation de la MO DIAEA /DRHA /SEEN (2008).....	70
Tableau 11: Normes d'interprétation des chlorures Bigar and Nielsen (1972).....	74
Tableau 12: Normes d'interprétation des nitrates DIAEA/DRHA/SEEN (2008).....	75
Tableau 13 : Paramètres calculés et leurs équations correspondantes.....	76
Tableau 14 : Statistiques descriptives du niveau d'eau et du bilan ionique dans la zone d'étude.....	77
Tableau 15 : Statistiques descriptives des indices calculés.....	77
Tableau 16. Coefficients de corrélation de Pearson pour les paramètres des eaux souterraines.....	80
Tableau 17. Classification des eaux souterraines dans la zone d'étude en se basant sur le % Na selon Wilcox (1955).....	82

Tableau 18 : Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques des sols dans la zone d'étude.....	91
Tableau 19 : Structure granulométrique et propriétés chimiques des sols.....	103
Tableau 20 : Propriétés chimiques des composts.....	104
Tableau 21 : Propriétés chimiques des sols au 180e jour d'incubation.....	110
Tableau 22 : Teneur en carbone et en azote et le taux d'humidité des matières premières.....	117
Tableau 23 : Proportion de matière première utilisée pour constituer les quatre mélanges.....	117
Tableau 24 : Propriétés chimiques des composts.....	118

Liste des figures

Figure 1 : Chaîne causale entre ressource en terres, population et dégradation d'après FAO (1984).....	8
Figure 2 : État mondial de la dégradation des sols induite par l'homme.....	12
Figure 3 : Carte mondiale de la salinité des sols en 2016.....	29
Figure 4 : Version simplifiée de la carte hydrogéologique mondiale (Source : UNESCO et al., 2008).....	35
Figure 5 : Ordre de grandeur des volumes d'eaux souterraines stockées, par continent (en millions de kilomètres cubes).....	36
Figure 6 : Terres irriguées par les eaux souterraines par pays.....	37
Figure 7: Zones d'épuisement très important des eaux souterraines au cours du XXe siècle.....	41
Figure 8 : Localisation de la zone de Sed El Mesjoune.....	63
Figure 9 : Image photographique de la zone de Sed El Mesjoune.....	63
Figure 10 : Distribution spatiale des échantillons d'eau de la zone de Sed El Mesjoune.....	64
Figure 11 : Distribution spatiale des échantillons de sol de la zone de Sed El Mesjoune.....	65
Figure 12 : Carte de répartition de la conductivité électrique des eaux souterraines dans la zone de Sed EL Mesjoune.....	79
Figure 13 : Diagramme de Piper pour les eaux souterraines dans la zone de Sed EL Mesjoune.....	81
Figure 14 : Diagramme de Wilcox pour les eaux souterraines dans la zone de Sed EL Mesjoune.....	83
Figure 15 : Carte de répartition du RAS des eaux souterraines dans la zone de Sed El Mesjoune.....	84
Figure 16 : Classification USSl des eaux souterraines dans la zone de Sed El Mesjoune...	85

Figure 17 : Carte de répartition du pH dans la zone de Sed El Mesjoune.....	86
Figure 18 : Carte de répartition du niveau piézométrique dans la zone de Sed El Mesjoune.....	87
Figure 19 : Carte de répartition du chlorure dans la zone de Sed El Mesjoune.....	89
Figure 20 : Carte de répartition des nitrates dans la zone de Sed El Mesjoune.....	90
Figure 21 : Répartition de pH des sols à la profondeur 0-20 cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	92
Figure 22 : Répartition de pH des sols à la profondeur 20-40 cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	92
Figure 23 : Répartition de CEps des sols à la profondeur 0-20 cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	93
Figure 24 : Répartition de CEps des sols à la profondeur 20-40 cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	94
Figure 25 : Carte de répartition de la conductivité électrique des sols à la profondeur 0-20 cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	94
Figure 26 : La répartition du phosphore des sols à la profondeur 0-20 cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	95
Figure 27 : La répartition du phosphore des sols à la profondeur 20-40cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	96
Figure 28 : Répartition de potassium des sols à la profondeur 0-20cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	97
Figure 29 : Répartition de potassium des sols à la profondeur 20-40cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.....	97
Figure 30 : Répartition de la matière organique du sol à la profondeur 0-20cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	98
Figure 31 : Répartition de la matière organique du sol à la profondeur 20-40cm dans la zone de Sed El Mesjoune.....	99
Figure 32 : Photo du montage expérimental à l'intérieur de la serre.....	105

Figure 33: Évolution de la conductivité électrique (CE) de trois sols, avec des niveaux de salinité initiaux différents ; ((a):S1 (EC=0,79 dS/m); (b): S2 (EC=9,94 dS/m); (c): S3 (EC=25,3 dS/m)) sous l'effet des amendements organiques et inorganiques pendant 180 jours.....	107
Figure 34 : Évolution du rapport K/Na de trois sols, avec des niveaux de salinité initiaux différents ; ((a) : S1 (EC=0,79 dS/m) ; (b) : S2 (EC=9,94 dS/m) ; (c) : S3 (EC=25,3 dS/m)) sous l'effet des amendements organiques et inorganiques pendant 180 jours.....	113
Figure 35 : Les différentes fractions des composts.....	119
Figure 36 : Variation de la conductivité électrique (CE) des solutions d'acides humiques extraites des différents composts sous l'effet de Na ₂ CO ₃	120
Figure 37 : Variation du pH des solutions d'acides humiques extraites des différents composts sous l'effet de Na ₂ CO ₃	121

Liste des abréviations

AH : Acides humiques

ANOVA : L'analyse de la variance

APH : Anhydride polymérique hydrolysé

CE : Conductivité électrique

CEC : Capacité d'échange cationique

CEps : Conductivité électrique de la pâte saturée

CIID : Commission Internationale de l'Irrigation et du Drainage

COS : Carbone organique du sol

CV : Coefficient de Variation

DT : Dureté totale

EDTA : Acide éthylène diamine tétra-acétique

GEE : Moteur de recherche google Earth (Google Earth Engine)

GLM : modèles linéaires généraux

IP : Indice de perméabilité

IVD : Indice de végétation par différence

IVDN : Indice de végétation par différence normalisée

IVR : Indice de végétation radar

M ha : Million d'hectare

MO : Matière organique

ONU : Organisation des Nations Unies

ONUAA : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture.

pH : Potentiel Hydrogène

PSE : Pourcentage de Sodium Échangeable

RAS : Rapport d'adsorption de sodium

RK : Rapport de Kelley

SFAP : Sulfate ferrique d'aluminium polymérique

STD : Solides totaux dissous

Table des matières

Dédicaces.....	I
Avant-propos.....	II
Publications	IV
Proceedings.....	IV
Résumé.....	V
Abstract	VI
ملخص.....	VII
Liste des tableaux	VIII
Liste des figures	X
Liste des abréviations.....	XIII
Introduction générale.....	1
Première partie : Synthèse bibliographique.....	4
Chapitre I : Dégradation des ressources naturelles dans le monde.....	5
I. Dégradation des sols.....	5
I-1. La terre en tant que ressource.....	5
I-2. L'importance du sol.....	6
I-3. Dégradation du sol.....	7
I-3-1. Facteurs causaux de la dégradation des sols.....	7
I-3-2. Types de dégradation.....	9
I-3-2-1. Dégradation hors site.....	9
I-3-2-2. Dégradation sur site.....	9
I-3-2-2-1. Dégradation chimique.....	9

I-3-2-2-2. Dégradation physique.....	10
I-3-2-2-3. Dégradation biologique.....	11
I-3-3. Répartition des sols dégradés dans le monde.....	12
I-3-4. Effet de la dégradation.....	13
I-3-4-1. Effets relatifs des différents types de dégradation.....	13
I-3-4-2. Effet de la dégradation sur les cycles d'eau.....	15
I-3-4-3. Effet de la dégradation sur le climat.....	15
I-3-4-4. Effet de la dégradation sur la santé humaine.....	17
I-4. La salinité des sols en tant qu'un symptôme majeur de dégradation.....	18
I-4-1. Présentation et définition de la salinité.....	18
I-4-2. Types et facteurs de salinisation des sols.....	18
I-4-2-1. Types de salinisation des sols.....	18
I-4-2-2. Causes de salinisation des sols.....	19
I-4-2-2-1. Causes de salinisation primaire.....	19
I-4-2-2-2. Causes de salinisation secondaire.....	20
I-4-3. Effet de la salinité.....	22
I-4-3-1. Effet de la salinité sur le sol.....	22
I-4-3-2. Effet de la salinité sur la végétation.....	23
I-4-4. Indices utilisés pour détecter la salinité du sol.....	24
I-4-5. L'importance de l'évaluation et de la cartographie des sols salins.....	27
I-4-6. Répartition de la salinité dans le monde.....	27
I-4-7. Evolution de la salinité avec le temps.....	28
I-4-8. Réponse des plantes à la salinité du sol.....	29
I-4-8-1. Mécanismes de tolérance des plantes.....	30

I-4-8-2. Degré de sensibilité des plantes à la salinité du sol.....	32
II. Dégradation des eaux d'irrigation (cas des eaux souterraines)	33
II-1. L'importance des eaux souterraines dans le domaine d'irrigation.....	33
II-2. Quantification du stock des eaux souterraines de la planète.....	34
II-3. Taux de prélèvement des eaux souterraines à des fins d'irrigation dans le monde.....	36
II-4. Causes de recours aux eaux souterraines.....	38
II-4-1. L'augmentation de la population et la pression hydrique.....	38
II-4-2. La sécheresse dans les pays arides et semi-arides.....	38
II-4-3. Le développement des moyens d'exploitation (d'extraction).....	38
II-5. Effet du climat sur les eaux souterraines.....	39
II-6. Dégradation des eaux souterraines.....	40
II-6-1. Dégradation quantitative des eaux d'irrigation.....	40
II-6-1-1. L'épuisement des eaux souterraines.....	40
II-6-1-2. L'inter-influence entre l'élévation du niveau de la mer et l'épuisement et la salinisation des eaux souterraines.....	42
II-6-2. Dégradation qualitative des eaux souterraines.....	43
II-6-2-1. Pollution des eaux souterraines.....	44
II-6-2-2. Salinisation des eaux souterraines.....	44
Chapitre II. Amendement des sols salins.....	46
I. Techniques physiques et hydrologiques.....	46
I-1. Le grattage.....	46
I-2. Le lavage.....	46
I-3. Le drainage.....	46
I-3-1. Le drainage superficiel.....	47
I-3-2. Le drainage souterrain.....	47

I-4. Le lessivage.....	48
II. Techniques biotechnologiques.....	49
II-1. Le fumier animal.....	50
II-2. Les engrais verts et le couvert végétal.....	51
II-3. Les biosolides municipaux.....	51
II-4. Les déchets des procédés de manufacture.....	52
II-5. Le compost.....	53
II-6. Les substances humiques.....	54
III. Techniques chimiques.....	55
IV. Mélange d'amendements.....	57
V. Phytoremédiation / l'amendement par les plantes.....	57
Deuxième partie : Caractérisation de la qualité des sols et des eaux dans la zone Sed El Mesjoune.....	
	59
Chapitre I : Présentation de la zone d'étude.....	60
I. Situation géographique.....	60
II. Climat.....	60
III. Types de sol.....	60
IV. Contexte géologique et hydrogéologique.....	60
IV-1. Géologie.....	60
IV-2. Eaux souterraines.....	61
IV-3. Eaux de surface.....	61
IV-3-1. Aménagements hydro-agricoles.....	62
IV-3-1-1. Réseau d'irrigation.....	62
IV-3-1-2. Réseau de drainage.....	62
V. Cultures et production agricole.....	62

Chapitre II : Matériels et méthode.....	64
I. Présentation et méthodologie d’analyse des différents paramètres physico-chimiques du sol.....	66
I-1. Le pH.....	66
I-2. La conductivité électrique.....	67
I-3. Le potassium échangeable.....	68
I-4. Le phosphore assimilable.....	68
I-5. La matière organique.....	69
I-6. La capacité d’échange cationique.....	70
I-7. Le sodium et le pourcentage de sodium échangeable.....	71
II. Présentation et méthodologie d’analyse des différents paramètres physico-chimiques de l’eau.....	71
II-1. Paramètres in situ.....	71
II-1-1. Le pH.....	71
II-1-2. La profondeur de la nappe.....	72
II-1-3. La conductivité électrique.....	72
II-2. Au laboratoire.....	72
II-2-1. Le sodium et le potassium.....	72
II-2-2. Le calcium et le magnésium.....	73
II-2-3. Carbonates et bicarbonate.....	73
II-2-4. Le Chlorure.....	73
II-2-5. Les sulfates.....	74
II-2-6. Les Nitrates.....	75
Chapitre III : Résultats et discussion.....	76

I. Etude de la qualité physico-chimique des eaux souterraines dans la zone de Sed El Mesjoune.....	76
I-1. Tests hydrochimiques et éléments solubles.....	76
I-2. Sodicité.....	82
I-2-1. Pourcentage de sodium.....	82
I-2-2. Rapport d'absorption de sodium.....	83
I-2-3. Carbonate de sodium résiduel.....	85
I-3. pH et niveau piézométrique.....	86
I-4. Indices d'adéquation des eaux à l'irrigation.....	87
I-4-1. Indice de perméabilité.....	87
I-4-2. Rapport de magnésium.....	87
I-4-3. Dureté totale.....	88
I-4-4. Rapport de Kelley.....	88
I-5. Risque lié au chlorure.....	88
I-6. Risque lié aux nitrates.....	89
II. Etude de la qualité physico-chimique des sols aux alentours de Sed El Mesjoune.....	90
II-1. Le pH.....	91
II-2. La conductivité électrique.....	93
II-3. Le phosphore assimilable.....	95
II-4. Le potassium échangeable.....	96
II-5. La matière organique.....	97
II-6. Test de comparaisons multiples de Duncan.....	99
Troisième partie : Amendement des sols salins.....	101
Chapitre I : L'amendement organique et inorganique des sols affectés par la salinité dans la Sebka de Sed El Mesjoune.....	102

I. Description du sol et des amendements.....	102
II. Montage expérimental.....	104
III. Analyses statistiques.....	106
IV. Résultats et discussion.....	106
IV-1. Évaluation de la conductivité électrique pendant la période d'incubation.....	106
IV-2. Etat chimique du sol à la fin de l'expérience.....	109
IV-3. L'absorption des éléments nutritifs par les plantes sous l'effet des différents amendements.....	112
Chapitre II : Effet des acides humiques des composts sur la réduction de la salinité des sols.....	116
I. Propriétés des composts.....	116
II. L'extraction alcaline.....	118
III- Extraction en phase solide.....	118
IV. Purification de l'acide humique.....	119
V. Interaction entre les acides humiques et le carbonate de sodium.....	119
VI. Résultats et discussion.....	120
Conclusions générales.....	124
Références bibliographiques.....	127

Introduction générale

« ***Surexploitation, mauvais usage, dégradation, pollution et raréfaction croissante*** » est un constat alarmant dressé récemment (2021) par l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (ONUAA), au sein d'un rapport de synthèse actualisé sur l'état des ressources en terres et en eau. Selon ce rapport sous-titré : « ***Des systèmes au bord de la rupture*** », les ressources naturelles sont « ***poussées à la limite de leurs capacités de production*** », face à une pression démographique excessive associée à « ***des pratiques agricoles non durables*** » (Mathilde., G, 2021)

En classant les menaces par ordre croissant, la perte de qualité des sols s'avère de loin la plus grande menace, suivie de la perte de biodiversité et l'épuisement des ressources en eau. En fait, 25% des sols sur la planète sont modérément à fortement dégradés selon la ONUAA, le reste de la superficie est constitué soit de terres nues, ou de plans d'eau continentaux.

Selon le rapport susmentionné, les zones les plus touchées par la dégradation des sols se concentrent dans l'Asie, l'Afrique et l'Amérique du Sud. L'Afrique subsaharienne, à elle seule, renferme le cinquième des terres dégradées dans le monde, suivie par l'Amérique du Sud qui abrite 17 % de ces terres. Quant à l'Asie, la dégradation couvre 41 % de la superficie de l'Asie de sud. (Mathilde, 2021 ; Montanarella, 2016)

Concernant les ressources hydriques, un dixième des capacités provenant des aquifères et des cours d'eau est prélevé, dont plus de 60% le sont pour l'agriculture, particulièrement pour l'irrigation.

La production vivrière mondiale, d'une population qui devrait atteindre presque 9 milliards d'habitants d'ici 2050, dépend radicalement des ressources naturelles. De ce fait, toute dégradation ou appauvrissement de ces ressources représente un sérieux défi pour la sécurité alimentaire. D'ailleurs, d'après la ONUAA, le nombre des habitants sous-alimentés a augmenté de 164 millions entre 2014 et 2020. Cette situation accablante est une source de préoccupation majeure, qui nécessite des interventions pour assurer une alimentation suffisante à tous les habitants de la planète, notamment dans les zones avec des taux de pauvreté élevés où se trouvent la majorité des terres dégradées, afin d'atteindre l'objectif de « zéro faim » que s'est fixé l'Organisation des Nations Unies (ONU) pour 2030. A cet égard, la ONUAA estime que l'agriculture va devoir accroître de près de 50% le niveau de production d'aliments, de fibres et d'agrocarburants d'ici 2050 pour satisfaire la demande mondiale. (Mathilde., G, 2021 ; FAO, 2011).

L'appauvrissement et la détérioration de la qualité des eaux d'irrigation sont devenus de plus en plus un sujet de préoccupation mondiale. En plus du problème d'épuisement des eaux souterraines sous l'effet de la surexploitation dans le secteur agricole qui utilise, à lui seule, 70% des prélèvements totaux annuels, et les conditions de sécheresse dans les zones arides, la dégradation de ces eaux est un autre problème qui s'additionne, affectant la fertilité et la santé des sols. L'irrigation avec de telles eaux apporte des éléments en quantités excessives au sol. Ceci a un effet négatif sur la productivité des cultures, la qualité des produits végétaux et la santé publique des consommateurs. La détérioration de la qualité des eaux souterraines dans les milieux ruraux est liée principalement à l'utilisation excessive des engrais, surtout dans les systèmes agricoles intensifs, ainsi qu'à l'irrigation avec des eaux usées qui contaminent la nappe phréatique. L'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation repose sur la détermination de la concentration et la composition des sels dissous. Des quantités excessives de certains ions comme les chlorures et le sodium peuvent être toxiques pour divers processus physiologiques des plantes ou peuvent même provoquer des troubles nutritionnels chez ces plantes (WWAP, 2018 ; Margat, 2013).

La dégradation des sols concerne le déclin physique, chimique ou biologique de leur qualité. Il peut s'agir d'une perte de la matière organique ou des éléments nutritifs, d'une détérioration de l'état structural, de l'érosion, d'inondations excessives, des effets de produits chimiques toxiques et de polluants, de changements défavorables de la salinité, de l'acidité ou de l'alcalinité (Oldeman, 1992).

La salinisation est l'une des manifestations majeures de la dégradation des sols. Il s'agit de l'accumulation excessive des sels comprenant généralement des composés de sodium, potassium, calcium, magnésium, sulfates, chlorures, et bicarbonates, dans la solution du sol qui affecte principalement la croissance des plantes en modifiant le taux d'absorption de l'eau. Cela se produit soit naturellement, soit à cause d'activités anthropiques inappropriées, en particulier de pratiques agricoles. En général, les terres affectées par les sels sont classées comme salines, sodiques, et salines-sodiques, selon leur teneur en sels. (Nasr et Zahran, 2014).

Pour traiter ces sols, plusieurs amendements organiques et chimiques comme le gypse et les composts ont été largement appliqués. L'objectif de ce travail est de comparer l'effet de plusieurs amendements sur le changement de la salinité des sols à différents niveaux de salinité, après avoir effectué une étude caractéristique de l'état des sols et des eaux aux alentours de la Sebkhah de Sed El Mesjoune, Marrakech.

La première partie est une analyse bibliographique qui met la lumière sur le problème de la dégradation des eaux d'irrigation et des sols à l'échelle mondiale en se focalisant sur le problème de la salinisation des sols.

La deuxième partie présente la zone d'étude, et décrit les différentes méthodes de prélèvements des sols et des eaux, ainsi que les analyses physico-chimiques effectuées au sein du laboratoire de l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de Rabat.

La troisième partie expose les résultats de la prospection de la zone d'étude en se basant sur des cartes de répartition, des analyses statistiques et des diagrammes hydriques.

La dernière partie est consacrée à l'étude comparative des effets des composts et du gypse sur la variation de la salinité des sols avec le temps, ainsi que sur le changement de la composition chimique de chaque sol après une période de 6 mois. Cette partie présente également une étude comparative en se focalisant sur les composts. Il s'agit de comparer l'efficacité des acides humiques extraits des composts à différents rapport C/N, sur l'atténuation de la salinité.

Mathilde, G., 2021. Pollution, érosion, raréfaction : la FAO s'alarme de la dégradation des terres et des eaux. Planète, Agriculture et Alimentation. Le monde.

Montanarella, L., Pennock, D., Mckenzie, N., Alavipanah, S. K., Alegre, J., Alshankiti, A., Zhang, G. L., 2016. Etat des Ressources en Sols dans le Monde (Résumé technique), FAO 2016.

FAO, 2011. The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.

WWAP (Le Programme mondial des Nations Unies pour l'évaluation des ressources en eau) / ONU-Eau., 2018. Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2018 : Les solutions fondées sur la nature pour la gestion de l'eau. Paris, UNESCO.

Margat, J., et Van der Gun, J., 2013. Groundwater around the world : a geographic synopsis. Crc Press.

Oldeman, L. Roel., 1992. Global extent of soil degradation. Bi-Annual Report 1991-1992/ISRIC. ISRIC.

Nasr, M., et Zahran, H. F., 2014. Using of pH as a tool to predict salinity of groundwater for irrigation purpose using artificial neural network. The Egyptian Journal of Aquatic Research, 40(2), 111-115.

Première partie : Synthèse bibliographique

Chapitre I : Dégradation des ressources naturelles dans le monde

La population mondiale augmente d'une façon quasi exponentielle et devrait atteindre 9,6 milliards en 2050 [1]. La perte de surfaces cultivables ainsi que la demande croissante de mettre en service plus de ressources en sol et en eau apparaissent de loin comme étant les problèmes les plus fondamentaux pour l'avenir de l'humanité. Les tendances actuelles et les simulations de modèles indiquent, entre autres, que la demande mondiale de céréales augmentera à environ 3 milliards de tonnes en 2050 [2]. En cette année, le monde exigera la production de près d'un milliard de tonnes supplémentaires de céréales chaque année et de 200 millions de tonnes supplémentaires de produits animaux. Ainsi au moment où la demande de denrées alimentaires et de fibres augmente plus rapidement à mesure que les revenus et les normes de nutrition augmentent et que les populations s'orienteront vers des régimes plus gourmands en terres et en eau, la densité de la population humaine et animale engendre des pratiques culturelles aberrantes qui accélèrent la destruction des sols et abaissent le niveau des eaux souterraines.

I. Dégradation des sols

I-1. La terre en tant que ressource

La terre est décrite par Edouard Saouma (ancien directeur de **ONUAA**), en 1996 comme étant « la ressource la plus précieuse du monde. Et pourtant elle n'est pas appréciée à sa juste valeur. L'or, le pétrole, les minerais et les pierres précieuses se vendent à des prix qui nous ont amenés à traiter la terre comme de la simple poussière ».

La terre est une ressource primordiale pour la vie humaine puisqu'elle permet d'assurer chaque jour la nourriture des 6,8 milliards d'habitants de la planète, mais par rapport à sa surface, sa production reste limitée. Malgré que 120 millions de km² de terres sont exploitables [3], elles ne sont pas toutes productives, suite à des facteurs climatiques et topographiques comme l'aridité, la rareté des précipitations, la rigueur des conditions dans les hautes montagnes aux fortes pentes, les surfaces gelées, etc. En fait, la superficie des terres cultivables dans l'ensemble du globe ne dépasse pas 5,8 % (soit 30 millions km² de terres arables), et le reste des surfaces peuvent être partiellement utilisées pour des activités secondaires comme le pâturage.

La terre est une ressource non renouvelable du fait qu'un mètre d'épaisseur de terre arable nécessite 100000 ans pour se former à partir d'une roche en pays tempéré, alors que 25 ans seulement suffisent pour s'éroder jusqu'au substrat rocheux [4].

I-2. L'importance du sol

La terre et le sol sont deux concepts souvent imbriqués, mais le premier a un sens plus large et inclut en tant qu'objet principal le deuxième.

La terre est définie comme « la partie de la surface terrestre qui englobe toutes les composantes naturelles, normalement stables ou ayant une dynamique cyclique prévisible, qui sont situées au-dessus et en-dessous de cette surface. Ces composantes sont le sol, l'atmosphère et le climat, les formes du modelé, le matériau originel du sol, l'eau, la faune, la végétation, les résultats d'activités humaines présentes ou passées, dans la mesure où elles ont des conséquences significatives sur l'utilisation actuelle et future du terrain par l'Homme » [5]. Tandis que le sol c'est « le produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des échanges d'énergie qui s'y manifestent » [6].

Le sol est aussi défini comme : « un système naturel dynamique qui se situe à l'interface entre la terre, l'air, et l'eau, fournissant un service écosystémique essentiel pour la subsistance de l'humanité » [7].

Le sol constitue la « peau » terrestre et il est le support de la vie sur la planète. Il a un impact positif pour l'agriculture, du fait qu'il constitue un support pour les espèces herbacées et arborées, qui leur permet d'implanter leurs racines dans une profondeur qui dépend de la physiologie de chaque plante. Le sol constitue aussi un réservoir de carbone (1 500 milliards de tonnes est stockés dans les sols du globe terrestre) et d'éléments nutritifs comme le potassium, le phosphore, l'azote, le calcium, le magnésium, le sodium, et les oligoéléments, en les mettant à la disposition des plantes. La capacité de stockage de ces éléments varie avec la nature et la quantité de l'argile contenue dans le sol ainsi que la quantité de matière organique tenue. Le sol est également considéré un réservoir pour l'eau, qui permet l'approvisionnement régulier en eau des plantes pendant les périodes de sécheresse. Cette capacité de rétention varie d'un sol à l'autre en fonction de sa porosité et sa composition granulométrique et minéralogique. De plus, le sol représente un épurateur biologique, du fait qu'il permet d'assurer la décomposition des amendements organiques (fumier, paille, débris végétaux, autres résidus de cultures) à travers son macrofaune et sa microfaune et recycler ainsi les éléments nutritifs.

I-3. Dégradation du sol

Dans le domaine de la pédologie, la dégradation des sols est définie comme un changement de l'état de santé des sols, entraînant une diminution de la capacité de l'écosystème à fournir des biens et des services à ses bénéficiaires [8].

D'après Brabant (2008) [9] : « la dégradation des terres est un processus qui réduit ou qui détruit la capacité des terres pour la production agricole, végétale et animale, et pour la production forestière. Elle résulte des activités humaines où elle est un phénomène naturel aggravé par l'effet des activités humaines ». Ce phénomène a augmenté significativement depuis une soixante-dizaine d'années partout sur la planète, suite à l'accroissement démographique et au progrès industriel.

La dégradation et l'érosion sont deux processus souvent confondus alors qu'ils sont bien distincts suite à la conservation ou à la perte du matériel. Alors que la dégradation est une opération locale qui se produit sans perte de matériau et considéré comme un processus réversible qui ne porte que sur les propriétés chimiques, physiques et biologique du sol, l'érosion concerne la disparition d'une quantité du sol, suite à un déplacement hors du site original, sous l'effet du vent, de gravité ou de l'action de l'eau. Il s'agit d'un processus irréversible au cas où le sol est entraîné en direction de la mer [4].

Le fait que le sol est non renouvelable à court-terme implique qu'il est difficile à remédier quand il est dégradé.

I-3-1. Facteurs causaux de la dégradation des sols

La dégradation des sols peut être attribuée à des facteurs naturels et/ou humains. Naturellement, ce phénomène est dû, entre autres, aux tremblements de terre, aux tsunamis, à la sécheresse, aux avalanches, aux glissements de terrain, aux éruptions volcaniques, aux inondations, aux tornades, aux incendies de forêt, etc. [10]. Le concept de dégradation des sols par intervention humaine implique par définition des problèmes de nature sociale, technique, économique et politique. En fait, la pression progressive sur la terre, le désir accru d'améliorer les conditions de vie, les niveaux de vie extravagante et la recherche de surfaces pour survivre, ont entraîné l'intervention physique de l'homme qui a provoqué la dégradation du sol. L'approche GLASOD « L'évaluation globale de la dégradation des sols » (le projet du Programme des Nations Unies pour l'environnement) distingue les types de facteurs causaux suivants [11].

1- La déforestation ou l'élimination de la végétation naturelle : Le défrichement des terres à des fins agricoles, foresterie commerciale, construction de routes, urbanisation.

2- Le surpâturage : Le surpâturage actuel de la végétation peut non seulement conduire à une dégradation de la végétation, mais peut également entraîner le compactage du sol et l'érosion éolienne et hydrique.

3- Les pratiques agricoles « inadéquates » : Cela comprend une large variété de pratiques agricoles, telles qu'une utilisation insuffisante ou excessive d'engrais, l'utilisation d'une eau d'irrigation de mauvaise qualité, une mauvaise utilisation de la machinerie lourde, l'absence de mesures antiérosives sur les terres sensibles à l'érosion hydrique et éolienne, etc. La fertilisation des sols en remplaçant la fumure organique par les engrais minéraux permet d'augmenter le rendement agricole mais détruit progressivement la structure du sol.

Claude Bourguignon (agronome) atteste que depuis les années 1970, le monde connaît une forte diminution de l'activité biologique, ainsi qu'une diminution globale de la teneur du sol en matière organique, suite à l'augmentation de l'usage de produits phytosanitaires [12].

4- La surexploitation de la végétation à usage domestique : par exemple pour les besoins en combustible, les clôtures, etc. Il n'y a pas une élimination complète de la végétation, mais la végétation restante n'offre pas une protection suffisante contre l'érosion du sol et la formation de croûte de la couche arable.

5- Les activités bio-industrielles et industrielles : Ces facteurs causaux sont directement liés au type de dégradation des sols « pollution des sols ».

Parmi les causes économiques et politiques on trouve les conflits armés, l'insécurité et les déplacements de population rurale, le manque de capacité d'investissements due à la pauvreté des exploitants, la pression économique et les variations continues du prix des produits sur le marché. L'ensemble des causes sociales et économiques constituent une chaîne causale montrée par la figure 1 [4].

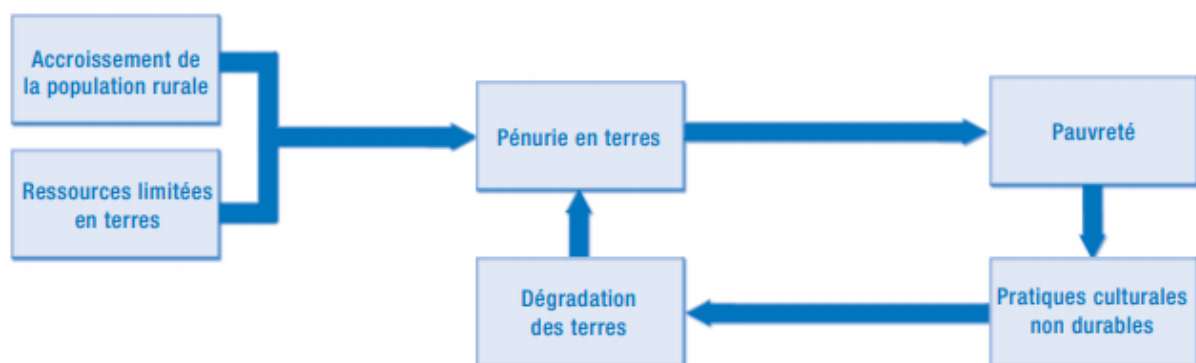


Figure 1 : Chaîne causale entre ressource en terres, population et dégradation d'après FAO (1984) [13].

I-3-2. Types de dégradation

Le processus de dégradation des sols est associé à une perte de divers aspects de la qualité des sols et ses fonctions physiques, chimiques et biologiques qui sont étroitement liés les uns aux autres ; une diminution d'une fonction affecte généralement d'autres caractéristiques du sol [14]. Deux catégories de processus de dégradation des sols sont reconnues ; le premier concerne le déplacement de la matière du sol, dont les deux principaux types sont l'érosion des sols par les forces de l'eau ou par celles du vent. La deuxième catégorie concerne la détérioration de la qualité des sols in situ. Cela peut être un processus de dégradation chimique, physique ou biologique du sol.

I-3-2-1. Dégradation hors site

L'érosion des sols est le processus qui permet à la partie végétale d'un champ d'être érodée par les forces physiques naturelles de l'eau, du vent, ou par des forces associées aux activités agricoles telles que le labour. Ce processus est souvent mis en évidence comme étant le principal type de dégradation et aussi le plus visible.

Quel que soit sa nature, l'érosion implique trois actions distinctes : le détachement ; le mouvement ; et le dépôt du sol. La terre végétale, qui est riche en matière organique, est déplacée en remplissant les canaux de drainage, ou pour s'accumuler avec le temps. Ce processus d'érosion peut être accéléré par la préexistence d'autres conditions de dégradation, tel que le compactage du sol, la faible teneur en matière organique, la perte de structure du sol, le mauvais drainage interne, la salinisation, et les problèmes d'acidité du sol [15].

I-3-2-2. Dégradation sur site

La dégradation des terres sans déplacement du sol implique trois grandes catégories : la dégradation chimique, physique, et biologique

I-3-2-2-1. Dégradation chimique

Les processus de dégradation chimique du sol sont associés à des déséquilibres chimiques du sol résultant de :

- **La perte de nutriments et / ou de la matière organique** : La perte de nutriments est un phénomène commun dans les pays à faible intrants en agriculture. Elle survient quand des activités agricoles sont exercées sur des sols pauvres ou moyennement fertiles, sans application suffisante de composts ou d'engrais chimiques. A cela s'ajoute la perte rapide de la matière

organique de la couche superficielle après le défrichage de la végétation naturelle. Cette forme de dégradation est le principal type rencontré en Afrique et en Amérique du Sud ([11] ; [16]).

- **L'eutrophisation du sol** : Contrairement au type précédent, l'eutrophisation du sol est un processus de dégradation qui se rencontre principalement dans les pays développés en régions tempérées où des quantités excessives d'engrais, de fumier et de pesticides sont appliquées dans l'agriculture à grande échelle ([11] ; [16]).

- **La salinisation** : La salinisation est définie comme un changement de l'état de salinité du sol dont les facteurs sont multiples. Elle peut être due à une mauvaise gestion des périmètres d'irrigation, principalement dans les régions arides et semi-arides, ou à l'intrusion de l'eau de la mer ou les eaux souterraines salines fossiles dans les régions côtières, ou encore aux activités humaines, entraînant une augmentation de l'évapotranspiration dans les sols sur des matériaux parentaux contenant du sel ou avec des eaux souterraines salines. La salinisation est la principale forme de dégradation chimique en Asie ([11] ; [16]).

- **L'acidification** : L'acidification se produit généralement dans les régions côtières lors d'un drainage ou d'une oxydation des sols contenant de la pyrite. Ce phénomène est favorisé également par les applications excessives d'engrais acidifiants. L'acidification affecte 6 Mha dans le monde, dont 4 M ha est concentré en Asie ([11] ; [16]).

- **la pollution** : la pollution est due à toute substance susceptible d'alerter la santé du sol. De nombreux types de pollution peuvent être reconnus, tels que le fumier excessif, les déversements d'hydrocarbures, l'utilisation excessive de pesticides, l'acidification par des polluants atmosphériques, l'accumulation industrielle ou de déchets, etc. Cette forme de dégradation est plus prononcée dans les pays fortement industrialisés à forte densité de population ([11] ; [16]).

I-3-2-2. Dégradation physique

La dégradation physique du sol implique la détérioration de sa structure à travers :

- **Le compactage, le croûtage et le durcissement du sol** : le compactage du sol est causé généralement par l'utilisation de machines lourdes. L'étanchéité et la formation de croûte dans la couche superficielle se produisent si la couverture du sol n'est pas suffisamment protégée contre l'effet des gouttes de pluie. L'énergie de ces gouttes provoque le mouillage et la désintégration physique des agrégats de surface et la dispersion physico-chimique des particules

d'argile. Ces particules migrent dans le sol avec de l'eau infiltrante et obstruent les pores immédiatement sous la surface, formant ainsi une zone de porosité diminuée ([11] ; [16]).

Les sols pauvres en matière organique avec des fractions de sable mal triées et des quantités appréciables de limon sont particulièrement vulnérables. Ces formes de dégradation constituent les types majeurs de dégradation physique dans le monde (68 Millions d'hectares), dont 33 Millions d'hectares sont situés en Europe ([11] ; [16]).

- **la stagnation de l'eau** : L'intervention humaine dans les systèmes de drainage naturels peut entraîner des inondations par l'eau des rivières et une submersion par les eaux de pluie. Il convient de noter que la construction de rizières n'est pas incluse dans cette catégorie car elle est considérée comme une amélioration du terrain pour la riziculture en zone humide. La submersion est la principale forme de dégradation physique des sols en Amérique centrale, mais aussi en Amérique du Sud, représentant environ 10 millions d'hectares dans le monde ([11] ; [16]).

- **L'affaissement des sols organiques** : Ce phénomène est provoqué par le drainage ou l'oxydation des sols organiques. Il ne peut être identifié sur la carte que si le potentiel agricole est affecté négativement. L'affaissement des sols organiques se trouve principalement dans les marécages côtiers d'Asie du Sud-Est, mais affecte également la productivité des sols dans certaines parties de l'Europe. Sa superficie totale dans le monde est d'environ 5 M ha ([11] ; [16]).

Au total, près de 240 millions d'hectares sont affectés par la dégradation chimique, et 83 millions d'hectares sont affectés par la dégradation physique dans le monde ([11] ; [16]).

I-3-2-2-3. Dégradation biologique

La dégradation biologique est souvent reliée au déclin de la matière organique du sol et de la perte de son biote, du fait que plusieurs fonctions clés du sol reposent sur ces deux caractéristiques. Les taux de changement dans la teneur en matière organique du sol et le niveau de changement dépendent en partie du type du sol, du type d'utilisation des terres et du climat (plus lent dans les climats plus froids ou plus secs) [16].

Étant donné que l'ensemble des processus de dégradation sont tous induits ou aggravés par les activités humaines, la partie suivante se focalisera sur la répartition mondiale de la dégradation anthropique.

I-3-3. Répartition des sols dégradés dans le monde

La dégradation des sols est un processus en évolution permanente, qui occupe une large partie de la surface terrestre. L'élaboration d'une carte mondiale de la dégradation des sols ne peut être réalisée que dans le cadre d'un effort coopératif d'un groupe de spécialistes des sols et de l'environnement à l'échelle mondiale. Ces spécialistes sont invités à donner leur avis d'expert sur les types, le degré, la couverture des surfaces et les causes de la dégradation du sol dans leurs régions ; c'est exactement la démarche adoptée par l'approche GLASOD (Évaluation globale de la dégradation des sols induite par l'homme) qui a mis en place une équipe de 21 corrélateurs régionaux chargés d'utiliser des directives générales basées sur les différents types de dégradation, le degré de dégradation, et les diverses interventions anthropiques de la dégradation des sols afin d'assurer l'uniformité de l'interprétation, tout en utilisant une carte de base topographique simplifiée [11] .

Selon GLASOD, 15% de la base terrestre mondiale est dégradée - une superficie d'environ deux fois la surface des États-Unis. À l'échelle continentale, cela se décompose en 23% d'Europe, 18% d'Asie, près de 17% d'Afrique, près de 14% d'Amérique du Sud, près de 12% d'Australasie et 5% d'Amérique du Nord [17] (Figure 2).

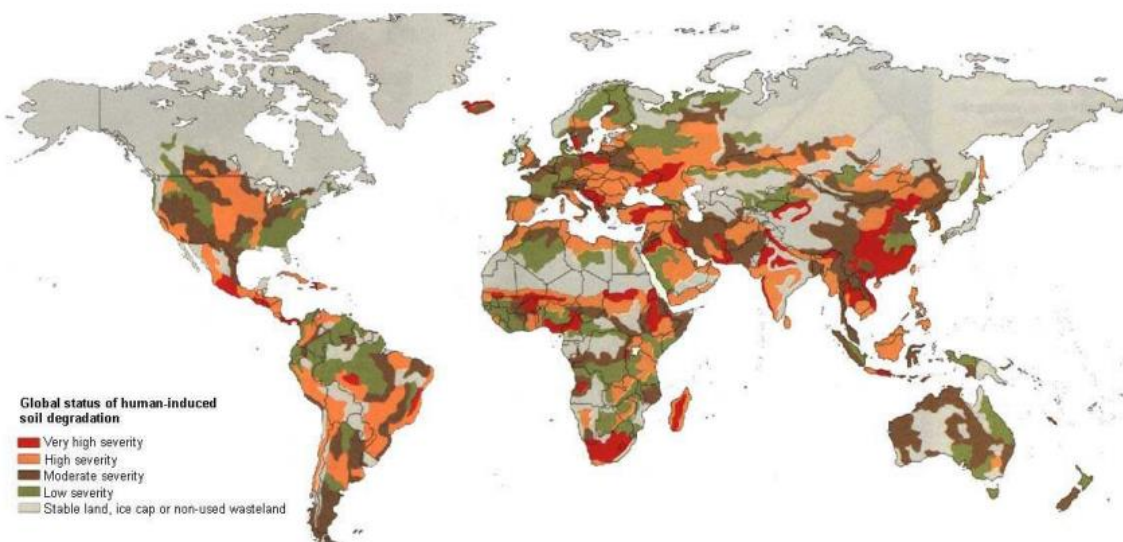


Figure 2 : État mondial de la dégradation des sols induite par l'homme [17].

La classification des régions selon l'intensité de dégradation (figure 2) indique que les terres inutilisables se présentent sous forme de vague terrain inutile (le cas de Pays subsahariens,

Australie centrale, certains pays d'Asie centrale et de l'Amérique du Sud et l'extrême nord du continent américain), ou d'une calotte glaciaire (L'Arctique et l'Antarctique). Le reste de territoire est réparti en fonction de la sévérité de dégradation en très élevé (zone rouge) au milieu et au sud du continent Africain, en Europe orientale et en Asie, en élevé (zone orange) dans les quatre continents et d'une façon mineure en Australie, et en modéré (zone vert foncé) et faible (vert) dans tous les continents. La majeure partie de la dégradation est due à l'érosion des sols et à la perte de biodiversité dans les zones les moins peuplées, tandis que la pénurie d'eau, l'épuisement, et la pollution des sols sont les facteurs les plus courants dans les zones agricoles.

I-3-4. Effet de la dégradation

I-3-4-1. Effets relatifs des différents types de dégradation

- L'effet de l'imperméabilisation des sols

L'imperméabilisation des sols est plus souvent associée à l'expansion des zones urbaines. C'est un processus qui enlève le lien entre le sol et la plupart des « sphères », affectant de manière significative ses fonctions hydrologiques et microbiennes [18], et entraînant ainsi une perte permanente et irréversible des terres agricoles. Les rendements ne sont pas seulement réduits mais éliminés, et le sol, s'il est complètement scellé, devient effectivement non-sol [19]. Blum et Nortcliff (2013) [20] estiment les pertes quotidiennes des sols dues à l'imperméabilisation à l'échelle mondiale à 250-300 km², et suggèrent que ce taux pourrait augmenter en raison de la migration continue des habitants ruraux vers les zones urbaines. Ainsi, de nouvelles politiques qui favorisent le développement rural durable, visant à éviter la migration rurale-urbaine et favorisant le retour des habitants des villes vers les zones rurales, pourraient éviter la dégradation des sols et promouvoir la sécurité alimentaire [19].

- L'effet du compactage du sol

Le compactage détériore le réseau poreux du sol, et altère ses fonctions. Il empêche la pénétration des racines et limite les échanges d'eau et de gaz, réduisant ainsi le rendement des cultures. Pourtant, il ne peut pas éliminer complètement la croissance des plantes sauf en quelques rares exceptions [19].

La gestion d'un tel type de sol nécessite à veiller à minimiser le compactage et l'adoption de pratiques de gestion qui atténuent le compactage existant. L'effet du compactage des sols sur la production et subséquemment sur la sécurité alimentaire est cependant difficile à évaluer, en particulier dans les zones tropicales ([21] ; [19]).

- L'effet de la contamination du sol

La contamination du sol perturbe ses propriétés chimiques, en affectant la disponibilité des nutriments et en dégradant les propriétés microbiennes [18].

La contamination des sols constitue une menace pour la sécurité alimentaire. Elle réduit les rendements agricoles, et rend les cultures produites impropres à la consommation. Cependant, les préoccupations sont plus couramment liées à la sécurité sanitaire des aliments. Dans les régions avec une base industrielle anciennement établie, l'expansion de la contamination est limitée, mais dans les pays en voie d'industrialisation rapide, le potentiel de propagation de la contamination est important, c'est le cas de la Chine où 20 millions d'hectares de terres agricoles sont contaminés par des métaux lourds, ce qui pourrait entraîner une réduction importante de la disponibilité alimentaire [19].

- L'effet du déséquilibre nutritif

Les problèmes liés à la carence des nutriments sont essentiellement repérés dans les régions arides telles que l'Afrique subsaharienne, tandis que la surexposition aux éléments nutritifs est observée selon ([22] ; [23]) au centre-ouest des États-Unis, en Europe occidentale, au nord de l'Inde et aux régions côtières de la Chine. Ce déséquilibre nutritif engendre des problèmes économiques due à la surproduction de nutriments, et environnementaux dues l'excès de ces éléments dans les canaux d'eau. Pour s'attaquer à ces problèmes, Foley et al. (2011) [22] soulignent la nécessité d'augmenter l'efficacité de l'absorption des nutriments par les plantes, couplée à des réductions du transport des nutriments vers les cours d'eau. La chose qui permettrait la redistribution de l'azote et du phosphore dans les zones de sols pauvres en nutriments sans dépasser les limites planétaires des éléments [23], dans le cadre de la réduction de l'écart de rendement.

- L'effet de la salinisation

La salinisation réduit progressivement les rendements agricoles et au-delà d'une certaine limite, la croissance d'une culture donnée peut échouer complètement [19]. La plupart des problèmes de la salinité sont liés à l'irrigation qui constitue un impératif incontournable à l'augmentation de la production alimentaire. Ainsi, une grande prudence est nécessaire dans la planification et la conception de ce processus, afin d'éviter l'amplification de ce problème.

- L'effet de l'acidification

L'acidification des sols agricoles est principalement associée à l'addition directe d'intrants acidifiants (par exemple, l'engrais azoté à base d'ammonium) aux sols intrinsèquement à pH acide, qui ont une faible capacité à tamponner l'acidité ajoutée, ou à l'élimination nette des cations basiques sans remplacement par des améliorants. Ce phénomène constitue une menace régionale importante dans des pays comme l'Australie et le Vietnam [19].

Le chaulage est une stratégie efficace pour contrôler l'acidité des horizons de surface, mais les taux d'addition de chaux sont inférieurs aux niveaux requis même dans les pays développés comme l'Australie, et par conséquent, une perte continue de rendement se produit.

- L'effet de l'érosion

L'érosion du sol entraîne l'élimination de la couche arable importante qui porte avec elle, des nutriments, du carbone et de la porosité [18]. Le phénomène d'érosion couplé à d'autres processus de dégradation du sol entraîne une perte significative des terres agricoles, ainsi l'ensemble érosion, pollution est considéré responsable de 84% de la superficie perdue chaque année, tandis que 40% des terres agricoles du monde sont gravement attaquées qualitativement en raison d'érosion et d'utilisation d'engrais chimiques, qui empêchent la régénération des terres [24].

I-3-4-2. Effet de la dégradation sur les cycles d'eau

La dégradation du sol et l'altération de ses conditions ont généralement des impacts significatifs sur les cycles des eaux, à travers la réduction de la capacité de rétention et de l'humidité des sols [25]. Les engrais et les pesticides agricoles endommagent les écosystèmes marins et d'eau douce tandis que la charge de ces éléments avec les sols érodés et son déversement dans les cours d'eau et les ruisseaux entraîne avec le temps une pénurie d'eau suite à un processus de sédimentation [24].

La dégradation du sol peut être détrimentaire dans certaines régions, en particulier dans les régions semi-arides où l'eau constitue déjà un facteur limitant et les impacts de la dégradation des sols sur le surplus d'eau peuvent être aussi graves que les effets du réchauffement climatique.

I-3-4-3. Effet de la dégradation sur le climat

A. L'effet stimulant de la sécheresse et de l'aridité

La dégradation des sols et les facteurs climatiques ont un effet réciproque, en même temps que le changement climatique a un impact considérable sur l'utilisation des terres et de l'eau pour l'agriculture [26], ainsi que l'exacerbation du phénomène de désertification dans les

environnements climatiques à faible pluviosité. La dégradation des sols devrait avoir un effet non négligeable sur le climat. L'ONU reconnaît que la sécheresse et l'aridité sont des facteurs d'origine anthropique, fortement influencés et amplifiés par la dégradation des sols. Par conséquent, les facteurs contribuant au déclin de la qualité des sols tels que le surpâturage, les mauvaises méthodes du labour et la déforestation sont également les principales causes de désertification caractérisées par des sécheresses et des conditions arides [24].

B. L'effet sur l'altération de la composition atmosphérique

La surface terrestre est un élément important du système climatique et peut modifier les caractéristiques de la circulation atmosphérique [27], telles que la modification des concentrations des gaz à effet de serre, qui a un impact à long terme sur l'ensemble du système climatique mondial [25].

L'émission de dioxyde de carbone (CO₂)

Les sols contiennent de vastes réserves de carbone. En effet, seuls de petits changements dans le stockage du carbone dans le sol peuvent avoir un effet important sur le CO₂ atmosphérique. Le dioxyde de carbone, dérivé sous-sol des racines des plantes et de leurs symbiotes, augmente le flux total de CO₂ des sols vers l'atmosphère. Ce flux est au total 10 fois, à-peu-près, plus important que le rejet actuel de CO₂ dans l'atmosphère par la combustion de combustibles fossiles [28].

L'émission d'oxyde nitreux (N₂O)

L'oxyde nitreux est émis par les sols à travers deux processus : la nitrification et la dénitrification. La majorité des émissions sont provoquées par des sources d'azote ajouté au sol comme les fertilisants, sous forme d'engrais synthétiques, ou des amendements organiques (par exemple fumiers, lisiers, composts) [19]. L'oxyde nitreux est environ 300 fois plus puissant pour le forçage radiatif (réchauffement climatique) que le CO₂ [29], et les sols agricoles contribuent à plus de 80% des émissions anthropiques mondiales de N₂O au cours des années 90 [30]. Pour atténuer ce problème, toute stratégie de gestion des sols doit être centrée sur l'élimination de l'excédent d'azote dans le sol, à travers l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation des ressources en azote, soit en réduisant les intrants, ou en faisant mieux correspondre les applications (calendrier et quantité) à la demande des usines [31].

L'émission de méthane (CH₄)

Les sols émettent souvent du méthane par méthanogenèse, quand la décomposition de la matière organique se produit dans les couches du sol anaérobies. Le méthane est également oxydé par la méthanotrophie dans les couches aérobies, de sorte que l'émission est un équilibre entre la méthanogenèse et la méthanotrophie [32]. Le méthane (CH₄) est environ 20 à 35 fois plus

puissant pour le forçage radiatif (réchauffement climatique) que le CO₂, et environ 30% du total des émissions mondiales de CH₄ sont d'origine naturelle (y compris le flux naturel des zones humides) et environ 70% d'origine anthropique [32]. Les stratégies de gestion des sols pour réduire les émissions de CH₄ devraient inclure le drainage du riz des zones humides une ou plusieurs fois pendant la saison de croissance, la sélection de cultivars de riz à faible taux d'exsudation, la gestion de l'eau hors saison, la gestion des engrais et le calendrier, ainsi que le compostage des ajouts de résidus organiques [33].

I-3-4-4. Effet de la dégradation sur la santé humaine

L'idée que le sol pouvait affecter la santé humaine n'a commencé à être largement acceptée qu'au début des années 1900. En 1921, McCarrison (1921) [34] a conclu que la fertilité d'un sol détermine la teneur en éléments nutritifs des cultures vivrières, et donc la santé des humains qui consomment ces cultures.

Le sol peut affecter la santé humaine à travers plusieurs médians :

Les aliments : le sol fournit la plupart des nutriments dont nous avons besoin, et peut transmettre des substances nocives à travers les aliments que nous mangeons [35].

Les déséquilibres nutritionnels : les déséquilibres nutritionnels et la présence d'agents pathogènes humains dans la communauté biologique du sol peuvent avoir des effets négatifs sur la santé [35].

La marche par les pieds nus : les agriculteurs de subsistance qui vont fréquemment pieds nus sont susceptibles d'avoir la podoconiose (éléphantiasis endémique non filarien), qui est une maladie non infectieuse. Ceci est le résultat d'un contact à long terme avec de l'argile d'origine volcanique dans le sol, qui obstrue le système lymphatique [36].

L'eau contaminée par les nitrates : Quand l'irrigation est correctement gérée, elle ne met pas en danger la santé humaine et augmente la production agricole. Cependant, une mauvaise utilisation et une sur-utilisation peuvent entraîner la lixiviation de l'excès de nitrates dans les eaux souterraines ou les eaux de surface [37]. L'eau contaminée par les nitrates peut provoquer une toxicité grave lorsque la microflore intestinale transforme les nitrates en nitrites.

La fertilisation avec des eaux usées ou du superphosphate contenant du cadmium : La contamination au cadmium peut être causée par des activités industrielles ou par la fertilisation avec des boues d'épuration ou du superphosphate [38].

L'irrigation par de l'eau contaminée par l'arsenic : Quand l'irrigation se fait en utilisant des eaux contaminées par l'arsenic pour irriguer les cultures de riz, l'arsenic s'accumule chez les personnes qui le consomment ([39] ; [40]). Le riz est l'aliment de base de la moitié environ de

la population mondiale, et pour la plupart de ces personnes, cet aliment représente également leur principale exposition à l'arsenic [41].

I-4. La salinité des sols en tant qu'un symptôme majeur de dégradation

I-4-1. Présentation et définition de la salinité

La salinité des sols a fait couler beaucoup d'encre, en étant l'objet de nombreux débats dans le domaine de la recherche agronomique. Ce phénomène constitue une menace pour la sécurité alimentaire du fait qu'elle a rendu plusieurs hectares de terres inexploitable [42]. Ce type de dégradation est largement diffusé dans le monde, mais souvent répandu dans les régions arides, semi-arides et certaines régions subhumides où il constitue une importante composante des processus de désertification [43].

La salinisation des sols est un terme utilisé pour décrire l'accumulation des sels dans les sols. Ceci est susceptible de limiter la croissance des plantes, affectant ainsi la productivité agricole, la santé environnementale et le bien-être économique [44].

La salinité du sol est attribuable à la présence de solutés inorganiques, principalement des métaux alcalins et alcalino-terreux tels que le sodium et le calcium, et des anions associés comme le chlorure, le sulfate et le carbonate [45].

Généralement, un sol est considéré salin s'il a une conductivité électrique (CEps) - mesurée dans l'extrait de saturation - supérieure à 4 dS/m, un pourcentage de sodium échangeable (PSE) inférieur à 15 et un pH inférieur à 8,5 [45].

La salinisation des sols est un terme générique qui inclut à la fois les sols salins, sodiques et alcalins, caractérisés respectivement par une concentration élevée en sel, une concentration élevée en sodium et un pH élevé, souvent dû à une concentration élevée en CO_3^{2-} [46].

I-4-2. Types et facteurs de salinisation des sols

I-4-2-1. Types de salinisation des sols

La salinisation des sols est le résultat d'une combinaison de facteurs naturels et/ou humains ([37] ; [65]). La salinisation naturelle du sol, appelée « salinisation primaire », se produit dans les zones climatiques arides et semi-arides, tandis que la « salinisation secondaire » est le terme utilisé pour décrire le sol salinisé suite à des activités humaines directes ([66] ; [64]).

Les estimations des années 1990 placent la superficie des terres touchées par la salinisation primaire à environ un milliard d'hectares et la superficie des terres à salinisation secondaire à 77 millions d'hectares [57].

Il est souvent difficile de définir la nature de la salinisation ; si elle est d'origine purement naturelle ou si elle a été provoquée par une gestion inappropriée, ce qui est souvent le cas avec des programmes d'irrigation mal exécutés. Mais dans les deux cas son processus est une combinaison d'évaporation, de précipitation, de dissolution, de transport du sel et d'échange d'ions [67]. L'accumulation de sels solubles dans le sol se produit lorsque l'évaporation dépasse les précipitations et quand les sels ne sont pas lessivés mais restent dans les couches supérieures du sol dans les zones basses [68].

I-4-2-2. Causes de salinisation des sols

I-4-2-2-1. Causes de salinisation primaire

La salinisation primaire est le développement de sels par le biais de processus naturels, comprenant principalement l'altération physique ou chimique comme l'altération des roches qui produisent naturellement des sols avec des quantités élevées de sels inhérents [44], et le transport à partir du matériau d'origine, des dépôts géologiques ou des eaux souterraines.

L'altération chimique : Dans l'altération chimique de la matière mère du sol, l'hydrolyse, l'hydratation, l'oxydation, la carbonatation et d'autres processus libèrent lentement des sels solubles. Ces sels solubles sont transportés loin de leur source d'origine par les eaux de surface et souterraines. Lorsqu'ils passent de zones plus humides aux moins humides et arides, ils se concentrent. Une fois concentrés, ils deviennent moins solubles et s'accumulent dans le sol [69].

L'effet de l'élévation des reliefs : la distribution du sel dans les paysages augmente la salinité dans certains sols et la diminue dans d'autres. Par exemple, les sels solubles se déplacent des zones d'altitude plus élevée vers les plus basses, des zones relativement humides vers les zones sèches et des champs irrigués vers des champs adjacents non irrigués [69].

L'effet de la décharge des eaux souterraines : dans les zones où les nappes phréatiques sont peu profondes, avec un mauvais drainage et un taux d'évaporation élevé, l'évaporation des eaux souterraines peut entraîner une concentration plus élevée de sel dans la couche superficielle du sol [44]. Dans ces conditions, l'eau et les sels dissous se déplacent par capillarité vers la surface du sol, et lorsque l'eau s'évapore de la surface, les sels sont laissés pour compte.

L'intrusion marine : La salinisation primaire des paysages peut se produire en raison de l'intrusion des eaux salées des environnements marins [70]. De nombreux paysages intérieurs étaient autrefois couverts de mer. Lorsque la mer s'est retirée, il y a environ 10 millions d'années, les sédiments ont été abandonnés avec de grandes quantités de sel [57].

Outre les eaux marines historiques, l'élévation du niveau de la mer contemporaine peut entraîner l'inondation de l'eau de mer sur les terres côtières, que ce soit pour de longues périodes (transgressions marines) ou de courtes périodes (inondations dues aux tempêtes, tsunamis). Ces augmentations peuvent stimuler l'intrusion latérale d'eau de mer dans les zones côtières qui sont hydrauliquement connectées à la mer, provoquant des problèmes de salinité du sol à grande échelle [71]. Les embruns salés de la mer augmentent l'accumulation des sels à quelques kilomètres à l'intérieur des terres et à mesure que la distance par rapport à la côte augmente, la quantité de sel déposée dans le paysage diminue [72].

☞ Ces facteurs moteurs de la salinisation primaire affectent le sol en fonction de l'architecture de l'aquifère, de la conductivité hydraulique des couches géologiques, et des caractéristiques du sol telles que la porosité, la structure, la composition minérale de l'argile ; le taux de compactage, le taux d'infiltration, la capacité de stockage d'eau, la conductivité hydraulique saturée et insaturée et enfin la teneur potentielle en sel ([73] ; [46]).

I-4-2-2-2. Causes de salinisation secondaire

Contrairement à la salinisation primaire, la salinisation secondaire est introduite par des interventions humaines telles que l'irrigation avec de l'eau saline ou d'autres pratiques d'irrigation mal adaptées souvent associées à de mauvaises conditions de drainage ([74] ; [75]), en plus de certains mauvais conduits tels que l'usage excessif d'engrais chimiques, le surpâturage ou la déforestation ([76]; [77]).

Effet de l'eau d'irrigation : La plupart des sources d'approvisionnement en eau, y compris les eaux de surface et souterraines, contiennent une variété de sels dissous, d'ions et de particules en suspension. L'utilisation continue d'une telle eau pour l'irrigation, en particulier dans les sols avec de mauvais systèmes de drainage internes, conduit incontestablement à la salinisation du sol. La lixiviation inadéquate ne permet qu'à une faible partie du sel appliqué d'être retiré par drainage profond, alors que le sel restant dans l'eau d'irrigation s'accumule dans le sol pour une période de temps [57].

L'importance des sels dissous dans l'eau d'irrigation dépend de plusieurs facteurs partant de leur concentration et leur nature chimique, et s'étend pour inclure la texture du sol, sa profondeur, le système de drainage, la précipitation annuelle, et la méthode d'irrigation. Dans les sols avec un drainage interne suffisant, et les zones avec des précipitations annuelles de plus de 1000 mm, la salinisation du sol induite par l'irrigation est très lente [78]. Par contre dans les régions arides et semi-arides, la toxicité du sel se développe par l'irrigation avec de l'eau saumâtre ou saline dans des sols mal drainés [79]. Dans ces conditions, le flux d'eau ascendant (capillaire) - induit

par l'évaporation de la surface du sol - peut entraîner la concentration de sels dans l'horizon supérieur du sol.

Effet du changement de la végétation : la salinisation du sol peut être le résultat des changements dans le couvert végétal, qui modifient les bilans hydrique et salin du sol de la zone vadose (celle située à l'interface entre atmosphère-pédosphère et la nappe phréatique) et des eaux souterraines peu profondes.

Le remplacement de la végétation indigène par des cultures à racines peu profondes telles que les céréales, conduit à moins d'évapotranspiration et de lessivage excessif, provoquant une élévation du niveau des eaux souterraines en apportant des sels le long de l'eau ascendante. Lorsque l'eau s'évapore, les sels restent à la surface du sol. Par exemple, en Australie, de vastes zones subissent une salinisation en raison du remplacement de la végétation vivace indigène à racines profondes par des plantes agricoles à racines peu profondes. Cela a conduit à une évapotranspiration plus faible des précipitations et à l'engorgement des zones avec des eaux souterraines salines [80]. L'accumulation de sel dans le sol par ce processus est importante dans les paysages avec des eaux souterraines peu profondes (2 à 3 m) [81].

Le changement de végétation en sens inverse (de la prairie à la forêt), peut également conduire à la salinisation du sol, du fait que la plantation réduit la recharge des eaux souterraines et provoque la salinisation du sol et des eaux souterraines peu profondes. Étant donné que les racines profondes des arbres peuvent pomper efficacement les eaux souterraines peu profondes sous-jacentes, le boisement des prairies inverse le flux vertical des eaux souterraines du sol vers la zone saturée. En conséquence, les eaux souterraines s'écoulent et déchargent l'aquifère par transpiration vers les racines profondes, laissant sa charge saline dans le peuplement boisé. ([82] ; [83]).

La salinisation des sols et des eaux souterraines dues à l'établissement d'arbres dans les prairies a été montrée dans la région nord de la Caspienne, en Australie et dans la Pampa argentine [68].

L'agriculture intensive : l'irrigation moderne rigoureuse, et l'utilisation extensive d'engrais chimiques qui caractérisent l'agriculture intensive, peuvent également conduire à l'accumulation de sels dans les sols agricoles ([84] ; [85]).

L'utilisation d'engrais et d'autres intrants en association avec l'irrigation et un drainage insuffisant provoquent la salinisation des sols, surtout ceux caractérisés par un lessivage compacté et limité [86].

Sels de voirie : Les sels peuvent s'accumuler dans les zones où le drainage naturel est restreint en raison de la construction de routes et de voies ferrées ou d'autres activités de développement. L'évaporation des eaux stagnantes peut laisser des quantités considérables de sels à la surface du sol [87]. Aussi, les sels appliqués sur les routes pour réduire le point de gel de l'eau et aider à prévenir les collisions et les blessures automobiles tout au long de l'hiver, (principalement le chlorure de sodium (NaCl)), peuvent migrer vers le sol en bordure de route et s'accumuler sur le sol gelé ou le manteau neigeux, et à mesure que les températures augmentent, la neige fond, ce qui peut entraîner les sels dans les plans d'eau voisins. Ceci est attesté par Church et Friesz (1993) [88], qui ont signalé que jusqu'à 55% des sels de voirie appliqués se retrouvent dans les plans d'eau de surface. Ceci est particulièrement préoccupant avec le chlorure car il ne s'associe pas aussi facilement aux particules du sol comme les cations.

I-4-3. Effet de la salinité

En tant qu'une forme de dégradation, et un risque environnemental écologique, la salinisation des sols conduit à l'altération, voire la perturbation des caractéristiques biologiques naturelles [89], biochimiques [90], hydrologiques [91] et érosionnelles [92] des cycles de la Terre.

En général, la salinité du sol limite la stabilité de l'environnement écologique et la durabilité de l'utilisation des terres ([93] ; [94]), ce qui représente une menace sérieuse pour la biosphère et la sécurité écologique [95].

Des niveaux élevés de salinisation peuvent ainsi entraîner la perte des ressources, des biens et des services émergents du sol, affectant la production agricole et la santé environnementale [44], en évoluant éventuellement vers un problème socioculturel et de santé humaine [96], qui entrave le bien-être économique en général et limite le développement durable des économies régionales.

I-4-3-1. Effet de la salinité sur le sol

La salinisation affecte principalement les propriétés physiques et les fonctions écologiques du sol. Lors de la phase d'échange des cations, l'accumulation de cations dispersifs, tels que le sodium (Na) peut provoquer une déstabilisation de la structure du sol, une détérioration des propriétés hydrauliques du sol, une sensibilité accrue à la formation de croûtes et des déséquilibres des éléments nutritifs disponibles dans le sol ([97] ; [98] ; [99]).

L'impact négatif de la salinité concerne également la diminution de la biodiversité du sol et de l'activité des micro-organismes en affectant les principaux processus du sol tels que la respiration, la décomposition des résidus, la nitrification, et la dénitrification [100].

Dans les sols salins, la biomasse microbienne est souvent jugée faible [101]. C'est un résultat qui ne reflète pas seulement l'effet négatif direct de la salinité sur les micro-organismes, mais aussi l'apport réduit de la matière organique en raison de la croissance clairsemée des plantes dans ces sols.

Les effets physiologiques de la salinité sur les micro-organismes consistent dans le fait que l'augmentation des concentrations de sel dans l'environnement élève l'osmolarité à l'extérieur de la cellule microbienne, et à mesure que les concentrations de sel externes augmentent, les cellules perdent de l'eau [102].

Les micro-organismes sont les principaux moteurs de tous les cycles nutritifs, en affectant la matière organique du sol, et ainsi la disponibilité des nutriments [103]. Par conséquent, tout effet du sel sur les processus microbiens aura d'importantes implications pour la dynamique de la matière organique du sol (MOS), le cycle biogéochimique de l'écosystème et la nutrition des plantes [104].

Outre les nutriments, la perturbation des processus microbiens peut conduire à une production de biomasse inférieure, qui affecte négativement la distribution et la stabilité des agrégats du sol [105], et favorise une fraction plus élevée de l'apport végétal dans la matière organique accumulée. Ce qui augmente la dispersion des particules d'argile et les taux d'érosion éolienne et hydrique [106].

L'étude de l'effet des sols salins sur la régulation microbienne a une importance primordiale, du fait que la compréhension mécaniste de la façon dont la régulation microbienne de la biogéochimie du sol est affectée par la salinisation, constitue un facteur déterminant des trois sur les six cibles identifiées pour 2030 par les auteurs pionniers ; la sécurité alimentaire durable, la sécurité de l'eau durable et le maintien de la biodiversité et des services écosystémiques. Quand la régression de la biomasse du sol coïncide généralement avec une faible teneur globale en MOS, un moyen de faciliter la sensibilité pour détecter les effets directs du sel est d'exprimer la biomasse microbienne par MOS plutôt que par g de sol [102].

I-4-3-2. Effet de la salinité sur la végétation

La salinisation engendre un fléchissement des rendements agricoles jusqu'à l'abandon des champs, à cause de la régression de la productivité des terres cultivables [107].

La salinité a un effet toxique sur la croissance de la végétation. Les mécanismes de ces effets peuvent être décrits par diverses théories, notamment l'inhibition osmotique [108], le déséquilibre nutritionnel des minéraux végétaux [109], l'action toxique des ions salins ([110], et la théorie des obstacles au métabolisme de l'azote [111].

Les concentrations d'ions salins dans le sol peuvent entraîner un phénomène d'hydropénie physiologique, une réduction de l'absorption des nutriments, une dysplasie des plantes, une réduction de la production et par la suite la mort de ces plantes [112]. Le Na^+ et le Mg^{2+} peuvent détruire la morphologie cellulaire, restreindre la photosynthèse des plantes et réduire la production de chlorophylle. De plus, les ions salins du sol peuvent produire certains intermédiaires toxiques dans le processus de métabolisme de l'azote, ce qui peut entraver les processus métaboliques [113].

L'absorption d'eau par les plantes repose sur un gradient osmotique, du fait que les racines des plantes absorbent l'eau du sol par le processus d'osmose. L'osmose déplace l'eau d'une zone de concentration en sel plus faible vers une zone de concentration en sel plus élevée. Or, la concentration en sel à l'intérieur d'une cellule végétale normale est d'environ 1,5%, de sorte que l'eau pénètre dans les cellules racinaires. Dans les sols salins, la concentration de sel dans l'eau du sol peut dépasser 1,5% et empêcher l'osmose de déplacer l'eau dans les racines. Elle peut faire sortir l'eau de la racine, et déshydrate ainsi la plante ([114] ; [115]).

La salinité a un effet majeur sur la biologie des légumineuses car elle affecte l'interaction symbiotique de ces espèces avec les bactéries du sol qui entraîne la fixation de l'azote. Le stress salin affecte particulièrement la formation des nodules et réduit à la fois le nombre de nodules et la quantité d'azote fixée [116].

Le stress salin peut également entraîner un déficit hydrique dans les plantes, entraînant un stress oxydatif secondaire. Ces effets perturbent la physiologie et le développement normaux des plantes.

I-4-4. Indices utilisés pour détecter la salinité du sol

La conductivité électrique (CE) : La conductivité électrique détermine la concentration de tous les sels solubles dans le sol ou l'eau. Elle est généralement mesurée en déci-Siemens par mètre (dS.m^{-1}) à 25 °C pour éviter l'influence de la température, et aux plages d'échantillonnage environnementales habituelles, la température peut être compensée linéairement [117]. Il est souhaitable que la CE soit mesurée à la capacité au champ à partir d'échantillons de sol car cela fournit la véritable concentration de sel du sol. Cependant, la salinité peut également être estimée dans un extrait de saturation standard (CEps) obtenu en ajoutant de l'eau à un sol sec.

Le rapport d'adsorption de sodium (RAS) et le pourcentage de sodium échangeable (PSE)

Chaque type de sol est caractérisé par sa capacité à adsorber les composants chargés positivement des sels dissous (par exemple Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , etc.). Le processus implique l'échange de cations dans une mesure qui dépend principalement de ces concentrations relatives

dans la solution du sol, du niveau d'énergie et de la taille du cation impliqué, et de la nature et la quantité d'autres cations présents dans la solution ou le complexe d'échange.

La sodicité exprime la quantité des ions Na^+ dans le sol ou l'eau par rapport aux ions Ca^{2+} et Mg^{2+} . Elle est exprimée au moyen du taux d'adsorption du sodium (RAS) ou du pourcentage de sodium échangeable (PSE).

Le RAS est un indice utilisé pour déterminer la sodicité de l'eau d'irrigation et du sol, en mesurant les concentrations des solides dissous dans ces eaux et dans l'eau extraite du sol [54].

Le RAS est exprimé par la relation suivante :

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{1/2 (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})}}$$

Où

- Les concentrations de Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sont exprimées en milliéquivalents par litre (meq L^{-1}) dans l'extrait de la pâte saturée du sol, et
- Le RAS est exprimé en $(\text{mmoles L}^{-1})^{1/2}$.

Le PSE, d'autre part, est définie comme la quantité de Na^+ adsorbé sur le complexe d'échange de sol. Il s'agit du pourcentage de la capacité d'échange cationique en milliéquivalent pour 100 g de sol. L'ESP est calculé en utilisant la relation [54]:

$$\text{PSE} = \frac{\text{Na échangeable}}{\text{Capacité d'échange cationique}} \times 100$$

Les solides totaux dissous (STD) : les STD est une mesure de la concentration ionique totale des minéraux dissous dans l'eau. Cet indicateur est directement lié à la CE. Une classification importante des CE et des STD est celle de l'USDA Salinity Laboratory [45], qui est encore couramment utilisée (tableau 1).

Tableau 1 : Classification de CE et STD de l'eau selon le risque relié aux effets négatifs de la salinité.

CE (dS m-1)	STD (ppm)	Risque de salinité
0-0,25	<160	Faible - Eau à utilisation sans danger
0,25-0,75	160-480	Moyen - Eau de qualité marginale
0,75-2,25	480-1470	Fort - Eau inappropriée à l'utilisation
>2,25	>1470	Très fort

Le pH : le pH est un indicateur de l'acidité ou de l'alcalinité du sol. Plus précisément, si le pH est supérieur à 8,5, le sol est plus susceptible d'être salin - alcalin.

Le tableau 2 représente le schéma de classification de la salinité / alcalinité / sodicité en considérant simultanément les indicateurs CE, RAS, PSE, et pH.

Tableau 2 : Schéma de classification de la salinité / alcalinité / sodicité [46].

Type du sol	Caractéristiques du sol			
	CE (dS m-1)	RAS	PSE	pH
Non salin, non alcalin	<4	<13	<15	<8,5
Salin	>4	<13	<15	<8,5
Alcalin	<4	>13	>15	>8,5
Salin-alcalin	>4	>13	>15	>8,5

Le profil du sel : la salinité n'affecte pas toujours le profil complet du sol ; par conséquent, un profil de sel peut fournir une représentation complète de la distribution verticale du sel en termes de contenu et de composition [118]. Comme les sels solubles sont plus mobiles que les carbonates, le profil du sol peut fournir des informations sur les mouvements de soluté et les processus d'accumulation de sel [119] en une seule fois dans le temps.

Les indices de végétation : Dans une certaine mesure, les informations sur les dommages à la végétation causés par la salinisation du sol peuvent aider à identifier le degré et la tendance de la salinisation du sol. Par conséquent, les indices de végétation traditionnels, tels que l'indice de végétation par différence normalisée (IVDN), l'indice de végétation radar (IVR) et l'indice de végétation par différence (IVD), peuvent être utilisés comme indicateurs pour déterminer le degré de salinisation du sol ([120] ; [121] ; [122]).

I-4-5. L'importance de l'évaluation et de la cartographie des sols salins

Le traitement scientifique des sols salins et de leur utilisation revête une grande importance pour la production agricole régionale et la réduction des risques écologiques.

Selon sa forme et son stade, la salinisation du sol dégrade les terres fertiles et productives au point d'éliminer toute végétation ([73] ; [123] ; [75]). Ainsi, le degré, la répartition géographique et la dynamique de la salinisation des sols doivent être déterminés en temps réel pour la prévention, le contrôle des risques, la gestion, et l'utilisation des sols salins ([124] ; [125]), ainsi qu'une adaptation et atténuation efficaces par des actions de remise en état des terres.

I-4-6. Répartition de la salinité dans le monde

Les cartes macroscopiques des sols affectés par le sel à l'échelle mondiale ([126]; [127]) issues des évaluations régionales ou à plus grande échelle sont basées sur des mesures locales au sol, couplés à des systèmes de télédétection et d'information géographique.

La surveillance à l'échelle de la ferme ou du champ peut être effectuée à l'aide de capteurs de salinité locaux et d'échantillonnage ou de techniques géophysiques non invasives [128].

La détection à distance de la salinité du sol peut être effectuée directement via des caractéristiques de sel à la surface du sol dans le spectre visible [129], ou via des indices de télédétection multispectraux / hyperspectraux qui décrivent les propriétés du sol ou la santé de la végétation qui peuvent servir de proxy [130]. Les mesures géophysiques à distance [131], telles que les capteurs électromagnétiques aéroportés [132], magnétiques et gamma ont également la capacité de cartographier directement les informations sur le sol souterrain lorsqu'elles sont combinées avec des données au sol.

En général, des évaluations intégrées à plusieurs échelles qui utilisent une combinaison de télédétection, de données de terrain et de diverses approches de modélisation peuvent améliorer l'élaboration de cartes des risques de salinisation des sols utiles aux gestionnaires et aux utilisateurs des terres ([131] ; [133] ; [134] ; [135]). Enfin, une analyse exploratoire des données peut être utilisée pour associer des variables physiques et socio-économiques au risque de salinisation des sols, fournissant ainsi des cartes de risques complètes [136].

Google Earth Engine (GEE) est un outil utile pour l'évaluation globale de la salinité des sols. Les cartes mondiales de salinité du sol qui en résultent, ont une précision de validation allant jusqu'à 70%.

La salinisation des sols est un phénomène disséminé, avec une superficie totale de 831 millions d'hectares, correspondant à environ 10% des terres arables du globe, dont 397 millions d'hectares sont salins et 434 millions d'hectares sont sodiques ([47] ; [48]).

Les sols salins sont largement distribués dans le monde et s'étendent sur plus de 100 pays ([54] ; [55]). Les foyers mondiaux de salinisation des sols comprennent le Pakistan, la Chine, l'Inde, l'Argentine, le Soudan et de nombreux pays d'Asie centrale avec environ un cinquième des terres arables d'Asie occidentale. La salinisation affecte également jusqu'à 3 M ha de terres en Europe, 17 États occidentaux des États-Unis, 50% des terres irriguées en Afrique, près de 35% des terres agricoles en Égypte et 30% des terres australiennes ([43]; [44]; [56]; [57]; [58]; [59]; [60]; [61]; [62]; [63]).

La salinisation du sol dans l'Australie constitue le plus grave problème environnemental, provoquant un changement spectaculaire dans le paysage, l'industrie et l'avenir des terres agricoles [64].

I-4-7. Évolution de la salinité avec le temps

La salinité des sols est un problème ascendant dans le monde avec une augmentation annuelle de ~1–2% [49]. Il contribue à environ 30% des menaces mondiales qui compromettent collectivement environ 10 ha de terres arables par minute ([50] ; [51]), de sorte que 1,5 million d'hectares de terres sont mis hors production chaque année ([52] ; [49]). Si cela continue ainsi, 50% des terres cultivables seront perdues au milieu du 21ème siècle [53].

En se basant sur Google Earth Engine (GEE), une analyse récente [137], montre que la superficie totale des terres touchées par les sels a augmenté avec plus de 100 Mha entre 1986 et 2016, bien qu'une certaine variation naturelle soit présente.

Les statistiques mondiales de la zone affectée pour six périodes du temps (tableau 3 et figure 3) montrent que l'augmentation majeure est celle de la zone légèrement saline. Cela suggère que de plus en plus de zones auparavant non affectées commencent à souffrir de la salinisation des sols. Cela est confirmé par le fait que la superficie totale des terres touchées continue d'augmenter. La superficie réelle des terres modérément salines a diminué, tandis que les terres hautement et extrêmement salines sont plus volatiles dans le temps [137].

Tableau 3 : La zone mondiale touchée par les sels, comme prévu à partir des données d'exactitude sur le sol, de l'imagerie par satellite thermique et des cartes des propriétés du sol pour différentes années, en Mha [137].

	Légèrement salin	Modérément salin	Fortement salin	Extrêmement salin	Total
Mai 1986	877,9	30,3	2,1	5,2	915,5
Mai 2000	809,6	27,7	3,8	7,7	848,8
Mai 2002	919,5	20,0	2,7	4,5	946,7
Mai 2005	888,3	22,2	2,0	5,8	918,3
Mai 2009	1028,2	19,8	2,3	7,4	1057,7
Mai 2016	1036,2	24,8	2,5	5,8	1069,3



Figure 3 : Carte mondiale de la salinité des sols en 2016 [137].

I-4-8. Réponse des plantes à la salinité du sol

Le stress salin est l'un des principaux facteurs limitants de la production alimentaire [138]. Les faibles précipitations, le taux d'évaporation élevé et d'autres pratiques agricoles sont à l'origine

d'une augmentation du taux de stress salin de 10% par an, et avec cette évaluation, environ 50% des terres agricoles seraient affectées par le stress salin jusqu'au 2050 ([139] ; [140]).

Le stress salin conduit à une divergence du flux d'électrons à partir des principales chaînes de transport de la photosynthèse et de la respiration, qui entraînent la surproduction d'espèces réactives de l'oxygène. Ces espèces sont responsables de l'oxydation de biomolécules vitales, telles que les lipides, les protéines, les acides nucléiques et les glucides qui perturbent le fonctionnement métabolique et physiologique des plantes [141].

L'élévation de la salinité affecte les plantes en deux phases distinctes. La première phase est l'effet osmotique, qui est indépendant de l'accumulation de sel dans la pousse. Tandis que la deuxième est spécifique aux ions. En cas d'effet osmotique, les sels dissous dans la solution du sol réduisent le potentiel hydrique du sol. Cela rend l'absorption d'eau des racines thermodynamiquement entravée et induit un déficit hydrique ([142]; [143]). Un signal de déficit hydrique est rapidement transmis (en quelques minutes) des racines aux pousses et entraînera une réduction de la turgescence intracellulaire et une diminution de l'expansion cellulaire ([110]; [49]). Ce signal favorise également la biosynthèse de l'acide abscissique, ce qui conduit à une conductance stomatique plus faible ([110]; [49]; [143]). La conductance stomatique inférieure entraîne une assimilation du carbone, une production de biomasse et un rendement réduit.

La phase spécifique aux ions concerne l'accumulation des ions de sodium et / ou chlorure, à des concentrations toxiques, en particulier dans les feuilles plus âgées, induisant une nécrose tissulaire et une sénescence foliaire précoce [143].

Les effets osmotiques et ioniques perturbent le métabolisme aérobie et induisent l'accumulation d'espèces réactives de l'oxygène au-delà de la capacité de la plante à détoxifier les oxydants cellulaires, ce qui affecte négativement le métabolisme et les structures cellulaires ([144] ; [145]).

I-4-8-1. Mécanismes de tolérance des plantes

Pour lutter contre cette situation de stress, les plantes montrent diverses réponses adaptatives aux niveaux moléculaire, cellulaire, métabolique et de physiologie végétale [146]. Elles ont synthétisé certains métabolites ou gène(s) et protéines sensibles au stress pour atténuer la toxicité saline, et ont développé différents mécanismes pour y faire face. Le premier mécanisme est la tolérance au stress osmotique [143], le deuxième est l'exclusion des ions, dans lequel les transporteurs de Na^+ réduisent l'accumulation de Na^+ toxique dans les racines et les feuilles, et

le troisième concerne la tolérance tissulaire, dans laquelle une concentration élevée en sel se trouve dans les feuilles, mais Na^+ est compartimenté au niveau cellulaire et intracellulaire [49].

1 - L'ajustement osmotique

La sécheresse et le stress salin sont les principales causes du stress osmotique des plantes. Ce dernier se produit lorsqu'il y a un déséquilibre dans le bilan hydrique de la plante, généralement en raison de la modification des potentiels hydriques dans l'environnement.

En cas d'un stress osmotique sévère, l'ajustement osmotique en tant qu'un mécanisme biochimique joue un rôle clé dans la résistance des plantes, grâce à l'accumulation de solutés de faible poids moléculaire et d'ions inorganiques, qui réduisent le potentiel osmotique des tissus et donc minimisent la perte de l'eau [147]. Les solutés utilisés pour l'ajustement osmotique (osmoprotecteurs) sont des molécules osmotiquement actives qui encouragent le mouvement de l'eau dans les racines sans interférer avec la fonction des protéines, préviennent les dommages causés par la production d'espèces réactives de l'oxygène survenant dans des conditions de sécheresse, et protègent les membranes cellulaires [148]. Ces solutés peuvent inclure la glycinebétaine, la proline inositol, le pinitol, le sorbitol, le mannitol et d'autres alcools de sucre [149].

L'ajustement osmotique se produit dans de nombreuses espèces végétales, mais a été principalement étudié dans les plantes agricoles. Un champ important de cultures qui ont été identifiées avec son ajustement osmotique en réponse à la sécheresse comprennent le blé [150], le sorgho [151], le maïs [152], le riz [153], et le tournesol [154].

Certaines plantes ont développé des stratégies pour résister à la fois aux conditions de sécheresse et de salinité élevée, y compris des stratégies de fuite, de prévention de la déshydratation (minimisation de la perte d'eau et maximisation de l'absorption d'eau), de modification de la structure des feuilles, de l'augmentation des proportions d'assimilats alloués aux racines, du taux de croissance lente, et du taux de rotation des organes lente [155].

2 - L'exclusion de sodium

Une salinité élevée du sol est une condition caractérisée par une forte concentration de sels solubles, dans laquelle le NaCl est le sel le plus soluble et le plus répandu [156].

Comparant Na^+ et Cl^- , la toxicité causée par Na^+ est plus probable car son absorption est très facile par rapport au Cl^- . La concentration limite admissible de Na^+ dans le cytosol racinaire est de 10 à 30 mM, et inférieure à 100 mM dans les feuilles [157]. La concentration supérieure à cela conduit au problème du stress salin.

L'étude de la tolérance au stress salin chez les plantes se focalise généralement sur le contrôle du mouvement de Na^+ , à savoir sur l'exclusion Na^+ des racines, le transport de Na^+ sur de longues distances et la compartimentation du Na^+ au niveau cellulaire et tissulaire [143].

Les halophytes sont généralement reconnus comme des plantes capables de survivre et d'achever leur cycle de vie dans des environnements difficiles et salins [158]. Ces plantes sont capables d'éviter le stress salin en excluant les sels de leurs racines. Cette exclusion empêche l'accumulation d'ions à des niveaux toxiques dans les cellules radiculaires. Écologiquement, les halophytes ont été définis comme «la flore indigène des sols salins » [159]. Dans ce contexte, les sols salins sont ceux contenant des solutions avec une pression osmotique d'au moins 3,3 bars, ce qui équivaut à 70 mM de sels monovalents [160].

Les halophytes d'exclusion de sel, également appelés exclueurs de sel comme le roseau (*Phragmites communis* L.), accumulent beaucoup plus de sel dans les vacuoles des tissus du parenchyme et du parenchyme des racines et du xylème que dans la pousse [161].

Dans les monocotylédones (plantes exclueurs du sel) comme le maïs, le blé, le riz et le sorgho, l'exclusion du Na^+ des feuilles est le plus important mécanisme de la tolérance au sel [162].

Certaines plantes qui participent à l'exclusion du sel ont des transporteurs d'ions spécialisés dans leurs racines, qui favorisent l'absorption du potassium par rapport au sodium beaucoup plus que chez les espèces sensibles au sel [163]. Cela réduit simultanément la toxicité du sodium ainsi que la carence en potassium. Alors que les glycophytes peuvent par inadvertance absorber de grandes quantités de sodium à la place du potassium.

I-4-8-2. Degré de sensibilité des plantes à la salinité du sol

Les cultures peuvent démontrer une tolérance au sel différente selon les propriétés du sol, les types de rhizobactéries, le stade de croissance et les pratiques agronomiques, y compris les porte-greffes résistants au sel [71].

Le transport des ions à travers les membranes cellulaires est principalement responsable de la détermination de la nature de tolérance de la plante à la salinité. En fonction de ce comportement, ils sont classés en deux types : les halophytes (tolérants au sel) qui ont une pression de turgescence élevée qui entraîne une plus grande absorption des ions de sel [164], et les glycophytes (sensibles au sel) qui ne sont pas tolérants au sel et endommagés facilement par la haute salinité.

Le transport des ions est fondamentalement le même dans les halophytes et les glycophytes en raison de l'ascendance et de l'évolution communes, mais le trait de tolérance au sel est apparu indépendamment en fonction de l'habitat et de plusieurs facteurs. Les plantes glycophytes

restreignent l'absorption du sodium ou l'accumulent dans les plus anciens tissus qui sont finalement tués [165].

Parmi les céréales les plus productives, on énumère le blé, l'orge, le triticale et le seigle qui sont tolérants au sel, tandis que le maïs est sensible.

Le tournesol, la pomme de terre et la betterave à sucre sont considérés comme tolérants ou moyennement tolérants au sel et maintiennent ou améliorent légèrement leur rendement avec une augmentation de la salinité du sol. Le coton est également tolérant au sel. L'olivier et les raisins, ainsi que la mangue peuvent être considérés comme moyennement tolérants au sel [71]. Les cultures maraîchères montrent une plus grande sensibilité à la salinisation du sol que les céréales et les fourrages, à l'exception notable des asperges, des artichauts, des betteraves rouges et des courgettes [166].

La plupart des arbres fruitiers, comme les fruits à noyau, les agrumes et les avocats, ont montré une sensibilité spécifique aux accumulations foliaires de chlorure de sodium provenant des sols salins, ce qui entrave la croissance des arbres et le rendement en fruits [71].

II. Dégradation des eaux d'irrigation (cas des eaux souterraines)

L'irrigation est le secteur d'utilisation de l'eau le plus important, représentant environ 70% des prélèvements mondiaux d'eau douce et 90% des utilisations consommatrices des eaux en général [167].

II-1. L'importance des eaux souterraines dans le domaine d'irrigation

Les eaux souterraines sont la plus grande ressource en eau douce dans le monde et sont d'une importance cruciale pour l'irrigation, et donc pour la sécurité alimentaire mondiale dans de nombreuses régions du monde [168]. Elles contribuent à plus de la moitié de la production mondiale de cultures irriguées, soutiennent les zones humides et les rivières, assurent la stabilité du sol, et empêchent l'intrusion de l'eau de mer [169].

L'importance des eaux souterraines vient également de la fiabilité et de la flexibilité de l'accès à l'eau et du fait qu'elles sont généralement moins sujettes à la pollution que les eaux de surface. À l'échelle mondiale, la superficie équipée pour l'irrigation est d'environ 301 millions d'hectares, et la consommation totale d'eau souterraine utilisée pour l'irrigation est estimée à 545 km³/an, soit 43% de la consommation totale d'eau d'irrigation de 1277 km³/an [170].

Dans les régions arides et semi-arides, les eaux souterraines sont généralement la seule source permanente utilisée à des fins domestiques et d'irrigation [171]. Cela met en évidence sa valeur

en tant que ressource, malgré les restrictions de qualité souvent observées, telles que la salinité généralisée.

Dans certaines régions, en particulier au Sahara et dans la péninsule arabique, les réserves d'eau souterraine des aquifères profonds constituent des ressources non renouvelables mais exploitables [169].

II-2. Quantification du stock des eaux souterraines de la planète

En utilisant un modèle hydrologique global, la recharge annuelle moyenne directe des eaux souterraines a été estimée à 12 600 km³/an, soit environ un tiers de la totalité des ressources renouvelables en eau douce [172]. Cette estimation globale exclut la recharge indirecte résultant d'événements de ruissellement et de pertes de transport. Ces processus de recharge indirecte sont dominants dans les pays semi-arides et arides où les plaines alluviales intérieures ou côtières reçoivent des volumes importants de ruissellement des fronts de montagne environnants [173].

A l'échelle universelle, le volume d'eau invisible présent en dessous d'un hectare de terre peut varier de quelques milliers à plusieurs millions de mètres cubes, mais le calcul du volume exact d'eau souterraine stockée dans une région, un pays, ou dans le monde entier demeure difficile. Avec une valeur estimée de 8 à 10 millions de km³, les eaux souterraines représentent la part du lion de toute l'eau douce liquide sur la Terre ; environ 98 à 99%. En comparaison, le volume global d'eau douce dans les lacs est inférieur à 1% du volume total d'eau douce souterraine [169].

Dans la figure 4 qui présente la carte hydrogéologique mondiale, les ressources en eaux souterraines sont divisées en trois classes principales ; la classe bleue représente les principaux bassins d'eau souterraine. Les aquifères qu'ils comprennent peuvent aller des aquifères peu profonds non confinés aux aquifères profonds confinés. Les principaux bassins d'eaux souterraines ont d'importants volumes d'eaux souterraines en stockage, contiennent des aquifères hautement productifs et peuvent inclure des zones artésiennes. La classe verte représente les zones de structure hydrogéologique complexe. Elles comprennent des aquifères locaux plutôt productifs, en particulier des aquifères karstiques ou volcaniques, peu profonds ou profonds, et avec un stockage important. La classe brune représente des zones avec uniquement des aquifères locaux et peu profonds. Cette classe comprend les aquifères alluviaux et les aquifères dans la roche altérée ou fissurée, et les volumes d'eau souterraine stockés sont faibles.

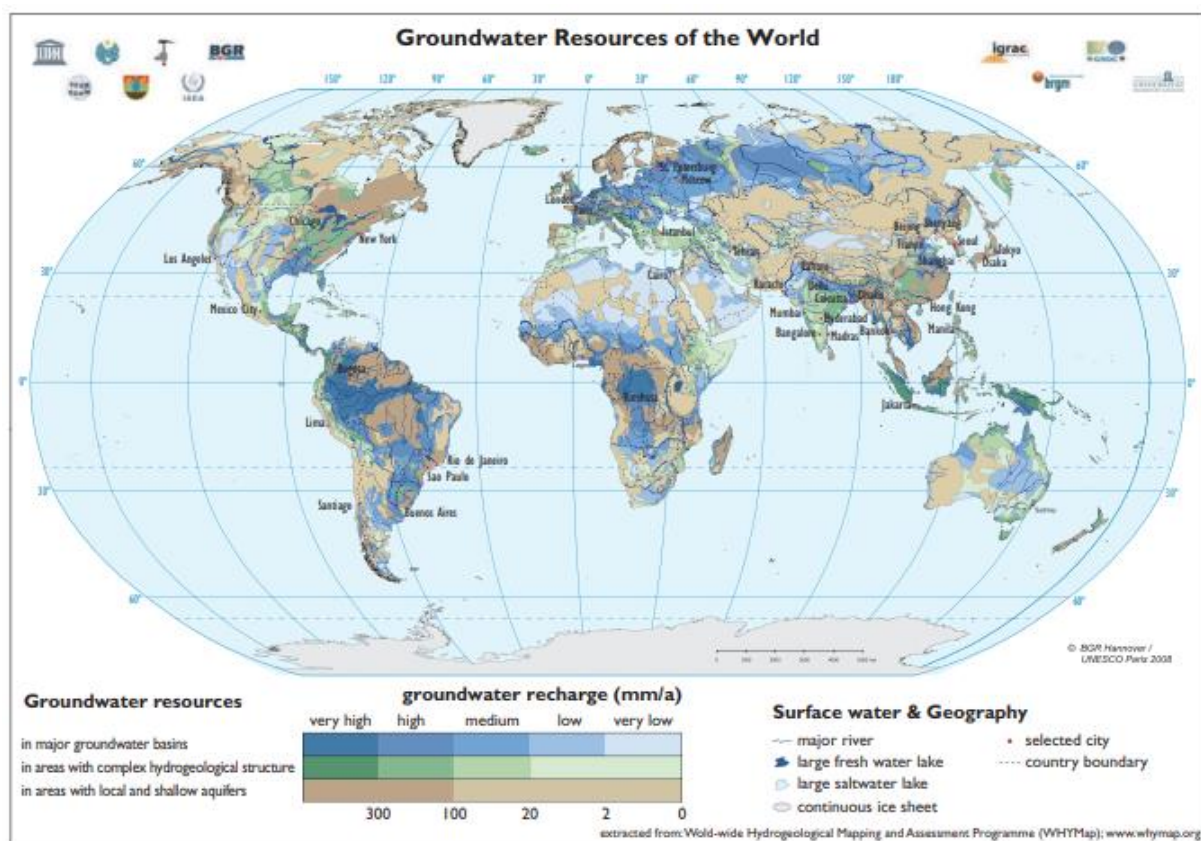


Figure 4 : Version simplifiée de la carte hydrogéologique mondiale (Source : UNESCO et al., 2008) [174].

La quantité d'une ressource naturelle est caractérisée par le stock (quantité présente, volume stocké) et par le débit (taux de croissance, taux de renouvellement). La figure 5 présente les volumes des eaux souterraines stockées, par continent dans les différents ordres de profondeur. Par rapport à l'eau de surface, à l'eau atmosphérique et à la plupart des autres composants du cycle de l'eau, les eaux souterraines ont tendance à avoir un rapport stock / débit élevé.

C'est grâce à l'écoulement que les eaux souterraines participent au cycle de l'eau de la planète et que les eaux souterraines peuvent, dans la plupart des cas, être considérées comme une ressource renouvelable. Pour la plupart des aquifères, le débit est plus pertinent que le stock pour caractériser la quantité des ressources en eau souterraine. Au niveau mondial, le flux total des eaux souterraines sur les continents est susceptible de se situer autour de 12 000 à 13 000 km³/an. Au Maroc, ce flux est estimé à 10 km³/an [169].

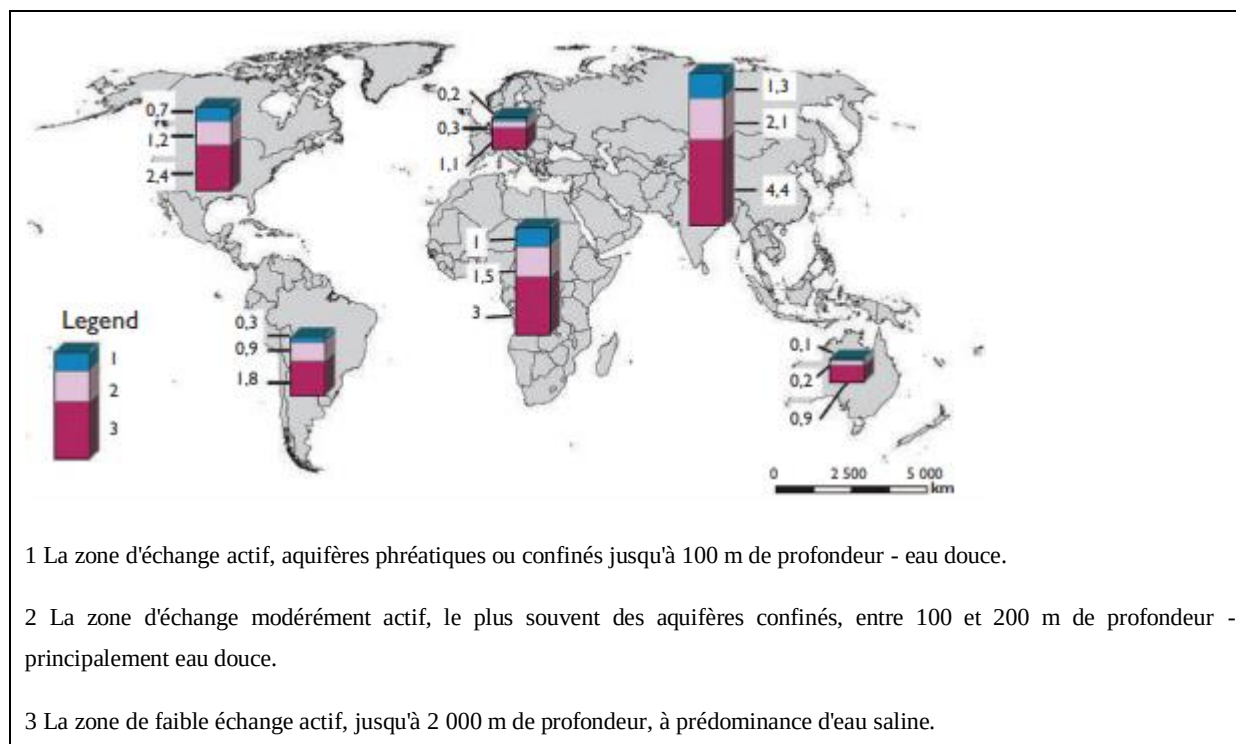


Figure 5 : Ordre de grandeur des volumes d'eaux souterraines stockées, par continent (en millions de kilomètres cubes) [169].

II-3. Taux de prélèvement des eaux souterraines à des fins d'irrigation dans le monde

À l'échelle mondiale, les eaux souterraines sont utilisées pour l'approvisionnement d'un taux de 36% à des fins domestiques, 42% à des fins agricoles et 27% à des fins industrielles [175]. Dans de nombreux pays, l'agriculture irriguée est le plus grand extracteur et consommateur des ressources en eaux souterraines (tableau 4) [176], c'est le cas des pays développés, et les pays en développement hors des tropiques humides.

Selon un inventaire mondial de l'irrigation fait en 2010 [170], il y a près de cent millions hectares irrigués par les eaux souterraines sur notre planète. La majeure partie (80%) est concentrée dans les six pays suivants : L'Inde (37,7%), la Chine (16,2%), les États-Unis (13,8%), le Pakistan (4,9%), l'Iran (4,1%) et le Bangladesh (3,5%). Cinq de ces pays sont situés en Asie. Ainsi, la répartition présentée dans la figure 6 met en évidence la position très prééminente de l'Asie en ce qui concerne l'irrigation avec les eaux souterraines, suivie de l'Amérique du Nord.

En Asie, l'irrigation par pompage des eaux souterraines s'est développée de manière explosive au cours des dernières décennies.

En Afrique, la superficie irriguée en eaux souterraines est de 2 153 1000 ha, soit 18,7% de la superficie irriguée totale du continent et 2,2% de la superficie irriguée en eaux souterraines du monde [170].

Tableau 4 : Pays prélevant au moins 1 km³ d'eau souterraine par an, dont 50 à 100% sont utilisés pour l'irrigation (par ordre décroissant de pourcentage) [169].

Pays	%	Pays	%	Pays	%
Emirats Arabes Unis	100	Grèce	86	Kazakhstan	71
Afghanistan	94	Afrique du Sud	84	Italie	67
Pakistan	94	Libye	83	Algérie	65
Arabie Saoudite	92	Maroc	83	Inde	60
Syrie	90	Argentine	79	Pérou	60
Inde	89	Tunisie	74	Ouzbékistan	57
Portugal	89	Mexique	72	Chine	54
Iran	87	Espagne	72	Ukraine	52
Yémen	86	Israël	71	Australie	52
Bangladesh	86	Etats-Unis	71	Irak	50

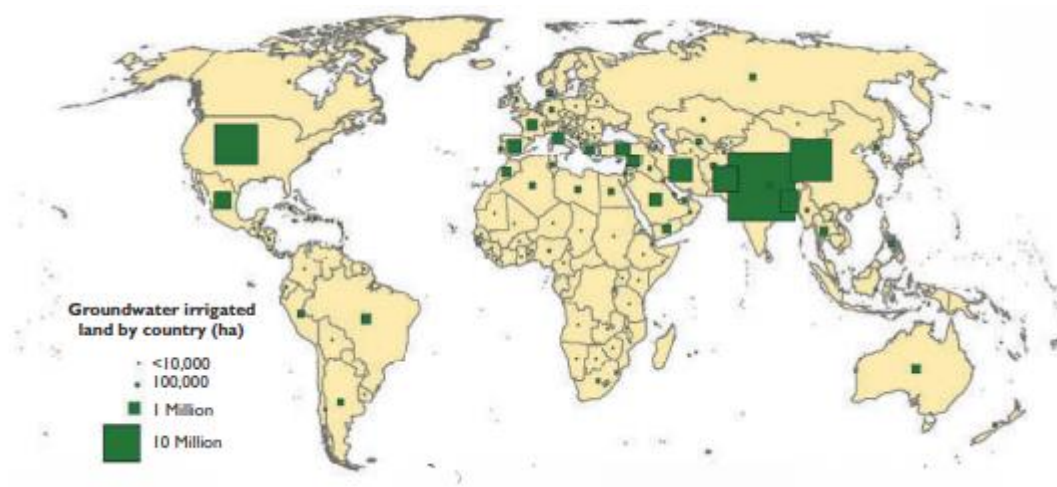


Figure 6 : Terres irriguées par les eaux souterraines par pays [169].

II-4. Causes de recours aux eaux souterraines

II-4-1. L'augmentation de la population et la pression hydrique

Avec la croissance démographique mondiale et le développement économique continu, les ressources en eau douce sont simultanément menacées par l'augmentation de la consommation humaine d'eau et le changement climatique induit par l'homme, ce qui conduit à des sécheresses plus fréquentes et plus graves [177]. Les eaux souterraines restent donc la source ultime d'eau douce lorsque les sources d'eau de surface sont épuisées. Ce qui les place à son tour sous une pression accrue, avec un impact généralisé en termes d'épuisement et de pollution.

II-4-2. La sécheresse dans les pays arides et semi-arides

Dans les régions arides et semi-arides, les eaux souterraines sont la principale source en termes d'usage à des fins domestiques et d'irrigation. Des milliards de personnes, en particulier dans certaines régions d'Asie, notamment l'Inde, le nord du Sri Lanka, le Punjab pakistanais, le Bangladesh et la plaine du nord de la Chine, utilisent les eaux souterraines en tant que ressource importante pour assurer la sécurité alimentaire, là où la pénurie et les incohérences dans les approvisionnements en eau de surface ont entraîné une énorme dépendance à l'égard des eaux souterraines en tant que pilier de l'agriculture [178]. Au Maroc, qui se considère également un pays aride, le secteur agricole dépend essentiellement de l'approvisionnement en eau souterraine vu la succession et la prolongation des périodes de sécheresse, ce qui rend la disponibilité en eaux très limitées, classant ainsi le Maroc dans la catégorie des pays en situation de stress hydrique chronique [179].

II-4-3. Le développement des moyens d'exploitation (d'extraction)

Depuis bien longtemps, les anciens peuples du monde ont pu trouver et exploiter l'eau souterraine pour se fournir eux-mêmes, et ils sont parvenus à drainer l'eau souterraine pour faciliter les activités minières et l'utilisation des terres. La source d'énergie était limitée aux animaux, et les eaux souterraines étaient à juste titre considérées comme une ressource abondante, puisque les prélèvements étaient inférieurs à la recharge des eaux souterraines. Au fil du temps, ils ont inventé diverses techniques pour capturer les eaux souterraines et les ramener à la surface, en utilisant différentes sources d'énergie, allant de la gravité et de l'énergie musculaire des humains et des animaux à l'énergie éolienne, aux combustibles fossiles, à l'électricité ou aux pompes solaires. Aujourd'hui, la population mondiale prélève deux cent fois plus d'eau que de pétrole, en volume par an, du sous-sol [169].

II-5. Effet du climat sur les eaux souterraines

La qualité et la quantité des ressources en eau sont affectées par plusieurs facteurs, parmi lesquels le changement climatique dont l'évolution a été accéléré avec les activités humaines et la révolution industrielle au cours de plusieurs siècles. Ce facteur est reconnu comme étant une menace pour les ressources en eau, d'écosystème naturel et de plusieurs autres caractéristiques [180].

La variabilité et les changements climatiques influencent les systèmes d'eaux souterraines directement par le réapprovisionnement par recharge et indirectement par des changements dans l'utilisation des eaux souterraines. Par exemple, une augmentation de la température des eaux souterraines, causée par le réchauffement climatique, pourrait affecter les processus biogéochimiques dépendant de la température dans les systèmes aquifères [181].

La recharge et la décharge des eaux souterraines dépendent des précipitations, des variables climatiques, des impacts humains tels que les activités agricoles et la construction de déversoirs pour la régulation du débit [182].

Le processus d'évaporation et de transpiration des plantes consomment l'humidité du sol mais laissent du chlorure derrière. Ainsi, l'accumulation de chlorure dans le sol est un indice pour savoir l'état de la recharge du bassin, et toute accumulation substantielle de chlorure dans les profils de sol non saturés au sein d'un bassin indique que peu ou aucune recharge n'a eu lieu, ce qui est le cas dans de nombreux bassins [177].

Au fil du temps, la recharge est fortement influencée par les extrêmes climatiques (sécheresses et inondations). Les changements de la demande et des sources d'irrigation, suite à des conditions climatiques caractérisées par la rareté des précipitations et de la sécheresse, sont considérés comme un effet indirect du climat sur l'épuisement de l'eau et la diminution du stockage des eaux souterraines [177].

Au Maroc, la rareté des précipitations ainsi que la pression démographique et urbaine ont induit une détérioration des eaux souterraines [183], de ce fait, la loi marocaine sur l'eau n° 10-95 (1995) [184], étant donné que l'accès à l'eau potable est le besoin humain le plus fondamental, a donné la priorité à la protection des écosystèmes aquatiques.

Les effets futurs du changement climatique sur la demande d'irrigation suggèrent que les deux tiers de la superficie irriguée en 1995 seront soumis à des besoins en eau accrus pour l'irrigation d'ici 2070 [185].

Les fortes précipitations conduisent à la contamination des eaux souterraines et contribuent de manière disproportionnée à la recharge des aquifères. Cette recharge est associée à une

contamination microbienne des réserves d'eau souterraines peu profondes et à des épidémies de maladies diarrhéiques [186].

Lors de fortes pluies, la recharge des aquifères s'accroît également en absence d'exploitation, qui est limitée sur les eaux de surface. Lorsque l'irrigation se fait avec des eaux de surface, le niveau des eaux souterraines s'élève toujours avec augmentation du taux des contaminants, comme ainsi le cas de certaines parties de la Vallée Centrale de Californie, où l'irrigation des eaux de surface depuis les années 1960 a multiplié par sept la recharge des eaux souterraines, reconstituant des aquifères auparavant épuisés et élevant les niveaux des eaux souterraines jusqu'à 100 m. Cependant, une recharge accrue peut non seulement dégrader la qualité des eaux souterraines, mais également évacuer les contaminants naturels tels que l'arsenic des systèmes d'eaux souterraines [177].

Le changement climatique affecte la recharge aussi à travers les événements pluie-neige aux altitudes élevées. Le réchauffement climatique modifie la distribution spatiale et temporelle de la neige et de la glace. Ces changements dans les régimes de fonte des neiges tendent à réduire la durée saisonnière et l'ampleur de la recharge [177].

En tant que plus grande réserve d'eau douce distribuée au monde, les eaux souterraines jouent un rôle central dans le maintien des écosystèmes et permettent l'adaptation humaine à la variabilité et au changement climatiques. L'importance stratégique de ces eaux pour l'eau mondiale et la sécurité alimentaire s'intensifiera probablement sous le changement climatique, car des extrêmes climatiques plus fréquents et plus intenses (sécheresses et inondations) augmentent la variabilité des précipitations, de l'humidité du sol et des eaux de surface.

II-6. Dégradation des eaux souterraines

II-6-1. La dégradation quantitative des eaux d'irrigation

II-6-1-1. L'épuisement des eaux souterraines

La recharge des aquifères est une incidence hydrogéologique complexe, influencée par un certain nombre de facteurs tels que l'intensité et la durée des précipitations, le débit de base de la rivière voisine, la géomorphologie, la géologie et la pédologie de la surface terrestre, la couverture végétale et le mode d'utilisation des terres de cette région [176].

Dans les régions humides, la recharge des eaux souterraines est susceptible de dépasser les prélèvements d'eaux souterraines de sorte que les rejets d'eaux souterraines contribuent de manière significative au débit des rivières. Cependant, les taux de recharge dans les régions

arides et semi-arides sont faibles, de sorte qu'en absence de sources alternatives d'eau, les prélèvements d'eau souterraine peuvent dépasser la recharge des aquifères [170].

En tant qu'effet secondaire cumulatif de la surexploitation hydrologique des eaux souterraines renouvelables et de l'extraction des eaux souterraines non renouvelables, en particulier dans les régions à irrigation intensive, un épuisement important des eaux souterraines a été produit dans plusieurs grands aquifères à travers le monde (figure 7, [169]), déclenchant des impacts associés sur les écosystèmes aquatiques [170].

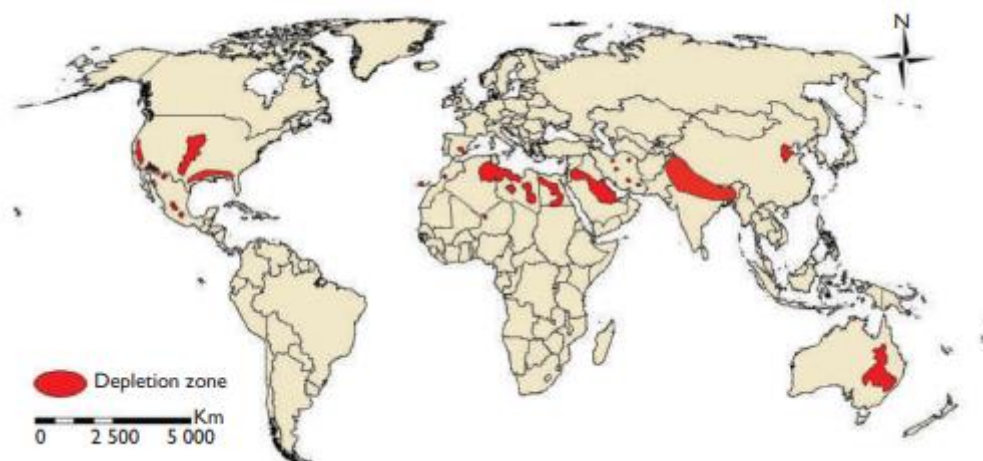


Figure 7: Zones d'épuisement très important des eaux souterraines au cours du XXe siècle [169].

Bien que le volume appauvri globalement agrégé des eaux souterraines soit très faible par rapport au volume d'eau stocké sur la planète ou présent dans le sous-sol de certains grands pays, l'impact de l'épuisement n'est pas nécessairement négligeable car il est essentiellement concentré dans quelques régions seulement, qui sont particulièrement situées dans les zones sèches [169].

L'épuisement menace la durabilité à long terme des ressources en eaux souterraines. Les données disponibles suggèrent que le système aquifère des hautes plaines a perdu de 8 à 9% de son volume stocké depuis le pré-développement [187].

Lorsque les puits s'assèchent, la sécurité alimentaire locale et peut-être à plus grande échelle peut être menacée, les coûts de pompage augmentent, ce qui peut entraîner une hausse des prix des denrées alimentaires.

Au cours des prochaines décennies, on s'attend à ce que la demande alimentaire mondiale augmente encore, et la production alimentaire se disputera l'espace et les ressources en eau avec les cultures utilisées comme biocarburants, augmentant la dépendance à l'égard des eaux

souterraines à l'échelle mondiale et mettant en évidence la place centrale des ressources en eau souterraine au sein de l'eau alimentaire [168].

Pour garantir une utilisation durable des eaux souterraines par l'homme et les écosystèmes, sa quantité doit être protégée contre l'épuisement et sa qualité protégée contre la pollution ([188] ; [189]).

Les stratégies de protection et de gestion durable des ressources en eaux souterraines devraient être fondées sur une pré-exploitation détaillée, une connaissance des propriétés de l'aquifère, du débit des eaux souterraines et de la qualité de l'eau dans l'aquifère et des sources de recharge. Il est vital d'inclure les eaux de surface dans de telles études, car les eaux de surface peuvent recharger les aquifères et être liées aux eaux souterraines dans un continuum hydrologique [190].

II-6-1-2. L'inter-influence entre l'élévation du niveau de la mer et l'épuisement et la salinisation des eaux souterraines

Le changement climatique, qui devrait entraîner davantage de changements dans la température mondiale et les précipitations, entraîne des inondations qui augmentent l'élévation du niveau moyen de la mer et endommagent les zones situées dans la région côtière [180].

L'élévation du niveau de la mer est causée donc, dans une large mesure, par le changement climatique, mais l'épuisement progressif des eaux souterraines y contribue également [169].

L'épuisement des eaux souterraines n'a commencé à devenir un phénomène globalement pertinent qu'après 1940. Konikow et Kendy (2005) [191] soutiennent que le puits ultime pour les eaux souterraines retirées des aquifères par épuisement est les océans. Corrélativement, Konikow (2011) [192] déduit que l'épuisement des eaux souterraines dans le monde aurait contribué à hauteur de 12,6 mm à l'élévation du niveau de la mer au cours du 20^e siècle, soit 6 à 7% de l'élévation totale du niveau de la mer observée pendant ce siècle.

En contrepartie, le principal impact de l'élévation du niveau de la mer sur les eaux souterraines est l'intrusion d'eau saline dans les aquifères côtiers. Dans le monde entier, l'intrusion d'eau de mer est une menace réelle pour les aquifères côtiers dans les zones plates, et elle peut avoir d'énormes répercussions puisqu'une grande partie de la population mondiale vit dans les zones côtières [169].

Les effets de l'intrusion de l'eau de mer ont été observés surtout en association avec des prélèvements intensifs des eaux souterraines autour des zones à forte densité de population (par exemple, Bangkok, Jakarta, Gaza) [177].

II-6-2. Dégradation qualitative des eaux souterraines

L'effet humain sur les systèmes d'eaux souterraines ne se limite pas au prélèvement et au drainage artificiel, mais il est également associé à d'autres activités qui conduisent inévitablement à la dégradation de sa qualité.

Compte tenu de ses facteurs étiologiques, la dégradation de la qualité des eaux souterraines peut être causée soit par l'injection de contaminants dans l'aquifère, ou par le mouvement de contaminants à travers le sol dans le domaine des eaux souterraines, comme l'utilisation abusive des produits agrochimiques, notamment les pesticides et les engrais azotés [193], ou encore sous une forme mixte, résultant à la fois de la modification du régime des eaux souterraines et de l'afflux de contaminants. Un exemple fréquent est celui de l'augmentation de la salinité des aquifères recevant des flux de retour d'irrigation. Ces derniers renvoient non seulement de l'eau dans laquelle les minéraux contenus sont devenus plus concentrés, mais ils évacuent également une partie des engrais et des pesticides appliqués [169].

Les deux processus majeurs de dégradation des eaux souterraines ainsi défini sont la pollution, et la salinisation. Le tableau 5 décrit chaque processus en précisant pour chacun les causes, les paramètres affectés, et les effets provoqués [179].

Tableau 5 : Les principaux processus de détérioration de la qualité des eaux souterraines [179].

Processus	Cause	Paramètre affecté/ indicateur	Effets
Pollution (nitrique)	Fertilisation azotée abusive, Infiltration des eaux usées, Non maitrise de l'irrigation particulièrement dans les sols filtrants	NO_3^-	L'eau devient impropre à la consommation. Ce problème est plus accentué dans certaines localités rurales où l'eau est à usage mixte (irrigation et boisson).
Salinisation	Surexploitation, biseau marin	CE, RAS	Salinisation et alcalinisation sodique : impacts négatifs sur les sols et la production végétale

II-6-2-1. Pollution des eaux souterraines

Les principales menaces pour la qualité des eaux souterraines proviennent des risques de pollution. Il existe de nombreux types de pollution, impliquant un large éventail de sources, de processus et de substances. Ça peut inclure soit les composants naturellement présents dans les eaux souterraines (sel, nitrate, fer, manganèse) qui atteignent des concentrations au-delà des normes acceptées pour un certain type d'utilisation de l'eau, soit d'autres substances qui sont introduites, souvent nocives même à très faibles doses (hydrocarbures, pesticides ou contaminants organiques).

La pollution est subdivisée en pollution diffuse et locale. La pollution diffuse est répartie sur des superficies relativement importantes, en raison généralement des niveaux excessifs de nitrates ou de phosphates dans le cas de l'agriculture intensive, de l'utilisation des eaux usées partiellement traitées pour l'irrigation, ou de la pollution atmosphérique transmise par les précipitations, notamment sous forme de pluies acides. La pollution locale, qui a de nombreuses sources potentielles, est souvent liée à des dysfonctionnements ou des accidents dans ou à proximité d'usines, de mines, de services publics ou d'installations sur des sites fixes [169].

II-6-2-2. Salinisation des eaux souterraines

La salinité est définie comme l'équivalent des sels dissous avec les sols, provenant des polluants de l'eau de pluie, ou l'altération des roches qui provoque la dégradation du sel libéré sous forme de minéraux au fil du temps. La salinité est reliée à plusieurs ions différents, comme le chlorure (Cl^-), le sodium (Na^+), les nitrates (NO_3^-), le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le bicarbonate (HCO_3^-) et le sulfate (SO_4^{2-}), en plus des ions toxiques tels que le bore (B), le bromure (Br) et le fer (Fe) qui pourraient s'accumuler à des niveaux plus élevés [194].

Afin d'estimer les quantités de ces ions, la conductivité électrique (CE) est un indice d'une importance majeure pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines et pour comprendre l'ampleur possible de la pollution des eaux souterraines ainsi que pour développer des stratégies de gestion durable de ces eaux [195].

La salinité de l'eau peut être également estimée par la quantité totale des solides dissous (STD), qui mesure le total des sels / substances dissous dans l'eau, y compris les particules organiques et en suspension qui peuvent passer à travers un très petit filtre [196].

Les eaux souterraines peuvent être également affectées par des concentrations élevées d'ions de sodium, qui influencent la perméabilité du sol et provoquent des problèmes d'infiltration. Le

risque lié au sodium était largement exprimé en pourcentage de sodium par rapport à tous les autres cations, mais la mesure la plus utilisée actuellement pour exprimer le risque de sodium et l'adéquation des eaux à l'irrigation est le rapport d'absorption du sodium (RAS), qui est utilisé pour mesurer la quantité du sodium par rapport à celle du calcium et du magnésium [197].

Une eau d'irrigation à un RAS élevé, signifie un excès de sodium par rapport au calcium et au magnésium ou à la teneur totale en sel, ce qui peut affecter de proportions variables, selon la structure initiale du sol, la structure, l'aération, le débit, la perméabilité et l'infiltration du sol. De ce fait, des sols sableux peuvent ne pas être endommagés facilement comme d'autres sols plus lourds lorsqu'ils sont irrigués avec des eaux à un RAS élevé [198].

En définitive, quand l'irrigation du sol se fait avec des eaux salines, des sels peuvent atteindre des niveaux qui nuisent aux plantes et à la production végétale et peuvent entraîner des effets nocifs à des concentrations élevées d'ions toxiques tels que le sodium et des chlorures. Un excès de concentrations d'ions sodium dans les feuilles peut provoquer des brûlures, des plaques nécrotiques (mortes) et même une défoliation. De même, les plantes affectées par la toxicité des chlorures présentent des symptômes foliaires similaires tels que le bronzage des feuilles et des taches nécrotiques chez certaines espèces [196].

Chapitre II. Amendement des sols salins

Afin de relever les défis de la sécurité alimentaire mondiale, il est impératif de mettre en culture les sols stériles affectés par le sel [199]. Dans les sols salins, le problème réside dans les quantités excessives des sels solubles dans le profil du sol. Lorsque la concentration des sels dans la zone racinaire est très élevée, la croissance des cultures peut être entièrement empêchée. Pour cette raison, les sels en excès doivent être éliminés de la zone racinaire. Le terme remédiation des sols salins fait référence aux méthodes utilisées pour éliminer les sels solubles de cette zone [200].

Les trois processus généraux adoptés pour la remise en état des sols salins comprennent des techniques physiques et hydrologiques, biotechnologiques et chimiques.

I. Techniques physiques et hydrologiques

Les méthodes couramment adoptées ou proposées à cet essor sont les suivantes :

I-1. Le grattage

Lorsque les sels s'accumulent à la surface du sol, la méthode de grattage a été utilisée comme moyen mécanique pour éliminer cet excès de sels, mais cette technique n'a eu qu'un succès limité malgré que de nombreux agriculteurs y aient eu recours. Bien que cette méthode puisse temporairement améliorer la croissance des cultures, l'élimination finale des sels pose toujours un problème majeur.

I-2. Le lavage

Le lavage des sels accumulés en surface en jetant de l'eau sur la surface est une autre méthode parfois utilisée pour dessaler les sols ayant des croûtes salines de surface, et ça se fait quand la quantité de sels qui peut être évacuée d'un sol est plutôt petite, mais cette méthode n'a pas beaucoup de signification pratique [200].

Le drainage et le lessivage restent de loin les procédures physiques les plus efficaces pour éliminer les sels de la zone racinaire des sols.

I-3. Le drainage

La définition du drainage des terres telle qu'elle est donnée dans la constitution de la Commission Internationale de l'Irrigation et du Drainage CIID [201], se lit comme suit : « Le drainage des terres consiste à éliminer les eaux superficielles et souterraines en excès de la terre pour favoriser la croissance des cultures, y compris l'élimination des sels solubles du sol. »

L'histoire de l'utilisation de la technologie de drainage remonte à l'époque médiévale. Au Moyen Âge, dans les pays autour de la mer du Nord, les gens ont commencé à traiter les marécages et les basses terres lacustres et maritimes en drainant l'eau à travers un système de fossés [202]. Aux XVIe, XVIIe et XVIIIe siècles, les techniques de drainage se sont répandues en Europe et aux USA. L'invention du moteur à carburant au XXe siècle a conduit au développement de l'installation à grande vitesse de drains souterrains avec des machines de creusement ou sans tranchée.

Le drainage des terres, en tant qu'outil pour gérer les niveaux des eaux souterraines, joue un rôle important dans le maintien des rendements agricoles en empêchant la diminution de la productivité due à la montée des nappes phréatiques, et à l'accumulation de sels dans la zone racinaire. Ce processus permet également de traiter une grande partie des terres qui deviennent non cultivées et posent des problèmes d'engorgement et de salinité [201].

En général le drainage agricole a trois principaux objectifs :

- La réduction de la submersion du sol ;
- Le contrôle de la salinité ;
- Rendre de nouvelles terres accessibles à l'agriculture [203].

Selon le profil du sol concerné, le drainage est subdivisé en drainage superficiel ou souterrain.

I-3-1. Le drainage superficiel

Le drainage superficiel décrit l'élimination soignée de l'eau excédentaire, y compris l'eau de pluie et d'irrigation, de la surface du sol par des canaux construits [204].

Dans ce type de drainage, des fossés peu profonds, également appelés drains ouverts, sont prévus afin que l'excès d'eau s'écoule avant de pénétrer dans le sol. Cependant, les taux de prise d'eau des sols doivent être maintenus aussi élevés que possible afin que l'eau qui pourrait être stockée ne soit pas évacuée.

Les fossés peu profonds se déversent dans des drains collecteurs plus grands et plus profonds. Afin de faciliter l'écoulement de l'excès d'eau vers les drains, l'emplacement des zones nécessitant un drainage de surface peut être déterminé en observant là où l'eau stagne sur le sol après des fortes précipitations [205].

I-3-2. Le drainage souterrain

Le drainage souterrain est une méthode courante pour la gestion des eaux souterraines et le dessalement du sol [206]. Il est largement utilisé dans le monde entier pour éliminer les surplus d'eau présents sous la surface du sol. Alors que le drainage de surface élimine le surplus d'eau

de la surface du sol avant qu'il n'entre dans la zone racinaire, le drainage souterrain abaisse la nappe phréatique et offre un meilleur environnement dans la zone racinaire [207].

Si le drainage souterrain naturel est insuffisant pour transporter l'excès d'eau et les sels dissous loin d'une zone sans que la nappe phréatique ne monte à un point où l'aération des racines est affectée négativement et les eaux souterraines contribuent sensiblement à la salinisation du sol, il peut être nécessaire d'installer un système de drainage pour le contrôle de la nappe phréatique à une profondeur de sécurité spécifiée. Les principaux types de systèmes de drainage peuvent consister en des drains de décharge horizontaux tels que des fossés ouverts, des tuiles enterrées ou des tuyaux perforés ou dans certains cas des puits de drainage pompés [200].

Parfois, une combinaison de drainage superficiel et souterrain est nécessaire. Par exemple, dans des conditions climatiques de mousson, le système de drainage souterrain ne peut à lui seul gérer une grande quantité de ruissellement [203].

Ces deux systèmes de drainage ont leurs valeurs et leurs limites en fonction des situations locales particulières, comme les conditions hydrologiques naturelles de la zone, l'ampleur des infiltrations dues à l'irrigation des canaux, et à d'autres sources qui peuvent augmenter la recharge des eaux souterraines, et enfin le besoin supplémentaire de lessivage pour l'amélioration hydro-technique des sols [208].

I-4. Le lessivage

Le lessivage est une méthode traditionnelle d'amélioration des terres salines, viable pour la remise en état des sols dénudés salins et d'augmentation de la production végétale. C'est le processus de dissolution et de transport des sels solubles par le mouvement descendant de l'eau à travers le sol [209].

Le lessivage est efficace lorsque l'eau salée de drainage est évacuée par des drains souterrains qui transportent les sels lessivés hors de la zone en cours de régénération, mais il peut réduire également les niveaux de salinité en l'absence de drains artificiels lorsque le drainage naturel est suffisant. Le lessivage doit de préférence être effectué lorsque la teneur en humidité du sol est faible et quand la nappe phréatique est profonde. Pendant les mois d'été, ce processus est moins efficace, en règle générale, car de grandes quantités d'eau sont perdues par évaporation. Le choix réel dépendra cependant de la disponibilité de l'eau et d'autres considérations [200].

Pour une meilleure remédiation, la salinité doit être réduite dans les 45 à 60 premiers centimètres du sol en dessous de la valeur limite, pour la culture particulière cultivée [209].

Une estimation des besoins de lixiviation et de la quantité d'eau nécessaire pour la remédiation peut être faite à partir d'un modèle de bilan salin. Ce modèle est déterminé en connaissant la

teneur initiale en sel du sol, le niveau souhaité de salinité du sol après lessivage, la profondeur à laquelle la remise en état est souhaitée et les caractéristiques du sol [210].

Une règle empirique utile est qu'une unité de profondeur d'eau éliminera près de 80% des sels d'une unité de profondeur de sol. Ainsi, 30 cm d'eau passant à travers le sol élimineront environ 80% des sels présents dans les 30 cm supérieurs du sol. De même, pour réduire la teneur en sel de la surface de 60 cm de sol à environ 20% de la valeur d'origine, il faudrait le passage d'environ 60 cm d'eau à travers le sol [200].

Le lessivage entraîne des pertes de nombreux éléments nutritifs importants pour les plantes, comme l'azote, le phosphore et le manganèse. De plus, avec une forte lixiviation, une carence en oligo-éléments peut survenir [208].

II. Techniques biotechnologiques

Les techniques biotechnologiques regroupent l'usage des résidus d'origine animale ou végétale ou ce qui est appelé des amendements organiques pour l'amélioration de la qualité et la fertilité des sols. Cette utilisation remonte à des milliers d'années. Les Grecs et les Romains épandaient du fumier animal et des eaux usées humaines sur le sol. À cette époque, ils savaient également que le blé prenait des avantages s'il était cultivé dans des champs auparavant cultivés avec des légumineuses [211]. Pour favoriser la croissance des cultures, différents matériaux, tels que les coquillages, les déchets végétaux, le fumier de ferme et d'autres déchets étaient déjà utilisés [212].

Les sols salins présentent généralement une faible stabilité structurelle en raison de leur faible teneur en matière organique ; cette carence augmente les effets négatifs de la salinité [213]. De nombreux chercheurs ont suggéré que la stabilité structurelle du sol peut être améliorée par l'ajout de matières organiques (par exemple ; engrais verts, fumiers de ferme et de volaille, compost et déchets de transformation des aliments) [214].

Les tissus des plantes poussant dans des milieux salins présentent généralement une accumulation de Na^+ et Cl^- et une absorption inhibée de nutriments minéraux, en particulier Ca^{2+} , K^+ , N et P [215]. Les amendements organiques ont prouvé leur efficacité pour améliorer la croissance des plantes grâce à leurs effets bénéfiques sur les propriétés physiques, chimiques, nutritionnelles et biologiques des sols salins, sodiques, et salins-sodiques [216].

Dans les sols salins, les amendements organiques fournissent des nutriments essentiels et aident à augmenter le lessivage ou le lavage des sels du sol en améliorant la porosité du sol et la croissance des racines qui, à son tour, améliore la structure du sol et crée des canaux d'eau pour augmenter le mouvement de l'eau dans les sols [216].

Dans les sols salins-sodiques et/ou sodiques, l'application d'amendements organiques pourrait avoir des effets bénéfiques sur la croissance des plantes en améliorant les propriétés physico-chimiques du sol. Il est bien connu que la décomposition du fumier de bétail et des résidus végétaux, dans le sol, libère du dioxyde de carbone et des acides organiques qui aident à dissoudre les sels de calcium insolubles dans la solution du sol et augmentent ensuite la dissolution des minéraux de calcite natifs (CaCO_3). La libération de Ca^+ dans la solution du sol peut faciliter l'élimination du Na^+ des sites d'échange cationique [208]. En outre, les amendements organiques peuvent aider à lier les petites particules de sol dans le cas des sols salins-sodiques et sodiques pour former de gros agrégats stables à l'eau, et réduire le pourcentage de sodium échangeable (PSE) et de la conductivité électrique (CE) [217]. De plus, l'application de la matière organique augmente la densité apparente du sol et, par conséquent, sa biomasse microbienne et certaines activités enzymatiques telles que l'uréase, la phosphatase alcaline et la b-glucosidase [215].

Les amendements organiques peuvent généralement être regroupés en six catégories : Le fumier animal, les engrais verts, les biosolides municipaux, les déchets des procédés de manufacture, le compost, et les substances humiques.

II-1. Le fumier animal

Dans des conditions salines, le rôle d'azote devient crucial car l'activité biologique des sols est médiocre en raison de la faible quantité de matière organique et la limitation de conservation d'azote par immobilisation microbienne. En conséquence, l'économie d'engrais azoté des sols salins peut ne pas être comparable à celle des sols agricoles normaux. Pour cette raison, un certain nombre d'additifs organiques contenant l'azote, tels que le fumier animal, et les résidus végétaux, sont utilisés comme source d'azote pour améliorer la qualité de ces sols [218].

Le fumier animal est utilisé comme amendement du sol depuis des siècles. Il est composé de fèces, d'urine et de litière animale empilés et retournés jusqu'à un certain niveau de compostage. Il dérive du bœuf, des produits laitiers, du porc, de la volaille et de la dinde. Sa composition dépend de son origine, du moment où l'urine et les matières fécales sont excrétées et mélangées, et du temps de stockage avant d'être appliqué sur le sol [212].

Quand il est correctement utilisé, le fumier animal améliore la fertilité du sol et augmente sa production agricole en fournissant des nutriments et aussi de la matière organique pour les cultures. Cependant, il a été signalé que l'épandage excessif de fumier entraîne une concentration de nitrate et une accumulation de phosphore plus élevée dans le sol et augmente le risque de contamination des eaux de surface et souterraines. Une autre préoccupation est que

les sels solubles ajoutés à l'alimentation, utilisés comme support pour les additifs alimentaires et naturellement présents dans les aliments pour animaux, peuvent s'accumuler dans le sol et intensifier le problème de salinisation [219].

Par exemple, une large application de fumier de volaille dans une plaine côtière sablonneuse a montré une réduction de la croissance et du rendement du maïs en raison de la salinité. De même, le fumier de bovins augmente la salinité du sol et réduit les rendements de sorgho. L'ammoniac et les sels étaient considérés comme la principale cause de la diminution de la germination résultant des applications de fumier de bovins laitiers [220].

II-2. Les engrais verts et le couvert végétal

L'usage d'engrais vert consiste à incorporer dans le sol des espèces fourragères ou des cultures spécifiques lorsqu'elles sont vertes ou peu après la floraison pour améliorer la fertilité physique et chimique du sol [211].

Les cultures couramment utilisées pour l'engrais vert sont le dhaincha ou le jantar (*Sesbania aculeata*), le sunnhemp (*Crotalaria juncea*), le barseem (*Trifolium alexandrieum*), le sengi (*Melilotus parviflora*) et le niébé (*Vigna sinensis*). En plus d'être une source de nutriments facilement disponibles, ces cultures agissent comme agent solubilisant pour le calcium et neutralisant pour le pH élevé des sols alcalins [208].

Les cultures céréalières contribuent aussi avec la paille restée après la récolte, tandis que les légumineuses, telles que le soja, le niébé et le trèfle, restent généralement les préférées, car elles sont capables de fixer l'azote de l'atmosphère en utilisant des bactéries au niveau des racines. Ces cultures augmentent aussi la matière organique que le sol gagne lorsque les plantes entières sont enterrées. Même les plantes non légumineuses, comme le sorgho fourrager, le millet, le ray-grass annuel et le sarrasin, sont utilisées pour fournir de la biomasse et supprimer les mauvaises herbes [212].

Parmi toutes les plantes utilisées comme engrais vert, *Sesbania aculeata* a été la plus efficace sur les sols salins [208].

II-3. Les biosolides municipaux

Les boues municipales ou les biosolides sont des solides organiques soumis à plusieurs traitements pour stabiliser la matière organique afin de réduire les odeurs désagréables et de détourner les insectes ravageurs ainsi que limiter la propagation des maladies [211]. Contenant des nutriments et de la matière organique, les biosolides peuvent être appliqués sur les sols agricoles pour fertiliser les plantes et améliorer la qualité du sol, mais sous des contrôles réglementaires qui fixent des limites pour les métaux lourds, les mauvaises herbes, les

pathogènes humains et végétaux [212]. En effet, les biosolides et les produits dérivés des biosolides sont une source potentielle de produits pharmaceutiques et d'autres contaminants émergents pour l'environnement. Par conséquent, l'application de biosolides municipaux sur les terres peut être une source répandue de contaminants émergents dans les eaux de surface et souterraines.

II-4. Les déchets des procédés de manufacture

Plusieurs sous-produits organiques provenant de procédés industriels, tels que les graines épuisées, la farine de sabot et de corne, les plumes et la fourrure d'animaux, les résidus d'extraction de sucre, le biochar, les déchets de distillerie, et les biosolides de papeterie, peuvent être appliqués au sol [211].

Récemment, le biochar a attiré une attention considérable en tant qu'amendement du sol avec un temps de séjour du carbone variant de dizaines à des milliers d'années [216].

Le biochar est une matière organique riche en carbone, produite lors de la lente décomposition exothermique de la biomasse à des températures ≤ 700 °C dans des conditions d'absence ou de faible teneur en oxygène [217].

En plus d'être une source de carbone qui peut être une voie potentielle pour améliorer et renforcer la stabilisation native du carbone organique du sol (COS) et du carbone noir dans les systèmes de culture, le biochar en tant qu'amendement organique, a démontré son efficacité dans l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols salins [217]. En fait, l'application de biochar augmente la croissance des plantes, la biomasse, et le rendement d'une façon directe ou indirecte. Il agit comme une source directe de nutriments minéraux tels que Ca, Mg, K et P, et il augmente également la photosynthèse et modifie les caractéristiques d'échange de gaz dans les plantes soumises à la sécheresse et au stress salin. Sous stress salin, le biochar réduit l'absorption de Na^+ , au moment où l'absorption de K^+ par les plantes augmente ([221] ; [217]).

Le biochar améliore aussi les propriétés physico-chimiques du sol, notamment le pH, la capacité d'échange cationique (CEC), la structure, la capacité de rétention d'eau et la surface sous stress abiotique [221].

Il convient de noter qu'aucun type de biochar ne pourrait être aussi efficace sur tous les types de sols, en raison de l'influence des conditions de charge et de pyrolyse, y compris la température et la durée, sur les propriétés du biochar. Le biochar produit à partir de matières premières non ligneuses telles que le fumier et les résidus végétaux est plus riche en nutriments,

et a un pH plus élevé et un carbone moins stable que le biochar produit à partir de matières premières ligno-cellulosiques telles que le bois [216].

Malgré l'efficacité du biochar pour atténuer la salinité du sol, certaines études ont trouvé une augmentation de la salinité et/ou de la sodicité avec l'application de biochar à des taux élevés. En outre, le coût élevé associé à la production de biochar, au transport, et aux taux d'application élevés reste un défi important pour son utilisation dans les zones salines et sodiques [216].

La paille issue de la filtration de la canne à sucre a également le potentiel d'être une source importante de carbone dans les pays dotés d'industries sucrières à base de canne à sucre, comme le Pakistan ou l'Inde. Les conditions alcalines peuvent réduire l'adsorption de cette paille sur les colloïdes du sol, et la mobilisation qui en résulte pourrait contrecarrer l'impact négatif de la salinité sur la minéralisation en C et N. Cependant, l'utilisation de la mélasse de la sucrerie n'est plus faisable pour des considérations économiques ([213] ; [208]).

II-5. Le compost

Le compost, qui représente le produit final de la décomposition des déchets organiques, est l'amendement du sol le plus utilisé, en raison de ses avantages à la fois pour la protection de l'environnement et le développement économique. En effet, le processus de compostage est la meilleure méthode de gestion du recyclage des déchets, puisqu'il permet de réduire les coûts d'élimination des déchets verts / urbains, et en même temps une pratique agricole intéressante permettant de recycler les éléments nutritifs pour les cultures et prévenir l'épuisement de la matière organique du sol [222].

De multiples avantages découlent de l'utilisation du compost comme engrais. Il améliore les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques des sols en favorisant la rétention de l'eau, améliorant la structure du sol, et augmentant par conséquent la stabilité des agrégats du sol. Il fournit également une plus grande concentration de nutriments pour les plantes comme N, P, K et Mg, augmente l'activité microbienne et la teneur en carbone organique, et améliore la porosité du sol, avec une augmentation conséquente de l'eau disponible pour les plantes, la capacité d'échange cationique (CEC) et les activités biologiques. De plus, le compost peut influencer la microflore du sol en supprimant de nombreuses maladies pathogènes du sol telles que *Pythium*, *Phytophthora* et *Fusarium* spp. ([212] ; [214]).

Avec ces caractéristiques, l'application de composts peut atténuer les symptômes associés aux sols salins, et a été largement suggérée comme moyen pour remédier ces types de sols [223].

Au cours des dernières années, l'utilisation du compost commercial en agriculture a été remplacée par du compost de la ferme. Le compostage à la ferme pourrait être un procédé

biologique efficace, rentable et respectueux de l'environnement pour le recyclage des biomasses agricoles résiduelles. De cette manière, la production du compost à la ferme pourrait contribuer à résoudre le problème de l'élimination des biomasses agricoles et des matières premières végétales et, dans le même temps, à fournir aux agriculteurs un auto-approvisionnement en compost de qualité pour l'amélioration de la qualité des sols [224].

En revanche, la gestion du sel peut être une préoccupation importante pour les agriculteurs des terres arides et semi-arides, quant à la possibilité que les sels contenus dans le compost augmentent la salinité du sol et nuisent aux plantes, parce que les niveaux de salinité du compost, qui sont affectés à la fois par les propriétés des matières premières utilisées pour les produire et l'ampleur de leur décomposition, ont tendance à être parfois beaucoup plus élevés que dans les sols, et il n'est pas simple de prédire l'impact du compost sur la conductivité électrique (CE) d'un mélange sol-compost [223].

II-6. Les substances humiques

Les substances humiques constituent le produit final de la décomposition de la matière organique. Ils sont généralement associés à des composés organiques naturels comprenant 50 à 90% de la matière organique de la tourbe, des lignites, des sapropèles et de la matière organique non vivante des écosystèmes du sol et de l'eau [225]. Les principaux groupes fonctionnels des substances humiques comprennent le carboxyle, l'hydroxyle phénolique, l'hydroxyle alcoolique, la cétone et le quinoïde [226].

L'acide humique, en tant que produit commercial contenant de nombreux éléments, améliore la fertilité du sol et augmente la disponibilité des éléments nutritifs. Il affecte par conséquent la croissance et le rendement des plantes et atténue les effets délétères du stress salin. L'acide humique, ajouté au sol salin, peut considérablement améliorer les variables affectées par la salinité, réduire l'évaporation de l'eau et augmenter la disponibilité de l'eau pour les plantes dans les sols non argileux, arides et sableux. Il augmente également la concentration des nitrates, de l'azote et du phosphore des plantes, et améliore le poids sec des racines et des pousses en permettant aux nutriments, aux micronutriments et à l'eau d'être libérés dans la plante au besoin. À ce point, les substances humiques agissent d'une manière très similaire aux hormones de croissance ([225] ;[227]).

Dans des conditions de salinité, la propriété des acides humiques à retenir en permanence l'ion sodium aide les plantes à tolérer des concentrations élevées de cet élément et éviter par suite la toxicité et les problèmes osmotiques. L'effet d'amélioration des substances humiques sous salinité a été rapporté par Casierra-Posada et al. (2008) [228] qui ont montré une amélioration

des paramètres de croissance et de qualité des fruits des plants de tomates poussant dans des conditions de salinité en ajoutant de la léonardite (acide humique et acide fulvique) au sol. Masciandaro et al. (2002) [229] ont également constaté que les substances humiques peuvent réduire l'effet du NaCl sur la germination de *Lepidium sativum* et la croissance du maïs. Les effets bénéfiques de l'acide humique sur la croissance des plantes ont également été suggérés par Çimrin et al. (2010) [230] qui ont conclu que les traitements des acides humiques (AH) peuvent améliorer les effets délétères du stress salin sur les plants de poivre, et que AH pourrait offrir une application économique et simple pour réduire les problèmes de production de poivre dans un sol moyennement salin.

Les avantages des substances humiques peuvent n'apparaître qu'à des doses définies, de sorte que la détermination de la dose de traitement est cruciale dans des conditions salines. Selon ([225] ; [231]), la limite d'application ne doit pas dépasser 1 g d'humus kg⁻¹ dans le sol et 0,1% dans le feuillage.

Cependant, l'acide humique pourrait avoir un effet inverse sur certaines plantes. Par exemple, Liu et Cooper (2002) [232] ont montré que l'application de AH à 400 mg. L⁻¹ n'améliorait pas la tolérance à la salinité de l'herbe courbée rampante. Il n'augmente l'absorption des nutriments minéraux inhibés par la salinité, ni diminue l'absorption des nutriments qui sont excessifs et toxiques dans la solution saline.

En général, l'utilisation des substances humiques issues du compost des déchets verts, biologiquement stable, est la plus recommandée pour l'amélioration des sols salins [214].

III. Techniques chimiques

Les principaux amendements chimiques destinés à l'amélioration des sols comprennent le gypse, l'acide sulfurique, le soufre et le sulfate d'aluminium [233]. Parmi ces substances, le gypse est considéré l'agent d'amélioration des sols sodiques le plus connu depuis plus de 100 ans. C'est le plus couramment appliqué sur de vastes superficies, le plus étudié, et le plus disponible.

Le gypse (CaSO₄.2H₂O) est un minéral blanc largement présent dans les gisements naturels. Il doit être broyé avant d'être appliqué sur le sol. Le gypse est soluble dans l'eau. Son degré de solubilité dépend de la composition chimique de la solution du sol et de la concentration des éléments minéraux tels que le carbonate et le sulfate présents. Le matériau naturel contient 23% de calcium et 18% de soufre. L'équation chimique de la réaction produit dans les sols sodiques est : $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{CaSO}_4 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{Na}_2\text{SO}_4$ (lessivé) [234].

Le gypse est largement accepté comme une source importante de calcium (Ca^{2+}) qui remplace le sodium (Na^+) échangeable des sols salins-sodiques et sodiques, et joue un rôle important dans les mécanismes végétaux. Il est utile pour les plantes pour lutter contre les angoisses abiotiques et fonctionne aussi bien dans les sols calcaires que les sols non calcaires [216].

Le gypse est une source de calcium facilement accessible et peu coûteuse. Son utilité dépend de la finesse de la poudre, de la méthode d'application et de l'efficacité de drainage. En effet, s'il y a suffisamment de mouvement d'eau à travers le profil, le sodium déplacé peut être lessivé au-delà de la zone racinaire. Par conséquent, le gypse associé à un bon drainage interne sont tous deux nécessaires pour une meilleure remédiation des sols sodiques [235].

Cependant, le gypse a été critiqué pour sa faible solubilité et sa faible capacité de coagulation à des particules colloïdales du sol, et par conséquent, sa faible activité dans la remise en état des régions arides, de sorte que plusieurs années peuvent être nécessaires pour améliorer efficacement les sols salins-sodiques durs [233].

Comme alternative au gypse, de nombreux composés chimiques ont prouvé leur efficacité dans la remise en état des sols. Parmi ces produits, la langbeinite ($\text{K}_2\text{Mg}_2(\text{SO}_4)_3$) comme minéral potassique. Ce dernier a montré qu'il est environ 130 fois plus soluble, et a la capacité de déplacer 20% de plus de Na que le gypse [236].

Comparé au gypse miné et à deux sous-produits du gypse (charbon-gypse et lacto-gypse), l'acide sulfurique a également montré son efficacité dans l'atténuation de la salinité du sol en raison de la réduction la plus rapide de la CE et du Na dans les lixiviats [237].

Les déchets de pyrite et d'acide sulfurique issu des déchets de pyrite ont également été utilisés pour la remédiation des sols sodiques calcaires. L'application des déchets de pyrite à certaines doses spécifiques était plus efficace que le gypse dans la diminution du pourcentage de sodium échangeable (PSE). De plus, l'application de toutes les concentrations d'acide sulfurique produites à partir des déchets de pyrite a également diminué les valeurs du PSE [238].

L'addition d'anhydride polymérique hydrolysé (APH) pourrait augmenter considérablement le pourcentage de germination et le taux de croissance des plantes, et affecter les propriétés du sol salin-alcalin lourd. Contrairement aux autres agents porteurs de calcium comme le gypse, le APH augmente la dissolution du CaCO_3 , qui est abondant dans les sols salins-alcalins calcaires. Cela permet au Ca^{2+} dans la solution du sol de déplacer le Na^+ surabondant dans les colloïdes du sol [239].

Un autre élément chimique qui est fréquemment utilisé dans la réduction de la salinité du sol est le soufre (S) élémentaire granulaire. Il s'agit d'un produit granulé contenant 90% de S et de l'argile bentonite. Le S élémentaire est généralement diffusé et incorporé à un équipement de

remise en état standard à l'automne à un coût relativement faible, ce qui le rend pratique pour la remise en état des sols dans les régions arides. Il est oxydé par voie microbienne en sulfate (SO_4), qui réagit avec l'eau du sol pour former de l'acide sulfurique, ce qui solubilise le Ca^{2+} à partir du CaCO_3 , et déplace par la suite le Na^+ échangeable [236].

L'application de sulfate ferrique d'aluminium polymérique (SFAP) a également montré une réduction du Na^+ échangeable dans le sol, du pourcentage de sodium échangeable (PSE) et de la salinité (CE) dans la couche de sol de 0 à 8 cm et de 8 à 16 cm [233].

Le silicium, quant à lui, est un élément efficace pour les plantes dans la lutte contre les différents stress biotiques et abiotiques tels que la carence en eau et la toxicité des sels et des métaux. Cet élément augmente la tolérance au sel, améliore le taux de photosynthèse et maintient l'ultra-configuration des organites végétales. Il améliore également la sélectivité potassium-sodium en favorisant l'absorption du potassium au détriment de celle du sodium dans les plantes [216].

VI. Mélange d'amendements

L'application combinée de différents types d'amendements est considérée dans la majorité des cas plus efficace que l'utilisation de chacun séparément.

L'application de la matière organique en conjonction avec le gypse a réussi à réduire les propriétés défavorables associées aux sols sodiques. En fait, l'addition de ces deux éléments au sol de surface a diminué la dispersion spontanée et la conductivité électrique (CE) jusqu'au sous-sol, par rapport à l'ajout de gypse seul [240].

Par rapport aux plantes, le traitement du gypse et du fumier de ferme a entraîné une diminution des ions sodium dans le riz au jasmin avec une amélioration du rendement [241].

Le mélange peut être également de nature totalement organique. Par exemple, l'application d'un mélange de compost de déchets verts, la tourbe de carex, et les résidus de furfural a fourni de meilleurs résultats de correction comparé à l'application individuelle de chaque constituant, a un potentiel substantiel pour améliorer les sols salins et favoriser la croissance des arbres de pagode (*Sophora japonica*), et a augmenté la porosité totale et le carbone organique du sol [214]. Aussi, l'utilisation de lombricompost et de lisier de biogaz comme amendement du sol montre de meilleurs résultats même à un niveau de salinité élevé sur la croissance et l'assimilation de l'azote dans le tournesol [242].

V. Phytoremédiation / l'amendement par les plantes

Parmi les divers moyens de traitement et d'utilisation appropriée des sols salins, la phytoremédiation peut être une technologie rentable et écologiquement rationnelle pour la remédiation des sites affectés par les sels.

La phytoremédiation ou la bioremédiation végétative des sols salins a été introduite dès 1937 par Kelly (1937) [243] lorsqu'un sol sodique a été amélioré par l'herbe des Bermudes. Depuis lors, de nombreux chercheurs ont étudié le potentiel des cultures et des approches basées sur les cultures dans la remise en état des sols affectés par le sel [217].

La phytoremédiation se fait à travers plusieurs mécanismes dans les sols salins [244], notamment :

1. L'augmentation du taux de dissolution de calcite par les racines des plantes, ce qui entraîne une augmentation des niveaux de Ca^{2+} dans la solution du sol et un échange accru avec Na^+ .
2. La génération de protons (H^+) libérés par les racines de certaines espèces végétales qui améliore l'absorption de Na^+ par les plantes et son élimination ultérieure du champ lors de la récolte.
3. L'amélioration du drainage et du lessivage du sel à travers les pores formés par les racines et la pénétration des racines.

Ces dernières années, de nombreux chercheurs ont étudié et identifié des plantes capables d'éliminer les sels des sols contaminés. Les halophytes sont caractérisés comme des plantes capables d'achever leur cycle de vie dans des conditions hautement salines. Ils ont une productivité accrue avec des niveaux de sel croissants et poussent mieux dans des conditions de salinité que dans des conditions d'eau douce. Ces halophytes possèdent des caractéristiques morphologiques et anatomiques spéciales ainsi que des processus physiologiques qui sont bien adaptés aux environnements salins. Les halophytes peuvent améliorer efficacement le sol salin car ils sont bien ajustés dans un environnement salin en raison de leurs mécanismes d'adaptation diversifiés, notamment la compartimentation ionique, l'ajustement osmotique, la succulence, le transport et l'absorption d'ions, les systèmes antioxydants, le maintien du statut redox et l'inclusion ou l'excrétion de sel [245].

Deuxième partie : Caractérisation de la qualité des sols et des eaux dans la zone Sed El Mesjoune

Chapitre I : Présentation de la zone d'étude

I. Situation géographique

La plaine de la Bahira se situe au centre du Maroc, à 35 km au nord de Marrakech. Elle s'étend entre les latitudes 31°55 'et 32°20' N et les longitudes 7°15' et 8°50' O, et occupe une superficie totale approximative de 5,000 Km².

II. Climat

Le climat qui règne dans la plaine de la Bahira est de type semi-aride continental. Les précipitations sont faibles et irrégulières avec une valeur moyenne interannuelle de 200 mm avec une diminution notable au fil des années (250 et 200 mm/an en 1995 et 2014, respectivement). Les températures sont élevées en été avec une valeur maximale de 48 °C, et basses en hiver avec -3,6 °C comme valeur minimale. La température mensuelle varie entre 10,8 et 27,3 °C. L'évaporation est importante de l'ordre de 2 700 mm/an. Les vents se manifestent dans cette région par des vents chauds violents provenant du Sud-Est qui soufflent avec une vitesse qui atteint 20 Km/h surtout dans les mois de Mars et Avril et des vents de sable du Nord-Ouest avec une vitesse de 14 Km/h surtout dans les après-midis.

III. Types de sol

Les sols qui sont majoritairement répandus dans toute la Bahira sont des sols calcimagnésiques. L'existence de ces sols est due à l'érosion et ils sont caractérisés par la prédominance des carbonates libérés par la roche mère. L'érosion explique également l'existence des sols minéraux bruts qui se rencontrent sur les reliefs calcaires de l'Eocène ou ceux schisteux du primaire. La cuvette de Sed El Mesjoune est formée par des sols hydromorphes dont l'alcalinisation et la salinisation sont essentiellement dues à l'évaporation qui entraîne la concentration des sels solubles dans les solutions du sol. Les dépôts se situant à l'Est et au Sud de Sed El Mesjoune sont caractérisés par des sols sodiques du fait des remontées capillaires de la nappe [246].

IV. Contexte géologique et hydrogéologique

IV-1. Géologie

La plaine de la Bahira est délimitée par le massif primaire des Rehamna au Nord, les Jbilet au Sud, la rive gauche de l'oued Tassaout à l'Est, et le plateau secondaire de Mouissate à l'Ouest. La géologie de la Bahira est caractérisée essentiellement par le socle cristallin variscain appelé

localement domaine de Meseta occidental, constitué de flysch et de schiste micacé. L'extrémité Ouest de la plaine est restreinte par les roches sédimentaires triasiques argileuses et salifères qui forment le soubassement rocheux du lac Zima. Le Jurassique supérieur formé par une série de calcaire gréseux et dolomitiques, de marnes et de gypse, se limite et affleure dans les collines de Mouissate dans la partie Nord-Ouest de la plaine. La Bahira est un fossé synclinal rempli par le Crétacé moyen et supérieur formé essentiellement de marnes calcaires du plateau de Gantour, des marnes phosphatées, de sables phosphatés, et du complexe argilo-gréseux. Une couverture secondaire et tertiaire constituée essentiellement par des formations du Maestrichien et de l'Eocène affleurent au Nord, s'enfoncent au Sud de la plaine, et se terminent en biseau au Sud contre le massif des Jbilet.

Dans la plaine de la Bahira le socle est capté par des forages dans la partie occidentale et centrale au niveau du seuil de Rhirat; ce dernier représente un horst limité au Nord par une faille de direction N.O.–S.E.

IV-2. Eaux souterraines

Les formations sédimentaires de la plaine de la Bahira renferment deux unités aquifères plus ou moins continus ; une nappe superficielle libre située dans les formations plio-quaternaire et une nappe profonde captive située dans le Crétacé supérieur. Ces deux nappes constituent les principales réserves en eau potable et d'irrigation de la plaine et présentent un facteur déterminant pour le développement socio-économique de la région.

Le réservoir de la nappe captive du Crétacé est formé de sables, de marnes sableuses et de calcaires gréseux d'âge Maestrichtien. Son mur est formé par les schistes paléozoïques, alors que son toit est constitué par les argiles.

La nappe libre d'âge lutétien et Plio-Quaternaire est piégé dans un aquifère formé par deux couches dans la majorité de la plaine : les calcaires fracturés d'âge lutétien à la base et les alluvions conglomératiques d'âge plio-quaternaire au sommet, alors qu'il est formé par les calcaires d'âge lutétien dans la région du Gantour où l'absence des dépôts plio-quaternaire.

IV-3. Eaux de surface

L'écoulement général dans la plaine de la Bahira se fait en direction de l'Oued Tessaout. Les eaux de pluie et du ruissellement descendant des massifs des Jbilet, Gantour et Mouissate pendant les périodes pluviales, s'infiltrant dans le sol ou s'accumulent dans les deux endroits évaporatoires de Sed EL Mesjoune en grande partie et de Zima. Ces deux endroits (Sed El Mesjoune dans la partie centrale et Zima dans la partie occidentale) constituent deux

dépressions topographiquement basses qui reçoivent les eaux de surface qui s'y accumulent pendant l'hiver et s'évaporent pendant la période chaude. Les infiltrations des eaux provenant des Jbilet, estimés à 33 Mm³/an, constituent la principale composante de la recharge naturelle des nappes centrale et occidentale de la Bahira où le bilan hydraulique est négatif. Le déstockage est de l'ordre de – 4 Mm³.

IV-3-1. Aménagements hydro-agricoles

IV-3-1-1. Réseau d'irrigation

L'irrigation dans la plaine de la Bahira est essentiellement gravitaire. Les infiltrations des eaux provenant des Jbilet constituent la principale composante de la recharge naturelle des nappes centrale et occidentale. Le pompage pour l'irrigation constitue la sortie principale de cette recharge avec 28 millions de m³ par an. Cependant, d'autres systèmes d'irrigation sont mis en place tels que l'irrigation par goûte à goûte et l'irrigation par pivot.

IV-3-1-2. Réseau de drainage

Au niveau de la plaine, le drainage est naturel, une partie des eaux de pluies et de ruissèlement s'infiltré dans le sol tout au long de son chemin incliné, ce qui constitue des apports à la recharge de la nappe phréatique. Le reste qui s'accumule subit une évaporation sous l'effet de la chaleur. L'écoulement se fait d'une façon divergente vers les deux lacs saisonniers de Sed El Mesjoune au centre de la Bahira et Zima dans la partie occidentale. Ces deux lacs constituent des machines d'évaporation.

V. Cultures et production agricole

La majorité de la superficie agricole utile dans la zone de la Bahira est occupée par les céréales et de la jachère. Le reste du terrain qui présente le secteur irrigué comprend l'arboriculture fruitière et d'autres cultures. L'orge occupe la part du lion de la production agricole, suivi du blé tendre, du blé dur et du maïs. L'orge et le blé dur constituent des produits de l'exploitation qui sont autoconsommés. Les céréales conduites en irrigué produisent environ 23 % de la production totale, mais pendant les années de sécheresse elles peuvent présenter jusqu'à 100% de cette production.

Cette étude est focalisée sur la zone délimitant une sebkha nommée Sed El Mesjoune (appelé aussi Sed El Majnoon et Sed El Mejnoun dans des études précédentes), située dans la

Bahira centrale, et correspond au niveau le plus bas (404 m) de la grande Bahira. Sed El Mesjoune est un lac saisonnier s'étendant sur une superficie de 32 Km² [247] (figure 8 et 9).

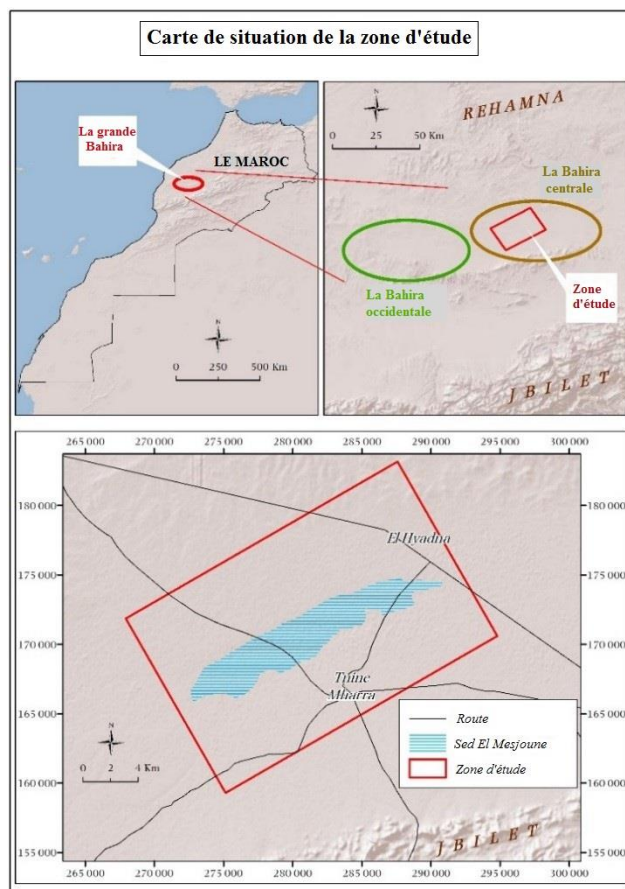


Figure 8 : Localisation de la zone de Sed El Mesjoune.



Figure 9 : Image photographique de la zone de Sed El Mesjoune.

Chapitre II : Matériels et méthodes

Afin d'évaluer la qualité des eaux souterraines et leur adéquation à l'irrigation ainsi que l'évaluation des paramètres physico-chimiques et de fertilité des sols dans la zone entourant Sed El Mesjoune, une étude de terrain a été menée.

Cette étude a porté sur 95 sites d'observation pour le sol et 67 puits pour l'eau pendant les mois d'été. Les sites à échantillonner sont répartis selon une zone rectangulaire entourant Sed El Mesjoune. Les points de prélèvement sont distribués de façon à obtenir une meilleure couverture de la zone d'étude en se basant sur une carte topographique et un GPS (figures 10 et 11).

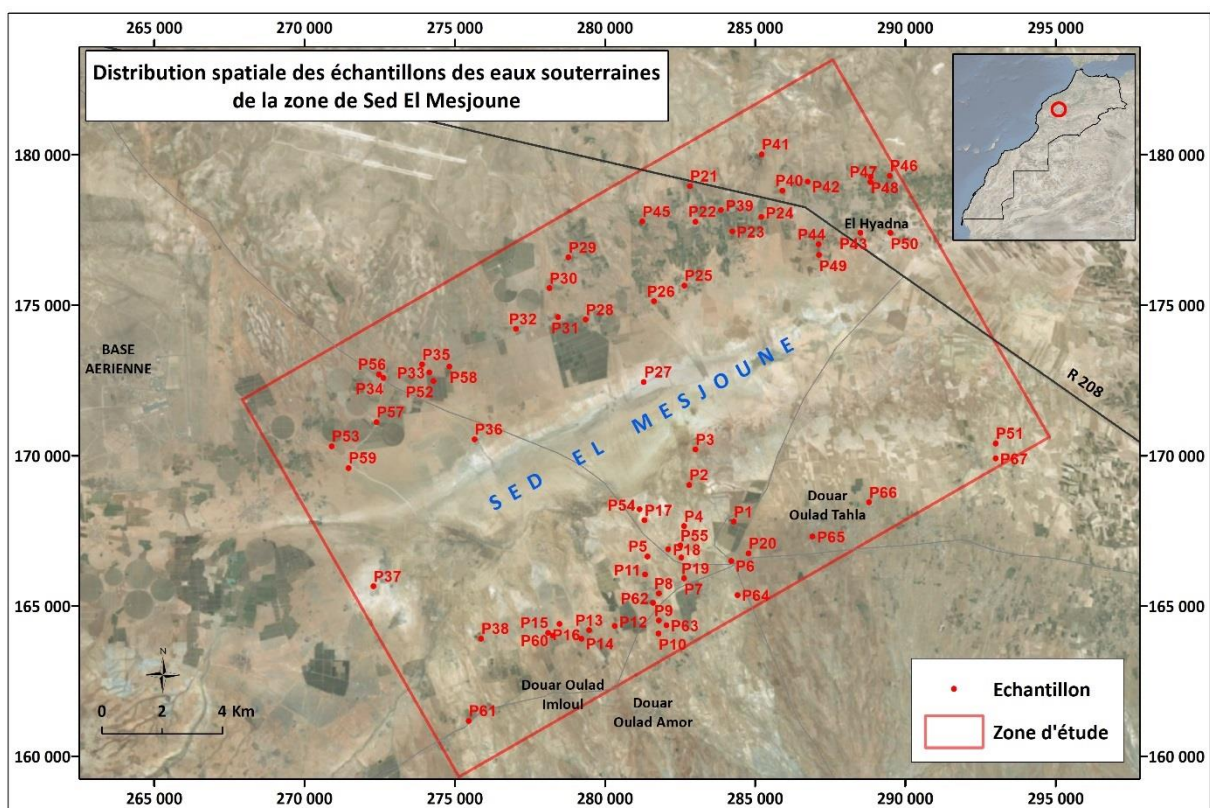


Figure 10 : Distribution spatiale des échantillons d'eau de la zone de Sed El Mesjoune.

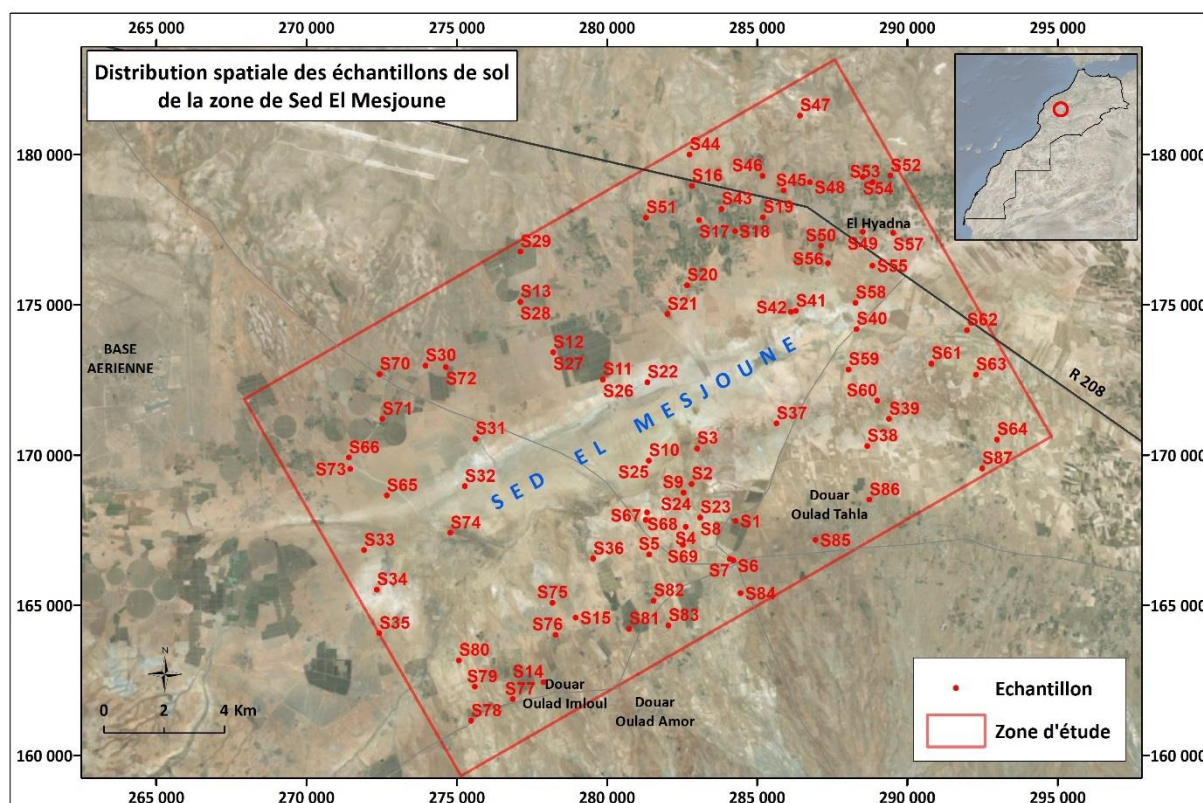


Figure 11 : Distribution spatiale des échantillons de sol de la zone de Sed El Mesjoune.

Pour le sol, les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une tarière de façon à obtenir un sol ressuyé, n'ayant fait l'objet d'aucun apport organique ou calcique dans les derniers mois, afin d'obtenir des valeurs représentatives de l'état réel de la qualité physico-chimique du sol, et chaque site fait l'objet de deux prélèvements (aux horizons 0-20 et 20-40 cm).

Les échantillons sont collectés dans des sachets en plastique portant un code (Sx) du site.

Pour les eaux de puits, des bouteilles en plastique hermétiquement fermées et préalablement lavées avec de l'eau distillée, portant un code (Px) référant à chaque puits ont été utilisées.

Au niveau de chaque point, les coordonnées GPS ont été enregistrées, et des informations auprès des agriculteurs ont été recueillies. Pour les sols les enquêtes ont porté sur les cultures adoptées, les types d'engrais, les produits phytosanitaires utilisés, et le système d'irrigation opté. Pour les eaux, des informations sont collectées sur la profondeur et la date de creusement de chaque puits, ainsi que les différentes utilisations de ses eaux. Ces dernières sont destinées surtout à l'irrigation. Certains paramètres de l'eau ont été mesurés in-situ tels que le pH, la conductivité électrique (CE) et le niveau piézométrique.

Une fois les prélèvements effectués, les échantillons ont été stockés, fermés, conservés au froid et à l'abri de la lumière au sein d'une glacière antichocs, et acheminés au laboratoire.

Les échantillons du sol destinés au laboratoire sont soumis à différents traitements : Réception, identification via numérotation et enregistrement dans le registre du laboratoire, séchage à l'air ambiant, enlèvement des roches et des débris végétaux, broyage, tamisage, et mise en boîte (terre fine) et en godet plastique (terre rebroyée). Ces échantillons font l'objet d'une série d'analyses physico-chimiques portée sur les paramètres suivants : la conductivité électrique (CE), le pH, la matière organique (MO), le phosphore assimilable (P_2O_5), le potassium échangeable (K_2O), la capacité d'échange cationique (CEC), et le pourcentage de sodium échangeable (PSE). Ces différentes analyses ont été réalisées aux laboratoires de l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles au sein de l'Institut National de la Recherche Agronomique de Rabat.

I. Présentation et méthodologie d'analyse des différents paramètres physico-chimiques du sol

I-1. Le pH

Le pH du sol définit l'acidité ou la basicité (alcalinité) du sol. Il s'agit du logarithme négatif de l'activité des ions hydronium dans la solution du sol, et est décrit comme étant sa variable maîtresse du fait qu'il influence considérablement les processus biogéochimiques du sol.

Le pH du sol affecte la quantité des éléments solubles dans la solution du sol, et donc la quantité des nutriments disponibles pour les plantes. La gamme optimale de pH où la plupart des nutriments minéraux sont facilement disponibles pour les plantes se situe entre 5,5 et 7,5. Cependant certains nutriments sont plus disponibles soit dans des conditions acides ou alcalines.

Le pH naturel du sol reflète les effets combinés des facteurs de formation du sol (matière mère, époque, relief ou topographie, etc.), mais sa valeur peut être également affectée par l'utilisation et la gestion des terres comme le type de végétation et les engrais ajoutés.

Avoir le bon pH est important pour une croissance saine des plantes. Aussi, il est nécessaire d'être conscient des effets à long terme des différentes pratiques de gestion des sols sur le pH du sol. Pour cela, la mesure et la surveillance de sa valeur est d'une importance particulière.

La mesure du pH du sol se fait habituellement en deux mesures ; la mesure du pH dans l'eau puis en ajoutant KCl. Ces deux déterminations conjointes sont d'un grand intérêt pour la majorité des sols à l'exception des sols neutres et surtout carbonatés, puisque $\Delta pH = pH_{H_2O} - pH_{KCl}$ illustre l'acidité potentielle ou acidité d'échange.

La mesure de pH_{eau} et le pH_{KCl} est déterminée par une méthode potentiométrique, à l'aide d'un pH-mètre composé de deux électrodes ; l'un de verre dont le potentiel dépend des ions d'hydronium H^+ et l'autre de référence coaxiale à l'électrode de référence qui peut être métallique ou au calomel. Ces deux électrodes sont plongées dans l'échantillon du sol mise en suspension dans l'eau distillée avec le rapport sol : eau (1 : 2.5). La lecture du pH est faite directement sur le cadran linéaire d'un galvanomètre après avoir effectué une agitation ménagée (barreau magnétique) et une stabilisation de la lecture sur le pH-mètre. Ce dernier est de marque METRHOM, modèle 728 [248]. Les normes de répartitions des sols selon le pH sont présentées dans le tableau 6.

Tableau 6 : Répartition des classes des pH des sols selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008) [249].

Classe du sol	pH
Acide	<6
Faiblement acide	6 – 6,5
Neutre	6.5 – 7,3
Faiblement basique	7.3 – 7,8
Moyennement basique	7.8 – 8,5

I-2. La conductivité électrique

La conductivité électrique (CEps) renseigne sur le degré de la salinité d'un sol. Il s'agit d'une mesure de façon électrique de la concentration des ions présents dans la solution du sol après la migration de ces ions dans un champ électrique produit par un courant alternatif. La mesure s'effectue sur l'extrait de la pâte saturée en utilisant une cellule de conductivité couplée à un conductivimètre de Marque ORION, modèle 162, et les résultats s'expriment en dS/m [250]. Les normes de répartitions des sols selon CEps sont présentées dans le tableau 7.

Tableau 7: Normes d'interprétation de CEps DIAEA /DRHA /SEEN (2008) [249].

Classe du sol	CEps (dS/m)
Non salin	<4
Peu salin	4-8
Salin	8-16
Fortement salin	16 -32
Très fortement salin	> 32

I-3. Le potassium échangeable

Le potassium (K_2O) fait partie des trois éléments majeurs nécessaires à la croissance des plantes avec le phosphore et l'azote. Contrairement au phosphore, le potassium est principalement contenu dans les parties végétatives. Il joue un rôle important dans la fabrication des protéines et contribue à la résistance aux maladies et à la sécheresse.

Le potassium échangeable se trouve dans la solution du sol sous forme d'ions K^+ absorbés à la surface négativement chargée du complexe argilo-humique. Cette liaison est relativement faible du fait que le potassium peut être libéré si nécessaire ultérieurement dans la solution du sol.

La concentration trop élevée de potassium dans le sol nuit à l'assimilation des autres éléments y compris l'absorption de l'eau même s'ils sont présents en quantité suffisante, et les plantes finissent par dépérir.

L'analyse du sol et la détermination de son état d'approvisionnement en potassium permet d'évaluer ses besoins en fertilisation. L'extraction s'effectue à l'aide d'une solution normale d'acétate d'ammonium à pH 7, les mesures se font par dosage photométrique à flamme. L'appareil utilisé est de type JENWAY, modèle PFP7. Les normes de répartitions des sols selon K_2O sont présentées dans le tableau 8.

Tableau 8 : Normes d'interprétation du potassium échangeable [251].

Classe de potassium échangeable (ppm)	Interprétation
<60	Très faible
60-100	Faible
100-180	Moyenne
180-300	Elevée
>300	Très élevée

I-4. Le phosphore assimilable

Le phosphore (P_2O_5) est un élément d'une extrême importance pour la nutrition des plantes et la production de biomasse. C'est un élément prélevé en plus faible quantité par les plantes en comparaison avec le potassium et l'azote en raison de sa faible mobilité.

Le phosphore dans le sol forme divers composés minéraux secondaires avec Ca, Al, Fe, et Mn. Les plantes absorbent principalement les ions phosphates sous la forme de $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-} .

La proportion du phosphore assimilable dans le sol est étroitement liée au pH du sol ; dans les sols calcaires la détermination du phosphore assimilable est réalisée par la méthode Olsen (1954) [252] : l'extraction se fait par une solution alcaline d'hydrogénocarbonate de sodium à pH 8,5 pendant une heure, à la température de 20° C.

La lecture de la teneur en phosphore s'effectue à l'aide d'un spectrophotomètre UV Visible-modèle JENWAY 6405 fixé à une longueur d'onde de 825 nm, et les résultats sont exprimés en ppm. Ces résultats du dosage sont utilisés pour la détermination de la fertilité et les besoins en engrais. Les normes de répartitions des sols selon P₂O₅ sont présentées dans le tableau 9.

Tableau 9 : Normes d'interprétation de phosphore assimilable (Olsen) [251].

Classe P ₂ O ₅ assimilable (ppm)	Interprétation
<15	Très faible
15-30	Faible
30-45	Bien pourvu
45-100	Elevé
>100	Très élevé

I-5. La matière organique

La matière organique des sols (MO) regroupe l'ensemble des résidus végétaux et animaux à divers stades de décomposition, ainsi que la faune et la flore du sol. Cette matière est constituée principalement de 50 % du carbone, 40 % d'oxygène, 5 % d'hydrogène, 4 % d'azote et 1 % de soufre, et éventuellement des éléments secondaires tels que le phosphore, le potassium, le calcium et le magnésium. Cette composition est affectée par plusieurs facteurs incluant le climat, la topographie, la roche mère, la végétation, l'utilisation des terres et les pratiques agricoles.

La matière organique du sol présente un intérêt certain au niveau agronomique. Elle joue le rôle d'un fournisseur d'éléments nutritifs après avoir subi une minéralisation, un fournisseur d'eau par augmentation de la macroporosité, et un stabilisant de l'état structural du sol.

Le stock de matières organiques du sol dépend du bilan sur le long terme entre les quantités de matières organiques apportées au sol et les quantités perdues.

En raison de la diversité de constituants qui les composent, des méthodes spécifiques permettent de quantifier les composants de la matière organique. Etant donné que le carbone est l'élément

principal de la matière organique, l'estimation des matières organiques des sols est basée sur la mesure exclusive de la teneur en C total du sol.

La détermination de la teneur en matière organique d'un sol est réalisée indirectement, selon la méthode de Walkley et Black (1934) [253], par l'oxydation de carbone organique à froid en excès de bichromate de potassium en milieu acide sulfurique jusqu'au dégagement de CO₂.

La fraction de bichromate non réduite est dosée en retour par une solution de sel de Mohr en présence de diphénylamine. La teneur en matières organiques est calculée en multipliant la teneur en carbone mesurée par un coefficient de 1.724.

Les réactions mises en jeu sont :

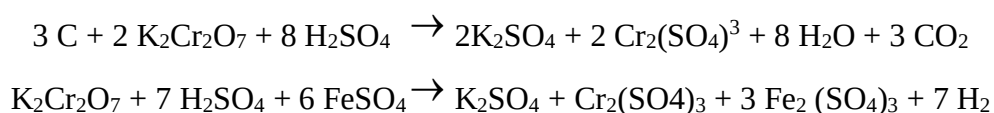


Tableau 10 : Normes d'interprétation de la MO DIAEA /DRHA /SEEN (2008) [249].

Classes MO (%)	Interprétation
<0,7	Très pauvre
0,7-1,5	Pauvre
1,5-3	Moyenne
3-6	Riche
>6	Très riche

I-6. La capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) est un indicateur relatif au potentiel de fertilité d'un sol. Elle correspond au nombre de sites négatifs proposés à l'adsorption dans le complexe argileux-humique du sol. C'est la mesure du pouvoir d'un sol à retenir et échanger des cations comme Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ et NH₄⁺ qui sont intéressants d'un point de vue nutritif pour la plante.

A un pH donné, un sol qui a une CEC élevée peut retenir davantage de cations et possède une plus grande capacité à les échanger qu'un sol d'une faible CEC, et plus le sol est riche en matière organique et en argile, plus sa CEC est importante.

En pratique, la détermination de la CEC se réalise selon la méthode Bower (1952) [254], elle consiste à déplacer tous les cations adsorbés sur les sites d'échanges du sol, puis de saturer ces sites par un cation unique, qui est le sodium. Le sodium à son tour est déplacé, puis dosé par

photométrie à flamme. Le nombre de site d'échange correspond exactement au nombre d'ions sodium dosés. Ceci se réalise en trois étapes ; i) la saturation du complexe absorbant par une solution normale d'acétate de sodium à pH=8.2 (trois lavages de 33 ml), ii) le lavage de l'excès de la solution saturante par de l'éthanol (trois lavages de 33 ml), iii) l'extraction du sodium adsorbé par une solution normale d'acétate d'ammonium à pH=7 (trois lavages de 33 ml). Le résultat est exprimé en nombre de charges pour 100 g de sol.

I-7. Le sodium et le pourcentage de sodium échangeable

Le sodium (Na) n'est pas un élément important pour les plantes, mais il peut être utilisé en petites quantités, afin d'aider au métabolisme et à la synthèse de la chlorophylle.

L'excès de sodium dans le sol devient toxique et peut détruire sa structure et empêcher la circulation de l'eau et ainsi l'absorption de ce dernier par les plantes.

L'irrigation du sol par une eau saline peut causer une absorption élevée de l'ion de sodium au niveau des sites d'échange du complexe argileux-humique. Dans ce cas le sol devient alcalin. Ceci peut s'exprimer par le pourcentage de sodium échangeable (PSE), un indice dérivé de la concentration du sodium (Na) et la capacité d'échange cationique (CEC) selon la relation suivante :

$$\text{PSE} = (\text{Na}^+ \text{ échangeable} / \text{CEC}) \times 100$$

A l'instar du potassium, l'extraction de sodium s'effectue à l'aide d'une solution normale d'acétate d'ammonium à pH 7, les mesures se font par dosage photométrique à flamme, et l'appareil utilisé est de type JENWAY, modèle PFP7.

II. Présentation et méthodologie d'analyse des différents paramètres physico-chimiques de l'eau

II-1. Paramètres in situ

II-1-1. Le pH

Le pH de l'eau d'irrigation représente l'équilibre physico-chimique entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates, ce qui influence la vie aquatique incluant la forme et la disponibilité des éléments nutritifs. Ce pH devrait se situer entre 5,5 et 6,5 où la solubilité de la plupart des microéléments est optimale.

Comme le cas de la solution du sol, la mesure du pH de l'eau se fait par la méthode potentiométrique à l'aide du pH-mètre portable.

II-1-2. La profondeur de la nappe

La mesure de la profondeur de la nappe est nécessaire pour évaluer son état quantitatif et ses variations qui peuvent se traduire par des changements qualitatifs de l'eau, notamment dans les régions arides.

Le niveau piézométrique d'une nappe se mesure via le niveau de l'eau des puits. Chaque puits est une fenêtre sur le plafond de la nappe.

La profondeur de la nappe est mesurée à l'aide d'une sonde piézométrique de 100m.

II-1-3. La conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) de l'eau permet de connaître sa minéralisation totale. Elle mesure son aptitude à conduire le courant entre deux électrodes, à travers les matières dissoutes sous forme d'ions chargés électriquement. Le protocole adopté est similaire à celui du sol mais sans préparation d'échantillon. Les électrodes du conductivimètre sont plongées directement dans l'eau à mesurer.

II-2. Au laboratoire

II-2-1. Le sodium et le potassium

Le sodium (Na^+) est un élément indésirable dans l'eau d'irrigation. Il contribue soit directement à la salinité totale de l'eau et provoque une toxicité pour les cultures sensibles, ou à travers le sol en remplaçant le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile et conduit ainsi à la dispersion des particules du sol. A l'inverse, le potassium (K^+) contenu dans l'eau d'irrigation constitue un apport supplémentaire qui s'ajoute à celui renfermé dans le sol et celui fourni par les engrais au profit de la plante. Cependant, la concentration de cet élément est moins faible dans les eaux souterraines par rapport celle du sodium. Ceci est dû à la difficulté de se libérer des minéraux silicatés et la facilité de se réincorporer comme produit solide de l'altération.

Le sodium et le potassium sont mesurés à l'aide d'une photométrie à flamme. L'appareil utilisé est de type Jenway, modèle PFP7. Les résultats sont exprimés en meq. L^{-1} .

II-2-2. Le calcium et le magnésium

Le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}) sont des nutriments essentiels pour les plantes puisqu'ils sont généralement adsorbés sur le complexe d'échange du sol, et l'existence de ces éléments en concentrations adéquates dans l'eau est bénéfique. Cependant, lorsque la dureté de l'eau est élevée, des précipitations de sels de calcium et de magnésium peuvent se produire dans les instruments d'irrigation. La teneur en calcium et magnésium est déterminée par titrage complexométrique à l'EDTA (0.02N) en présence des indicateurs colorés, calconcarbonique et noir Erichrome T [255].

II-2-3. Carbonates et bicarbonate

Dans des conditions de sécheresse, les ions carbonate CO_3^{2-} et bicarbonate HCO_3^- combinés au calcium ou au magnésium précipitent sous forme de carbonate de calcium (CaCO_3) ou carbonate de magnésium (MgCO_3).

Les carbonates dans les eaux souterraines proviennent essentiellement des roches sédimentaires calcaires. La dissolution de la calcite des calcaires fournit l'ion Ca^{2+} inactif et l'ion carbonate CO_3^{2-} qui augmente l'alcalinité des eaux.

Les carbonates sont mesurés par le titrage avec un acide fort HCl (0.05N) en présence d'un indicateur coloré (la phénophtaléine). Quand les carbonates CO_3^{2-} reçoivent un atome d'hydrogène, ils se transforment en bicarbonate HCO_3^- . Ceci est déterminé pratiquement par le premier point d'équivalence caractérisé par la disparition de la coloration rose. Ainsi, à partir de la prise d'essai et du volume de HCl versé à ce point, on détermine la concentration des ions CO_3^{2-} .

Le deuxième point d'équivalence correspond à la transformation du bicarbonate en acide carbonique. Ceci est caractérisé également par un changement de coloration (du jaune à l'orange) mais en utilisant un autre indicateur coloré qui est le rouge de méthyle. Au niveau de ce point la concentration des ions bicarbonates HCO_3^- peut être déterminée en se basant toujours sur la prise d'essai et du volume de HCl versé.

II-2-4. Le chlorure (Cl^-)

L'ion chlorure (Cl^-) est un atome de chlore chargé d'un électron supplémentaire. Cet élément est omniprésent dans l'environnement, essentiellement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Les chlorures sont abondamment présents dans les eaux salines. Ils se produisent lors de la dissociation du chlorure d'hydrogène dans l'eau, l'acidification d'eaux superficielles ou souterraines, ou encore être localement impliqués dans les pluies acides.

Les chlorures peuvent entraîner des toxicités et causer des dommages chez les plantes lorsqu'ils sont en trop grande quantité dans l'eau d'irrigation. Ces ions peuvent être absorbés soit par les racines, soit par contact direct sur les feuilles. Quand l'absorption se fait par les feuilles. Ces dernières subissent des brûlures voire la mort complète.

Vue sa toxicité pour la culture, le chlorure est parmi les éléments à surveiller dans les eaux destinées à l'irrigation. À ce point, on peut faire appel à plusieurs techniques d'analyse pour doser cet élément. Parmi ces techniques, on trouve la titrimétrie avec un seuil de détection de 5 mg/L, notamment le titrage avec le nitrate d'argent. Selon cette méthode, les chlorures sont dosés par une solution de nitrate d'argent (0.02 N) en présence de chromate de potassium (10%) dans un milieu neutre. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition d'une teinte rouge caractéristique du chromate d'argent [256]. Les normes de répartitions des sols selon Cl^- sont présentées dans le tableau 11.

Tableau 11 : Normes d'interprétation du chlorure (Bigak and Nielsen, 1972) [257].

Classe des ions chlorure (meq/l)	Interprétation
2- 4	Pas de risque de toxicité
4-10	Risque léger, spécialement pour les plantes sensibles
> 10	Risque de toxicité

II-2-5. Les sulfates

Les sulfates (SO_4^{2-}) sont des sels de l'acide sulfurique provenant de l'oxydation des minerais de sulfites, ou la présence de schistes, et peuvent être trouvés presque dans toutes les eaux naturelles, y compris les eaux souterraines. Dans les eaux souterraines, ces éléments se trouvent incorporés dans les pierres et les sols conteneurs des eaux sous forme des minéraux tels que le sulfate de calcium (le gypse), le sulfate de sodium, et le sulfate de magnésium, ou sous forme dissoute dans les eaux qui traversent ces conteneurs.

La concentration des sulfates est mesurée dans l'eau d'irrigation afin d'en prévenir les carences et d'en vérifier les excès potentiels, même si le soufre est rarement toxique pour les plantes. Ces dernières prouvent une grande tolérance aux sulfates.

Les sulfates sont dosés par la méthode néphélométrique. Cette méthode consiste à précipiter les sulfates en milieu chlorhydrique à l'état de sulfate de baryum. Le précipité obtenu est stabilisé

à l'aide d'une solution de Tween20. Les suspensions homogènes sont mesurées au moyen d'un colorimètre UV-Visible à 650 nm [256].

II-2-6. Les nitrates NO_3^-

Les nitrates (NO_3^-) sont des éléments du cycle naturel de l'azote dans le sol. Ce cycle représente les différents stades de transformation biologique des matières organiques provenant essentiellement des engrais et des déchets organiques. Selon ce cycle, trois types d'azote sont mis en place ; l'azote organique sous forme d'humus stable, l'azote ammoniacal sous forme transitoire transformable en nitrates, et l'azote nitrique. Ce dernier est caractérisé par une grande solubilité, et constitue la principale forme assimilée par les plantes. Lorsqu'il n'est pas utilisé par les plantes, il risque d'être perdu par lessivage ou par dénitrification [258]. Le passage de l'azote organique à l'azote minéral se fait par minéralisation.

Le dosage des nitrates se fait par la distillation classique "méthode Kjeldahl" avec un distillateur de marque Büchi unit B-323. Cette méthode est basée sur la récupération du distillat dans une solution d'acide borique et le titrage par l'acide chlorhydrique, après l'addition d'oxyde de magnésium calciné (1 à 2 g) pour le dosage l'ammonium, et l'alliage de Devarda (0,5 à 1 g) pour le dosage de nitrate. Les résultats sont exprimés en ppm [248]. Les normes de répartitions des sols selon NO_3^- sont présentées dans le tableau 12.

Tableau 12: Normes d'interprétation des nitrates DIAEA/DRHA/SEEN (2008) [249].

Classe du sol	NO_3^- (ppm)
Excellente	<5
Bonne	5-25
Moyenne	25-50
Mauvaise	>50

En plus des paramètres mesurés, l'étude simultanée de deux ou de plusieurs paramètres donne naissance à divers indices de qualité de l'eau. Le tableau 13 résume ces indices et leur formule de calcul.

Tableau 13 : Paramètres calculés et leur équation correspondante.

Indice	Equation
Pourcentage de sodium (Na %)	$\%Na = 100 * Na / (Ca + Mg + Na + K)$ (1)
Taux d'adsorption de sodium (RAS)	$RAS = Na / \sqrt{(Ca + Mg) / 2}$ (2)
Carbonate de sodium résiduel (RSC)	$RSC = (CO_3 + HCO_3) - (Ca + Mg)$ (3)
Indice de perméabilité (IP)	$IP = 100 * (Na + \sqrt{HCO_3}) / (Ca + Mg + Na)$ (4)
Rapport de Kelley (RK)	$RK = Na / (Ca + Mg)$ (5)
Dureté totale (DT)	$DT = 50 * (Ca + Mg)$ (6)
Risque de magnésium (RM)	$RM = 100 * Mg / (Ca + Mg)$ (7)

Les données mesurées ont été soumises à une analyse statistique à l'aide du logiciel SPSS. Les cartes de distribution ont été générées à l'aide de l'interpolation spatiale IDW à l'aide d'ArcGIS. Les diagrammes de la qualité de l'eau ont été dessinés à l'aide de Diagrammes - logiciel d'hydrochimie, version 4.0 [259].

Chapitre III : Résultats et discussion

I. Etude de la qualité physico-chimique des eaux souterraines dans la zone de Sed El Mesjoune

I-1. Tests hydrochimiques et éléments solubles

La prospection de la zone d'étude a été faite en exploitant des forages et des puits dans la zone d'étude. Les profondeurs sont comprises entre 25 et 450 m (tableau 14).

Les résultats des analyses des différents paramètres physico-chimiques de ces eaux souterraines, ainsi que les indices qui en découlent sont présentés dans les tableaux 14 et 15.

Tableau 14 : Statistiques descriptives du niveau d'eau et du bilan ionique dans la zone d'étude.

Paramètre	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type	Coefficient de variation (%)
Profondeur de puits (m)	112,1	25	450	79,4	7,6
pH	7,7	7,0	8,5	0,4	4,7
EC (dS/m)	5,7	1,3	77,2	10,9	193,5
NH₄⁺ (ppm)	6,1	0,0	18,0	5,7	93,4
NO₃⁻ (ppm)	49,1	3,9	161,2	34,1	69,5
Cl (meq/l)	43,2	6,8	880,0	110,2	254,8
CO₃²⁻ (meq/l)	0,5	0,0	2,5	0,7	156,8
HCO₃⁻ (meq/l)	6,6	1,0	15,0	3,9	59,6
SO₄²⁻ (meq/l)	16,9	0,1	268,9	40,9	242,8
Ca²⁺ (meq/l)	8,1	2,6	43,4	6,9	84,9
Mg²⁺ (meq/l)	14,3	1,4	111,3	19,7	137,1
Na⁺ (meq/l)	43,4	4,3	1036,3	129,0	297,4
K⁺ (meq/l)	0,9	0,01	16,4	2,4	260,4

Tableau 15 : Statistiques descriptives des indices calculés.

Indice	Moyenne	Maximum	Minimum	Ecart-type	Coefficient de variation (%)
%Na	51,5	96,1	24,7	17,4	33,9
PI	52,1	95,4	25,4	17,0	32,7
RSC	-15,4	0,0	-123,8	23,1	-150,2
KR	2,1	24,7	0,3	3,7	177,2
TH	1121,2	6316,0	270,0	1192,0	106,3
RM	54,8	90,3	16,9	17,5	31,9
RAS	11,6	142,3	1,4	22,8	196,3

Avant d'entamer l'interprétation des résultats, il convient d'indiquer que le fait d'avoir des limites de toxicité pour l'eau d'irrigation est assez compliqué à cause des réactions qui peuvent se passer quand l'eau atteint le sol. Ces réactions chimiques peuvent inactiver les éléments potentiellement dangereux de l'eau. Cependant, ces éléments peuvent s'accumuler dans le sol jusqu'à atteindre des niveaux de toxicité pour les plantes.

Les résultats analytiques des eaux souterraines dans la zone de Sed EL Mesjoune montrent que la conductivité électrique varie, dans une large gamme, entre 1,3 et 77,2 dS/m avec une moyenne de 5,7 dS/m. 61 % des puits ont violé la limite autorisée pour être utilisés à des fins d'irrigation selon Wilcox (1955) [260], du fait que 37 % des puits sont douteux et 24 % ne conviennent pas carrément à l'irrigation. Dans toute la zone étudiée seulement 39 % des puits sont classés comme admissibles pour l'irrigation, mais aucun échantillon n'est considéré bon ou excellent.

La majorité des puits avec des eaux non convenables à l'irrigation sont situés au côté Sud de Sed El Mesjoune, particulièrement vers la partie Sud-Est, à l'exception des puits P67 et P65 qui ont une eau douteuse. Cette catégorie comprend également quelques puits du côté Nord (P27) en bordure du lac et certains puits de la partie Est (P43, P44, P49 et P50). La zone caractérisée par des eaux douteuses à l'utilisation est étendue au Nord et au Sud-Ouest, alors que les eaux à usage autorisé occupent quelques emplacements dans l'extrême Nord, les zones Nord-Sud et Sud-Ouest (figure 12).

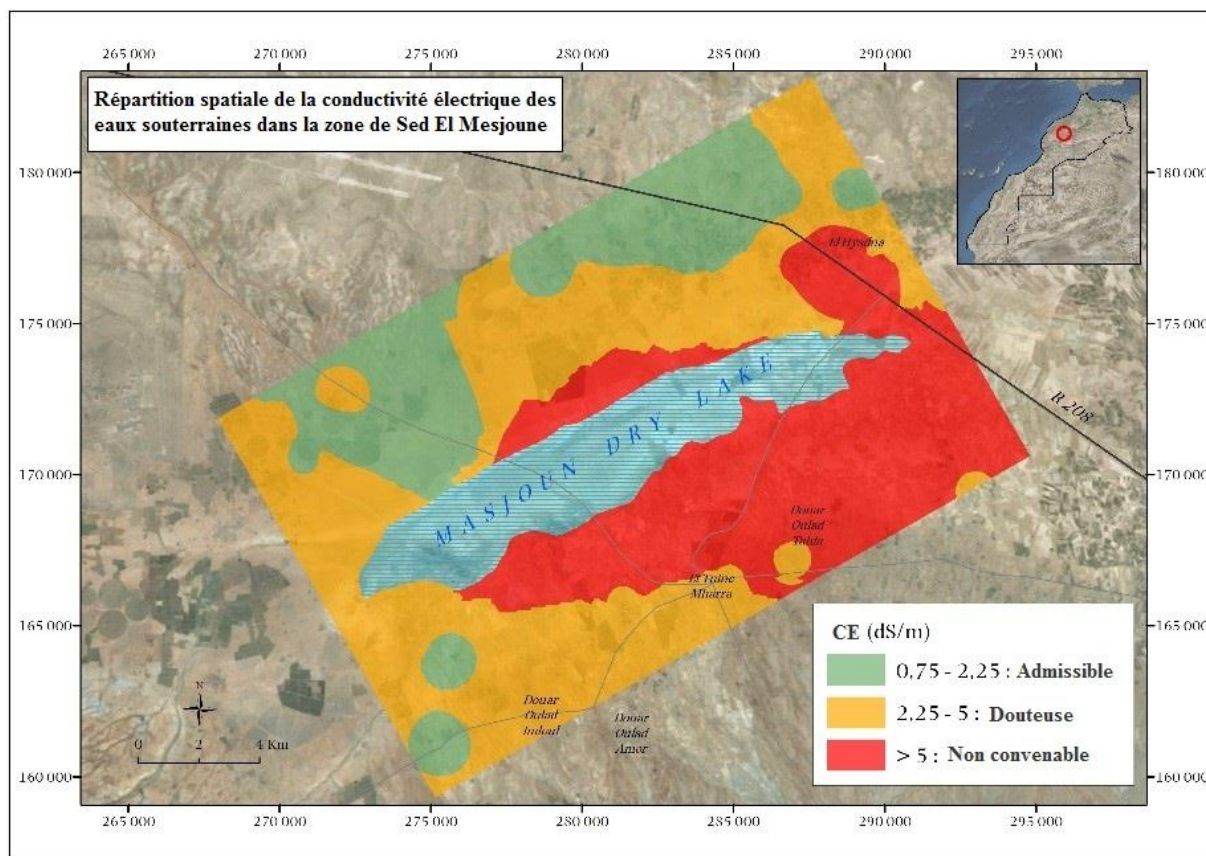


Figure 12 : Carte de répartition de la conductivité électrique des eaux souterraines dans la zone de Sed EL Mesjoune.

La corrélation de Pearson entre les différents paramètres (tableau 16) révèle une relation significative entre CE et chacun des ions Cl^- (0,83), Na^+ (0,85), SO_4^{2-} (0,76), et Ca^{2+} (0,58). Ceci met en évidence la responsabilité de ces éléments pour la salinité de l'eau. Cl^- montre une forte corrélation avec Na^+ (0,99), présumant facilement l'existence de l'halite (NaCl) dans l'eau. Une corrélation non négligeable se trouve également entre Mg^{2+} et SO_4^{2-} (0,81), ce qui peut supposer l'existence de certaines quantités de sulfate de magnésium (MgSO_4) sous forme précipitée. En considérant séparément les groupes anioniques et cationiques, une corrélation significative figure entre Cl^- et SO_4^{2-} (0,74) d'une part, et entre Ca^{2+} et Mg^{2+} (0,50) d'autre part, indiquant probablement une source commune de chaque couple de ces ions.

Tableau 16. Coefficients de corrélation de Pearson pour les paramètres des eaux souterraines.

	pH	CE	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
pH	1											
CE	0,01	1										
NH ₄ ⁺	0,54**	0,01	1									
NO ₃ ⁻	0,43**	-0,05	0,49**	1								
Cl ⁻	-0,02	0,83**	0,11	-0,02	1							
CO ₃ ²⁻	0,69**	0,01	0,58**	0,34**	-0,04	1						
HCO ₃ ⁻	-0,62**	-0,16	-0,28*	-0,19	-0,14	-0,42**	1					
SO ₄ ²⁻	-0,18	0,76**	-0,05	-0,13	0,74**	-0,18	0,03	1				
Ca ²⁺	-0,42**	0,58**	-0,30*	-0,30*	0,45**	-0,26*	0,18	0,66**	1			
Mg ²⁺	-0,36**	0,35**	-0,08	-0,11	0,38**	-0,26*	0,31*	0,81**	0,50**	1		
Na ⁺	-0,02	0,85**	0,10	-0,03	0,99**	-0,04	-0,13	0,78**	0,47**	0,41**	1	
K ⁺	0,08	0,32**	-0,10	-0,03	0,40**	-0,12	-0,32**	0,36**	0,09	0,09	0,41**	1

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

L'abondance des ions, en moyenne, est dans l'ordre Na⁺>Mg²⁺>Ca²⁺>NH₄⁺>K⁺ pour les cations et NO₃⁻>Cl⁻>SO₄²⁻>HCO₃⁻>CO₃²⁻ pour les anions. Par rapport à certaines études dans des pays ayant des conditions climatiques identiques ou similaires, la classification des anions n'a montré aucune différence. Cependant, l'abondance des cations s'est avérée légèrement différente. Ainsi, en étudiant 60 échantillons des eaux souterraines prélevés dans la région de Hail en Arabie Saoudite, Abdel-Satar et al. (2017) [261] ont trouvé que Ca²⁺, suivi de Na⁺ constituent les cations prédominants, tandis que Ebrahimi et al. (2016) [262] ont souligné la prévalence du Na⁺ suivi du Ca²⁺, après avoir analysé 15 échantillons d'eau souterraine, collectés dans le bassin de Damghan en Iran.

Considérant la variabilité, Cl⁻ est le plus variable par rapport aux autres anions (CV = 255%) avec des valeurs allant de 6,8 à 880 meq/l et une moyenne de 43,2. Pour sa part, Na⁺ montre la

plus grande variabilité parmi les cations (CV=297%) avec des valeurs allant de 4,3 à 1036 meq/l, et une valeur moyenne de 43,4 meq/l. Une grande variabilité est montrée également pour K^+ (CV=260 %) avec des valeurs comprises entre 0,0084 et 16,4 meq/l et une moyenne de 0,93 meq/l. Cependant, ce cation constitue l'élément mineur qui ne joue aucun rôle dans l'hydrochimie des eaux souterraines et ne montre aucune corrélation avec les autres éléments. Le diagramme trilinéaire de Piper [263] a été utilisé pour mettre en évidence les relations chimiques entre les échantillons d'eau ainsi que pour définir les faciès hydrochimiques. La majorité des faciès sont à chlorure de sodium et chlorure de calcium et magnésium (figure 13). Ce constat rejoint ceux rapportés par El Mokhtar et al. (2012) [247]. A en juger par le fait qu'il y a un échange habituel qui se produit lorsque des argiles riches en Mg sont en contact avec des eaux riches en Ca^{2+} ou Na^+ , Appelo et Postama (2005) [264] et El Mokhtar et al. (2012) [247] ont expliqué la composante magnésienne par un échange de cations entre les eaux souterraines et le complexe argileux bien développé dans les dépôts plioquaternaires.

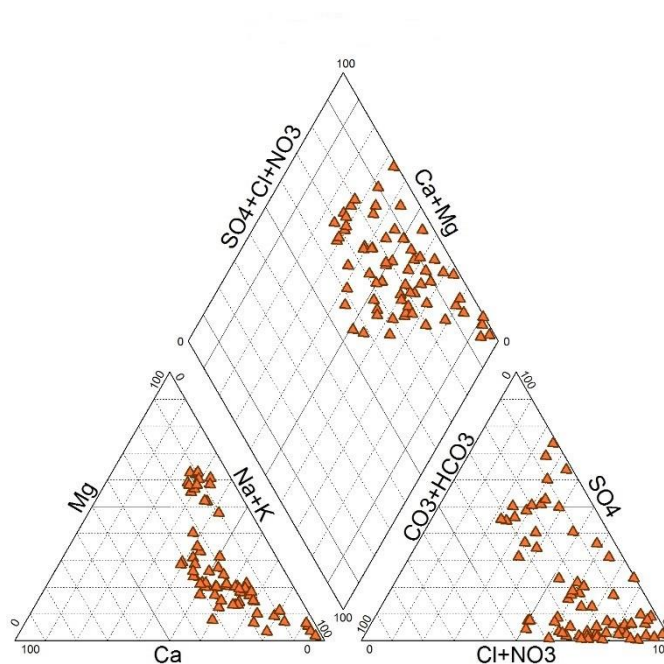


Figure 13 : Diagramme de Piper pour les eaux souterraines dans la zone de Sed EL Mesjoune.

En conclusion, les eaux souterraines du bassin au-dessous de la sebkha de Sed El Mesjoune ont une charge saline généralement élevée, du fait que de nombreux puits sont saumâtres à salins. Afin de définir l'origine de la salinité dans cette région, des analyses isotopiques ont été réalisées

par El Mokhtar et al. (2012) [247] en utilisant des isotopes stables de l'oxygène 18 (^{18}O) et du deutérium (^2H) après avoir effectué un échantillonnage à différentes profondeurs et niveaux de salinité. Les résultats ont montré l'effet de l'évaporation sur le processus de salinisation, que ce soit en eau de surface ou en eau profonde. Ce phénomène se produit habituellement par les eaux de pluie et de ruissellement qui subissent une évaporation avant et pendant l'infiltration.

I-2. Sodicité

La sodicité mesure la quantité de sodium dans l'eau. Le danger de cet élément peut être quantifié par son abondance, soit en considérant seulement les teneurs en Ca^{2+} et Mg^{2+} en utilisant RAS, soit par rapport à la quantité de tous les cations présents dans l'eau exprimée par Na%. Ces deux indices sont reliés chacun à CE par un diagramme.

I-2-1. Pourcentage de sodium

Le pourcentage de sodium (Na%) par rapport aux autres cations, exprimé par Na%, est défini par l'équation 1 (tableau 13). Une quantité excessive de sodium dans l'eau d'irrigation peut affecter la perméabilité du sol et provoquer des effets osmotiques entraînant, par conséquent, une restriction des rendements agricoles ([265] ; [266]). Dans la zone d'étude, ce paramètre varie entre 25 et 96 %, avec une moyenne de 51 %. Selon Wilcox (1955) [260], les eaux souterraines autour de la sebkha de Sed El Mesjouna sont regroupées en quatre catégories : 27% des puits sont bons ; 46% sont autorisés à l'irrigation ; 21% sont douteux et 6% sont inappropriés. Cependant, aucun des échantillons n'appartient à la catégorie excellente (tableau 17).

Tableau 17. Classification des eaux souterraines dans la zone d'étude en se basant sur le % Na selon Wilcox (1955) [260].

%Na	Classification	Pourcentage de puits
<20	Excellent	0
20-40	Bon	27
40-60	Permis	46
60-80	Douteux	21
>80	Inapproprié	6

La considération simultanée de Na% et CE par le diagramme de Wilcox (figure 14) montre que 27 puits sur 67 (40,3%) tombent dans la gamme de la catégorie excellente, 17 (25,4 %) dans la

bonne catégorie, 18 (26,9%) dans la catégorie admissible, et 5 (7,4%) dans la catégorie douteuse.

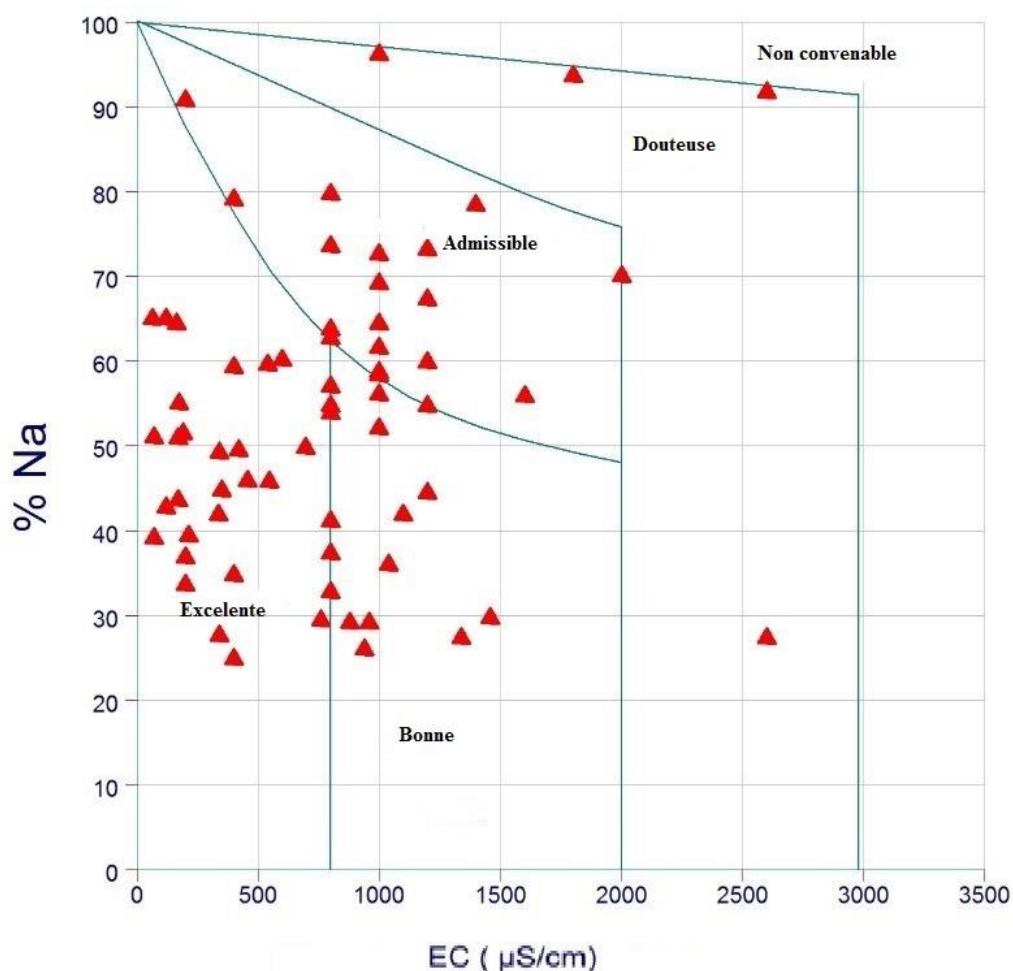


Figure 14 : Diagramme de Wilcox pour les eaux souterraines dans la zone de Sed EL Mesjoune.

I-2-2. Rapport d'absorption de sodium

Le rapport d'absorption de sodium (RAS) est un indice important pour évaluer l'adéquation de l'eau à l'irrigation. Ce paramètre est défini par l'équation 2 (tableau 13). L'excès de Na^+ au profit des cations échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} peut remplacer le plus souvent ces deux cations dans le complexe absorbant. Ce déplacement conduit à la dispersion des particules du sol saturé en sodium puis à la destruction de la structure du sol [267]. Le tableau 15 montre que le RAS

moyen des eaux souterraines de la zone d'étude est de 11,6 ($\text{meq}^{1/2} \cdot \text{l}^{-1/2}$), variant entre 1,4 et 142,4 ($\text{meq}^{1/2} \cdot \text{l}^{-1/2}$) avec une grande variabilité ($\text{CV}=196,3\%$). Selon Richards (1954) [45], la majorité des puits (81 %) présentent des valeurs RAS faibles, tandis que 9 ; 4 et 6 % présentent des taux moyens, élevés, et très élevés, respectivement. Les valeurs RAS élevées sont concentrées dans le Sud et dans l'extrême Est, et s'accroissent progressivement vers le lac de Sed El Mesjoune (figure 15).

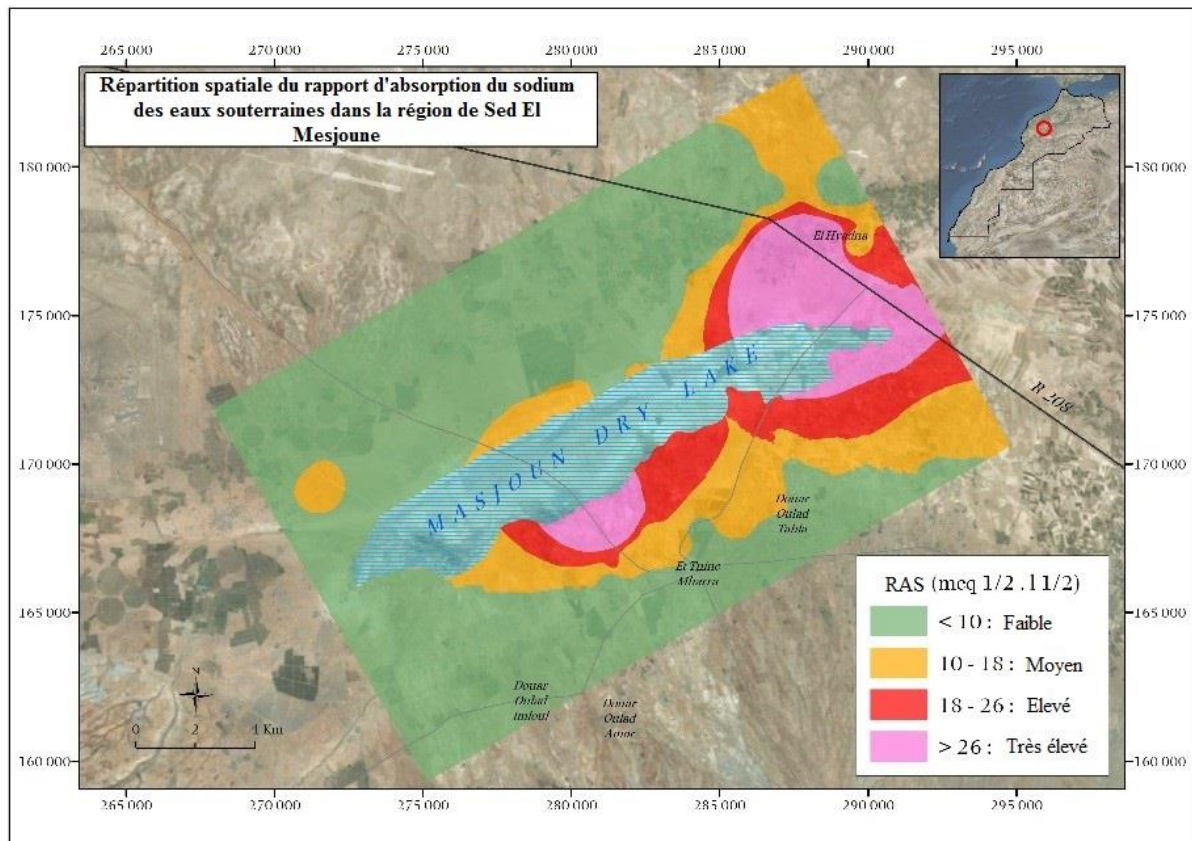


Figure 15 : Carte de répartition du RAS des eaux souterraines dans la zone de Sed El Mesjoune.

L'évaluation de RAS en fonction de la CE par le diagramme de Richards (1954) [45] (figure 16) révèle que la majorité des échantillons appartiennent aux classes C3S1, C2S1 et C3S2, ce qui traduit leur bonne à moyenne qualité pour l'irrigation.

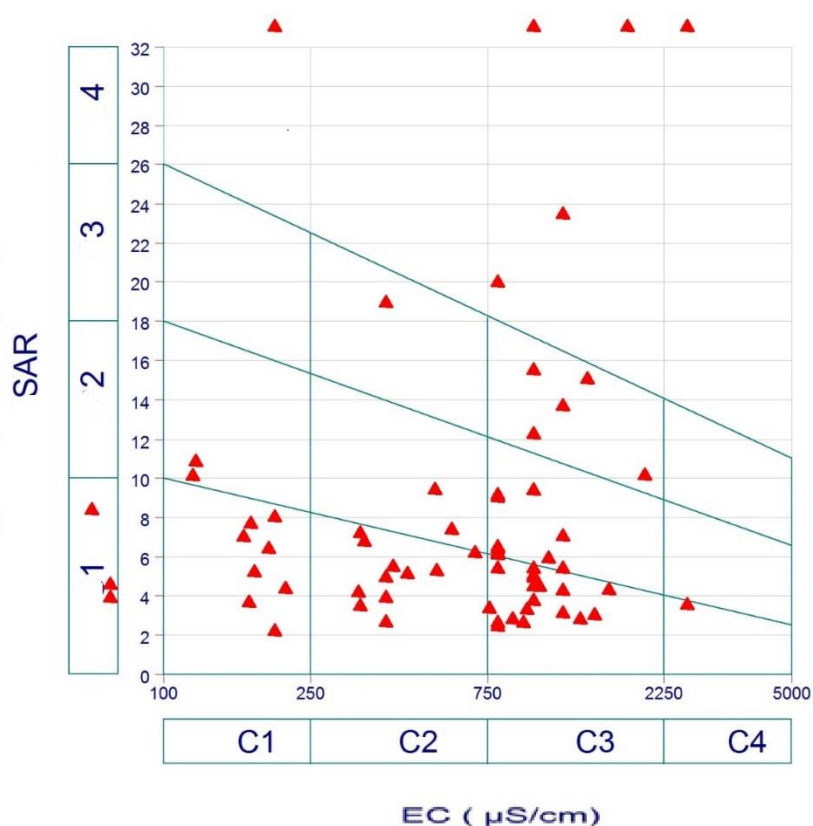


Figure 16 : Classification USSL des eaux souterraines dans la zone de Sed El Mesjoune.

I-2-3. Carbonate de sodium résiduel

Le carbonate de sodium résiduel (RSC) calculé par l'équation 3 (tableau 13), est un autre indice pour évaluer le danger du sodium. Ceci est expliqué par le fait qu'une quantité élevée de bicarbonates dans l'eau augmente la proportion relative de Na sous la forme NaHCO_3 , par conséquent, la précipitation de Ca^{2+} et de Mg^{2+} sous forme de bicarbonates dans le sol augmente [268]. La présence de carbonate et de bicarbonate dans les eaux souterraines est principalement due à la dissolution de carbonate, à l'altération, et à l'acide carbonique dans les aquifères [269].

Dans la zone d'étude, tous les échantillons d'eau ont des valeurs RSC négatives, à l'exception d'un seul puits qu'il a une valeur nulle représentant la valeur maximale, tandis que -15,39 et -123,82 sont les valeurs moyennes et minimales, respectivement. Les valeurs négatives révèlent que le niveau de carbonate et de bicarbonate dans l'eau est inférieur aux niveaux de calcium et de magnésium, ce qui implique l'inexistence d'une quantité résiduelle de carbonate qui peut réagir avec le sodium et intensifier le risque d'alcalinité dans le sol.

I-3. pH et niveau piézométrique

Par rapport aux autres paramètres, le pH a une variation plus faible (CV de 4,7 %), avec des valeurs allant de 7,0 à 8,5 et une valeur moyenne de 7,8. La carte de distribution du pH (figure 17) indique que la majorité des puits de la zone autour de Sed El Mesjouna a un pH alcalin, à l'exception de quelques endroits sporadiques, où le pH est légèrement alcalin. Ceci est également affirmé par la corrélation de Pearson où une forte corrélation a été trouvée entre le pH et le CO_3^{2-} (0,72), plutôt que le NH_4^+ (0,54).

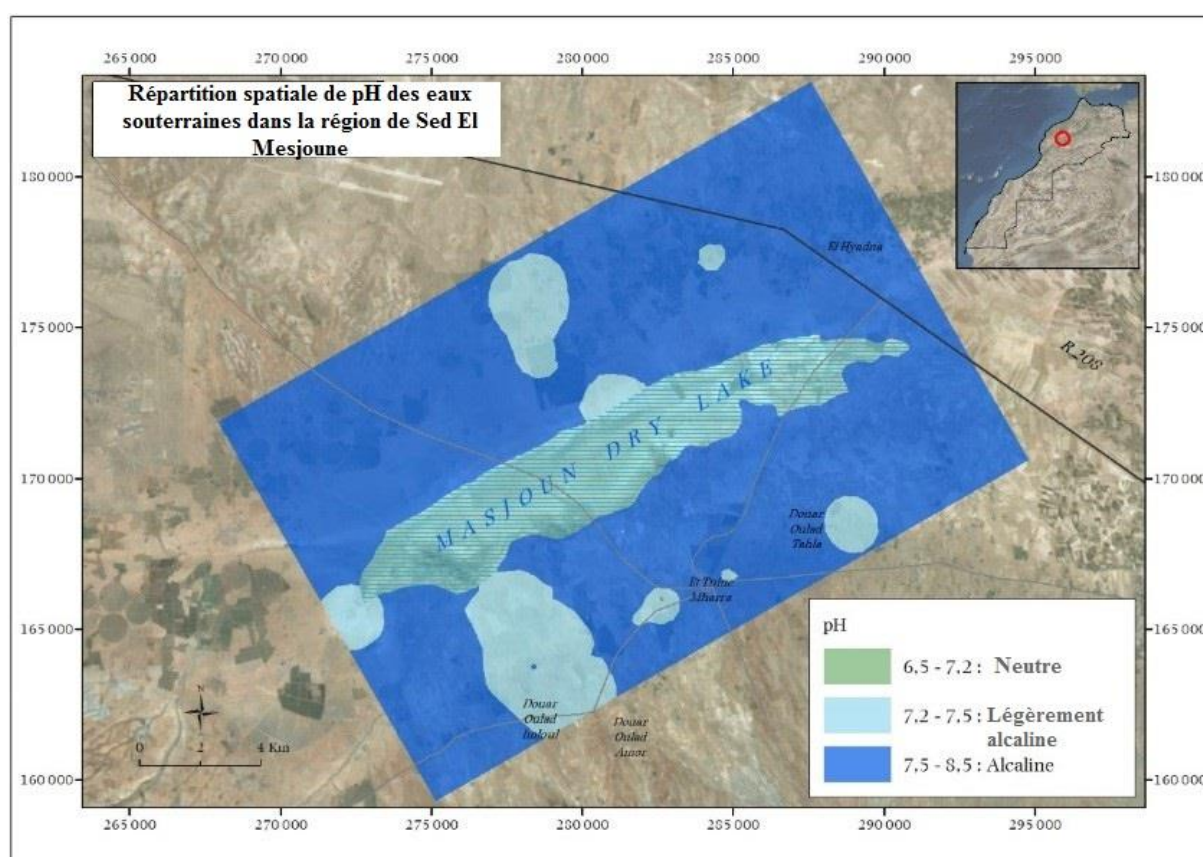


Figure 17 : Carte de répartition du pH dans la zone de Sed El Mesjouna.

Le niveau piézométrique dans la zone d'étude varie entre 268 et 408 m avec 360 m comme valeur moyenne. La carte de répartition du niveau piézométrique (figure 18) montre des valeurs relativement plus faibles dans le côté Nord-Est de Sed El Mesjouna, en particulier dans l'extrême-Est, tandis que les valeurs élevées sont enregistrées dans le côté Sud, plus fortement vers la partie centrale.

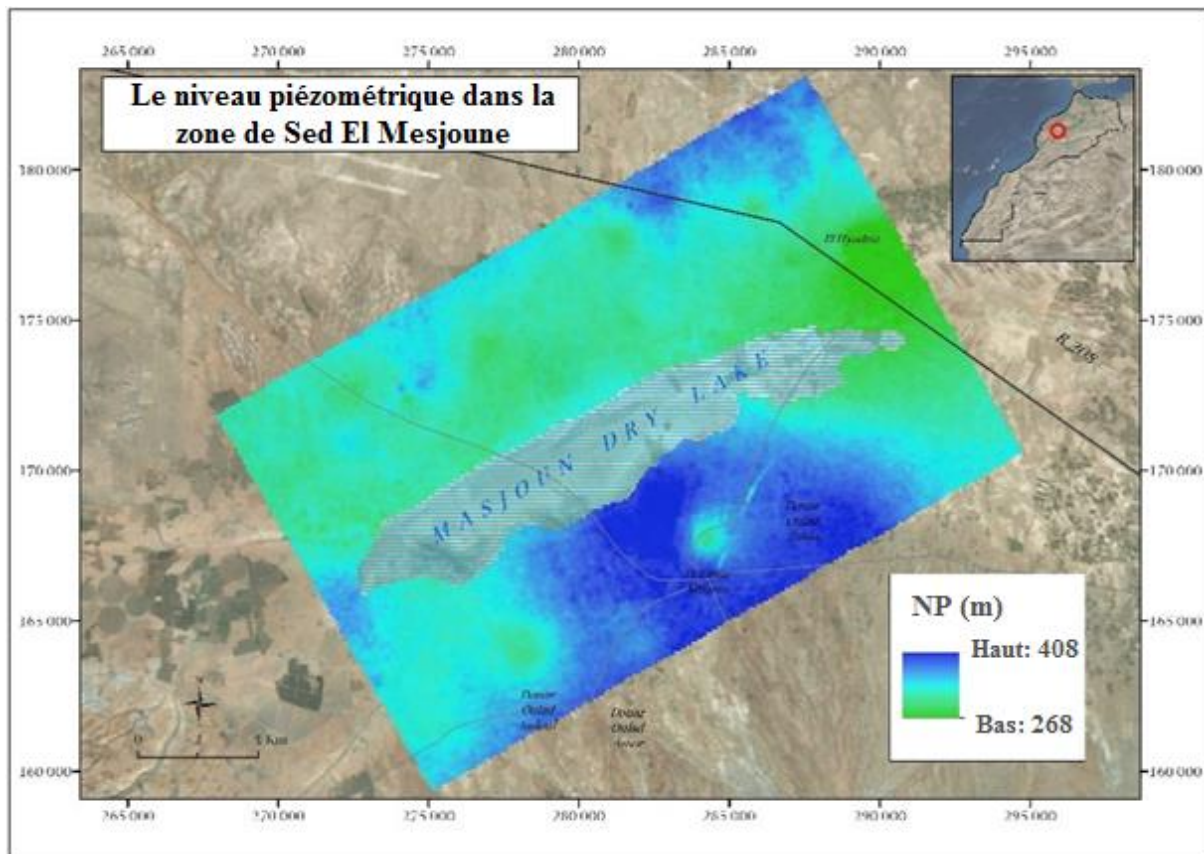


Figure 18 : Carte de répartition du niveau piézométrique dans la zone de Sed El Mesjoune.

I-4. Indices d'adéquation des eaux à l'irrigation

I-4-1. Indice de perméabilité

Les problèmes de perméabilité sont essentiellement attribués à l'effet commun de l'eau d'irrigation stagnante, et à la teneur en sodium, calcium, magnésium et bicarbonate dans le sol [270]. L'indice de perméabilité (IP) est calculé selon l'équation 4 (tableau 13). Ce paramètre varie dans notre cas entre 25,4 et 95,4 %, avec 52 % en moyenne. Selon Doneen (1966) [271], 10 % des puits sont considérés excellents pour l'irrigation ($PI > 75\%$) et 90 % sont bons ($25 < PI < 75$), cependant, aucun des échantillons n'appartient à la catégorie non favorable ($PI < 25$).

I-4-2. Rapport de magnésium

Des quantités excessives de magnésium dans l'eau d'irrigation peuvent entraîner une dégradation de la qualité du sol, entraînant ainsi une réduction des rendements des cultures. Le danger du magnésium est évalué en utilisant le rapport magnésium (RM), qui est calculé selon

l'équation 7 (tableau 13). Dans la zone d'étude, le RM varie de 17 à 90 % avec un CV de 32 % et une valeur moyenne de 55 %. Selon Raghuanth (1987) [272], 43 % des puits sont classés, dans la catégorie convenable ($RM < 50\%$), tandis que 57 % ne sont pas adéquat à l'irrigation ($RM > 50\%$).

I-4-3. Dureté totale

La dureté totale (DT), définie par l'équation 6 (tableau 13), est un indice permettant d'évaluer l'abondance des cations divalents Ca^{2+} et Mg^{2+} dans l'eau. Dans notre cas, le DT varie largement ($CV=106\%$) avec des valeurs allant de 270 à 6316 mg/l, et une valeur moyenne de 1121 mg/l. Etant donné que tous les échantillons dépassent 180 mg/l, les eaux souterraines de la zone d'étude sont considérées, selon Durfor et Becker (1964) [273], très dures en raison de la présence excessive d'ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- .

I-4-4. Rapport de Kelley

Le rapport de Kelley (RK) est un paramètre suggéré par Kelley et al. (1940) [274] pour indiquer le rapport du sodium à la somme du calcium et du magnésium, selon l'équation 5 (tableau 13). Cet indice ne doit pas dépasser un. Si c'est le cas, l'eau devient inadéquate à l'irrigation en raison de la quantité excessive de sodium. Concernant nos données, RK a une large gamme entre 0,3 et 24,5 avec une valeur moyenne de 2,1. 58% des puits ne sont pas convenables à l'irrigation.

I-5. Risque lié au chlorure

Le chlorure est un élément commun qui existe dans toutes les eaux naturelles généralement à de faibles concentrations (< 10 meq/l). Lorsque le niveau de chlorure augmente, cet élément devient nocif pour les plantes en se déplaçant avec l'eau du sol pour s'accumuler dans les feuilles quand il est non absorbé par le sol [275]. Les données du présent travail soulignent le risque évident de chlorure dans la zone d'étude. En effet, tous les échantillons dépassent 4 meq/l ce qui signifie, selon Bigak et Nielsen (1972) [257], une tendance à la toxicité Cl^- , en particulier pour les cultures sensibles, alors que 85% des puits dépassent énormément la limite (10 meq/l). Les valeurs sont comprises entre 6,8 et 880 meq/l avec 43,2 meq/l en moyenne et un CV de 255%. Le risque lié au chlorure a également été rapporté par Zouahri et al., (2015) [276], qui ont trouvé que 68% des puits de la région de Skhirat (nord-ouest du Maroc) avaient $Cl^- > 10$ meq/l, alors que seulement 3% avaient Cl^- entre 2 et 4. Selon la carte de répartition (figure 19), il n'y a que deux petites localités avec $4 < Cl^- < 10$ meq/l, situées dans la zone nord de Sed EL Mesjoune. Les chlorures pourraient provenir largement de la lixiviation de l'eau de retour d'irrigation à travers les sols salins.

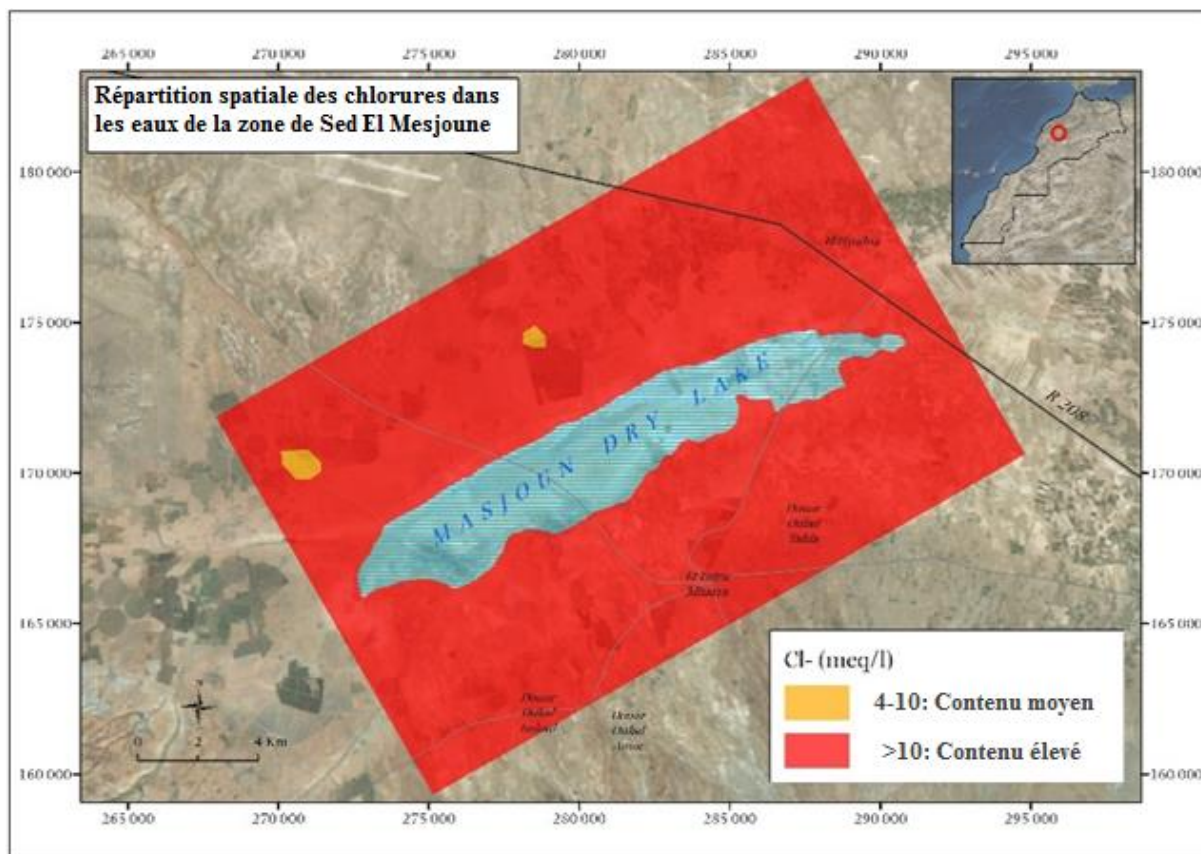


Figure 19 : Carte de répartition du chlorure dans la zone de Sed El Mesjoun.

I-6. Risque lié aux nitrates

Les composés azotés NO_3^- et NH_4^+ sont présents dans les échantillons d'eau souterraine à des niveaux variables. Pour le NO_3^- la valeur moyenne est de l'ordre de 49,1 mg/l avec des valeurs allant de 3,9 à 161,2 mg/l, tandis que pour le NH_4^+ , la moyenne est de 6,1 mg/l avec une plage de 0 à 18 mg/l. Parmi ces deux éléments, le nitrate est la forme d'azote la plus soluble qui constitue un indice de pollution lorsqu'il est présent à un niveau élevé [277]. Selon les directives de qualité de l'eau d'irrigation [278], les concentrations acceptées ne doivent pas dépasser 5 mg/l. Lorsque la concentration est comprise entre 5 et 30 mg/l, l'eau doit être utilisée avec certaines précautions. Selon les données de cette étude, seulement 3 puits sur 67 ont respecté le niveau d'utilisation recommandé, tandis que 43 puits ont violé la limite autorisée en dépassant 30 mg/l. Le reste des échantillons doivent être utilisés avec une restriction modérée à légère. Cette dernière catégorie est concentrée principalement dans la partie sud-ouest de Sed EL Mesjoun (figure 20).

Une quantité excessive de NO_3^- dans l'eau peut être attribuée essentiellement à l'utilisation abusive du fumier et des engrais azotés dans l'agriculture, en plus des déchets ménagers susceptibles de se transformer en nitrates dans le sol [269].

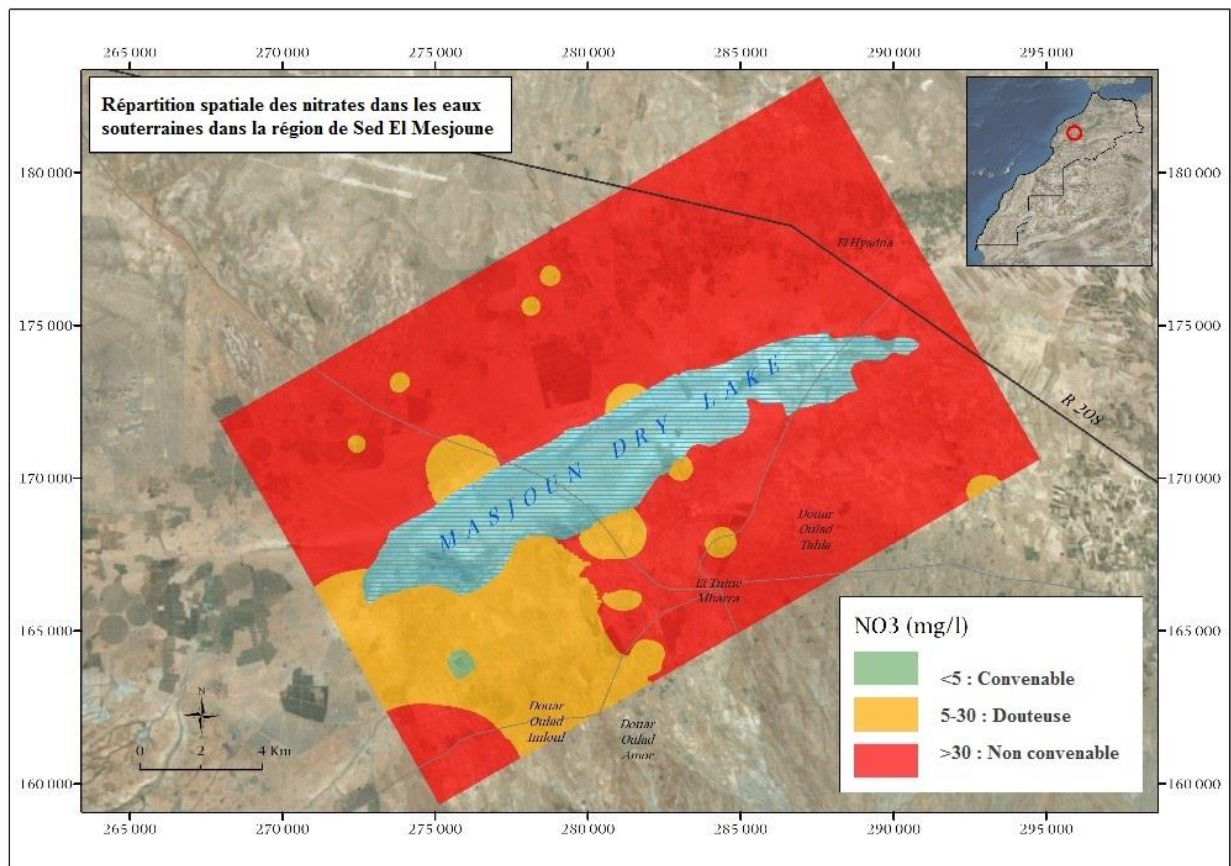


Figure 20 : Carte de répartition des nitrates dans la zone de Sed El Mesjoune

II) Etude de la qualité physico chimique des sols aux alentours de Sed El Mesjoune

Les analyses chimiques sont considérées comme une photographie de l'état chimique du sol, afin d'analyser les pratiques de fertilisation passées et d'établir une stratégie pour les années à venir.

Les résultats des analyses physicochimiques de 95 sites aux alentours du sebkha de Sed El Mesjoune sont rapportés dans le tableau 18.

Tableau 18 : Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques des sols dans la zone d'étude.

Paramètre	Profondeur (cm)	Minimum	Maximum	Moyenne	Std dev
pH (H ₂ O)	0-20	7,57	9,37	8,30	0,46
	20-40	7,54	9,56	8,34	0,47
pH (KCl)	0-20	6,99	9,01	7,81	0,52
	20-40	6,93	8,89	7,79	0,51
$\Delta(\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} - \text{pH}_{\text{KCl}})$	0-20	0,00	0,99	0,49	0,27
	20-40	0,11	1,04	0,56	0,24
CE (dS/m)	0-20	23,70	169,70	23,70	36,87
	20-40	0,28	166, 30	17,94	29,99
P ₂ O ₅ (ppm)	0-20	2, 31	1255,50	113,89	205,51
	20-40	0, 33	837,00	77,65	117,82
K ₂ O (ppm)	0-20	60,25	1994,28	598,63	389,41
	20-40	48,20	1943,06	541,77	379,86
MO (%)	0-20	0,03	6,72	1, 34	1,04
	20-40	0,11	3,58	1,20	0,78
CEC (meq/100g)	0-20	5,78	82,19	26,13	15, 34
	20-40	5,78	94, 39	27,86	18, 30
PSE (%)	0-20	1,87	866,04	40,16	105, 30
	20-40	0,64	479,25	39,21	93,26
RAS (meq ^{1/2} .g ^{-1/2})	0-20	0	19,01	1,74	3,00
	20-40	0	16,16	1,49	2,49
Structure granulométrique	Argile (%)	13,14	67,45	32,47	10,95
	Limon (%)	8,10	56,92	24,70	10, 32
	Sable (%)	5,86	67,69	42,83	12,12
	CaCO ₃ (%)	0	37,41	9,03	8,47

II-1. Le pH

La majorité des sites (62,8% et 61% pour les deux profondeurs (0-20cm) et (20-40cm) respectivement), sont moyennement basiques, les autres sites sont faiblement basiques à alcalins. Les valeurs moyennes de pH à la profondeur 0-20 cm sont de l'ordre de 8,30 pour

pH(H₂O) et 7,81 pour pH(KCl). A la profondeur 20-40 cm ces valeurs deviennent 8,34 pour pH(H₂O) et 7,79 pour pH(KCl). L'acidité d'échange pH (KCl) est déterminée par la mise du sol en suspension dans la solution du sol, ce dernier a pour objet de chasser les H⁺ fixés sur le complexe argilo-humique. La différence Δ(pHH₂O-pHKCl) égale en moyen à 0,5 pour (0-20cm) et 0,6 pour (20-40cm). (Figures 21 et 22 ; tableau 18).

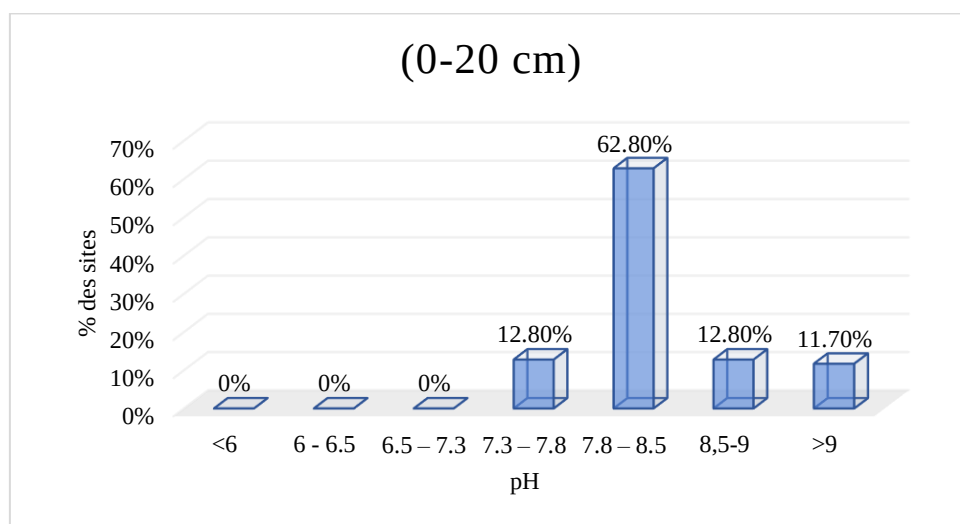


Figure 21 : Répartition de pH des sols à la profondeur 0-20 cm dans la zone de Sed El Mesjoune.

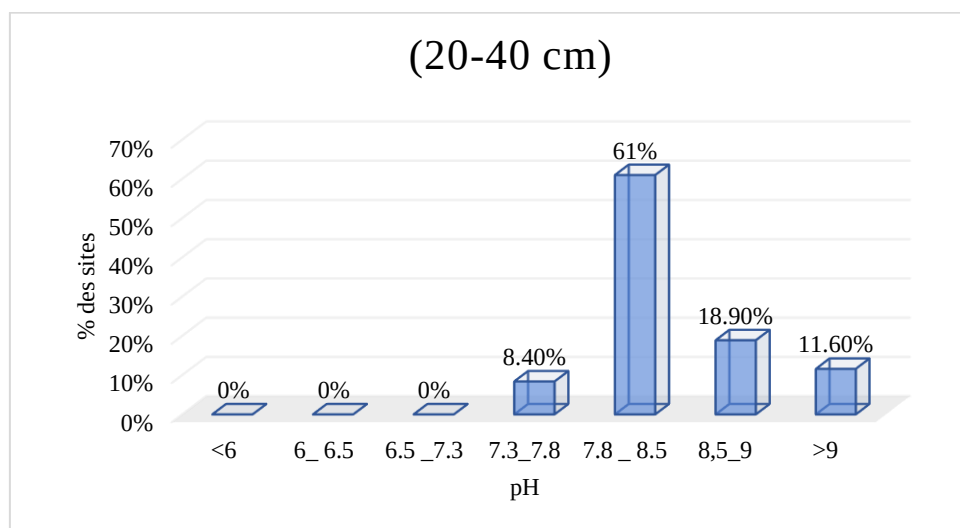


Figure 22 : Répartition de pH des sols à la profondeur (20-40 cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

II-2. La conductivité électrique

Issue de la géophysique, la conductivité est une méthode qui exploite les propriétés de conductance électrique du sol pour en évaluer la quantité des ions dissous dans la solution du sol.

Dans cette région, la conductivité électrique moyenne est de l'ordre de 23,7 dS/m dans la profondeur 0-20cm et 17,94 dS/m dans la profondeur 20-40cm. Malgré qu'un grand pourcentage des sites pour les deux profondeurs (42,1 % pour 0-20cm et 45,3 % pour 20-40cm) soit non salin, plus que la moitié des sites sont salins avec des niveaux de salinité variés, allant de peu salins à très fortement salins. Cette dernière catégorie est plus prononcée pour le sol superficiel, dû évidemment à l'accumulation des sels à la surface après l'évaporation (Figures 23 et 24 et tableau 18). La carte de répartition spatiale de la conductivité électrique à l'horizon 0-20 cm montre une augmentation graduelle en direction des bords de la sebkha, qui s'accroît à son extrémité est et Sud-Ouest (figure 25).

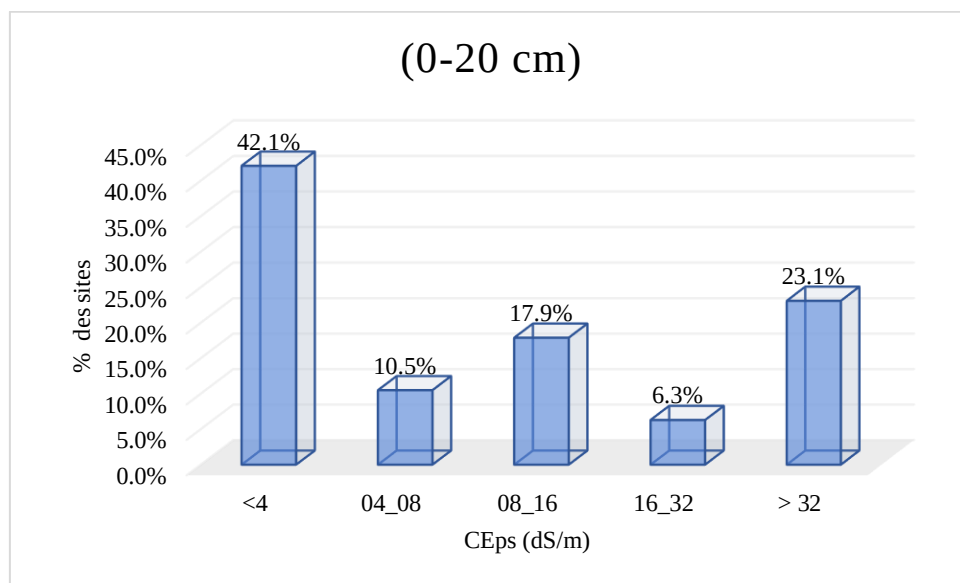


Figure 23 : Répartition de CEps des sols à la profondeur (0-20 cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

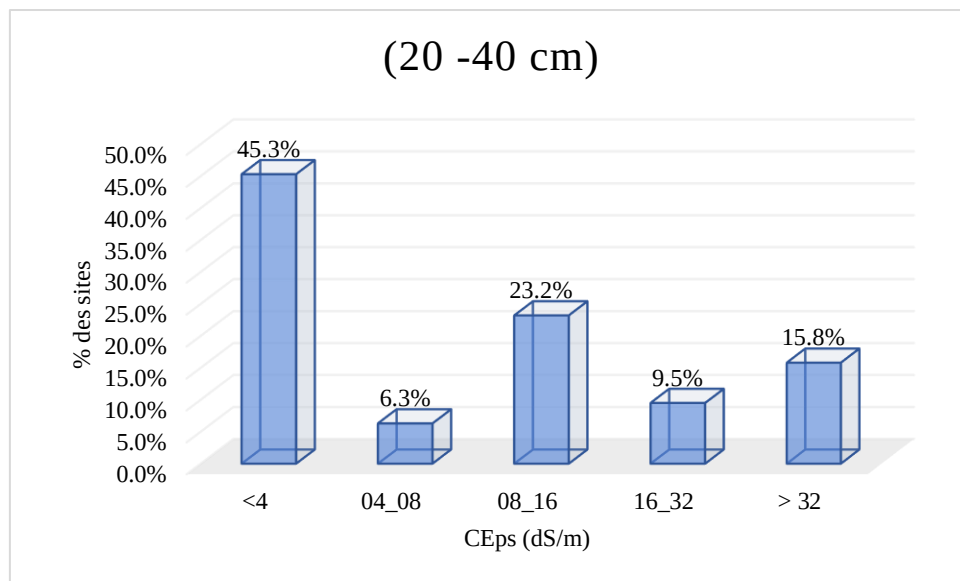


Figure 24 : Répartition de CEps des sols à la profondeur (20-40 cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

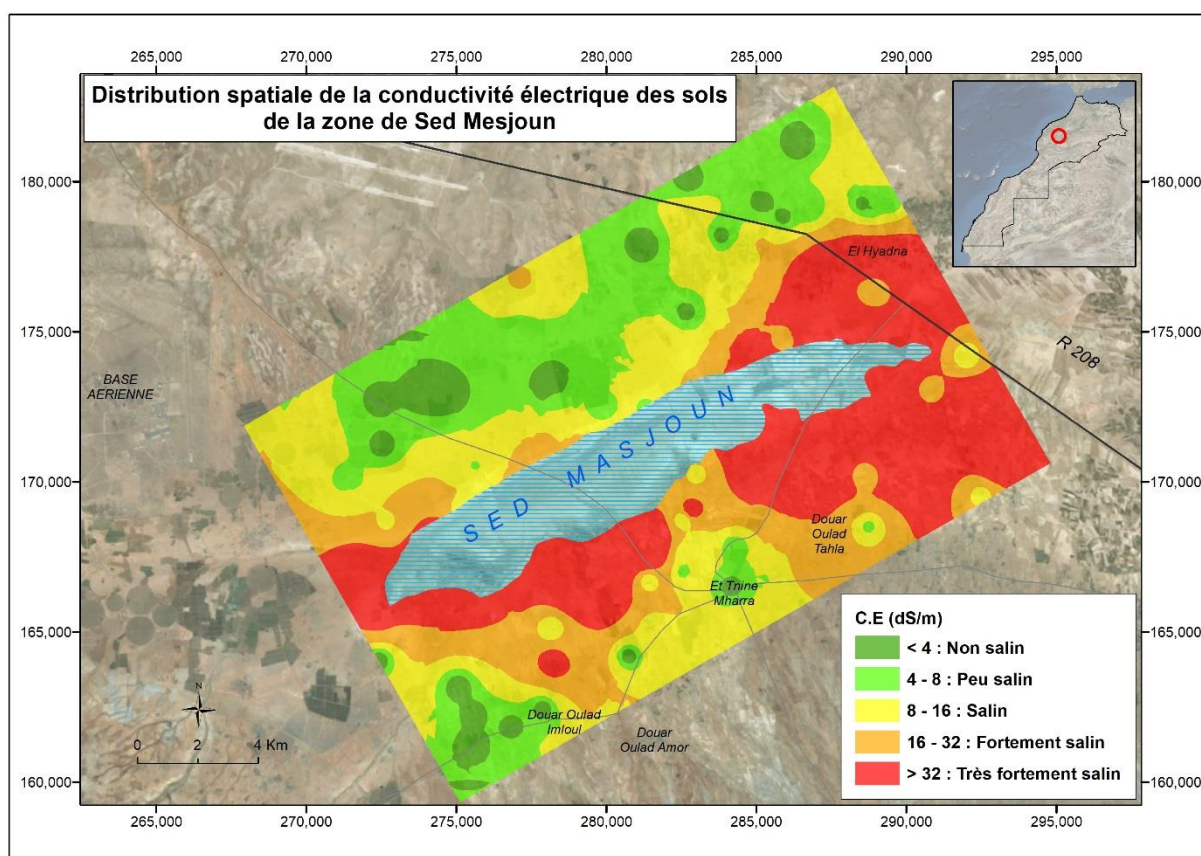


Figure 25 : Carte de répartition de la conductivité électrique des sols à la profondeur (0-20 cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

II-3. Le phosphore assimilable

Le phosphore est un élément essentiel pour les végétaux. Il joue un rôle important dans la photosynthèse et la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique, ainsi que de nombreux processus biologiques comme la croissance et la transcription de l'information génétique en protéines [279].

Dans cette région, le phosphore atteint 113,89 ppm dans la profondeur 0-20cm et 77,65 dans la profondeur 20-40cm. Cet élément existe sous plusieurs niveaux, avec une supériorité relative pour le sol à niveau de phosphore élevé, qui occupe 28,4% des sites pour la profondeur 0-20 cm et 26,3% pour la profondeur 20-40 cm.

En plus de l'altération de la roche mère, le phosphore est apporté sous formes de fertilisants organiques ou minéraux ou à partir de la dissolution d'os des cadavres des bétails largement dispersés dans cette région. (Figures 26 et 27 et tableau 18)

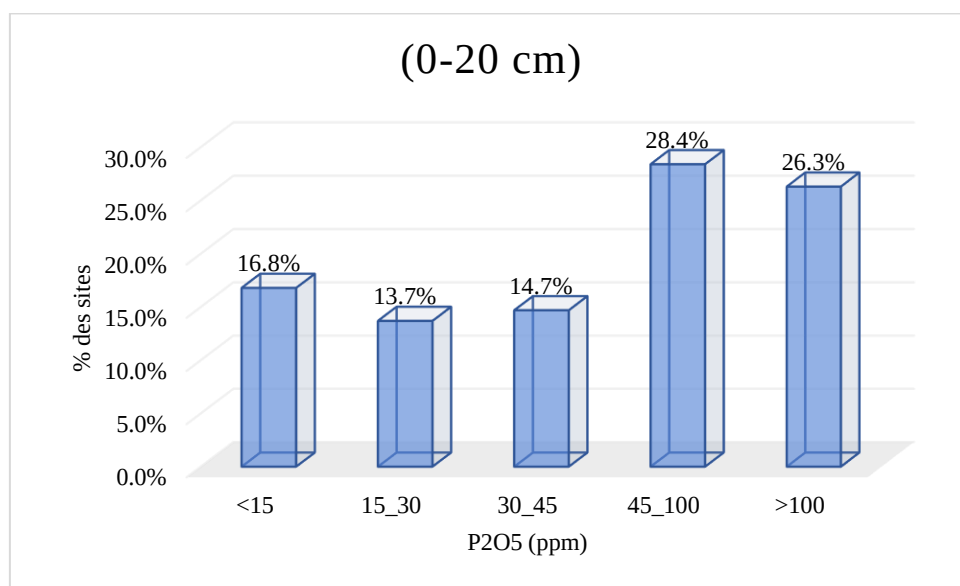


Figure 26 : Répartition du phosphore des sols à la profondeur (0-20 cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

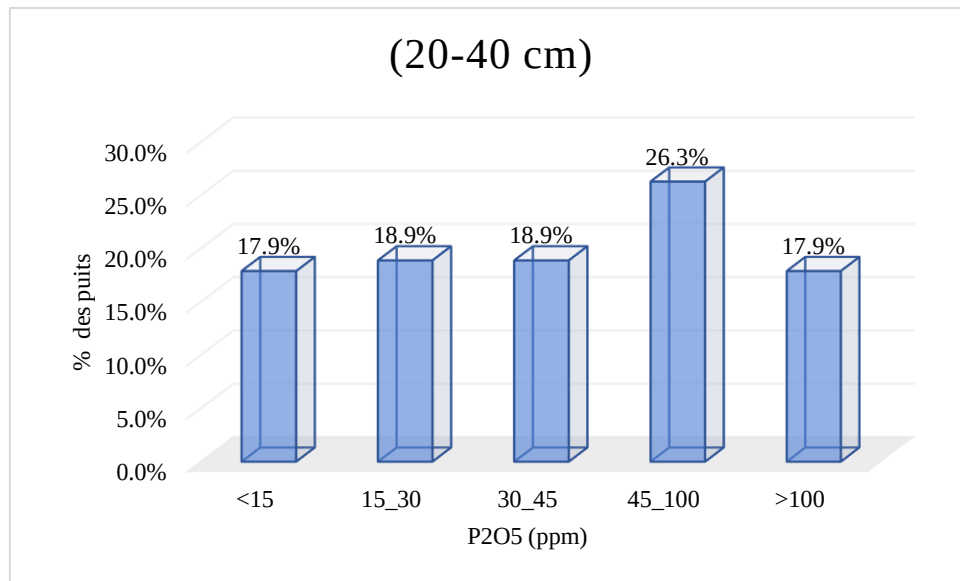


Figure 27 : Répartition du phosphore des sols à la profondeur (20-40cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

II-4. Le potassium échangeable

L'écrasante majorité des sites -pour les deux profondeurs- ont une teneur en potassium très élevée (figures 28 et 29). Cela peut être attribué à l'apport intense des engrais potassiques qui sont couramment appliqués à cette zone pour pallier aux carences des plantes. La fertilisation potassique se raisonne à partir de la teneur initiale du sol en potassium échangeable, l'exigence des cultures, le passé récent de fertilisation, et la gestion des résidus de culture précédent, enfouis ou exportés.

L'interprétation de l'analyse de la proportion de potassium en sol nécessite la prise en considération sa grande mobilité. En effet, le potassium est susceptible de migrer dans les horizons plus profonds en fonction de la texture du sol (pertes par lessivages importantes en sol sableux).

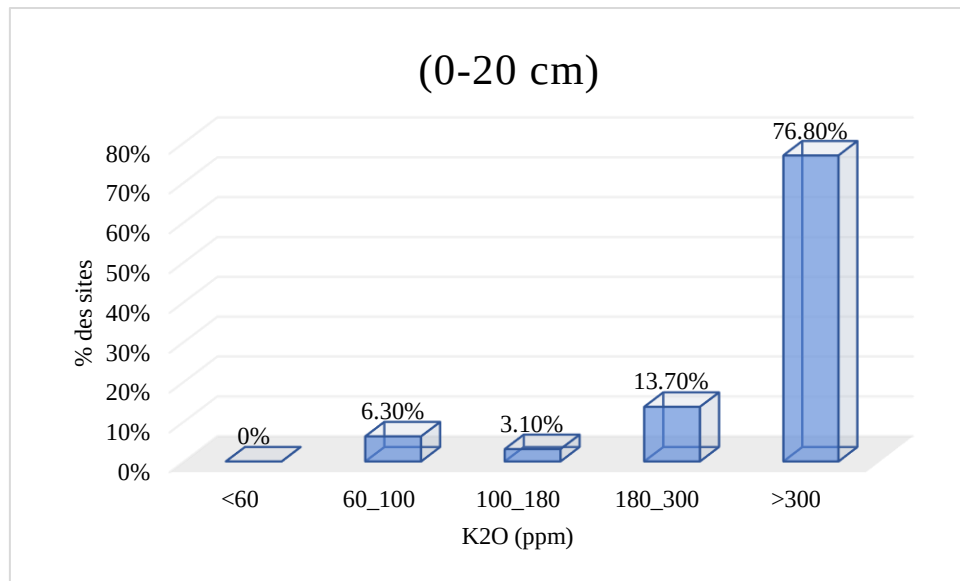


Figure 28 : Répartition de potassium des sols à la profondeur (0-20cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

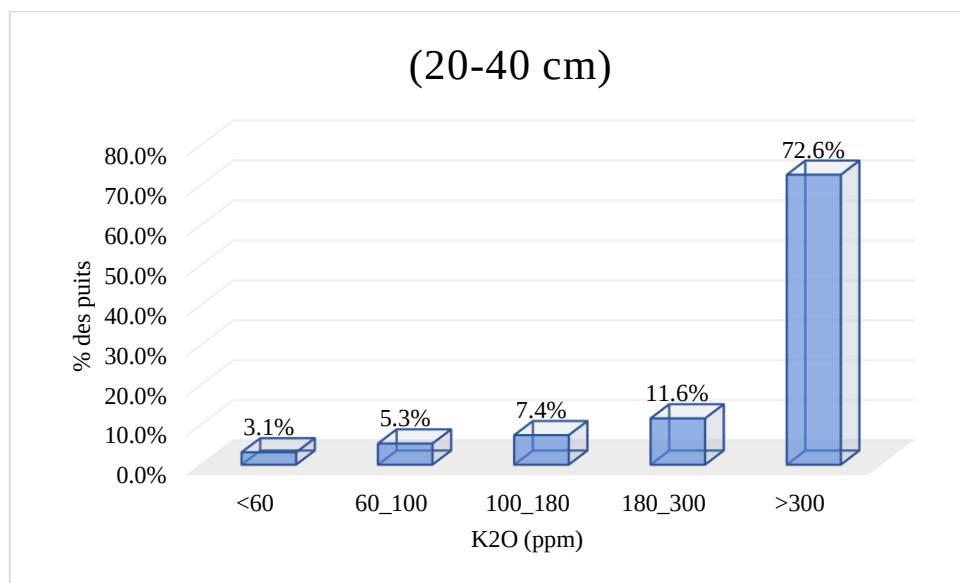


Figure 29 : Répartition de potassium des sols à la profondeur (20-40cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

II-5. La matière organique

La valeur moyenne de la matière organique est de l'ordre de 1,34 dans la profondeur 0-20 cm et 1,20 dans la profondeur 20-40 cm (tableau 18). La majorité des sites sont pauvres à très pauvres en matière organique pour les deux profondeurs, et presque une trentaine pourcent pour chacun est à teneur moyenne. Cependant, seulement 5,3 et 3,1%, pour les profondeurs 0-20 cm

et 20-40 cm respectivement, sont riches en matière organique (figures 30 et 31). Cette matière prouve une diminution avec la profondeur comme indiqué par les graphes. A titre d'illustration, 1% des sols à la profondeur 0-20 cm sont très riches en matière organique, par contre aucun site à la profondeur 20-40 cm n'appartient à cette catégorie. Ces sols arides ne supportent naturellement qu'une végétation clairsemée, composée principalement d'arbustes et de quelques graminées. Les résidus organiques annuels laissés par ces plantes sont extrêmement faibles, et la teneur en matière organique des sols reste très restreinte, provenant en grande partie de quelques racines qui se forment. Ainsi, ces sols sont d'aucune importance agricole sauf s'ils sont amendés et irrigués. Lorsque ces sols sont alimentés en eau et en azote, ils deviennent productifs, sauf là où les sels alcalins, en particulier le carbonate de sodium, se sont accumulés au point d'être toxiques pour les plantes.

La texture du sol est un autre facteur déterminant pour la quantité de la matière organique ; dans des conditions climatiques similaires, la quantité présente peut couramment être 2 à 4 fois plus grande dans un sol argileux à texture fine que dans un sol très sablonneux [280].

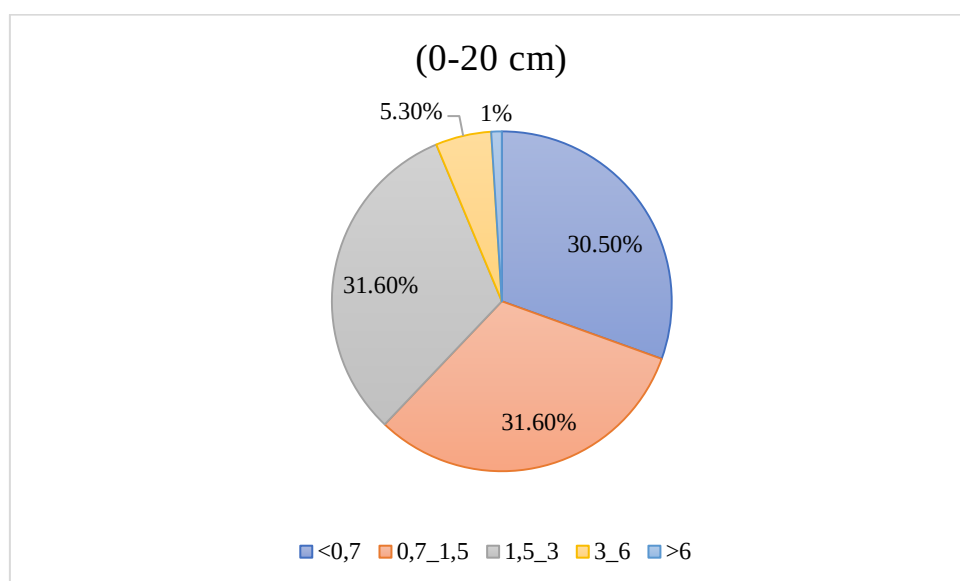


Figure 30 : Répartition de la matière organique du sol à la profondeur (0-20cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

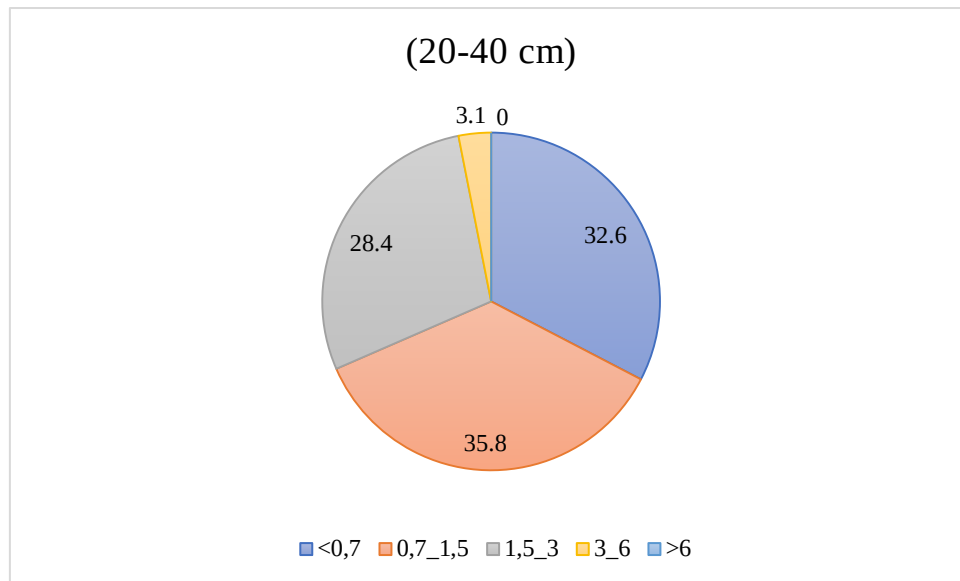


Figure 31 : Répartition de la matière organique du sol à la profondeur (20-40cm) dans la zone de Sed El Mesjoune.

II-6. Test de comparaisons multiples de Duncan

En tenant compte des amendements habituellement appliqués dans cette zone, les terres se classent en cinq groupes : i) fertilisée par l'engrais ; ii) fertilisée par le fumier ; iii) fertilisée par l'engrais et le fumier ; iv) Non fertilisée ; v) Terres non agricoles. En considérant ces différents types du sol, le test de comparaisons multiples de Duncan a été effectué sur les différents paramètres du sol pour préciser l'effet de ces amendements sur la prédominance de ces éléments.

En parlant de la structure granulométrique qui est de nature généralement limon-argileuse dans cette zone (tableau 18), le pourcentage du sable ne montre aucune différence entre les cinq types du sol, par contre celui d'argile est supérieur pour le sol fertilisé par l'engrais, mais mineur pour ceux non fertilisé et non agricole. La proportion du limon est différente pour chaque type du sol avec une valeur relativement supérieure pour le sol fertilisé à la fois par l'engrais et le fumier. La proportion du calcaire est importante pour le sol fertilisé par l'engrais et celui non agricole mais doublement inférieure pour les autres types du sol.

La quantité du phosphore est plus importante pour les sols amendés par l'engrais, le reste des sols sont classés sous la même catégorie. Une même catégorie regroupe également les sols concernant la proportion du potassium à l'exception du sol non amendé caractérisé par une valeur relativement inférieure. La teneur en matière organique est plus importante pour le sol

amendé par le fumier et l'engrais tandis que la conductivité électrique est plus élevée pour le sol non agricole et celui non amendé. La capacité d'échange cationique (CEC) est plus importante pour le sol amendé par le fumier mais sans importance pour celui non agricole. Ce dernier est caractérisé par le pourcentage d'échange de sodium (PSE) le plus élevé suivi par le sol agricole non amendé.

Il en sort évidemment que l'existence des éléments nutritifs ainsi que la matière organique s'accroissent dans les terres fertilisées. Ces dernières sont caractérisées par une capacité d'échange importante surtout celles fertilisées par le fumier grâce à l'existence de la matière organique qui améliore la structure du sol et facilite ainsi l'absorption des nutriments par la plante. En revanche, la conductivité électrique et le pourcentage d'échange de sodium sont plus prononcés pour les terres non fertilisées.

Indépendamment des types des sols, les valeurs moyennes de la CEC et PSE dans les deux profondeurs 0-20cm et 20-40cm, montrent que CEC augmente en profondeur tandis que PSE diminue, ceci est dû à l'excès du sodium dans le sol superficiel qui diminue en descendant vers le bas.

Le pH et le pH dans KCl sont plus alcalins pour le sol amendé par l'engrais suivi par les sols non amendés, mais moins alcalin pour celui amendé par le fumier. Ce dernier a pour effet de réduire le pH du sol à l'instar de plusieurs amendements, qui ont pour objet d'ajuster le pH du sol, y compris les engrais. Mais dans notre cas l'apport des engrais a intensifié le problème d'alcalinisation, ceci peut être attribué à la nature des éléments assimilés. Par exemple, lors de la nutrition azotée, l'assimilation de l'ammoniaque acidifie le sol alors que celle des nitrates le rend, au contraire, plus basique.

Troisième partie : Amendement des sols salins

Chapitre I : L'amendement organique et inorganique des sols affectés par la salinité dans la zone de Sed El Mesjoune

Pour traiter les sols salins et sodiques, divers amendements chimiques et biologiques sont communément utilisés. Les amendements choisis pour cette étude étaient les composts en tant qu'amendement organique, et le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), en tant qu'amendement non organique. Pour étudier l'efficacité de ces deux amendements dans le changement de certains paramètres du sol, deux études, synchronique et diachronique, ont été menées après application de deux types de composts (déchets verts et composts de canne à sucre) et le gypse (à deux doses), sur trois sols de niveaux de salinité différents, en utilisant le ray-grass comme culture test, pendant 180 jours d'incubation. L'analyse diachronique concernait l'étude de changement de la conductivité électrique au cours du temps, et l'étude synchronique, analyse l'état de tous les paramètres à la fin de l'expérience.

I. Description du sol et des amendements

Le sol a été collecté sur trois sites à différents niveaux de salinité de la sebkha de Sed el Mesjoune en juillet 2017. Les sols sélectionnés ont été prélevés à une profondeur de 0-20 cm. Des aliquotes de chaque échantillon ont été granulées et passées à travers un tamis de 2 mm avant analyse. Les propriétés chimiques et physiques des échantillons de sol sont présentées dans le tableau 19.

Tableau 19 : Structure granulométrique et propriétés chimiques des sols.

Propriété (unité)	S1	S2	S3
Texture	Limon argilo-sableuse		
Argile (%)	25,7	20,8	21,0
Limon (%)	17,1	11,0	26,3
Sable (%)	57,2	68,2	52,7
Calcaire (%)	0,0	2,2	26,4
CE^a (dS/m)	0,8	9,9	25,3
pH^b	7,3	7,5	7,7
Matière organique^c (%)	1,2	1,2	0,7
Ca^d (meq/100g)	14,8	17,8	25,0
Mg^d (meq/100g)	20,6	12,5	30,0
Na^d (meq/100g)	0,4	1,3	6,0
K₂O^d (ppm)	578,4	429,8	493,0
CEC^e (meq/100g)	20,8	10,0	12,2
PSE^f (%)	1,7	12,8	49,5

a : la conductivité électrique (CE) a été mesurée dans la pâte saturée ([45] ; ([281])

b : les déterminations du pH ont été effectuées dans un rapport sol/eau de 1:2,5 après 16 h d'équilibration.

c : La matière organique (MO) du sol a été déterminée à l'aide de la méthode (Walkley et Black, (1934) [253]).

d : les cations échangeables ont été mesurés en utilisant de l'acétate d'ammonium tamponné à pH 7 (Rhoades, (1982) [282].

e : la capacité d'échange cationique (CEC) a été déterminée par la méthode (Bower, 1952) [254].

f : le pourcentage de sodium échangeable (PSE) a été calculé comme suit ; %PSE= ((Na/CEC échangeable) *100).

L'état initial des sols avant traitement montrait une texture limon argilo-sableuse selon Bouyoucos, (1962) [283]. Les sols S1, S2 et S3 sont classés selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008) [249], comme non salins, salins et extrêmement salins respectivement. En termes d'alcalinité, S1 est considéré non alcalin, S2 alcalin et S3 extrêmement alcalin. Tous les sols sont pauvres en matière organique. Selon les normes Delaunois et al., (2008) [251], la teneur en K₂O est très élevée pour tous les sols, en particulier pour S1. La teneur en éléments Ca, Mg et Na est la plus élevée dans le sol S3.

Le compost de déchets verts (C1) est constitué par des mélanges de déchets de tomate, de melon et de grignons d'olives, et le compost de canne à sucre (C2) est issu des débris végétaux après broyage de la canne à sucre.

Les composts ont été séchés à l'air et broyés avant analyse. Le tableau 20 présente leurs principales caractéristiques chimiques.

Tableau 20 : Propriétés chimiques des composts.

Compost	C/N	pH	CE (dS/m)	N total	K total	Na total	Ca total	Mg total	P total	MO	C
				(%)							
C1	25	7,9	23,4	2,0	9,5	2,9	3,0	1,8	0,17	49,2	28,6
C2	6,4	7,5	35,1	3,3	2,2	0,2	3,4	2,0	0,02	42,9	24,9

Le pH et la CE ont été mesurés dans des extractions 1:5.

L'analyse de la teneur en éléments nutritifs et en matière organique (MO) a été effectuée conformément aux procédures de Thompson et al., (2001) [284].

II. Montage expérimental

L'expérience a été réalisée dans l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de Rabat. Le traitement du sol a été réalisé à l'intérieur d'une serre équipée d'un dispositif de refroidissement par ventilation forcée de l'air humidifié à une température de 22 ± 1 ° C.

Pour chaque type de sol, les traitements appliqués comprennent : (1) le témoin C; ni compost ni gypse, (2) + Compost C1 avec un rapport : Compost / sol (5 mg C/ g sol), (3) + Compost C2 (5 mg C/ g sol), (4) + gypse (G1) (3,8 mg G /g sol), et (5) + gypse (G2) (7,6 mg G / g sol).

10 kg du sol collecté a été soigneusement mélangé avec les différents amendements et transférés dans des pots (de 30, 18 et 25 cm de diamètre en haut, en bas et en hauteur respectivement) avec des trous dans le fond. La culture d'essai choisie pour cette expérience était le ray-grass (variété Peleton) (figure 32).



Figure 32 : Photo du montage expérimental à l'intérieur de la serre ;

La même fertilisation N-P-K a été appliquée dans tous les traitements à la date de semis. En effet, 0,70 g de nitrate d'ammonium ($[\text{NH}_4\text{NO}_3]$, 33,3 %), 0,50 g de superphosphate triple ($[\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}]$, 46 %) et 0,9 g de sulfate de potassium ($[\text{K}_2\text{SO}_4]$, 48 %) ont été fournis équitablement dans tous les pots. Les pots et leurs amendements respectifs ont été complètement randomisés, sur les paillasse de la serre avec trois répétitions par dose ;

Éloignées d'environ 5cm, dix graines de ray-grass ont été semées dans chaque pot, et régulièrement arrosées avec de l'eau du robinet qui contient entre autres des ions (en meq.L^{-1}): Na^+ (5,16), Ca^+ (3), Mg^+ (1, 8), HCO_3^- (5) et Cl^- (6,32) au pH de 6,8. La conductivité électrique CE (0,65 dS/m), ainsi que les valeurs du Rapport d'Adsorption du Sodium RAS (2,70), classent cette eau selon les normes de Richards (1954) [45] dans la deuxième classe C2. Cette classe indique que l'eau est admissible pour les plantes sauf pour certaines cultures sensibles dont le ray-grass ne fait pas partie, et ne présente pas de problème d'alcalinisation.

Une fois les pousses atteignent une hauteur d'environ 6 cm, l'arrachage des plantules en excès a été effectué. Des aliquotes des sols ont été prélevées périodiquement (tous les 20 jours) à chaque pot, séchées à l'air et passées à travers un tamis à mailles de 2 mm pour évaluer la conductivité électrique. En parallèle, des coupes de la partie aérienne de la plante ont été réalisées à 4 cm au-dessus de la surface du sol. Les plantes ont été séchées à 60°C et broyées jusqu'à passer 1 mm pour déterminer la teneur en sodium et potassium.

A la fin de l'expérience, les paramètres chimiques du sol ont été remesurés. L'expérimentation a été menée pendant 6 mois (de novembre 2016 à juin 2017).

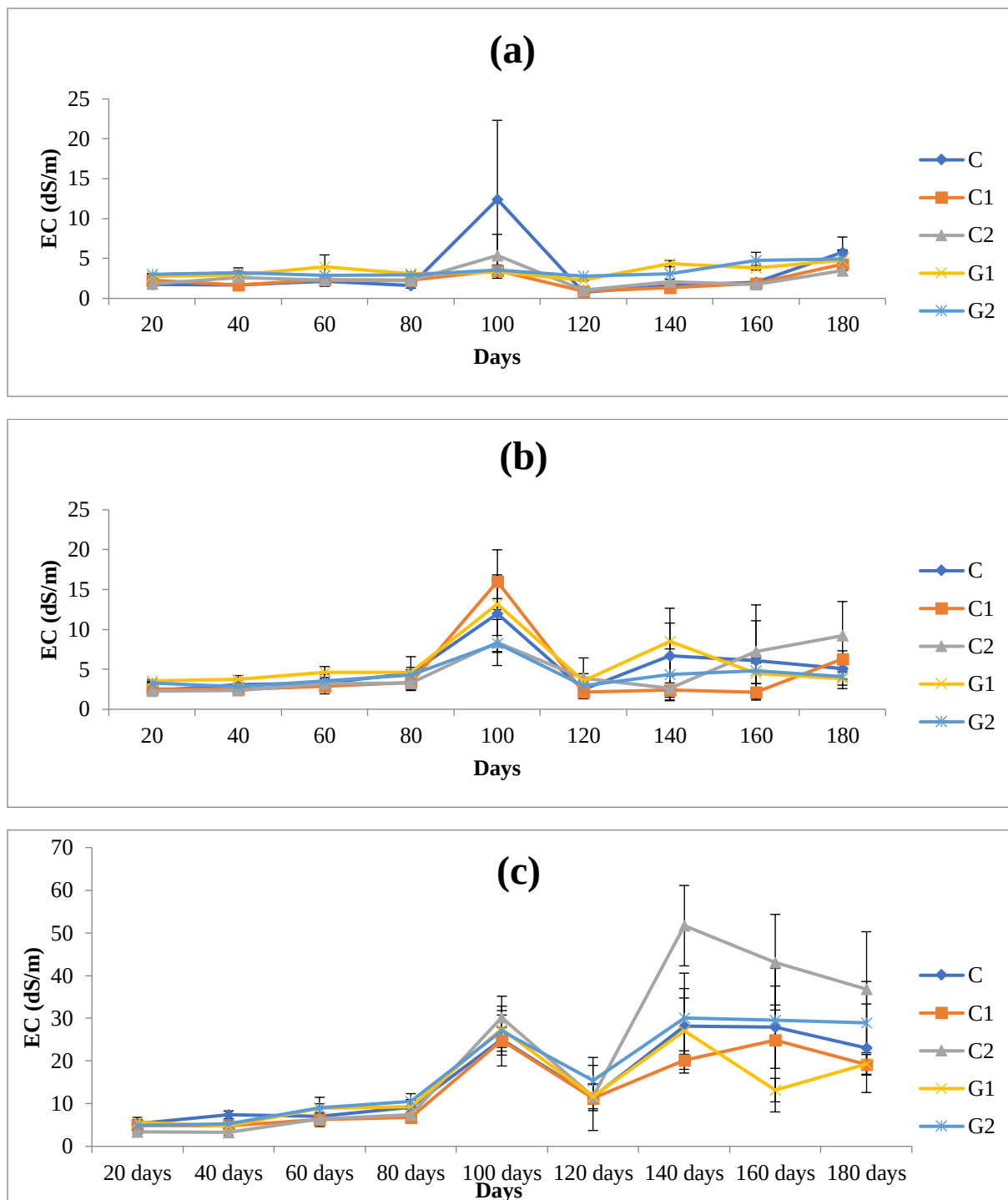
III. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées en appliquant l'analyse de variance (ANOVA), en utilisant le système SAS avec la procédure GLM. Les différences entre les moyennes ont été comparées via les tests multiples de Duncan.

IV. Résultats et discussion

IV-1. Évaluation de la conductivité électrique pendant la période d'incubation

L'étude de l'évolution de la conductivité électrique au cours du temps est un paramètre important pour mettre en évidence l'effet de chaque traitement sur la réduction de la salinité du sol ainsi que le moment approprié de son application. Les changements de conductivité électrique avec le temps après l'application de différents amendements sont présentés dans la figure 33.



C : témoin (ni compost ni gypse) ; C1 : Compost des déchets verts (5 mg C. g⁻¹ de sol)
 C2 : Compost de canne à sucre (5 mg C. g⁻¹ de sol) ; G1 : Gypse (3,8 mg G. g⁻¹ de sol) ; G2 : Gypse (7,6 mg G. g⁻¹ de sol).

Figure 33: Évolution de la conductivité électrique (CE) de trois sols, avec des niveaux de salinité initiaux différents ; ((a):S1 (CE=0,79 dS/m); (b): S2 (CE=9,94 dS/m); (c): S3 (CE=25,3 dS/m)) sous l'effet des amendements organiques et inorganiques pendant 180 jours.

Statistiquement, l'apport des amendements n'a pas modifié la classification initiale des sols en termes de salinité. Cependant, la valeur moyenne de la conductivité électrique du sol au cours de la période d'expérimentation indique une augmentation générale pour les sols non salins ($CE(S1) = 3,01 \text{ dSm}^{-1}$) et une diminution significative pour les sols salins et très salins ($CE(S2) = 4,82 \text{ dSm}^{-1}$; $CE(S3) = 16,65 \text{ dSm}^{-1}$).

Pour les trois sols, le temps avait un effet significatif sur la conductivité électrique mais aucune différence significative ($p = 0,08$) n'a été enregistrée entre l'effet des différents traitements sur cette conductivité. Néanmoins, la conductivité électrique moyenne la plus faible a été atteinte par application de compost de déchets verts (C1).

Le test de Duncan a montré l'existence de deux groupes de périodes par rapport à la conductivité électrique. L'un correspondant aux valeurs inférieures qui représentent les quatre premières périodes (du 20^{ème} au 80^{ème} jour) en plus du sixième (à 120 jours), et l'autre aux plus hautes valeurs de conductivité électrique correspondant aux trois dernières périodes (du 120^{ème} au 180^{ème}) à côté de la cinquième (à 100 jours).

Par conséquent, les courbes d'évolution de la conductivité électrique tout au long de la période d'expérimentation (figure 33) présentaient des pentes approximativement similaires pour les trois sols, caractérisées d'abord par une phase presque stationnaire à 80 jours, suivie d'une forte augmentation qui atteint son pic à 100 jours où la conductivité électrique est maximum pour S1 et S3, puis par une forte baisse jusqu'à 120 jours. Par la suite, les courbes prennent des tendances erratiques.

L'effet des amendements sur la réduction de la salinité du sol au cours de la période d'expérimentation a été classé comme suit : $C1 > C2 > C > G1 = G2$ pour le sol S1, $G2 > C1 > C2 > C > G1$ pour le sol S2, et $C1 > G1 > C > G2 > C2$ pour le sol S3

Le sol S1 a atteint la valeur de conductivité minimale ($1,56 \text{ dSm}^{-1}$) au bout de 120 jours alors que S2 et S3 ont atteint les conductivités les plus basses (2,8 et $4,82 \text{ dSm}^{-1}$, respectivement), après 20 jours.

Cela implique que le potentiel de salinisation des sols est très important avec le gypse quelle que soit sa dose pour le sol S1, avec une dose inférieure du gypse pour le sol S2, et avec les deux traitements ; le compost de canne à sucre et le gypse en dose supérieure pour le sol S3.

La variation de la conductivité en fonction de la période d'incubation, montre un résultat presque similaire à celui rapporté par Sundha (2017) [285], qui a constaté que la conductivité

électrique d'un sol amendée par le gypse et le compost des déchets augmente au bout de 30 jours d'incubation.

Les augmentations de la conductivité du sol peuvent indiquer l'accumulation des amendements appliqués en plus du Na^+ échangé avec les particules du sol. Cette accumulation peut être apparemment due à la profondeur dans le cas des périodes après 120 jours puisque l'échantillonnage est destructif sous un faible lessivage. Alors que l'augmentation accentuée au bout de 100 jours peut être due à une infiltration insuffisante de l'eau pendant cette période. Azeez et Van Averbeké (2012) [286] ont attribué les augmentations de la conductivité après application de fumier pendant 120 jours d'incubation à la manière dont les sels sont libérés des différents amendements. Sundha et al. (2017) [285] ont prouvé que la réaction du gypse avec les sels alcalins produit des sulfates solubles (Na_2SO_4) et augmente la CE du sol.

IV-2. Etat chimique du sol à la fin de l'expérience

Afin de faire une étude comparative entre les différents amendements au cours d'une même période, la fin de l'expérience a été choisie pour appliquer une analyse synchronique. En fait, les paramètres initiaux ont été remesurés pour tous les sols, et les moyennes de 3 répétitions avec les écarts types sont présentées dans le tableau 21.

Tableau 21 : Propriétés chimiques des sols au 180e jour d'incubation.

	CE(dS/m)	pH	Na(meq/100g)	K ₂ O(ppm)	MO(%)	Ca(meq/100g)	Mg(meq/100g)	Ca/Mg	PSE(%)
S1									
C	3,46 ± 0,11	7,94 ± 0,23	1,55±0,02	632,63±12,08	0,52±0,05	7,75±0,29	5,10±1,15	1,56±0,41	11,88±1,12
C1	4,61 ± 0,17	7,87±0,14	1,43±0,26	671,79±59,34	0,77±0,33	7,50±0,01	5,63±3,30	1,70±1,00	14,16±2,23
C2	2,77 ± 0,48	8,04 ± 0,18	1,23±0,26	640,83±57,24	0,52±0,00	8,25±0,29	6,45±3,40	1,62±1,04	12,40±2,17
G1	5,19±1,74	7,74 ± 0,21	1,58±0,16	588,94±53,07	0,51±0,01	8,5±0,58	7,02±1,38	1,24±0,11	24,85±5,79
G2	6,11 ± 3,07	7,47 ± 0,10	1,64±0,52	567,87±43,48	0,52±0,01	10,75±0,5	8,90±4,37	1,39±0,66	33,84±10,24
S2									
C	5,28 ± 2,61	8,17 ± 0,14	1,50 ± 0,20	305,77 ± 80,85	0,19 ± 0,05	5,75 ± 0,29	2,57 ± 3,31	2,58±2,41	73,58±4,99
C1	5,81 ± 1,08	8,12 ± 0,03	1,52 ± 0,13	334,39 ± 59,44	0,32 ± 0,07	5,50 ± 0,29	3,78 ± 2,55	2,15±1,82	35,20±8,11
C2	4,21 ± 1,99	8,20 ± 0,19	1,99 ± 0,77	331,38 ± 38,15	0,27 ± 0,01	5,75 ± 0,29	5,40 ± 3,14	1,29±0,64	89,48±41,82
G1	4,32 ± 0,98	8,00 ± 0,06	1,44 ± 0,19	234,98 ± 151,26	0,19 ± 0,05	7,50 ± 1,00	4,50 ± 5,95	1,69±1,38	32,99±3,59
G2	5,34 ± 3,33	7,93 ± 0,03	1,58 ± 0,30	272,63 ± 71,56	0,25 ± 0,02	9,00 ± 1,00	5,50 ± 2,20	1,80±0,98	38,15±4,07
S3									
C	24,59 ± 20,70	8,02 ± 0,12	9,29 ± 5,96	575,39 ± 113,41	0,6 ± 0,04	9,00 ± 2,08	9,03 ± 8,38	1,30±0,70	117,93±92,75
C1	19,93 ± 4,70	8,02 ± 0,05	3,34 ± 1,08	607,02 ± 25,62	0,7 ± 0,07	6,75 ± 0,5	8,12 ± 3,40	0,88±0,28	88,66±15,45
C2	24,40 ± 14,07	8,06 ± 0,09	9,67 ± 0,09	611,54 ± 80,33	0,66 ± 0,06	8,75 ± 1,26	6,17 ± 7,35	1,27±1,06	118,55±91,87
G1	17,39 ± 2,84	7,93 ± 0,17	5,11 ± 0,76	504,59 ± 12,17	0,6 ± 0,07	9,25 ± 1,50	15,82 ± 12,61	1,38±1,65	79,81±18,58
G2	32,35 ± 22,65	7,93 ± 0,06	12,89 ± 7,27	613,04 ± 142,9	0,84 ± 0,35	11,00 ± 1,53	16,40 ± 13,58	1,01±0,79	158,81±35,69
Anova									
S1	NS	*	NS	NS	NS	***	NS	NS	**
S2	NS	NS	NS	NS	*	*	NS	NS	*
S3	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

C : témoin (ni compost ni gypse) ; C1 : Compost de déchets verts (5 mg C. g⁻¹ de sol)

C2 : Compost de canne à sucre (5 mg C. g⁻¹ de sol) ; G1 : Gypse (3,8 mg G. g⁻¹ sol) ; G2 : Gypse (7,6 mg G. g⁻¹ de sol).

S1, S2 et S3 sont des sols avec une CE initiale de 0,79, 9,94 et 25,3 dS.m⁻¹, respectivement

*P<0,05, **P<0,01 et ***P<0,001. NS : non significative.

La CE a quadruplé pour le sol S1 et diminué deux et une fois respectivement pour les sols S2 et S3, par rapport aux valeurs initiales. Les valeurs élevées de la conductivité électrique du sol ont été atteintes en appliquant le gypse (les deux doses) dans le cas du sol S1, le compost des déchets verts pour le sol S2 et le gypse (la dose supérieure) pour le sol S3, par rapport aux sols non amendés.

Par rapport à l'état initial, toutes les valeurs de pH ont augmenté au cours de la période d'incubation. Cependant, une légère diminution a été enregistrée dans le cas des sols amendés par le gypse par rapport au témoin pour chaque type de sol. Cependant, aucune différence statistique n'a été trouvée à l'exception du sol S1. La diminution du pH, favorisée par l'application de gypse dans le cas de sols à pH élevé, a été attribuée par Wong et al. (2009) [240], à la précipitation de gypse comme source de Ca en présence de Na₂CO₃ sous forme de CaCO₃ et Ca (HCO₃)₂.

De même, la matière organique a diminué dans tous les sols pendant la période d'incubation. Les sols non traités ont diminué deux, six et une fois par rapport à l'état initial pour S1, S2 et S3, respectivement. Cette perte de la matière organique du sol peut être expliquée par le processus de minéralisation via l'augmentation de l'activité microbienne. Compte tenu des traitements, les sols amendés en C1 pour tous les types de sols ont conservé une plus grande quantité de matière organique par rapport aux autres sols. Tejada et al., (2006) [215] ont expliqué que l'effet des amendements organiques sur la matière organique du sol est dû à la nature chimique des amendements, qui est susceptible d'affecter la proportion à laquelle il est décomposé par la communauté microbienne. À l'exception des sols S1, les sols amendés par C2 et G2, ont également retenu plus de MO que les sols non amendés. Par conséquent, vue sa teneur la plus faible, le sol amendé en G1, présentait le potentiel le plus élevé de minéralisation azotée par rapport au témoin ou aux autres amendements. L'effet du gypse sur la minéralisation azotée consiste généralement en la stimulation des micro-organismes et/ou la neutralisation des sels toxiques [287].

Quelle que soit la nature des amendements appliqués, une diminution du calcium et du magnésium dans le sol a été enregistrée par rapport à l'état de départ. Les diminutions en pourcentage étaient de 52 ; 32 et 36 % pour le calcium et de 25, 20 et 30 % pour le magnésium dans S1, S2 et S3, respectivement. Cette diminution peut être attribuée à l'épuisement de la quantité disponible au cours du temps, que ce soit par des pertes par lessivage ou/et par la consommation des plantes. Compte tenu des traitements, les résultats ont montré des quantités de calcium plus élevées pour les sols amendés au gypse (surtout, pour la dose supérieure), la différence entre les amendements est plus significative dans le cas du sol S1. La réserve en calcium au cours du temps pourrait être due à la quantité importante de supplément de Ca disponible dans la solution du sol apportée par le gypse après un long temps de contact avec l'eau.

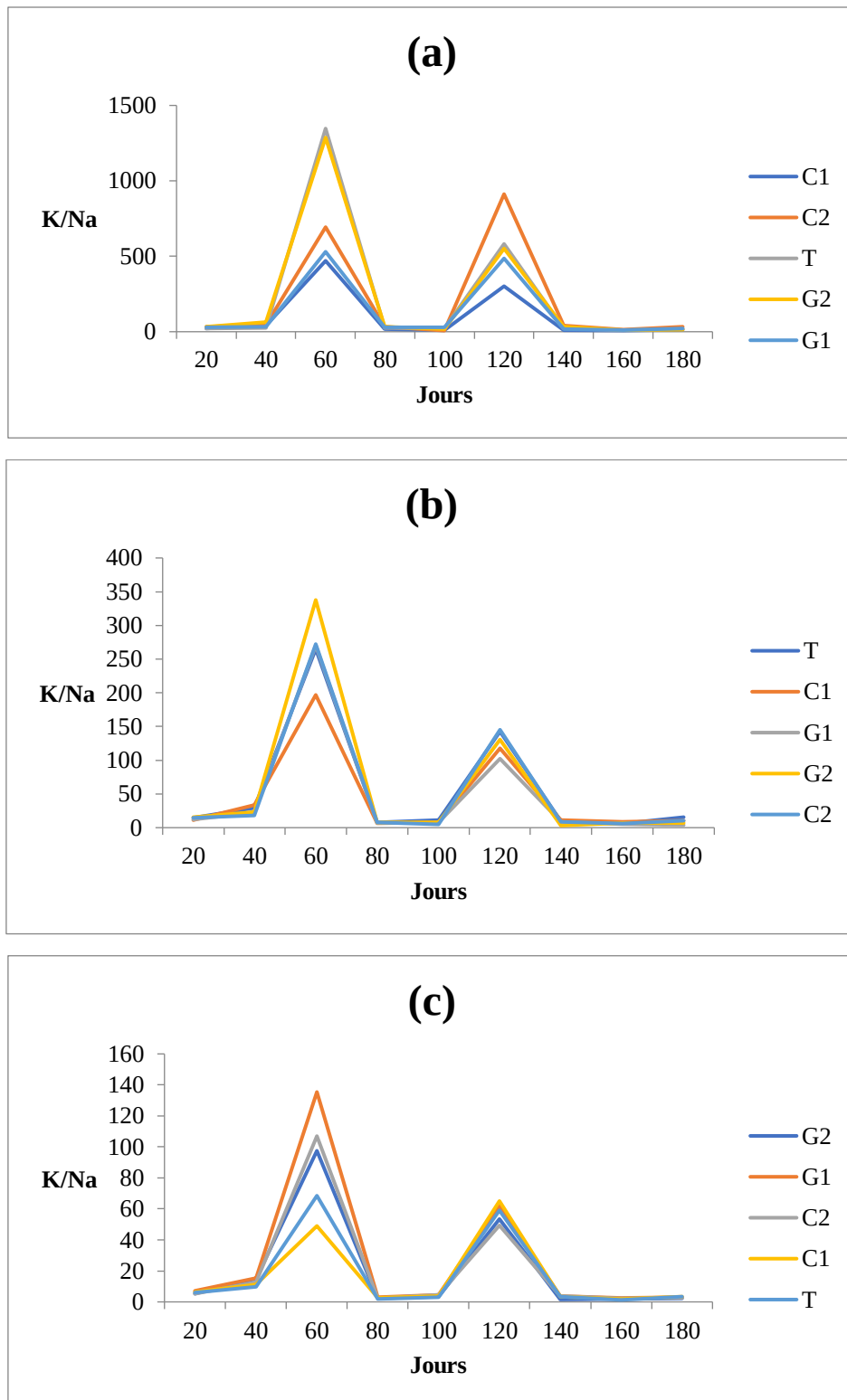
Le rapport Ca/Mg des sols à la fin d'expérience a montré une prédominance de calcium dans la solution du sol, même pour les sols S1 et S3, avec des rapports Ca/Mg natifs inférieurs à 1. Des études précédentes ont confirmé la capacité du calcium à améliorer la structure du sol en créant des pontages cationiques avec les particules d'argile et de la matière organique. Cet élément peut également restreindre la dispersion de l'argile en remplaçant le sodium dans les agrégats d'argile [288]. Or, certaines études ont montré qu'une quantité élevée de Mg échangeable ou soluble pouvait être délétère dans certains cas pour la structure du sol, en réduisant la perméabilité à l'eau ([289] ; [290]). Concernant la présente étude, la correspondance entre des

quantités élevées de Na infiltré et des quantités élevées de Mg soluble a été établie dans le cas du sol S1 (pour les traitements G1 et G2), dans S2 (C2 et G2) et dans S3 (G2). Concernant la conductivité électrique, les valeurs élevées de CE sont dues à la sodicité dans le cas de S1 (sols amendés en G1 et G2) et S3 (sols fertilisés en G2), ce qui est révélé par les valeurs élevées du pourcentage de sodium échangeable (PSE) dans ces sols [291], par exemple la valeur maximale de CE dans le cas du sol S1 ($CE=6,11 \text{ dSm}^{-1}$) est liée à la valeur PSE la plus élevée ($33,84 \text{ dSm}^{-1}$). Cependant, dans le cas du sol S2, une conductivité électrique élevée en C1 ($CE=5,81 \text{ dSm}^{-1}$) a été obtenue malgré la faible valeur relative du PSE et Na. Ceci pourrait ainsi s'expliquer par l'accumulation d'autres ions solubles, résultant de la dissolution minérale issue de l'augmentation de la pression du dioxyde du carbone PCO_2 [292].

IV-3. L'absorption des éléments nutritifs par les plantes sous l'effet des différents amendements

La disponibilité des nutriments indispensables à la croissance des cultures est affectée par les propriétés du sol, qui peuvent être améliorées par l'application des amendements ([293] ; [294]). Dans des conditions salines, les plantes ont tendance à absorber le sodium. Dans cette perspective, l'évaluation du rapport K/Na de la partie aérienne du ray-grass comme culture test a été réalisée tout au long de la période d'expérimentation. Les courbes (figure 34) représentent l'évolution de ce paramètre pour les trois sols au cours du temps.

Étant donné que le ray-grass est une espèce moyennement sensible à la salinité [295], il faut souligner que les plantes de certains pots, à forte salinité du sol, ont totalement disparu. Pour cette raison, la composition minérale de ces plantes n'a pas pu être réalisée.



C : témoin (ni compost ni gypse) ; C1 : Compost de déchets verts (5 mg C. g⁻¹ de sol)
 C2 : Compost de canne à sucre (5 mg C. g⁻¹ de sol) ; G1 : Gypse (3,8 mg G. g⁻¹ de sol) ; G2 : Gypse (7,6 mg G. g⁻¹ de sol).

Figure 34 : Évolution du rapport K/Na de trois sols, avec des niveaux de salinité initiaux différents ; ((a) : S1 (CE=0,79 dS.m⁻¹) ; (b) : S2 (CE=9,94 dS.m⁻¹) ; (c) : S3 (CE=25,3 dS.m⁻¹)) sous l'effet des amendements organiques et inorganiques pendant 180 jours.

Le résultat de cette étude a montré que le K/Na est continuellement supérieur à 1. L'absorption est donc toujours en faveur du potassium au détriment du sodium. Le K/Na le plus élevé pour les trois sols a été atteint au 60^e jour d'incubation. Ceci indique la non-correspondance entre la plus faible salinité et l'absorption optimale, ce qui contredit plusieurs études qui ont rapporté l'effet de la salinité du sol à la carence en potassium et la réduction de son absorption par les plantes ([296] ; [297] ; [298]). Cependant, Bar-Tal et al. (1991) [299] ont conclu que l'augmentation de la salinité ne réduisait pas la concentration de potassium dans la matière sèche du maïs. De plus, la fertilisation en potassium augmente la teneur en K de la plante en réduisant le rapport Na/K dans le tissu végétal. Il a également été prouvé qu'une racine à plus faible perméabilité aide activement, même sous une concentration excessive de salinité du sol, à l'exclusion de Na⁺ ([300] ; [301]).

Pendant la période d'incubation, le rapport K/Na était plus élevé, en moyenne, avec le sol non traité suivi du sol amendé par G2 pour le sol S1 et S2 et du sol amendé par G1 pour le sol S3. Ceci met en évidence l'effet positif du gypse dans l'absorption de K qui pourrait être détecté visuellement par la longueur des feuilles et le couvert végétal en pots. Selon Grattan et Grieve (1998) [302], la disponibilité de Ca²⁺ à partir des différentes doses du gypse dans le substrat influence la sélectivité K/Na, en transférant l'absorption en faveur du K⁺ au détriment du Na⁺. L'ajout d'amendements augmente la conductivité électrique des sols non salins et réduit celle des sols salins et extrêmement salins.

La réduction maximale de la CE du sol a été atteinte au bout de 120 jours pour les sols non salins et à 20 jours pour les sols salins et extrêmement salins.

Les amendements qui ont pu atténuer, en moyenne, la salinité au cours du temps sont les composts pour le sol non salin, le gypse à forte dose, et les composts pour le sol salin et le gypse à faible dose et le compost de déchets verts pour le sol extrêmement salin.

A la fin de l'expérience, la conductivité électrique a augmenté par rapport à l'état initial, mais reste relativement faible lors de l'application de compost de canne à sucre pour les sols non salins et salins et de gypse avec une dose plus faible dans le cas des sols extrêmement salins. Il a également été démontré une augmentation de l'alcalinité et une diminution des quantités de matière organique, de calcium et de magnésium au cours du temps. Cependant, le gypse présentait une certaine tendance à la neutralisation du pH et assurait, par rapport à d'autres traitements, une bonne minéralisation et constituait un bon réservoir de calcium avec le temps. Cet élément a été maintenu également par l'application de compost de déchets verts.

La capacité à discriminer le sodium en faveur du potassium au niveau d'absorption par le ray-grass était maximale au 60^{ème} jour, ce qui a révélé dans notre cas, la non-relation entre l'absorption du potassium et le niveau de salinité. En moyenne, l'absorption de potassium était plus élevée dans le cas du sol non amendé par rapport aux sols non salins, en appliquant le gypse avec la dose élevée pour le sol salin et en ajoutant du gypse avec la dose basse dans le cas du sol extrêmement salin.

Chapitre II : Effet des acides humiques des composts sur la réduction de la salinité des sols

L'objectif de ce chapitre est d'examiner de manière approfondie l'effet des composts sur la salinité des sols, en étudiant l'une des composantes de leur partie phénolique, supposée être responsable de la diminution de la salinité, qui est les acides humiques (AH).

Les propriétés des substances humiques dans les composts ne peuvent pas être bien étudiées sauf en tant que fraction organique dépouillé de ses composants inorganiques. A ce propos, des échantillons représentatifs de quatre composts à des rapports C/N initiaux de 25, 30, 35 et 40, collectés de la région de Souss-Massa, ont subi une analyse physicochimique, une extraction, et une purification des acides humiques (AH). Les acides humiques extraits sont mis en interaction avec un sel très répandu dans les sols salins et sodiques, qui est (Na_2CO_3).

I. Propriétés des composts

La préparation des composts a été faite en fonction de la disponibilité des déchets. Quatre types de déchets ont été sélectionnés : plants de tomates en fin de cycle, déchets de melon, les déchets des moulins à huile et le fumier des moutons. Les matières premières ont été broyées, et des échantillons représentatifs en trois exemplaires ont été prélevés pour l'analyse du carbone, de l'azote et de l'humidité (tableau 21) avant le mélange en utilisant la formule ci-dessous donnée par Soudi (2005) [303] :

$$\frac{C}{N}(\text{mélange}) = \frac{\sum_{n=1}^{\infty} (Q_n [C_n (100 - M_n)])}{\sum_{n=1}^{\infty} (Q_n [N_n (100 - M_n)])}$$

où:

C/N (mélange) : rapport C/N du mélange obtenu.

Q_n : Quantité de Matière Fraîche (n) en tonnes MF

C_n : Teneur totale en carbone de la Matière Sèche (n) en % MS

M_n : taux d'humidité de la Matière Fraîche (n) en % MF

N_n : Teneur totale en azote de la Matière Sèche (n) en % MS

Tableau 22 : Teneur en carbone et en azote et taux d'humidité des matières premières.

Déchets organiques	Carbone organique total (%) MS	Azote total (%) MS	Rapport C/N	Taux d'humidité (%) MF
Plants de tomates en fin de cycle	39,2 ± 0,7	0,78 ± 0,19	50 ± 1	26,0 ± 2,0
Déchets de melon	30,5 ± 0,5	1,47 ± 0,23	21 ± 1	17,0 ± 1,6
Fumier de mouton	38,0 ± 0,8	2,00 ± 0,27	19 ± 1	32,0 ± 1,8
Déchets de moulin à huile	34,6 ± 0,5	0,87 ± 0,14	40 ± 1	36,0 ± 2,2

MS: Matière sèche; MF: matière Fraiche.

La formule précédente a été utilisée pour calculer les parts nécessaires des différents matériaux pour obtenir les rapports C/N souhaités (définis) de 25 à 40 et a abouti à la composition (poids frais / poids frais) des quatre mélanges suivants (Tableau 23).

Tableau 23 : Proportion de matière première utilisée pour constituer les quatre mélanges.

Les mélanges (rapport initial C/N)	Proportion (% PF/PF de matière fraîche)			
	Déchets de melon	Fumier de mouton	Déchets de moulin à huile	Déchets de tomates
25	10	55	5	30
30	10	30	20	40
35	5	20	20	55
40	5	10	15	70

PF : Poids frais.

Le processus de compostage a duré 172 jours et a abouti à quatre composts : C/N25, C/N30, C/N35 et CN40 . Des sous-échantillons de chaque mélange ont été prélevés à partir de la matière première, séchés à l'air et caractérisés. Le pH et la CE ont été mesurés par la méthode d'extraction avec de l'eau distillée 1:5 sol :eau. La teneur totale en matière organique a été déterminée par la perte de masse au feu de l'échantillon sec à 550 °C pendant 24 heures. L'azote total a été déterminé par la méthode de Kjeldahl. L'analyse des nitrates et de l'ammonium était basée sur l'extraction, suivie d'un titrage. Le tableau 24 présente les différentes propriétés chimiques des composts étudiés.

Tableau 24 : Propriétés chimiques des composts.

Propriété chimique	Composts			
	C/N 25	C/N 30	C/N 35	C/N 40
pH	7,9	7,9	7,8	7,9
CE (mS.cm⁻¹)	23,4	21,6	19	22
MO (% MS)	23,5	30,6	26,6	30,5
N tot (% MS)	2,1	2,2	2,1	2,1
Rapport C/N	12	17	15	19
NO₃⁻N (mg/kg MS)	39	42	50	37
NH₄⁺N (mg/kg MS)	13	14	14	14
NO₃⁻N / NH₄⁺N	2,9	3,1	3,7	2,7

II. L'extraction alcaline

L'extraction des substances humiques, des sols ou des déchets organiques, a été largement réalisée par extraction alcaline selon plusieurs méthodes, par exemple avec Na₄P₂O₇ [304], NaOH [305], et KOH [306].

Dans ce travail, l'extraction des substances humiques a été réalisée selon la procédure de De Nobili et al. (1988) [307], en ajoutant l'échantillon du compost à une solution composée de Na₄P₂O₇ (0,1 M) et NaOH 0,1 M, avec un rapport : échantillon/extractant (1/10), et en mettant le mélange sous l'agitation pendant 1 heure sous flux d'azote. Après centrifugation de 36 000 g pendant 30 minutes, le surnageant a été filtré à travers des filtres à membrane de 0,2 µm et stocké à 4 ° C. Une partie de la solution a été utilisée pour séparer les fractions organiques et inorganiques, et le reste a été conservé pour l'isolement et la purification des acides humiques.

III- Extraction en phase solide

Une aliquote de 25 ml du surnageant a été soigneusement prélevée et ajustée à pH 1,5 en ajoutant du H₂SO₄ concentré (96 %). Les acides humiques ont été séparés comme précipitant par centrifugation à 18 000 g pendant 30 min et stockés. La séparation de la matière organique non humifiée de la phase fulvique et l'isolement suivant des acides de type fulvique ont été réalisés selon Sequi et al. (1986) [308] en utilisant une colonne garnie de polyvinylpyrrolidone (Polyclar). Les fractions non retenues (non phénoliques) ont été éluées des colonnes avec H₂SO₄ 0,01 N. L'éluat a été recueilli dans des fioles jaugées de 50 ml. Les fractions adsorbées ont été

éluées avec du NaOH 0,5 N et recueillies dans les tubes de centrifugation qui contenaient les acides humiques précipités. Le contenu des tubes (fractions phénoliques) a été transféré quantitativement dans des flacons calibrés de 25 ml et porté à un volume de 25 ml avec du NaOH 0,5 N (figure 35).

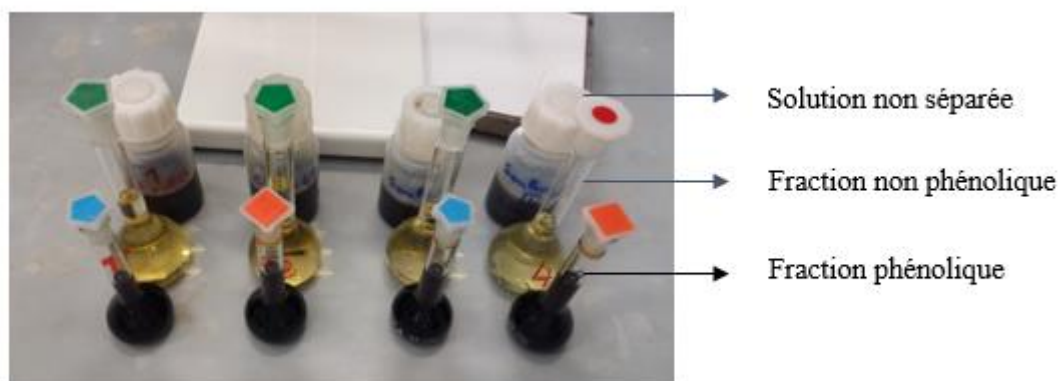


Figure 35 : Les différentes fractions des composts.

La fraction phénolique contenant les acides humiques et les acides fulvique fera l'objet d'une purification pour extraire l'acide humique.

IV. Purification de l'acide humique

Afin d'isoler les acides humiques, la solution a été séparée par centrifugation du surnageant (fraction fulvique). Le précipité obtenu (acides humiques) a été lavé avec de l'eau distillée acidifiée, coagulé pendant 24 h à 4 °C et a subi une lyophilisation pour obtenir sa forme pulvérulente.

V. Interaction entre les acides humiques et le carbonate de sodium (Na_2CO_3)

Pour réagir avec du Na_2CO_3 (0,2 M) en solution, les acides humiques doivent être préparés à l'état aqueux. Pour cette raison, 20 mg d'acide humique sec a été transféré dans un bécher de 50 ml et une quantité suffisante de NaOH dilué pour obtenir une solution à pH de 7. L'interaction a été réalisée à l'aide d'un titrateur automatique Mettler Memo 40 contenant une solution de Na_2CO_3 . Un volume de 0,1 ml de cette solution a été ajouté toutes les 3 minutes ou plus si nécessaire pour stabiliser la lecture de l'électrode. Une expérience à blanc a été réalisée simultanément avec une partie aliquote d'eau distillée dans laquelle la même quantité de Na_2CO_3 a été introduite.

VI. Résultats et discussion

La réaction a été effectuée avec du Na_2CO_3 0,2 M à haute conductivité (23 mS.cm^{-1}) et à un pH alcalin (11) ce qui représente les spécificités des sels dans les sols salins. Les acides humiques de différents mélanges se comportent différemment en présence du sel. Les courbes des figures 36 et 37 illustrent la variation de la CE et du pH dans la solution d'acide humique avec la quantité croissante de Na_2CO_3 .

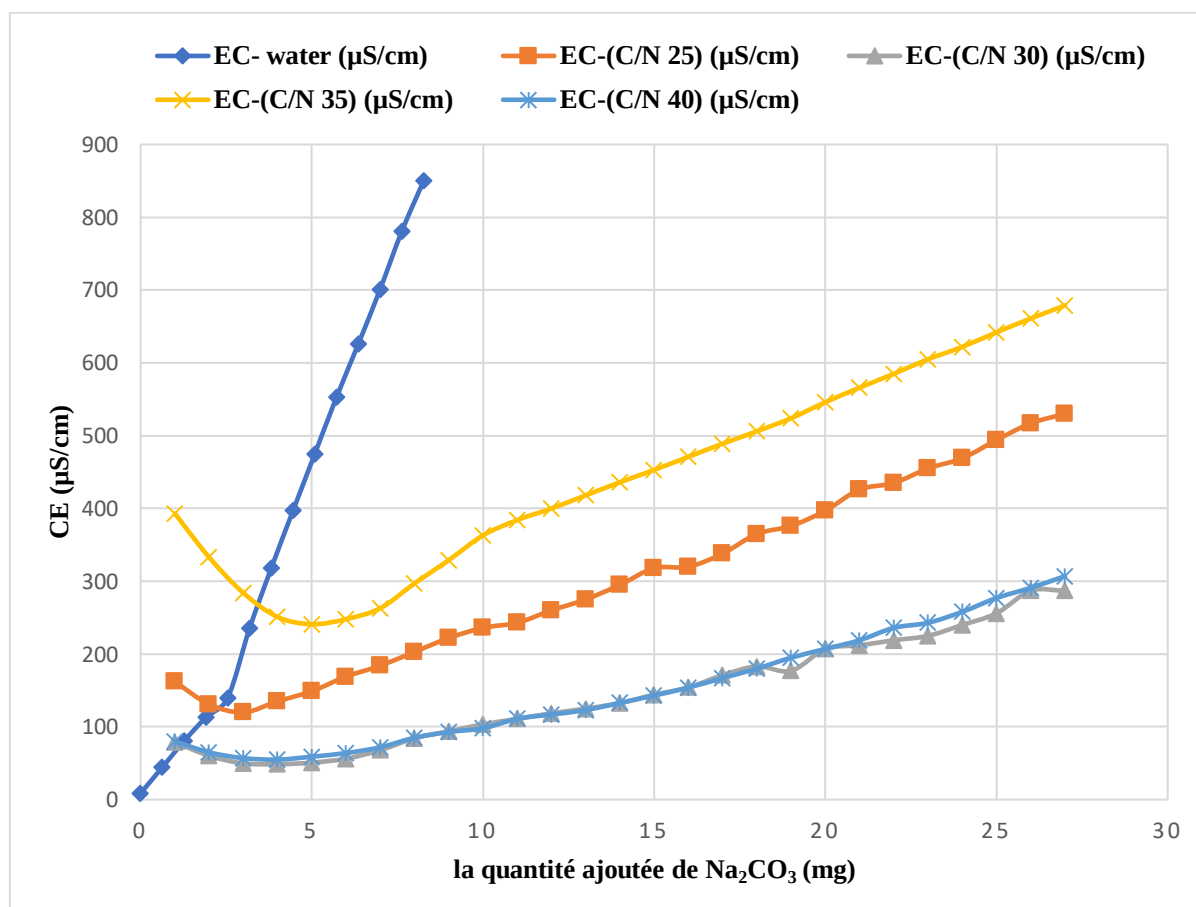


Figure 36 : Variation de la conductivité électrique (CE) des solutions d'acides humiques extraites des différents composts sous l'effet de Na_2CO_3 .

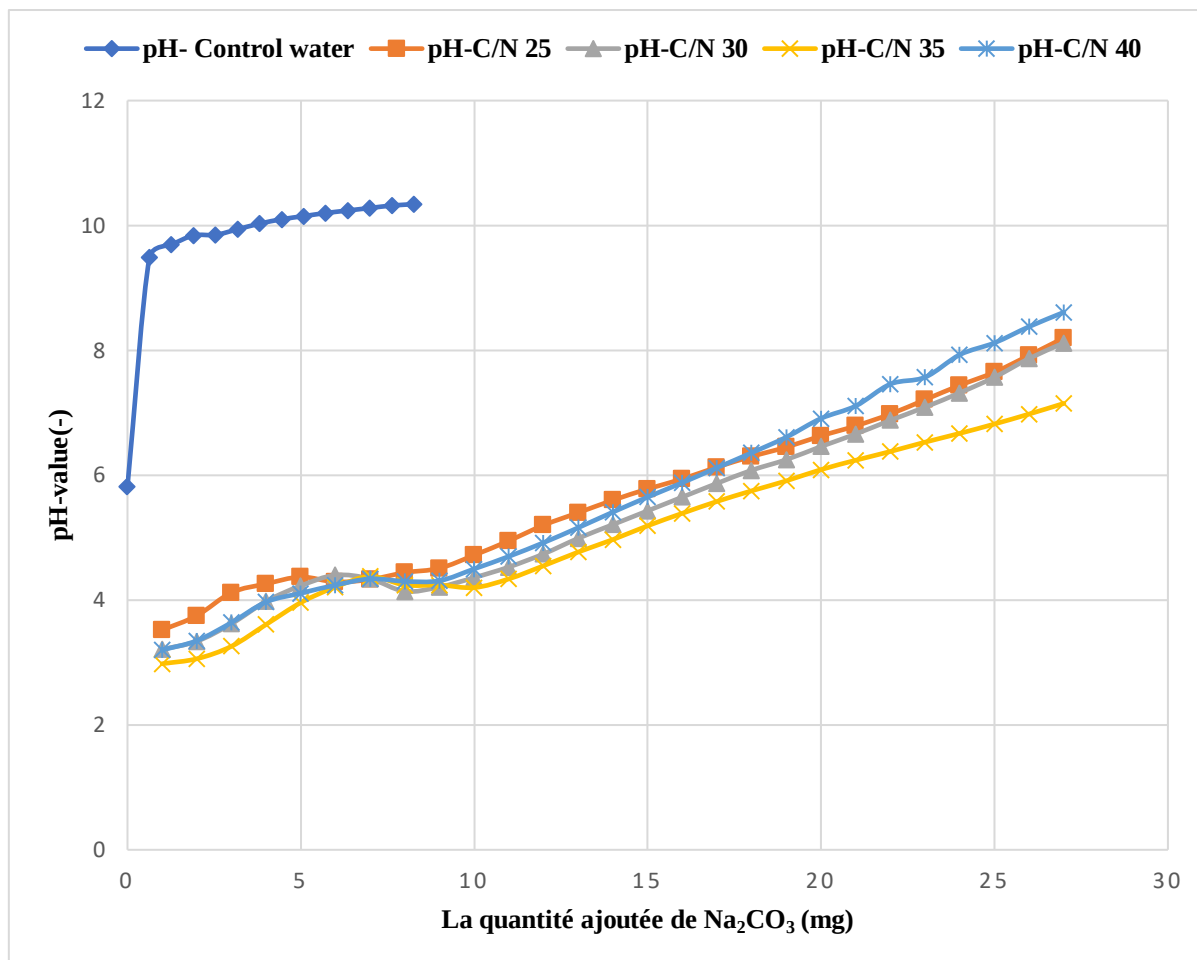


Figure 37 : Variation du pH des solutions d'acides humiques extraites des différents composts sous l'effet de Na_2CO_3 .

Les quatre courbes de la CE ont subi une diminution immédiate directement après l'ajout des premières gouttes du sel en solution. Cette diminution peut s'expliquer en grande partie par la réaction qui peut se produire entre le sel et les groupes fonctionnels des acides humiques. Les principaux groupes fonctionnels qui pourraient être impliqués dans la réaction du sel dans cette expérience sont les groupes carboxyliques. Cette hypothèse est étayée par le fait que les groupements carboxyliques sont sujets à dissociation à $\text{pH} > 4$ alors que la dissociation des groupements phénoliques ne se produit qu'après $\text{pH} > 8$ ([309]; [310]). Ceci est également démontré par la formation d'une double couche électrique résultant d'une dissociation de fonctions acides en milieu aqueux [311]. Cependant, d'autres auteurs ont considéré que la dissociation des protons est plus élevée pour les sites phénoliques en raison du niveau relatif élevé d'occupation des protons et de l'énergie plus élevée nécessaire pour éliminer les protons ([312]; [313]). En outre, les groupes fonctionnels S et N doivent également être considérés quelle que soit la fonction intervenante. Les acides humiques ont prouvé leur capacité à

effectuer des réactions de formation de complexes, d'échange ionique et d'oxydoréduction [314]. Ces substances avaient également montré leur aptitude en tant qu'agent de sorption de certains polluants présents en solution, et leur potentiel chélateur [315].

La propriété de complexation vis-à-vis des ions métalliques, illustrée par Stevenson (1982) [316], a été aussi envisagée dans plusieurs études. En effet, l'analyse spectrométrique avait permis d'estimer la capacité des acides humiques, issus du compost, à chélater 0,04 mg Fe^{2+} /mg AH [315]. De plus, l'image SEM-EDX et FTIR des fractions AH, avant et après adsorption, ont révélé la responsabilité des groupes phénoliques et carboxyliques dans la sorption de Cu^{2+} [317]. L'acide humique, extrait du compost, avait montré sa capacité à éliminer les métaux lourds tels que le Cd et le Ni des sédiments contaminés vis-à-vis de l'AH commercial [318]. AH a globalement prouvé sa tendance à coaguler de nombreux ions métalliques tels que Mn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} et Al^{2+} [319]. Par conséquent, et en tenant compte du faible poids molaire relatif du cation sodium (Na^{2+}), il est possible de suggérer une complexation du sodium sur les sites carboxyliques des fractions acides humiques après l'ajout des premières gouttes de Na_2CO_3 correspondant à des valeurs plus faibles de pH. L'augmentation suivante de CE peut être attribuée à la saturation des sites et à l'association de tous les protons. Ces derniers sont supposés être libérés dès l'ajout de près de 3 mg de Na_2CO_3 . Après, les courbes de la CE ont pris de nouvelles directions ascendantes.

L'augmentation des courbes de pH s'est produite différemment selon les composts. Par exemple, au même incrément du sel ajouté, l'alcalinité des solutions augmentait pour tous les composts mais par rapport à l'ordre suivant : $\text{pH (C/N 35)} < \text{pH (C/N 30)} < \text{pH (C/N 25)} < \text{pH (C/N 40)}$. Après avoir atteint la diminution maximale, les courbes de la CE ont pris des tendances à la hausse, mais la différence enregistrée consiste en la quantité de sel ajouté pour atteindre les valeurs CE minimales pour chacun des 4 composts. En fait, la valeur CE minimale a été atteinte après avoir ajouté 2,54 mg de Na_2CO_3 à C/N 25, 3,82 mg à C/N 30 et C/N 40, et 5,08 mg à C/N 35. Ce résultat reflète la tolérance relative élevée de C/N 35 à une addition plus élevée de sel. Les propriétés des acides humiques étudiés variaient donc en fonction de la matrice du mélange à partir duquel ils étaient produits. Il a été montré que la sensibilité des solutions humiques au sel dépend principalement de leur densité de groupes acides et de leur taille [320]. De même, la force et la dissociation des groupes fonctionnels contenus dans les acides humiques ainsi que la composition des lixiviats humiques dépendent de l'équilibre entre la fraction dissoute et les particules humiques solides récalcitrantes [321].

L'efficacité des acides humiques dans la réduction de la concentration en sodium est rarement étudiée dans le sol seul, mais en présence de végétation. Les acides humiques contribuent efficacement à la tolérance au sel par accumulation de sodium dans la racine, réduisant par conséquent, sa translocation vers la partie pousse de la plante [322].

Vu la présente étude, la combinaison cohérente, qui semble produire un compost avec une résistance relativement plus élevée contre la salinité et l'alcalinité, est celle faite des déchets de tomates (55 %), de déchets de melon (5 %), de déchets de moulin à huile (20 %), et le fumier de mouton (20 %), ce qui correspond au compost $C/N = 35$.

Conclusions générales

L'étude de la qualité physico-chimique des sols agricoles et des eaux d'irrigation aux alentours du sebkha de Sed El Mesjoune montre généralement une détérioration de leur qualité.

Les valeurs de la conductivité électrique des eaux d'irrigation, qui sont principalement des eaux souterraines, montrent que la majorité des puits (61%) ne sont pas convenables à l'irrigation avec des valeurs atteignant 77,2 dS/m. La majorité de ces puits sont concentrés dans la partie Sud-Est de Sed El Mesjoune. Ceci est due principalement à la charge saline transportée par lixiviation vers les eaux profondes. Cette charge provient de la couche des sels résultant de l'évaporation des eaux descendues des reliefs avoisinants, qui s'infiltrant graduellement vers le fond de la sebkha, dans les conditions de sécheresse et d'aridité qui caractérisent cette zone.

La corrélation de Pearson entre les différents paramètres de la qualité des eaux révèle l'existence d'un excès de NaCl, ce qui est confirmé par le diagramme de Piper qui montre que la majorité des faciès sont à chlorure de sodium, et d'une certaine quantité de sulfate de magnésium sous forme précipitée. Le classement de l'abondance des cations et des anions montre une supériorité de l'anion du nitrate NO_3^- . Ceci révèle l'existence d'une pollution nitrique, du fait que 43 sur 67 puits ont violé la limite autorisée à l'irrigation en dépassant 30 mg/l. Concernant les cations, le sodium Na^+ est plus abondant, mais il ne présente aucun risque en concurrence avec les ions de calcium et du magnésium selon les valeurs de $\text{Na}^+\%$, RSC, et RAS. Ces deux derniers cations sont à l'origine d'une dureté très élevée de ces eaux. Le pH de la zone est généralement alcalin et les ions de chlorures sont très abondants de façon que 85% des puits dépassent énormément la limite de 10 meq/l.

Pour le sol, les valeurs de pH montrent que la majorité des sites sont moyennement basiques, avec une tendance plus élevée à l'acidification au profil 20-40 cm. Plus que la moitié des sites sont salins avec des différents niveaux de salinité. Le phosphore existe partout avec des niveaux variés et la grande majorité des sites sont riches en potassium. Ces deux éléments peuvent être attribués aux engrais largement appliqués dans cette zone. La matière organique est généralement très faible dans cette région. La structure granulométrique de ces sols est de nature limon-argileuse.

L'amendement des sols non salins, salins et extrêmement salins avec des composts et du gypse montre généralement une augmentation de la salinité du sol initialement non salin pendant la période d'incubation et une diminution de la salinité des sols salins et extrêmement salins. Pour

le sol non salin, la conductivité électrique était inférieure en appliquant les composts. Pour le sol salin, sa réduction était maximum par application de la dose supérieure du gypse (7,6 mg/g de sol), et pour le sol extrêmement salin par application du compost des déchets verts. Les deux sols salins et non salins ont atteint la valeur minimale de la conductivité électrique après 20 jours d'incubation. A la fin d'expérience, le pH a augmenté dans tous les sols à l'exception d'une légère diminution en cas d'application du gypse. La matière organique a également diminué mais avec une conservation relative de sa masse en cas des sols amendés par le compost des déchets verts.

La capacité des plants des ray-grass à discriminer l'absorption de sodium en faveur de celui de potassium était maximale au 60^{ème} jour.

L'interaction des acides humiques (AH) extraits des composts à différents C/N initiaux avec le carbonate de sodium comme un sel caractérisant des sols salins, montre l'existence d'une réaction qui se déroule entre ces deux éléments, et qui diminue la conductivité électrique du mélange. Cette réaction a été interprétée par la chélation du sodium par les sites négatifs des groupements carboxyliques des acides humiques.

Parmi les composts étudiés, les AH extraits de celui à C/N= 35 ont montré plus de résistance à l'égard de la salinité. Ainsi, ce compost pourrait être recommandé aux agriculteurs pour l'amendement de leurs sols salins.

- ✎ A la lumière de ces constats il y a lieu de formuler quelques recommandations permettant d'orienter des futurs travaux ainsi que des propositions qui pourraient être adoptés en terrain :
- D'après les enquêtes effectuées au terrain les agriculteurs ainsi que les habitants de cette zone ont déjà conscience de la rationalisation de l'utilisation de l'eau. Ainsi, le traitement et la réutilisation des eaux usées à des fins d'irrigation par construction des stations d'épuration pourraient être des approches utiles pour compenser le manque d'eau d'une part, et traiter les eaux impropres à l'irrigation d'autre part.
 - Pour le sol, il serait utile de construire un réseau de drainage artificiel qui a pour but la décharge des excès des eaux ascendant des reliefs avoisinants afin d'éviter la stagnation de l'eau sur le sol, et par conséquent, l'accumulation des sels après l'évaporation. Aussi il faudrait un emploi rationnel de l'azote. La fertilisation azotée devrait être adaptée aux besoins des cultures, aux bons moments, et aux bons endroits.

- Pour les essais des amendements des sols salins, il conviendrait mieux de réaliser cette même expérience dans des conditions plus naturelles (sur des parcelles), et en utilisant des quantités égales des eaux d'irrigation, afin de minimiser les incertitudes et avoir des résultats plus représentatifs.
- Pour l'étude de l'effet des acides humiques sur la salinité des sols, il serait plus pratique d'utiliser les acides humiques purifiés sur le sol salin directement, en suivant le changement de la conductivité électrique du sol.

Références bibliographiques

- [1] FAO 2017. How to feed the world in 2050 Farhangi-Abriz S, Torabian S (2017) Antioxidant enzyme and osmotic adjustment changes in bean seedlings as affected by biochar under salt stress. *Ecotoxicol Environ Saf* 137:64-70
- [2] FAO 2006. World agriculture: towards 2030/2050. Interim report. Prospects for food, nutrition, agriculture and major commodity groups. Rome, FAO. (Available at: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/esag/docs/Interim_report_AT2050web.pdf)
- [3] Pédro G., 1985. Les grandes tendances des sols mondiaux. ORSTOM Actualités. 11 : 11-14. ORSTOM, Paris.
- [4] Brabant Pierre, Bied-Charreton M. (collab.), Schnepf Marie-Odile (collab.). 2010. Une méthode d'évaluation et de cartographie de la dégradation des terres : proposition de directives normalisées. Montpellier : CSFD, (8), 52 p. (Les Dossiers Thématiques du CSFD ; 8). ISSN 1772-6964
- [5] Brabant P., 1991. Le sol des forêts claires du Cameroun. Exemple d'étude d'un site représentatif en vue de la cartographie et de l'évaluation des terres. Tome 1, 544 pp. Tome 2, 278 pp. IRD (exORSTOM), Paris.
- [6]. Lozet J., Mathieu C., 1990. Dictionnaire de Science du sol. 2ème édition. Lavoisier. Technique et documentation, Paris. 384 pp
- [7] Needelman, B. A. 2013. What Are Soils? *Nat. Educ. Knowl.* 4, 2.
- [8] FAO 2018. Soils Portal. <http://www.fao.org/soils-portal/soil-degradationrestoration/en/>
- [9] Brabant P., 2008. Activités humaines et dégradation des terres. Collection Atlas Cédérom. Indicateurs et méthode. IRD, Paris. Publication bénéficiant du label « planète terre » disponible auprès du Service de diffusion de l'IRD à Bondy (diffusion@bondy.ird.fr). Consultable sur www.cartographie.ird.fr/degra_PB.html
- [10] Karlen, Douglas L., Charles W. Rice. 2015. "Soil degradation: Will humankind ever learn?". 12490-12501.
- [11] Oldeman, L. Roel., 1992. "Global extent of soil degradation." *Bi-Annual Report 1991-1992/ISRIC*. ISRIC, 19-36.

[12] Régression et dégradation des sols., 2020. Wikipédia, l'encyclopédie libre. Page consultée le 15 Mars, 2020 à partir de http://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=R%C3%A9gression_et_d%C3%A9gradation_des_sols&oldid=112818384.

[13] FAO 1984. Méthode provisoire d'évaluation et de cartographie de la désertification. FAO. AGLS. Rome. 88 pp.

[14] Sklenicka, P., Prikryl, I., Svoboda, I., Lhota, T., 2004. Non-productive principles of landscape rehabilitation after long-term opencast mining in north-west bohemia. J. South African Inst. Min. Metall. 104: 83-88.

[15] Ritter J, Eng P., 2012. Soil Erosion-Causes and Effects. Ontario Ministry of Agriculture and Rural Affairs pp. 12-105.

[16] Palm, Cheryl, et al., 2007. "Soils : A contemporary perspective." Annu. Rev. Environ. Resour. 32 : 99-129.

[17] Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation, second ed. Wageningen: ISRIC. Perlack, R.D., Wright, L.L., Turhollow, A.F., et al., 2005. Biomass as Feedstock for a Bioenergy and Bioproducts Industry: The Technical Feasibility of a Billion-Ton Annual Supply. GO-102005–2135. Oak Ridge, TN: U.S. Department of Energy and U.S. Department of Agriculture.

[18] Gregory, A. S., et al., 2015. "A review of the impacts of degradation threats on soil properties in the UK." Soil use and management 31: 1-15.

[19] Montanarella, Luca, et al., 2015. "Status of the World's Soil Resources Main report".

[20] Blum, W.E.H., Nortcliff, S., 2013. Soils and food security. In E.C. Brevik, L.C. Burgess, eds. Soils and Human Health. pp. 299-321. USA, Boca Raton, FL, CRC Press.

[21] Lal, R., 2003. Soil degradation and global food security: A soil science perspective. In K. Wiebe, ed. Land Quality, Agricultural Productivity, and Food Security. pp. 16-35. UK, Cheltenham, Edward Elgar.

[22] Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. & Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature, 478: 337-342.

- [23] Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B. & Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Scienceexpress* 10.1126/science.1259855.
- [24] Rinkesh, 2020. <https://www.conserve-energy-future.com/causes-effects-solutions-soil-degradation.php#:~:text=cases%20of%20flooding,5.,waterways%2C%20resulting%20in%20water%20scarcity>.
- [25] Feddema, Johannes J., Sergio Freire., 2001 "Soil degradation, global warming and climate impacts." *Climate Research* 17(2): 209-216.
- [26] Fischer, Günther, et al., 2007. "Climate change impacts on irrigation water requirements: Effects of mitigation, 1990–2080." *Technological Forecasting and Social Change* 74(7): 1083-1107.
- [27] Ioras, F., Bandara, I., & Kemp, C., 2014. Introduction to climate change and land degradation. In *Climate change and restoration of degraded land* (pp. 15-52). Colegio de Ingenieros de Montes.
- [28] Schimel, D.S., 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1(1): 77-91.
- [29] Reay, D., Davidson, E.A., Smith, K., Smith, P., Melillo, J.M., Dentener, F. & Crutzen, P.J., 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change*, 2(6): 410-416.
- [30] Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H.H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, R.J., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Rose, S., Schneider, U. & Towprayoon, S., 2007. Agriculture. In B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave & L.A. Meyer, eds. *Climate change 2007: Mitigation. Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Chapter. 8. pp. 497-540. UK, Cambridge, Cambridge University Press and New York, USA.
- [31] Snyder, C.S., Davidson, E.A., Smith, P. & Venterea, R.T., 2014. Agriculture: sustainable crop and animal production to help mitigate nitrous oxide emissions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9-10: 46- 54

- [32] Le Mer, J. & Roger, P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *Eur. J. Soil Biol.*, 37: 25-50.
- [33] Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H.H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, R.J., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M. & Smith, J.U., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B.*, 363: 789-813.
- [34] McCarrison, R., 1921. *Studies in Deficiency Disease*. Hazell, Watson and Viney Ltd, Aylesbury.
- [35] Steffan, J. J., Brevik, E. C., Burgess, L. C., & Cerdà, A., 2018. The effect of soil on human health: an overview. *European journal of soil science*, 69(1): 159-171.
- [36] Deribe, K., Tomczyk, S. & Tekola-Ayele, F., 2013. Ten years of podoconiosis research in Ethiopia. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 7, e2301.
- [37] Zhang, X., Davidson, E.A., Mauzerall, D.L., Searchinger, T.D., Dumas, P. & Shen, Y., 2015. Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*, 528: 51–59.
- [38] Nordberg, G.F., Nogawa, K. & Nordberg, M., 2015. Cadmium. In: *Handbook on the Toxicology of Metals, Vol. II: Specific Metals* (eds G.F. Nordberg, B.A. Fowler & M. Nordberg), pp. 667–716. Elsevier, Amsterdam.
- [39] Brammer, H. & Ravenscroft, P., 2009. Arsenic in groundwater: a threat to sustainable agriculture in south and south-east Asia. *Environment International*, 35: 647-654.
- [40] Kwon, J.C., Nejad, Z.D. & Jung, M.C. 2017. Arsenic and heavy metals in paddy soil and polished rice contaminated by mining activities in Korea. *Catena*, 148: 92-100.
- [41] Zhao, F.J., McGrath, S.P. & Meharg, A.A., 2010. Arsenic as a food chain contaminant: mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies. *Annual Review of Plant Biology*, 61: 535-559.
- [42] Duzan, H.M., Zhou, X., Souleimanov, A., Smith, D.L., 2004. Perception of *Bradyrhizobium japonicum* Nod factor by soybean [*Glycine max* (L.) Merr.] root hairs under abiotic stress conditions. *J. Exp. Bot.* 55: 2641-2646.
- [43] Thomas D. S. G. and Middleton N. J., 1993. Salinization: new perspectives on a major desertification issue. *J. Arid Environ.* 24: 95-105.
- [44] Pichu Rengasamy., 2006. World salinization with emphasis on Australia, *Journal of Experimental Botany*, Volume57, Issue 5, Pages 1017-1023, <https://doi.org/10.1093/jxb/erj108>

- [45] Richards, L., 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Soil Sci.* 78 (2), 154.
- [46] van Beek, C.L., Tóth, G. (Eds.), 2012. Risk Assessment Methodologies of Soil Threats in Europe, JRC Scientific and Policy Reports EUR. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg <http://dx.doi.org/10.2788/47096>
- [47] Hattar, B.I., Taimeh, A.Y., Ziadat, Feras, M., 2010. Variation in soil chemical properties along to pose quences in an arid region of the levant. *Catena* 83 (1), 34-45.
- [48] Fitzpatrick R. W., Merry R., and Cox J., 2000. What are saline soils and what happens when they are drained? *J. Aust. Ass. Nat. Res. Manage. (AANRM)* 6, 26–30.
- [49] Dehaan R. L., Taylor G. R., 2002. Field-derived spectra of salinized soils and vegetation as indicators of irrigation-induced soil salinization. *Remote Sen. Environ.* 80: 406-417.
- [50] Ghassemi, F., Jakeman, A.J. & Nix, H.A., 1995. Salinisation of land and water resources: human causes, extent, management and case studies. Australia, Canberra, The Australian National University & UK, Oxfordshire, Wallingford, CAB International.
- [51] Shimojima E., Yoshioka R., and Tamagawa I., 1996. Salinization owing to evaporation from bare-soil surfaces and its influences on the evaporation. *J. Hydrol.* 178: 109-136.
- [52] Vengosh, A., 2003. Salinization and Saline Environments. *Treatise on Geochemistry* 9: 612. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09051-4>.
- [53] Sakadevan K., Nguyen M.-L., 2010. Extent, impact, and response to soil and water salinity in arid and semiarid regions. *Advances in Agronomy*, 109 (C), pp. 55-74.
- [54] Chandrajith, R., Chaturangani, D., Abeykoon, S., Barth, J.A.C., vsn Geldern, R., Edirisinghe, E.A.N.V., Dissanayake, C.B., 2014. Quantification of groundwater seawater interaction in a coastal sandy aquifer system: a study from Panama, Sri Lanka. *Environmental Earth Sciences*, 72: 867- 877.
- [55] Daliakopoulos, I. N., Tsanis, I. K., Koutroulis, A., Kourgialas, N. N., Varouchakis, A. E., Karatzas, G. P., & Ritsema, C. J., 2016. The threat of soil salinity: A European scale review. *Science of the Total Environment*, 573: 727-739.
- [56] Kundzewicz, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., Do'll, P., Kabat, P., Jime'nez, B., Miller, K. A., Oki, T., Sen, Z., and Shiklomanov, I. A., 2007. Freshwater resources and their

management. In “Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change” (M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden, and C. E. Hanson, Eds.), pp. 173-210. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

[57] Chesworth, W., 2008. Encyclopedia of Soil Science. Encyclopedia of Earth Sciences Series Springer Netherlands, Dordrecht <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9>.

[58] Fan, X., Pedroli, B., Liu, G., Liu, Q., Liu, H., Shu, L., 2012. Soil salinity development in the yellow river delta in relation to groundwater dynamics. L. Degrad. Dev. 23: 175-189. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.1071>.

[59] Trnka, M., Kersebaum, K.C., Eitzinger, J., Hayes, M., Hlavinka, P., Svoboda, M., Dubrovský, M., Semerádová, D., Wardlow, B., Pokorný, E., Možný, M., Wilhite, D., Žalud, Z., 2013. Consequences of climate change for the soil climate in Central Europe and the central plains of the United States. Clim. Chang. 120: 405-418. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-013-0786-4>

[60] Brenstein L., 1975. Effects of salinity and sodicity on plant growth. Ann Rev Phytopathol 13(1):295-312

[61] Lakhdar A, Rabhi M, Ghnaya T, Montemurro F, Jedidi N, Abdelly C., 2009. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. J Hazard Mater 171:29-37

[62] FAO 2003. Groundwater management: The search for practical approaches. Water Reports 26, pp 43

[63] Allison, L.E., 1964. Salinity in relation to irrigation. Advances in Agronomy 16: 139-180.

[64] Clarke, C.J., George, R.J., Bell, R.W., Hatton, T.J., 2002. Dryland salinity in southwestern Australia: its origins, remedies, and future research directions. Australian Journal of Soil Research 40: 93-113.

[65] Doupe, R. G., Lymber, A. J., and Pettit, N. E., 2006. Stream salinization is associated with reduced taxonomic, but not functional diversity in a riparian plant community. Austral Ecol. 31(3): 388-393.

[66] Jackson, R.B., Jobbagy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., le Maitre, D.C., McCarl, B.A., Murray, B.C., 2005. Trading water for carbon with biological sequestration. Science 310: 1944-1947.

- [67] Jobbágy E. G. and Jackson R. B., 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biol.* 10: 1299-1312.
- [68] Endo, T., Yamamoto, S., Larrinaga, J.A., Fujiyama, H., Honna, T., 2011. Status and causes of soil salinization of irrigated agricultural lands in southern Baja California, Mexico. *App Env Soil Sci* 1-12.
- [69] Moreira Barradas, J., Abdelfattah, A., Matula, S., Dolezal, F., 2014. Effect of fertigation on soil salinization and aggregate stability. *J. Irrig. Drain. Eng.* 141, 05014010. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000806](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000806)
- [70] Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carré, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M., Kozak, J., Bas, C.L., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Halla, M.Y., Zupan, M., 2006. Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report No.20, EUR 22185 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- [71] Williamson, D. R., 2000. Dryland Salinity in Crisis: Causes and Cures Compared, pp 25.
- [72] Church, P.E., Friesz, P.J., 1993. Effectiveness of highway drainage systems in preventing road salt contamination of groundwater: preliminary findings. *Transp. Res. Rec.* 56-64.
- [73] Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J.I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Gerber, J.S., Clark, J.M., Adhya, T., Scholes, R.J., Scholes, M.C., 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *Soil* 1, 665-685. <http://dx.doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>.
- [74] Decock, C., Lee, J., Necpalova, M., Pereira, E.I.P., Tendall, D.M., Six, J., 2015. Mitigating N₂O emissions from soil: from patching leaks to transformative action. *Soil* 1, 687-694. <http://dx.doi.org/10.5194/soil-1-687-2015>
- [75] Keesstra, S., Geissen, V., Mosse, K., Piirainen, S., Scudiero, E., Leistra, M., van Schaik, L., 2012. Soil as a filter for groundwater quality. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4: 507-516. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.007>.
- [76] Berendse, F., van Ruijven, J., Jongejans, E., Keesstra, S., 2015. Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance. *Ecosystems* 18, 881–888. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-015-9869-6>.

- [77] Yakup, Z., Tiyyip, T., Nurmamet, I., et al., 2017. Monitoring of soil salinization in yutian oasis based on target polarimetric decomposition method and palsar radar data. *Laser & Optoelectronics Progress* 54 (6), 062803.
- [78] Jiang, H., Rusuli, Y., Kadeer, R., et al., 2017. Evaluation and analysis of soil salinization in the arid zones based on neural network model. *J. Geo-Inf.* 19 (7): 983-993.
- [79] Allbed, A., Kumar, L., Aldakheel, Y.Y., 2014. Assessing soil salinity using soil salinity and vegetation indices derived from ikonos high-spatial resolution imageries: applications in a date palm dominated region. *Geoderma* 230–231 (7): 1-8.
- [80] Brevik, E., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J., Six, J., Van Oost, K., 2015. The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil* 1, 117-129. <http://dx.doi.org/10.5194/soil-1-117-2015>.
- [81] Akhter, J., Murray, R., Mahmood, K., Malik, K.A., Ahmed, S., 2004. Improvement of degraded physical properties of a saline–sodic soil by reclamation with kallargrass (*Leptochloa fusca*). *Plant Soil*, 258: 207-216.
- [82] Li, X.B., Kang, Y.H., Wan, S.Q., Chen, X.L., Chu, L.L., Xu, J.C., 2015. Reclamation of very heavy coastal saline soil using drip–irrigation with saline water on salt sensitive plants. *Soil Tillage Res*, 84: 496-505.
- [83] Prichard, T.L., Hoffman, G.J., Oster, J.D., 1985. Reclamation of saline organic soil. *Irrig. Sci.* 6, 211-220
- [84] Singh, K., 2015. Microbial and enzyme activities of saline and sodic soils. *L. Degrad. Dev*, 27: 706-718. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2385>.
- [85] Yuan, B.C., Li, Z.Z., Liu, H., Gao, M., Zhang, Y.Y., 2007. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. *Applied Soil Ecology*, 35: 319-328.
- [86] Rath, K. M., & Rousk, J., 2015. Salt effects on the soil microbial decomposer community and their role in organic carbon cycling: a review. *Soil Biology and Biochemistry*, 81: 108-123.
- [87] Xu J, Feng Y, Wang Y, Luo X, Tang J, Lin X., 2016. The foliar spray of *Rhodopseudomonas palustris* grown under *Stevia* residue extract promotes plant growth via changing soil microbial community. *Journal of Soils and Sediments*, 16: 916-923.

- [88] Setia R, Smith P, Marschner P, Gottschalk P, Baldock J, Verma V, Setia D, Smith J., 2012. Simulation of salinity effects on past, present, and future soil organic carbon stocks. *Environmental Science and Technology*, 46: 1624-1631.
- [89] Six, J., Paustian, K., Elliott, E., Combrink, C., 2000. Soil structure and organic matter I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 64: 681- 689. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>
- [90] Paix, M., Lanhai, L., Xi, C., Varennyam, A., Nyongesah, M., Habiyaemye, G., 2013. Physicochemical properties of saline soils and aeolian dust. *L. Degrad. Dev*, 24 : 539-547. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.1148>.
- [91] Marlet S., Job J.O., 2006. Processus et gestion de la salinité des sols in Tiercelin. J.R. *Traité d'irrigation*, seconde édition. TEC et DOC Lavoisier, 28 pp.
- [92] Koorevaar, P., Menelik, G., Dirksen, C., 1983. *Elements of Soil Physics*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- [93] Verbruggen, N., Hermans, C., 2013. Physiological and molecular responses to magnesium nutritional imbalance in plants. *Plant Soil*, 368: 87-99. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1589-0>.
- [94] Munns, R., 2005. Genes and salt tolerance: bringing them together. *New Phytol*, 167: 645-663. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01487.x>.
- [95] Lovatt, C., 1986. Characterization of N Metabolism During Salinity Stress of High-salt Tolerant (PMR45) and Less Salt-tolerant (Top Mark) Muskmelon Varieties (*Cucumis melo* L.). Davis, CA 95616.
- [96] Bernstein, L., 1963. Osmotic adjustment of plants to saline media. II. Dynamic phase. *Am. J. Bot.* 50, 360–370. <http://dx.doi.org/10.2307/2439533>.
- [97] Epstein, E., 1980. Responses of plants to saline environments. *Genetic Engineering of Osmoregulation*. Springer US, Boston, MA, pp. 7-21 <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4684-3725-6-2>.
- [98] Poljakoff-Mayber A. and Gale J., 1975. *Plants in Saline Environment*. Ecol. Studies. Springer, Berlin, 15: 213pp.

- [99] Deinlein, U., Stephan, A.B., Horie, T., Luo, W., Xu, G., Schroeder, J.I., 2014. Plant salttolerance mechanisms. *Trends Plant Sci*, 19 (6): 371-379.
- [100] Dolferus, R., Ji, X., Richards, R.A., 2011. Abiotic stress and control of grain number in cereals. *Plant Sci*, 181 (4): 331-341.
- [101] Hayashi, M., 2004. Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. *Environ. Monit. Assess*, 96: 119-128. <http://dx.doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031719.83065.68>.
- [102] Shahid, S.A., Abdelfattah, M.A., Taha, F.K. (Eds.), 2013. *Developments in Soil Salinity Assessment and Reclamation. Innovative Thinking and Use of Marginal Soil and Water Resources in Irrigated Agriculture*.
- [103] Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Lexer, W., Möller, A., Rickson, R.J., Shishkov, T., Stephens, M., Toth, G., Van Den Akker, J.J.H., Varallyay, G., Verheijen, F.G.A., Jones, A.R., 2008. *Environmental Assessment of Soil for Monitoring Volume I: Indicators and Criteria*. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg <http://dx.doi.org/10.2788/93515>.
- [104] Lin, Z.-Q., Bañuelos, G.S., 2015. Soil salination indicators. *Environmental Indicators*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 319-330 http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_20.
- [105] Elmetwalli, A. M. H., Tyler, A. N., Hunter, P. D., and Salt, C. A., 2012. Detecting and Distinguishing Moisture-and Salinityinduced Stress in Wheat and Maize through in Situ Spectroradiometry Measurements, *Remote Sens. Lett.*, 3: 363-372, <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.599346>, 2012
- [106] Li, P., Jiang, L., and Feng, Z., 2013. Cross-comparison of Vegetation Indices Derived from Landsat-7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM) and Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) Sensors, *Remote Sensing*, 6: 310-329, <https://doi.org/10.3390/rs6010310>.
- [107] Goto, K., Goto, T., Nmor, J. C., Minematsu, K., and Gotoh, K., 2015. Evaluating Salinity Damage to Crops through Satellite Data Analysis: Application to Typhoon Affected Areas of Southern Japan, *Nat. Hazards*, 75: 2815-2828, <https://doi.org/10.1007/s11069-014-1465-0>, 2015.

- [108] Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Hervás, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Montanarella, L., Penizek, V., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Liedekerke, M.V., Verheijen, F., Yigini, Y., 2012. The State of Soil in Europe-A Contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report–SOER 2010. Publications Office of the European Union, Luxembourg <http://dx.doi.org/10.2788/77361>.
- [109] Melendez-Pastor, I., Hernández, E. I., Navarro-Pedreño, J., and Gomez, I., 2012. Mapping Soil Salinization of Agricultural Coastal Areas in Southeast Spain, *Remote Sens. Appl.*, 6: 117-140, <https://doi.org/10.5772/36805>, 2012.
- [110] Yang, S. Q., Zhao, W. W., Liu, Y. X., Wang, S., Wang, J., and Zhai, R. J., 2018. Influence of Land Use Change on the Ecosystem Service Trade-offs in the Ecological Restoration Area: Dynamics and Scenarios in the Yanhe Watershed, China, *Sci. Total Environ.*, 644 : 556-566, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.348>.
- [111] Li, J., Pu, L., Zhu, M., Dai, X., Xu, Y., Chen, X., Zhang, L., Zhang, R., 2014. Monitoring soil salt content using HJ-1A hyperspectral data: a case study of coastal areas in Rudong County, Eastern China. *Chinese Geogr. Sci.*, 25: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1007/s11769-014-0693-2>.
- [112] Szabolcs, I., 1985. Salt affected soils as a world problem. *The Reclamation of Salt-Affected Soils. Proceedings of an International Symposium. Jinan, China*, pp. 30–47.
- [113] Domra Kana, J., Djongyang, N., Raïdandi, D., Njandjock Nouck, P., Dadjé, A., 2015. A review of geophysical methods for geothermal exploration. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 44: 87-95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.12.026>.
- [114] Farifteh, J., van der Meer, F., van der Meijde, M., Atzberger, C., 2008. Spectral characteristics of salt-affected soils: a laboratory experiment. *Geoderma*, 145: 196-206. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.03.011>.
- [115] Setia, R., Lewis, M., Marschner, P., Raja Segaran, R., Summers, D., Chittleborough, D., 2013. Severity of salinity accurately detected and classified on a paddock scale with high resolution multispectral satellite imagery. *L. Degrad. Dev.*, 24: 375-384. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.1134>.

- [116] Metternicht, G., Zinck, J., 2003. Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote Sens. Environ*, 85 : 1-20. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00188-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00188-8)
- [117] Ganjegunte, G., Sheng, Z., Clark, J., 2014. Soil salinity and sodicity appraisal by electromagnetic induction in soils irrigated to grow cotton. *L. Degrad. Dev*, 25: 228–235. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.1162>.
- [118] Bouksila, F., Bahri, A., Berndtsson, R., Persson, M., Rozema, J., Van der Zee, S.E.A.T.M., 2013. Assessment of soil salinization risks under irrigation with brackish water in semiarid Tunisia. *Environ. Exp. Bot*, 92 : 176-185. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.06.002>.
- [119] Douaoui, A.E.K., Nicolas, H., Walter, C., 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. *Geoderma*, 134: 217-230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.10.009>.
- [120] Farifteh, J., Farshad, A., George, R.J., 2006. Assessing salt-affected soils using remote sensing, solute modelling, and geophysics. *Geoderma*, 130: 191-206. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.02.003>.
- [121] Salvati, L., Ferrara, C., 2015. The local-scale impact of soil salinization on the socioeconomic context: an exploratory analysis in Italy. *Catena*, 127: 312-322. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.008>.
- [122] Szabolcs, I., 1989. Salt-affected soils. CRC Press, Inc.
- [123] Martinez-Beltran, J. and Manzur, C., 2005. Overview of salinity problems in the world and FAO strategies to address the problem. *Proceedings of the international salinity forum*. Riverside, California, April 2005, 311-313.
- [124] Mohamed, E. S., Abu-Hashim, M., & Belal, A. A. A., 2018. Sustainable Indicators in Arid Region: Case Study–Egypt. In *Sustainability of Agricultural Environment in Egypt: Part I* (pp. 273-293). Springer, Cham.
- [125] Aquastat, 2016. FAO's Information System on Water and Agriculture [WWW Document]. Aragüés, R., Urdanoz, V., Çetin, M., Kirda, C., Daghari, H., Ltifi, W., Lahlou, M., Douaik, A., 2011. Soil salinity related to physical soil characteristics and irrigation management

in four Mediterranean irrigation districts. *Agric. Water Manag.*, 98: 959-966. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.01.004>

[126] Chhabra, R., 1996. Soil salinity and water quality. CRC Press.

[127] UNEP (United Nations Environment Program), 1997. Global environment outlook. *Journal of Environmental Health*, 22-23.

[128] Ladeiro, B., 2012. Saline Agriculture in the 21st Century: Using Salt Contaminated Resources to Cope Food Requirements. *Journal of Botany*.

[129] Ceuppens J. and Wopereis M. C. S., 1999. Impact of nondrained irrigated rice cropping on soil salinization in the Senegal River delta. *Geoderma*, 92: 125-140.

[130] Kotb T. H. S., Watanabe T., Ogino Y., and Tanji K. T., 2000. Soil salinization in the Nile Delta and related policy issues in Egypt. *Agr. Water Manage*, 43: 239-261

[131] Kim J. and Sultan M., 2002. Assessment of long-term hydrologic impacts of Lake Nasser and related irrigation projects in southwestern Egypt. *J. Hydrol*, 262: 68-83.

[132] Munns R, Tester M., 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Ann Rev Plant Biol*, 59: 651-681

[133] Buringh, P., 1977. Food production potential of the world. *World Development*, 5(5-7): 477-485.

[134] Griggs, D., Stafford-Smith, M., Gaffney, O. et al., 2013. Sustainable development goals for people and planet. *Nature*, 495: 305-307. <https://doi.org/10.1038/495305a>

[135] M. G. Pitman and A. Lauchli., 2002. "Global impact of salinity and agricultural ecosystem," in *Salinity: Environment-Plants-Molecules*, A. Lauchli and U. Lüttge, Eds., pp. 3-20, Kluwer Academic, Dodrecht, The Netherlands.

[136] S. Mahajan and N. Tuteja., 2005. "Cold, salinity and drought stresses: an overview," *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 444(2): 139-158.

[137] Ivushkin, K., Bartholomeus, H., Bregt, A. K., Pulatov, A., Kempen, B., & De Sousa, L., 2019. Global mapping of soil salinity change. *Remote Sensing of Environment*, 231, 111260.

[138] Gall L, Philippe H, Domon JM, Gillet F, Pelloux J, Rayon C., 2015. Cell wall metabolism in response to abiotic stress. *Plants*, 4:112-166.

- [139] Jamil A, Riaz S, Ashraf M, Foolad MR., 2011. Gene expression profiling of plants under salt stress. *Crit Rev Plant Sci*, 30:435-458.
- [140] Shrivastava P, Kumar R., 2015. Soil salinity: a serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. *Saudi J Biol Sc*, 22:123-131
- [141] Gill SS, Tuteja N., 2010. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol Biochem*, 48: 909-930
- [142] Pardo JM., 2010. Biotechnology of water and salinity stress tolerance. *Curr Opin Biotechnol*, 21:185-196.
- [143] Roy SJ, Negrão S and Tester M., 2014. Salt resistant crop plants. *Curr Opin Biotechnol*, 26:115-124.
- [144] Chaves MM and Oliveira MM., 2004. Mechanisms underlying plant resilience to water deficits: Prospects for water-saving agriculture. *J Exp Bot*, 55: 2365-2384.
- [145] Chaves MM, Flexas J and Pinheiro C., 2009. Photosynthesis under drought and salt stress: Regulation mechanisms from whole plant to cell. *Ann Bot*, 103:551-560.
- [146] Gupta, B., Huang, B., 2014. Mechanism of salinity tolerance in plants: physiological, biochemical, and molecular characterization. *Int. J. Gen*, 1-18. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/701596>.
- [147] Gagneul, D., Amouche, A., Duhaze, C., Lugan, R., Larher, F.R., and Bouchereau, A., 2007. A reassessment of the function of the so-called compatible solutes in the halophytic plumbaginaceae *Limonium latifolium*. *Plant Physiol*. 144(3): 1598-1611. doi:10.1104/pp.107.099820. PMID:17468212.
- [148] Singh, M., Kumar, J., Singh, S., Singh, V.P., Prasad, S.M., 2015. Roles of osmoprotectants in improving salinity and drought tolerance in plants: a review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol*, 14 (3): 407-426.
- [149] Flowers, T.J., Colmer, T.D., 2008. Salinity tolerance in halophytes. *New Phytol*. 179 (4): 945-963.
- [150] Morgan JM, 2000. Increases in grain yield of wheat by breeding for an osmoregulation gene: relationship to water supply and evaporative demand. *Aust J Agric Res*, 51:971–978.

- [151]** Tangpremsri T, Fukai S, Fischer K, Henzell R., 1991. Genotypic variation in osmotic adjustment in grain sorghum. II. Relation with some growth attributes. *Aust J Agric Res*, 42:759-767
- [152]** Chimenti CA, Cantagallo J, Guevara E., 1996. Osmotic adjustment in maize: genetic variation and association with water uptake. In: Edmeades GO, Bänzinger M, Mickelson HR, Peña-Valdivia CB (eds) *Developing drought and low N-tolerant maize: Proceedings of a symposium 25-29 March 1996, CIMMYT, El Batán, Mexico*, pp 200–203. Int Maize and Wheat Improvement Center
- [153]** Babu RC, Shashidhar HE, Lilley JM, Thanh ND, Ray JD, Sadasivam S, Sarkarung S, O'Toole JC, Nguyen HT., 2001. Variation in root penetration ability, osmotic adjustment and dehydration tolerance among accessions of rice adapted to rainfed lowland and upland ecosystems. *Plant Breed*, 120:233-238
- [154]** Chimenti CA, Pearson J, Hall AJ., 2002. Osmotic adjustment and yield maintenance under drought in sunflower. *Field Crop Res*, 75:235-246
- [155]** Chaves, M.M., Maroco, J.P., and Pereira, J.S., 2003. Understanding plant responses to drought from genes to the whole plant. *Funct. Plant Biol*, 30(3): 239-264. doi:10.1071/FP02076.
- [156]** Almeida, D. M., Oliveira, M. M., & Saibo, N. J., 2017. Regulation of Na⁺ and K⁺ homeostasis in plants: towards improved salt stress tolerance in crop plants. *Genetics and molecular biology*, 40(1): 326-345.
- [157]** Tester M, Davenport R., 2003. Na tolerance and Na transport in higher plants. *Annals Bot*, 91:503-527
- [158]** Flowers, T.J., 1975. Halophytes. In *Ion Transport in Plant Cell and Tissues*; Baker, D.A., Hall, J.L., Eds.; American Elsevier: New York, NY, USA, pp. 309-334
- [159]** Jennings, D.H., 1976. The effect of sodium chloride on higher plants. *Diol. Rev*, 51: 453-486.
- [160]** Chen, M., Yang, Z., Liu, J., Zhu, T., Wei, X., Fan, H., & Wang, B., 2018. Adaptation mechanism of salt excluders under saline conditions and its applications. *International journal of molecular sciences*, 19 (11), 3668.

- [161] Matsushita, N. Matoh, T., 1991. Characterization of Na⁺ exclusion mechanisms of salt-tolerant reed plants in comparison with salt-sensitive rice plants. *Physiol. Plant*, 83:170-176.
- [162] Läuchli, A., James, R. A., Huang, C. X., McCully, M. A. R. G. A. R. E. T., Munns, R., 2008. Cell-specific localization of Na⁺ in roots of durum wheat and possible control points for salt exclusion. *Plant, Cell and Environment*, 31(11):1565-1574.
- [163] Rus, Shuji Yokoi, Sharkhuu, Altanbadralt, Reddy, Muppala, Lee, Byeong-ha, Matsumoto, Tracie K., Koiwa, Hisashi, Jian-Kang Zhu, R., 2001. AtHKT1 is a salt tolerance determinant that controls Na⁺ entry into plant roots. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A*, 98 (24): 14150-14155.
- [164] Shonjani S., 2002. Salt sensitivity of rice, maize, sugar beet, and cotton during germination and early vegetative growth (Doctoral dissertation, Universita'tsbibliothek Giessen)
- [165] Singh, M., Singh, A., Prasad, S. M., & Singh, R. K., 2017. Regulation of plants metabolism in response to salt stress: an omics approach. *Acta Physiologiae Plantarum*, 39(2): 48.
- [166] Shannon, M.C., 1997., Adaptation of plants to salinity. *Adv. Agron.*, 60: 75-120. [http://dx. doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60601-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60601-X).
- [167] Le Programme mondial des Nations Unies pour l'évaluation des ressources en eau /ONU-Eau. 2018. Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2018 : Les solutions fondées sur la nature pour la gestion de l'eau. Paris, UNESCO.
- [168] de Graaf, I. E., Gleeson, T., van Beek, L. R., Sutanudjaja, E. H., Bierkens, M. F., 2019. Environmental flow limits to global groundwater pumping. *Nature*, 574(7776): 90-94.
- [169] Margat, J., & Van der Gun, J., 2013. Groundwater around the world: a geographic synopsis. Crc Press.
- [170] Siebert, S., Burke, J., Faures, J. M., Frenken, K., Hoogeveen, J., Döll, P., Portmann, F. T., 2010. Groundwater use for irrigation - a global inventory. *Hydrology and earth system sciences*, 14(10): 1863-1880.
- [171] Zare, A.H., V.M., Bayat, V.M., Daneshkare, A.P., 2011. Forecasting nitrate concentration in groundwater using artificial neural network and linear regression models. *Int. Agrophys.*, 25: 187-192.

- [172] Doll, P., 2009. Vulnerability to the impact of climate change on renewable groundwater resources: a global-scale assessment, *Environ. Res. Lett.*, 4, 035006, doi:10.1088/1748-9326/4/3/035006, 2009
- [173] Scanlon, B. R., Jolly, I., Sophocleous, M., and Zhang, L., 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality, *Water Resour. Res.*, 43, W03437, doi:10.1029/2006WR005486.
- [174] UNESCO, CGMW, IAH, IAEA & BGR, 2008. Groundwater Resources of the World, 1: 25 M. WHYMAP. UNESCO & BGR, Paris, Hannover.
- [175] Doll, P., Hoffmann-Dobrev, H., Portmann, F.T., Siebert, S., Eicker, A., Rodell, M., Scanlon, B.R., 2012. Impact of water withdrawals from groundwater and surface water on continental water storage variations. *J. Geodyn.* 59, 143–156.
- [176] Dey, N. C., Saha, R., Parvez, M., Bala, S. K., Islam, A. S., Paul, J. K., & Hossain, M., 2017. Sustainability of groundwater use for irrigation of dry-season crops in northwest Bangladesh. *Groundwater for Sustainable Development*, 4: 66-77.
- [177] Taylor, R. G. et al., 2013 Groundwater and climate change. *Nat. Clim. Chang.*, 3: 322-329.
- [178] Qureshi, A. S., Ahmad, Z. U., Krupnik, T. J., 2015. Moving from resource development to resource management: problems, prospects and policy recommendations for sustainable groundwater management in Bangladesh. *Water resources management*, 29(12) : 4269-4283.
- [179] 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.
- [180] Patil, N. S., Chetan, N. L., Nataraja, M., Suthar, S., 2020. Climate change scenarios and its effect on groundwater level in the Hiranyakeshi watershed. *Groundwater for Sustainable Development*, 10: 100323.
- [181] Figura, S., Livingstone, D.M., Hoehn, E., Kipfer, R., 2011. Regime shift in groundwater temperature triggered by the Arctic Oscillation, *Geophysical research letters*. doi:10.1029/2011GL049749
- [182] Woldeamlak, S.T., Batelaan, O., De Smedt, F., 2007. Effects of climate change on the groundwater system in the Grote-Nete catchment, Belgium. *Hydrogeol. J.*, 15 (5) : 891-901.

- [183] Karmaoui, A., Messouli, M., Yacoubi Khebiza, M., Ifaadassan, I., 2014. Environmental Vulnerability to Climate Change and Anthropogenic Impacts in Dryland, (Pilot Study: Middle Draa Valley, South Morocco), *Earth Science & Climatic Change*.
- [184] Salman, M.A., Bradlow, D., 2006. Regulatory frameworks for water resources management. The World Bank, Washington.
- [185] Döll, P., 2002. Impact of climate change and variability on irrigation requirements: A global perspective. *Climatic Change*, 54: 269-293.
- [186] Taylor, R. G. et al., 2009. Groundwater and Climate in Africa (eds Taylor, R. et al.) 15-19 (IAHS, 2009).
- [187] McGuire, V., 2009. Water-level changes in the High Plains aquifer, predevelopment to 2007, 2005–06 and 2006–07. Scientific Investigations Report 2009–5019, USGS, Reston, Virginia.
- [188] EC, 2000. Water Framework Directive 2000/60/EC. Directive of the European Parliament and Council establishing the Framework Community of Actions in the Area of Water Policy.
- [189] EC, 2006. Groundwater Directive 2006/118/EC. Directive of the European Parliament and Council on the Protection of Groundwater Against Pollution and Deterioration.
- [190] Rotiroti, M., Bonomi, T., Sacchi, E., McArthur, J. M., Stefania, G. A., Zanotti, C., Fumagalli, L., 2019. The effects of irrigation on groundwater quality and quantity in a human-modified hydro-system: The Oglio River basin, Po Plain, northern Italy. *Science of the Total Environment*, 672: 342-356.
- [191] Konikow L. Kendy, L., 2005. Groundwater depletion: a global problem. *Hydrogeology Journal*, Vol. 13, pp. 317-320.
- [192] Konikow, L., 2011. Contribution of global groundwater depletion since 1900 to sea-level rise. *Geophysical Research Letters*, Vol. 38, Paper and Auxiliary Materials.
- [193] 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.

- [194]** Nasr, M., & Zahran, H. F., 2014. Using of pH as a tool to predict salinity of groundwater for irrigation purpose using artificial neural network. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(2): 111-115.
- [195]** 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*.
- [196]** Podmore, C., 2009. Irrigation salinity - causes and impacts. *PRIMEFACT for profitable, adaptive and sustainable primary industries-937*.
- [197]** Rajendra Prasad, D.S., Sadashivaiah, C. and Ranganna G., 2009. Hydrochemical Characteristics and Evaluation of Groundwater Quality of Tumkur Amanikere Lake Watershed, Karnataka, India. *E-Journal of Chemistry*, 6(1): 211-218.
- [198]** Anim, A. K., Duodu, G. O., Ahialey, E. K., & Serfor-Armah, Y., 2011. Assessment of surface water quality: The perspective of the Weiya dam in Ghana. *International Journal of Chemistry*, 3(2): 32.
- [199]** Biswas, A., Biswas, A., 2014. Comprehensive approaches in rehabilitating salt affected soils: a review on Indian perspective. *Open Trans. Geosci.*, 1: 13-24
- [200]** Abrol, I. P., Yadav, J. S. P., Massoud, F. I., 1988. Salt-affected soils and their management (No. 39). *Food & Agriculture Org.*
- [201]** CIID 1979. Amendments to the constitution, Agenda of the International Council Meeting at Rabat International Commission on irrigation and Drainage, Morocco. ICI, New Delhi, pp.A.156-163
- [202]** Ritzema, A. P., 1994. *Drainage Principles and Application*, 2nd ed. ILRI Publication, Wageningen, Netherlands.
- [203]** Singh, A., 2019. Poor-drainage-induced salinization of agricultural lands: Management through structural measures. *Land Use Policy*, 82: 457-463.
- [204]** Schultz, B., Zimmer, D., Vlotman, W.F., 2013. Drainage under increasing and changing requirements. *Irrig. Drain.*, 56: S3–S22.
- [205]** Smriti, M., Mueena, S., 2016. Review study on subsurface soil drainage system. *international journal of science technology and management*, 5(04).

- [206] Lu, P., Zhang, Z., Sheng, Z., Huang, M., & Zhang, Z., 2019. assess effectiveness of salt removal by a subsurface drainage with bundled crop straws in coastal saline soil using Hydrus-3D. *Water*, 11(5): 943.
- [207] Xian, C., et al., 2017. Modeling hourly subsurface drainage using steady-state and transient methods. *J. Hydrol*, 550: 516-526.
- [208] Mallikar, 2020. Reclamation of Saline Soils: 3 Processes. <https://www.biologydiscussion.com/ecology/arid-zone/reclamation-of-saline-soils-3-processes/34552> (04/11/20).
- [209] Khochgoftarmanesh A.H. and Shariatmadari H., 2007. Reclamation of saline bare soils by leaching and barley production. Article in *Communications in Soil Science and Plant Analysis* · February 2007 DOI: 10.1081/CSS-120025198 Symposium no. 33 Paper no. 1828 College of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.
- [210] Rhoades, J. D., 1974. Drainage for salinity control. *Drainage for agriculture*, 17: 433-461.
- [211] Goss, M. J., Tubeileh, A., Goorahoo, D., 2013. A review of the use of organic amendments and the risk to human health. *Adv. Agron.*, 120, 275-379.
- [212] Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., & Rao, M. A., 2015. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. *Journal of soil science and plant nutrition*, 15(2):333-352.
- [213] Khan, K. S., Gattinger, A., Buegger, F., Schlöter, M., & Joergensen, R. G., 2008. Microbial use of organic amendments in saline soils monitored by changes in the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratio. *Soil biology and Biochemistry*, 40(5):1217-1224.
- [214] Wang, L., Sun, X., Li, S., Zhang, T., Zhang, W., & Zhai, P., 2014. Application of organic amendments to a coastal saline soil in north China: effects on soil physical and chemical properties and tree growth. *PloS one*, 9(2): e89185.
- [215] Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J. L., & Hernandez, M. T., 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(6): 1413-1421.
- [216] Dahlawi, S., Naeem, A., Rengel, Z., & Naidu, R., 2018. Biochar application for the remediation of salt-affected soils: challenges and opportunities. *Science of The Total Environment*, 625: 320-335.

- [217] Amini, S., Ghadiri, H., Chen, C., Marschner, P., 2016. Salt-affected soils, reclamation, carbon dynamics, and biochar: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 16(3): 939-953.
- [218] Walpola, B. C., Arunakumara, K. K. I. U., 2010. Effect of salt stress on decomposition of organic matter and nitrogen mineralization in animal manure amended soils. *Journal of Agricultural Sciences–Sri Lanka*, 5(1).
- [219] Hao, X., Chang, C., 2003. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? *Agriculture, ecosystems & environment*, 94(1): 89-103.
- [220] Liebhardt, W. C., & Shortall, J. G., 1974. Potassium is responsible for salinity in soils amended with poultry manure. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 5(5): 385-398.
- [221] Ali, S., Rizwan, M., Qayyum, M. F., Ok, Y. S., Ibrahim, M., Riaz, M., Shahzad, A. N., 2017. Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(14): 12700-12712.
- [222] Pérez-Piqueres, A., Edel-Hermann, V., Alabouvette, C., Steinberg, C., 2006. Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 460-470.
- [223] Reddy, N., Crohn, D. M., 2012. Compost induced soil salinity: a new prediction method and its effect on plant growth. *Compost Science & Utilization*, 20(3): 133-140.
- [224] Pane, C., Celano, G., Piccolo, A., Vilecco, D., Spaccini, R., Palese, A.M., Zaccardelli, M., 2015. Effects of on-farm composted tomato residues on soil biological activity and yields in a tomato cropping system. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 2 (4).
- [225] Turan, M. A., Katkat, A. V., Çelik, H., 2011. The effects of soil-applied humic substances to the dry weight and mineral nutrient uptake of maize plants under soil-salinity conditions. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 39(1): 171-177.
- [226] Russo RO, Berlyn GP., 1990. The use of organic biostimulants to help low input sustainable agriculture. *J. Sustain. Agric.*, 1: 19-42.
- [227] Aydin, A., Kant, C., Turan, M., 2012. Humic acid application alleviate salinity stress of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants decreasing membrane leakage. *African Journal of Agricultural Research*, 7(7): 1073-1086.

- [228] Casierra-Posada, F., Rodríguez, C. A., & Fischer, G., 2008. Reducing negative effects of salinity in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plants by adding leonardite to soil. *International Symposium on Tomato in the Tropics*, 821: 133-140.
- [229] Masciandaro, G., Ceccanti, B., Ronchi, V., Benedicto, S. and Howard, L., 2002. Humic substances to reduce salt effect on plant germination and growth. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 33(3-4):365-378.
- [230] Çimrin, K. M., Türkmen, Ö., Turan, M., & Tuncer, B., 2010. Phosphorus and humic acid application alleviate salinity stress of pepper seedling. *African Journal of Biotechnology*, 9(36).
- [231] Aşık, B. B., Turan, M. A., Çelik, H., & Katkat, A. V., 2009. Uptake of wheat (*Triticum durum* cv. Salihli) under conditions of salinity. *Asian J. Crop Sci.*, 1: 87-95.
- [232] Liu, C., Cooper, R. J., 2002. Humic acid application does not improve salt tolerance of hydroponically grown creeping bentgrass. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 127(2): 219-223.
- [233] Luo, J. Q., Wang, L. L., Li, Q. S., Zhang, Q. K., He, B. Y., Wang, Y., Li, S. S., 2015. Improvement of hard saline–sodic soils using polymeric aluminum ferric sulfate (PAFS). *Soil and Tillage Research*, 149: 12-20.
- [234] Louis, S., 2015. Physico-Chemical Properties and Agronomic Performance of Nerica L19 Rice in Three Salt–Affected Soils amended with Gypsum (Doctoral dissertation, University of Ghana).
- [235] Zahra, N., Sarwar, G., Sher, M., 2015. Comparison of gypsum and potassium silicate for reclamation of saline sodic soil. *Pakistan Journal of Agricultural Research*, 28(1).
- [236] Day, S. J., Norton, J. B., Strom, C. F., Kelleners, T. J., Aboukila, E. F., 2019. Gypsum, langbeinite, sulfur, and compost for reclamation of drastically disturbed calcareous saline–sodic soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(1): 295-304.
- [237] Amezketa, E., Aragüés, R., Gazol, R., 2005. Efficiency of sulfuric acid, mined gypsum, and two gypsum by-products in soil crusting prevention and sodic soil reclamation. *Agronomy Journal*, 97(3): 983-989.
- [238] Tozsin, G., Arol, A. I., Cayci, G., 2014. Evaluation of pyritic tailings from a copper concentration plant for calcareous sodic soil reclamation. *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, 50.

- [239] Wang, W. J., He, H. S., Zu, Y. G., Guan, Y., Liu, Z. G., Zhang, Z. H., Yu, X. Y., 2011. Addition of HPMA affects seed germination, plant growth and properties of heavy saline-alkali soil in northeastern China: comparison with other agents and determination of the mechanism. *Plant and soil*, 339(1-2): 177-191.
- [240] Wong, V. N., Dalal, R. C., Greene, R. S., 2009. Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: a laboratory incubation. *Applied Soil Ecology*, 41(1): 29-40.
- [241] Jabeen, N., 2018. Salinity Stress Alleviation by Organic and Inorganic Fertilization. *Plant Nutrients and Abiotic Stress Tolerance* (pp. 437-476). Springer, Singapore.
- [242] Jabeen N, Ahmad R., 2017. Growth response and nitrogen metabolism of sunflower (*Helianthus annuus* L.) to vermicompost and biogas slurry under salinity stress. *J Plant Nutr* 40:104-114.
- [243] Kelly W, 1937. The reclamation of alkali soils. *California Agric Exp Station Bull*, 617:1-40
- [244] Qadir M, Oster JD, Schubert S, Noble AD, Sahrawat KL., 2007. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. In Donald LS (ed). *Adv Agron* 96:197-247
- [245] Hasanuzzaman, M., Nahar, K., Alam, M., Bhowmik, P. C., Hossain, M., Rahman, M. M., Fujita, M., 2014. Potential use of halophytes to remediate saline soils. *BioMed research international*.
- [246] Farhat, A., 1995. Effets de l'irrigation par pivot sur la qualité des sols dans la Bahira : situation actuelle et perspectives de développement. Thèse de 3ème cycle, IAV Hassan II, Département Sci. Sol, Rabat, Maroc.
- [247] El Mokhtar, M., Fakir, Y., El Mandour, A., Benavente, J., Meyer, H., Stigter, T., 2012. Groundwater salinization around the sabkhas of Sad Al Majnoon and Zima (Bahira plain, Morocco). *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 23 : 48-56.
- [248] Van Rast, E., Verloo, M., Demeyer, A., Pauwels, J.M., 1999. *Manual for the Soil Chemistry and Fertility Laboratory*.
- [249] 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.

- [250] United State Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. US Department of Agriculture, Handbook n°60, U. S. Gov. Print. Office, Washington DC.
- [251] Delaunois A., Ferrie Y., Bouche M., Colin C., et Rionde C., 2008. Guide pour la description et l'évaluation de fertilité des sols. Chambre d'agriculture du Tarn.
- [252] Olsen S.R. et al., 1954. Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate. Cir. U.S. Dep. Agr., 939: 1-19
- [253] Walkley A. et Black C. A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposal modification of the chromic acid titration method. Soil Science, 37: 29-38.
- [254] Bower C.A., Reitemeier R.F. et Fireman, M., 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. Soil Sci, 73: 251-261.
- [255] Page, A. L., 1982. Methods of soil analysis. Part 2: chemical and microbiological properties. Madison, WI, USA: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.
- [256] RODIER J., 2005. L'analyse des eaux : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer version (2005).
- [257] Bigak, J. W., & Nielsen, D. R., 1972. Irrigation under diverse conditions. In S. A. Taylor & G. L. Ashcroft (Eds.), Physical edaphology: the physics of irrigated and non-irrigated soils. San Francisco: WH Freeman
- [258] SOLTNER D., 1996. Les bases de la production végétale, TOME I : Le sol et son amélioration, Collection Sciences et techniques agricoles, 21ème Edition, pp.302
- [259] Simler, R., 2007. Diagrammes : logiciel d'hydrochimie multilangage en distribution libre, version 4.0 [Diagrammes : hydrochemistry software, 4.0 version]. Université d'Avignon.
- [260] Wilcox, L.V., 1955. Classification and use of irrigation waters. U.S. Department of Agriculture Circular No. 969, Washington D.C.

- [261] Abdel-Satar, A. M., Al-Khabbas, M. H., Alahmad, W. R., Yousef, W. M., Alsomadi, R. H., Iqbal, T., 2017. Quality assessment of groundwater and agricultural soil in Hail region, Saudi Arabia. *Egypt. J. Aquat. Res.*, 43: 55-64.
- [262] Ebrahimi, M., Kazemi, H., Ehtashemi, M., Rockaway, T. D., 2016. Assessment of groundwater quantity and quality and saltwater intrusion in the Damghan basin, Iran. *Chem. Der. Erde*. 76: 227-241. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.003>.
- [263] Piper, A.M., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos. Trans. Am. Geophys. Union* 25: 914-928.
- [264] Appelo, C.A.J., Postma, D., 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2nd ed. A.A. Leiden (the Netherlands): Balkema Publishers.
- [265] Raju, N.J., 2007. Hydrogeochemical parameters for assessment of groundwater quality in the upper Gunjanaeru River basin, Cuddapah district, Andhra Pradesh, South India. *Environ. Geol.* 52: 1067-1074.
- [266] Tijani, M.N., 1994. Hydrogeochemical assessment of groundwater in Moro area, Kwara state, Nigeria. *Environ. Geol.* 24, 194-202.
- [267] Todd, D.K., 1980. *Groundwater hydrology*. 2nd edition. Wiley, New York
- [268] Reddy, K.S., 2013. Assessment of groundwater quality for irrigation of Bhaskar Rao Kunta watershed, Nalgonda District, India. *IJWREE*. 5: 418-425.
- [269] Kumar, S.K., Rammohan, V., Sahayam, J.D., Jeevanandam, M., 2009. Assessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha River basin, Tamil Nadu, India. *Environ. Monit. Assess.*, 159: 341-351.
- [270] Doneen, L. D., 1964. Notes on water quality in agriculture. Published as a water sciences and engineering paper 4001. Dept. of Water Sciences and Engineering, University of California, California.
- [271] Doneen, L.D., 1966. Water quality requirement for agriculture. *Proc. National Sym. Quality Standards for Natural Waters*. University of Michigan, Ann. Report.
- [272] Raghunath, H.M., 1987. *Groundwater*. 2nd ed. New Age International Limited Publishers, New Delhi.

- [273] Durfor, C.N., Becker, E., 1964. Public water supplies of the 100 largest cities in the US, 1962. U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper 1812. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- [274] Kelley, W.P., Brown, S.M., Liebig, G.F., 1940. Chemical effects of saline irrigation water on soils. *Soil Sci.*, 49: 95-107.
- [275] Hussain, G., Alquwaizany, A., Al-Zarah, A., 2010. Guidelines for irrigation water quality and water management in the Kingdom of Saudi Arabia: an overview. *J. Appl. Sci.*, 10: 79-96.
- [276] 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. *Environ. Monit. Assess*, 187: 4184.
- [277] Prasad, B.V., Ramesh, C.P., 1997. Groundwater quality in an industrial zone-A case study. *Pollut. Res.*, 16: 105-107.
- [278] FAO, 1994. Water Quality for Agriculture Food and Agriculture Organization of the United Nations 492 <http://www.fao.org/DOCRp/003/T0234e/T0234e00.htm> (Accessed 13 January 2019).
- [279] Marchner, H., 1995. Mineral nutrition in higher plants. Academic Press, London
- [280] Allison, F. E., 1973. Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier.
- [281] Rhoades, J.D., 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved salts. In D.L. Sparks et al. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book series No. 5. ASA and SSSA, Madison, WI*, pp. 417-436
- [282] Rhoades, J. D., 1982. Cation Exchange Capacity¹. In: A. L. Page, editor, *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties, Agron. Monogr. 9.2. ASA, SSSA, Madison, WI*, pp. 149-157.
- [283] Bouyoucos, G. J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *AgronJ.*, 54: 464-465.
- [284] Thompson, W. H., Leege, P. B., Millner, P. D., Watson, M. E., 2001. Test methods for the examination of composting and compost. The United States Composting Council Research and Education Foundation. The United States Department of Agriculture.

- [285] Sundha, P., Basak, N., Rai, A. K., Yadav, R. K., Sharma, D. K., Sharma, P. C., 2017. N and P release pattern in saline-sodic soil amended with gypsum and municipal solid waste compost. *J of Soil Salinity and Water Quality.*, 9:145-155
- [286] Azeez, J. O., Van Averbek, W., 2012. Dynamics of soil pH and electrical conductivity with the application of three animal manures. *Commun Soil Sci Plan.*, 43: 865-874.
- [287] Singh, B. R., Taneja, S. N., 1977. Effects of gypsum on mineral nitrogen status in alkaline soils. *Plant Soil.*, 48: 315-321.
- [288] Chan, K. Y., 1995. Enhanced structural stability of a straw amended soil in the presence of gypsum. *Commun Soil Sci Plan.*, 26: 1023-1032.
- [289] Yazdanpanah, N., Mahmoodabadi, M., 2013. Reclamation of calcareous saline-sodic soil using different amendments: Time changes of soluble cations in leachate. *Arab J Geosci.*, 6: 2519-2528.
- [290] Chaganti, V. N., Crohn, D. M., Šimůnek, J., 2015. Leaching and reclamation of a biochar and compost amended saline-sodic soil with moderate SAR reclaimed water. *Agr Water Manage.*, 158: 255-265.
- [291] Gupta R.K., Abrol I.P., 1990. Salt-Affected Soils: Their Reclamation and Management for Crop Production. In: Lal R., Stewart B.A. (eds) *Advances in Soil Science*. Advances in Soil Science, Springer, New York, NY. pp. 223-288
- [292] Flavel, T. C., Murphy, D. V., 2006. Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *J EnvironQual.*, 35: 183-193.
- [293] Gardner, W. K., Parbery, D. G., Barber, D. A., 1982. The acquisition of phosphorus by *Lupinus albus* L. *Plant Soil.*, 68: 19-32.
- [294] Sarkar, A. N., Wynjones, R. G., 1982. Effect of rhizosphere pH on the availability and uptake of Fe, Mn and Zn. *Plant Soil.*, 66: 361-372.
- [295] Haouala, F., Ferjani, H., El Hadj, S. B., 2007. Effet de la salinité sur la répartition des cations (Na^+ , K^+ et Ca^{2+}) et du chlore (Cl^-) dans les parties aériennes et les racines du ray-grass anglais et du chiendent. *Biotechnol Agron Soc.*, 11: 235-244.

- [296] Chow, W. S., Ball, M. C., Anderson, J. M., 1990. Growth and photosynthetic responses of spinach to salinity: implications of K⁺ nutrition for salt tolerance. *Funct Plant Biol.*, 17: 563-578.
- [297] Pérez-Alfocea, F., Estan, M. T., Cruz, A. S., Bolarin, M. C., 1993. Effects of salinity on nitrate, total nitrogen, soluble protein and free amino acid levels in tomato plants. *J Hortic Sci.*, 68: 1021-1027.
- [298] Fageria, N. K., Gheyi, H. R., Moreira, A., 2011. Nutrient bioavailability in salt affected soils. *J Plant Nutr.*, 34: 945-962.
- [299] Bar-Tal, A., Feigenbaum, S., Sparks, D. L., 1991. Potassium-salinity interactions in irrigated corn. *Irrigation Sci.*, 12: 27-35.
- [300] Flowers, T.J., Hajibagheri, M.A., 2001. Salinity tolerance in *Hordeum vulgare*: ion concentrations in root cells of cultivars differing in salt tolerance. *Plant Soil*. 231: 1-9.
- [301] Zhu, J.K., 2001. Plant salt tolerance. *Trends Plant Sci.*, 6: 66-71.
- [302] Grattan, S. R., Grieve, C. M., 1998. Salinity–mineral nutrient relations in horticultural crops. *SciHortic-Amsterdam.*, 78: 127-157.
- [303] Soudi B., 2005. The composting of cattle manure and crop residues from greenhouse production system. *Newsletter of Transfer of Technology in Agriculture, PNTTA N°129*.
- [304] Ayuso M, Moreno JL, Hernandez T, Garcia C., 1997. Characterisation and evaluation of humic acids extracted from urban waste as liquid fertilisers. *J Sci Food Agric*, 75: 481-488.
- [305] Piccolo A, Zaccheo P, Genevini, PG., 1992. Chemical characterization of humic substances extracted from organic-waste-amended soils. *Bioresour. Technol*, 40:275-282.
- [306] Sortino O, Montoneri E, Patanè C, Rosato R, Tabasso S, Ginepro M., 2014. Benefits for agriculture and the environment from urban waste. *Sci. Total Environ* 487:443-451.
- [307] De Nobili M, Petrussi F., 1988. Humification index (HI) as evaluation of the stabilization degree during composting. *J Ferment Technol*, 66: 577-583.
- [308] Sequi P, De Nobili M, Leita L, Cercignani G., 1986. A new index of humification. *Agrochimica*, 30: 175-179.

- [309] Motta FL, Melo BAG, Santana MHA., 2016. Deprotonation and protonation of humic acids as a strategy for the technological development of pH-responsive nanoparticles with fungicidal potential. *Biotechnol*, 33:773-780.
- [310] Randelović M, Momčilović M, Purenović M, Zarubica A, Bojić A., 2016. The acid-base, morphological and structural properties of new biosorbent obtained by oxidative hydrothermal treatment of peat. *Environ. Earth Sci*, 75:764-773.
- [311] Tombácz E, 1999. Colloidal properties of humic acids and spontaneous changes of their colloidal state under variable solution condition. *Soil Sci*, 164: 814-824.
- [312] Rey-Castro C, Mongin S, Huidobro C, David C, Salvador J, Garcés JL, Galceran J, Mas F, Puy J., 2009. Effective affinity distribution for the binding of metal ions to a generic fulvic acid in natural waters. *Environ. Sci. Technol.*, 43: 7184-7191.
- [313] Xu J, Tan W, Xiong J, Wang M, Fang L, Koopal LK., 2016. Copper binding to soil fulvic and humic acids: NICA-Donnan modeling and conditional affinity spectra. *J. Colloid Interface Sci*, 473:141-151.
- [314] Davies G, Fataftah A, Cherkasskiy A, et al., 1997. Tight metal binding by humic acids and its role in biomineralization. *J. Chem. Soc. Dalton Trans*, 21 :4047-4060.
- [315] Zingaretti D, Lombardi F, Baciocchi R., 2018. Soluble organic substances extracted from compost as amendments for Fenton-like oxidation of contaminated sites. *Sci Total Environ*, 619:1366-1374.
- [316] Stevenson FJ., 1982. Extraction, fraction and general chemical composition of soil organic matter. In: Stevenson FJ, editor. *Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley and Sons, New York.
- [317] He E, Lü C, He J, Zhao B, Wang J, Zhang R, Ding T., 2016. Binding characteristics of Cu²⁺ to natural humic acid fractions sequentially extracted from the lake sediments. *Environ Sci Pollut Res*, 23: 22667-22677.
- [318] Zhang S, Wen J, Hu Y, Fang Y, Zhang H, Xing L, et al., 2019. Humic substances from green waste compost: An effective washing agent for heavy metal (Cd, Ni) removal from contaminated sediments. *J Hazard Mater*. 366: 210-218.
- [319] Khan SU, 1969. Interaction between the humic acid fraction of soils and certain metallic cations. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 33:851-854.

- [320] Tombácz E., 1999. Colloidat properties of humic acids and spontaneous changes of their cotloidal state under varable solution condition. *Soil Sci*, 164: 814-824.
- [321] Klučáková M., 2018. Conductometric study of the dissociation behavior of humic and fulvic acids. *Reactive and Functional Polymers*, 128:24-28.
- [322] Cimrin KM, Turkmen O, Turan M, Tuncer B., 2010. Phosphorus and humic acid application alleviate salinity stress of pepper seedling. *Afr. J. Biotechnol*, 9:5845–5851.

Résumé

Dans le contexte mondial de dégradation des ressources naturelles, la région d'El Kelaât des Sraghna au Maroc a été ciblée dans ce travail, pour une analyse qualitative de l'état des eaux d'irrigation et des sols aux alentours d'une sebkha allongée sur une superficie de 32 Km² appelé Sed El Mesjoune. La prospection de la zone d'étude a été réalisée en se basant sur une carte topographique et un GPS. Les échantillons des eaux et des sols (95 sites des sols et 67 puits) sont transportés au laboratoire de l'INRA pour des analyses physico-chimiques. Les résultats des analyses montrent que les eaux souterraines ont généralement une charge saline. Ces eaux sont caractérisées par l'abondance des chlorures, par une dureté très élevée et par l'existence excessive des nitrates. Les sols dans cette région sont caractérisés également par une grande salinité, d'une quantité très élevée de potassium, suivi par celle du phosphore à cause de l'application excessives des engrais dans cette région, et par une pauvre teneur en matière organique à cause de l'aridité, et la rareté des débris végétaux. Parmi les sols étudiés, trois niveaux de salinité (non salin, salin, et extrêmement salin) ont été sélectionnés pour une étude comparative des effets des amendements sur le changement de la salinité au bout d'une période de six mois. Il en découle que le gypse (à la dose 7,6 mg/g de sol) et le compost des déchets verts sont les meilleurs amendements pour la réduction de la salinité des sols salin et extrêmement salin respectivement. Une deuxième étude s'est effectuée pour évaluer l'effet des acides humiques extraits de 4 composts à différents rapports C/N sur la salinité des sols. Les résultats ont montré que celui avec le rapport C/N initial de 35 est le plus recommandé pour atténuer la salinité du sol.

Mots clés : Amendement, Dégradation, Eau, Salinité, Sol.

Abstract

In the global context of degradation of natural resources, the region of El Kelaât des Sraghna in Morocco was targeted in this work, for a qualitative analysis of the state of irrigation water and soils around a sabkha elongated over an area of 32 km² called Sed El Mesjoune. The survey of the study area was carried out based on a topographic map and a GPS. The water and soil samples (95 soil sites and 67 wells) are transported to the INRA laboratory for physico-chemical analyses. The results showed that the groundwater has generally a saline load. These waters are characterized by the abundance of chlorides, by a very high hardness, and an excessive content of nitrates. The soils in this region are also characterized by high salinity, a very high amount of potassium, followed by that of phosphorus due to the excessive application of fertilizers in this region, and by a low content of organic matter due to aridity, and the scarcity of plant debris. Among the soils examined, three salinity levels (non-saline, saline, and extremely saline) were selected for a comparative study of the effects of amendments on the change in salinity after a six-month period. It follows that gypsum (at the dose 7.6 mg/g of soil) and green waste compost are the best amendments for reducing the salinity of saline and extremely saline soils respectively. A second study was carried out to evaluate the effect of humic acids extracted from 4 composts at different C/N ratios on soil salinity. The results showed that the one with the initial C/N ratio of 35 is the most recommended for mitigating soil salinity.

Keywords: Amendment, Degradation, Water, Salinity, Soil.