

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie Civil

N° D'ORDRE : D/2023

THESE

**PRESENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT
EN SCIENCES**

SPECIALITE : GENIE CIVIL

OPTION : Géotechnique

PAR

MOSTEFA FOUZIA

Dépollution des sols fins par la méthode électrochimique

Soutenue devant les membres de jury

le : 30/04/2023

Pr. MEBROUKI Abdelkader	Président	UMAB Mostaganem
Pr. DELLA Nouredine	Examineur	Univ. Hassiba Benbouali de Chlef
Pr. MEKERTA Belkacem	Examineur	Univ. D'Adrar
Pr. ARAB Ahmed	Examineur	Univ. Hassiba Benbouali de Chlef
Pr. LAREDJ Nadia	Directrice de thèse	UMAB Mostaganem
Pr. MISSOUM Hanifi	Co-directeur de thèse	UMAB Mostaganem
Dr. MEKHATRIA Djilali	Invité	UMAB Mostaganem

ANNÉE UNIVERSITAIRE: 2022/2023

**وَإِذْ تَأْتِيَن رَّبْكُمْ لَئِن شَكَرْتُمْ لَأَزِيدَنَّكُمْ وَلَئِن كَفَرْتُمْ إِنَّ عَذَابِي لَشَدِيدٌ (7) -
سورة ابراهيم**

قال رسول الله -صلى الله عليه وسلم-: (لا يشكر الله من لا يشكر الناس)

Remerciements

Mes vifs remerciements aux membres du Jury de m'avoir accordé l'honneur de juger ce travail :

À MEBROUKI Abdelkader professeur à l'université de Mostagnem pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant de présider le jury de soutenance,

Mes vifs remerciements s'adressent aussi à Messieurs, DELLA Nouredine et ARAB Ahmed professeurs à Univ. Hassiba Benbouali de Chlef ainsi que MEKERTA Belkacem professeur à Univ. D'Adrar de m'avoir fait l'honneur d'être les examinateurs de cette thèse. Et par la même je leur exprime ma profonde gratitude.

Je remercie vivement ma directrice de thèse professeur LAREDJ Nadia, et professeur MISSOUM Hanifi Co-directeur de thèse pour leurs confiance, orientations, conseils encouragements et surtout d'avoir cru en moi.

Un grand merci pour Dr MEKHATRIA Djilali pour sa présence et son aide si précieuse.

Mes spéciaux et sincères remerciements vont à Pr BENDANI.Karim

Je souhaite également remercier La Direction des Services Agricoles (DSA) et de L'Hydraulique de la Wilaya Mostaganem pour les documents fournis. Le directeur d'INSID (Relizane) Mr GHACEM.F et son équipe ainsi que les ingénieures du laboratoire d'analyse des eaux (wilaya de Mostaganem) pour l'aide apportée à la réalisation des essais.

Merci à KHELIFA.B responsable du laboratoire pour son encouragement et son assistance pendant la réalisation des expériences.

À mes Amies pour leur précieuse aide, amitié et encouragement.

DÉDICACE

« امى و ابى »

زوجة اخي العزيزة (ف)

رحمهم الله

" وَقُلْ رَبِّ اغْفِرْ وَارْحَمْ وَأَنْتَ خَيْرُ الرَّاحِمِينَ " [سورة المؤمنون، آية 118]

Sommaire

<i>ملخص</i>	VII
<i>Résumé</i>	VIII
<i>Abstract</i>	IX
Liste des figures	X
Liste des tableaux	XV
Liste des abréviations et symboles	XVI
Introduction générale	1

Chapitre I : Dégradation des sols par les polluants

I.1	Introduction	6
I.2	Dégradation des sols	6
I.3	Interaction sol fin-environnement	8
I.4	Dégradation des sols par les polluants chimiques	9
I.5	Méthodes de remédiation des sols contaminés	12
I.5.1	Le lavage in-situ (Soil flunshing)	14
I.5.2	La méthode biologique par phytoremédiation	15
I.5.3	Traitement électrocinétique (EKR)	16
I.5.4	Autres méthodes	17
I.6	Conclusion	18

Chapitre II : Salinisation des sols et méthodes de traitement

II.1	Introduction	20
II.2	Définition de la salinisation	20
II.3	Menace et distribution de la salinité dans le monde	21
II.4	Menace et distribution de la salinité en Algérie	25
II.5	Les causes de la salinisation des sols	28
II.5.1	Salinisation primaire	29
II.5.2	Salinisation secondaire	30
II.6	Classification des sols salins	30
II.6.1	Sol salin	31
II.6.2	Sol sodique	31
II.6.3	Sol salin-sodique	31
II.7	Indicateurs clés identifiant la salinisation et la sodicité des sols	31

II.7.1	Total des sels dissous (TDS) et le bilan ionique de la solution du sol	32
II.7.2	Conductivité électrique	32
II.7.3	Ratio d'adsorption du sodim (SAR)	33
II.7.4	Taux de sodium échangeable (ESP)	33
II.7.5	Le potentiel d'hydrogène (pH)	34
II.7.6	Capacité d'échange cationique (CEC)	34
II.8	Impacts environnementaux et dommages causés par la salinité du sol	36
II.8.1	Effets de la salinité sur la structure des sols	36
II.8.2	Effets de la salinité sur les infrastructures du génie civil	40
II.9	Méthodes et approches de remédiation des sols salins	45
II.9.1	Méthode physique (Sablage)	45
II.9.2	Méthodes hydrologiques (Drainage)	45
II.9.2.1	La lixiviation (leaching)	45
II.9.2.2	Le lessivage de surface des sols salins (flushing)	46
II.9.3	Méthodes chimiques	46
II.9.4	Méthodes biologique par la phyto-désalinisation	47
II.10	Conclusion	49

Chapitre III : Traitement Electrocinétique des sols

III.1	Introduction	51
III.2	Processus et application du traitement électrocinétique	51
III.2.1	L'électrolyse	53
III.2.2	phénomène d'électro-osmose	54
III.2.3	Phénomène d'électromigration	56
III.2.4	Phénomène d'électrophorèse	56
III.3	Facteurs influant l'efficacité du procédé électrocinétique des sols	57
III.3.1	Texture et structure du sol	57
III.3.2	Influence de la tension appliquée	59
III.3.3	Nature et configuration des électrodes	61
III.3.4	Effet du potentiel d'hydrogène et la capacité tampon du sol	64
III.3.5	Effet de la teneur en eau	65
III.4	Application de la méthode électrocinétique pour la désalinisation des sols	65
III.5	Conclusion	68
	Problématique	69

Chapitre IV : Cadre géographique et pédologique de la plaine des Bordjias

IV.1	Introduction	71
IV.2	Localisation géographique	71
IV.3	Synthèse bioclimatique de la plaine des Bordjias	72
IV.4	Facteurs de salinisation des sols de la plaine des Bordjias	74
IV.5	Aquifères et irrigation des sols	80
IV.6	Conclusion	81

Chapitre V : Identification du sol de la plaine des Bordjias

V.1	Introduction	83
V.2	Présentation de la parcelle d'étude	83
V.3	Prélèvement des échantillons de sols	83
V.4	Protocole et résultats des différentes caractérisations	85
V.4.1	Caractéristiques géotechniques	85
V.4.1.1	propriétés physiques	85
V.4.1.2	Analyse granulométrique (NF P94-057)	85
V.4.1.3	Les limites d'Atterberg (NF P94-051)	87
V.4.1.4	Valeur en bleu du sol (VBS) et surface active	89
V.4.1.5	Activité des argiles	90
V.4.2	Identification pédologique	91
V.4.2.1	Dosage des carbonates CaCO_3	91
V.4.2.2	Mesure du potentiel d'hydrogène (pH)	91
V.4.2.3	Mesure de la conductivité électrique	91
	a) Conductivité à l'extrait dilué $\text{Ce}1/5$	92
	b) Conductivité par la méthode de la pâte saturée	92
V.4.2.4	Composition chimique	93
V.4.2.5	Minéralogie par diffraction des rayons X « DRX »	93
V.4.2.6	Matière organique (MO)	95
V.4.2.7	Capacité d'échange cationique (CEC)	96
V.4.2.8	Le dosage des anions solubles	96
V.4.2.9	Le dosage des bases échangeables	96
V.4.3	Analyse des résultats pédologiques	97
V.5	Conclusion	100

Chapitre VI : Traitement électrocinétique du sol des Bordjias

VI.1	Introduction	102
VI.2	Mise en œuvre du traitement électrocinétique	102
VI.2.1	Conception de la Cellule électrocinétique	102
VI.2.2	Choix du matériau constituant les électrodes	104
VI.2.3	Préparation des échantillons de sol	104
VI.2.3	Analyse du traitement électrocinétique	105
VI.3	Evolution des propriétés électriques des sols pendant le traitement électrocinétique	106
VI.3.1	Variation du courant électrique en fonction du temps	106
VI.3.2	Effet des électrodes sur l'efficacité du traitement	108
VI.3.3	Consommation d'énergie lors du traitement électrocinétique	109
VI.4	Variation des propriétés chimiques du sol	113
VI.4.1	Evolution du pH à travers le sol après traitement	113
VI.4.2	Variation de la conductivité électrique du sol après traitement	115
VI.5	Evolution du flux électroosmotique	117
VI.6	Evolution du coefficient de perméabilité électro-osmotique	122
VI.7	Evolution de la conductivité électrique du flux électro-osmotique	124
VI.8	Evolution des sels dissouts (TDS) dans le flux électro-osmotique	125
VI.9	Efficacité du traitement sur l'extraction des sels	127
VI.10	Evolution des limites d'Atterberg après traitement	129
VI.8	Conclusion	131
	Conclusion générale	133
	Références bibliographiques	138
	Annexe	169

ملخص

يقدم هذا العمل دراسة أجريت في سهل برجية الواقع في جنوب غرب منطقة مستغانم (الجزائر). يعاني هذا السهل حالياً من خسارة كبيرة في مردودية الأرض بسبب مشكل التملح. تم أولاً تقييم ملوحة التربة الحالية وتجميع الأسباب التي أدت إلى هذه الظاهرة (قلة هطول الأمطار وزيادة درجة الحرارة). أظهر تحليل البيانات المناخية لهذه المنطقة أن المناخ السائد شبه جاف ، يتميز بقلّة هطول الأمطار وارتفاع متوسط درجة الحرارة في الموسم الحار ، وهو ما يفسر استخدام الري للزراعة.

أظهرت نتائج التحقيق على الأرض أن الملوحة تتركز أكثر في المنطقة الجنوبية من السهل. كما أظهرت مقارنة المتغيرات المختلفة (SAR ، pH ، CEC و ESP) أن التربة شديدة الملوحة من نوع تصاعدي ، وتصنف في فئة التربة المالحة السوديّة.

تم استخدام الطريقة الكهرو-حركية في معالجة هذه التربة المالحة. ولهذه الغاية ، تم إجراء العديد من الاختبارات الكهروكيميائية من خلال جهاز تجريبي تم تطويره في مختبر LCTPE بجامعة عبد الحميد بن باديس ، مستغانم ، الجزائر. تم تغيير الظروف الحدودية لوضع المعالجة لتحسين كفاءة النظام: تباين الجهد الكهربائي المطلوب تطبيقه ، مساحة ومواد الأقطاب الكهربائية التي سيتم استخدامها.

أظهرت النتائج الأولى فعالية الطريقة. يؤدي تطبيق الجهد الكهربائي داخل التربة إلى حركة الأنواع الكيميائية الموجودة في التربة عن طريق الهجرة الكهربائية ، بالإضافة إلى تدفق المياه من القطب الموجب إلى القطب السالب ، المعروف باسم التدفق الاسموزي الكهربائي. تضمن هاتان العمليتان انتقال الأملاح واستخراجها ، وبالتالي معالجة التربة المعنية.

الكلمات المفتاحية: الملوحة، العلاج الكهروكيميائي، الموصلية الكهربائية، التدفق الاسموزي الكهربائي

Résumé

Ce travail présente une étude effectuée sur la plaine de Bordjia, située au sud-ouest de la région de Mostaganem (Algérie). Cette plaine connaît actuellement une perte considérable de ses terres en raison du problème de salinisation. L'évaluation de la salinité du sol actuel ainsi qu'une synthèse des causes qui ont conduit à ce phénomène (faible pluviométrie et augmentation de la température) ont été effectuées en premier lieu. L'analyse des données climatiques de cette région a démontré que le climat régnant est semi-aride, caractérisé par une très faible pluviométrie et une température moyenne élevée en saison chaude, ce qui explique l'utilisation de l'irrigation pour l'agriculture.

Les résultats d'investigation effectuée sur le sol ont démontré que la salinité est plus concentrée dans la région sud de la plaine. La comparaison des différentes variables (CEC, pH, SAR et ESP) a démontré que le sol présente des profils très salins de type ascendant, le classant dans la catégorie des sols salin-sodiques.

La méthode électrochimique a été utilisée pour le traitement de ces sols salins. A cet effet, différents essais électrochimiques ont été effectués par le biais d'un dispositif expérimental développé au sein du laboratoire LCTPE à l'université d'Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie. Les conditions aux limites du mode de traitement ont été variées pour optimiser l'efficacité du système : variation du gradient électrique à appliquer, surface et matériau des électrodes à utiliser.

Les premiers résultats ont montré l'efficacité de la méthode. L'application d'une tension au sein de la matrice du sol, engendre un mouvement des espèces chimiques présentes dans le sol par électro-migration, ainsi qu'un écoulement d'eau de l'anode vers la cathode, connu comme le flux électroosmotique. Ces deux processus assurent la migration et l'extraction des sels, et par conséquent la remédiation du sol en question.

Mots clés : Salinité, Electrochimique, Traitement, conductivité électrique, flux électroosmose.

Abstract

This work presents a study carried out in the plain of Bordjia, located in the southwest of the region of Mostaganem (Algeria). This plain is currently experiencing a considerable loss of land due to the problem of salinization. The evaluation of the current soil salinity as well as a synthesis of the causes that led to this phenomenon (low rainfall and increase in temperature) was carried out in the first place. The analysis of the climatic data of this region showed that the prevailing climate is semi-arid, characterized by a very low rainfall and a high average temperature in the hot season, which explains the use of irrigation for agriculture.

The results of the soil investigation showed that the salinity is more concentrated in the southern region of the plain. The comparison of the different variables (CEC, pH, SAR and ESP) showed that the soil presents very saline profiles of ascending type, classifying it in the category of saline-sodic soils.

The electrochemical method was used for the treatment of these saline soils. To this end, various electrochemical tests were carried out through an experimental device developed within the LCTPE laboratory at the University of Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algeria. The boundary conditions of the treatment mode have been varied to optimize the efficiency of the system: variation of the electrical guard to be applied, surface and material of the electrodes to be used.

The first results showed the effectiveness of the method. The application of a voltage within the soil matrix, generates a movement of chemical species present in the soil by electro-migration, as well as a flow of water from the anode to the cathode, known as electroosmotic flow. These two processes ensure the migration and extraction of salts, and consequently the remediation of the soil in question.

Keywords: Salinity, Electrokinetics, Treatment, electrical conductivity, electroosmotic flow,

Liste des figures

Chapitre I : Dégradation des sols par les polluants

I.1	Différentes natures d dégradation des sols	7
I.2	Influence des teneurs en huile sur les paramètres de résistance au cisaillement et la perméabilité des échantillons de sols	10
I.3	Essai de compressibilité des échantillons de sol intacts et contaminés	11
I.4	Contrainte de cisaillement en fonction de la contrainte directe appliquée	11
I.5	Système de lavage des sols contaminés par les éléments toxique in -site	14
I.6	Schéma de principe du système de lessivage du sol ex-site	15
I.7	Représentation schématique des différentes approches de phytoremédiation par les plantes	16
I.8	Système d'extraction électrocinétique	17
I.9	Schéma du traitement par confinement	18
I.10	Application du traitement par confinement des terres polluées	18

Chapitre II : Salinisation des sols et méthodes de traitement

II.1	Salinisation des sols (F.A.O, 2021)	21
II.2	Développement de la salinité des sols dans l'agriculture et les champs côtiers	21
II.3	sols affectés par le sel, à une profondeur comprise entre 30 et 100 cm (FAO, 2021)	24
II.4	Répartition des sols salins du nord Algérien	26
II.5	Carte de la salinité estimée par Krigeage à variogramme local	27
II.6	Carte de répartition spatiale du risque de salinité de la plaine de Mina	27
II.7	Localisation de la zone d'étude et répartition spatiale de la salinité	28
II.8	Mécanisme de la salinisation primaire	29
II.9	Illustration de la salinité de surface	29
II.10	Mécanisme de la salinité secondaire	30
II.11	Relation entre la force ionique et la conductivité électrique des solutions aqueuses naturelles d'eaux de rivière et extrait de sol	32
II.12	Relation entre (CE) et (SAR)	33
II.13	relation entre le ESP et SAR selon Richards	34
II.14	Potentiel de gonflement macroscopique du sol argileux de Gila sous différentes teneurs en sodium	36

II.15	Détermination du comportement dispersif du sol argileux	37
II.16	Relations entre la salinité et la sodicité des différentes argiles	38
II.17	Relation entre la teneur en sel et les limites d'Atterberg	39
II.18	Effet des concentrations en sels sur les limites d'Atterberg d'une argile CL	39
II.19	Conductivité électrique en fonction de l'indice de plasticité des sols naturels	40
II.20	Traces d'efflorescences de sels.	41
II.21	Corrosion de l'acier due aux attaques des sels	41
II.22	(a) traces d'attaque physique sur le mur de fondation en béton (b) Bordure et caniveau en béton affectées par les sulfates	41
II.23	Histogramme de relation entre la résistivité le potentiel de corrosion	42
II.24	Interaction entre les sols salins et les infrastructures enterrées	43
II.25	Diagramme schématique d'incident d'effondrement et de tassement	43
II.26	Schéma de cristallisation de sel sous le revêtement bitumineux	44
II.27	Mécanisme de formation des précipités de sel dans le béton bitumineux	44
II.28	Dégradation de la routes (a) traces d'efflorescences (b) bitume réduit en poudre	44
II.29	Technique de drainage et lixiviation des sels	46
II.30	Drainage de surface (lessivage) pour éliminer l'excès d'eau à la surface du sol	46
II.31	L'adaptation des halophytes aux sols salins	48

Chapitre III : Traitement électrocinétique des sols

III.1	Les mécanismes de transport dans le traitement électrocinétique	53
III.2	Modèle de Helmholtz-Smoluchowski pour les phénomènes électrocinétiques	55
III.3	Effets de la consolidation électro-osmotique sur les limites d'Atterberg de la Na-bentonite	59
III.4	Résistance au cisaillement non drainé en fonction de la distance de l'anode	59
III.5	variation du courant et drainage en fonction des tensions appliquées.	60
III.6	Drainage de l'eau accumulée pour les électrodes en graphite (G) et en acier inoxydable (S.S.).	61
III.7	Variation (a) du courant (b) du débit d'eau avec le temps	62
III.8	Distribution approximative du champ électrique pour différentes dispositions d'électrodes	63
III.9	Variation du courants en fonction (a) espacements (b) rayon d'électrodes	63
III.10	Variation flux d'électrosmose (a) espacements (b) rayon d'électrodes	64
III.11	Variation du SAR et ESP à travers la cellule en fonction de la chaux et l'eau	

	distillée	66
III.12	Effet de la tension électrique sur l'élimination des sels en fin du traitement	67
III.13	Relation entre le taux d'assèchement et le courant à différent pourcentage de salinité	67
Chapitre IV : Cadre géographique et écologique de la plaine des Bordjias		
IV.1	Localisation de la plaine des Bordjias	72
IV.2	(a) évolution annuelle des précipitations	
	(b) Précipitations inter-annuelles	73
IV.3	Histogramme des précipitations (a) saisonnières , (b) mensuelles	73
IV.4	Evolution des températures (a) Annuelles max moyenne (b) Mensuelles	73
IV.5	(a) Climagramme d'Emberger (b) Diagramme Ombrothermique	74
IV.6	Traces de salinité dans la plaine des Bordjias	75
IV.7	Zones inondées de la plaine des Bordjias (Decembre 2020)	75
IV.8	Zones inondables de la région d'étude	76
IV.9	Localisation de Bordjias Sud-Est et parcelle d'étude	77
IV.10	Carte d'iso-valeurs de la salinité de la zone sud-est Bordjias	78
IV.11	Carte de Reconnaissance des Sols d'Algérie. Mostaganem	79
Chapitre V : Identification du sol de la plaine des Bordjias		
V.1	Localisation géographique de la parcelle d'étude	84
V.2	Parcelle d'étude : (a) traces de salinité, (b) système de drainage	84
V.3	(a) trace des sels sur les échantillons (b) prélèvement du sol en carotte pour mesure de la teneur en eau.	84
V.4	Essai sédimentometrie	85
V.5	Courbe granulométrique des différents échantillons de sol étudiés	86
V.6	Classification du sol étudié dans le triangle de texture	86
V.7	Essai de limite Atterberg (appareil de casagrande)	87
V.8	Classification des sols fin , diagramme de plasticité (abaque de Casagrande)	88
V.9	Variation des limites d'Atterberg et pourcentage d'argile en fonction des points de prélèvement	88
V.10	Essai de bleu méthylène	90
V.11	Corrélation entre la surface spécifique, le pourcentage d'argile et valeur du bleu	91
V.12	Etapas de préparation de la pâte et mesure de la conductivité et du pH	92
V.13	Diagramme DRX du sol des points de prélèvement PI-A1	94

V.14	Diagramme DRX du sol des points de prélèvement PII-B2	95
V.15	Essai pour la détermination de la matière organique	95
V.16	Le spectrophotomètre à flamme pour la détermination des sels	96
V.17	Distribution de la salinité par horizon	98
V.18	Corrélation entre la CE (sp) et CE (1/5)	98
V.19	Corrélation entre la matière organique et CEC	99
V.20	Corrélation entre les CEC, la surface spécifique et le pourcentage d'argile.	99

Chapitre VI : Traitement électrocinétique du sol des Bordjias

VI.1	Schémas du dispositif expérimental	103
VI.2	Dispositif expérimental	104
VI.3	Evolution du courant électrique pour les essais du GR1.	107
VI.4	Evolution du courant électrique pour les essais du GR2	107
VI.5	corrosion et dégradation des électrodes	109
VI.6	Evolution de l'énergie cumulée pour les essais du GR1	110
VI.7	Evolution de l'énergie cumulée pour les essais du GR2	111
VI.8	Comparaison de l'évolution d'énergie cumulée entre GR1 et GR2	111
VI.9	Coefficient de l'énergie totale consommée en fin pour les essais du GR1	112
VI.10	Coefficient de l'énergie totale consommée en fin pour les essais du GR2	112
VI.11	Evolution du potentiel hydrogène (pH) pour les essais du GR1	114
VI.12	Evolution du potentiel hydrogène (pH) pour les essais du GR2	114
VI.13	Comparaison de l'évolution de la conductivité électrique (CE)	116
VI.14	Evolution de la conductivité électrique (CE) pour les essais du GR1	116
VI.15	Evolution de la conductivité électrique (CE) pour les essais du GR2	117
VI.16	Evolution du flux électro-osmose (EOF) du GR1	118
VI.17	Evolution du flux électro-osmose (EOF) du GR2	118
VI.18	Comparaison entre l'évolution du flux électro-osmotique (EOF)	118
VI.19	Flux électro-osmotiques (EOF) en fonction du gradient électrique	119
VI.20	corrélation entre le flux électro-osmotique et le courant électriques pour le GR1	120
VI.21	corrélation entre le flux électro-osmotique et le courant électriques pour le GR2	120
VI.22	Etat physique du sol durant et après le traitement électrochimique	121
VI.23	Evolution du coefficient de perméabilité électro-osmotique du GR2	123
VI.24	Evolution du coefficient de perméabilité électro-osmotique du GR1	123
VI.25	Evolution de la conductivité électrique (CE) du flux électro-osmotique du GR1	124

VI.26	Evolution de la conductivité électrique (CE) du flux électro-osmotique du GR2	124
VI.27	Comparaison des conductivités électriques (CE) du flux électro-osmotique pour l'ensemble des essais	125
VI.28	Corrélation entre TDS et le flux électro-osmotique durant le traitement du GR1	126
VI.29	Corrélation entre TDS et le flux électro-osmotique durant le traitement du GR2	127
VI.30	Effet de la tension électrique sur l'élimination des sels en fin d'essai	128
VI.31	Evolution des limites d'Atterberg en fin d'essai pour le GR1	129
VI.32	Evolution des limites d'Atterberg en fin d'essai pour le GR2	130

Liste des tableaux

Chapitre I : Dégradation des sols par les polluants

I.1	I Avantages et inconvénients du traitement in-situ et ex-situ	13
-----	---	----

Chapitre II : Salinisation des sols et méthode de traitement

II.1	Estimation globale des surfaces affectées par la salinité	22
II.2	Les sols salins dans les zones arides par continents	23
II.3	Classification des sols salins	35
II.4	Classification de la CE, ESP en ce qui concerne les effets de la salinité et sodicité sur la croissance des cultures	35

Chapitre VI : Cadre géographique et écologique de la zone étudiée la plaine des Bordjias

IV.1	Répartition spatiale de salinité d'après l'analyse par krigeage	78
IV.2	Périmètres irrigués et projection à l'horizon 2030 pour la Wilaya de Mostaganem	79
IV.3	Analyse des eaux souterraines de Bordjias coté EL-Hassiane	80

Chapitre V : Identification du sol de la plaine des Bordjias

V.1	Propriétés physiques du sol	85
V.2	Comparaison entre les limites d'Atterberg d'un sol lessivé et non lessivé	89
V.3	Composition chimique du sol	93
V.4	composition minéralogique du sol	94
V.5	Résultat de l'analyse pédologique du sol	97

Chapitre VI : Traitement électrocinétique du sol des Bordjias

VI.1	Identification des essais du traitement électrocinétique	106
VI.2	Propriétés de l'échantillon de sol préparé	106
VI.3	Quantité finale des flux électro-osmotique évacués	119

Liste des abréviations et symboles

ANRH	Agence Nationale des Ressources Hydrauliques	
BCP	Polychlorobiphényles aussi appelés biphényles polychlorés élément toxiques	
CCR	Centre Commun de Recherche de la Commission européenne	
DEM	Direction de l'environnement de la wilaya de Mostaganem	
DRX	Diffraction des rayons X	
FAO	Organisation pour l'alimentation et l'agriculture des Nations Unies (Food and Agriculture Organisation)	
EM38	Conductivimètre qui permet la mesure la conductivité électrique à différentes profondeurs du sol	
GSAS (map)	Global Map of Salt-Affected Soils	
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques élément toxiques	
INSID	Institut National des Sols, de l'Irrigation et du Drainage	
ITPS	Intergovernmental Technical Panel on Soils	
USDA	United States Department of Agriculture	
CEC	Capacité d'échange	meq/100g
DDL	double couche diffuse	
ϵ	Charge électrique élémentaire de Coulomb	C
n	Porosité	
CE ps	Conductivité électrique diélectrique de la pâte saturée	mS/cm
CE_{1/5}	conductivité électrique diélectrique ratio (1/5)	
SAR	Ratio de sodium adsorbé	
ESP	Pourcentage du sodium échangeable	%
Qe	Débit électroosmotique de l'eau,	

ξ	Potentiel zêta	V/cm
A	Section transversale du flux	cm ²
K_e	Coefficient de perméabilité électroosmotique	cm ² /Vs
I	Courant	Ampères (A)
V	Tension	Volts (V)
K	Perméabilité	cm/s
W	Teneur en eau	%
W_L	La limite de liquidité	%
W_P	La limite de plasticité	%
I_p	L'indice de plasticité	%
M.O	La matière organique	%

.

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

La pollution des sols est un problème courant associée aux changements climatiques et à l'environnement bâti. La problématique des sols pollués est réelle et leur traitement est un axe en pleine expansion. Les causes de contamination des sols sont nombreuses et diverses. Elles comprennent les processus naturels, et les activités anthropogéniques telles que l'utilisation passée ou présente des sols. Certains contaminants sont connus depuis longtemps, comme les métaux et les hydrocarbures pétroliers, d'autres ne sont reconnus que depuis peu, c'est le cas par exemple des pesticides, BPC, HAP... etc.

Selon les polluants présents dans le sol, les problèmes de salinisation peuvent également être associés à la contamination du sol. La salinité est une forme de pollution causée principalement par l'activité humaine. Du fait de changements climatiques de ces dernières années, l'irrigation des sols est devenue le moyen le plus utilisé pour l'agriculture. Ce choix à double tranchants a généré deux problèmes majeurs, à savoir, la dégradation de la qualité des sols et la perte en ressources en eau; conduisant ainsi à un danger sérieux pour la durabilité de ce système d'exploitation des terres notamment en zones semi-aride et arides (Mathieu et Ruellan.,1987 ; FAO.,2006 ; Boualla et al.,2012 ;Foster et al.,2018). Selon la FAO (2021) le monde perd au moins 3 ha de terres arables chaque minute à cause de la salinité. Près d'un milliard d'hectares de sols sont touchés par la salinisation ont été recensés à travers le monde (soit 8,7% des sols de la planète). Ces sols sont principalement observés en milieu naturellement aride ou semi-aride notamment en Afrique et Amérique du sud, mais aussi les pays du nord par l'utilisation abusive des produits chimiques en agriculture.

Exposée à un climat sévère et perturbé (augmentation des températures, perturbation pluviométrique, augmentation en fréquence et en amplitudes des phénomènes extrêmes tels que la sécheresses et canicule); l'Algérie est touchée par un problème de salinisation très élevé. Près d'un million d'hectares de terres agricoles ont été affectées par la salinité, dont une partie se trouve localisée dans les périmètres irrigués de la région Nord-Ouest du pays connus pour son climat aride et semi-aride (INSID, 2008). Plusieurs études ont signalé la gravité du problème (Douaoui et Hartani, 2006 ; Bouhata et al.,2015). Cependant, l'estimation réelle des surfaces de sol touchées par la salinisation reste inconnue par manque des statistiques.

Le problème de salinisation peut entraîner de potentiels désordres aux infrastructures et des dégradations des sols. Les pratiques agricoles et les méthodes de construction dans un environnement chimiquement agressif, tel qu'un sol salin, doivent être menées en tenant compte de l'évolution de la concentration en sel ainsi que du risque de corrosion saline des bâtiments et des structures routières (Machado et Serralheiro, 2017 ; Al-Dalamah et Al-Hurban, 2019 ; Zörb et al., 2019). De nombreuses études ont conclu que les sols salins sont très compressibles, sensibles à l'humidité et sujets à un effondrement agressif de leur capacité portante lorsqu'ils sont immergés dans l'eau (Abduljawwad et al., 1994 ; Jo et al., 2015 ; Zhang et al., 2018 ; Bekkouche et al., 2020 ; Bessaim et al., 2020). Lorsque la nappe phréatique est peu profonde, la salinisation affecte la capacité d'infiltration du sol, ce qui crée des risques d'inondation à différentes échelles. Les inondations peuvent endommager les routes, les barrages, ainsi que détruire les bâtiments. Les routes, les voies ferrées et les chaussées sont toujours soumises aux attaques salines dues aux ruissellements de surface, aux activités de déver-glaçage ou aux polluants environnementaux du trafic.

Dans le but d'améliorer les sols soumis au problème de salinisation, plusieurs méthodes de traitement ont été développées. Certaines de ces techniques se sont avérées efficaces, et ont permis de minimiser les dommages causés par le problème de salinité. Cependant, plusieurs de ces méthodes restent coûteuses, prennent beaucoup de temps et sont difficiles à mettre en œuvre. La méthode de traitement électrochimique ou électrocinétique (EK) peut être utilisée comme alternative au traitement des sols salins. Elle permet de remédier aux déficiences sous des structures, des routes, des voies ferrées et des pipelines. L'utilisation de cette technique permet de décontaminer les sols d'une part, et d'améliorer les caractéristiques mécaniques des sous-sols d'autre part. Cette technique a fait l'objet de plusieurs recherches dans de nombreuses régions du monde et son efficacité a été prouvée pour la remédiation et le traitement in situ des sols (Pamukcu et Wittle., 1992 ; Acar, et al., 1995; Pamukcu et al., 1997 ; Do-Hyun et al.,2011). Les principes de l'électrocinétique impliquent l'application d'un courant continu ou d'un faible gradient de potentiel à des électrodes insérées dans le sol. Le passage d'un courant électrique provoque la migration des espèces chargées présentes dans la solution du sol vers une électrode de charge opposée. Le transport d'espèces chargées à travers le sol implique plusieurs mécanismes tels que l'électro-osmose , l'électro-migration et l'électrophorèse. Les espèces migrantes peuvent ensuite être éliminées par l'une des différentes méthodes suivantes : électrodéposition, adsorption sur l'électrode, précipitation et co-précipitation à l'électrode ou pompage près de l'électrode (Pamukcu, et al., 1997).

Le présent travail a pour objectif de mettre en pratique la méthode électrocinétique pour le traitement du sol salin-sodique provenant de la plaine des Bordjias. Cette plaine connue pour son agriculture autrefois est l'une des zones les plus touchée par la salinisation au niveau de la wilaya de Mostaganem. Les sols affectés par la salinité du périmètre des Bordjias représentent une superficie assez élevée, ce qui constitue un handicap non seulement pour le développement agricole mais aussi pour l'extension des zones industrielles. Ce processus de salinisation des sols s'intensifie et se propage principalement dans les zones irriguées. Il faut noter que des tentatives de traitement du sol salin par la méthode de drainage sont utilisées actuellement. Cependant, la concentration élevée en sel des eaux présentes sur site et la faible pluviométrie enregistrée ces dernières années ne permettent pas une utilisation optimale et efficace de cette technique, ce qui rend difficile la désalinisation des sols de la zone des Bordjias. De ce fait, notre choix s'est porté sur l'utilisation de la méthode électrochimique comme alternative au traitement du sol de cette région. Les performances de cette technique ont été étudiées dans ce travail de thèse et plusieurs paramètres ont été analysés tels que l'intensité du courant, le matériau constituant les électrodes, le voltage appliqué, pH du sol, conductivité électrique ...etc.

La présente étude est subdivisée en six chapitres.

- **Le premier chapitre** est consacré aux différentes causes de dégradation des sols et leurs effets sur les comportements géotechniques d'une part et les méthodes de traitements des polluants d'autre part.
- **Le deuxième chapitre** est consacré principalement à l'étude bibliographique des causes de la salinisation des sols et sa propagation dans le monde et en Algérie ; avec une description de ces effets néfastes sur l'environnement et les structures de génie civil. Une présentation des différentes techniques expérimentales de remédiation conventionnelles de ces sols est également abordée.
- **Le troisième chapitre** est dédié à la présentation de la méthode électrocinétique et des différents facteurs affectants son efficacité.
- **Le quatrième chapitre** présentera le cadre géographique et écologique de la plaine des Bordjias.
- **Le chapitre cinq** sera consacré aux identifications physico-chimiques et pédologique des échantillons des sols utilisées dans le présent travail, ainsi que les procédés et protocoles d'exécution.

- La mise en œuvre expérimentale du procédé sera exposée au **chapitre six**, ainsi que le choix des électrodes, gradient électrique, et temps de traitement. L'influence des conditions aux limites imposées sur les performances du traitement seront discutées.
- Enfin, **une conclusion générale** permettra de situer la contribution de ce travail à l'étude des phénomènes électrocinétiques intervenant lors de l'application de cette technique.

Chapitre I

Dégradation des sols par les polluants

Chapitre I : Dégradation des sols par les polluants

I. Introduction

Ces dernières années, devant l'extension rapide de l'urbanisation, il y a eu une forte demande pour la construction d'infrastructures sur les sols problématiques. De nombreux sols peuvent s'avérer problématiques en ingénierie géotechnique, car ils se gonflent, s'effondrent, se dispersent, subissent un tassement excessif et présentent une faible capacité portante. Ces caractéristiques peuvent être attribuées à leurs compositions et à leurs minéralogies. Les plus connus sont les argiles gonflantes, les sols dispersifs et érodables. Cependant, la construction sur des sols pollués peut présenter des problèmes géotechniques ; car quel que soit le polluant il peut modifier les propriétés du sol.

Il sera présenté dans ce chapitre une vue globale de la dégradation des sols par la pollution chimique, son impact sur les propriétés des sols, ainsi que les méthodes de traitement utilisées pour leur remédiation.

I.2. Dégradation des sols

La dégradation des terres est un phénomène complexe menant à une problématique globale. Sa complexité réside dans la diversité des dégradations (naturelles ou anthropiques), leur sévérité, extension et interaction. La dégradation des terres présente actuellement un problème très préoccupant dans tous les pays. Bien que la dégradation des terres soit reconnue comme un problème majeur, les estimations quantitatives de l'état de la dégradation des terres restent difficiles à évaluer. Néanmoins, la FAO (2017) a déclaré qu'approximativement 33% des sols de la planète sont dégradés. Metternicht et al., (2016) ont estimé que 15 et 63 % des terres ont été touchés à l'échelle mondiale.

Les principales causes de dégradation des sols peuvent être (1) d'origine naturelle telle que l'érosion, les glissements de terrain, les inondations et la désertification, et (2) anthropique due à l'activité humaine: telles que l'agriculture intensive, la déforestation, la pollution industrielle, l'irrigation et la salinisation. La figure (I.1) représente les principales causes réparties en trois catégories ; physique, chimique, biologique ainsi que les dégradations générées.

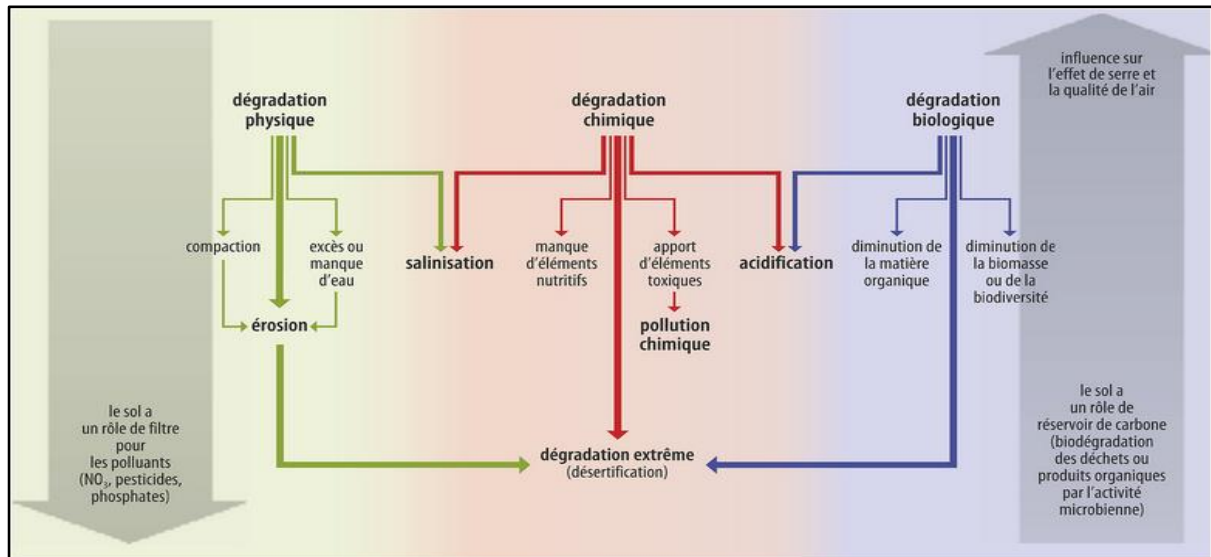


Figure (I.1): Différentes natures de dégradation des sols

(<https://www.universalis.fr/media/DE110015/>)

Bien que les processus naturels de dégradation puissent affecter le comportement des sols dans une certaine mesure, les processus anthropiques modifient gravement le comportement des sols, entraînant des défaillances structurelles.

De nos jours, la pollution des sols est devenue l'une des plus grandes préoccupations des ingénieurs géotechniciens du monde entier, car elle implique des réactions chimiques complexes entre les sols et les contaminants. Le groupe d'experts technique inter-gouvernemental sur les sols (ITPS) a identifié la contamination chimique des sols comme étant la troisième menace pour les fonctions des sols en Europe (FAO et ITPS, 2015) après l'érosion et la salinité. Le problème de la dégradation des sols s'est récemment aggravé en raison de l'augmentation des polluants industriels tels que les hydrocarbures pétroliers, les solvants organiques, les métaux lourds, ainsi que de l'utilisation intensive d'engrais agricoles. La présence de contaminants dans le sol au-delà d'un certain niveau entraîne une détérioration et une modification de certaines de ses propriétés géotechniques.

La pollution des sols par les composés pétroliers est l'un des problèmes écologiques les plus répandus. L'industrie pétrolière a largement contribué à la pollution de l'environnement ces dernières décennies en raison de ses effets néfastes sur l'environnement (Ossai et al., 2020). Les fuites de composés pétroliers entraînent une contamination du sol et des transformations physiques et chimiques dans le sol. Cela pourrait se produire en raison de fuites de canalisations de transport de pétrole, de réservoirs de pétrole usés ou anciens, de

systèmes de transport d'hydrocarbures souterrains et marins. On estime que les pesticides contribuent à environ 1/5 de la pollution totale des sols dans le monde (Ren et al., 2020).

Les contaminants ont touché presque toutes les terres notamment les sols agricoles. Leur variabilité spatiale (FAO et UNEP, 2021) provient d'engrais synthétiques et minéraux qui contiennent souvent des concentrations importantes d'oligo-éléments, principalement du cadmium et des radionucléides (El-Bahi et al., 2017 ; Tang et al., 2021). La dégradation des terres dans les zones arides et semi-arides est principalement due à l'érosion et à la salinisation. Ces deux phénomènes sont accentués par les mauvaises pratiques culturales, en particulier la mauvaise gestion de l'irrigation (Guedegbe et al., 2018) , telle que l'utilisation excessive de sulfates riches et de pesticides nitrés et d'engrais (Andreu et Picó, 2004 ; Sirguy et Ouvrard, 2013). L'introduction de l'irrigation dans les environnements arides et semi-arides conduit inévitablement à des variations de la nappe phréatique, et souvent à des problèmes d'inondation et de salinisation. Outre l'érosion et la salinité, les contaminants organiques et inorganiques menacent gravement l'environnement. La contamination par les hydrocarbures pétroliers constitue un problème majeur observé dans les sols des pays producteurs de pétrole, notamment au Moyen-Orient et en Afrique.

I.3. Interactions sols fins-environnement

La réponse du sol aux diverses variations de l'environnement dépend de sa structure, des paramètres géochimiques (caractéristiques minéralogiques et chimiques) et de l'interaction sol-eau. Le comportement des sols à grains fins est beaucoup plus complexe et variable que celui des sols à gros grains. Les systèmes de sols à grains fins subissent d'avantage de changements de volume, c'est-à-dire qu'ils gonflent ou rétrécissent (gonflement-retrait) s'ils sont en contact avec l'eau ou après séchage, et sont influencés par la concentration ou la composition ionique. Selon Mitchell (1976), les sols ne sont pas des matériaux inertes et peuvent changer avec le temps et être sensibles aux changements environnementaux. Les processus géochimiques des sols tels que l'adsorption-désorption, l'échange d'ions, l'oxydation-réduction, la précipitation-dissolution, les réactions acide-base, et les processus de dégradation sont souvent complexes et leurs mécanismes interdépendants sont influencés par plusieurs paramètres physiques et chimiques, notamment la porosité, la perméabilité, la minéralogie, la teneur en matières organiques, le pH et la température, entre autres.

Le rôle des minéraux argileux sur le comportement géotechnique a été largement étudié. Les échanges d'ions sont complexes et peuvent provoquer des changements significatifs dans les interactions sol-eau et dans la structure du sol. Ainsi, tout changement dans l'environnement physico-chimique peut modifier de manière significative le comportement des sols à grains fins. Plus l'énergie de liaison entre les particules est faible ou plus la capacité d'échange de cations est élevée, plus la sensibilité des particules à l'environnement est grande. Par exemple, la montmorillonite est potentiellement plus sensible à l'environnement que l'illite et la kaolinite. Al-Hamdan et Reddy (2008) et Cecchin et al. (2016) ont démontré qu'avec une bonne compréhension de la composition du sol, des propriétés géochimiques et des processus géochimiques (notamment l'adsorption-désorption, la précipitation-dissolution et les réactions d'oxydoréduction), diverses stratégies de remédiation des sols, peuvent être mises en œuvre pour favoriser les conditions géochimiques en vue d'une remédiation efficace.

I.4. Dégradation des sols par les polluants chimiques

La contamination chimique concourt à la dégradation des sols au même titre que l'érosion, la salinisation, le tassement, l'imperméabilisation, l'acidification ou la perte de matière organique (Chenu et al., 2016). La présence des polluants dans le sol au-dessus d'un certain niveau entraînant la perte de certaines propriétés géotechniques du sol et, par conséquent, une dégradation des structures construites sur ou dans le sol. Selon Zulfahmi et al. (2010), l'altération des propriétés géotechniques du sol cause une perte de la capacité portante et une augmentation du tassement sous des fondations, entraînant ainsi à la perte de fonction ou la défaillance de la structure.

Les polluants tels que les nitrates ont des effets négatifs sur les différentes propriétés du sol (physiques, chimiques et mécaniques) et ces effets dépendent principalement de leur concentration dans le sol. Mahdi et al. (2020) ont trouvé que les nitrates entraînent une réduction de la perméabilité du sol, les paramètres de résistance au cisaillement (cohésion et angle du frottement interne), une augmentation des indices de compression et du gonflement. D'autre part, la contamination par les acides causent aussi un gonflement du sol, et provoquent de nombreuses défaillances des structures (Yamanaka et al., 2002 ; Al-Omari et al., 2007 ; Parfitt et al., 2010).

La contamination par les hydrocarbures n'affecte pas seulement la qualité du sol mais modifie aussi ses propriétés physiques, entraînant ainsi des problèmes géotechniques liés à la construction et la structure des fondations tels que le tassement excessif des réservoirs et la rupture des pipelines (Mackenzie, 1970). Khamehchiyan et al. (2007) ont étudié les impacts de la contamination pétrolière sur les propriétés de trois sols. Ils ont conclu que la contamination peut réduire la résistance au cisaillement, la perméabilité, ainsi que les limites de liquidité et de plasticité (figure I.2).

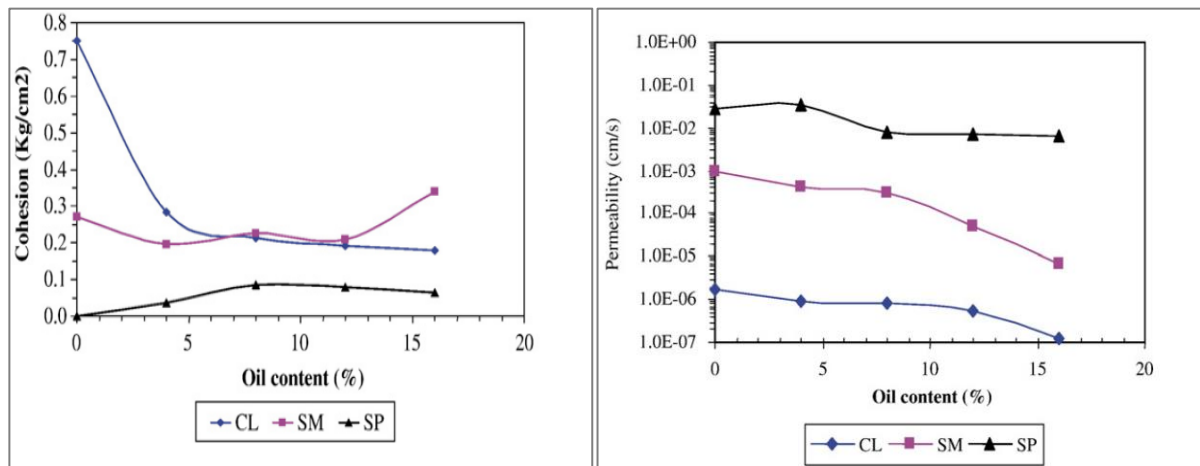


Figure (I.2) : Influence des teneurs en huile sur les paramètres de résistance au cisaillement et la perméabilité des échantillons de sol. (Khamehchiyan et al., 2007)

Avec : -SP Aragonite, calcite, quartz
 -SM Calcite, dolomite, quartz, halite, palygorskite, kaolinite
 -CL Aragonite, calcite, quartz, dolomite, muscovite, kaolinite

Mêmes observations ont été faites par Mahdi et Abdul Kareem (2017), qui ont constaté que ce type de contamination entraînait une augmentation de l'indice des vides, les coefficients de compressibilité volumique et du coefficient de consolidation (figure I.3) d'une part, et une diminution de 44 % et 67 % de la cohésion (c), l'angle de frottement interne (ϕ), et de la résistance au cisaillement non drainé (C_u) d'autre part pour les échantillons de sol MFO1 et MFO2 mélangés avec 10 et 20 % de l'huile pétrolière (figure I.4).

Plusieurs études ont montré que les défaillances géotechniques telles que le basculement des réservoirs de stockage et le soulèvement du sol sous les structures industrielles peuvent se produire en raison de changements dans la propriété du sol affectés par une contamination alcaline telle que la libération des hydroxydes dans l'environnement du sol par diverses industries telles que les industries d'aluminium, des peintures et du papier (Sivapullaiah et al., 2009).

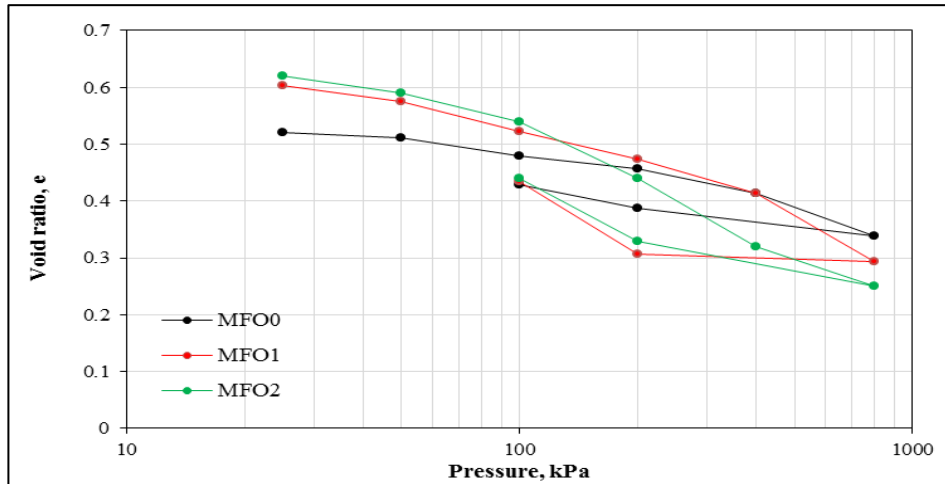


Figure (I.3) : Essai de compressibilité des échantillons de sol intact et contaminé (Mahdi et Abdul Kareem ,2017)

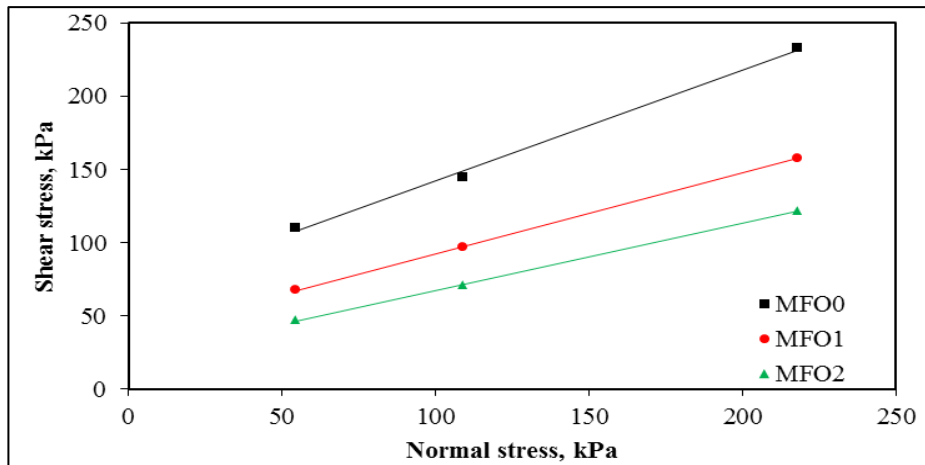


Figure (I.4): Contrainte de cisaillement en fonction de contrainte directe appliquée (Mahdi et Abdul Kareem ,2017)

Les sols salins présentent une rigidité et une résistance au cisaillement élevées dans des conditions naturelles, mais ils changent radicalement face à l'action de l'eau, déclenchant ainsi d'énormes tassements localisés dans les ouvrages de génie civil, qui peuvent même atteindre des tassements supplémentaires sous l'action dynamique (Foncea et al., 2005). En outre, les sels peuvent agir sur les structures en tant qu'agents de corrosion très nocifs provenant des sols de fondation et des remblais naturels, ainsi que lorsqu'ils sont utilisés comme matériau de carrière pour le béton. Parmi les différents sels, les agents corrosifs les plus dangereux sont les sulfates.

I.5. Méthodes de remédiation des sols contaminés

En dépit des nombreuses réalisations importantes en matière de traitement, il reste difficile de mettre en œuvre des programmes de remédiation des sols à l'échelle mondiale, en particulier dans les régions moins développées. À l'heure actuelle, plusieurs méthodes ont fait l'objet d'études approfondies (Khalid et al., 2017; Gong et al., 2018 ;Khan et al., 2021). Bien que des efforts importants aient été déployés pour le développement des technologies rentables, respectueuses de l'environnement et largement applicables, cela reste un sujet d'actualité pour le traitement des sites contaminés (Wang et al., 2018; Xiao et al., 2019). Il existe plusieurs techniques de dépollution qui peuvent être classées en fonction de leurs mises en exécution (Rodríguez-Eugenio, 2018) :

- Le traitement hors site (ex situ) consiste à excaver ou à extraire le milieu pollué (déchet, sol, eau) et à l'évacuer vers un centre de traitement adapté.
- Le traitement sur site (on site) consiste à excaver puis à traiter sur site, le milieu pollué.
- Le traitement en place (in situ) consiste à dégrader, fixer ou extraire le polluant du milieu sans excavation.
- Le confinement (in situ) consiste à empêcher ou à limiter la migration des polluants.

Ces méthodes de traitement peuvent être réalisées avec trois technologies :

- Technologies de traitement physique /chimique : remplacement de sol contaminé, isolation du sol, électrocinetique; solidification/stabilisation; flushing (lessivage), washing (lavage), immobilisation.
- Technologies de traitement biologique :microremédiation, phytoremédiation, phyto-extraction, bioremédiation.
- Technologies de traitement thermique : le chauffage, l'injection de vapeur, vitrification.

L'efficacité de ces procédés dépend principalement du facteur temps. Généralement les traitements in-situ sont plus long à réaliser que ceux réalisés ex-situ (Nouri et al., 2016). Toutefois, il faut généralement plus de temps pour que le traitement atteigne les limites souhaitées et l'uniformité du traitement est moins certaine en raison de la variabilité intrinsèque des caractéristiques du sol, de l'aquifère et de la difficulté de suivre l'évolution du traitement (Carre et al., 2017). D'autre part, le type de traitement choisi dépend également de la nature des polluants, dont certains ont des propriétés biodégradables, d'autres non.

Compte tenu des diverses améliorations apportées aux différentes méthodes de traitement, certaines d'entre elles se sont révélées efficaces, mais elles n'en demeurent pas moins confrontées à un certain nombre de difficultés (Ossai et al., 2020). Par exemple, l'utilisation de procédés d'oxydation avancés altérerait les propriétés du sol en augmentant son acidité, en produisant plus de produits toxiques et en consommant beaucoup d'énergie (Zhang et al., 2019).

Les méthodes de traitement biologique telles que la biorestauration, la bioventilation et le biosparging nécessitent de longues périodes de traitement pour obtenir une décontamination satisfaisante. Elles sont inefficaces dans les sols salins et ne conviennent qu'au traitement des sols contaminés par des hydrocarbures de pétrole de faible poids moléculaire (Ossai et al., 2020). Les méthodes de traitement chimique posent des problèmes de toxicité et de biodégradabilité des produits chimiques utilisés pour confiner, séquestrer, précipiter, concentrer, séparer et éliminer les contaminants du sol pollué (Karthik et al., 2019). Les méthodes de traitement thermique sont associées à des problèmes de pollution atmosphérique dus aux gaz de combustion qui s'échappent. Le traitement modifie les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol avec une grande consommation d'énergie (Hu et al., 2013). Le tableau (I.1) présente les avantages et les inconvénients du traitement in-situ et ex-situ. Quelques traitements sont présentés ci-dessous.

Tableau (I.1) : Avantages et inconvénients du traitement in-situ et ex-situ (FAO, 2020)

	In-situ	Ex-situ
Avantages	Pas de frais d'excavation La structure du sol et la biodiversité se réhabilitent plus rapidement	Processus rapide Facile à contrôler et à surveiller.
Inconvénients	Plus de temps pour atteindre l'objectif de remédiation Plus difficile de contrôler et surveiller les processus	-Coût élevé d'excavation, de transport et manipulation -Perturbation importante de l'habitat la structure du sol et la biodiversité plus difficiles à rétablir

I.5.1. Le lavage in situ (Soil Flushing)

Le lavage des sols est une technologie évolutive qui a été utilisée avec succès et à grande échelle pour l'élimination des matières organiques. Le principe est le rinçage in situ du sol avec une solution aqueuse d'agents mobilisateurs (acides, bases, agents chélatants ou complexants, des co-solvants ou des tensioactifs). Le fluide polluant est ensuite collecté par des puits ou des tranchées placés stratégiquement et ramené à la surface pour être éliminé ou traité sur place. La solution traitée en surface peut dans certains cas être réinjectée pour une réutilisation (Logsdon et al., 2002; Di Palma et al., 2003).

Les liquides extraits sont toujours soumis aux traitements requis pour satisfaire aux normes de rejet appropriées avant d'être rejetés dans la localité (Otterpohl, 2002; Son et al., 2003). Le lavage des sols s'est révélé être une technologie efficace aussi pour éliminer les métaux lourds des sols contaminés, qui repose en grande partie sur différents extracteurs et agents chélateurs pour augmenter leur mobilisation et leur solubilisation (Hazrati et al., 2020). A titre d'exemple, Ke et al. (2020) ont appliqué de l'acide citrique pour éliminer Cd, Pb, Cu et Zn d'un sol pollué par une fonderie. La figure (I.5) montre le principe de cette méthode schématisé par Khan et al (2021).

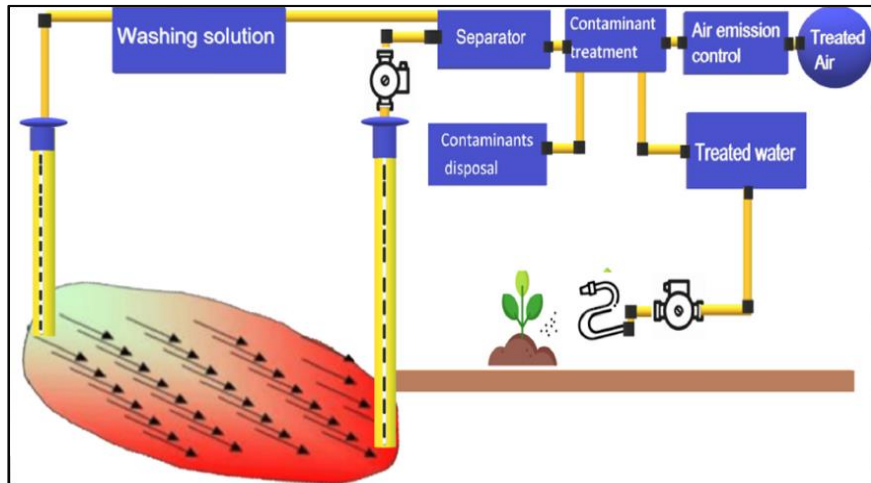


Figure (I.5) : Système de lavage des sols contaminés par les éléments toxiques in situ
(Khan et al., 2021)

Cette approche de traitement est efficace pour les sols hautement perméables, à texture grossière et homogène (Liu et al., 2018). Contrairement au sol à teneur élevée en limon et en argile, l'adhérence des tensioactifs au sol et les réactions des fluides de rinçage avec le sol limitent l'efficacité du processus de rinçage (Reddy et Saichek, 2003). Le niveau de

traitement réalisable varie en fonction de la perméabilité du sol ainsi que de l'affinité de la solution de rinçage avec le contaminant. L'acidité et l'alcalinité du sol, et les précipitations résultant de l'interaction entre le liquide de rinçage et le sol nuisent à l'efficacité du système (Khan et al., 2004).

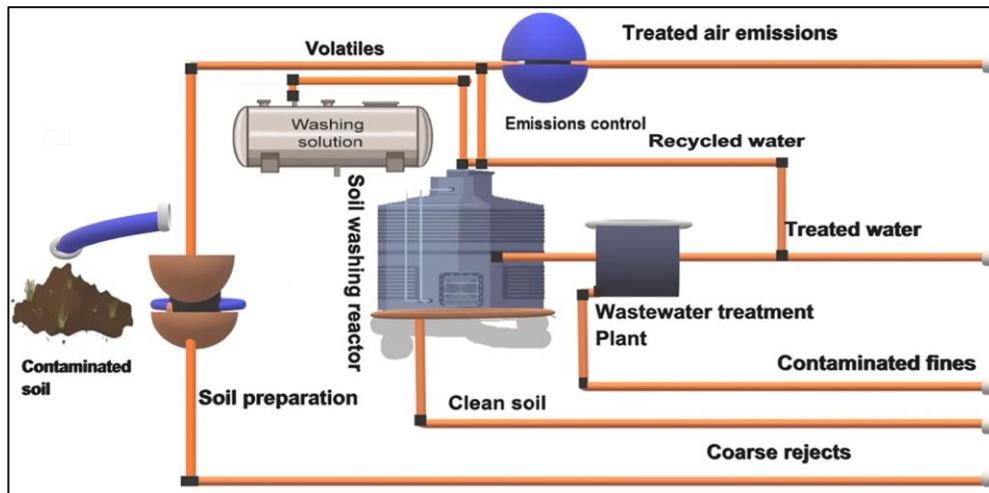


Figure (I.6) Schéma de principe du système de lessivage du sol ex site (Khan et al., 2021).

I.5.2. La méthode biologique par phytoremédiation

La phytoremédiation est une technique de traitement des sols pollués qui attire beaucoup d'attention depuis une dizaine d'années. Cette méthode consiste à cultiver sur les sites pollués certaines espèces végétales (strates herbacées, plantes, arbustes, arbres, algues) qui ont la capacité de retenir, transformer ou contribuer à dégrader les polluants organiques ou inorganiques (Bert et al., 2012; Ammami, 2013). Les études sur la phytoremédiation étaient principalement réalisées dans le but de retirer les métaux lourds du sol. Avec le temps, elle s'est élargie pour le traitement d'autres substances chimiques et biologiques, hydrocarbures pétroliers, solvants, et sel (Cunningham et al., 1997).

La phytoremédiation est considérée comme une méthode économiquement viable et écologique pour le traitement des sols en raison de son efficacité élevée, de ses faibles coûts et de sa nature in situ (Asad et al., 2019; Luo et al., 2019). Néanmoins cette méthode s'exécute principalement dans les sols peu profonds, où il faut bien s'assurer que les racines des plantes ou arbres atteignent les contaminants (Tchang, 2018). La phytoremédiation fonctionne mieux lorsque les sols sont faiblement à moyennement affectés par les contaminants. Ainsi, un site contenant de fortes concentrations de contaminants peut limiter la croissance des plantes et limiter son traitement par la phytoremédiation (Tchang, 2018).

Le mécanisme de la phytoremédiation se fait par les mécanismes suivants (figure I.7) :

- La *phytoextraction* est l'utilisation de plantes pour traiter les sols pollués notamment par les métaux
- La *phytodégradation* consiste à accélérer la dégradation des composés organiques polluants (hydrocarbures, pesticides, explosifs...) en présence de plantes ;
- La *phytostabilisation* consiste à immobiliser la pollution.

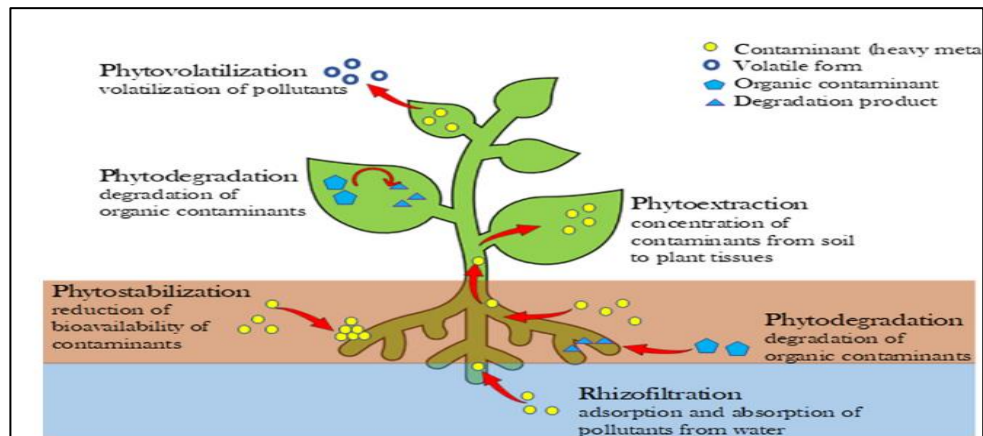


Figure (I.7) : Représentation schématique des différentes approches de phytoremédiation par les plantes (Rigoletto et al., 2020)

I.5.3. Traitement électrocinétique (EKR)

La plupart des techniques de remédiation sont limitées aux sols ayant une conductivité hydraulique relativement élevée (Acar, 1992). Par conséquent, une technique d'assainissement rapide, facile et efficace doit être développée pour les sols à grains fins, la mieux adaptée est la remédiation électrocinétique.

Le traitement électrocinétique est une méthode prometteuse qui suscite un intérêt croissant. Elle est applicable in situ sur des sols ou des sédiments peu perméables et vise une large variété de polluants inorganiques mais aussi organiques (Pazos et al., 2010).

Le principe général est le nettoyage de l'environnement par injection d'un courant électrique continu avec des gradients de potentiel variables entre les électrodes de travail, créant des densités de courant de l'ordre de milliampères par centimètre carré appliquées à la section transversale de la masse (Prasad et al., 2006 ; Reddy et Cameselle, 2009)(figure I.8). Le but est la dissolution ; la mobilisation et le confinement des contaminants à proximité d'une électrode et de les éliminer par électro-osmose. Les contaminants inorganiques seront transportés sous forme d'ions avec électro-migration, et les contaminants organiques et les

espèces non chargées de contaminants inorganiques seront transportés par électroosmose vers les électrodes.

Les approches EK sont largement applicables, allant de l'assèchement des sols (Lockhart et Stickland, 1984; Yang et al., 2005) au dessalement des environnements bâtis (Ottosen et Rorig-Dalgaard, 2009), à l'élimination des contaminants métalliques du sol (Pamukcu et Wittle, 1992; 1997, Jensen et al., 2007; Ottosen et al., 2012) ou la dégradation/élimination des contaminants organiques du sol (Saichek et Reddy, 2004 ; Reddy et al., 2011) y compris les constituants non miscibles du pétrole (Ghazanfari et Pamukcu, 2014; Pamukcu et al., 2016).

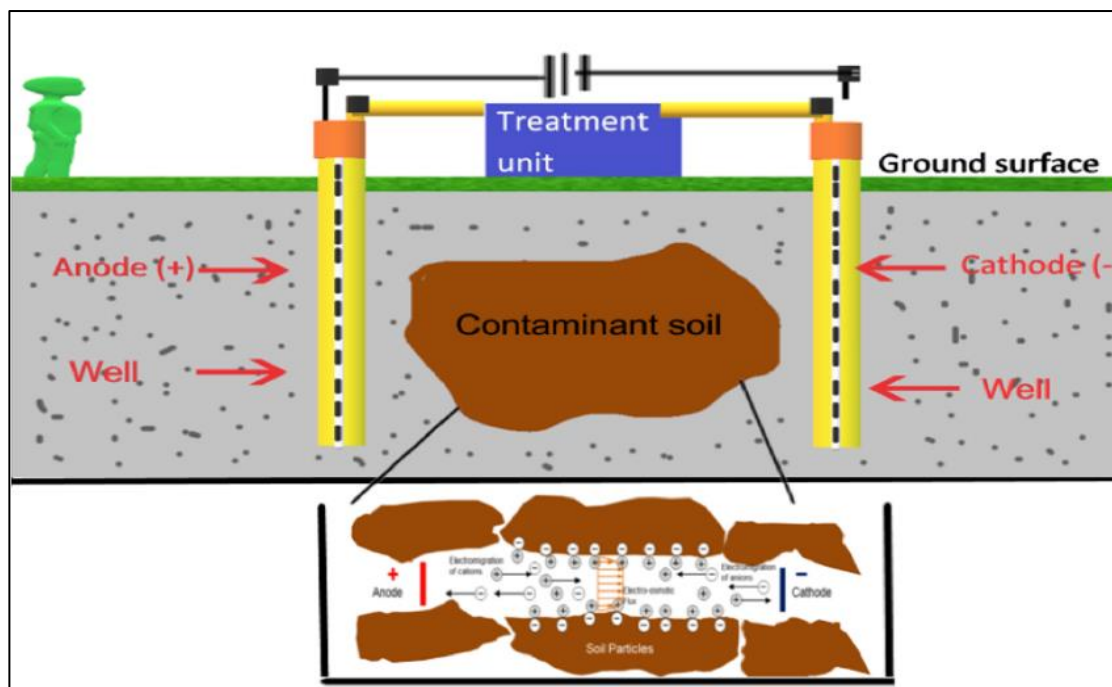


Figure (I.8). : Système d'extraction électrocinétique (S.Khan et al., 2021)

I.5.4. Autres méthodes

Une autre méthode est utilisée quand le niveau des contaminants est important et occupant de large superficie. Le confinement est la forme la plus simple du traitement des sols, elle consiste en l'extraction du sol pollué de sa position initiale et son transfert dans une décharge appropriée pour élimination (S.Khan et al., 2021) . Elle est appliquée quand les techniques disponibles ne permettent pas une dépollution efficace. Les figures (I.9 et I.10) présentent le principe du traitement. La mise en décharge consiste à prévenir le mouvement des polluants en réduisant la perméabilité du site. A cet effet, l'utilisation de matériaux tel que les argiles et membranes géo-synthétiques sont nécessaires pour augmenter la capacité de rétention du sol.

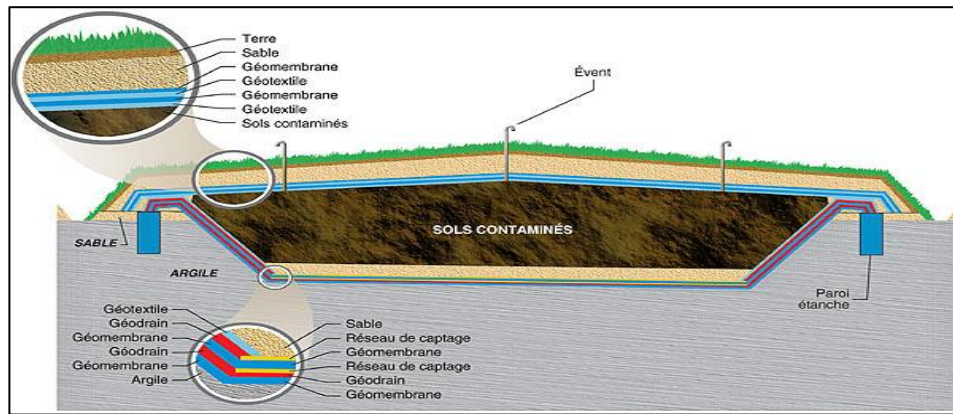


Figure (I.9): Schéma du traitement par confinement
<http://www.horizonenviro.com/services/confinement>

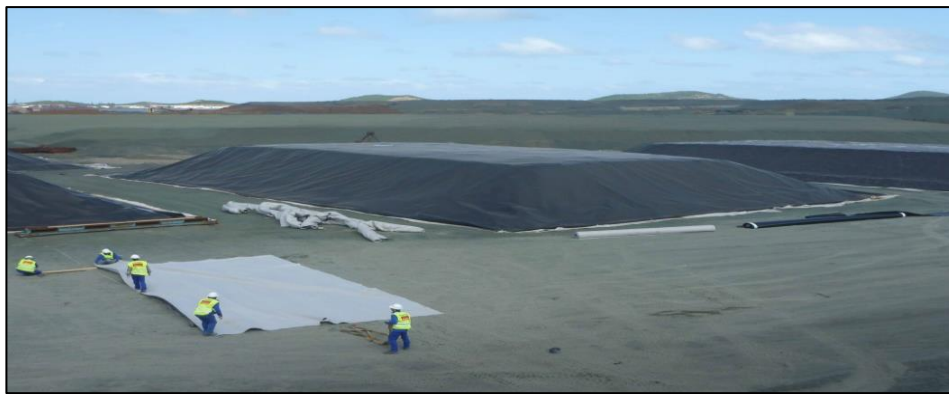


Figure (I.10) : Application du traitement par confinement des terres polluées
<https://www.proterra-environnement.com>

I.6. Conclusion

La pollution n'affecte pas seulement la qualité du sol mais modifie également les propriétés physico-chimiques du sol. Cela entraîne des problèmes géotechniques qui affectent la stabilité des constructions. Les impacts les plus associés à la contamination sont la perte de la capacité portante et générant un tassement excessif. Il existe plusieurs techniques de remédiation des sols pollués, qui peuvent être classées comme traitements biologiques, physico-chimiques et dégradation thermique soit in situ ou ex situ. Chacune d'entre elles, a ses avantages et ses inconvénients, et en réalité, le choix des stratégies appropriées d'assainissement des sols est propre au site et divers aspects doivent être pris en considération tel que la concentration et la nature des polluants. Parmi les nombreuses techniques, l'électrocinétique est apparue comme une mesure potentielle, en particulier pour le traitement in situ des sols. Une synthèse globale sur le phénomène sera présentée dans le chapitre III.

Chapitre II
Salinisation des sols et
méthodes de traitement

Chapitre II : Salinisation des sols et méthodes de traitement

II.1. Introduction

Les changements climatiques de ces dernières années ont généré l'accroissement des sols salins dans le monde entier. La salinité des sols est l'un des plus grands défis mondiaux dans les zones arides et semi-arides qui limite la production agricole et entraîne une dégradation de la structure du sol. En génie civil, les sols salins seraient considérés comme problématiques compte tenu de leurs caractéristiques géotechniques défavorables. On estime que plus d'un milliard d'hectares de sols salins sont répartis sur une centaine de pays à travers le monde. Le développement de la salinité engendre des modifications de la matrice du sol, ce qui affecte directement la stabilité et la durabilité des infrastructures fondées sur ces sols.

II.2. Définition de la salinisation

La salinisation est une augmentation de la concentration des sels solubles dans le sol, d'origine naturelle ou anthropique (Szabocs, 1989 ; Rengasamy, 2006). Sa présence constitue une menace importante pour l'environnement (Fu et al., 2020 ; Diaz et al., 2021). La concentration excessive de sel au niveau des racines ou à la surface du sol entraîne une perte de fertilité et modifie les propriétés physico-chimiques des terres (figure II.1 et II.2). La salinité limite l'apport d'eau et la capacité hydrique du sol, ce qui favorise le ruissellement de surface et l'érosion (Gorji et al., 2020).

Selon l'USDA Agriculture Handbook (1954), les sols salés se caractérisent par une conductivité électrique spécifique (CE) d'extraits saturés de pâte et la teneur en sel. Ils sont considérés comme affectés, s'ils présentent des concentrations de sel supérieures aux seuils de toxicité, en l'occurrence :

- une concentration de sels dans la solution du sol variant entre 3 et 5 g/l (Kovda, 1968), et la somme de sels toxiques mesurée dans des extraits d'eau entre 0,05 et 0,15% (Bazilevich, 1972).
- une conductivité électrique spécifique des extraits de pâte de sol saturés variant entre 2 et 4 mS/cm (USDA, 1954).



Figure (II.1) : Salinisation des sols (F.A.O, 2021)



Figure (II.2) : Développement de la salinité des sols dans l'agriculture et les champs côtiers. (a) Salinité dans un sillon de champ d'orge irrigué, (b) salinité dans un champ d'herbe irrigué par aspersion, (c) salinité due à l'eau de mer par intrusion dans les terres côtières (Zaman et al., 2018)

II.3. Menace et Distribution de la salinité dans le monde

Les statistiques mondiales sur les sols affectés par le sel varient selon les différentes sources de donnée recueillies dans le temps. Au milieu des années 1990, les sols salins occupaient plus de 20 % de la superficie irriguée mondiale (Ghassemi et al. 1995). Depuis ; l'étendue de la salinité a augmenté et, pour certains pays, les sols affectés couvrent plus de la moitié des terres irriguées (Metternicht et Zinck 2003). Les sols salins se trouvent sur tous les continents dans des proportions spatiales variables. La littérature regorge de tentatives de quantification de la distribution globale de ces sols. Massoud (1974) et Szabolcs (1976) ont développé la première carte mondiale des sols affectés par le sel en utilisant la carte mondiale des sols FAO/UNESCO. Ils ont estimé les zones touchées par le sel à environ 0,9 milliard d'hectares (tableau II.1). En 2004, Squires et Glenn (2004) ont publié de nouvelles estimations de la répartition mondiale et ont estimé la couverture des zones touchées à 1,029 milliard

d'hectares. Cette estimation couvre 40 % des zones mondiales touchées comme des sols salins et 60 % comme des sols sodiques.

La cartographie des terres salines mondiales par télédétection établi par Ivushkin et al. (2019) montre que la salinisation mondiale des sols a augmenté au cours des 30 dernières années. Selon cette étude, les terres salines du monde (y compris la salinisation primaire et secondaire) représentaient 915,5 millions d'hectares en 1986 et 1 069,3 millions d'hectares en 2016. D'autres études ont montré qu'à l'échelle mondiale, 33 % de toutes les terres irriguées et 20 % de toutes les terres cultivées sont touchées par la salinisation (Singh, 2015, Shrivastava et Rajesh, 2015)

Comme indiqué par l'UNEP (1992), la répartition des sols salins dans les zones arides de différents continents est présentée dans le tableau (II.2). Ces sols se répartissent en deux catégories : salins (412 millions d'hectares) et sodiques (618 millions d'hectares), totalisant 1030 millions d'hectares. L'Australie a la distribution la plus large avec 357,6 millions d'hectares, suivie de l'Afrique avec 209,6 millions d'hectares.

Tableau (II.1) : Estimation globale des surfaces affectées par la salinité

Région	Massoud (1974) - Szabolc (1976)	Squires - Glem (2004)	Wiker et al (2011)	FAO-ITPS-GSP (2015)
Amérique du Nord	15,755	15,8	84	15,8
Amérique Centrale	1,965	2	5	2
Amérique du Sud	129,163	129,2	84	129,3
Europe et Russie	50,747	-	129	30
Afrique	80,438	209,6	322	209,6
Asie (Nord & centrale)	211,448	211,4	274	211,7
Asie du Sud	85,108	84	52	84,1
Sud-Est Asie	19,983	20	6	20
Pacifique	357,568	357,5	169	357,6
Total (million ha)	952,175	1029,5	1125	1060,1

Tableau (II.2): Les sols salins dans les zones arides par continents
(UNEP 1992; FAO-ITPS-GSP 2015).

Continent	Surface affectée par la salinisation (mha)		
	Sol salin	Sol sodique	total
Afrique	122,9	86,7	209,6
Australie	17,6	340,0	357,6
Mexique/Amérique centrale	2	-	2
Nord d'Amérique	6,2	9,6	15,8
Asie (Nord & centrale)	91,5	120,2	211,7
Amérique du Sud	69,5	59,8	129,3
Asie du Sud	82,3	1,8	84,1
Sud-Est Asie	20,0	-	20
Total (mha)	412	618,10	1030,10

La salinité des sols est un problème très répandu qui s'étendait sur neuf cent millions d'hectares dans le monde (Rengasamy, 2006). En 2011, Wicke et al. (2011) ont estimé la distribution mondiale des types et de l'intensité des sols affectés par le sel sur la base de la base de données mondiale harmonisée sur les sols (FAO et al., 2008). Leur estimation décrit les zones affectées par le sel comme couvrant 1,1 milliard d'hectares dans lesquelles 60% des zones étaient salines, 26% sodiques et 14% salines-sodiques. En 2018, le centre commun de recherche (CCR) a élaboré une carte mondiale de la salinisation, qui montre les zones touchées couvrant un milliard d'hectares (Cherlet et al., 2018). Récemment Tian et al. (2020), et Hopmans et al. (2021) ont indiqué que plus d'un milliard d'hectares de terres sont affectés par la salinité et s'étendent de manière persistante.

La salinisation des sols est en hausse au niveau mondial et s'étend à plus de 100 pays (Hammam et Mohamed, 2020). La majeure partie des zones salinisées se trouvent principalement en Inde, en Chine, aux États-Unis, au Soudan, au Pakistan et en Turquie (Singh, 2018b ; Seifi et al., 2020). Le problème de la salinisation des sols s'est également répandu dans de nombreuses autres régions. Par exemple, Metternicht et Zinck (2009) ont signalé que plus de 30 % de l'Iran est affecté par la salinisation, et que cette superficie ne cesse d'augmenter (Eishoei et al., 2019), causant divers problèmes écologiques, comme la

salinisation des zones racinaires, l'érosion des sols et la réduction de la productivité agricole (Mirzaee et al., 2020).

La salinité du sol a une influence négative sur la germination des grains, la productivité agricole et la qualité du sol et de l'eau, en particulier dans les régions semi-arides et arides, entraînant la perte de zones arables et la dégradation des terres (Bennett et al., 2019; Balkanlou et al., 2020 ; Buthelezi- Dube et al., 2020).

Une carte mondiale de salinité a été établie couvrant 118 pays et des centaines de collecteurs de données, soit près d'un milliard d'hectares de sols touchés par la salinisation ont été recensés à travers le monde (soit 8,7% des sols de la planète). Ces sols sont principalement observés en milieu naturellement aride ou semi-aride se situant en Afrique, en Asie et en Amérique latine. Cette carte montre aussi que 20 à 50% des sols irrigués sur l'ensemble des continents sont trop salés. Elle permet aux experts de localiser les zones où il convient d'adopter des pratiques de gestion durable des sols afin de prévenir la salinisation et la sodification et de gérer durablement les sols touchés par la salinisation.

La carte GSAS(map) (FAO, 2021) représentée sur la figure (II.3) indique qu'actuellement plus de 424 millions d'hectares de terre végétale (0-30 cm) et 833 millions d'hectares de sous-sol (30-100 cm) sont affectés par le sel, 85% des sols arables affectés par le sel sont salins, 10% sont sodiques et 5 % sont salin-sodiques, et 62 % des sous-sols affectés par le sel sont salins, 24 % sont sodiques et 14 % sont salin-sodiques.

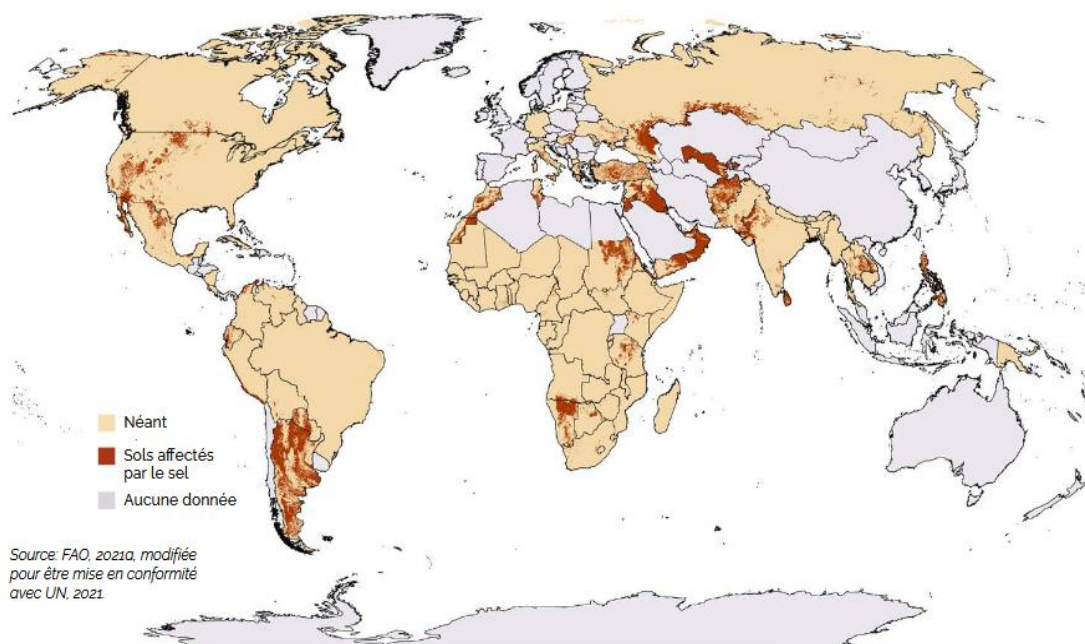


Figure (II.3) : Répartition des sols affectés par le sel, à une profondeur comprise entre 30 et 100 cm (F.A.O, 2021)

Ces estimations, basées sur les données de 118 pays couvrant 73% de la surface terrestre mondiale), montrent que plus de 4,4% de la couche arable et plus de 8,7% du sous-sol de la surface terrestre totale sont affectés par le sel. Plus des deux tiers des sols de la planète se trouvent dans des zones climatiques arides et semi-arides : 37% sont situés dans les déserts arides, et 27% sont répartis dans les steppes arides (la moitié dans les steppes arides froides et l'autre moitié dans les steppes arides chaudes)

II.4. Menace et distribution de la salinité en Algérie

En Algérie, les superficies irriguées ont passé de 350 milles (ha) en 2001/2002 à 1,3 millions (ha) en 2016/2017 (Bessaoud et al., 2019). Selon le Ministère l'agriculture et du développement rurale(MADR), la salinisation a touché près de un (1) million ha des terres agricoles jusqu'à 2006, dont une partie se trouve localisée dans les périmètres irrigués de la région Nord-Ouest du pays (Durand, 1958 ; Halitim, 1985). Les sols affectés par la salinisation secondaire ont atteint entre 20% à 50% des terres irriguées en Algérie (Douaoui et Hartani, 2006). En effet le problème de la salinisation est un phénomène très ancien qui existait depuis longtemps dans les plaines sub-littorales de l'ouest algérien où de grandes surfaces étaient envahies bien avant les premiers travaux de la modernisation des cultures par l'irrigation (Simonneau, 1957). Les sols sodiques dans le nord Algérien sont essentiellement des sols salins et sols alcalins très salés. Ils sont en abondance, dans les basses plaines et vallées d'Oranie, et vallée de la Mina Rélizane (Aubert, 1983).

Les sols salins sont très répandus en Algérie essentiellement dans les zones arides et semi-arides (Durand, 1958 ; Haltim, 1985). D'après Szablocs (1989), 3,2 million d'hectares subissaient à des degrés de sévérité variables. Le phénomène de salinisation dont une bonne partie se trouve localisée dans les régions steppiques, où le processus de salinisation est plus marqué du fait des températures élevées durant presque toute l'année, du manque d'exutoire et de l'absence de drainage efficient.

La salinisation est aggravée en grande partie par la nature des sols notamment les sols solontchaks et solontchaks-solonetz qui couvre une grande partie des terres algériennes (Aubert,1976). L'Institut National des Sols, de l'Irrigation et du Drainage (INSID) a établi une carte de salinisation en 2008, elle s'est basée sur quelques données fragmentaires qui donnent une idée générale sur le phénomène de la salinité et la dégradation des sols (figure II.4)

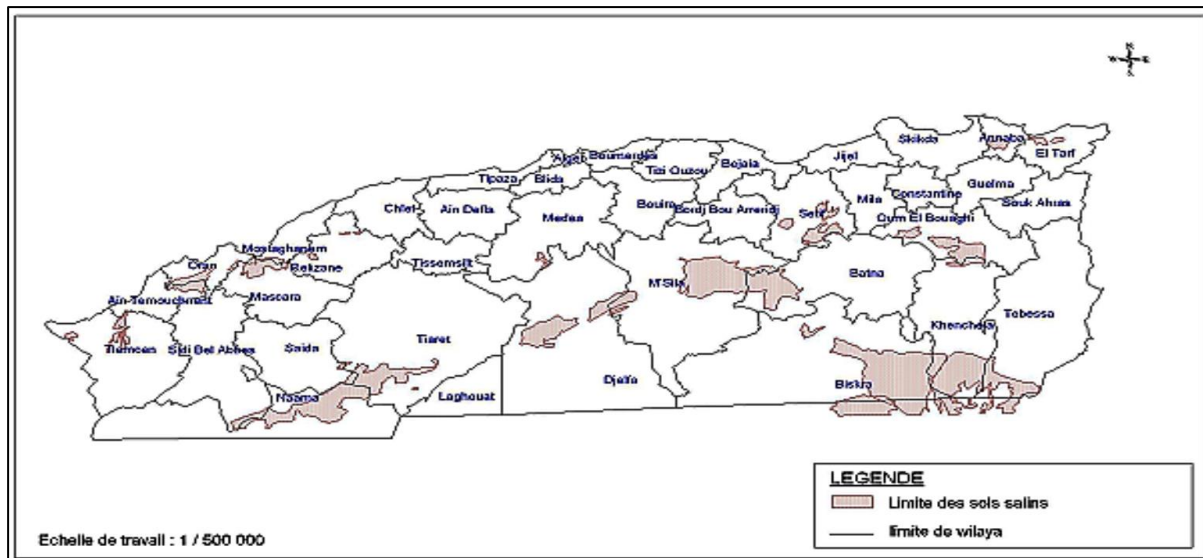


Figure (II.4) : Répartition des sols salins dans le nord Algérien (INSID, 2008)

A l'ouest, la salinisation est plus observée dans les plaines et vallées (Mina, Chelif, Habra Sig, Maghnia). La carte de la plaine du Bas-Chélif (figure II.5) (Douaoui et al., 2006) montre que 71 % de la superficie étudiée ont été plus ou moins touchés par le problème de la salinisation, avec 32 % de salinité légère (14 400 ha), 19 % moyennement salés (8 550 ha), 14 % de sols salés (6 300 ha) et 6 % de sols très salés (2 700 ha). Les superficies non touchées, ne représentent que 29 % (13.050 ha) de la superficie totale étudiée (45.000 ha).

Berkane et al. (2021) ont montré qu'il existe un niveau élevé de risque de salinité des sols de la plaine de Mina, au nord-ouest de l'Algérie, suite à l'utilisation des eaux souterraines pour l'irrigation. L'évaluation et la cartographie de la salinité du sol à l'aide de l'EM38 ont montré que 90% de la zone d'étude ayant une salinité de $CE_e > 4$ dS/m, dont 65% présentaient un niveau très salin à extrêmement salin ($CE_e > 8$ dS/m) (figure II.6). Les résultats obtenus ont montré que le problème de la salinité pour l'agriculture irriguée comporte deux aspects: un risque potentiel lors de l'utilisation d'eau riche en sodium pour l'irrigation d'une part, qui peut affecter les propriétés physiques des cultures (les rendements agricoles) lorsque les niveaux de salinité atteindront un niveau suffisamment élevé, et le risque pour la durabilité des espèces végétales naturelles et cultivées d'autre part.

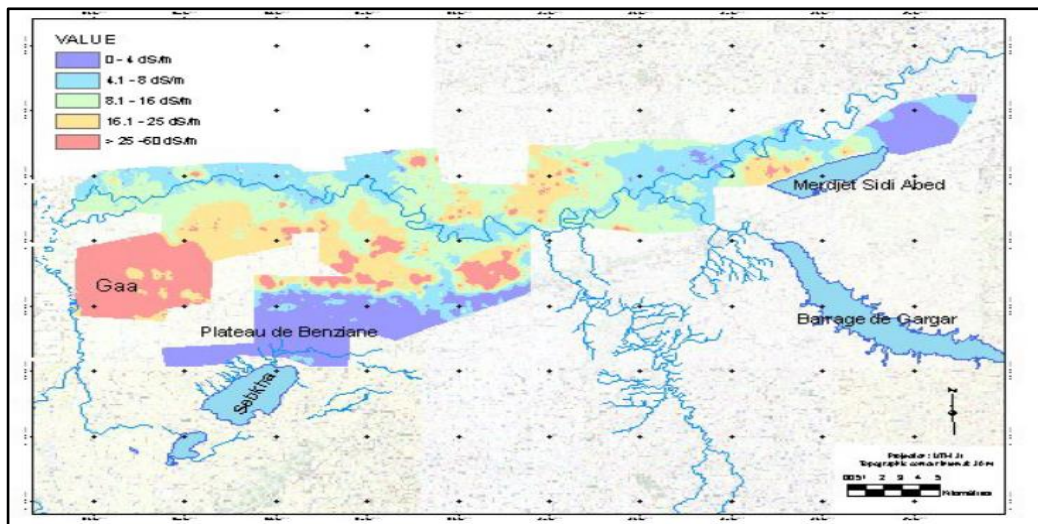


Figure (II.5): Carte de la salinité estimée par Krigeage à variogramme local (Daouidi et al.; 2006)

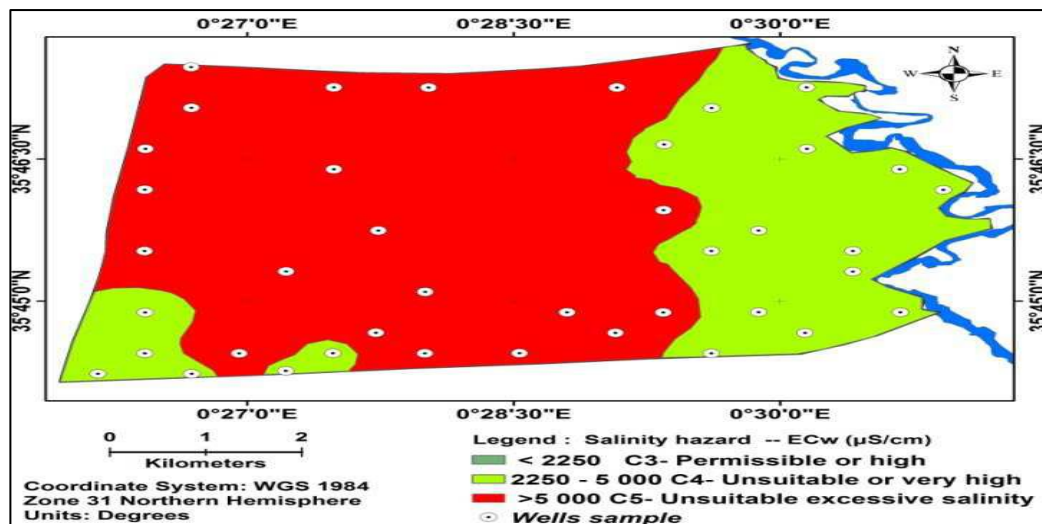


Figure (II.6) : Carte de répartition spatiale du risque de salinité de la plaine de Mina (Berkane et al., 2021)

Dans le grand sud, la salinisation est observée dans les Oasis, le long des oueds. Plusieurs périmètres irrigués sont menacés par le problème de salinité à cause de la qualité des eaux souterraines utilisées en irrigation, le manque des réseaux du drainage et la remontée de la nappe qui se traduisent par une dégradation des sols et une baisse de productivité. Les sols salés à une grande extension dans les régions sahariennes sont due à l'évaporation, aux précipitations pluviales très limitées, à la présence fréquente de dépôts géologiques et des nappes phréatiques ou artésiennes salées (Aubert, 1976). Au Sahara algérien, il y a 400 000 ha des sols irrigués et seulement 10% des sols sont productifs, ce qui limite les ressources en sol vu que les 90% ne sont pas exploitables en agriculture.

L'Est Algérien, est aussi sous la menace de l'extension de la salinité (les hautes plaines Constantine, Sétif, Bordj BouArreridj, Oum El Bouagui). Selon l'étude menée par Bouhata et al. (2015) sur les sols de la plaine de Gadaine au Nord-est Algérien, cette plaine fait partie des hautes plaines sud constantinoises. Conformément à l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), elle appartient au bassin versant des hautes plaines constantinoises. En effet, les résultats d'étude de l'analyse spatiale ont montré que cette zone est soumise à une salinisation. La figure (II.7) indique près de 42% de la superficie totale sont plus ou moins touchées par les processus de salinisation ($CE > 4ds/m$). Ils ont estimé qu'un risque d'extension de salinité touchera à terme les sols agricoles limitrophes et conduira à des processus irréversibles de dégradation en égard au rythme d'anthropisation de ces espaces et en l'absence d'actions de protection et d'aménagement intégrées.

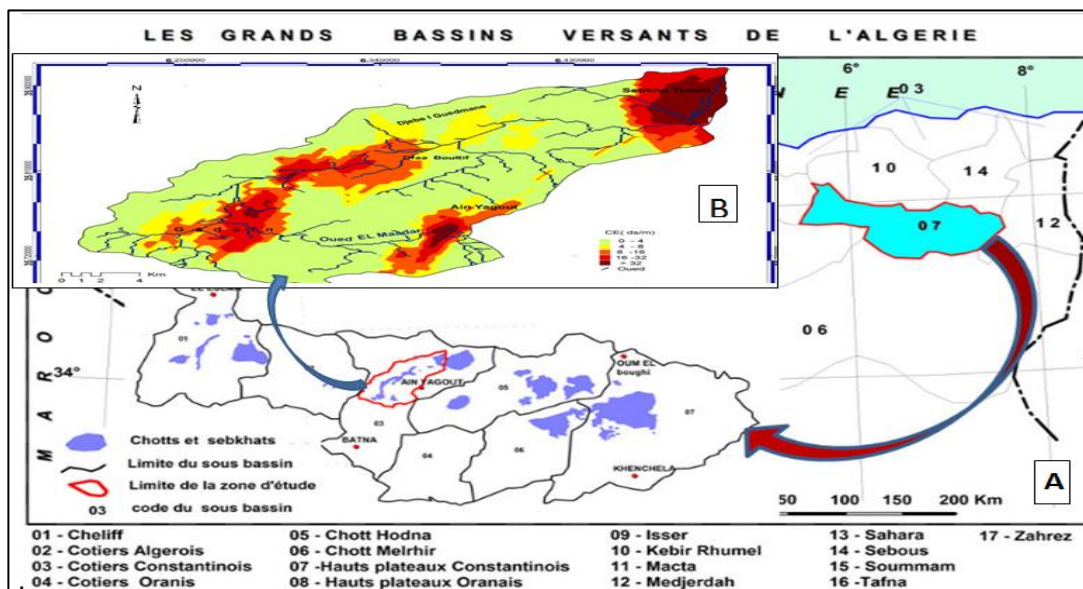


Figure (II.7) : Localisation de la zone d'étude et répartition spatiale de la salinité

(Bouhata et al., 2015)

II.5. Les causes de la salinisation des sols

Il existe deux processus de salinisation, d'une part la salinité primaire d'origine naturelle, due à la proximité de la mer, ou à l'existence de dépôts salins géologiques, et d'autre part, la salinité secondaire due à des processus de salinisation liés à des activités humaines dites anthropiques, en particulier à l'irrigation mal conduite dans certaines zones agricoles (Metternicht et Zinck, 2009; Daliakopoulos et al., 2016; Rodríguez-Eugenio et al., 2018).

II.5.1. Salinisation primaire

Elle est définie comme l'accumulation de sel dans les sols produite par des processus naturels (Daliakopoulos et al, 2016) (figure II.8). Il s'agit d'un développement salin dû à la présence de minéraux dans la croûte terrestre. Ces minéraux sont libérés par des processus d'altération chimique tels que l'hydrolyse et l'oxydation. Ces derniers sont dissolvés par les eaux souterraines et transportés vers la surface. En outre, les sels peuvent aussi être transportés dans les terres par des vents forts et certains sels peuvent pénétrer dans les zones côtières par intrusion d'eau de mer (Ramos et al., 2020),(figure II.8).

L'eau salée remonte à la surface par capillarité et s'évapore provoquant la précipitation et l'accumulation de sel (Geeson et al., 2003 ; Chari et al., 2012 ;Stavi et al., 2021)(figure II.9).

Dans les zones arides et semi-arides, le processus de formation des sols salins est plus prononcé à cause de l'évapotranspiration due à des températures élevées et les précipitations réduites qui ne permettent pas un drainage naturel.

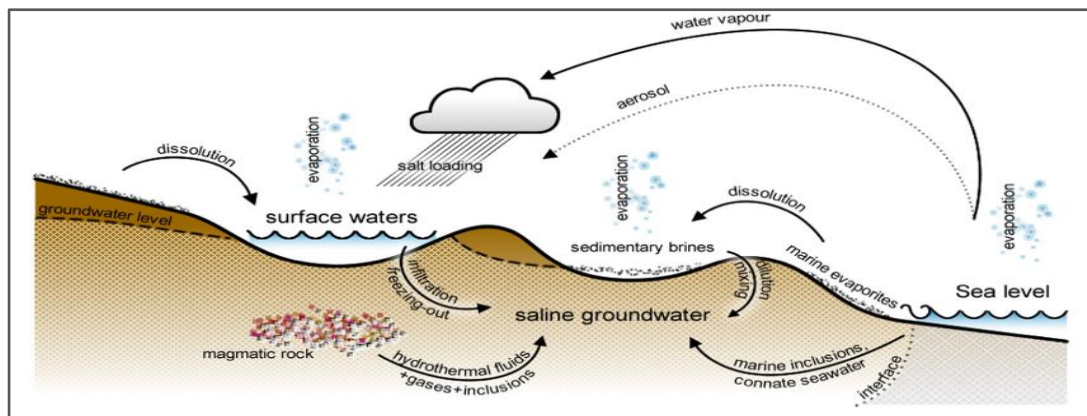


Figure (II.8) : Mécanisme de la salinisation primaire (Daliakopoulos, 2016)

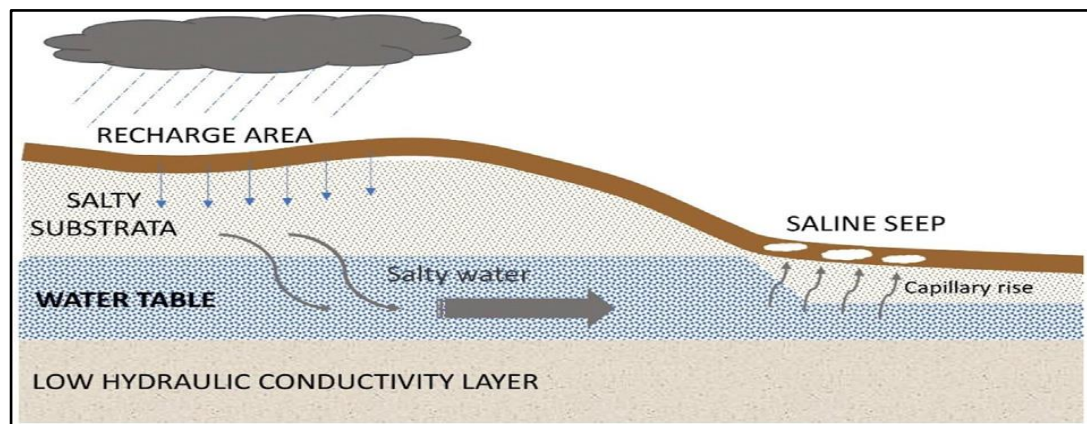


Figure (II.9) : Illustration de la salinité de surface (Stavi et al., 2021)

II.5.2. Salinisation secondaire

Contrairement à la salinité primaire, la salinité secondaire est le résultat de l'activité humaine (Daliakopoulos et al., 2016 ; Pena et al., 2020). Communément appelée salinisation anthropique (Legros, 2007 ; Zinck et Metternicht, 2009). L'utilisation d'eau salée ou saumâtre pour l'irrigation des cultures à cause d'une sécheresse prolongée ainsi que l'utilisation de grandes quantités d'engrais chimiques sont les principales causes de ce type de salinisation. De plus, des mauvaises pratiques d'irrigation sont souvent associées à de mauvaises conditions de drainage (Fan et al., 2012) (Figure II.10).

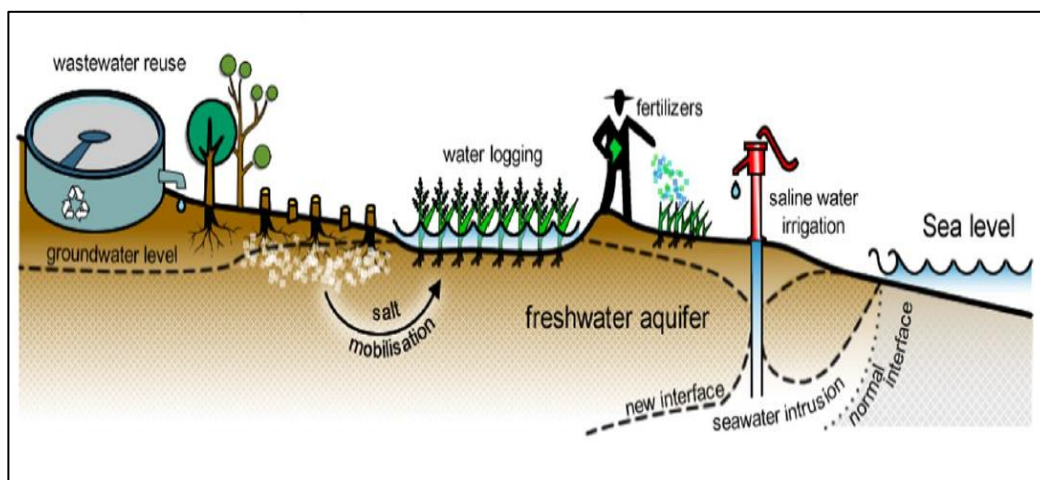


Figure (II.10) : Mécanisme de la salinité secondaire (Daliakopoulos, 2016)

En générale, L'utilisation excessive de l'eau pour l'irrigation dans les climats aride et semi-aride, notamment dans les sols lourds, entraîne une accumulation de sel plus importante (Pouladi et al., 2019 ; Koulla et al., 2019).

II.6. Classification des sols salins

La salinité est de plus en plus utilisée pour désigner les sols salins, sodiques et salin-sodiques (USDA, 1954). L'expression " sol salin " est une appellation générale utilisée au sens large dans la littérature. Il faut parfois y sous-entendre le terme d'alcalinisation, de sodisation ou encore chacun de ces deux termes. Il est toutefois important de relier à chacun des termes le mécanisme ou processus qui lui est propre. Ces trois termes sont définis par Legros (2007) comme étant :

- La salinisation : qui correspond à l'apparition de sels dans la solution du sol.
- La sodisation : qui représente l'enrichissement du complexe absorbant en sodium échangeable.

- L'alcalinisation : qui représente l'augmentation du pH liée à la présence de carbonates ou bicarbonates en excès, en particulier Na_2CO_3 et NaHCO_3 . Ce sont des sels de base forte et d'acide faible dont la dissolution dans l'eau se traduit donc par une réaction alcaline.

II.6.1. Sol salin

Un sol salin est un sol qui contient beaucoup de sels solubles ayant des effets néfastes sur la croissance des plantes et les propriétés du sol, mais qui ne contient pas trop de Na^+ échangeable. La plupart des sels solubles dans les sols salins sont composés des cations Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} et les anions Cl^- , SO_4^{2-} , and HCO_3^- , d'autres cations et anions se trouvent également dans les sols en concentrations minimale, tels que K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , CO_3^{2-} et SO_4^{2-} .

II.6.2. Sol sodique

Un sol sodique peut être défini comme un sol qui contient des concentrations suffisantes de Na^+ échangeables qui ont des effets graves sur la croissance et le développement des végétaux et les structures, mais qui ne contient pas de concentration excessive de sels solubles. Dans certains ouvrages, le terme «alcali» est utilisé à la place du terme «sodique». La sodicité est exprimée soit en rapport d'adsorption du sodium (SAR), soit en pourcentage de sodium échangeable (ESP). En d'autre terme, la sodicité fait référence à un excès de Na^+ parmi les actions échangeables dans la solution du sol (Qadir et al., 2007).

II.6.3. Sol Salin-sodique

Un sol salin-sodique est un sol contenant à la fois des sels solubles et du sodium échangeable en quantités suffisantes pour avoir des effets nocifs sur tous les types de cultures, et propriétés physico-chimiques des sols.

II.7. Indicateurs clés identifiant la salinisation et la sodicité des sols

Les indicateurs majeurs utilisés pour identifier la salinisation des sols sont :

1. le profil de sel où la salinisation du sol (salin) est évaluée en teneur totale en sel (%) et en conductivité électrique (dS /m),
2. le pourcentage de sodium échangeable (ESP) pour évaluer la sodification (sol sodique),
3. l'origine potentielle de sel (eau souterraine ou eau d'irrigation) et la vulnérabilité des sols à la salinisation/sodification (sal-sodique) mesurée en teneur en sel (mg /l) et par le calcul du ratio d'adsorption du sodium SAR,
4. le potentiel hydrogène (pH) pour définir l'alcalinité.

II.7.1. Total des sels dissous (TDS) et le bilan ionique de la solution du sol

Du point de vue chimique, la salinité du sol peut être définie par la mesure de la concentration de tous les sels solubles dans l'eau du sol. Elle est habituellement exprimée sous forme de conductivité électrique (CE). Tous les ions peuvent participer à la salinisation ; en pratique certains sont susceptibles de s'accumuler et d'être à l'origine d'une salinité excessive des terres. Les principaux sels minéraux solubles sont les cations: sodium (Na^+), calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), potassium (K^+) et les anions: chloride (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), bicarbonate (HCO_3^-), carbonate (CO_3^{2-}) et nitrate (NO_3^-) (Zaman et al,2018). L'eau du sol hyper-saline peut également contenir du bore (B), sélénium (Se), strontium (Sr), lithium (Li), silice (Si), rubidium (Rb), fluor (F), molybdène (Mo), manganèse (Mn), baryum (Ba) et aluminium (Al), qui peuvent être toxiques pour les plantes et les animaux . Selon Durant (1958), la mobilité des sels est liée à leurs solubilités.

II.7.2. La conductivité électrique (CE)

L'indice privilégié pour évaluer la salinité du sol est la conductivité électrique. La conductivité électrique de l'extrait de saturation du sol est une mesure standard fiable, peu coûteuse et rapide. La CE exprime la quantité totale de sels présents dans la solution du sol. D'après Calvet (2003), plus la concentration des sels dissous est importante, plus la CE de la pâte saturée est élevée (figure II.11).

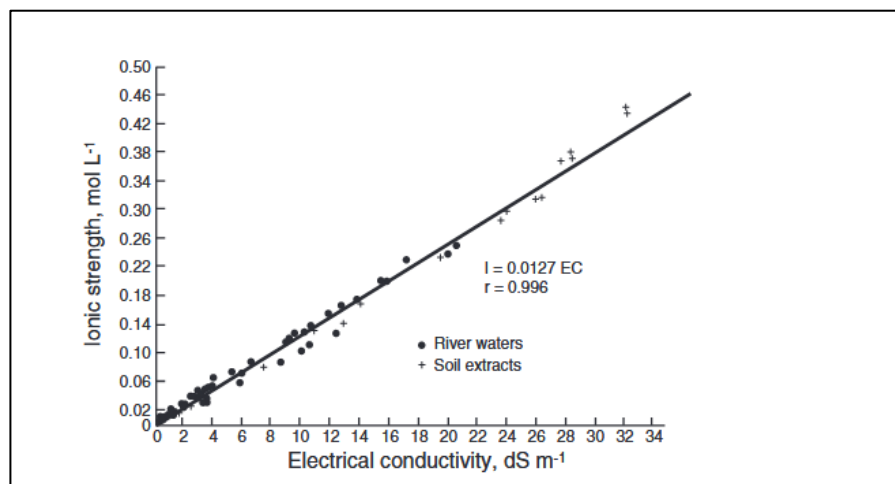


Figure (II.11) : Relation entre la force ionique et la conductivité électrique des solutions aqueuses naturelles d'eaux de rivière et extrait de sol (Griffin et Jurinak., 1973)

II.7.3. Ratio d'adsorption de sodium (SAR)

Le SAR est un indicateur sur le risque d'alcalisation des sols. Il est déterminée à partir des concentrations de solides dissous dans la solution extraite du sol (USDA, 1954 ; Zaman et al., 2018) (figure II.2)

Il est donnée par la formule suivante :

$$\text{SAR} = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}} \quad (\text{II.1})$$

Où Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} , représentent les concentrations en milliéquivalents par litre dans la solution du sol ou dans l'eau d'irrigation.

La figure (II.2) représente la relation entre le SAR et la CE.

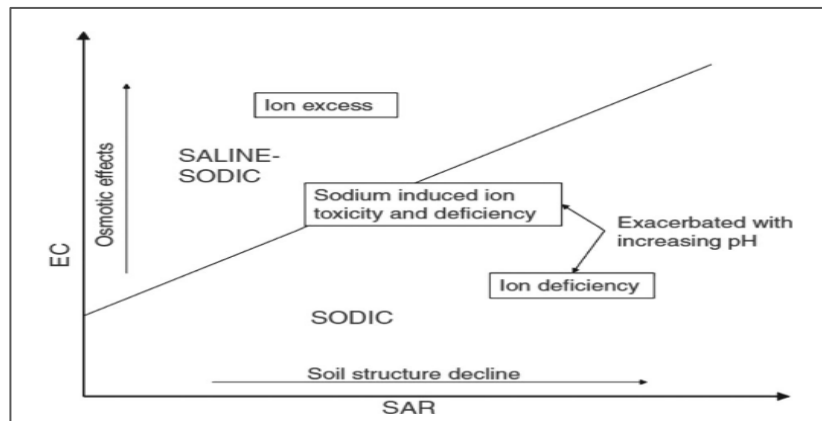


Figure (II 12) : Relation entre la (CE) et (SAR) (Naidu et Rengasamy, 1993).

II.7.4. Taux de sodium échangeable (ESP)

Le ESP est la quantité de sodium Na^+ échangeable adsorbé sur le complexe d'échange du sol. Il est exprimé en pourcentage de la capacité d'échange cationique (CEC). Le ESP est calculé par la relation (USDA, 1954 ; Zaman et al, 2018)

$$\text{ESP} = \left(\frac{Na^+}{CEC} \right) \cdot 100 \quad (\text{II.2})$$

Où CEC (milliéquivalents par 100 g).

Il existe plusieurs relations empiriques entre le SAR et l'ESP. La relation la plus classique et la plus utilisée est celle proposée par Richard (USDA, 1954). (figure II.13)

$$\text{ESP} = \frac{100 (-0,0126 + 0,01475 \cdot \text{SAR})}{1 + (-0,0126 + 0,0147 \cdot \text{SAR})} \quad (\text{II.3})$$

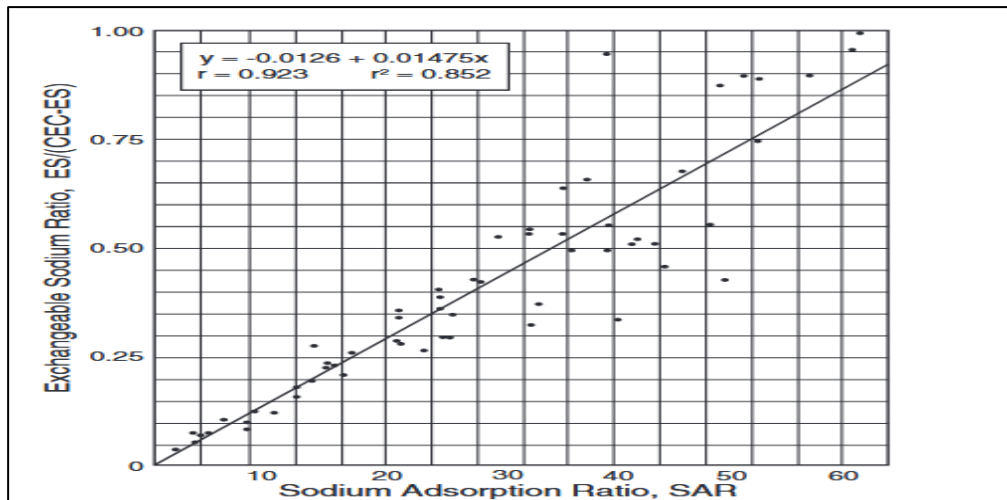


Figure (II.13) : Relation entre le ESP et SAR selon Richards (1954).

II.7.5. Le potentiel d'hydrogène (pH)

La variation du potentiel d'hydrogène (pH) est affectée par la quantité des sels solubles dans le profil d'un sol. Une concentration élevée de sel réduit son pH, alors que pour un sol alcalin, le pH augmente à cause de la présence des bicarbonates et des carbonates de sodium (Guptal et al, 1990). Les sols salés ont un pH généralement supérieur à 7 et il peut atteindre des valeurs nettement supérieures à 8,5 quand il y a une forte abondance et une diversité en espèce chimique de sels (USDA, 1954, Zaman et al., 2018). Le pH d'une solution correspond à la quantité d'ions H^+ libres qu'elle contient.

II.7.6. Capacité d'échange cationique (CEC)

La CEC permet le calcul du ESP. Elle représente la mesure de la capacité des argiles à échanger les cations. L'échange se fait autour de la surface extérieure des particules d'argile par adsorptions. Les cations échangeables les plus connus sont le sodium (Na^+), calcium (Ca^{2+}); magnésium (Mg^{2+}) et potassium (K^+), ou encore l'hydrogène (H^+) et le nitrate (NO_3^-). La capacité d'échange s'exprime en général en milliéquivalents par 100 g. La détermination de la capacité d'échange doit se faire dans des conditions bien déterminées. En effet, celle-ci varie selon la charge de l'argile, en fonction du pH (USDA,1954).

La classification des différents sols salins en fonction des indicateurs suscités est représentée par le tableau (II.3) selon USDA (1954). La classification donnée par la F.O.A en ce qui concerne les effets de la salinité et sodicité sur la croissance des cultures est présentée par le tableau (II.4).

Tableau (II.3) : Classification des sols salins (USDA,1954)

Paramètres indicateurs de salinité et sodicité	Unité et symbole	Type de sol affecté par les sels		
		salin	sodique	Salin-sodique
Conductivité électrique	CE (dS/m)	>4	>4	>4
Taux de sodium échangeable	ESP	<15	>15	>15
Potentiel d'hydrogène	pH	<8,5	>8,5	<8,5
Sodium Adsorption Ration	SAR	<13	>13	>13

Richards et al. (1954) précisent que le pH est généralement inférieur à 8,5 dans le cas de sol salin- sodique, mais que ce dernier peut varier considérablement (Richards et al., 1954, O'Geen , 2015). Selon Zaman et al.(2018), le pH peut être inférieur ou supérieur à 8,5.

Tableau (II.4) : Classification de la CE, ESP en ce qui concerne les effets de la salinité et sodicité sur la croissance des cultures (F.O.A,2021)

CE(dS/m)	Degré de salinité	Effets sur les croissances	ESP(%)	Degré de sodicité
<0,75	Aucune	Aucune	15	Aucune
0,75-2	Légère	Aucune	15-30	Légère
2-4	Modérée	les rendements des cultures sensibles peuvent être limités	30-50	Modérée
4-8	forte	les rendements de nombreuses cultures sont limités	50-70	Elevée
8-15	Très forte	seules les cultures tolérantes ont un rendement satisfaisant	70	Extrême
> 15	Extrême	seules quelques cultures très tolérantes ont un rendement satisfaisant	/	/

Les sols salés d'Algérie sont caractérisés en général par une conductivité électrique supérieure à 7 dS/m et un pourcentage de sodium échangeable (ESP) qui varie de 5 à 60 % de la capacité d'échange cationique (CEC) (Aubert, 1975).

II.8. Impacts environnementaux et dommages causés par la salinité du sol

II.8.1 Effets de la salinité sur la structure des sols

La salinisation provoque la dégradation des propriétés physiques des sols argileux notamment par la détérioration de la structure et la baisse de la conductivité hydraulique (Zhang et Norton, 2002 ; Shabtai et al., 2014). McNeal et al., 1968 ont rapporté que les sols argileux sodiques à teneur élevée en sel font baisser la conductivité hydraulique.

Keren et Ben-Hur (2003) ont expliqué que les ions sodium réduisent la capacité des sols à former des particules d'agrégats en augmentant le potentiel de gonflement. Ainsi des quantités excessives peuvent réduire la stabilité structurale du sol (Subramani et al., 2005). L'argile expansive augmente le risque de dépôts de sel dans le sol, car l'intrusion d'eau provoque un gonflement, entraînant une très faible conductivité hydraulique et un lessivage limité des solutés (Armstrong et al., 1996, Adam et al., 2012).

Fang et Daniels (2017) (cité par Almheiri et Meguid., 2019) ont montré que le potentiel de gonflement et la conductivité hydraulique sont fortement influencés par les caractéristiques du fluide interstitiel d'un sol salin. Ils ont également constaté qu'une teneur élevée en sodium (SAR élevé) favorise le gonflement des argiles sous une faible concentration de sels solubles comme le montre la figure (II.14).

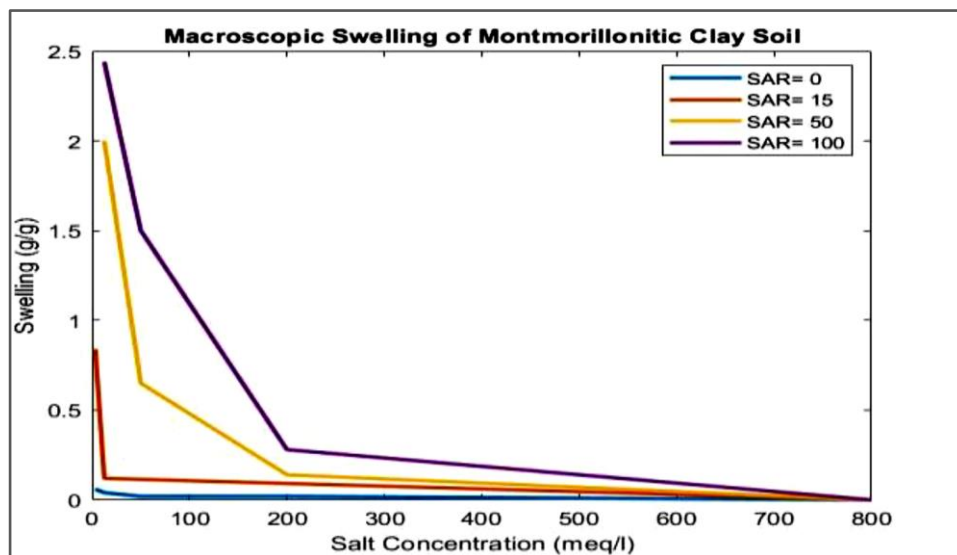


Figure (II.14) : Potentiel de gonflement macroscopique du sol argileux de Gila sous différentes teneurs en sodium (cité par Almheiri et Meguid., 2019)

Le comportement dispersif est la forme prédominante de dégradation structurale dans les sols argileux causée par la présence de solutés salins, en particulier le sodium (Na^+) (Pratt et Suarez, 1990 ; Sumner, 1993; Pham, 2008). Pratt et Suarez (1990) ont déduit que le comportement dispersif augmente l'érosion des sols sodiques s'il est combiné à un ruissellement ou précipitation importante. Le même constat a été fait par Haliburton et al (1975), ils ont montré que la dispersion des particules dépend principalement de la teneur en eau et des sels solubles dans le système sol-eau, notamment le pourcentage de sodium (figure II.15).

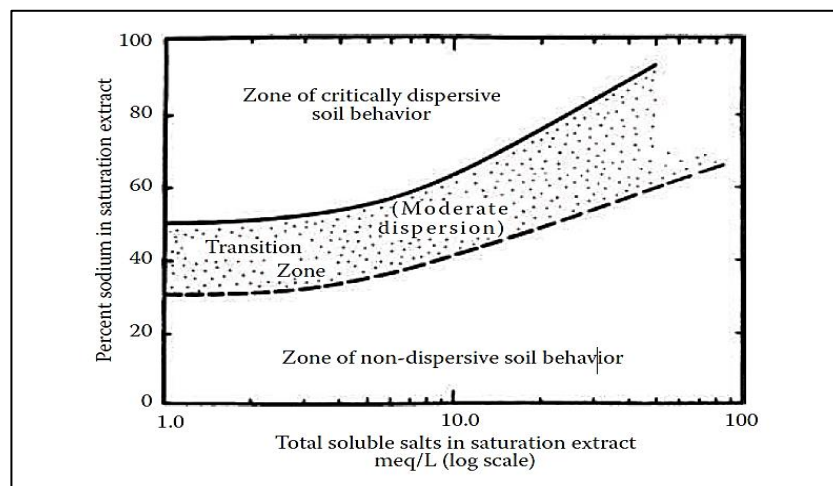
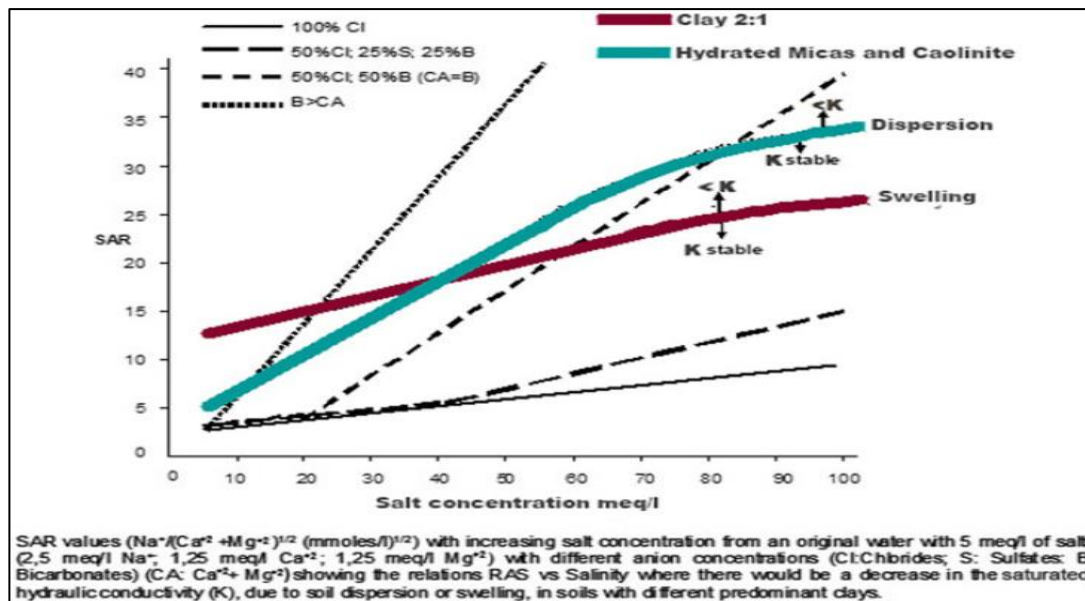


Figure (II.15): Détermination du comportement dispersif du sol argileux (Haliburton et al. (1975)).

De ce fait, la dispersion des argiles est liée à l'augmentation de l'ESP ou du SAR du sol, notamment le sol sodique ou salin sodique (Halitim et al., 1984 ; Kadu et al., 2003 ; Mitchell et Soga, 2005) Ce qui amène à dire que la dispersion des argiles cause la réduction de la conductivité hydraulique du sol (Rengasamy et Marchuk, 2011). La dispersion des argiles pour les sols sodiques est la conséquence de la saturation du complexe d'échange par le sodium d'une part et de l'augmentation du pH. Ainsi, par exemple, en présence du sodium, les sols dominés par les smectites (argile de type 2:1) se dispersent plus facilement que ceux qui sont dominés par la kaolinite (argile de type 1:1).

La figure (II.16) montre l'impact de la salinité, la sodicité et le SAR sur la dispersion, le gonflement et la conductivité hydraulique du sol argileux (Pla, 2015). Subramani et al. (2005) ont démontré qu'un SAR élevé diminue la stabilité de la structure du sol. De même, Keren et Ben-Hur (2003) ont expliqué que les ions sodium réduisent la capacité du sol à former des agrégats en raison de l'augmentation du potentiel de gonflement.



Figure(II.16) : Relations entre la salinité et la sodicité des différentes argiles (Pla, 2015)

Maio (1996) a effectué des essais de limite de liquidité sur des échantillons de bentonite remaniés en utilisant du (NaCl) et a observé que ce paramètre diminuait rapidement avec l'augmentation de la concentration en sel. Spagnoli et Sridharan (2012) ont étudié l'effet des solutions de (NaCl) sur différents minéraux argileux et ont observé que la limite de liquidité de la smectite diminuait en présence d'eau saline, alors qu'elle ne changeait pas de manière significative pour la kaolinite.

Aussi, Abu zeid et Abd El-Aal (2017) ont constaté que les valeurs des limites de plasticité et liquidité et de retrait d'une argile gonflante changent en fonction de la concentration en sel (figure II.17). Le changement des paramètres susmentionnés s'explique par le fait que lorsque de l'eau salée est ajoutée à l'argile, les ions libérés Al^{3+} , Na^+ , Mg^{2+} et K^+ présents dans l'eau saline remplacent les cations de la couche hydratée qui entoure les particules d'argile et réduisent ainsi la charge électrique de la surface.

Selon van Olphen (1963) les limites diminuent avec l'augmentation de la CE. Une augmentation des sels solubles réduit les forces répulsives dans le DDL, réduisant ainsi la teneur en eau et conduisant à une attraction accrue et à la formation de structures flocculées avec une plasticité plus faible.

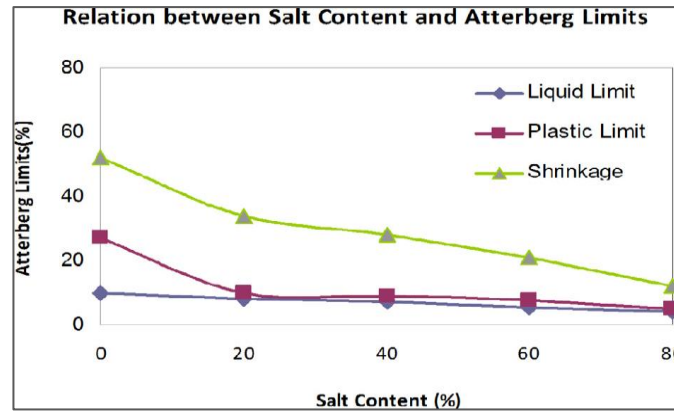


Figure (II.17) : Relation entre la teneur en sel et les limites d'Atterberg
(Abu zeid et Abd El-Aal, 2017)

Contrairement à cette hypothèse, d'autres études ont démontré l'effet inverse, où les limites augmentent avec la concentration des solutions salines dans les argiles de classe CL. Les particules d'argile sont dispersées lorsque l'argile interagit avec des produits chimiques (Rao et Mathew, 1995). En raison de la dispersion et de la défloculation de l'argile, les propriétés géotechniques (limites) ont été considérablement modifiées (Arasan et Yetimoglu, 2008) (figure II.18 et II.9).

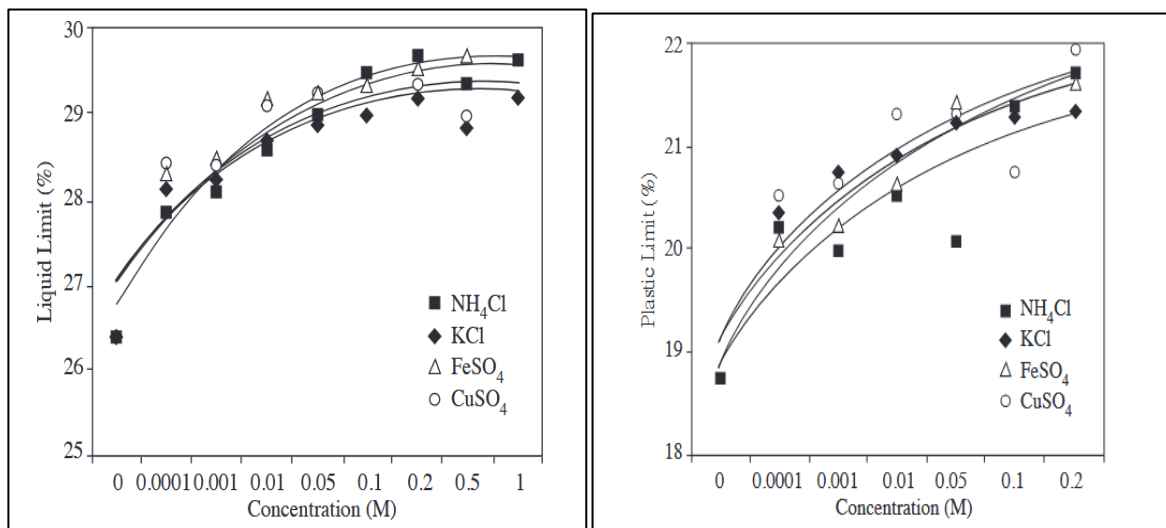


Figure (II.18): Effet des concentrations en sel sur les limites d'Atterberg d'une d'argile CL
(Arasan et Yetimoglu, 2008)

La figure (II.19) montre la relation entre l'indice de plasticité et la conductivité électrique représentée sur l'abaque de Casagrande.

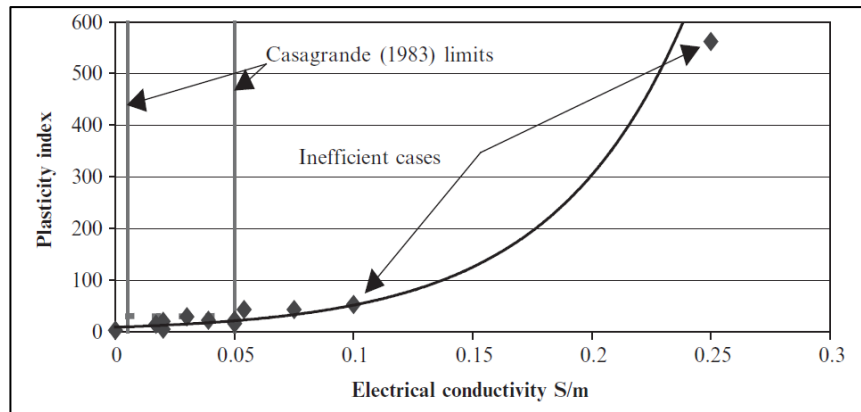


Figure (II.19) : Conductivité électrique en fonction de l'indice de plasticité pour des sols naturels (Pugh, 2002).

II.8.2. Effets de la salinité sur les infrastructures de génie civil

Les sols salins peuvent poser des défis importants aux projets de génie civil, et en particulier pour les infrastructures de transport (Fatahi et al., 2011). La compréhension du comportement du sol dans diverses conditions environnementales est nécessaire pour atténuer les problèmes possibles associés aux sols salins (Fang et Chaney, 2017).

Des effets néfastes importants ont été signalés sur les infrastructures construites sur des sols salins (Geo-Enviro, 2001 ; McRobert, et al., 2003 ; Water Smart, 2003 ; Wilson, 2003).

Sena da Fonseca et al. (2013) ont expliqué que la plupart des cas de détérioration saline des bâtiments ont été attribués à l'humidité des sols. Wilson (2003) explique en outre que les effets de la salinité sur l'infrastructure en milieu urbain sont causés par la nappe d'eau salée qui peut s'élever près de la surface du sol.

La remontée des nappes phréatiques peuvent souvent apporter de l'humidité et des sels près des fondations des maisons et autres bâtiments. Ce mouillage périodique des fondations peut provoquer des remontées d'humidité dans la brique, la pierre ou le ciment par capillarité (Salt Action, 1997). L'ampleur et la gravité du problème d'humidité montante dépendront des matériaux utilisés, de la quantité d'humidité, des sels présents et de la quantité d'évaporation.

Au fur et à mesure que les matériaux de construction subissent des cycles périodiques de mouillage et de séchage, des cristaux de sel se développent souvent dans les espaces poreux confinés. Dans les cas graves, ces cristaux peuvent détériorer la brique, la pierre et le ciment et provoquer des fissures, le mortier se transforme en poussière et l'enduit de ciment se décolle des murs intérieurs et extérieurs (Spennemann, 1997). Au fil du temps, la concentration de sel augmente à la surface du matériau laissant des traces visibles d'efflorescence (figure II.20).



Figure (II.20) : Traces d'efflorescences de sels.

La remontée des sels par capillarité peuvent provoquer la détérioration des éléments en béton armé affectant sa durabilité, allant même à la corrosion des aciers où la formation de rouille exerce une pression physique sur le béton environnant et conduit par conséquent à la dégradation totale (figure II.21 et II.22).



Figure (II.21): Corrosion de l'acier due aux attaques des sels



Figure (II.22): (a) Traces d'attaque physique sur le mur de fondation en béton (b) Bordure et caniveau en béton affectés par les sulfates.

La corrosion et la rupture des canalisations enterrées en acier tel que les pipelines, et les conduites d'eau peuvent se développer en raison de plusieurs facteurs liés à la résistivité du sol, à la valeur du pH et d'humidité. On sait que la résistivité du sol diminue avec l'augmentation de la concentration en sels solubles. L'étude de Ismail et El-shamy (2009) a montré que lorsque la résistivité diminue, le potentiel de corrosion augmente (figure II.23).

Ces sols dispersifs sont une cause majeure de rupture des remblais et des barrages (Mitchell et Soga., 2005). Le sel dispersé dans les remblais entourant les conduites, se dissout rapidement, dégrade la structure du sol et provoque un gonflement. L'interaction entre les sols et les canalisations en acier peut provoquer la corrosion et accélérer le processus de leur détérioration (Ismail et El-shamy., 2009).

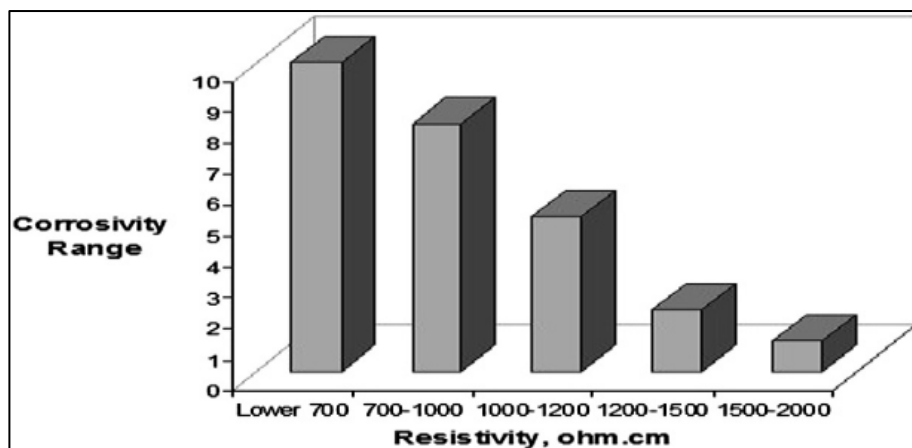


Figure (II.23): Histogramme de relation entre la résistivité le potentiel de corrosion (Ismail et El-shamy., 2009)

Wilson et Laurie (2002) expliquent que l'élévation du niveau de la nappe phréatique saline est la principale cause de la corrosion des conduites d'eau en fonte, en laiton, en cuivre et en fer galvanisé. Sur la figure (II.24), Almheiri et Meguid (2019) ont schématisé les différentes causes conduisant à la rupture des pipe-lines.

Lorsqu'ils sont secs, les sols salins sont cimentés par des cristaux de sel, ce qui leur confère une grande résistance (Liu et Zhang, 2014). Cependant, la remontée des nappes phréatiques ou de l'humidité du sol entraîne inévitablement la dissolution des minéraux salins (Sun et al, 2011). Dans ce cas, la porosité augmente et la rigidité diminue, entraînant un affaissement du sol sous soumis à des chargements (Figure. II.25)

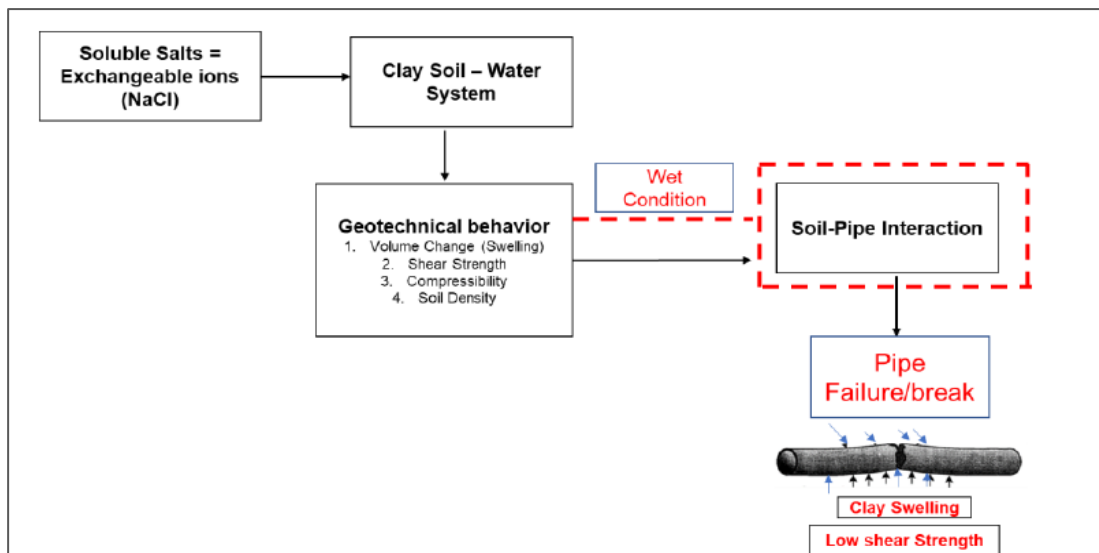


Figure (II.24) : Interaction entre les sols salins et les infrastructures enterrées
(Almheiri et Meguid., 2019)

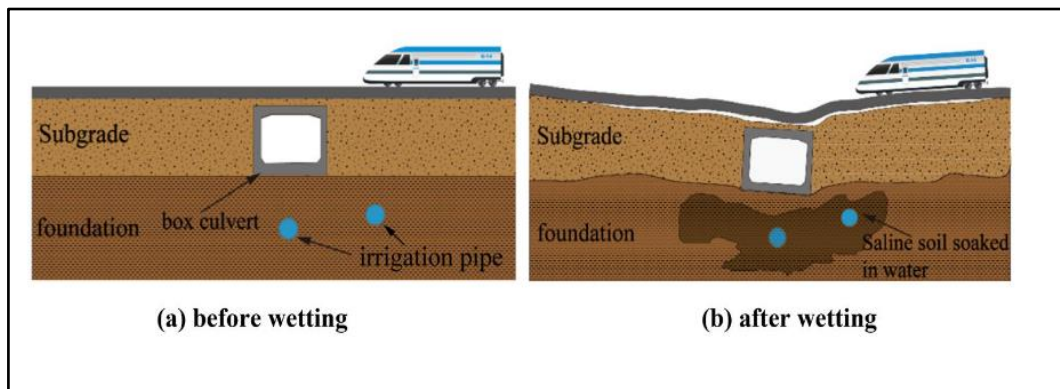


Figure (II.25) : Diagramme schématique d'incident d'effondrement et de tassement
(Deliang et al., 2022)

La durabilité des enrobés bitumineux a toujours été l'un des problèmes importants de l'ingénierie routière. Parmi les dégradations courantes des chaussées, celles causées par la salinité des sols qui semblent avoir des effets néfastes importants sur la durabilité des routes (Huang, 2017). Bien que, dans le cas des routes réalisées avec des remblais et gravier, la présence des sels est bénéfique par leur capacité de rétention d'eau et fixation des agrégats; pour les routes bitumineuses la présence des sels solubles peut causer de graves endommagements. Les dommages causés se produisent lorsque les sels dissous présents dans la structure de la chaussée s'accumulent en surface, car la remontée et l'évaporation de l'humidité chargée en sels pendant la période sèche provoquent leur précipitation (cristallisation) près de la surface (Obika et al., 1992)(figures II.26 et II.27).

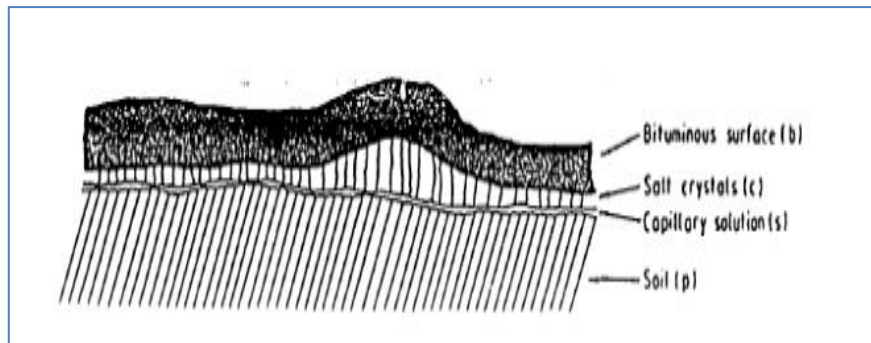


Figure (II.26): schéma de cristallisation de sel sous revêtement bitumineux (Obika et al., 1992).

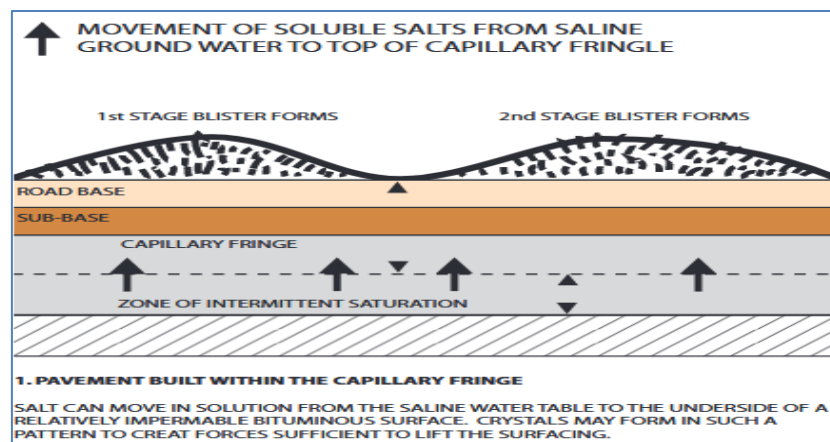


Figure (II.27) : Mécanisme de formation des précipités de sel dans le béton bitumineux

Alors, les sels s'accumulent soit en surface ou à l'interface entre les revêtements bitumineux et le corps de chaussée provoquant ainsi le décollement, la fissuration ou la formation de cloques du revêtement (Obika, 2001; McRobert et al., 2008; De Carteret et al., 2010). Indications précoces des dommages imminents au sel sont l'apparition d'une efflorescence saline blanche (figure II.28)



Figure (II.28): Dégradation de la route (a) trace d'efflorescences de sel (b) Couche de bitume réduite en poudre.

II.9. Méthodes et approches de remédiation des sols salins

Les techniques développées se basent sur trois approches : une première approche dite physiques et hydraulique basée sur l'apport d'eau utilisée pour le lavage, une deuxième approche conditionnée par l'utilisation de produits chimiques dite apport d'amendement, et la troisième, dite biologique basée sur l'apport en amendement organique et la phytoremédiation par l'utilisation des plantes tolérantes en sel. Les techniques les plus importantes seront présentées ci-dessous :

II.9.1. Méthode physique (Sablage)

Dans cette méthode, un sol de texture lourde (sol très argileux) est mélangé avec une quantité connue de sable pour changer la texture originale en une texture plus pauvre ; comme le sol (loam argilo-sableux). Le sol ainsi devient plus perméable et plus susceptible de libérer du sel (Zaman et al., 2018). L'inconvénient est que changer la texture du sol est une tâche difficile et coûteuse.

II.9.2. Méthodes hydrologiques (drainage)

II.9.2.1. La lixiviation (leaching)

C'est une méthode classique basée sur le mouvement de l'eau à travers le sol. Elle consiste à appliquer une quantité d'eau relativement importante pour dissoudre et transporter les sels par un lavage (Qadir et al., 2000 ; Dai et al., 2015 ; Zaman et al., 2018) (figure II.29). Cette technique est plus adaptée pour les sols à texture moyenne que fine. Selon Hoffman (1986), 70% du stock initial de sels est réduit dans un sol à texture moyenne. Sharma et Gupta (2006) ont montré que l'installation de tuyaux de drainage en sous-surface (1,5-1,6 m de profondeur) dans un sol sableux a permis de réduire 36% du stock initial de sel et de baisser la conductivité électrique du sol de 66% dans la couche 0-30 cm .

Cette technique est moins efficace sur les sols à texture fine, en particulier les sols argileux qui ont généralement une conductivité hydraulique très faible, limitant ainsi le lessivage des sels. (Hillel, 2000 ; Naseri et Rycroft, 2002 ; Sun et al., 2012). Adam et al. (2012) ont estimé que seulement 18 % du stock initial de sel est réduit dans la couche de 0-40 cm d'un sol type vertisol (en Niger).

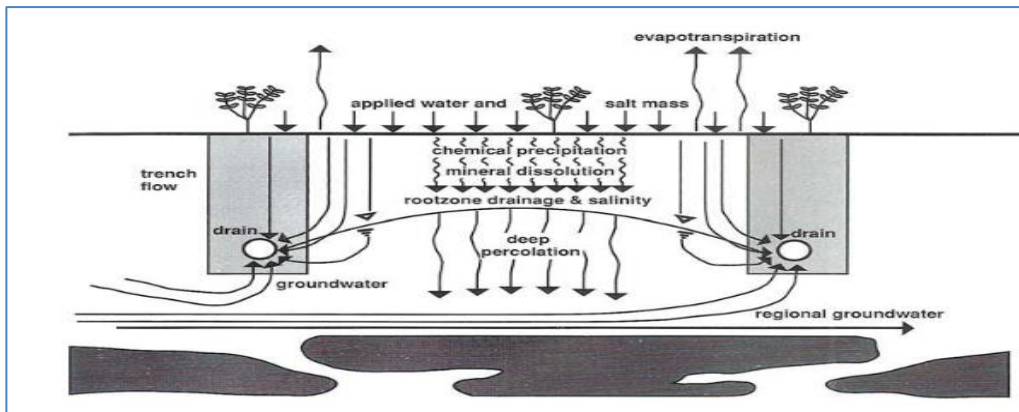


Figure (II.29): technique de drainage et lixiviation des sels (Grismer, 1990)

II.9.2.2. Le lessivage de surface des sols salins (flushing)

La technique du lessivage de surface ou drainage de surface convient aux sols salins recouverts par des croûtes salines superficielles, chose très observée et courante dans les zones arides et semi-arides, où les précipitations sont insuffisantes pour le lessivage naturel des sels. Cette technique est possible lorsque les sols ont une texture lourde à faible perméabilité. L'eau est mise en étang pendant un temps suffisant pour dissoudre la croûte saline, après quoi ; l'eau stagnée peut être soit évacuée du champ, éliminant ainsi les sels de surface ou évacuée par un système de drainage (figure II.30).

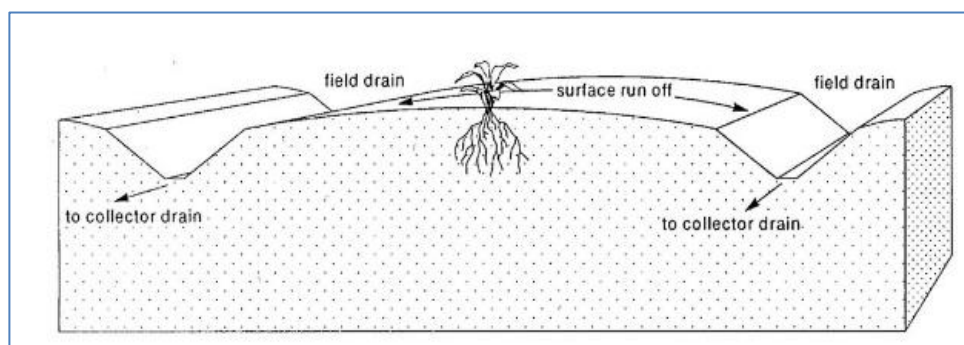


Figure (II.30) : Drainage de surface (lessivage) pour éliminer l'excès d'eau à la surface du sol (Ritzema et al., 1996)

II.9.3. Méthodes chimiques

L'amendement chimique est une pratique classique utilisée pour traiter les sols salins notamment par le gypse (CaSO_4) ; qui est utilisé comme source de calcium (Ca^{2+}) pour améliorer les propriétés physiques et chimiques notamment la macroporosité, la perméabilité et réduire la salinité et/ou l'alcalinité des sols (Qadir et al., 2007 ; Reading et al., 2012a; Gharaibeh et al., 2014).

Pour les sols sodiques l'objectif est de diminuer l'ESP en dessous de la valeur seuil de 15 (USDA, 1954) par ajout d'amendement approprié riche en calcium. La méthode la plus appropriée consiste à remplacer le sodium échangeable par du calcium, puis utiliser de la matière organique comme amendement naturel afin de lier entre les particules de sol et par conséquent améliorer sa structure. Le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et la chaux (CaO) peuvent tous deux être source de calcium. Le calcium peut limiter la dispersion par l'augmentation des forces de liaison inter-particules et provoque la formation de flocculats, (Zaman et al., 2018)

Gharaibeh et al. (2009) ont montré que l'ajout de 32 t/ha de gypse aux sols sableux salso-diques a permis d'éliminer 60% des sels solubles dans l'horizon 0-20 (cm) avec une amélioration de la conductivité hydraulique de 5,2 à 7,8 mm/h. La CE et le ESP de ces sols sableux diminuent avec la quantité de gypse appliquée, mais la dose optimale serait de 35 t/ha de gypse afin d'abaisser la salinité et la sodicité à un niveau acceptable ($\text{CE} < 4 \text{ dS/m}$, $\text{ESP} < 10$)

Cependant, la mise en œuvre et l'efficacité de ces approches sont souvent limitées par :

- les coûts élevés liés à la mobilisation de l'eau et aux produits chimiques (Ahmad et al., 1990 ; Nassirou, 2017),
- l'inadaptation de ces techniques dans les zones arides et semi arides où la disponibilité en eau est limitée (Marlet et al., 2005). Le cas des sols argileux caractérisés par une conductivité hydraulique à saturation très faible limitant ainsi la dissolution et lessivage des sels par des apports d'eau (Adam et al., 2012).

II.9.4. Méthode biologique par phyto-désalinisation

C'est une nouvelle approche qui a suscité un grand intérêt au cours des dernières années pour la remise en état des sols salins. Elle a été développée comme solutions alternatives face aux limites des techniques classiques. Il s'agit d'une technique peu coûteuse et facile à gérer, comparée aux options d'amélioration chimique et physique.

Cette technique est basée sur l'utilisation des plantes tolérantes aux sels notamment les halophytes, ayant la capacité de retenir d'énormes quantités de sodium dans leurs racines, réduisant ainsi la salinité et/ou l'alcalinité des sols (Rabhi et al., 2010b ; Ninerola et al., 2017)(figure II.31). Il a été suggéré que les halophytes sont naturellement mieux adaptées pour faire face aux stress environnementaux, tels que les métaux lourds et autres contaminants organiques par rapport aux plantes sensibles au sel généralement choisies pour la phytoremédiation (Ghnaya et al., 2007). Les résultats des recherches suggèrent que les halophytes soient meilleures pour la phytoextraction et la phytostabilisation dans les sols

salins et non salins pollués par des métaux, ainsi que pour la désalinisation des sols dans les régions arides et semi-arides (Ravindran et al., 2007; Nedjimi et Daoud, 2009 ; Santos, 2020) (figure II.32).

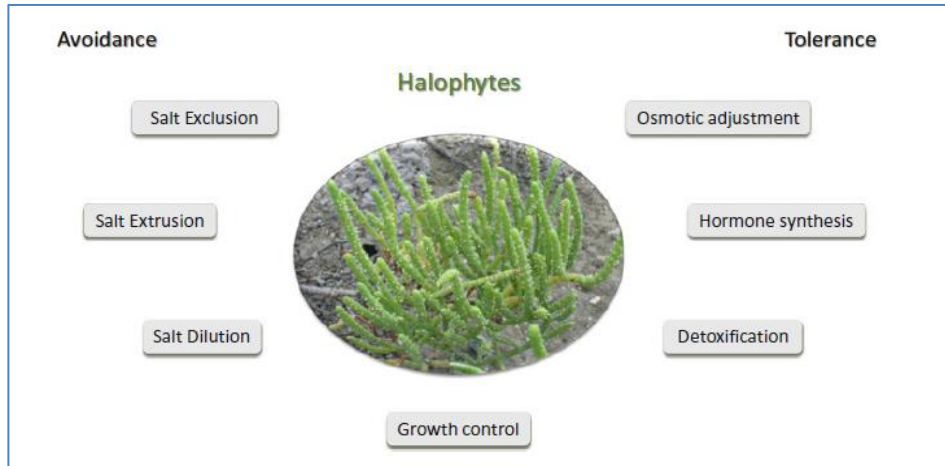


Figure (II.31) : L'adaptation des halophytes aux sols salins (Santos , 2020)

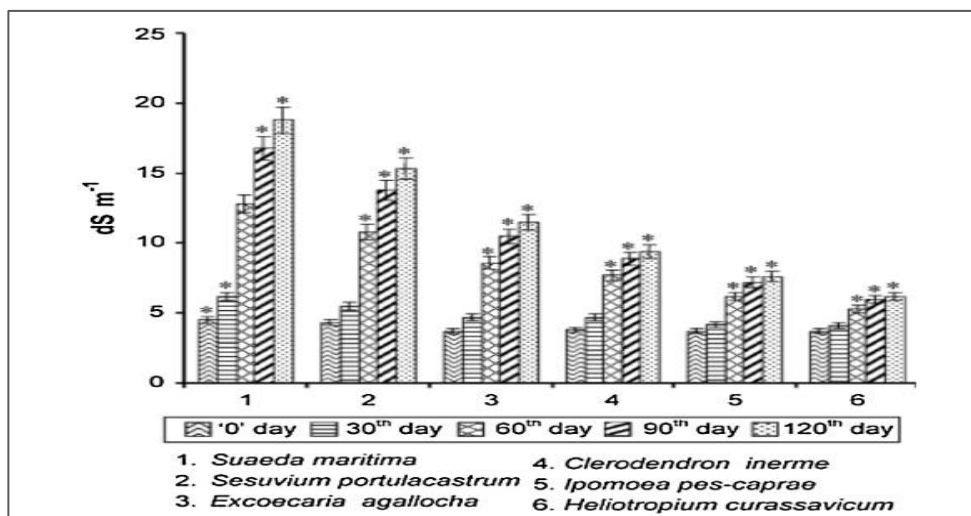


Figure II.32 : Changements CE chez six halophytes cultivées en milieu naturel sols salins (Ravindran et al., 2007)

II.10. Conclusion

La salinité est un problème qui est à l'origine de la dégradation de vastes zones de terre dans le monde. La salinisation est un processus de dégradation qui peut limiter non seulement la productivité agricole et provoquer à terme la désertification et la dégradation totale, mais peut également affecter la qualité des ressources en eau souterraine et de surface et aussi endommager les infrastructures de génie civil. Ces effets représentent des impacts négatifs majeurs sur le plan économique et environnemental.

Des estimations récentes suggèrent que plus de 1,1 milliard d'hectares, soit 8,7 % des sols de la Terre, sont affectés par divers degrés de salinité. Les régions les plus touchées sont celles aux climats arides et semi-arides.

Les changements climatiques ces dernières décennies sont un autre facteur de formation des sols salins. Dans un climat aride et semi-aride, les faibles précipitations dans ces zones climatiques ne facilitent pas entièrement le lessivage des sels vers les horizons profond du sol. Les effets combinés de l'évaporation intensive et du lessivage insuffisant provoquent l'accumulation de sels dans le sol et concourent à l'évolution de salinité. Alors que la salinité ou la sodicité primaire résulte d'un processus naturel, la salinité ou la sodicité secondaire (dite anthropique) est principalement causée par les activités humaines, notamment l'irrigation avec de l'eau souterraine chargée par des sels.

L'Algérie est parmi les pays qui souffrent de ce problème ; devant les variations du régime pluviométrique ; généralement l'irrigation par de l'eau chargée en sels est devenue la seule solution pour le développement de l'agriculture causant ainsi la prolifération des zones salinisées.

Afin de faire face à ce problème, des techniques de traitement ont été développées telles que les méthodes hydrologiques (drainage), et les méthodes chimiques par apport de produits chimiques stabilisant. Cependant, la mise en œuvre de ces technologies et l'efficacité de ces méthodes sont souvent limitées par les coûts élevés liés à la mobilisation de l'eau et des produits chimiques et l'inapplicabilité de ces technologies dans les régions arides et semi-arides aux ressources en eau limitées. Le traitement phyto-désalinisation est une technique de traitement économique, rapide et respectueuse de l'environnement, mais elle nécessite la culture de plantes particulières à une profondeur limitée. Au final, dans ces conditions, il serait très intéressant d'essayer d'autres méthodes de traitement qui pourraient être plus efficaces

Chapitre III
Traitement Electrocinéétique
des sols

Chapitre III : Traitement électrocinétique des sols

III.1.Introduction

Parmi les nombreuses techniques de traitement des sols, l'électrocinétique est apparue comme une mesure éventuelle, en particulier pour le traitement in situ. L'utilisation du traitement électrocinétique (EKR), communément appelé traitement électrochimique, stabilisation électrochimique, consolidation, électro-remédiation ou déshydratation électrocinétique est surtout connue pour son application dans la décontamination des métaux et les matériaux organiques dans les sols peu perméables et les boues.

C'est depuis la fin des années 1930 que les ingénieurs géotechniques étudient les utilisations des courants électriques directs pour la consolidation électroosmotique et la stabilisation des dépôts de sols fins. Ce concept de traitement a été utilisé pour la première fois en Allemagne dans le domaine de génie civil par Casagrande en 1937, où il a montré que l'application d'un champ électrique permettait le drainage et la consolidation des sols.

III.2. Processus et applications du traitement électrocinétique

Le traitement électrocinétique (EKR) implique l'injection d'un courant continu de faible intensité à travers des milieux en utilisant des électrodes réparties de manière appropriée. Le courant continu stimule la migration des ions, du fluide interstitiel, de l'électricité, et des particules fines à travers le sol vers les électrodes de charges opposées (Alshawabkeh, 2001).

Les flux simultanés de fluides, d'électricité et des espèces chimiques dans le sol créent respectivement un gradient hydraulique, électrique et chimique, dont l'amplitude modifie les vitesses d'écoulement et migration des différentes espèces. En conséquence de la migration des espèces à travers les milieux poreux, de nombreuses propriétés minéralogiques fondamentales du sol sont modifiées et affectent ensuite les caractéristiques physiques du sol (Jayasekera ,2008).

La technique électrocinétique a une grande efficacité pour la dépollution des matériaux pollués dans les conditions complexes, caractérisées par une faible perméabilité ou une grande hétérogénéité. La remise en état des matrices de sol à grain fin est particulièrement difficile parce que la faible conductivité hydraulique entrave le transport de l'eau à travers le

milieu poreux et rend inefficaces les techniques hydrauliques telles que le pompage, la lixiviation ou le lavage du sol. Cette technique s'est élargie pour trouver son application comme: déshydratation électrocinétique, stabilisation, consolidation, ou électro-remédiation.

La déshydratation électrocinétique (généralement appelée l'électro-osmose) est le phénomène électrocinétique le plus applicable pour l'amélioration des sols meubles. Il a été démontré qu'une forte réduction de la teneur en eau augmente la résistance au cisaillement des sols grâce à l'effet de l'électro-osmose par application de gradient électrique. Les premières études concernaient des travaux en laboratoire et sur le terrain réalisés par Casagrande en 1949. La déshydratation électrocinétique a également été utilisée pour traiter les boues d'épuration (Glendinning et al., 2007) ainsi que la déshydratation des résidus miniers (Fourie et Jones., 2010).

La stabilisation électrocinétique est une technique d'amélioration des sols argileux gonflants par ajout des agents stabilisants dans la masse de sol sous l'effet d'un courant continu. De nombreux chercheurs ont rapporté que les processus de stabilisation électrocinétique provoquaient une augmentation significative de la résistance au cisaillement des sols (Alshawabkeh et Sheahan, 2003 ; Asavadorndeja et Glawe, 2005), des changements dans les limites d'Atterberg (Rogers et al, 2003 ; Barker et al., 2004; Jayasekara et Hall, 2007) et de la compressibilité du sol (Lefebvre & Burnotte ,2002 ; Jayasekara et Hall, 2007 ; Ahmad et al., 2010)

D'autre part, la consolidation électrocinétique, s'applique aux sols compressibles par l'élimination de l'eau, ce qui modifie la structure et augmente la résistance au cisaillement et la stabilité (Micic et al., 2003 ; Liaki et al., 2008). Cette technique a été mise en œuvre avec succès sur le terrain pour diverses applications géotechniques, notamment la stabilisation des pentes (Bjerrum et al.,1967; Wade, 1976), des remblais (Chappel et Burton, 1975) et l'augmentation de la capacité portante des pieux (Milligan, 1995 ; El Naggar et Routledge, 2004). Butterfield et Johnston (1980) ont également rapporté la modification du champ de contrainte autour d'un pieu métallique dans un sol argileux en appliquant un potentiel électrique continu à travers, le pieu étant utilisé comme une électrode. Une étude très récente a démontré que l'utilisation de la méthode EKR pouvait augmenter de manière significative la capacité portante des pieux métalliques et même des pieux en béton (Sadeghian et al., 2021).

En conséquent, la technologie de remédiation électrocinétique présente un grand potentiel pour la décontamination et la réhabilitation des sites contaminés par des substances

organiques, des métaux lourds ou une combinaison de ces contaminants (Acar et al,1990 ; Acar et Alshawabkeh, 1993 ; Reddy et al.2004 ; Reddy, 2010).

Le traitement électrocinétique des sols génère quatre phénomènes, un mécanisme causé par les réactions chimiques et trois mécanismes de mouvement générés par le champ électrique appliqué. Ces derniers provoquent le mouvement des particules chargées, des solutés et des fluides interstitiels à travers le support poreux vers les électrodes (Acar et Alshawabkeh, 1993 ; Mitchell, 1993) (figure III.1). Il s'agit de :

- l'électrolyse (réactions chimiques associées au champ électrique),
- l'électro-osmose (transport du fluide interstitiel sous un gradient électrique),
- l'électrophorèse (transport de particules chargées, généralement des colloïdes particules d'argile et particules organiques sous un gradient électrique),
- l'électromigration (transport d'espèces ioniques sous un gradient électrique).

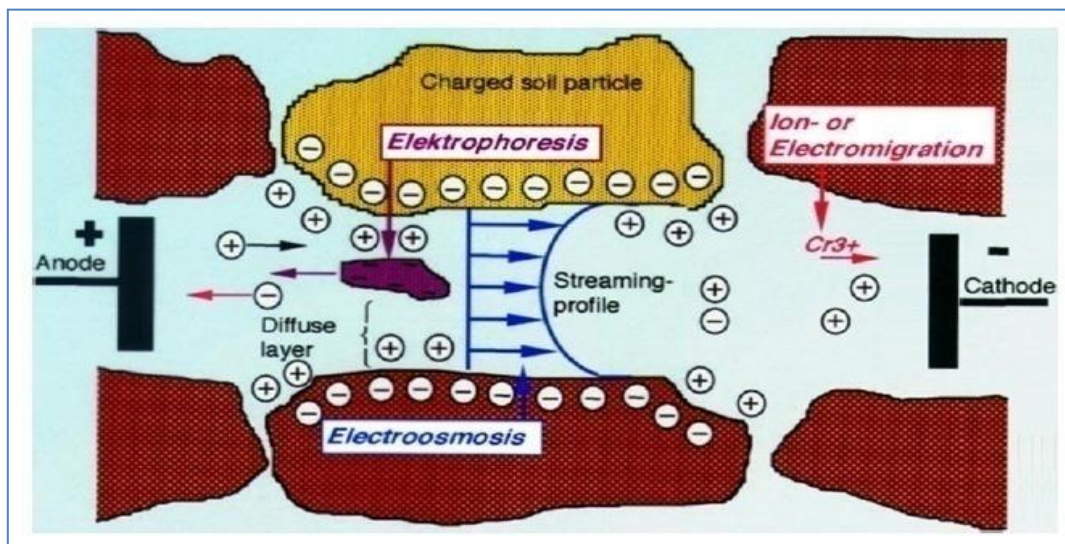


Figure (III.1) : Les mécanismes de transport dans le traitement électrocinétique

(Mosavat, 2012)

III.2.1. L'électrolyse

L'électrolyse représente le processus de réactions chimiques associées au champ électrique. Lorsqu'un courant continu est appliqué, l'eau à proximité des électrodes est électrolysée et une oxydation se produit à l'anode générant un front acide, tandis qu'une réduction a lieu à la cathode, produisant un front basique. (Acar et al., 1990a ; Acar et al., 1990b , Ahmad et al., 2006 ; Asadi et al., 2013).

Les variations du pH observées dans le reste du sol sont régies par la mobilité des fronts acide et alcalin, provenant respectivement des zones anodique et cathodique. Le transport du front de pH est principalement dû au flux électromigratoire des espèces H^+ et OH^- vers les électrodes de signe opposé et aux processus advectifs/diffusifs, qui sont tous fortement influencés par le pouvoir tampon du sol (Acar et al,1990 ; Paz-Garcia et al,2012).

Les réactions d'électrolyse sont dominantes au voisinage des électrodes et peuvent être représentées par les équations suivantes :



Les substances chimiques générées suite aux réactions électrochimiques et les espèces initialement présentes dans le fluide des pores seront transportées à travers la masse du sol par des phénomènes de conduction sous l'effet du champ électrique. Ces derniers sont liés simultanément avec les réactions chimiques de sorption, de précipitation, et de dissolution considérées comme les mécanismes fondamentaux gouvernant le procédé d'extraction électrocinétique (Acar, 1993). La récupération des contaminants peut se faire par électrodéposition, précipitation ou par échange d'ions, soit au voisinage des électrodes ou dans un système externe destiné pour le traitement du fluide écoulé.

III.2.2. Phénomène d'Electro-osmose

L'électro-osmose est définie comme le mouvement d'un fluide sous un champ électrique. Lorsqu'un courant continu est appliqué à un sol humide placé entre deux électrodes. Ce phénomène est connu comme le principal mécanisme électrocinétique responsable du transport des espèces dans les milieux poreux. Le flux déplacé prend naissance dans la double couche électrique des pores du sol où la partie mobile du DDL se déplace vers l'électrode chargée négativement. Le déplacement confère une traînée visqueuse à l'eau libre dans le milieu poreux et favorise ainsi la mobilité de l'eau comme illustré dans la Figure (III.2) (Mitchell et Soga.,2005).

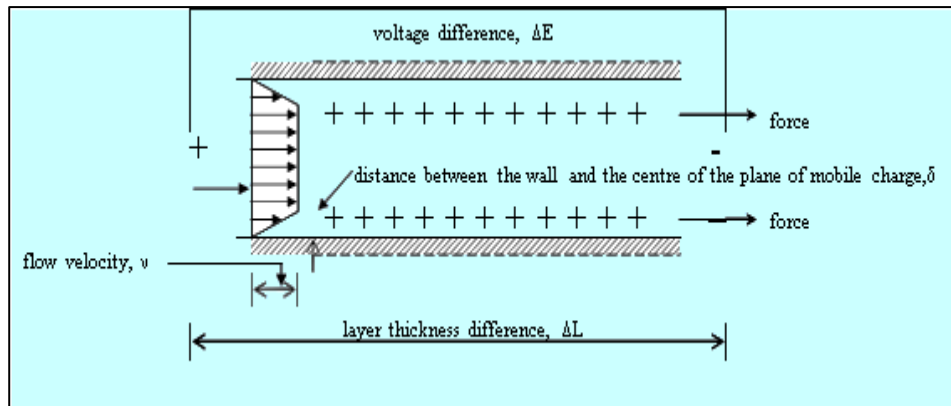


Figure (III.2) : Modèle de Helmholtz-Smoluchowski pour les phénomènes électrocinétiques (Mitchell et Soga, 2005)

La théorie de Helmholtz-Smoluchowski, la théorie de Schmid, le modèle de friction de Spiegler et la théorie de l'hydratation des ions, ont pu décrire et évaluer l'écoulement de l'eau par électro-osmose. Des descriptions de ces théories sont données par Casagrande (1952), Gray et Mitchell (1967), et Mitchell (1993). L'équation d'écoulement électro-osmotique la plus largement utilisée pour le système du sol est suggérée par Casagrande (1949) en fonction de la loi de Darcy. Elle exprime la relation entre le débit ; le gradient de potentiel électrique pour un milieu poreux dans l'équation ci-dessus peut être exprimé par la relation ci-dessous :

$$\blacktriangleright Q_e = k_e i_e A \quad \text{III.3}$$

où Q_e : Flux électroosmotique (m^3/s), i_e : le gradient du potentiel électrique (V/m)
 k_e : le coefficient de perméabilité électroosmotique ($\text{m}^2 \text{V}^{-1} \text{s}^{-1}$), A : la section (m^2)

Durant le traitement électrochimique, le débit électroosmotique est régi par le coefficient de perméabilité électro-osmotique du sol (k_e). La valeur de k_e est fonction du potentiel zêta, de la viscosité du fluide interstitiel, de la porosité du sol et de la permittivité électrique du sol. Selon la méthode Helmholtz-Smoluchowski est indépendant de la taille des pores (Equation III.4)

$$\blacktriangleright k_e = \frac{\varepsilon \zeta}{\eta} n \quad \text{(III.4)}$$

ε indique la permittivité du fluide ($\varepsilon = \varepsilon_0 \varepsilon_r$, avec ε_0 la permittivité du vide ($8,854 \times 10^{-12} \text{ C}/\text{V}^{-1} \text{ m}^{-1}$) et ε_r la permittivité relative du fluide), ζ étant le potentiel électrique (V) de la double couche qui est aussi désignée par potentiel électrocinétique ou zêta, η traduit la viscosité du milieu ($\text{kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$) et n sa porosité.

III.2.2. Phénomène d'électromigration

L'électromigration, ou migration ionique est le principal mécanisme de transport d'ions dissous dans le fluide des pores sous l'action d'un gradient électrique appliqué à un sol. Les ions positifs seront attirés par la cathode et les ions négatifs par l'anode. Par conséquent, dans un milieu poreux avec de l'eau conductrice, il semble que l'électromigration soit la cause majeure du transport de charges par rapport à l'électro-osmose.

Le courant total traversant le spécimen est assimilé, alors, à la somme des flux de migration ionique de toutes les espèces $J_{m,i}$ en appliquant la loi de Faraday. Le flux d'électromigration $J_{m,i}$ ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) relatif à l'espèce ionique i en solution est défini par l'expression suivante (Acar et Alshawabkeh, 1993):

$$\rightarrow J = \mu_i C_i i_e \quad (\text{III.5})$$

Avec : μ_i désigne la mobilité ionique de l'espèce i ($\text{m}^2 \text{V}^{-1} \text{s}^{-1}$), et C_i sa concentration considérée au sein du fluide des pores (mol m^{-3}). i_e gradient du potentiel électrique (V/m).

III.2.3. Phénomène d'Electrophorèse

Ainsi, l'électrophorèse est définie comme le phénomène qui se produit lorsqu'un champ électrique à courant continu est appliqué sur une suspension d'argile ; les particules chargées négativement sont attirées électrostatiquement vers l'anode, tandis qu'elles sont repoussées de la cathode, comme le montre la figure (III.1). L'électrophorèse implique le transport de particules en suspension dans le fluide des pores (Mitchell et Soga, 2005), ainsi que certains composés organiques (Lageman et Seefinga, 1989). Ce mécanisme devient significatif dans les procédés d'extraction électrocinétique seulement quand des surfactants sont introduits dans les électrolytes, dans le but de former des micelles (colloïdes) avec d'autres espèces (Acar et Alshawabkeh, 1993).

Les valeurs de la mobilité électrophorétique sont faibles, et se situent en général entre 1×10^{-10} et $3 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{V}^{-1} \text{s}^{-1}$ (Lageman et Seefinga, 1989), elles sont calculées selon l'expression suivante (Lyklema, 1995) :

$$\rightarrow \mu = \frac{v}{E} \quad (\text{III.6})$$

Où $|v|$ représente la vitesse électrophorétique (m s^{-1}) et $|E|$ l'intensité du champ électrique appliqué (V/m). Les valeurs de mobilité électrophorétique sont positives si la particule se déplace vers le potentiel décroissant, et négatif dans le cas contraire.

III.3. Facteurs influant l'efficacité du procédé électrocinétique des sols

Le traitement électrocinétique est influencé par de nombreux facteurs tels que le type d'électrodes, la nature et la texture du sol, la configuration des électrodes, le courant électrique imposé, le type et la concentration des polluants et le temps optimal d'exécution du procédé. Certains des principaux facteurs influents sont énumérés ci-dessous.

III.3.1. Texture et structure du sol

La méthode électrocinétique est une technique de remédiation applicable aux sols fins notamment les argiles peu perméables à grande surface spécifique et possédant des propriétés minéralogiques spécifiques (Terzaghi et Peck, 1956). La méthode électrocinétique a traité avec succès des argiles à grain fin à faible capacité d'échange cationique, des argiles limoneuses à plasticité modérée et des sols sableux fins. Plusieurs propriétés du sol sont signalées comme affectant les performances du processus électrocinétique. La composition minéralogique et chimique du sol sont parmi les facteurs les plus importants qui contrôlent et influencent les taux de conductance chimique, hydraulique et électrique à travers les milieux poreux (Jayasekera, 2008). D'autre part, la granulométrie, la capacité tampon du sol, la teneur en matière organique, la perméabilité affectent aussi les performances du processus (Gioannis et al., 2008; Sumbarda-Ramos et al., 2010; Alcántara et al., 2012).

De nombreuses recherches et études ont été effectuées pour comprendre et analyser l'effet de ces propriétés sur l'efficacité de la remédiation des sols notamment les sols contaminés.

Sumbarda-Ramos et al. (2010) ont rapporté que le flux électroosmotique est important pour le traitement des sols sableux en raison de sa perméabilité élevée contrairement aux sols argileux où presque rien n'a été enregistré. Yang et Liu (2001) ont signalé qu'une teneur élevée en matière organique réduit l'efficacité d'élimination des sols contaminés par le trichloroéthane.

Une autre étude (Pamukcu et Wittle, 1992) a rapporté que la taille des particules du sol affecte l'efficacité d'élimination des métaux lourds (cadmium, nickel, cobalt et strontium). Les résultats obtenus ont montré que l'élimination était plus élevée dans la kaolinite, suivis des sables argileux, et plus faibles dans les montmorillonites. Page et Page (2002) ont corroboré

ces résultats et ont rapporté que les sols ayant une forte adsorption et CEC élevées, tel que les argiles illitiques et bentonitiques, sont plus difficiles à décontaminer que les argiles tel que la kaolinite. Cela implique que le débit électro-osmose est plus élevé pour la kaolinite et plus faible pour la bentonite.

En revanche, dans les sols à faible pouvoir tampon, le développement d'un front acide peut entraîner une dissolution incontrôlée des minéraux du sol et une libération excessive de certains composants tels que l'alumine et la silice. Dans de telles situations, il est avantageux de solubiliser les sols à grains fins sans acidification en utilisant des stabilisants chimiques appropriés tels que la chaux ou une solution saline pour améliorer le processus de traitement EKR. Certaines études ont également montré que les sols qui contiennent des tampons carbonatés élevés entravent le développement et l'avancement du front acide pendant le traitement EKR (Reddy et Shirani., 1997).

Les changements dans les limites d'Atterberg pendant le traitement électrocinétique reflètent des changements fondamentaux dans la structure du sol, probablement à la suite de la cimentation du sol produite par des réactions électrochimiques. Un grand nombre d'expériences effectuées en laboratoire et sur le terrain ont rapporté le changement de la plasticité du sol après l'électro-osmose, mais la conclusion sur l'impact sur la plasticité du sol était incohérente.

Esrig et Gemeinhardt (1967) ont signalé une augmentation de la limite de liquidité et de la plasticité des argiles illites. Les auteurs ont observé que ces limites augmentent linéairement avec le pH, surtout près de la cathode.

Lo et Ho (1991) ont constaté que la limite de liquidité augmentait alors que la limite de plastique restait inchangée après le traitement d'une argile molle, tandis que Micic et al. (2001) ont montré une augmentation pour les deux limites des sédiments marins. Abdullah et Al-Abadi (2010) ont rapporté des résultats contradictoires sur une argile expansive lorsqu'ils ont montré que la limite de liquidité et l'indice plasticité diminuaient après traitement. A l'instar, Hui et al. (2015b) ont souligné qu'une diminution de l'indice (I_p), a amélioré le comportement du sol par la réduction du gonflement et retrait de la bentonite après le traitement électroosmotique (Figure. III.3). Cela signifie que cette technique peut fournir une nouvelle façon d'améliorer la stabilité des sols expansifs.

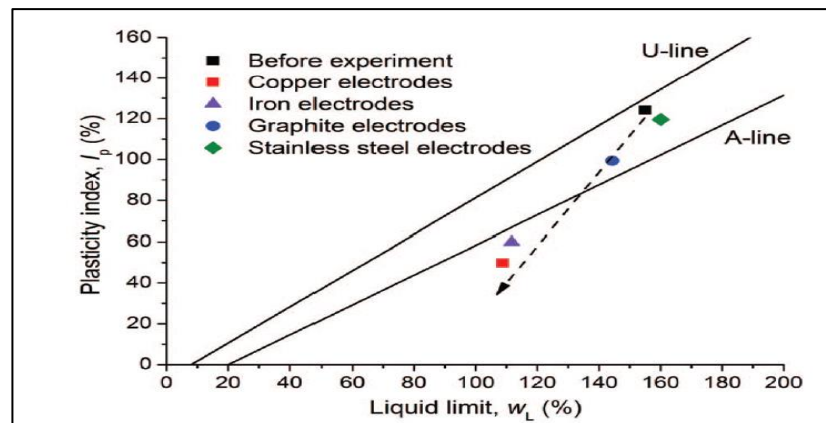


Figure (III.3) : Effets de la consolidation électro-osmotique sur les limites d'Atterberg de la Na-bentonite (Hui et al., 2015b)

Mohamedelhassan (2011) a réalisé un traitement électrocinétique de l'argile en laboratoire. Les résultats ont montré que la capacité portante augmentait avec la diminution de la teneur en eau. Aussi au fur et à mesure que les fluides interstitiels étaient drainés, la résistance au cisaillement du sol augmentait (figure III.4) avec les valeurs mesurées près de l'anode étaient de $99,3 \text{ kPa} \pm 15,4 \text{ kPa}$ par rapport à $12,1 \text{ kPa} \pm 1,7$.

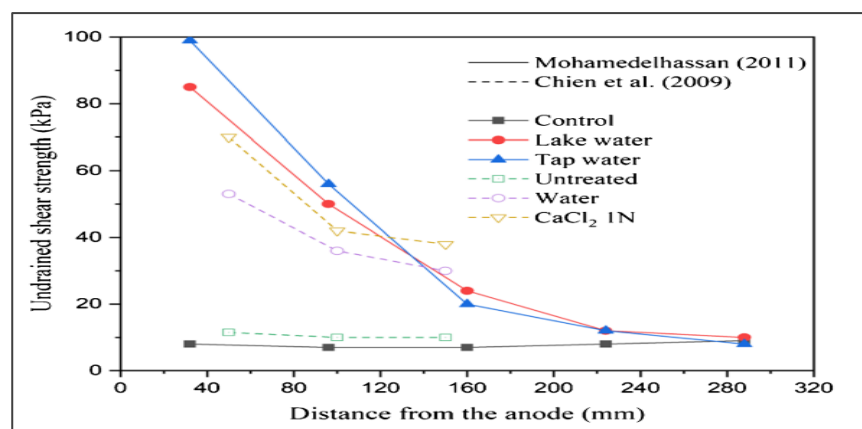


Figure (III.4): Résistance au cisaillement non drainé en fonction de la distance de l'anode (Mohamedelhassan, 2011)

III.3.2. Influence de la tension appliquée

Le potentiel électrique recommandé en pratique pendant le traitement se situe entre $0,1\sim 2,0 \text{ V/cm}$ (Acar et al., 1990; Probst et Hicks, 1993; Zheng et al., 2017), alors que les densités de courant sont de l'ordre de $0,025\text{-}5 \text{ A/m}^2$ (Acar et al., 1990). La sélection d'une densité de courant appropriée, ou d'un gradient de potentiel adéquat, va dépendre des propriétés électrochimiques du sol, en particulier la conductivité électrique (CE), de

l'espacement des électrodes et des durées requises pour le traitement (Alshawabkeh, 1999b). Les sols ayant une conductivité et résistance électrique élevées (CE) nécessitent un courant plus élevés que ceux ayant des CE et résistivité faibles (Alshawabkeh, 2001; Wise, 2000).

Les performances du processus électrocinétique peuvent être améliorées en augmentant la puissance appliquée du potentiel et intensité électrique. L'augmentation de l'électricité augmente non seulement l'EOF du système, mais améliore également l'efficacité d'élimination des métaux lourds tels que le plomb (Murillo-Rivera et al., 2010, Ourida Ait Ahmed, 2020) Ni (Reddy et Karri, 2006a) et ion fluor non métallique (Kim et al., 2009a).

Bien que des intensités plus élevées puissent produire plus d'acide pour dissoudre les contaminants et favoriser leur transport par électro migration, il faut s'y attendre en parallèle à la possibilité de diminution du flux électrosmotique (Probstein et Hicks, 1993). Shang (1996) a rapporté que la densité de courant, domine l'effet d'électroosmose et constaté qu'il existe une limite supérieure pour la tension électrique, où l'effet d'électro-osmose n'augmente plus avec la tension appliquée. Li (2011) a opté pour un gradient de potentiel optimal de 1,25 V/cm pour l'argile molle de Hangzhou.

Hongtao et al (2019) ont utilisé des gradients de tension élevés de 0,5;0,75;1 et 1,25 V/cm pour le traitement des sédiments de dragage. Les résultats indiqués sur la figure(II.5) ont montré qu'un courant constant était obtenu sous des gradients de tension relativement faibles (0,5 V/cm), tandis que des gradients de tension plus élevés (1 V/cm) réduisaient le temps de drainage à cause de la chute des courants. Les gradients de tension supérieurs à 1,0 V/cm n'ont eu aucun effet significatif sur le taux de drainage.

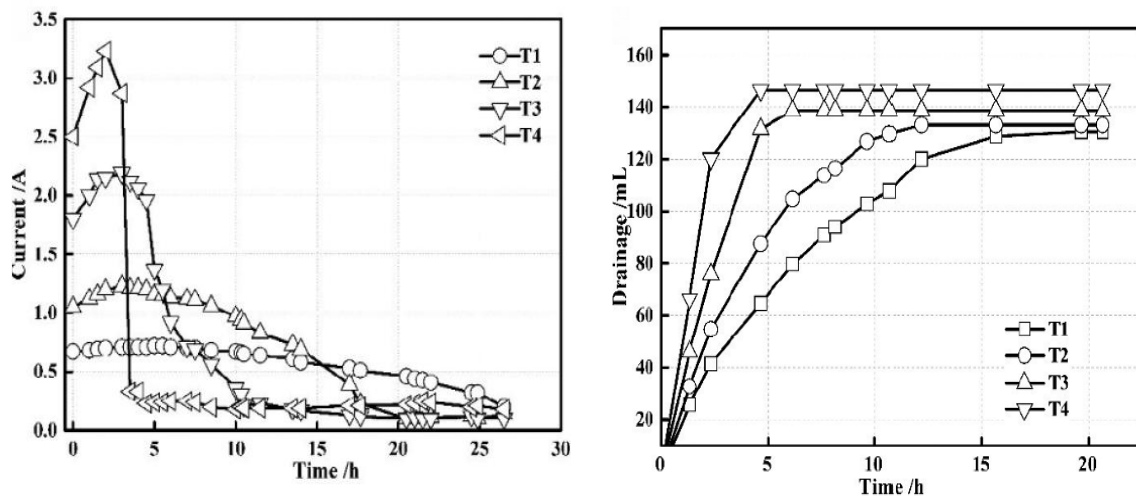


Figure (III.5): variation du courant et drainage en fonction des tensions appliquées
(Hongtao et al., 2019)

Mahalleh et al (2021) ont rapporté qu'une augmentation du gradient de tension électrique augmentait la quantité d'eau drainée et réduisait le temps de traitement d'une argile de plasticité élevée par les deux électrodes (graphite et en acier inoxydable) utilisés (figure III.6). Un drainage élevé entraîne des courants osmotiques plus importants en raison de l'amélioration de l'intensité du champ électrique entre la cathode et l'anode.

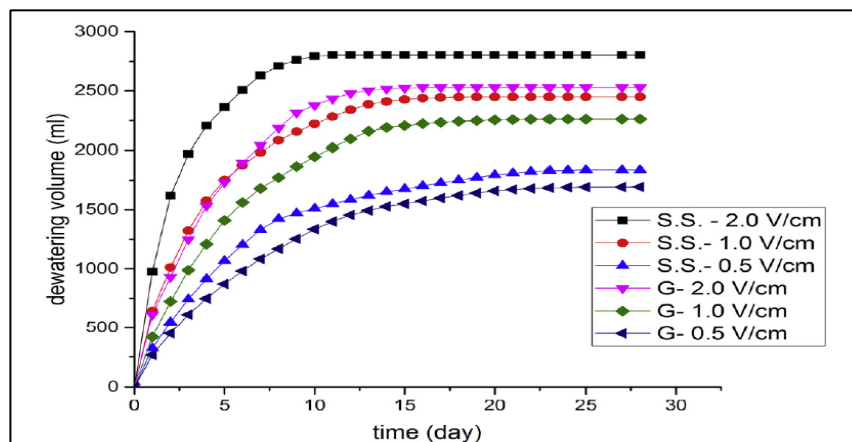


Figure (III.6) : Drainage de l'eau accumulée pour les électrodes en graphite (G) et en acier inoxydable (S.S.) (Mahalleh et al., 2021)

Dans leurs travaux, Zhou et al. (2004) et Yuan et Chiang (2008) ont suggéré qu'une augmentation du potentiel électrique pourrait légèrement améliorer l'élimination du cuivre de 81% à 85% (Zhou et al., 2004) et l'arsenic de 35,4% à 44,8% (Yuan et Chiang, 2008) via une électromigration améliorée même si le flux électro-osmotique n'est pas significativement amélioré.

D'autre part, une augmentation excessive d'électricité accélère l'électrolyse près de la cathode, favorise la précipitation des ions métalliques dans cette région, ce qui réduit alors l'efficacité de l'élimination des ions métalliques du sol (Zhou et al., 2005). Yeung (2011) a suggéré que 1V/cm convient aux études à l'échelle du laboratoire.

III.3.3. Nature et configuration des électrodes

Les électrodes jouent un rôle essentiel dans l'électrocinétique des sols. Elles doivent être peu coûteuses, avoir une longue durée de vie et résistent à une éventuelle corrosion. Le matériau constituant les électrodes affecte la stabilisation électrocinétique. Différents types de matériaux tels que les métaux inertes, les métaux non inertes et les électrodes à base de carbone sont utilisés pour la stabilisation électrocinétique des sols (Liaki et al., 2010, Kaniraj et al., 2011).

Les résultats des expériences en laboratoire ont montré que l'efficacité des différents matériaux d'électrode varie sur une large plage. Le choix du matériau est un défi. Lorsqu'une électrode métallique est utilisée, l'anode se corrode en raison de l'électrolyse. L'or, l'argent et le platine sont non corrosifs, mais coûteux. Le carbone est bon marché, mais il consomme beaucoup d'énergie en raison de sa faible conductivité (Mohamedelhassan et Shang, 2001).

Bien que les électrodes en fer augmentent le débit d'eau jusqu'à deux fois celui des électrodes en graphite (Segall et Brull, 1992), la corrosion des électrodes en acier diminue l'efficacité du traitement EKR (Lefebvre et Burnotte, 2002, Jayasekera et Hall, 2007) et la précipitation des oxydes métalliques augmente la consommation d'énergie, ce qui réduit l'efficacité.

Fang et al. (2021) ont rapporté que la stabilisation des boues à l'aide des électrodes géosynthétiques (EKG), traité sous une tension de 150 V/m (figure III.7) était plus efficace que celle avec les trois autres électrodes métalliques (aluminium, cuivre et acier), avec l'avantage supplémentaire d'une faible corrosion des électrodes.

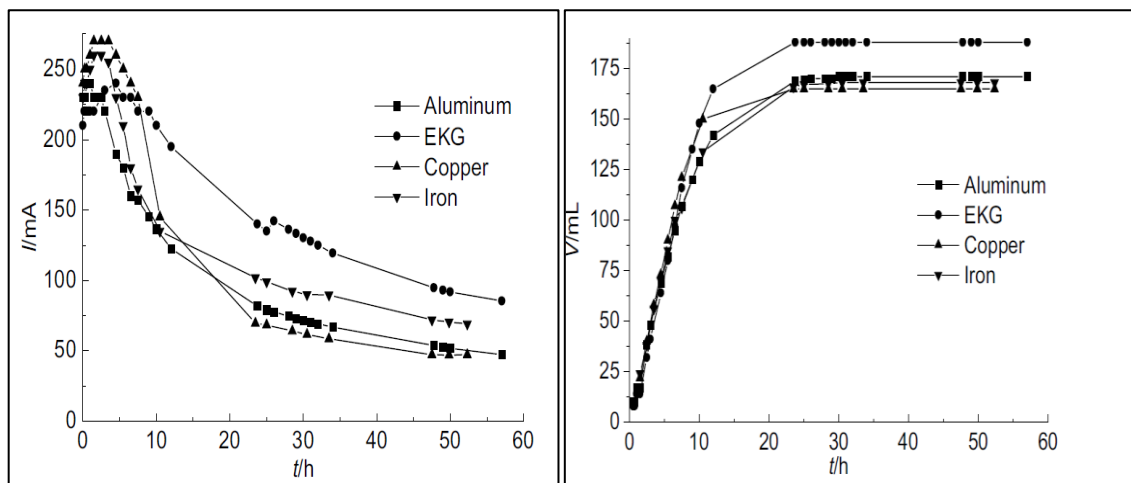


Figure (III.7) : Variation (a) du courant (b) du débit d'eau avec le temps (Fang et al.,2021)

Le nombre et la configuration des électrodes sont aussi importants. Les études menées dans ce sens ont tenté de trouver l'équilibre entre le nombre d'électrodes et l'effet de l'électro-osmose pour minimiser la surface inefficace. Casagrande (1983) a suggéré que l'espacement net entre les anodes et la cathode puisse être choisi dans la gamme de 1 à 3 m sur le terrain. De plus, l'espacement entre deux anodes ne devrait pas être inférieur à 12 fois le diamètre de l'anode.

La configuration des électrodes affecte le champ électrique effectif et doit couvrir une zone de traitement plus large pour une efficacité de traitement élevée. Le concept de champ électrique effectif a été proposé pour la première fois par Alshwabkeh et al (1999). (figure III.8). Lorsqu'un gradient de potentiel est appliqué aux électrodes insérées dans le sol, un champ électrique est généré. La magnitude du champ électrique affecte directement le taux de drainage de la déshydratation par électro-osmos.

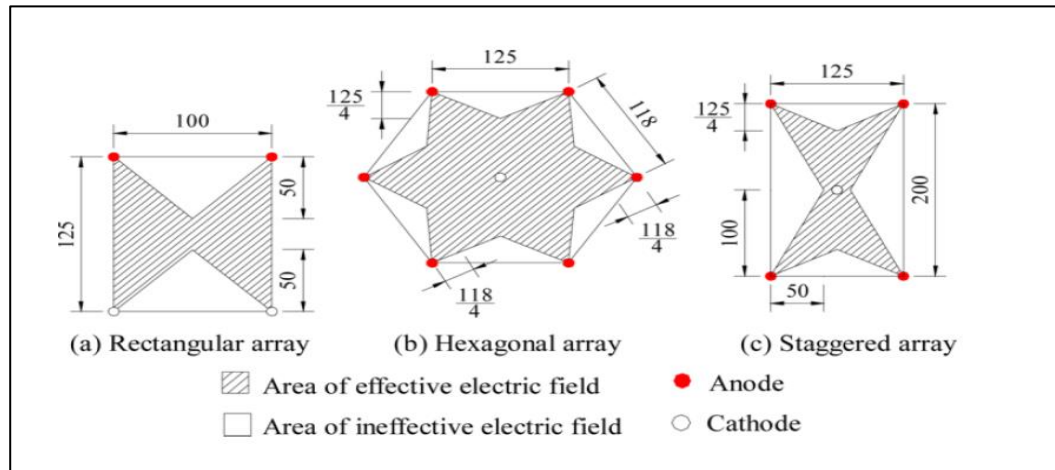


Figure (III.8). Distributions approximatives du champ électrique pour différentes dispositions d'électrodes. (Alshwabkeh et al. 1999)

Récemment, (Liang et Changhong, 2020) ont rapporté que l'augmentation l'espacement entre les électrodes modifiait légèrement le courant initial sous un gradient de tension constant, et qu'un plus grand rayon d'électrode pouvait augmenter le courant initial (Figure III.9). La distance et le rayon des électrodes sont également proportionnels au volume décharge dû à l'électroosmose. Plus le dernier est petit et plus le débit est faible (Figure III.10).

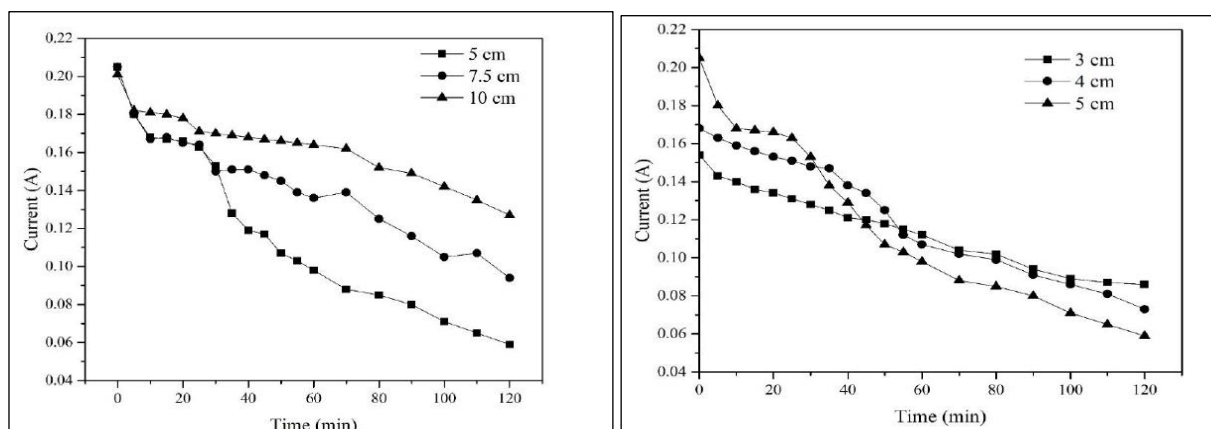


Figure (III.9) : Variation du courants en fonction (a) espacements (b) rayon d'électrodes (Liang et Changhong, 2020)

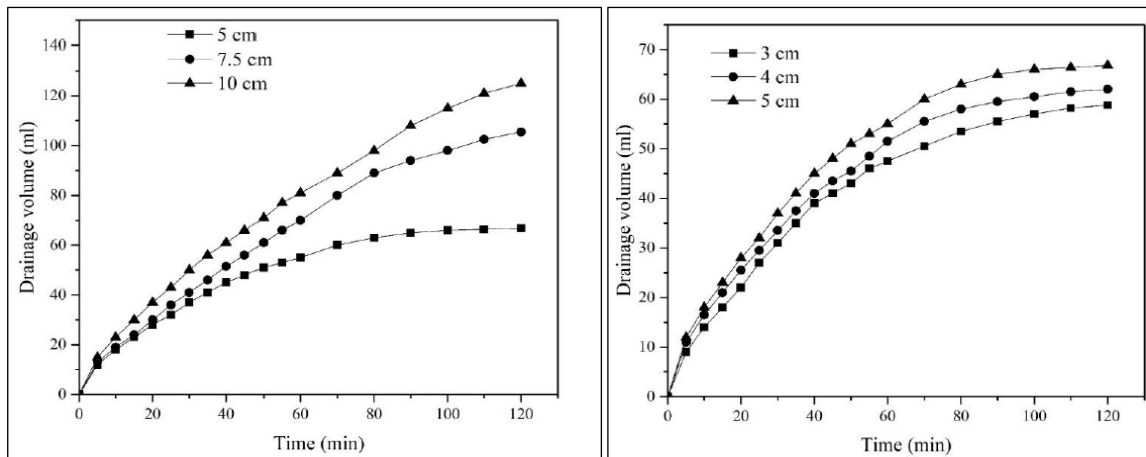


Figure (III.10) : Variation flux d'électroosmose (a) espacements (b) rayon d'électrodes (Liang et Changhong, 2020)

III.3.4. Effet du potentiel d'hydrogène et la capacité tampon du sol

Les réactions géochimiques dans les pores du sol sont affectées fortement par le pH généré par le processus. Le développement des conditions de pH extrêmes formées aux électrodes (base et acide) est identifié comme un facteur important dans la progression du traitement EK des sols, qui peut être soit amélioré soit retarder. Les valeurs extrêmes du pH à l'anode peuvent être inférieures à 2 et supérieures à 12 à la cathode selon les intensités du courant électrique appliquées (Alshawabkeh, 2001). La formation d'une zone à pH élevé près de la cathode peut conduire à la précipitation des métaux lourds en hydroxydes métalliques et à leur sorption sur les particules d'argiles. Cela peut ralentir ou empêcher leur électromigration et limiter l'extraction (Reddy, 2013).

Un pH plus faible près de l'anode provoque la désorption et la solubilité des métaux comme le nickel, le plomb et le cadmium, ce qui augmente leur électromigration vers la cathode. Les ions en phase dissoute peuvent être éliminés efficacement par l'électro-osmose. Le degré de précipitation diffère d'une espèce à l'autre, suivant sa teneur, sa solubilité, et selon le pH du milieu. A moins qu'il ne soit neutralisé par le front acide, le front basique qui se développe suite à la réduction cathodique de l'eau, va provoquer la précipitation de la plupart des métaux dans le fluide interstitiel. Le processus de cette précipitation dépend de nombreux facteurs tels que le type de sol, la nature des espèces chimiques présentes dans la solution interstitielle du sol, et les conditions de traitement.

D'autre part, la propagation à travers le milieu traité du front acide généré à l'anode, provoque une diminution du potentiel ζ et par conséquent le coefficient de perméabilité électroosmotique (Probstein et Hicks, 1993).

Des expériences d'électrocinétique réalisées au banc et à l'échelle pilote ont montré que l'efficacité de l'élimination des métaux est fortement influencée par la capacité tampon du sol traité (Darmawan et Wada, 2002; Reddy et Chinthamreddy, 2003). Ces sols sont plus problématiques pour la décontamination par des procédés électrocinétiques. Ils présentent souvent une mauvaise élimination des métaux lourds (Ottosen et al., 2001 ; Reddy et Chinthamreddy, 2003). Cela est due à une acidification inefficace du sol pour la désorption des métaux (Reddy et al., 2006b; Gioannis et al., 2008). Pour remédier au problème, certains chercheurs pensent que la génération de H^+ et l'acidification à l'anode devront être contrôlées (Acar et Alshawabkeh, 1993 ; Jayasekera, 2008). Reddy et Saichek (2003) ont constaté que l'utilisation de 3 % tensioactif (Tween 80) améliorerait le flux électroosmotique pour les sols à forte teneur en carbonate et à forte capacité tampon, par rapport à l'argile (kaolin) traitée sans tensioactif.

III.3.5. Effet de la teneur en eau

La teneur en humidité doit être optimale pour que le sol soit conducteur et permette l'électromigration (Virkyute et al., 2002 ; Malekzadeh et al., 2016). L'efficacité de l'élimination dépend de la conductivité électrique du fluide interstitiel et de la longueur d'écoulement à travers l'échantillon de sol, tous deux sont affectés par la teneur en eau. L'électro-osmose nécessite une teneur en eau optimale pour former un flux qui s'écoule d'une électrode à l'autre. Sinon, le processus de traitement électrocinétique ne peut pas être effectué efficacement. En général, lorsque la surface est chargée négativement, le flux électroosmotique se déplace vers la zone cathodique (Virkyute et al., 2002).

III.4. Application de la méthode électrocinétique pour la désalinisation des sols

De nombreuses méthodes conventionnelles de traitement de la salinisation des sols sont basées sur l'irrigation, le lavage (washing), le lessivage (flushing), le remplacement du sol salin par du sol propre et les méthodes de phytoremédiation (Kim et al., 2010 ; Zaman et al., 2018). Cependant, certaines de ces techniques sont des méthodes coûteuses et relativement consommatrices, nécessitant de grandes quantités d'eau pour le drainage, et ne peuvent pas éliminer tous les sels du sol (Chao et al., 2010 ; Kim et al., 2013). Bien que la phytoremédiation soit temporairement efficace, elle ne fait que réduire l'apport en sel et une

grande quantité de sel reste dans le milieu poreux (Jo et al., 2012). La biorémediation et l'amendement chimique sont moins efficaces, prennent du temps et sont extrêmement coûteuses (Reddy et al., 1997 ; Kharayat, 2012).

La technique électrocinétique a été utilisée pour éliminer les sels des sols salins à l'échelle du laboratoire (Jayasekera et Hall, 2007; Chao et al., 2012) et à l'échelle pilote (Kim et al., 2011 ; Lee et al., 2011). Toutes ces études se rejoignent sur le fait que le traitement électrochimique est une méthode innovante, durable et peu coûteuse et a été prouvée pour sa faisabilité et son potentiel pour la récupération des sols salins peu perméables (Yola et al., 2014 ; Faial et al., 2018 ; Benan, 2019 ; Klouche et al., 2019 ; Bessaim et al., 2020 ,Hadjaj et al.,2022).

Jayasekera et Hall (2007) ont conduit des expériences pour la stabilisation électrocinétique par la chaux de deux sols salin sodiques notés S1 (silt-limoneux ,ML) et S2 (argile lourde, CH). Après traitement avec un gradient électrique de 0,5 V/cm pendant 14 jours, l'étude a montré que l'ESP et le SAR dans les sols diminuaient significativement, et réduisaient également la dispersibilité du sol traité de plus de 90 % (figure III.11). La sodicité est réduite à un niveau tel que l'effet sur le sol devient négligeable sachant que l'ESP initial est de (34 et 31%) et le SAR est de (8 et 9) pour S1 et S2 respectivement.

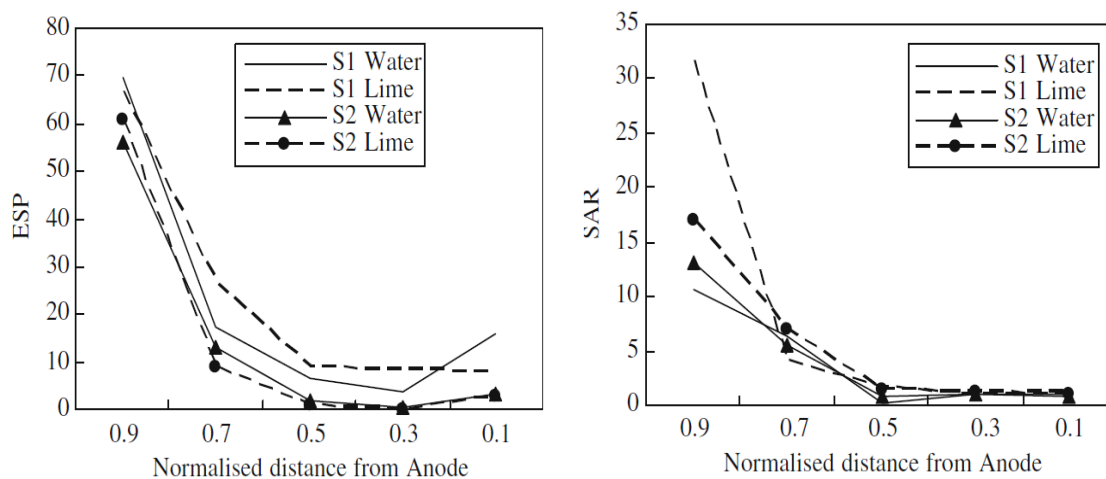


Figure (III.11): Variation du SAR et ESP à travers la cellule en fonction de la chaux et l'eau distillée (Jayasekera et Hall, 2007).

Cho et al. (2009) ont réussi à éliminer les sels tels que le sodium, le potassium, le chlorure et le nitrate d'un sol salin et à réduire la conductivité électrique du sol d'environ 60 %. La mobilité ionique du chlorure est 1,5 fois celle du sodium. Cela signifie que le chlorure

est éliminé plus rapidement que le sodium. L'EKR est la méthode adéquate pour éliminer les sels tels que le chlorure et le sodium de ces sols (Kim et al., 2010).

Selon Bessaim et al. (2020), plus la tension est élevée, plus l'extraction du sel est important (figure III.12). L'efficacité d'élimination du sodium et du potassium était supérieure à celle du magnésium, soit 88 % et 85 % contre 53 % respectivement. Ce comportement est justifié par la variation du pH, degré d'hydrolyse, la valence ionique et à la mobilité. La diminution du sodium pendant le traitement était associée à la diminution de l'ESP et le SAR des échantillons de sol traité.

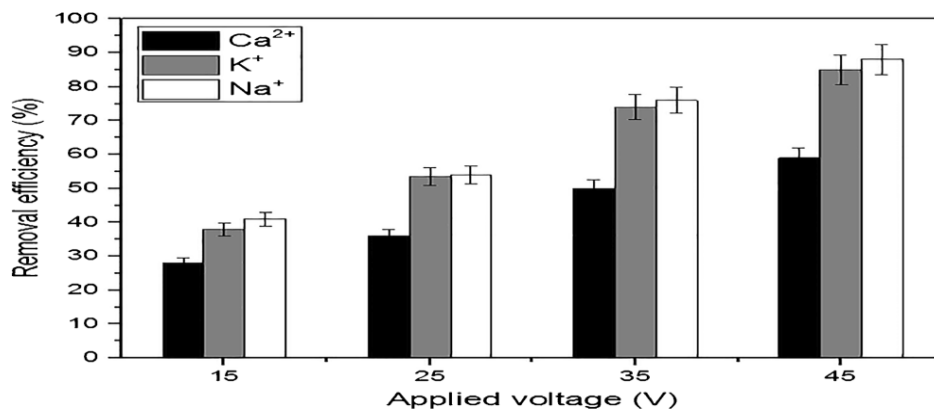


Figure (III.12) : Effet de la tension électrique sur l'élimination des sels en fin du traitement (Bessaim et al., 2020)

Li et al (2010) ont rapporté que la salinité du sol avait un effet significatif sur la variation de la teneur en eau dans le sol (figure III.13). Si la salinité du sol est élevée, le taux de drainage électroosmotique en fonction du courant sera faible. Résultats confirmés par Tao et al. (2020).

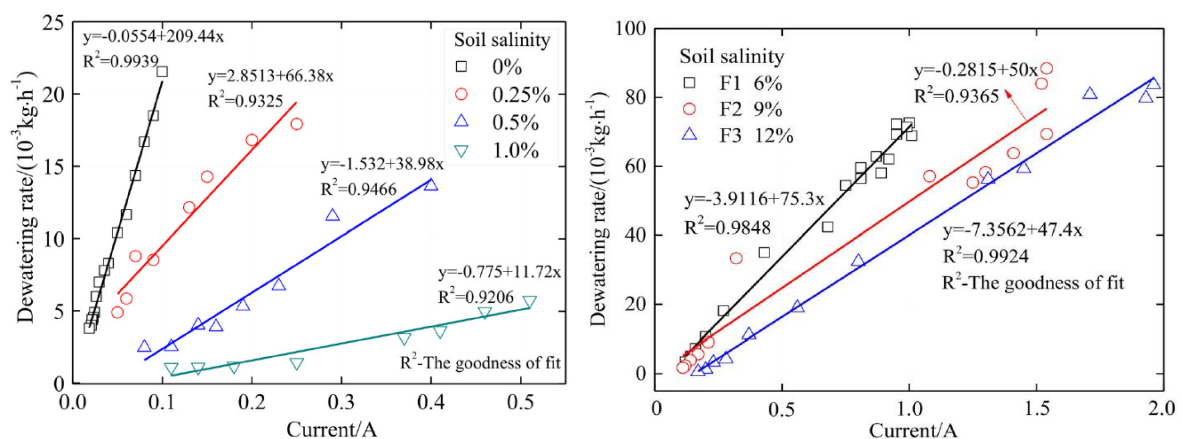


Figure (III.13) : Relation entre le taux d'assèchement et le courant à différents % salinités (a) (Li et al., 2010) et (b) Y. Tao et al., 2020)

III.5. Conclusion

Le traitement des sols par la technique électrocinétique a fait des progrès considérables ces dernières années, afin de satisfaire le besoin urgent et pressant de réhabilitation des sols contaminés.

Bien que les techniques de remédiation électrocinétique aient donné des résultats prometteurs dans plusieurs expériences de laboratoire, la complexité et le couplage des processus physiques et chimiques empêchent une bonne compréhension scientifique et entraînent des difficultés pour transposer les résultats des tests de laboratoire contrôlés à des interventions d'ingénierie à l'échelle réelle sur des sites contaminés. L'application efficace de ce procédé exige au préalable l'identification des caractéristiques physico-chimiques du sol et des interactions susceptibles d'exister entre la matrice et les contaminants. Les considérations relatives au matériau des électrodes et à la nature des électrolytes sont aussi des paramètres à optimiser.

Problématique

De ce qui a été présenté, la remédiation des sols salins semble être très complexe. La complexité réside dans le fait que ce type de pollution est répartie sur de grandes surfaces ainsi que sa variation spatio-temporelle.

Le système de drainage semble consommer énormément d'eau, et pour les régions aride et semi-aride, ce choix peut causer des pertes en eau considérables. La phyto-désalinisation est une technique émergente qui peut être utilisée pour faire face aux problèmes de salinité/sodicité. Cependant, pour une application efficace, il faut bien choisir l'halophyte approprié et la saison de sa culture. En outre, les sols extrêmement sodiques/salins ne peuvent pas être phyto-désalinisés. Aussi ces techniques s'appliquent pour des profondeurs limitées ne dépassant pas en générale les deux mètres.

Pour certaines études l'efficacité du traitement des sols salins est bien prouvée, néanmoins pour les sols à teneur de salinité et sodicité très élevées, la problématique de désalinisation reste toujours posée. Il convient de noter que toutes les applications réussies de l'électrocinétique impliquaient des sols de faible salinité, où la teneur du sel était inférieure à 2 g/l ou l'équivalent. Les études ont préconisé que la salinité élevée peut diminuer de manière significative le flux électro-osmotique dans le sol et par conséquent l'efficacité du traitement.

La problématique se pose pour les sols extrêmement salin-sodique dont les indicateurs de salinité (CE, ESP et SAR) dépassent de loin ceux rapportés dans les études. Ces sols sont aujourd'hui l'une des préoccupations majeures des ingénieurs géotechniciens. C'est le cas des sols de la plaine des Bordjias, où l'investissement économique est en plein développement.

Chapitre IV

Cadre géographique et pédologique de la plaine des Bordjias

Chapitre IV : Cadre géographique et pédologique de la plaine des Bordjias

IV.1 Introduction

Compte tenu des besoins croissants en zones industrielles, les décideurs sont toujours en quête de nouveaux terrains qui peuvent être utilisés pour la construction. La wilaya de Mostaganem, par sa grande superficie et position géographique littoral, ouvre des portes d'investissement notamment dans le domaine agroalimentaire. Son plan est de mettre près de 1700 hectares à la disposition des investisseurs pour la réalisation de leurs projets. Des grandes sociétés étrangères et nationales et des investisseurs locaux se sont bousculés aux portes des directions de l'agriculture dans le but d'acquérir un terrain.

A cet effet, c'est au niveau de la commune d'El-Haciane que le nouveau pôle industriel «EL Bordjia» a été créé en plus de celui réalisé au niveau de la commune de Fornaka. Ce dernier entre dans le cadre du programme gouvernemental de création et de développement de nouvelles zones industrielles à travers le pays. Cette activité centrale est appelée à se renforcer encore plus avec les perspectives de développement d'importants périmètres irrigués.

IV.2 Localisation géographique

La plaine des Bordjia est une zone géographique située dans la limite sud-ouest de la wilaya de Mostaganem. Elle est limitée au nord par le plateau de Mostaganem qui la surplombe topographiquement, au sud par le canal Tinn formant une barrière entre la plaine et les terres marécageuses et salées de l'Habra et au Nord-Ouest par la plaine Mactaâ qui la sépare du golfe d'Arzew (figure IV.1). Elle s'étend sur une superficie de 23.897 ha et présente des reliefs plats. Elle s'élève à des altitudes de l'ordre de 40 à 50 m donnant de très faibles dénivelées avec des pentes généralement inférieures à 3% (Bneder, 2015).

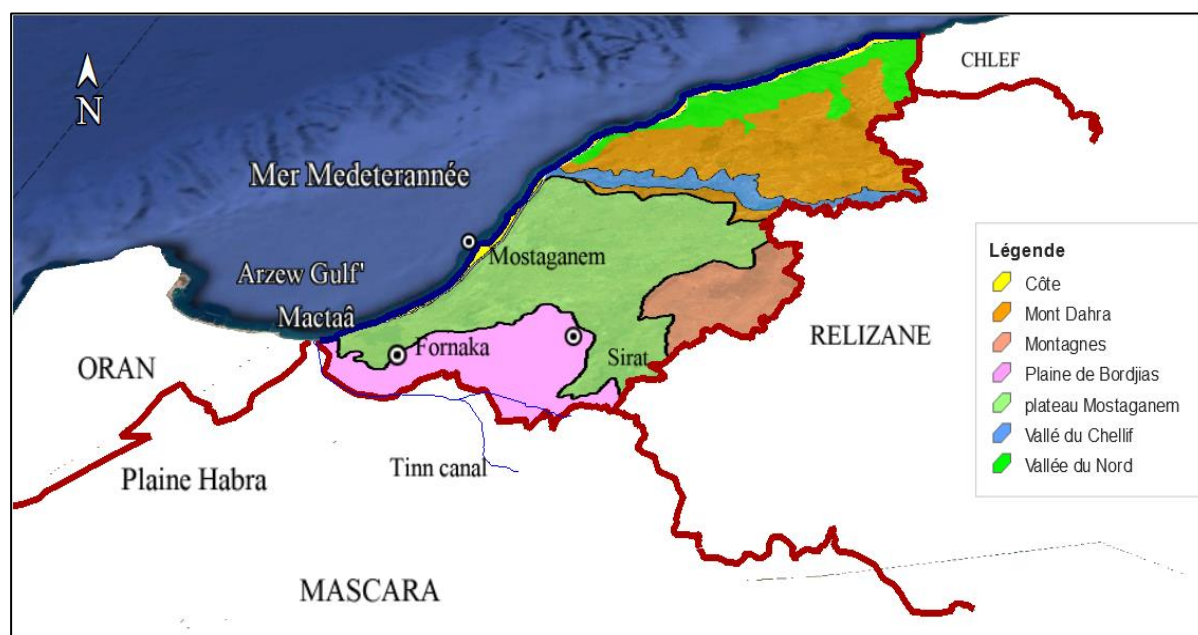


Figure (IV.1) : Localisation de la plaine des Bordjias

IV.3.Synthèse bioclimatique de la plaine des Bordjias

La synthèse environnementale et la combinaison entre les données climatologiques de la zone recueillies auprès de l'Organisme National de Météorologie (ONM), associées à celles récoltées dans la bibliographie (Senouci et Trache, 2014 ; Bneder, 2015) nous ont permis d'analyser les facteurs décisifs (précipitation, température) qui ont conditionné l'évolution du bilan hydrologique pour l'approvisionnement des nappes semi-captives de la plaine des Bordjias. La figure (IV.2) démontre la faiblesse du niveau des précipitations annuelle réparties en quatre périodes de variation inter- annuelle se chevauchant entre périodes dites assez arrosées (1997-1986), moins arrosées (1987-1996), et la dernière dite arrosées (1997-2006), (2007-2019).

Le climat est marqué par des perturbations et des faiblesses des précipitations moyennes saisonnières et mensuelles (figure IV.3 a et b). Les mois les plus arrosés sont janvier et février; les plus sec sont juillet et août (Senouci et Trache, 2014). Cette représentation pluviométrique est en opposition avec l'évapotranspiration très élevée qui dépasse les 100 mm durant les six (06) mois de l'année (Bneder, 2015). Ce phénomène est lié à l'augmentation des températures annuelles (figure IV.4a), marquée par une température maximale moyenne plus de 25 C° durant les saisons chaudes (figure III.4b), ce qui permet la remontée des sels à la surface en absence d'un système efficace drainage.

Les indices d'aridité climatique, à savoir le Climagramme d'Emberger (figure.5a) (Fettouch, 2016) et le Diagramme Ombrothermique représentés sur la figure (IV.5), caractérisent le climat méditerranéen semi-aride ; avec des périodes sèches qui s'étalent de la mi-Avril à la mi-septembre ; soit cinq mois pendant lesquels l'irrigation est indispensable.

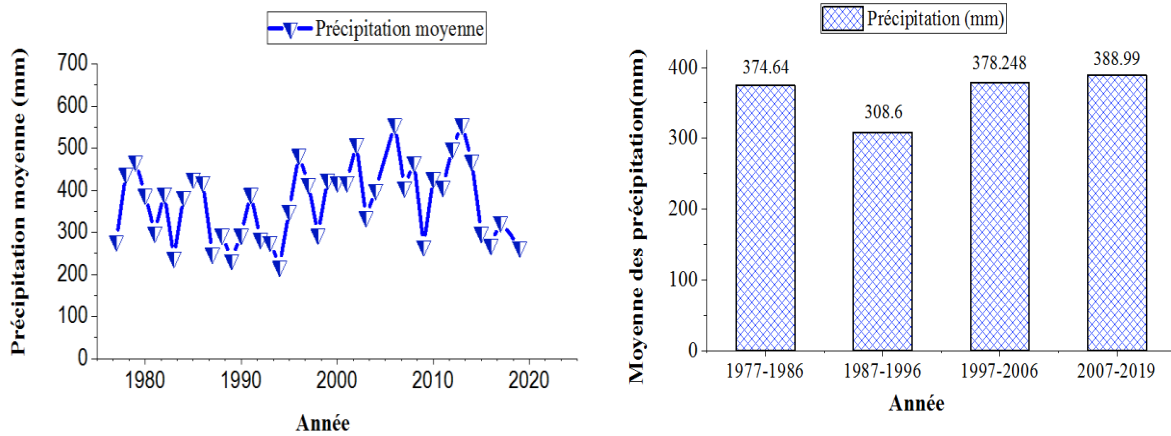


Figure (IV.2): (a) évolution annuelle des précipitations (b) Précipitations inter-annuelles

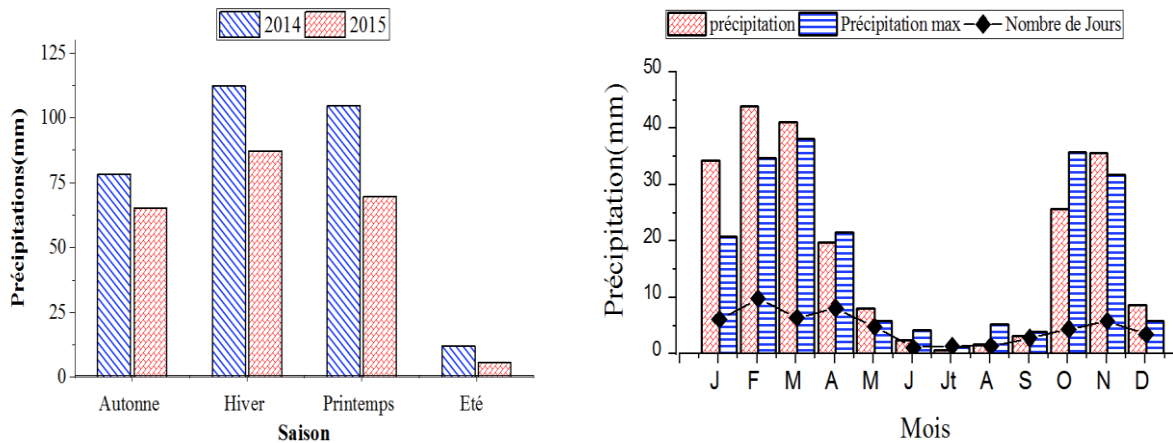


Figure (IV.3) : Histogramme des précipitations (a) saisonnières, (b) mensuelles

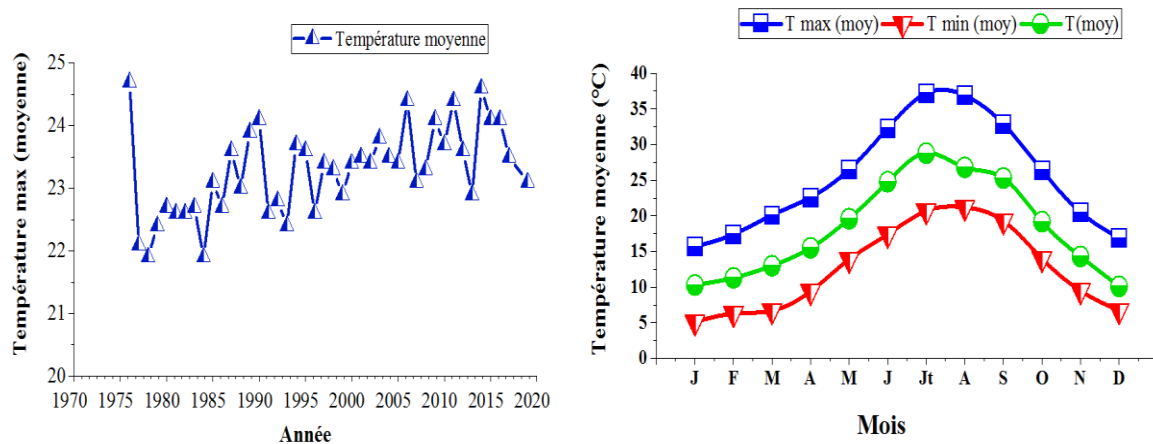


Figure (IV. 4) : Evolution des températures (a) Annuelles max moyenne (b) Mensuelles

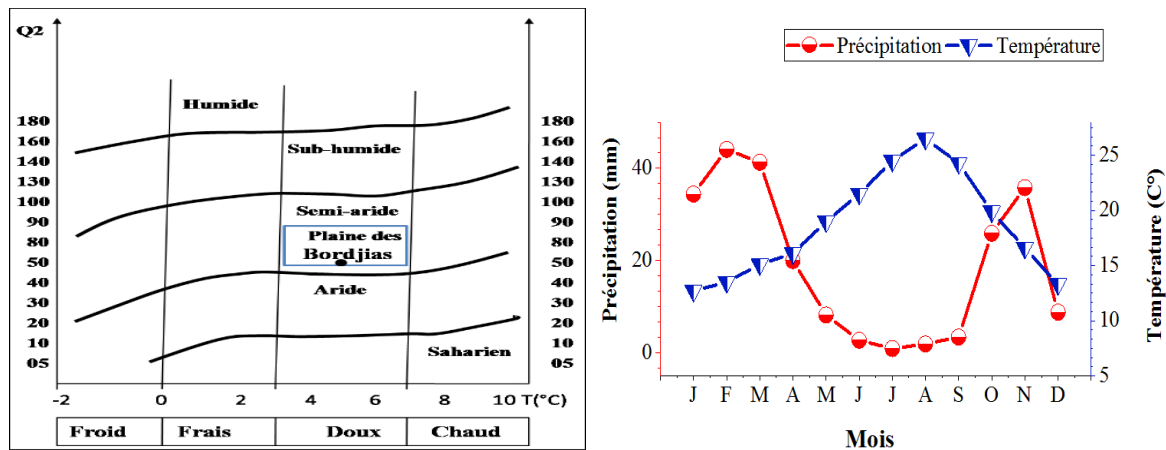


Figure (IV.5): (a) Climagramme d'Emberger (Fettouh, 2016) et (b) Diagramme Ombrothermique

IV.4 Facteurs de salinisation des sols de la plaine des Bordjias

Les études du processus pédogénèse de la zone des Bordjias effectuées par Bneder (2015), l'agence ANRH (1978,1999) et G.E (2013), ont identifié l'existence de deux classes dominantes, la classe des calcimagnésiques et halomorphes (figure IV.6), localisées plus précisément au sud du canal de l'Oued Tinn et au sud Sirat et Fornaka.

La formation du matériau originel des sols des Bordjias est l'un des facteurs les plus importants causant une salinisation primaire des terres. L'origine sédimentologique du sel s'explique par des apports alluviaux et affleurement géologiques salifères des bassins versants (marne du polycène, argile helvétique etc..).

Pendant les périodes hivernales où les précipitations pluviométriques sont les plus intenses, décuplant et érodant ces massives salières la géomorphologie de dépression due à la topographie plate permet l'accumulation des eaux provenant des reliefs et bassin versant environnant. Les sédiments salés sont entraînés vers les dépressions par les eaux ruisselantes et finissent accumulés sur toute l'étendue du périmètre lui conférant l'aspect de marécage (figure IV.7). La figure (IV.8) représente l'étendu de la zone inondable (G.E, 2013).



Figure (IV.6) : Traces de salinité dans la plaine des Bordjias (Sol halomorphe) (GE, 2013)



Figure (IV. 7) : Zones inondées de la plaine des Bordjias (Décembre 2020)



Figure (IV.8) : Zones inondables de la région d'étude (G.E, 2013)

Le deuxième facteur de salinisation est l'irrigation avec une eau relativement minéralisée chargée de sels puisés des puits, ayant une importante dominance dans les processus pédogénèses des sols salés. La chimie des eaux souterraines est principalement affectée par des processus naturels (la lithologie de l'aquifère) ainsi que par des activités anthropiques. La salinité peut souvent résulter d'une combinaison de processus d'irrigation et d'eaux souterraines (Bneder, 2015). Sans réseau de drainage adéquat pour la lixiviation et l'élimination des sels, ces apports entraînent une augmentation de la teneur en sels des sols, Les sols affectés par la salure du périmètre des Bordjias représentent une superficie assez élevée et constitue un problème pour le développement agricole.

L'évolution de la salinité est bien établie ; le rapport d'étude ANRH(1999) a démontré que certaines zones sont belles et bien affectées par la salinisation contrairement à l'étude ANRH (1978). La conductivité électrique des sols varie de 4 à 16.26 mmhos/cm et peut dépasser les 25 mmhos/cm à quelque endroit. En générale, elle est souvent supérieure à 2 mmhos/cm.

La salinisation est un problème majeur entravant la production agricole. Les rendements des cultures très sensibles au sel sont négativement affectés par une CE comprise entre 2 et 4 dS/ m . Les rendements de la plupart des cultures sont affectés par une CE comprise entre 4 et 8 dS /m. Seules les cultures tolérantes au sel peuvent pousser bien au-dessus de CE 8 dS /m (Zaman et al., 2018). Les sols affectés par le problème de salinité présentent des concentrations excessives en sels solubles (sols salins), en sodium adsorbé (sols sodiques ou alcalins) ou les deux (sols alcalino-salins). Les sels solubles concernés sont essentiellement : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Cl^- , SO_4^- , HCO_3^- (bicarbonates), CO_3 et NO_3 (Bneder, 2015).

Généralement, il n'est pas facile de mesurer la salinité en chaque point du sol pour les grandes superficies. Le krigeage est une méthode d'interpolation spatiale issue de la géostatistique, elle permet de cartographier la variation spatiale de la salinité (Bradai et al., 2016; Wang et al., 2018; Abdennour et al., 2019; Pulatov et al., 2020) et prédire la variable régionalisée concernée dans des endroits non échantillonnés (Yao et Yang, 2010). Sur la base des résultats de l'étude effectuée au niveau la partie sud-est de Bordjias concernant les données de la conductivité électrique (Bneder, 2015) (figure IV.9), nous avons pu tracer une répartition spatiale de la salinité de la région. Le choix des nuances de couleur et classement des valeurs correspondent aux seuils d'interprétation de la salinité adoptée (USDA, 1954). Les échantillons ont été prélevés durant le mois de juillet, qui coïncide avec l'accumulation des sels à la surface du sol et une couverture réduite en végétation.

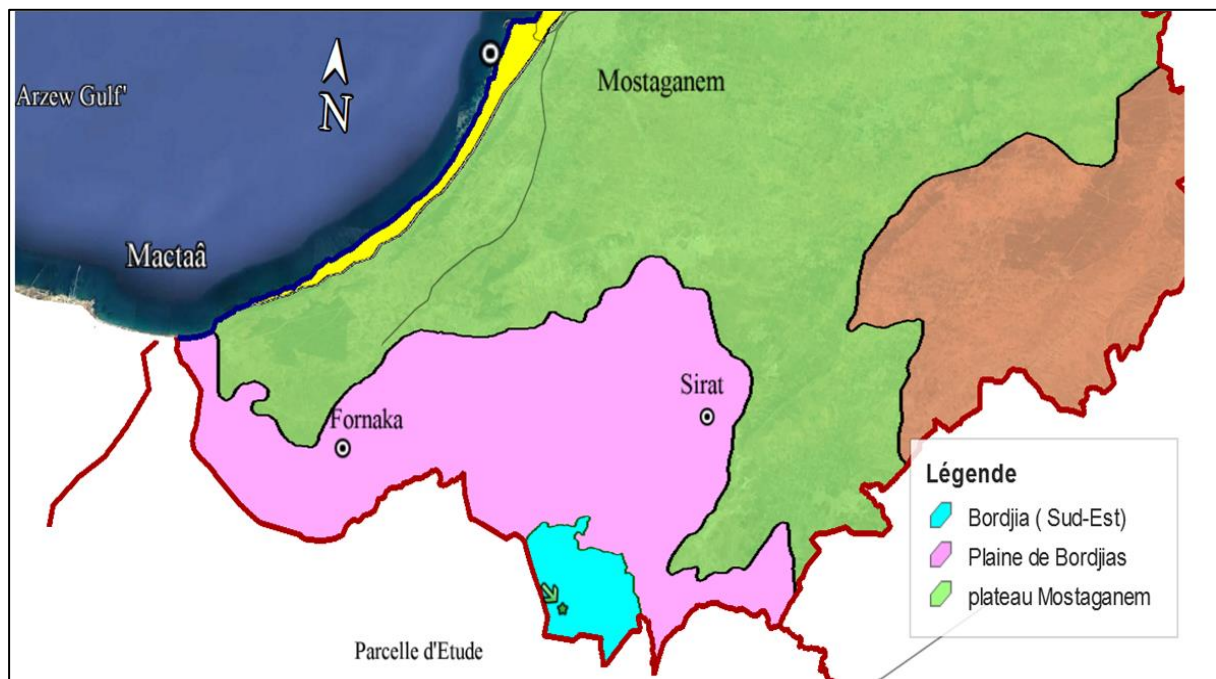


Figure (IV.9) : Localisation de Bordjias Sud-Est et parcelle d'étude

La répartition spatiale (figure IV.10) montre la variation du gradient de salinité par des sols non salés et des sols considérés comme extrêmement salés, où les plus fortes concentrations de la salinité sont concentrées dans la partie sud, et les plus faibles sont réparties sur le reste du terrain. L'évaluation surfacique de la distribution spatialisée de la salinité pour chaque classe est représentée dans le tableau (IV.1).

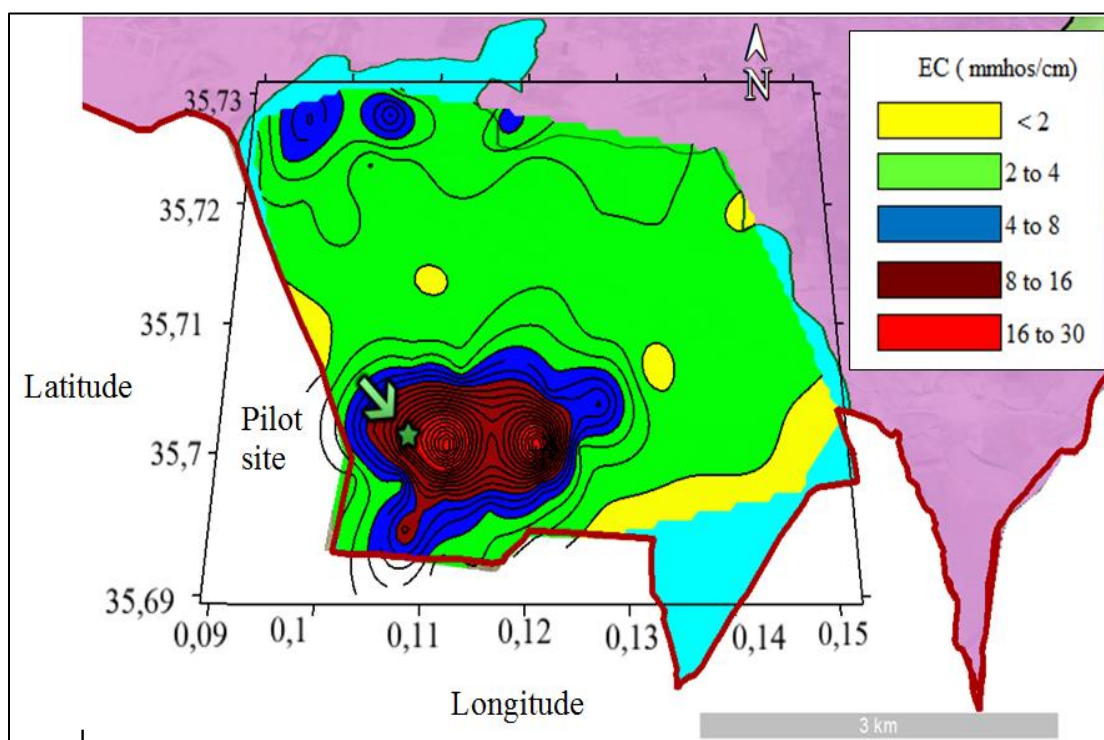


Figure (IV.10): carte d'iso-valeurs de la salinité de la zone sud-est Bordjias

Tableau (IV.1) : Répartition spatiale de salinité d'après l'analyse par krigeage

Agressivité du sol	Non salins	Légèrement salins	Salins	Très salins	Extrêmement salins
$CE_{1/5}$ (mmhos/cm)	$CE < 2$	$2 < CE < 4$	$4 < CE < 8$	$8 < CE < 16$	$16 < CE < 30$
salinité (%)	13,04	69,57	17,39	8,69	4,35
Superficie (ha)	217,08	1157,56	289,39	144,69	72,35

En comparaison avec la carte de reconnaissance sur le sol d'Algérie établie par Boulaine (1923) représentée sur la figure (IV.11), on peut noter que le phénomène de salinisation subsiste depuis le dernier siècle. On peut voir la répartition et la nature des sols au niveau de la plaine Mactaâ et même la plaine Habra. Les sols Solonchaks et Solonetz de nature saline et sodique respectivement (colorés en rouge) dominent la plus grande superficie.

CARTE DE RECONNAISSANCE DES SOLS D'ALGÉRIE MOSTAGANEM

Levée pédologique effectuée de 1920 à 1922 par M. J. BOULAIN
Publication au Service de la Cartographie de la République S.E.S.
Travaux graphiques exécutés par M. A. JASEIN et L. LON, Cartographe

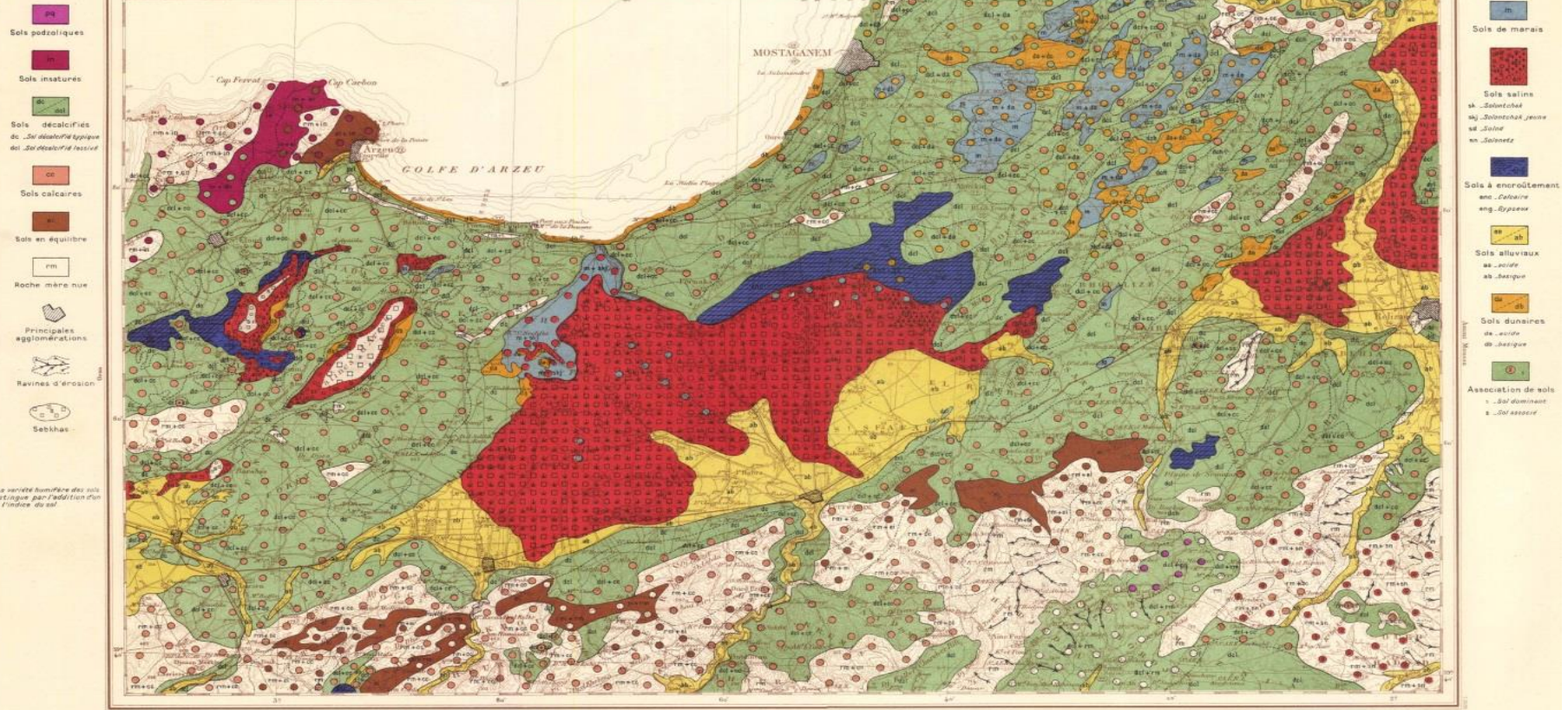


Figure IV.11 : Carte de Reconnaissance des sols d'Algérie. Mostaganem (Boulaine ,1923)

IV.5 Aquifères et irrigation des sols

La plaine des Bordjias compte une nappe d'une superficie de 250 km², d'une épaisseur moyenne de 150 m et d'un apport annuel de 10 millions de mètre cube d'eau. Cette nappe est jusqu'à un passé récent, a été exploitée au-delà de sa capacité (D.E.M, 2014). Actuellement, on peut noter que la baisse des précipitations impacte la quantité d'eau disponible et compromet la recharge des aquifères qui se produit en période de forte pluviométrie et de température plutôt basse. Il a déjà été relevé des rabattements importants des nappes phréatiques consécutives à la surexploitation notamment en irrigation des terres (tableau (IV.2))

Tableau (IV.2) : Périmètres irrigués et projection à l'horizon 2030 pour la Wilaya de Mostaganem (D.E.M, 2014)

Périmètres	Habra		bordjias		kramis	
ressources		Triplex		Bordjias		Kramis
Horizon	Superficie (ha)	Besoins (hm ³)	Superficie (ha)	Besoins (hm ³)	Superficie (ha)	Besoins (hm ³)
2006	7.000	56,8	0	0	0	0
2010	10.000	81,1	200	1,5	2.500	21,9
2020	19.600	159,0	4.000	29,8	4.300	37,7
2030	19.600	159,0	4.000	29,8	4.300	37,7

Le choix d'un système d'irrigation abusif pour le développement de l'agriculture dans cette région a causé la perte de la qualité des sols. D'importantes superficies sont menacées par l'hydromorphie et à l'halomorphie (G.E, 2013) notamment au niveau de la terrasse alluviale des oueds et plus particulièrement au sud de la plaine causées par la remontée des sels par capillarité de la nappe minéralisée et ou les irrigations avec des eaux chargées des puits. D'après les essais effectués par bureau G.E(2013), le sol de la plaine est classé comme sol de perméabilité lente à moyenne (2,73 à 7,33 cm/h) par rapport aux sols adaptés à l'irrigation, à une conductivité hydraulique faible à très faible avec des valeurs de variation moyenne de l'ordre de 0,04 à 0,50 mètre /jour (Selon la classification de Soil Survey Manuel (F.A.O))

Selon Bneder (2015) les analyses chimiques ont démontrées que l'eau souterraine servant d'irrigation présente un degré d'agressivité très fort présentant un risque d'alcalinité élevé selon les normes algériennes (IANOR ; 2007). Or, cette agressivité existait bien avant, car dans la plaine de l'Habra, les eaux de crues de l'Oued Mekrallouf qui s'étaient dans la partie Est de la plaine des Bordjias, renfermaient de 10 à 25 g de chlorures solubles par litre (Simonneau, 1957). Ce qui implique que la salinité développée au niveau du sol est équivalent à celle de l'eau d'irrigation. Plus la conductivité électrolytique de l'eau d'irrigation est forte plus la teneur en *Na* augmente, provoquant ainsi un enrichissement net en sodium soluble (tableau IV.3).

Tableau (IV.3): Analyse des eaux souterraines de Bordjias coté EL-Hassiane
(Bneder, 2015)

Source	Ca ⁺²	M ⁺²	Na ⁺	CE	SAR	Classe
Unité	(mg/L)			(mmhos/cm)		
Puits 1	46	74	329	1,88	42.47	C1.S4
Puits 2	61	175	667	3.6	61.40	C3.S4

IV.6 Conclusion

A partir des données récoltées, on peut conclure que la zone des Bordjias, par sa situation géographique se trouvant au bas des bassins versants d'une part, et morphologique par sa plaine assez plate et imperméable d'autre part, elle est exposée aux inondations causées par l'oued Tinn au sud et plaine Habra sud –ouest. L'absence du drainage naturel et la moyenne perméabilité empêchés par la lourdeur des sols fins notamment argileux ou limon-argileux, causent l'accumulation des sels dans le sol. L'irrigation accrue par des eaux de puits, la faible pluviométrie et la forte évapotranspiration influent directement sur l'évolution de la salinité et provoquant ainsi la détérioration des sols. La forte présence de sels est un paramètre qui exige une sérieuse prise en charge à travers le programme d'aménagement qui devra être accompagné d'une disponibilité d'eau suffisante et de la mise en place d'un système de lessivage et de drainage très adéquat.

Chapitre V

Identification du sol de la plaine des Bordjias

Chapitre V : Identification du sol de la plaine des Bordjias

V.1 Introduction

Dans ce chapitre, les propriétés des sols et la méthode de préparation des échantillons utilisés tout au long de cette étude sont discutées en détail. Les procédures d'essai et les appareils utilisés dans l'investigation expérimentale sont également présentés. Le programme expérimental comprend des essais d'identification de base, des essais pédologiques ainsi que les analyses chimiques élémentaires (Fluorescence X) et minéralogique (XRD).

Une discussion des résultats des échantillons du sol sera effectuée en fin de ce chapitre

V.2 Présentation de la parcelle d'étude

Le choix de la parcelle sélectionnée est basé sur la carte de la répartition spatiale de la salinité à l'endroit où la salinité est la plus élevée (chapitre III § III.4.fig III.10). Elle est localisée dans la partie extrême sud-Est de la zone des bordjias. Sa situation géographique est limitée par les coordonnées longitude/latitude (WGS 1984) entre latitude $35^{\circ}41'54.97''$ N à $35^{\circ}41'56.37''$ N et longitude : $0^{\circ} 6'41.12''$ E à $0^{\circ} 6'42.77''$ E. (figure V.1 et V.2).

V.3 Prélèvement des échantillons de sols

Les échantillons de sol ont été prélevés à deux profondeurs au niveau de quatre points espacés de 40 m : profondeur I (0-0.5m) notée PI (A1, B1, C1, D1) et profondeur II (0,5-1,5m) notée PII (A2, B2, C2, D2). Pour chaque horizon délimité, des échantillons de sol ont été prélevés, codés (figure IV.3), et mis dans des sacs en plastique hermétiques.

Au laboratoire le sol a été séché à l'aire libre durant plusieurs jours et légèrement étuvé avant d'être broyés et passés au tamis. Les essais préliminaires ont été divisés en deux catégories. La première catégorie est un programme d'essais géotechniques de base pour l'identification des propriétés du sol (minéralogiques, analyse physico-chimique, granulométrique, limites d'Atterberg). La deuxième catégorie concerne l'identification pédologique notamment le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), la calcite, capacité d'échange cationique (CEC), les cations échangeables, les sels solubles et la matière organique.

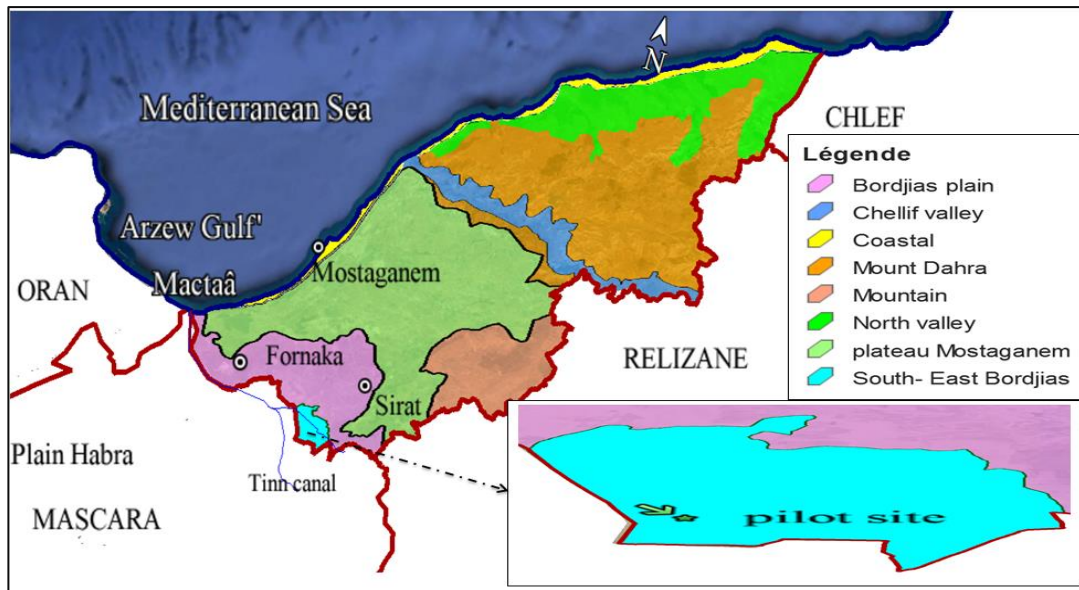


Figure V.1 : Localisation géographique de la parcelle d'étude



Figure V.2 : Parcelle d'étude : (a) traces de salinité, (b) système de drainage

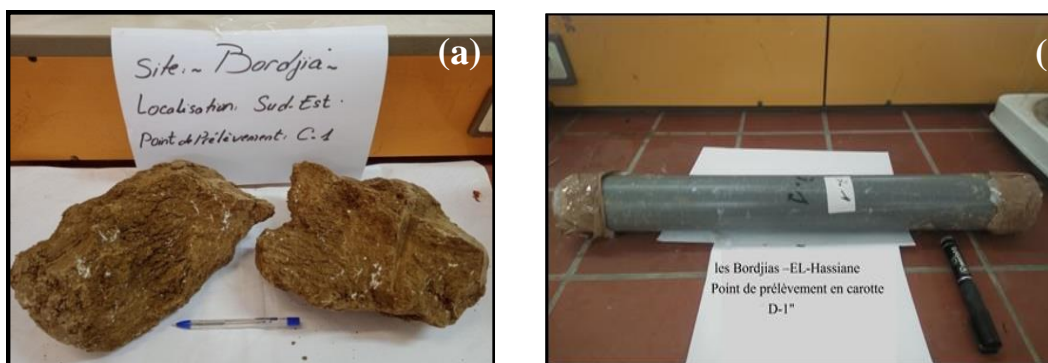


Figure (V.3) : (a) trace des sels sur les échantillons (b) prélèvement du sol en carotte pour mesure de la teneur en eau.

V.4 Protocole et résultats des différentes caractérisations

V.4.1 Caractéristiques géotechniques

V.4.1.1 propriétés physiques

Les propriétés physiques du sol concernent la mesure des valeurs intrinsèques telles que les masses volumiques (NF P 94-054), la teneur en eau par étuvage (NF P 94-050), le degré de saturation, la porosité et l'indice des vides sont présentés dans le tableau (V.1). Les valeurs représentent la moyenne de chaque horizon

Tableau (V.1) : Propriétés physiques du sol

Propriétés physique	Symbol	Unité	Valeurs moyennes	
			HZ -PI	HZ-PII
La teneur en eau à l'état	W	%	24,81	28,12
Poids volumique des grains solides	ρ_s	g/cm ³	2,59	2,58
Poids volumique sec	ρ_d	g/cm ³	1,50	1,44
Degré de saturation	S _r	%	88,90	91,64
L'indice de vide	e		0,72	0,79
Porosité	n		0,42	0,44

V.4.1.2 Analyse granulométrique (NF P94-057)

L'analyse granulométrique a pour but de déterminer la répartition des grains de sol suivant leur dimension. Elle a été effectuée par tamisage sous l'eau pour les éléments supérieurs à 80 μm , et par sédimentation, pour les fractions inférieures 80 μm . (figure V.4)



Figure (V.4) : Essai sédimentometrie

L'analyse granulométrique présentée sur la figure (V.5) montre que le sol est de nature

argileux-limoneuse. Les pourcentages moyens d'argile et limon des échantillons de sol étudiés sont respectivement 43,26 et 48,74 % pour la profondeur PI, et 47,73 et 45,70 % pour PII. Le sable présente la fraction la plus faible avec une moyenne variant entre 8 et 6,38 %, pour PI et PII respectivement. La projection des résultats de l'analyse granulométrique sur le triangle textural (figure IV.6) confirme cette classification. En effet, cette texture fine à très fine au niveau du profil ne permet pas un lessivage interne du sol présentant une faible perméabilité.

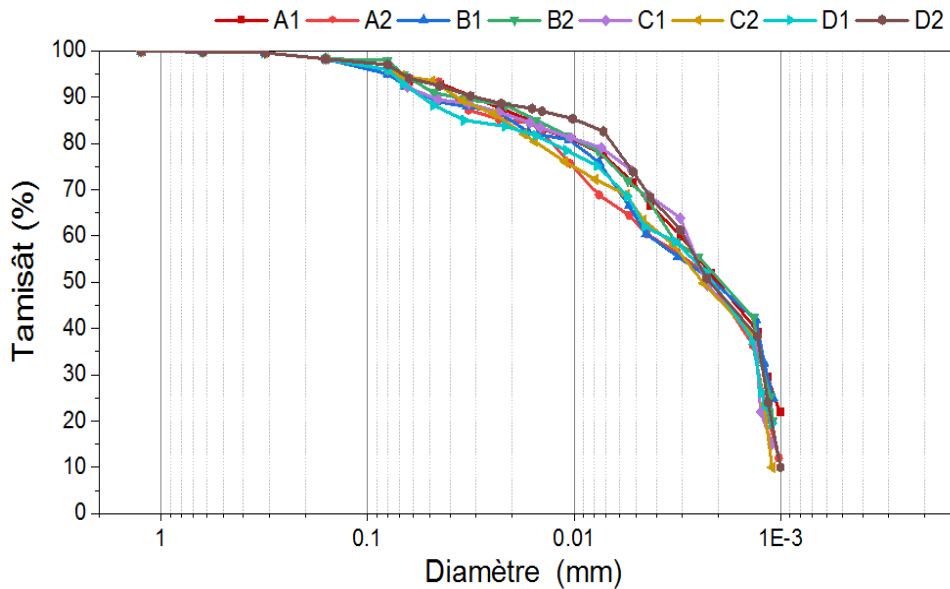


Figure (V.5) : Courbe granulométrique des différents échantillons de sol étudiés

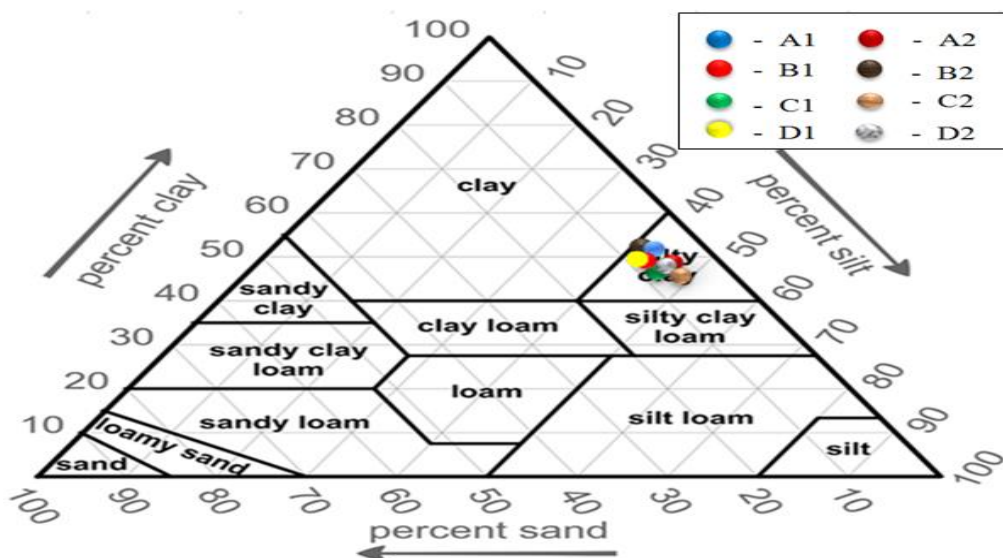


Figure (V.6) : Classification du sol étudié dans le triangle de texture

IV.4.1.3. Les limites d'Atterberg (NF P94-051)

Cet essai permet de prévoir le comportement des sols pendant les opérations de terrassement, en particulier sous l'action des variations de teneur en eau. Il consiste à faire varier la teneur en eau d'une fraction de sol en observant sa consistance. Il existe deux limites dites d'Atterberg : la limite de liquidité et la limite de plasticité.

- **Limite de liquidité W_L** : la limite de liquidité et la teneur en eau (W%) qui correspond à une fermeture du sol humidifié après 25 coups (chocs) appliqués par un appareil dit appareil conforme aux spécifications qui porte le nom de Casagrande.



Figure (V.7) : Essai de limite Atterberg (appareil de casagrande)

- **Limite de plasticité (W_p)** : la limite de plasticité est la teneur en eau (exprimée en %) du sol en forme de rouleau qui se brise en petits tronçons de 10 à 20mm de longueur au moment où son diamètre atteint 3 mm. À partir des limites d'Atterberg, on peut calculer: l'indice de plasticité (I_p)

- **Indice de plasticité (I_p)** : il est égale à la différence entre la limite de liquidité et la limite de plasticité, il représente l'étendue du domaine de plasticité du sol. Il est exprime par la relation :

$$I_p = W_L - W_p \quad (V.1)$$

Ces indices expriment la sensibilité du sol vis-à-vis de l'eau, et permettent aussi de le classer et d'avoir une idée sur sa nature. D'après l'abaque de Casagrande représentée par la figure V.8, on peut conclure que le sol appartient à la classe des sols argileux de moyenne plasticité.

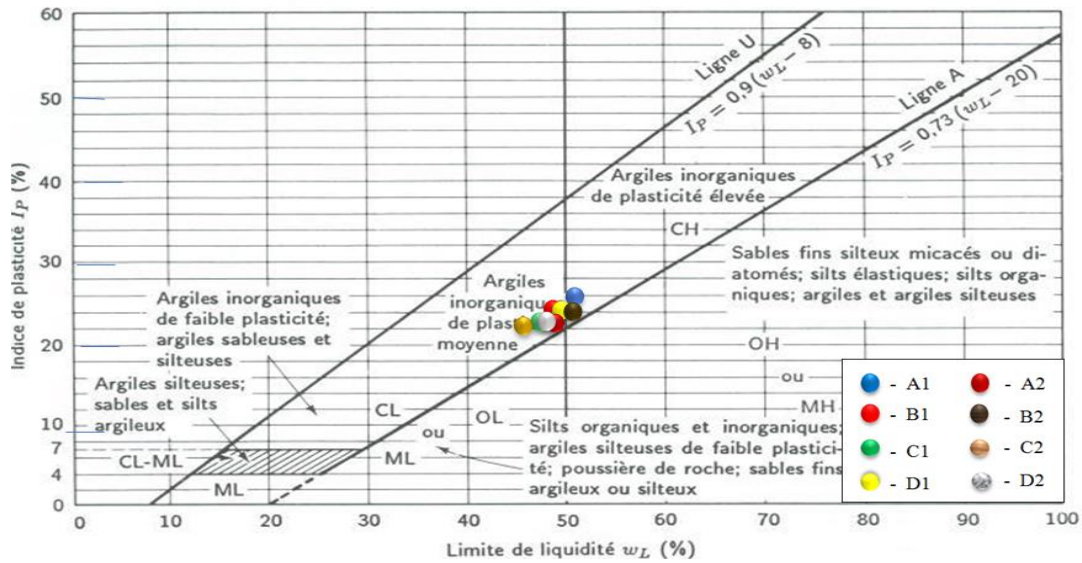


Figure (V.8): Classification des sols fin , diagramme de plasticité

Les paramètres de plasticité du sol illustrés dans la figure(V.9) montrent que la limite de liquidité (w_L) varie entre 47,1 et 50,75 %, tandis que l'indice de plasticité (I_p) oscille entre 24,30 et 26,35 % pour l'horizon PI. Pour l'horizon PII les valeurs ne diffèrent pas trop. (w_L) varie entre 46,6 et 49,58 % et un I_p entre 22,85 et 23,79 %. Selon Casagrande (1948), ces sols sont classés comme des sols de plasticité moyenne type CL selon le système unifié de classification des sols (USCS).

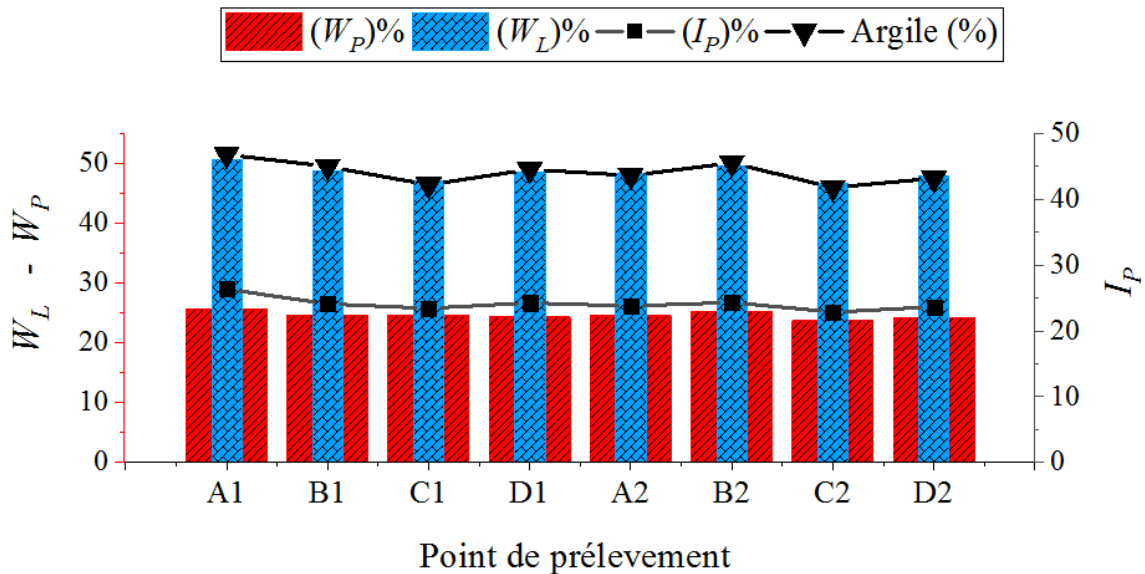


Figure (V.9) : Variation des limites d'Atterberg et pourcentage d'argile en fonction des points de prélèvement

Il faut noter que les valeurs des limites ont été mesurées sur des échantillons lessivés comme c'est préconisé dans la norme, c'est à dire que le sol a été imbibé pendant 24 heures puis lavé pour récupérer la fraction inférieure à 400 μm . En contrepartie, comme l'analyse granulométrique a démontré que le sol est d'une composition majoritaire fine, il était très intéressant de refaire les essais sur des sols non lessivés à leur état naturel afin de comprendre l'effet de la salinité sur les limites d'Atterberg. Deux points de prélèvement ont été choisis D1 et D2. Les résultats présentés dans le tableau (V.2) montrent que les limites augmentent avec la présence des sels. Cela peut être attribué à leur pouvoir de rétention de l'eau dans le sol.

Tableau (V.2) : Comparaison entre les limites d'Atterberg d'un sol lessivé et non lessivé

N° échantillon		W_L	W_p	I_p
Horizon PI	D1	48,55	24,3	24,25
	D1*(sans lessivage)	55,29	23,83	31,46
Horizon PII	D2	47,91	24,26	23,65
	D2*(sans lessivage)	54,85	25,88	27,97

V.4.1.4 Valeur en bleu du sol (VBS) et surface active (NF P94-068)

- Le principe de l'essai consiste à maintenir en permanence sous agitation un mélange puis à introduire des quantités croissantes de bleu de méthylène par doses successives (Figure IV.10), jusqu'à ce que les particules argileuses en soient saturées. Il apparaît alors un excès qui marque la fin de l'essai et qui est détecté par le test de la tâche. Ce dernier consiste à former avec une goutte de la suspension sur du papier filtre normalisé, une tache qui est un dépôt de sol coloré en bleu, entouré d'une zone humide incolore. L'excès de bleu se traduit par l'apparition dans cette zone d'une auréole d'un bleu clair. Le test est alors positif.
- La surface spécifique totale d'un sol est déduite de l'essai au bleu de méthylène. Cette surface spécifique est liée directement à la quantité de bleu de méthylène absorbée par la fraction argileuse. Elle est donnée par la formule (V.2) (Santamarina et al., 2002)

$$\text{➤} \quad SST = \left[\frac{V_{BM}}{M_{sol}} \right] \left[m_{BM} \frac{A_v}{373,91} \quad A_{BM} \right] \left(m^2/g \right) \quad (V.2)$$

Tels que : SST : surface active (spécifique) totale (m^2/g)

V_{BM} : volume de bleu de méthylène utilisé (cm^3), M_{sol} : masse de matériau sec(g).

m_{BM} , teneur en bleu de la solution de bleu de méthylène (g/mL); A_v , nombre d'Avogadro (6.02

$\times 10^{23}$ mol); A_{BM} , aire couverte par une molécule de bleu de méthylène (130 \AA^2), et le poids moléculaire du bleu de méthylène (373,91).

V.4.1.5 .Activité des argiles

L'activité d'une argile est définie par Skempton, (1953) comme le rapport de son indice de plasticité (IP) au pourcentage des particules de diamètres inférieurs à $2\mu\text{m}$.

$$\text{➤ } A_c = I_p / \% \text{ argiles } (2\mu\text{m}) \quad (\text{V.3})$$

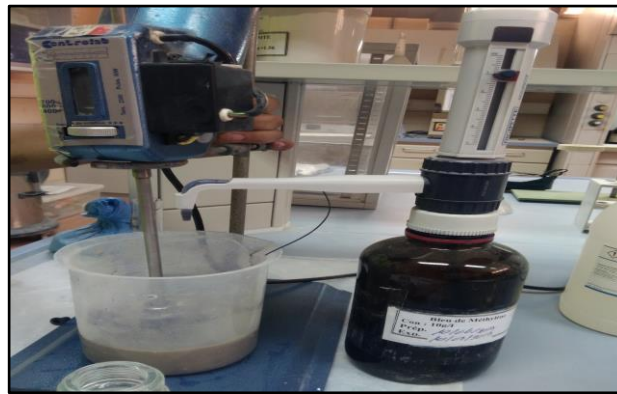


Figure (V.10):Essai de bleu de méthylène

Les résultats obtenus indiquent que les valeurs de bleu de méthylène (VBS), de la surface spécifique (SS) et de l'indice d'activité (A_c) varient entre (3,75 à 5,5 %) ; (83,72 à 115,12 m^2/g) et (0,48 à 0,51) respectivement, identifiant le sol comme un sol argileux de texture fine ne présentant aucune activité dangereuse (Casagrande ,1948 et Mitchell,1976).

Les valeurs de l'activité du sol étudié, comparées à celle données par les classifications de Skempton, (1953) et Mitchell (1976), confirment que le sol est un mélange de deux types d'argile, à savoir la kaolinite et illite. En effet, les sols à texture fine ont une rétention d'humidité élevée et ont généralement une perméabilité plus faible, ce qui explique la moyenne des teneurs en eau de 24,80 % en PI et 28,12 % en PII. La figure (V.11) démontre une bonne corrélation entre les différents paramètres mesurés.

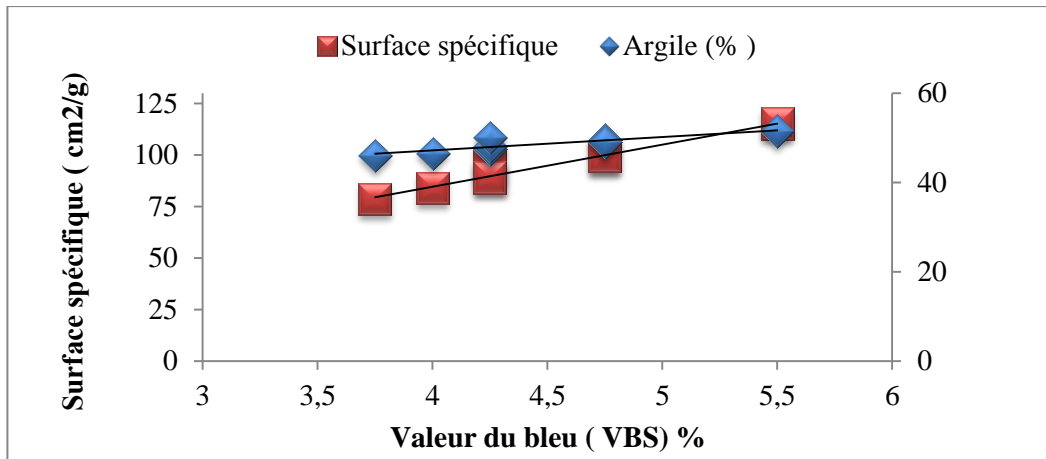


Figure (V.11) : Corrélation entre la surface spécifique, le pourcentage d'argile et valeur du bleu

V.4.2. Identification pédologique

V.4.2.1 Dosage des carbonates CaCO_3 (NF ISO 10693)

Le dosage du calcaire total (en %) a été réalisé à l'aide de l'appareil de mesure «calcimètre Bernard». L'essai consiste à déterminer le volume de gaz carbonique dégagé après attaque par l'acide chlorhydrique d'un demi-gramme de matériau sec :

$$\text{CaCO}_3(\%) = \frac{\text{Volume du CO}_2 \text{ dégagé par 0,5g du matériau sec}}{\text{Volume du CO}_2 \text{ dégagé par 0,5g de CaCO}_3 \text{ pur}} \quad (\text{V.4})$$

V.4.2.2. Mesure du potentiel d'hydrogène pH (NF X 31-103)

Le principe est la mise en équilibre ionique d'une certaine masse de solide avec un volume donné d'eau déminéralisée. Le ratio de la masse de l'échantillon sur la masse d'eau, est fixé à 1/5 (g/g). La mesure du pH se fait dans la suspension aqueuse à l'équilibre (après 60 minutes d'agitation à $20 \pm 2^\circ\text{C}$, suivie de 2 heures de repos). Les résultats des échantillons de sol étudiés sont représentés au tableau (V.5)

V.4.2.3. Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique du sol est essentiellement liée à la quantité des ions dans l'eau interstitielle, de leur charge et de leur mobilité électrique. La conductivité est une mesure qui donne une indication approximative de la concentration des ions solubles présents dans l'échantillon.

a) Conductivité à l'extrait dilué $C_{e1/5}$ (NF X 31- 113) (norme ISO : 11265)

Le rapport du mélange sol/eau est égal à (1/5). La mesure est assurée par un conductimètre multi-gammes de modèles Hanna. Le mélange est effectué pendant 30 minutes on mesure après filtration la conductivité de la solution.

b) Conductivité par la méthode de la pâte saturée.

Selon la norme US Département of Agriculture (USDA), (Richards, 1954), la préparation de la pâte saturée doit être effectuée comme suit :

Les échantillons du sol sont séchés à l'air, broyés et tamisés à 2 mm. La pâte saturée est préparée sur un échantillon de 200g. L'ajout d'eau distillée à cet échantillon de sol se fait très minutieusement de manière à obtenir une surface brillante et lisse de la pâte qui se détache la spatule. Un sillon ouvert à la surface de la pâte, doit être fermé au bout de dix coups de vibration. La pâte repose une nuit sur les cristallisoirs pour être transférée dans les godets de la centrifugeuse où l'extraction est obtenue sous 3000 tours/mn (figure V.12.c). La conductivité électrique est mesurée avec le même appareil que pour la conductivité à l'extrait dilué.



(a) Préparation de la pâte saturée



(b) mise en godets



(c) centrifugeuse



(d) mesure de la conductivité électrique



(e) mesure du pH

Figure (V.12) : Etapes de préparation de la pâte et mesure de la conductivité électrique et du pH

IV.4.2.4 Composition chimique

L'analyse chimique élémentaire (Fluorescence X) et DRX des échantillons du sol de Bordjias a été réalisée au Laboratoire Lafarge de Sig. Dans le tableau (V.3), les résultats sont présentés pour cinq prélèvements effectués sur deux profondeurs : A1, B1, C1 et D1 pour l'horizon PI, la profondeur B2 pour l'horizon PII.

V.4.2.5. Minéralogie par diffraction des rayons X « DRX »

Elle permet d'identifier les phases minéralogiques présentes dans les échantillons et de déterminer qualitativement, la nature des minéraux argileux. Dans notre étude ; elle a été réalisée au sein du laboratoire Lafarge de Sig.

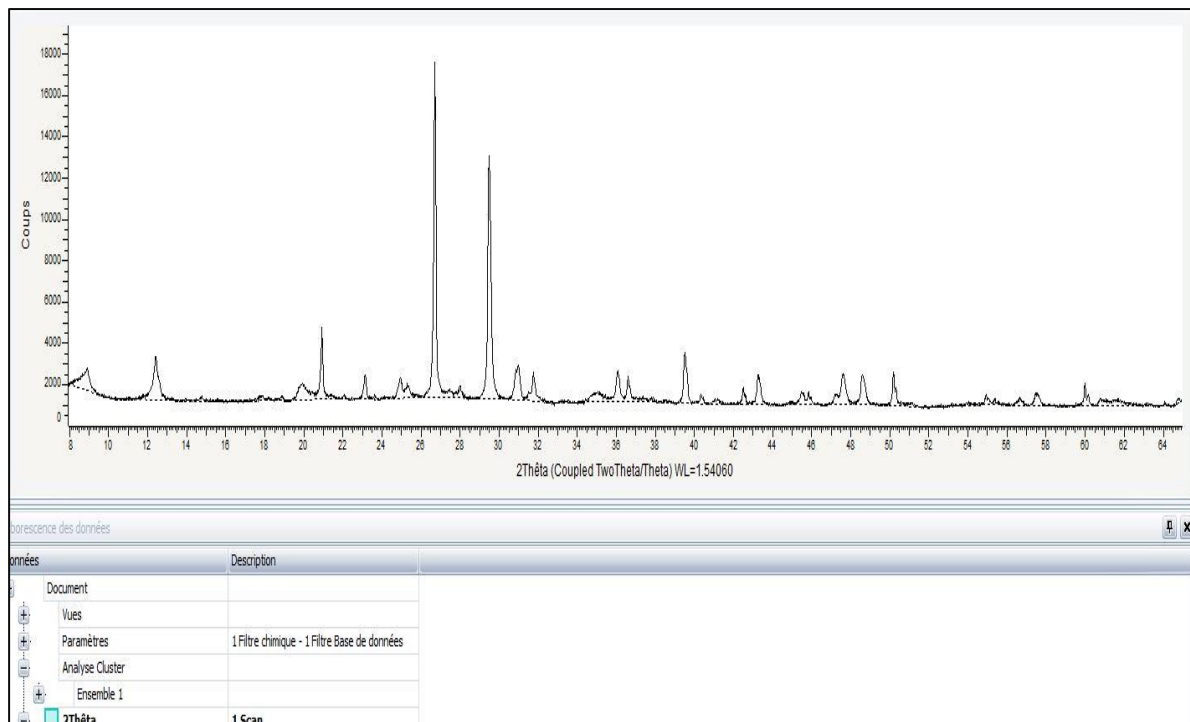
La courbe DRX des deux échantillons de sols étudiés, est représentée dans les figures (V.13) et (V.14). L'analyse par DRX des échantillons, montre l'existence de pics correspondants aux minéraux, tels que : la kaolinite, la calcite, le quartz et l'illite. La composition chimique et minéralogique quantitative moyenne des prélèvements est indiquée dans les tableaux (V.3 et (V.4) l'analyse a révélé que les fractions argileuses dominantes sont principalement la kaolinite (7,10%) et l'illite (24,90 %).

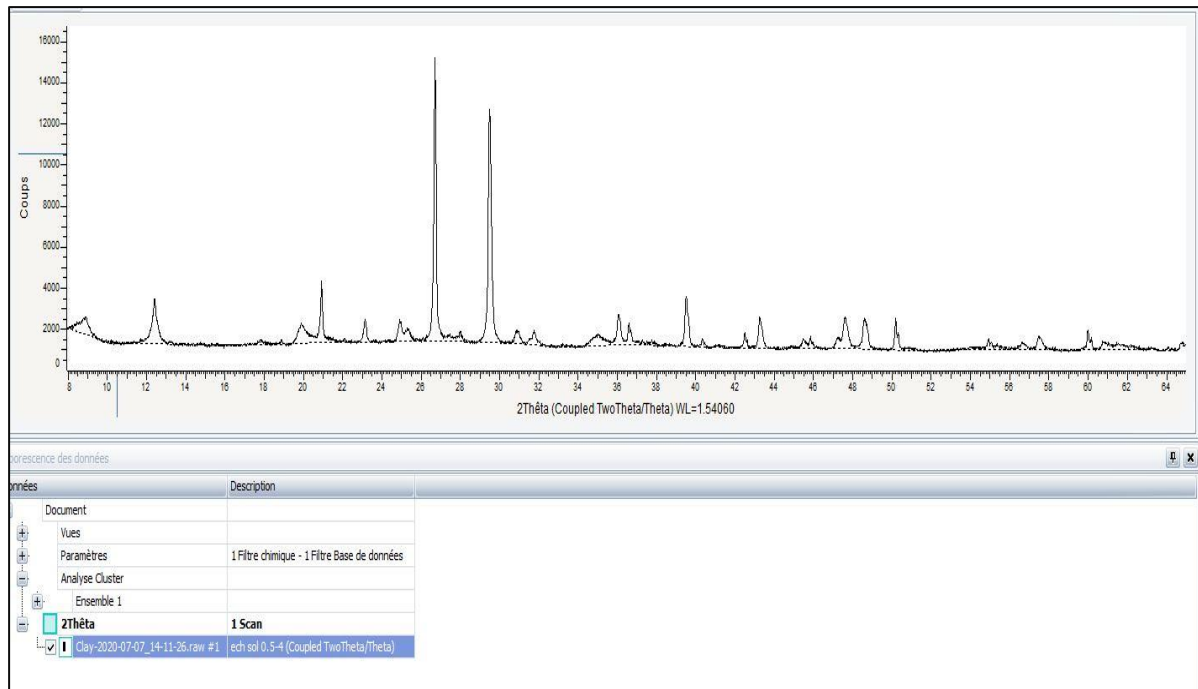
Tableau (V.3): Composition chimique du sol en pourcentage

Oxydes	N° de l'échantillon étudié				
	A-1	B-1	C-1	D-1	B-2
SiO₂	40,38	40,47	40,25	40,69	39,89
Al₂O₃	12,25	12,62	12,35	13,35	11,72
Fe₂O₃	4,68	4,7	4,69	4,81	4,68
CaO	16,25	15,93	16,57	15,94	18,19
MgO	2,56	2,51	2,37	2,3	2,19
P₂O₅	0,19	0,19	0,18	0,2	0,19
SO₃	0,44	0,46	0,45	0,17	0,71
K₂O	0,99	1,03	1,04	1,16	1,07
Na₂O	1,47	1,48	1,25	1,18	1,14
Perte au feu	20,2	20,4	20,06	19,9	19,8

Tableau (V.4): Composition minéralogique du sol en pourcentage

Minéral/ échantillon	A-1	B-1	C-1	D-1	B-2
Dolomite	5,79	4,13	4,26	2,38	4,73
Quartz	22,11	20,86	21,55	20,36	22,83
illite	27,81	26,96	25,91	27,08	29,74
Kaolinite	6,49	7,19	7,06	8,75	5,86
chlorite	0,47	0,58	0,79	0,18	1,92
Pyrophyllite	6,37	6,7	6,96	7,05	7,71
Albite	1,59	1,5	1,81	2,06	2,08
Microlite	1,93	1,72	1,79	1,66	1,85
Diaspore	0,41	0,51	0,46	0,56	0,36
Topaz	0	0,03	0,05	0	0,16

**Figures (V.13) :** Diagramme DRX du sol des points de prélèvement PI-A1



Figures (V.14): Diagramme DRX du sol des points de prélèvement PII-B2

V.4.2.6. Matière organique (MO)

La détermination de la matière organique du sol a été réalisée au laboratoire sur plusieurs échantillons par la méthode dérivée de la norme ISO 14235 « la méthode de Walkley-Black ». Les résultats sont exprimés en fonction de C% (Walkley et Black ,1934). Le taux des matières organiques dans le sol est évalué après oxydation de l'échantillon au bichromate de potassium en milieu acide sulfurique. Le dosage de l'oxydant résiduel est effectué par le sel de Mohr ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, FeSO_4 , $6\text{H}_2\text{O}$) en présence de diphénylamine comme indicateur de fin du dosage (figure V.15)

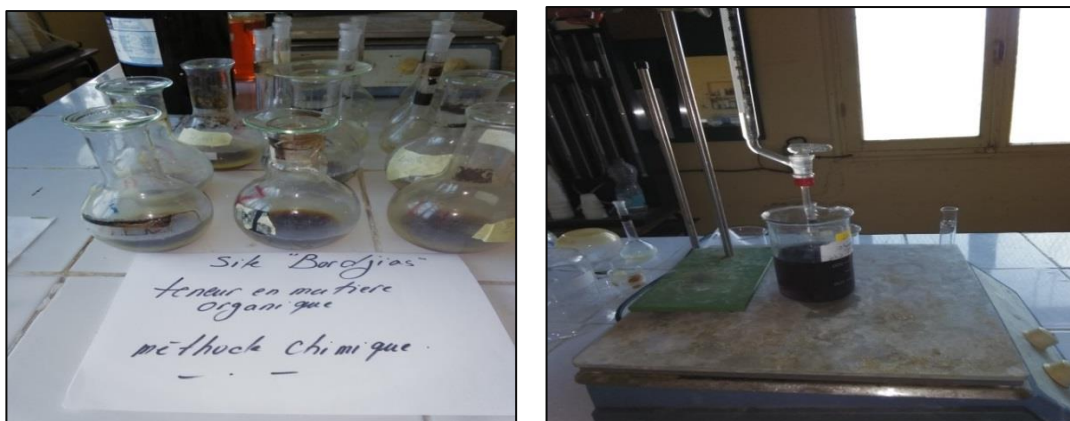


Figure (V.15) : Essai pour la détermination de la matière organique

V.4.2.7. Capacité d'échange Cationique (CEC) (AFNOR NF X31-130).

Elle est déterminée, en utilisant la méthode de percolation à l'acétate d'ammonium. Une quantité de sol est introduite dans une colonne en verre et mise en contact avec la solution de lixiviation ($\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$, 1.0 M, pH 7). Le premier lixiviat récupéré servira à quantifier les actions échangeables. Par la suite, le sol est rincé en utilisant un solvant aprotique (l'éthanol, dans notre cas) jusqu'à absence de réaction, en présence du réactif de Nessler. Le passage d'une solution de chlorure de sodium (NaCl 0.5 M) à travers l'échantillon permet alors la libération des ions d'ammonium dans un second lixiviat. Leur dosage s'effectue par spectrophotométrie UV – visible (Jasco V-530) à la longueur d'onde 630 nm en milieu alcalin et en présence de nitroprussiate de sodium (Rodier, 2009). La quantité des ions ammonium est alors convertie en milliéquivalents par 100 g de sol. La quantification des alcalins et alcalino-terreux échangeables, recueillis dans le premier filtrat, est effectuée par spectrométrie d'émission à flamme.

V.4.2.8. Le dosage des anions solubles

Le calcul se fait à partir de l'extrait de la pâte saturée du sol (voir annexe N°01)

V.4.2.9. Le dosage des bases échangeables

Le dosage des cations a été effectué par la photospectrométrie à flamme (Van et al ,1999)(figure V.16). La solution a été saturée par une solution d'acétate d'ammonium 1N ajusté à pH=7, le dosage se fait par titration de Ca^{2+} et Mg^{2+} avec l'éthylène diamine tétra-acétique en présence de la soude (NaOH), du cyanure de potassium(KCN) et du murexide (voir annexe N°01)



Figure (V.16) :Le spectrophotomètre à flamme pour la détermination des sels

Les résultats relatifs à l'analyse pédologique sont représentés dans le tableau (IV.5)

Tableau (V.5) : Résultat de l'analyse pédologique du sol

Propriété	Profondeur Horizon (0-50) cm (PI)				Profondeur Horizon (50-150) cm (PII)			
	A1	B1	C1	D1	A2	B2	C2	D2
CEC (meq/100g)	14,2	13,7	11,94	12,92	12,66	12,7	12,01	12,14
pH	8,15	8,27	8,3	8,15	8,31	8,19	8,16	7,43
MO(%)	2,22	2,25	2,22	2,86	1,77	1,69	1,59	1,16
ESP	46,78	40,94	36,15	37,29	35,39	32,92	29,53	32,16
SAR	60,46	47,85	39,25	41,18	38,01	34,13	29,26	32,99
Calcaire total(%)	22,07	22,49	22,5	24,62	24,19	24,19	25,05	22,49
CE_{ps} (mS/cm)	108,64	107,58	95,45	86,33	45,28	65,26	35,24	63,09
CE_{1/5} (mS/cm)	12,8	12,73	12,5	11,75	7,7	6,95	6,6	7,74
W (%)	24,71	24,45	23,88	26,18	27,18	27,75	27,69	29,86

V.4.3 Analyse des résultats pédologiques

D'après les résultats obtenus, on peut conclure que :

- La répartition des teneurs en calcaire pour les deux profils est homogène, ce qui permet de classer le sol étudié dans la catégorie des argiles calcaires. Les moyennes varient de 22,92 en PI à 23,98 % en PII. Selon les résultats du pourcentage de la matière organique (MO), le sol est classé dans la catégorie des sols moins à peu organique (FAO, 2009), avec des valeurs ayant tendance à diminuer en profondeur. Ces valeurs sont comprises en moyenne entre 2,38 % en PI et 1,55 % en PII (tableau V.5). Le potentiel Hydrogène (pH) varie de 8,21 en PI à 8,02. Ces valeurs correspondent à une réaction du sol relativement alcaline, caractéristique principale des sols salins.
- La conductivité électrique déterminée par les deux méthodes (CE_{ps}), (CE_{1/5}) et l'ESP sont les deux variables discriminants sur lesquelles se base la classification du sol vis à vis de la salinisation et de la sodicité. L'analyse des échantillons montre que le sol est caractérisé

par un profil de salinité ascendante (Servant, 1975), dite saline en PII à fortement saline en PI (USDA, 1954). Pour PI, les conductivités CE_{ps} varient entre 86,328 et 108,636 mS/cm. Celles de $CE_{1/5}$ sont comprises entre 11,75 et 12,8 mS/cm. Pour le PII, la CE_{ps} varient de 35,244 et 65,26 contre 6,6 et 7,74 mS/cm pour $CE_{(1/5)}$ (figure V.17). L'analyse corrélative entre les mesures montre une bonne corrélation ($r_2 > 0,8$) (figure V.18). Cette disparité entre les deux horizons reflète la quantité importante des sels dissous présent plus en PI qu'en PII (Calvet, 2003).

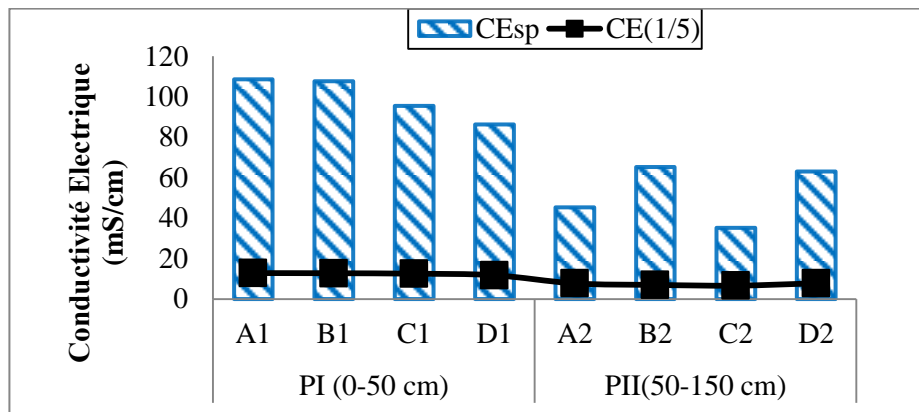


Figure (IV.17) : Distribution de la salinité par horizon

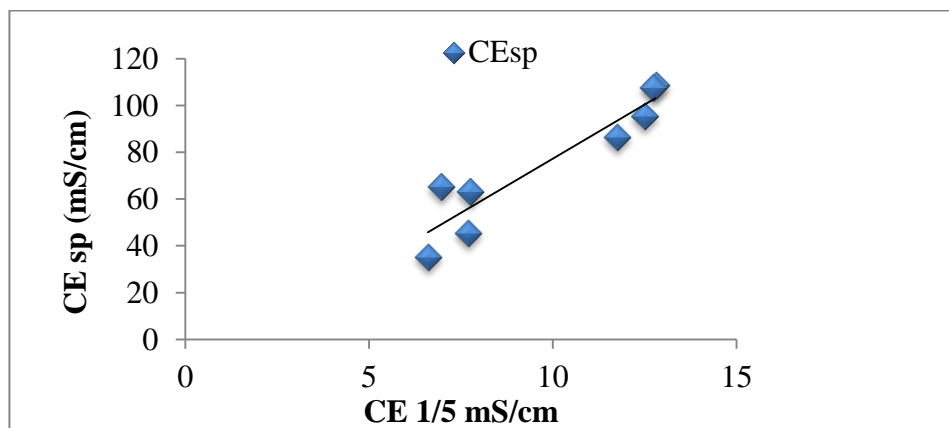


Figure (IV.18) : Corrélation entre la CE (sp) et CE (1/5)

Ce type de profil ascendant est relié à l'état hydrique des sols secs provoquant la remontée des sels par capillarité. Ces derniers s'accumulent en surface par concentration dans la matrice du sol. Il est clair que la saison chaude a un effet important sur l'évolution de salinité (Servant, 1975 ; Guéro, 2000 ; Franzen, 2005). En régime non saturé, la remontée capillaire entraîne le transport des sels par flux de masse vers la surface du sol où ils s'accumulent après l'évaporation de l'eau (Raju et al., 1993).

➤ Les CEC se différencient peu entre les deux horizons. Ils sont de l'ordre de 11,94 à 14,2 meq/100g en PI et 12,1 à 12,66 meq/100g en PII. D'après USDA (1954) et Benhassin (2006) les CEC devraient dépendre de la fraction argileuse et de la matière organique (MO). Cependant, la figure (V.19) montre une disparité très élevée entre les valeurs du CEC et MO, cela est peut être due aux valeurs faibles trouvées pour MO. Néanmoins, la figure (V.20) montre une régression linéaire simple plus significative entre les CEC et la surface spécifique (SS) qu'avec leurs pourcentages des argiles (A%). Cette corrélation dépend étroitement de la nature d'argile que de sa quantité, (Reeve et al., 1954 ; Theng et al., 1999 ; Yukselen et al., 2006). Ceci laisse supposer qu'il existe une différenciation des proportions minéralogiques d'argile entre la surface et la profondeur ; ce qui a été confirmée par l'analyse minéralogique du DRX, où les pourcentages de l'illite et kaolinite varient pour Illite : 26,19 % ; Kaolinite : 7,37 % en PI contre Illite : 19,74 % ; Kaolinite : 5,86 % en PII.

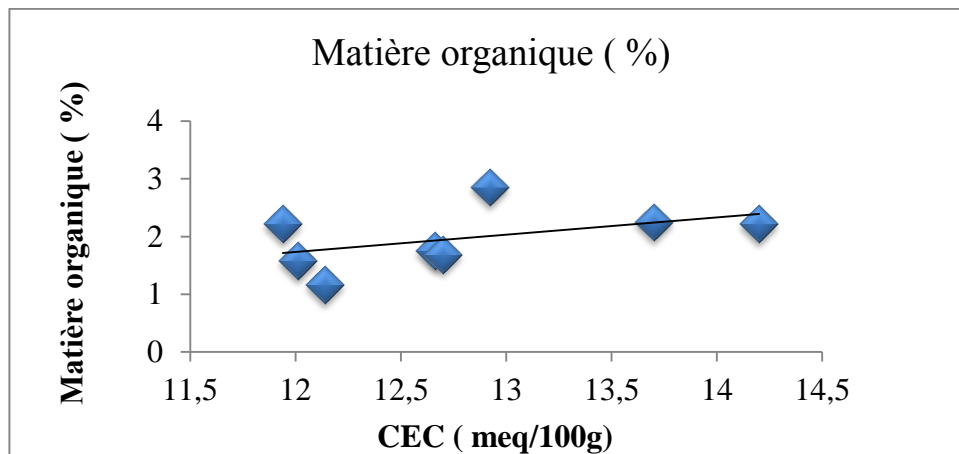


Figure (IV.19) : Corrélation entre la matière organique et CEC

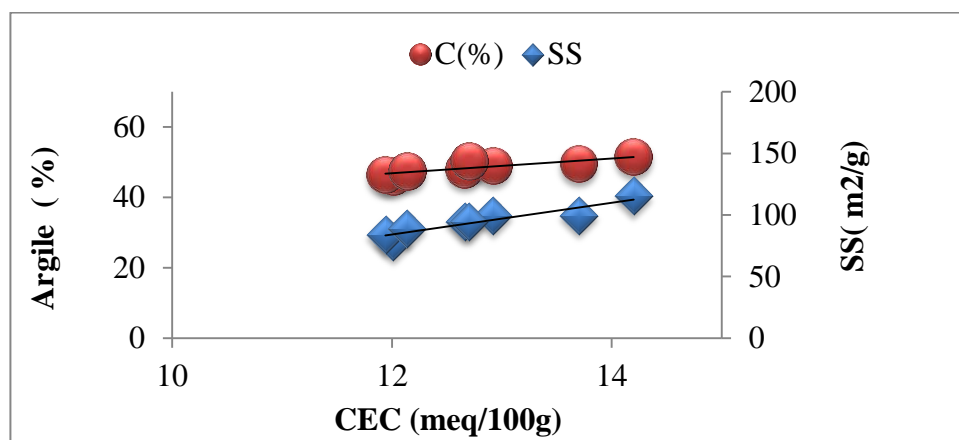


Figure (IV.20): Corrélation entre les CEC, la surface spécifique et le pourcentage d'argile.

➤ L'évolution de la sodicité est caractérisée par les valeurs du pourcentage de sodium échangeable (ESP) ou du Ratio d'Adsorption du sodium (SAR), calculés selon l'USSS Staff, (1954). Le sol étudié présente une alcalinité grave à très grave, suggérant que tous les horizons sont sodiques avec un $ESP > 15 \%$ (USDA, 2010 ; F.A.O, 2021). Les valeurs moyennes calculées du SAR et ESP sont de l'ordre de 47,18 et 40,45 pour le profil PI et de 32,84 et 32,5 pour le profil PII. Ce type de sol est dispersif, présentant de faible capacité portante (Pla, 2015 ; Gabor et al., 2020).

Cette tendance peut être expliquée par l'analyse du bilan ionique qui montre une prédominance du cation Na^+ avec un taux de 83,45 % (P1) et 80,71 % (PII). En deuxième position vient le Mg^{2+} avec un taux 7,85 % (PI) et 9,54 % (PII). Le Ca^{2+} se situe en troisième position avec 7,61 % (PI) et 8,63 % (PII). En final le K^+ avec 1,09 % (PI) et 1,12 % (PII). Les anions sont représentés par les sulfates (SO_4^{2-}); les chlorures (Cl^-) et les carbonates HCO_3^- avec des moyennes 101,65 ; 92,5 et 0,475 meq/l (PI) et 103,79 ; 94 et 0,475 meq/l (PII).

IV.5.Conclusion

L'étude physique- minéralogique menée sur les échantillons prélevés à deux profondeurs PI et PII a révélé que le sol est de texture argileux-limoneuse à moyenne plasticité et à prédominance minéralogique d'illite et kaolinite.

En outre l'étude pédologique a permis la comparaison entre les variables mesurés (CE, SAR, ESP, pH); et a montré que le sol présente des profils très salins de type ascendant, les conductivités électriques moyennes ($CE_{1/5}$) et (CE_{ps}) des deux horizons sont (9,84 ; 75,86) mS/cm. La moyenne du CEC, SAR, EPS et pH sont : 12,78 ; 40,39 %, 36,39 % et 8,12 respectivement. Le sol est classé dans la catégorie des sols salin-sodique présentant une alcalinité grave à très grave. Le sodium échangeable présente un pourcentage moyen de 45,10 % indiquant que le sol est complètement dégradé, en effet un pourcentage élevé cause une diminution du lien entre les particules provoquant leur dispersion.

A travers les résultats présentés, on déduit que l'utilisation du sol de Bordjia, soit pour le domaine d'agriculture ou génie civil, demande de trouver des solutions appropriées, tel que prévoir un drainage efficace pour mieux canaliser les eaux et réaliser un réseau d'irrigation ou développer des méthodes de désalinisation à l'échelle par procédé électrocinétique qui fera l'objet du chapitre suivant.

Chapitre VI
Traitement électrocinétique
du sol des Bordjias

Chapitre VI : Traitement électrocinétique du sol des Bordjias

VI.1. Introduction

Ce chapitre porte sur l'élaboration d'un dispositif expérimental pour le traitement électrocinétique des sols salins réalisé au niveau du laboratoire LCTPE de l'université de Mostaganem.

Le traitement électrocinétique affecte les propriétés des sols par des réactions électrochimiques qui se manifestent au niveau de la matrice du sol saturé. Les effets du matériau des électrodes et l'application d'un potentiel électrique continue sur le processus électrocinétique du sol salin des Bordjias sont présentés dans ce chapitre. Les résultats de la première phase d'essais ont démontré que les électrodes de cuivre choisies se sont corrodées rapidement à cause de la forte salinité des échantillons de sol. Pour la seconde phase, il était question de remplacer le cuivre par du laiton comme matériau constituant les électrodes.

Les performances ainsi que l'efficacité du traitement électrochimique des deux matériaux utilisés pour les électrodes ont été évaluées en fonction des variations de plusieurs paramètres tels que le voltage électrique, le drainage, la conductivité électrique, le coefficient de perméabilité électro-osmotique, l'énergie consommée ainsi que le taux d'extraction des sels.

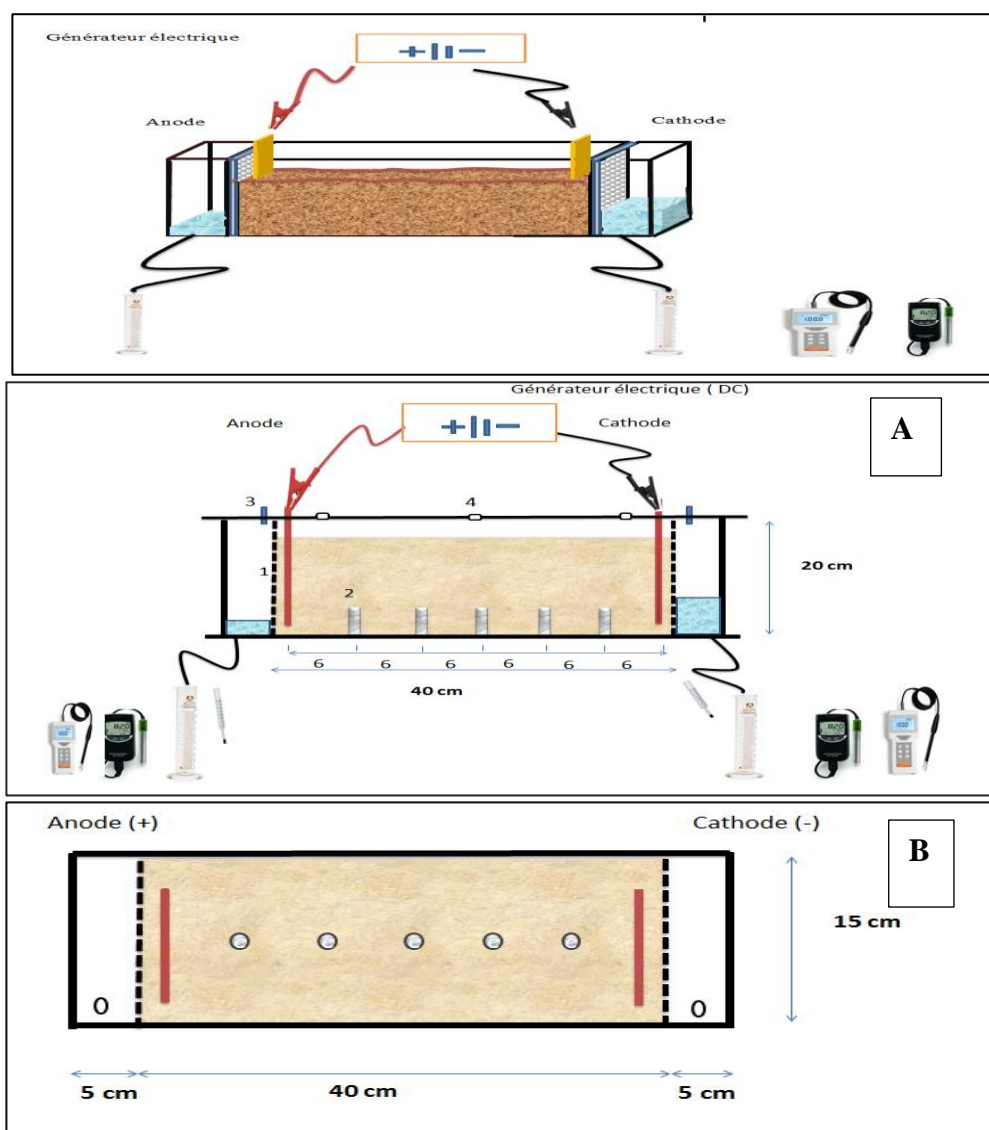
VI.2. Mise en œuvre du traitement électrocinétique

VI.2.1. Conception de la Cellule électrocinétique

Le dispositif électrocinétique, présenté dans les Figure (V.1) et (V.2), a été conçu au sein du laboratoire LCTPE. Il est composé d'une cellule divisée en trois compartiments. Un compartiment central de dimensions intérieur de 40 x 15 x 20 (cm) représenté par la coupe longitudinale A du dispositif, tandis que les deux autres compartiments sont réservés pour l'écoulement et la collecte des solutions électrolytes (anolyte au niveau de l'électrode positive et le catholyte au niveau de l'électrode négative). Ces deux compartiments sont identiques de dimension 15x5x20 (cm) représenté par la vue en plan B du dispositif expérimental schématisé. Ils sont disposés à l'extrémité de part et d'autre du compartiment central et séparés de celui-ci par deux plaques en plexiglas perforées et recouvertes par du papier filtre (Whatman N°5) afin d'empêcher le déplacement des particules fines du sol vers les compartiments secondaires. La cellule est branchée à un générateur électrique (capacité de 60 volts soit 3 Ampères) et une résistance ohmique (1,10 k.Ohm , 0,98 ampères).

La tension électrique est ajustée pour fournir la densité électrique demandée. Les lectures initiales des voltages et du courant sont reportées et enregistrées.

Cinq plots en acier inoxydable (électrodes de mesure) sont disposés dans la partie inférieure du compartiment central à des distances égales. Ces derniers permettent de mesurer le potentiel électrique durant les essais. Les plots sont numérotés de V1 à V5 à partir de l'anode à la cathode. Pendant le traitement, la cellule a été recouverte d'une plaque en plexiglas contenant des ouvertures de ventilation permettant l'évacuation du gaz dégagé et la mesure de la température. Un voltmètre et un ampèremètre sont connectés au circuit pour la surveillance des paramètres électrocinétiques. La récupération du flux électro-osmotique (EOF) se fait à la sortie du compartiment catholyte.



Figures (VI.1): Schémas du dispositif expérimental : (A) coupe longitudinale, (B) vue en plan ; (1) plan séparateur perforé, (2) plots de mesure en acier inoxydable (3) point d'évacuation des gaz (4) position de relevé des températures

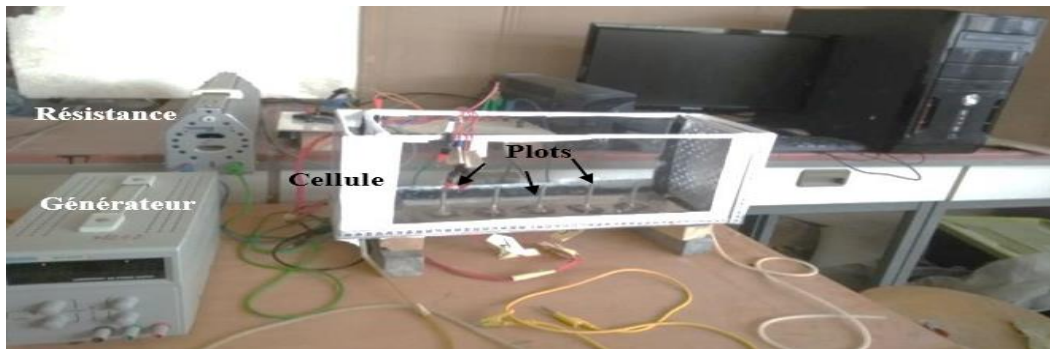


Figure (VI.2) : Dispositif expérimental

VI.2.2 Choix du matériau constituant les électrodes

Pour la première étape du traitement électrochimique, des électrodes en cuivre sous forme de plaques de 10 cm de large et 1,5 mm d'épaisseur ont été utilisées. Ce choix était basé sur l'utilisation de ce matériau dans des études antérieures en raison de sa conductivité élevée et de son faible coût. Dans la deuxième étape du traitement, des électrodes en laiton ont été sélectionnées pour le traitement des échantillons de sol. La plaque de laiton mesure 5 cm de large et 3 mm d'épaisseur. Pour les deux matériaux d'électrodes utilisées, les plaques ont été perforées (8 mm de diamètre) afin de permettre à l'eau de s'écouler pendant le traitement électrochimique. Le choix de la géométrie a été dicté par le fait que cette dernière minimise la densité de courant, permettant ainsi d'obtenir des lignes de courant parallèles, et d'avoir un champ électrique effectif perpendiculaire aux plaques afin d'obtenir une efficacité géométrique de 100%. Des études antérieures ont montré une bonne corrélation entre les équipotentiels mesurés dans le milieu et le transport des polluants (Bruell et al 1992). L'effet de plaque favorise une meilleure répartition de la tension car la répartition du gradient est moins concentrée autour des électrodes.

VI.2.3 Préparation des échantillons de sol

Les échantillons de sol ont été préparés en mélangeant le sol prélevé à l'horizon PI (AI, BI, CI et DI), et qui présente une forte salinité et sodicité. Un mélange de 10,90 kg de sol séché et 6,5 l d'eau a été progressivement ajouté afin d'assurer l'homogénéité du mélange. Les échantillons ont été mélangés manuellement puis laissés au repos pendant 24 heures dans un bac hermétique afin d'assurer la distribution uniforme de la teneur en eau. Ce délai a permis une bonne absorption de l'eau par les particules fines du sol. Du papier filtre a été collé à la plaque de plexiglas perforée avant la mise en place du sol à l'intérieur de la cellule. Le sol a été introduit par couche successive de 2 cm et vibré légèrement afin de permettre l'expulsion des bulles d'air du sol.

Il est à noter que le sol a été mélangé avec de l'eau distillée afin d'obtenir une teneur égale à 59,57 %, ce qui représente une teneur supérieure de 3% à la limite de liquidité. Selon Mozavat (2014), la teneur doit être choisie suffisamment élevée pour permettre l'électromigration, mais pour des résultats plus optimaux, elle doit être maintenue en dessous de la saturation afin d'éviter les effets dus à la tortuosité.

Lors du premier essai, nous avons observé que la tension diminuait progressivement après quelques heures de traitement, et se stabilisait à une valeur légèrement inférieure à la valeur fixée initialement. Par la suite, la tension augmente jusqu'à atteindre la valeur initiale (le temps dépend de la tension appliquée). Cette variation peut être expliquée par le fait que les sols salins-sodiques sont caractérisés par de fortes réactions géochimiques et électrochimiques se produisant dans le sol et par une conductivité électrique élevée. Ces propriétés rendent difficile le maintien du gradient de tension choisi, ce qui peut affecter l'efficacité du traitement des sols salins-sodiques lors de l'application du traitement EKR (Lukman et al., 2013b). Afin de résoudre ce problème de chute de tension, nous avons utilisé une résistance ohmique pour équilibrer le système électrique adopté dans cette étude.

VI.2.3. Analyse du traitement électrocinétique

Toutes les expériences ont été conduites sous 3 gradients de tension électrique constants de 0,375 ; 0,5 et 0,625 V/cm. Les paramètres étudiés dans cette expérimentation sont l'effet du voltage électrique et le type d'électrode sur l'efficacité du processus du traitement électrochimique. Le flux électro-osmose qui débordait de la chambre cathodique a été collecté et mesuré chaque jour sous un même voltage constant. Pour tous les essais, des mesures de potentiel et de courant électrique ont été effectuées. Les figures (V.1, a et b) permettent de visualiser les différents points de mesure.

A la fin du traitement, les effluents cathodiques sont stockés dans des tubes sous une température de 4°C et analysés par la suite. Des prélèvements de sol ont été effectués pour la mesure du pH, la conductivité électrique (CE), les limites d'Atterberg, la salinité (TDS) et le taux d'extraction des sels. Six essais ont été réalisés réparties en deux groupes : les premiers pour l'utilisation de la plaque en cuivre et les seconds pour la plaque en laiton. Les essais ont été notés en fonction du voltage et des plaques utilisées comme indiqué sur le tableau (VI.1).

Tableau (VI.1): Identification des essais du traitement électrocinétique

Test		Phase I (GR1)	Phase II (GR2)
Tension (V)	Densité (V/cm)	GR1 /Cuivre	GR2/Laiton
15	0,375	EKC1	EKL1
20	0,50	EKC2	EKL2
25	0,625	EKC3	EKL3

Tableau (IV.2) : propriétés de l'échantillon de sol préparé

Symbol	Ce(p)	CE _(1/5)	pH	W(%)	Sr (%)	ρ_d g/cm ³	W _L	W _P	I _P
Unité	mS/cm			(après malaxage)			(%)		
Valeur	57,8	11,56	8,55	59,57	98,95	1,01	56,57	25,38	32,19

VI.3. Evolution des propriétés électriques des sols pendant le traitement électrocinétique

VI.3.1. Variation du courant électrique en fonction du temps

L'évolution de l'amplitude du courant électrique en fonction du temps est représentée dans les figures (VI.3) et (VI.4). On peut noter que l'intensité du courant augmente au début du traitement, puis décroît jusqu'à l'arrêt du processus. Les valeurs maximales sont atteintes peu de temps après le démarrage du traitement électrocinétique.

Pour les essais du GR1, le courant maximum obtenu est de 65,27 (mA) (EKC3) ; 53,5 (mA) (EKC2), et 45,5 (mA) (EKC1) entre 8 et 10 heures. Il diminue progressivement pour enregistrer des valeurs plus faibles de 0,95 (mA) (EKC3), 1,05 (mA) (EKC2) et 1,68 (mA) (EKC1) en 6 ; 7 et 8 jours de traitement. Les mêmes observations ont été enregistrées pour les essais du GR2. Le courant maximum mesuré est 30,80 (mA) (EKL1) ; 35,43 (mA) (EKL2) et 40,921 (mA) (EKL3) entre 12 et 24 heures. Par la suite, le courant décroît graduellement en convergeant vers des valeurs résiduelles variant entre 16,72 ; 19,25 et 18,57 mA après 12 jours pour (EKL3), 13 jours pour (EKL2) et 14 jours pour (EKL1).

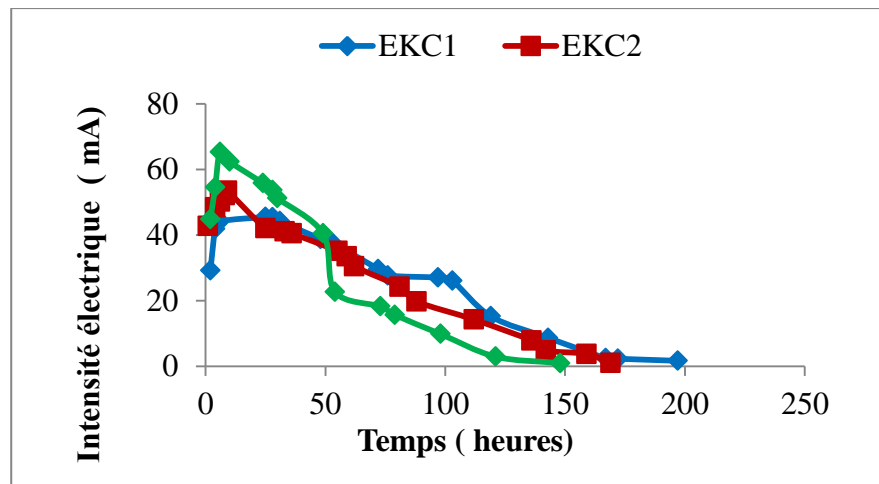


Figure (VI.3) : Evolution du courant électrique durant les essais du GR1.

Le courant électrique est induit par la tension électrique appliquée, ceci explique la différence entre les valeurs mesurées. EKC1 et EKL1 affichent non seulement des intensités faibles à cause du transport limité des ions induit par le faible gradient de voltage appliqué, mais aussi un temps de traitement plus élevé. Contrairement aux essais (EKC2 , EKL 2) et (EKC3 , EKL3) qui affichent des intensités maximales pour des durées inférieures. En résumé, ces variations peuvent être expliquées par les hypothèses suivantes :

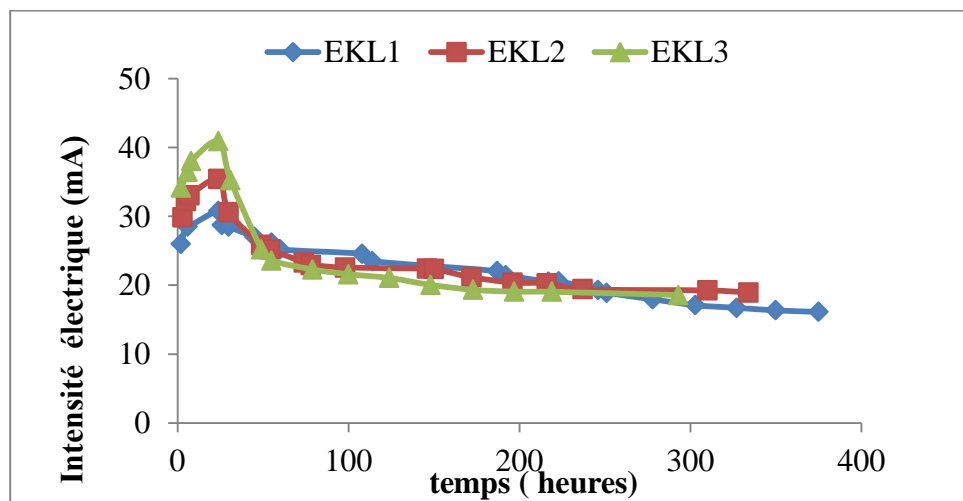


Figure (VI.4) : Evolution du courant électrique durant les essais du GR2

- ✓ L'augmentation est due à la désorption / dissolution et la mobilisation de sels présents dans le sol, provoquant ainsi l'augmentation de l'intensité électrique (Mitchell et Soga, 2005; Yukselen-Aksoy et Reddy, 2012, Hui et al., 2015). L'augmentation de l'intensité électrique

est expliquée par la libération rapide des ions dans le sol et leur forte concentration due notamment à l'électrolyse de l'eau (l'oxydation-réduction)(Acar et Alshawabkeh, 1993; Li et al., 2014; Bahemmat et al., 2015). Cette augmentation est aussi provoquée par l'importante teneur en eau hydrolysée et la faible résistance d'interface entre le sol et les électrodes (Liu et al., 2017).

- ✓ La diminution du courant électrique au cours du temps est causée par l'épuisement des ions mobiles dans le sol, de leur mouvement par l'électro-migration et electro-osmose vers les électrodes réciproques, entraînant ainsi une réduction significative de l'intensité électrique et le lessivage des sels (Gargano, 2020). Le milieu fortement alcalin dans la zone cathodique produit la mobilisation des sels précipités ce qui provoque la diminution du courant électrique.

Le courant électrique est proportionnel à la quantité d'ions présents dans l'eau interstitielle. La diminution de cette concentration par l'électromigration et le flux électro-osmotique cause la diminution du courant électrique (Reddy et al., 2006)

VI.3.2. Effet des électrodes sur l'efficacité du traitement.

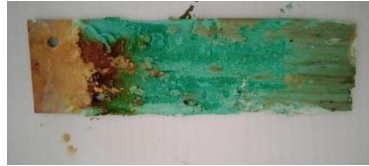
La chute de courant est relativement plus prononcée pour les tests GR1 que ceux du GR2. Ce phénomène est causé par la passivation électrochimique de l'anode plutôt que de la cathode. Les changements de courant observés sont en bon accord avec les caractéristiques typiques de la passivation, décrites comme une réduction significative, voire une perturbation de la réaction des électrodes (Palaniappa et al., 2008 ; Zhou et al., 2015). Lorsque la corrosion se produit, la passivation favorise la formation d'un film riche en oxyde qui protège la surface de l'électrode corrodée. Ce film de passivation est la cause de la stabilisation du courant pour les essais du GR2.

Pendant l'électrolyse, la passivation est affectée par la nature de l'anode et la concentration de l'électrolyte, ainsi que par la température et l'intensité de circulation de l'électrolyte (Palaniappa et al., 2008). La corrosion des électrodes métalliques diminue l'efficacité du traitement EKR (Lefebvre et Burnotte, 2002). De plus, la dissolution des électrodes métalliques dans des environnements acides conduit à la formation de produits de corrosion indésirables à l'anode, de couleur verte dans le cas des électrodes en cuivre et laiton (figure V.5). La quantité de produits verts augmente à mesure que l'intensité électrique augmente. Cette perte de matière signifie que la conductivité de l'anode chute plus rapidement

pour le cuivre que pour le laiton (Xue et al., 2019). L'utilisation d'une plaque plus épaisse (pour GR2) a permis la prolongation des temps de traitement.



(a) Plaque en laiton avant essai



(b) anode en fin d'essai



(c) anode en fin d'essai (après nettoyage)



(d) anode en cuivre après 4 jours



(e) anode en cuivre dégradé en fin d'essai

Figure (VI.5) : corrosion et dégradation des électrodes

Pendant la stabilisation électrocinétique, les anodes en laiton sont fortement corrodées (figure VI.5), en raison de l'oxydation avec les anions présents dans l'eau, de la forte salinité du sol et de la tendance du cuivre à réagir et à créer de l'oxyde de cuivre. La figure (VI.5,e) montre l'anode en cuivre totalement corrodée en fin de traitement. Toute tentative de retrait de l'anode entraîne la rupture et la désintégration de l'anode.

VI.3.3. Consommation d'énergie électrique lors du traitement électrocinétique

L'estimation de la consommation d'énergie électrique lors du traitement électro-osmotique est essentielle pour évaluer la faisabilité économique du procédé. Le but visé par l'analyse suivante est de pouvoir comparer la consommation énergétique entre les différents essais. L'énergie consommée correspond à l'intégration dans le temps du voltage appliqué au sol par le courant qui y circule (Beaulieu, 1995) selon la formule suivante (VI.1)

$$\text{➤} \quad E_{t2} = \int_{t1}^{t2} U_t I_t dt \quad (\text{VI.1})$$

Avec , E : énergie consommée (kW.h); U est la différence du voltage (V); I est le

courant électrique(Ampère) . Les figures (VI.6) et (VI.7) montrent les résultats obtenus pour la consommation d'énergie en (k.W.h).

En définition, l'évolution de l'énergie est relative à l'intensité du courant électrique. Les essais du GR2 montrent des consommations d'énergie cumulées les plus élevées soit : $12,44 \times 10^{-2}$ (EKL1), $14,46 \times 10^{-2}$ (EKL2) et $16,02 \times 10^{-2}$ kWh. Pour le GR1 les valeurs enregistrées sont $6,13 \times 10^{-2}$ (EKC1) ; $7,31 \times 10^{-2}$ (EKC2) et $8,44 \times 10^{-2}$ (EKC3). Il est clair que l'évolution de la consommation d'énergie est associée au degré de corrosion de l'anode. Plus la corrosion est importante plus l'énergie consommée par unité de temps diminue.

Pour le test EKL3 ayant la consommation électrique la plus élevée, l'anode a subi une corrosion très avancé en fin de test, indiquant des réactions d'oxydation très fortes par rapport aux EKL1 et EKL2. Cependant pour les tests du GR1, les anodes ont été totalement corrodées. La figure (VI.5) montre une photographie des anodes en fin de traitement, La cathode est restée intacte pour tous les tests. Dès lors, on peut conclure que la consommation d'énergie électrique lors d'une remédiation électrocinétique est proportionnelle au gradient électrique imposé, la nature d'électrode utilisé et le temps du traitement. Du point de vue économique, on peut suggérer d'après les essais que l'efficacité et le rendement du processus peut être atteints à des tensions appliquées plus faibles pour des sols ayant des concentrations identique en salinité.

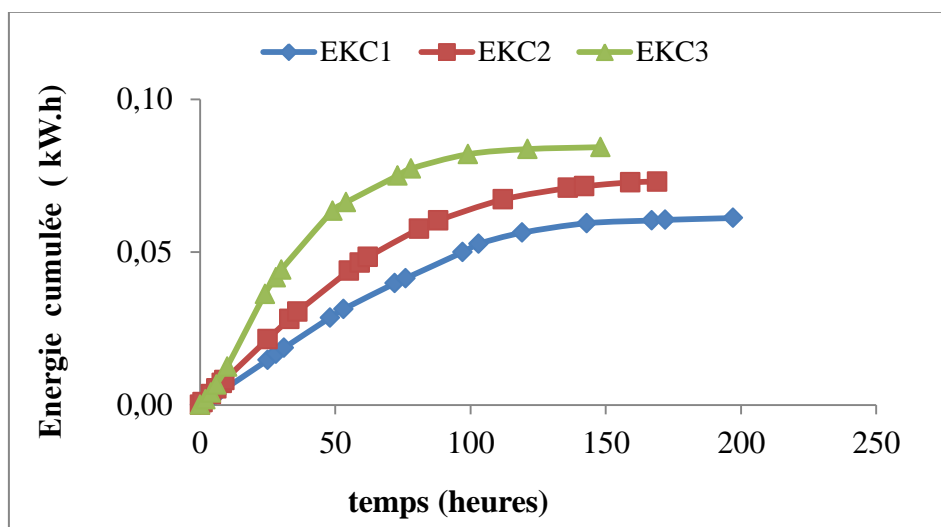


Figure (VI.6) : Evolution de l'énergie cumulée pour les essais du GR1

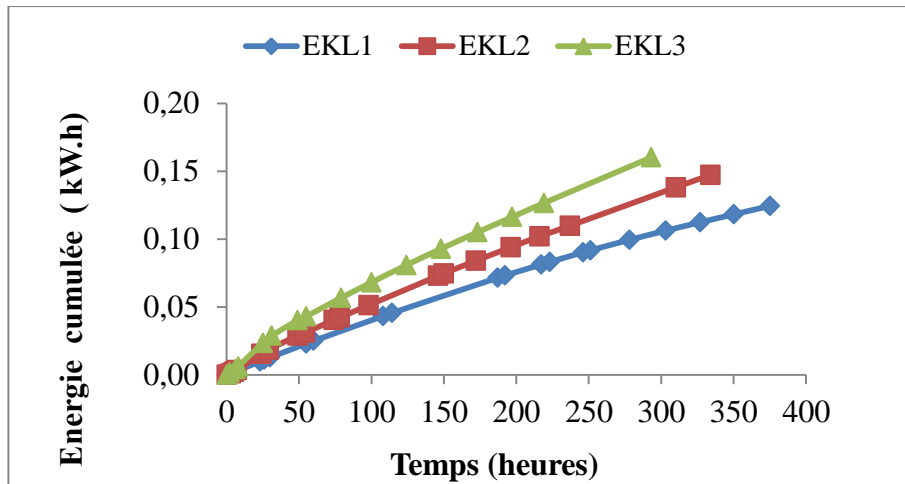


Figure (VI.7) : Evolution de l'énergie cumulée pour les essais du GR2

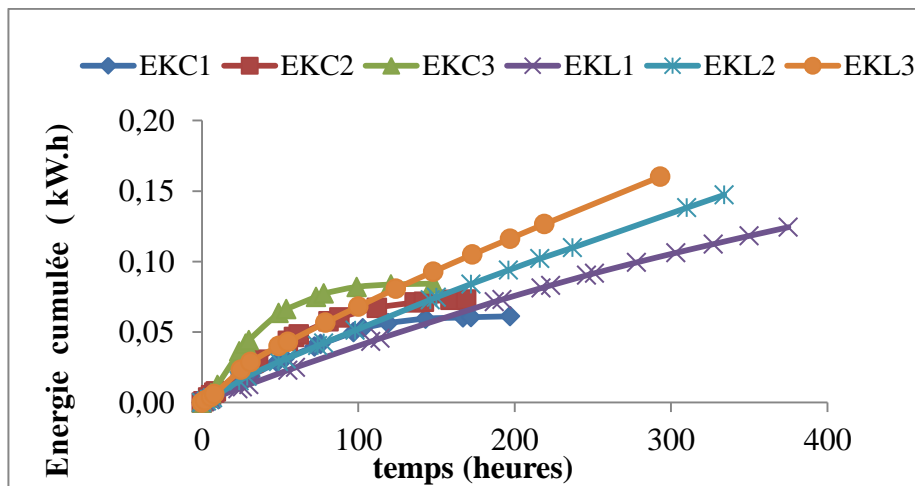


Figure (VI.8) : Comparaison de l'évolution d'énergie entre GR1 et GR2

Pour comparer l'efficacité de l'utilisation de l'énergie de chaque groupe d'essais, les coefficients de consommation énergétique finale par rapport au volume du sol traité et au volume de drainage sont définis comme suit

$$\triangleright C_t = \frac{1}{Q_t} \int_{t_1}^{t_2} U_t I_t dt \quad (\text{VI.2})$$

$$\triangleright C_t = \frac{1}{V_t} \int_{t_1}^{t_2} U_t I_t dt \quad (\text{VI.3})$$

Q_t est le flux (ml) enregistré entre t_1 et t_2 , U est le potentiel électrique appliqué (V), I (A) est le courant mesuré entre t_1 et t_2 et C_t est la consommation d'énergie par unité de volume de drainage pendant un temps t . V_t est le volume du sol (m^3)

Les coefficients de consommation d'énergie (C_t) totaux en fin d'essai, tel que défini par l'équation (VI.2 et VI.3.), sont calculés et représentés sur les figures (VI.9 et VI.10)

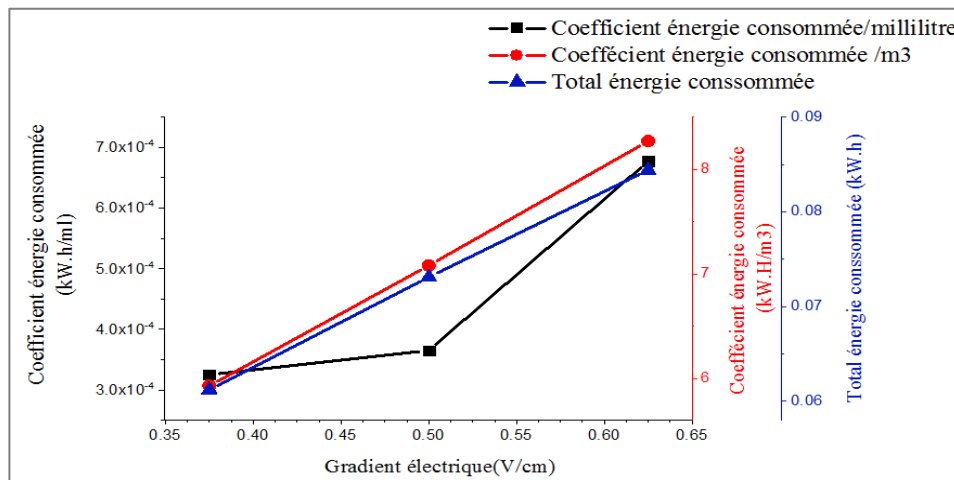


Figure (VI.9) : Coefficients de l'énergie totale consommée en fin d'essai pour le GR1

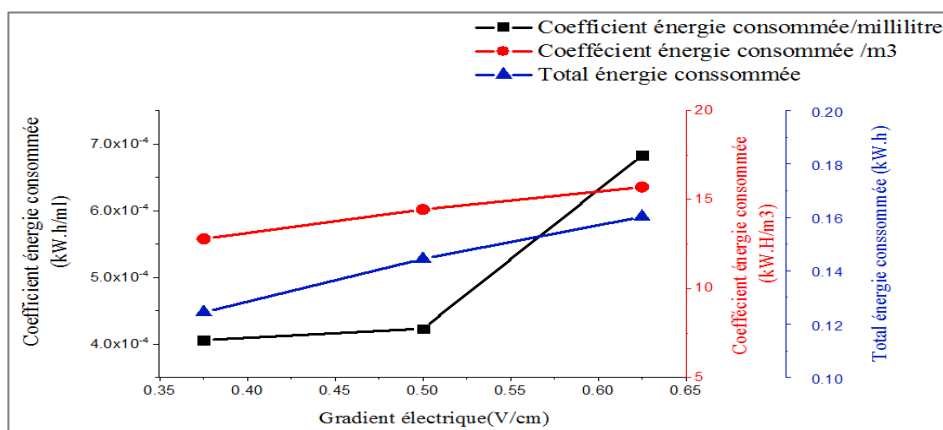


Figure (VI.10) : Coefficients de l'énergie totale consommée en fin d'essai pour le GR2

Les calculs montrent qu'un gradient de tension élevé conduit à une consommation d'énergie élevée par unité de volume de drainage ou volume de sol.

À cet égard, un potentiel électrique plus élevé est bénéfique pour le processus électro-osmotique, à la fois en termes d'effet et d'efficacité. Néanmoins, plus d'électricité sera consommée à l'interface sol-électrode, signifie que plus d'énergie est gaspillée. Par conséquent, une limite supérieure de 0,5V/cm est suggérée comme gradient électrique pour un traitement électrocinétique du sol du Bordjias.

VI.4. Variation des propriétés chimiques du sol

VI.4.1. Evolution du pH à travers le sol après traitement

La mesure du pH du sol a été effectuée en fin de traitement. Des prélèvements de sol ont été faits en six endroits : deux prélèvements adjacents aux électrodes et quatre répartis sur la section de la cellule. Une évolution similaire du gradient pH a été notée pour tous les essais avec dominance d'un environnement basique tandis que l'environnement acide est limité aux régions très proches de l'anode.

Durant le traitement électrocinétique, suite à l'existence simultanée du milieu aqueux de l'anode, de la cathode et d'une tension électrique continue, l'électrolyse de l'eau s'est produite générant des réactions chimiques qui ont dominé la chimie du milieu, particulièrement au voisinage des électrodes (Acar et Alshawabkeh 1993 ; Baraud et al., 1997). Les paramètres qui ont fait l'objet de variations sont le pH et la conductivité électrique du milieu (Ammami, 2013).

Concernant le pH, ses valeurs à l'anode sont inférieures à celles de la cathode. Ceci est un fait avéré dû au traitement électrocinétique qui génère l'électrolyse de l'eau et engendre des ions (H^+) à l'anode et des ions hydroxydes (OH^-) à la cathode (Acar et al., 1990). La décharge anionique et cationique de certains sels contribue pour une grande part à l'établissement du gradient de pH. Ce gradient reste dépendant de phénomènes de surtensions qui se créent entre l'élément déchargé et la nature du matériau constituant l'électrode dans la cellule durant le traitement.

Les figures (VI.11) et (VI.12) présentent la distribution du gradient pH. Ces figures montrent que l'acidification n'est présente qu'au voisinage de l'anode. A partir de ce point, les valeurs de pH augmentent en fonction du gradient électrique appliqué jusqu'à atteindre un maximum et ce quel que soit l'électrode utilisé, laiton ou cuivre. Les valeurs minimales et maximales du pH, respectivement pour l'anode et la cathode, ont été atteintes pour EKC3 (6,30 ; 12,62) et EKL3 (5,95 ; 13,25).

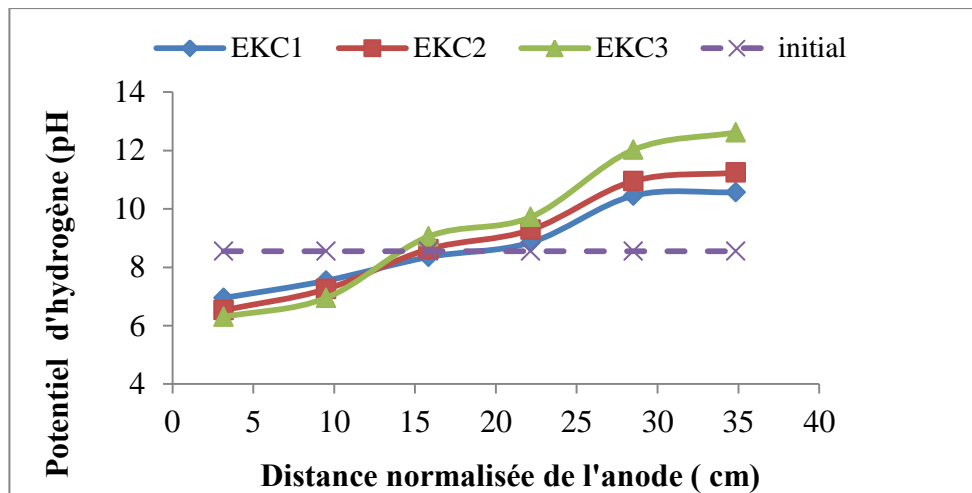


Figure (VI.11) : Evolution du potentiel hydrogène (pH) pour les essais du GR1

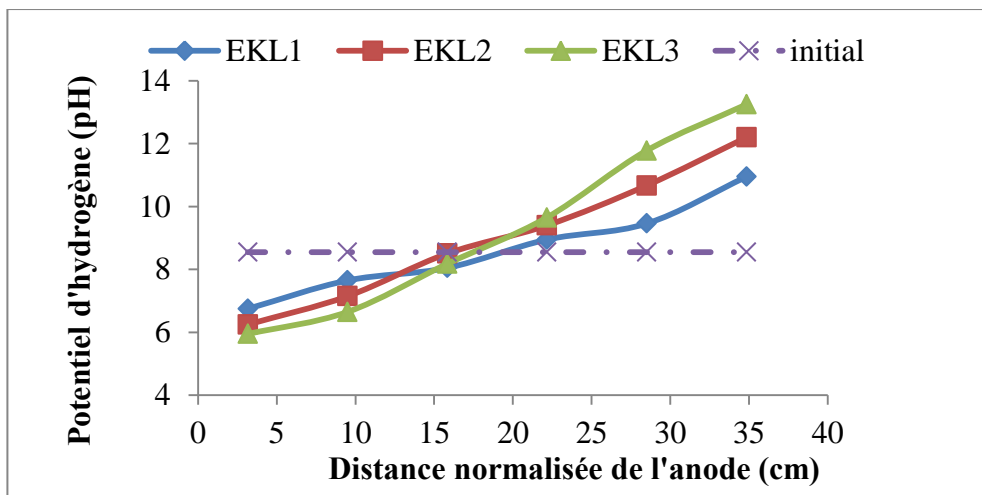


Figure (VI.12): Evolution du potentiel hydrogène (pH) pour les essais du GR2

Ce constat de fait nous a montré l'existence d'un front acide. Le mouvement du front acide dans le sol affecté par la salinité élevée provoque la compression de la couche diffuse (DDL). L'augmentation du gradient électrique ne semble pas améliorer l'avancement du front acide qui peut être gêné voir stoppé par l'aptitude élevée du sol à résister au changement du pH. L'avancement faible du proton H^+ pourrait s'expliquer par le pouvoir tampon marqué de l'échantillon et par la propagation des ions hydroxydes générée à la cathode dans le sol vers l'anode (Nuhu Dalhat et al.,2019). Le pouvoir tampon a toujours existé dès qu'un acide est présent avec sa base conjuguée comme c'est certainement le cas dans la cellule durant le traitement.

Selon Lukman et al (2013b) l'environnement à pH élevé pourrait s'expliquer par la présence de calcite dans les minéraux du sol qui augmente la capacité tampon acide du sol. On s'attend à ce que les carbonates neutralisent les ions H^+ générés à l'anode, ce qui supprime le développement et la migration du front de pH acide vers la cathode.

Dans le cas où le front basique généré par le compartiment cathodique est très important, les ions OH^- vont stimuler la précipitation et l'immobilisation des sels d'hydroxyde au niveau de la zone de changement de pH à cause du phénomène de « focusing effect » ; cet effet est à éviter en traitement électrocinétique des sols (Acar et al., 1995 ; Zong Ping et al., 2015). L'«effet focusing» est le fait que les concentrations des métaux ciblés dans une zone donnée sont plus élevées que celles dans les autres endroits (Dongwei et al., 2015).

VI.4.2. Evolution de la conductivité électrique du sol après traitement

La figure (VI.13) présente la variation de la conductivité électrique du sol à la fin des essais. On peut observer sur cette figure que l'ensemble des potentiels électriques appliqués ont engendré la baisse de la conductivité électrique du sol par rapport à celles du sol mesuré sans traitement. Les valeurs de conductivité du sol mesurées à la suite du traitement avec l'électrode de laiton sont élevées en comparaisons à celles du sol traité avec l'électrode en cuivre. Cependant, on note une exception pour le traitement avec EKC1 coté cathode, dont la valeur est légèrement supérieure à celle du sol témoin.

D'autre part, l'analyse de l'ensemble des résultats obtenus montre une élévation de la conductivité du sol traité est plus élevée dans la périphérie des électrodes par rapport au reste de la cellule de traitement électrocinétique. C'est ainsi qu'au niveau de l'anode, l'augmentation de la conductivité est engendrée par un degré de saturation important en ions hydronium (H_3O^+) et un faible pH. En général, l'effet d'acidification du front dans le périmètre de l'anode provoque la dissolution des minéraux et l'augmentation de la quantité d'espèces ioniques, conduisant, ainsi, à l'augmentation des valeurs de la conductivité électrique.

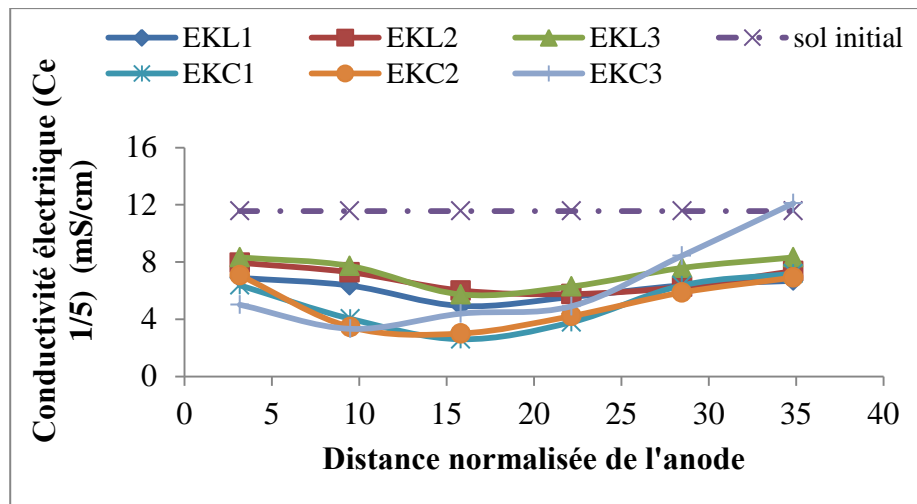


Figure (VI.13) : Comparaison de l'évolution de la conductivité électrique (CE)

L'application d'un champ électrique sur un échantillon de sol entraîne des processus d'électro-osmose et d'électromigration, qui induisent une migration alternée des ions et entraîne un changement de la conductivité électrique (Reddy et al., 1997). Au cours de l'électro-osmose, les cations tels que Na^+ , K^+ , H^+ , migrent de l'anode vers la cathode tandis que les anions comme Cl^- et OH^- migrent dans la direction opposée. En conséquence, il se produit une augmentation de la conductivité électrique (CE) près de la région de la cathode (Narasimhan et Ranjan, 2000 ; Micic et al., 2001). Selon Jayasekera (2008), les valeurs CE élevées de la région cathodique sont confinées à la zone immédiate entourant la cathode parce que le front très basique ne migre pas vers l'anode ; il est gêné par le flux électroosmotique. De plus, la valence cationique, la mobilité ionique et le coefficient de diffusion pourraient affecter le taux de migration des différents ions et, par conséquent, l'évolution du CE obtenues à travers le sol.

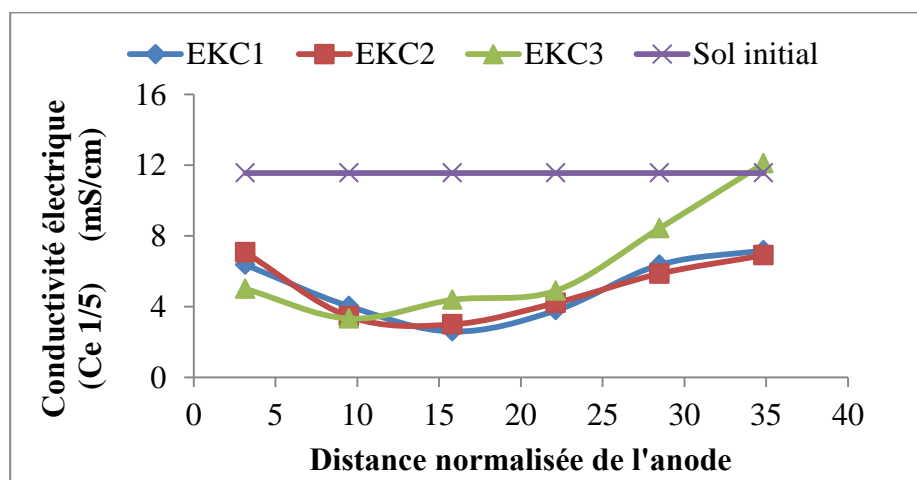


Figure (VI.14) : Evolution de la conductivité électrique (CE) pour les essais du GR1

Selon les observations de Acar et al. (1995), lorsque le front acide rencontre le front basique, on peut observer la formation d'une zone située entre les électrodes caractérisée par une faible conductivité ionique. Ce phénomène est attribué à l'association des protons H^+ en provenance du compartiment anodique, et des ions hydroxyles OH^- produits à la cathode pour former l'eau. Ceci a pour effet de diluer le fluide interstitiel (Narasimhan et Ranjan, 2000), ce qui peut expliquer la baisse de la conductivité électrique au niveau des sections du milieu comme illustré sur figure(VI.14 et VI.15).

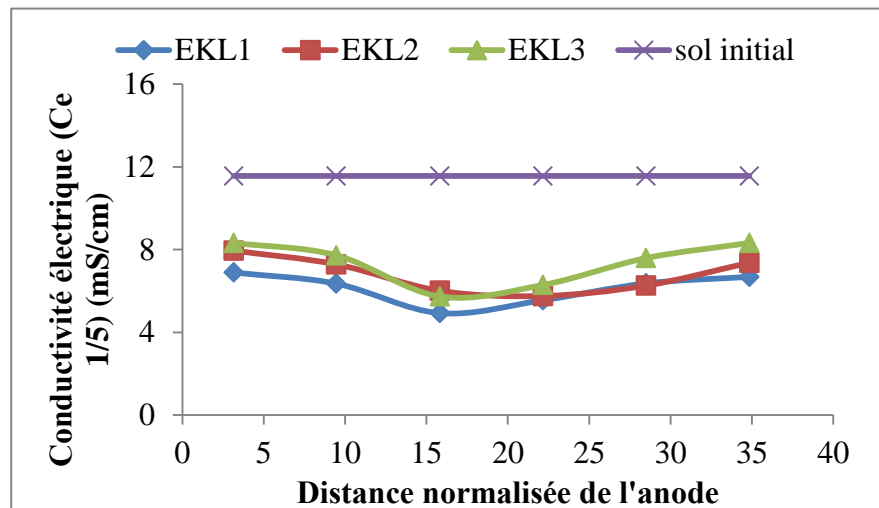


Figure (VI.15) : Evolution de la conductivité électrique (CE) pour les essais du GR2

VI.5. Evolution du flux électro-osmotique

Le flux généré par l'électro-osmose est un paramètre clé permettant d'évaluer l'efficacité du transport électrocinétique de l'eau. Les figures (VI.16 et VI.17) montrent le volume de l'écoulement en fonction du temps pour les six essais réalisés. Pour les trois potentiels électriques et les deux types d'électrodes utilisés, l'évolution du drainage (flux) est très similaire.

Des études ont rapporté une augmentation réciproque du débit d'écoulement avec l'augmentation du gradient électrique appliqué (Bessaim et al., 2019, Mahalleh, 2021). Les résultats obtenus confirment cette relation pour les gradients 0,375 V/cm et 0,5 V/cm à l'exception du 0,625 V/cm qui a présenté un faible débit. Cela pourrait indiquer que la tension appliquée a un effet significatif sur les performances de divers matériaux d'électrode, mais seulement jusqu'à une certaines limites.

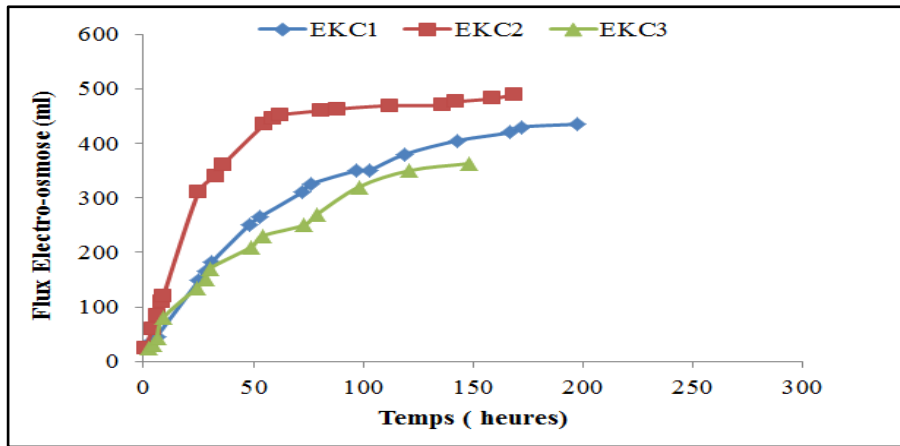


Figure (VI.16) : Evolution du flux électro-osmose (EOF) du GR1

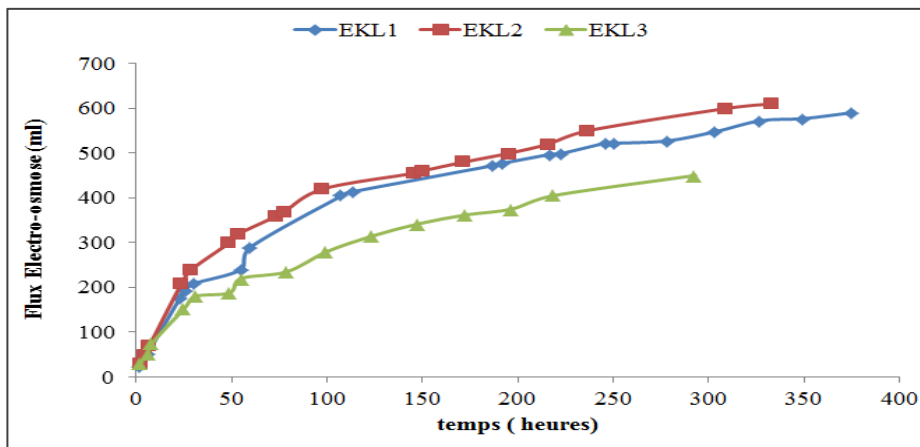


Figure (VI.17) : Evolution du flux électro-osmose (EOF) du GR2

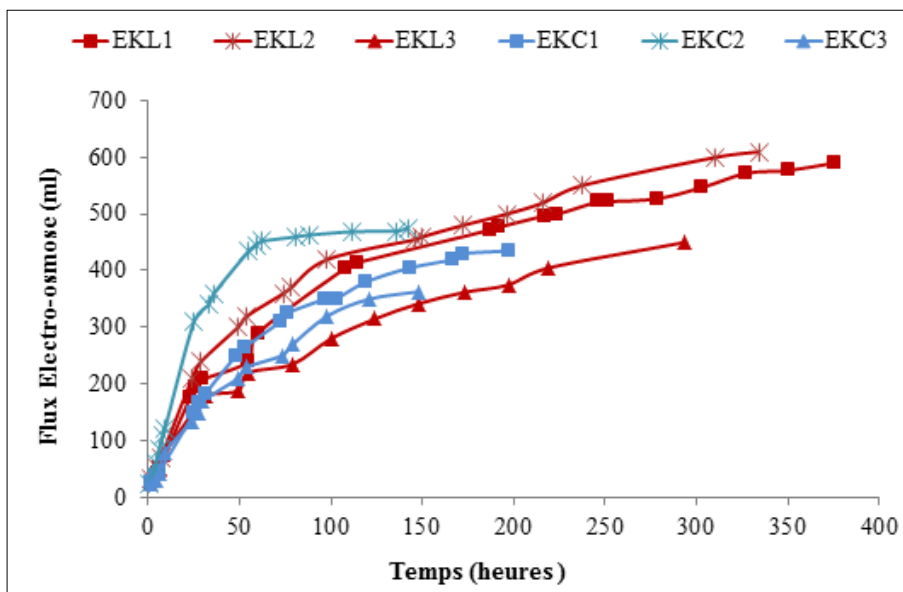


Figure (VI.18) : Comparaison entre l'évolution du flux électro-osmotique (EOF)

D'après les résultats présentés dans le tableau (VI.3) et la figure (VI.19), le volume le plus important du flux évacué a été observé pour le test EKC2 (GR1) et EKL2 (GR2)

Tableau (VI.3) : Quantités finales des flux électro-osmotique évacués

Groupe	GR1			GR2		
Test	EKC1	EKC2	EKC3	EKL1	EKL2	EKL3
temps (heures)	197	169	148	375	334	293
EOF (ml)	435	490	363	590	610	450

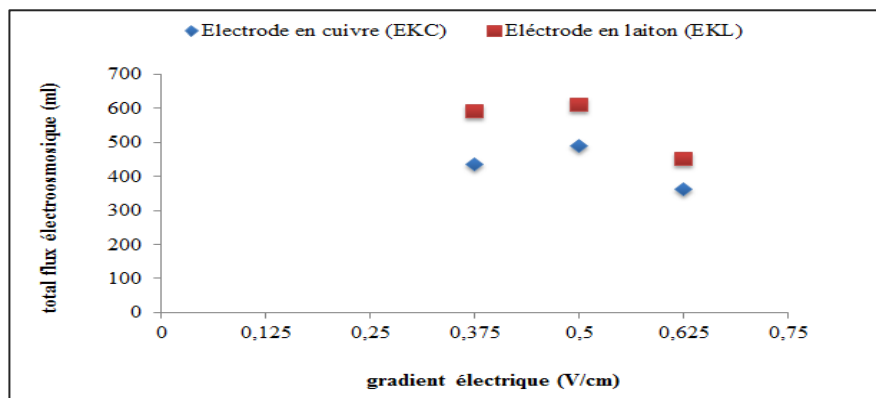


Figure (VI.19) : Flux électro-osmotique (EOF) en fonction du gradient électrique

Cette évolution peut être expliquée par différentes hypothèses selon les conditions aux limites imposées aux départ :

- L'utilisation des plaques confèrent une grande surface de contact avec le sol, ce qui provoque une consommation importante en énergie, et par conséquent, un dégagement plus intense de chaleur au niveau de l'anode. Dès lors, une évaporation précoce de l'eau et à un assèchement du sol est observée (figure VI.22).
- la plaque de cuivre s'est corrodée en sa totalité pour les tests du premier GR1 et partiellement corrodée pour les tests du GR2. Cette corrosion est due en grande partie à l'électrolyse de l'eau entraînant une acidité du milieu due aux ions H^+ ; la présence des ions de cuivre réduit remarquablement l'efficacité du lessivage (Hu et al., 2018) car leur présence réduit l'épaisseur de la double couche diffuse et rend le potentiel zêta du sol moins négatif (Vane et Zang, 1997), ce qui cause la diminution de la perméabilité électro-osmotique.
- Le sol avec les particules chargées négativement devrait produire un flux électro-osmotique considérable. Mais l'augmentation des ions dans le fluide interstitiel diminuerait

l'épaisseur de la double couche diffusée dans les particules de sol et retarderait l'EOF (Moayedi et al., 2014).

- l'énergie consommée et la température élevée conduisent à la diminution de la teneur en eau par évaporation et assèchement du sol, alors des fissures de dessiccation apparaissent. Ces fissures réduisent l'efficacité de l'électro-osmose (figure VI.22)

Le flux électro-osmose est relié à l'intensité du courant et cette relation a été observée dans plusieurs recherches antérieures. Klouch et al., (2018) et Bessaim et al., (2020) ayant utilisés des électrodes en tube de cuivre

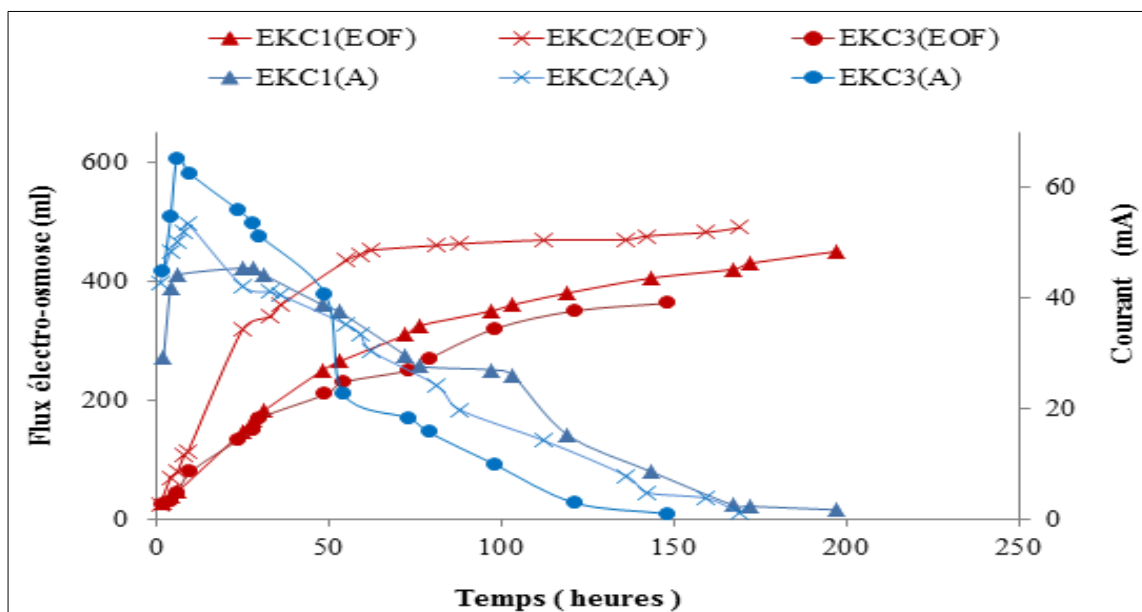


Figure (VI.20) : Corrélation entre le flux électro-osmotique et le courant électrique pour le GR1

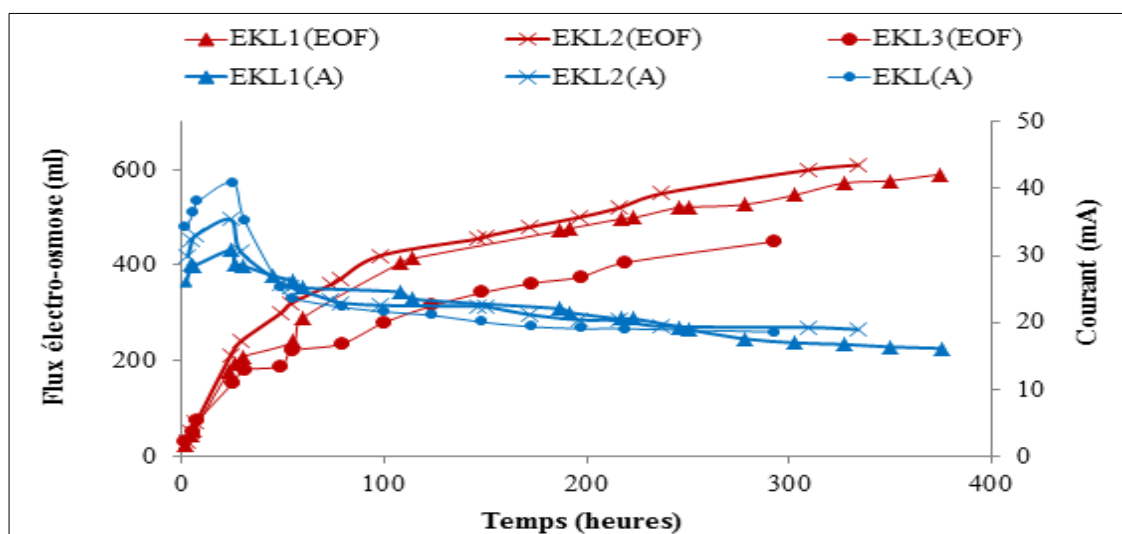


Figure (VI.21) : Corrélation entre le flux électro-osmotique et le courant électrique pour le GR2

En général, la diminution du flux est liée à la diminution de la concentration ionique en raison de la migration et au transport des espèces chimiques via l'électro-migration et l'électro-osmose, ainsi que le développement d'un environnement alcalin dans le compartiment cathodique avec la précipitation des sels, qui ont tendance à entraver l'espace poreux et donc d'entraver le flux électro-osmotique. Les mêmes résultats ont été rapportés par plusieurs chercheurs (Jayasekera et al., 2007; Cameselle et Reddy, 2012 ; Cameselle, 2015). Cependant, Sheng et al. (2019) ont constaté qu'il existe une limite supérieure pour la tension, et une fois dépassée, l'effet de l'électro-osmose n'augmente plus avec la tension appliquée. La figure (VI.22) illustre les conséquences du traitement. On peut remarquer que le mouvement de l'eau interstitielle de l'anode vers la cathode a rendu le sol entourant l'anode très sec et cimenté.



Figure (VI.22) : Etat physique du sol durant et après le traitement électrochimique.

VI.6. Evolution du coefficient de perméabilité électro-osmotique

Le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e) est calculé et tracé en fonction du temps des essais. La perméabilité électro-osmotique des sols est déterminée à base de la loi de Darcy à partir de l'équation suivante (chapitre III §III.2.1, équation III.3):

$$\text{➤} \quad Q_e = k_e E A \quad (\text{VI.4})$$

D'où le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e) est déterminé par l'équation :

$$\text{➤} \quad k_e = \frac{Q_e}{E \cdot A} \quad (\text{VI.5})$$

Les résultats obtenus montrent que le coefficient de perméabilité électroosmotique diminue avec le temps et est inversement proportionnel au gradient électrique (voir figures VII 23 et VII 24). Pour le test GR2, on constate que les valeurs calculées à 0,375 V/cm sont nettement supérieures à celles calculées à 0,625 V/cm et légèrement supérieures à 0,5 V/cm, avec une différence observée pendant les premières heures. Cette différence est liée au flux électro-osmotique (Q_e) combiné à l'effet de la tension appliquée selon l'équation (VI.5). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Estabragh et al. (2014).

Cependant, dans le test GR1, ces observations n'ont pas été vérifiées qu'à 0,375 V/cm et 0,625 V/cm, alors qu'à 0,5 V/cm, les valeurs calculées sont supérieures à 0,375 V/cm (Figure. VI.24) et ne commencent à diminuer qu'après 80 h de traitement contrairement au GR2. Cela peut être due à la différence entre la quantité du flux écoulé durant les premières heures où le débit était de 15,75 ; 25 et 12,5 (ml/h) pour EKC1, EKC2 et EKC3 respectivement. L'importance de cette variation de k_e est qu'initialement le débit d'effluent (solution) obtenu par électroosmose augmente jusqu'à un maximum. A partir de ce moment ; le volume d'eau déplacée par unité de temps diminue, et par conséquent, le débit du flux diminue.

En général, il a été remarqué que la perméabilité électro-osmotique du sol diminue avec le temps de traitement (Acar et al, 1990a). Les coefficients de la perméabilité électro-osmotique, calculés à partir des débits cumulés sont de $5,52 \times 10^{-6}$; $6,38 \times 10^{-6}$ et $4,27 \times 10^{-6}$ ($\text{cm}^2/\text{sec.V}$) pour EKC1, EKC2 et EKC3 et $4,53 \times 10^{-6}$; $3,95 \times 10^{-6}$ et $2,74 \times 10^{-6}$ pour EKL1, EKL2 et EKL3 respectivement.

Les changements du coefficient de perméabilité électro-osmotique sont contrôlés par l'intensité du champ électrique et dépendent des modifications du pH et de la teneur en eau du sol. Ce coefficient dépend des effets combinés de la porosité et du potentiel zêta. Il diminue à mesure que le potentiel zêta diminue en fonction du changement de pH.

Ces résultats sont cohérents avec ceux trouvés par Mohamedelhassan et Shang (2001) et Rittirong et al. (2008a). Lorsque la salinité du fluide interstitiel est importante, l'épaisseur de la double couche diminue, et conduit à une diminution du potentiel zêta et donc de la perméabilité électro-osmotique (Mitchel, 1991 ; Gargano, 2020).

Cependant, la présence d'ions de cuivre dues à la corrosion des anodes, réduit remarquablement l'efficacité de la déshydratation. La présence d'ions cuivre réduit aussi l'épaisseur de la double couche diffuse et rend le potentiel zêta du sol moins négatif (Vane et Zang, 1997) réduisant ainsi la perméabilité électro-osmotique.

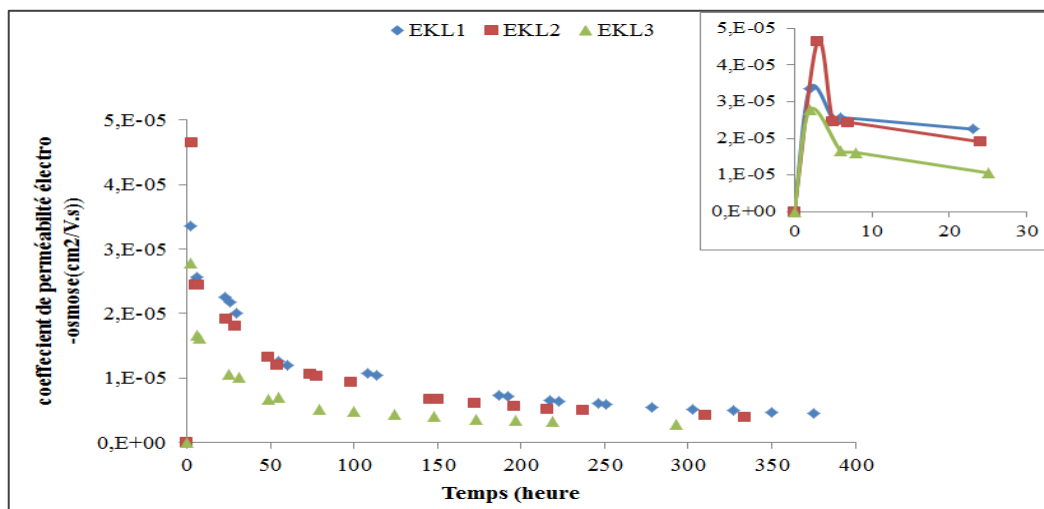


Figure VI.23 : Evolution du coefficient de perméabilité électro-osmotique du GR2

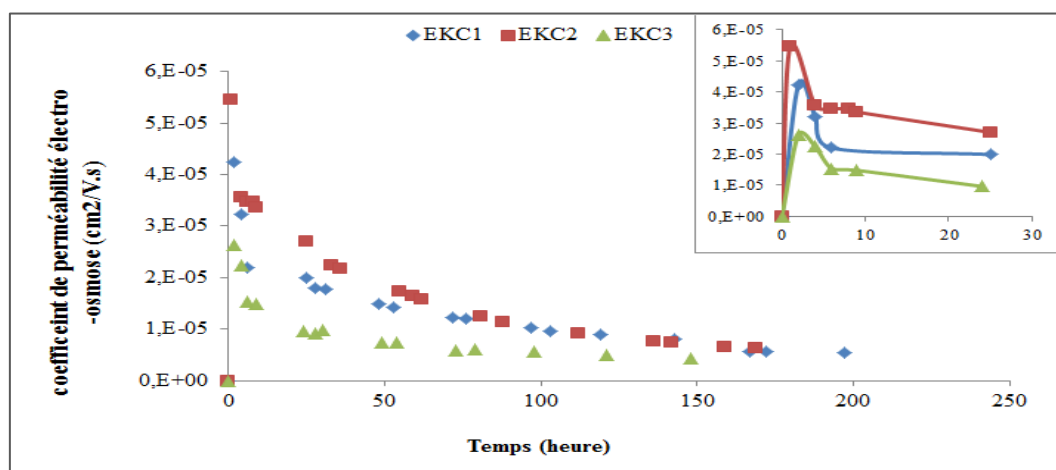


Figure VI.24 : Evolution du coefficient de perméabilité électro-osmotique du GR1

VI.7. Evolution de la conductivité électrique du flux électro-osmotique

L'évolution de la conductivité électrique du flux électro-osmotique pendant les essais est représentée sur les figures (V.25 et V.26). On peut noter que la variation de la conductivité suit la même évolution que le flux électro-osmotique pour tous les essais réalisés. L'essai EKC2 enregistre les valeurs les plus élevées pendant toute la durée du traitement, avec une valeur maximale de 128,75 mS/cm suivi du EKC1 et EKC3 avec 113,25 et 93,3 mS/cm respectivement. Les mêmes résultats ont été observés pour le GR2 où toujours le EKL2 est dominant, avec la valeur de 104,1 mS/cm suivi d'EKL1 et EKL3 pour des valeurs 99,8 et 91,3 mS/cm.

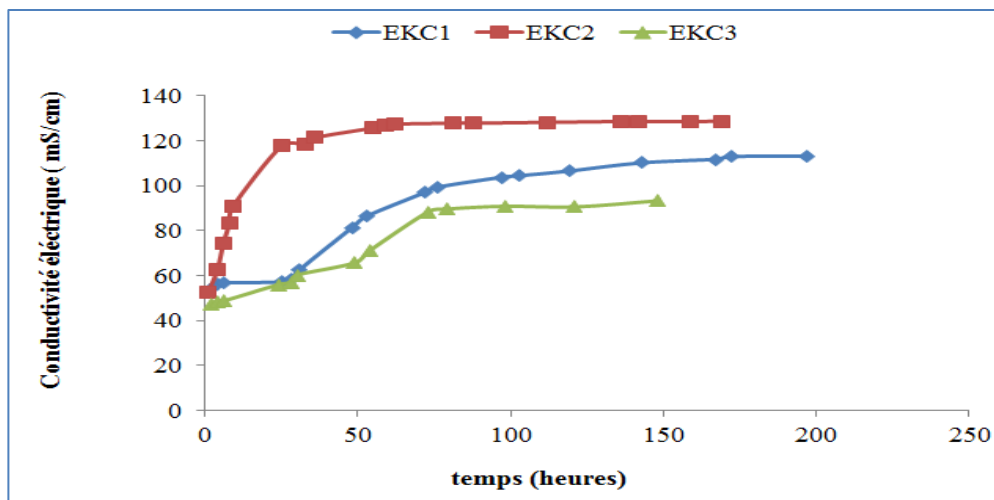


Figure VI.25 : Evolution de la conductivité électrique (CE) du flux électro-osmotique du GR1

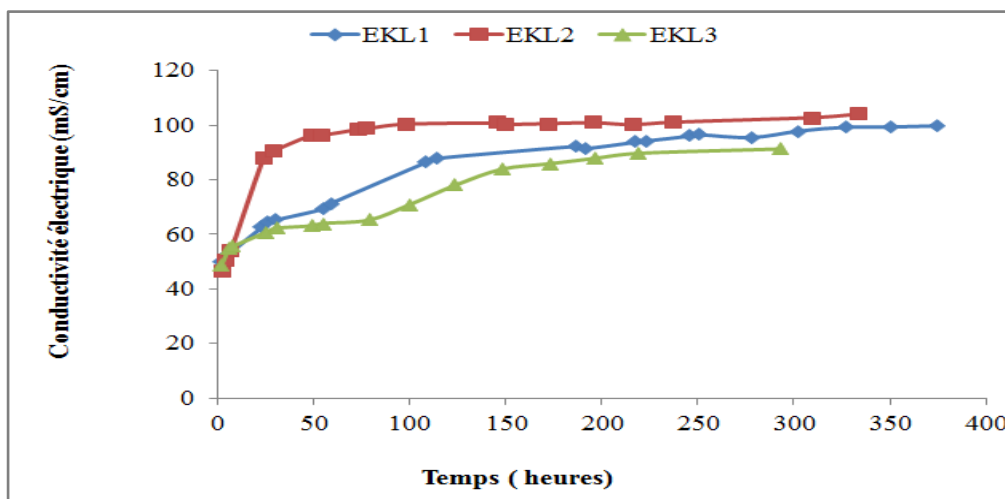


Figure VI.26 : Evolution de la conductivité électrique (CE) du flux électro-osmotique du GR2

Cette variation peut être expliquée par le fait que l'application d'un champ électrique sur un échantillon de sol entraîne des processus d'électro-osmose et d'électro-migration qui dépendent du gradient électrique et la nature d'électrode utilisée. Cette intensification induirait une forte migration alternée et lessivage des ions, provoquant ainsi un changement de conductivité électrique du flux en fonction de leur concentration (Reddy et al., 1997). Au cours de l'électro-osmose, les cations tels que Na^+ , K^+ , H^+ migreraient vers la cathode et sont donc entraînés par le flux drainé. Pour le GR1, la migration a été plus importante aux premières heures par rapport au GR2 (figure VI.27) ; ce qui a conduit à l'augmentation de la conductivité électrique. Cette augmentation traduit l'efficacité du processus dans le lessivage des sels dissous. Cependant, quel que soit la matière d'électrode utilisée, et le flux écoulé, la conductivité électrique atteint une valeur maximale et se stabilise jusqu'à la fin du traitement avec une timide continuation pour le EKC1 et EKL1.

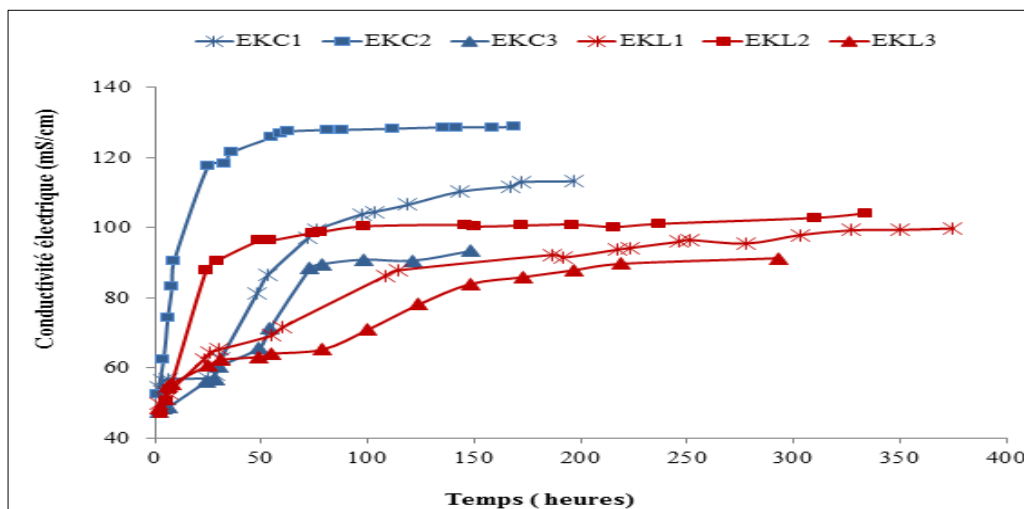


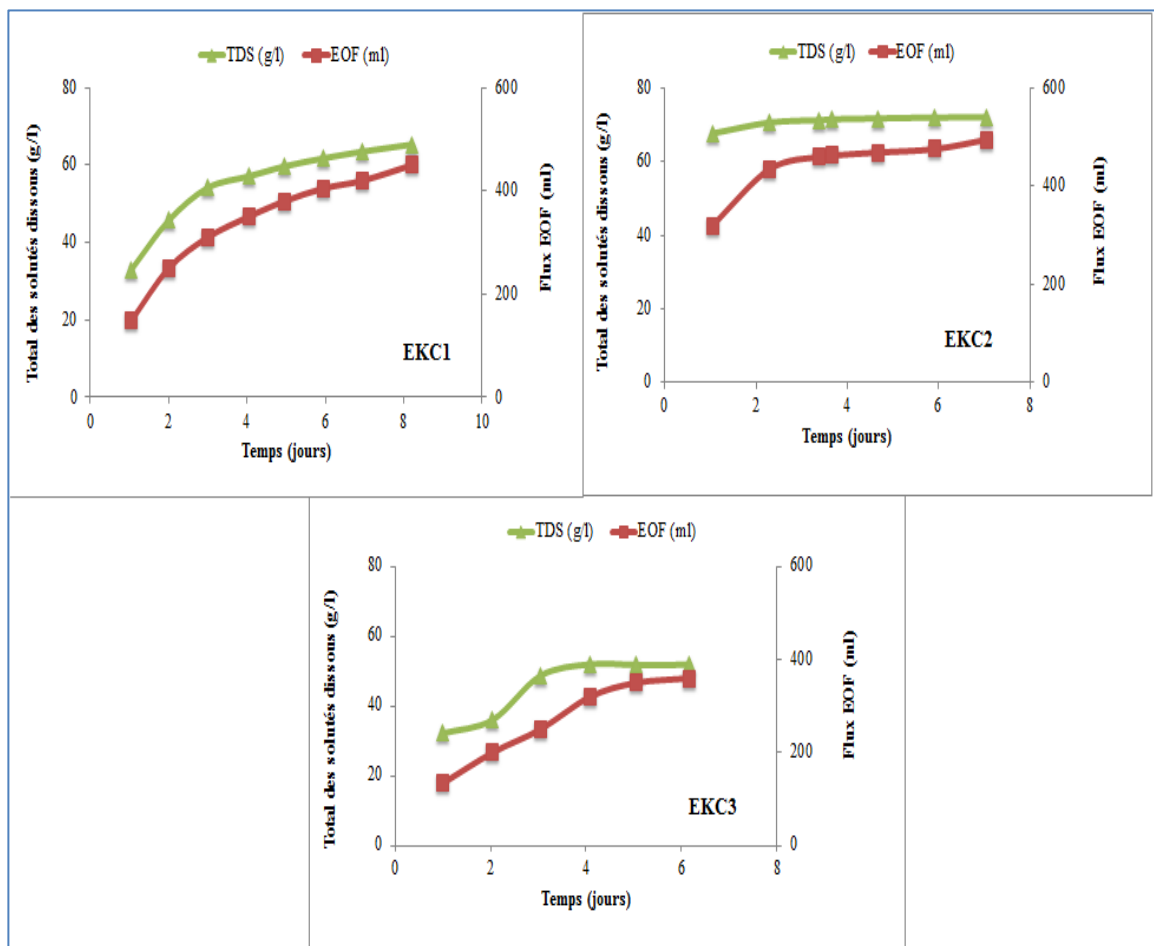
Figure VI.27 : Comparaison de la conductivité électrique (CE) du flux électro-osmotique pour l'ensemble des essais.

VI.8. Evolution des sels dissous (TDS) dans le flux électro-osmotique

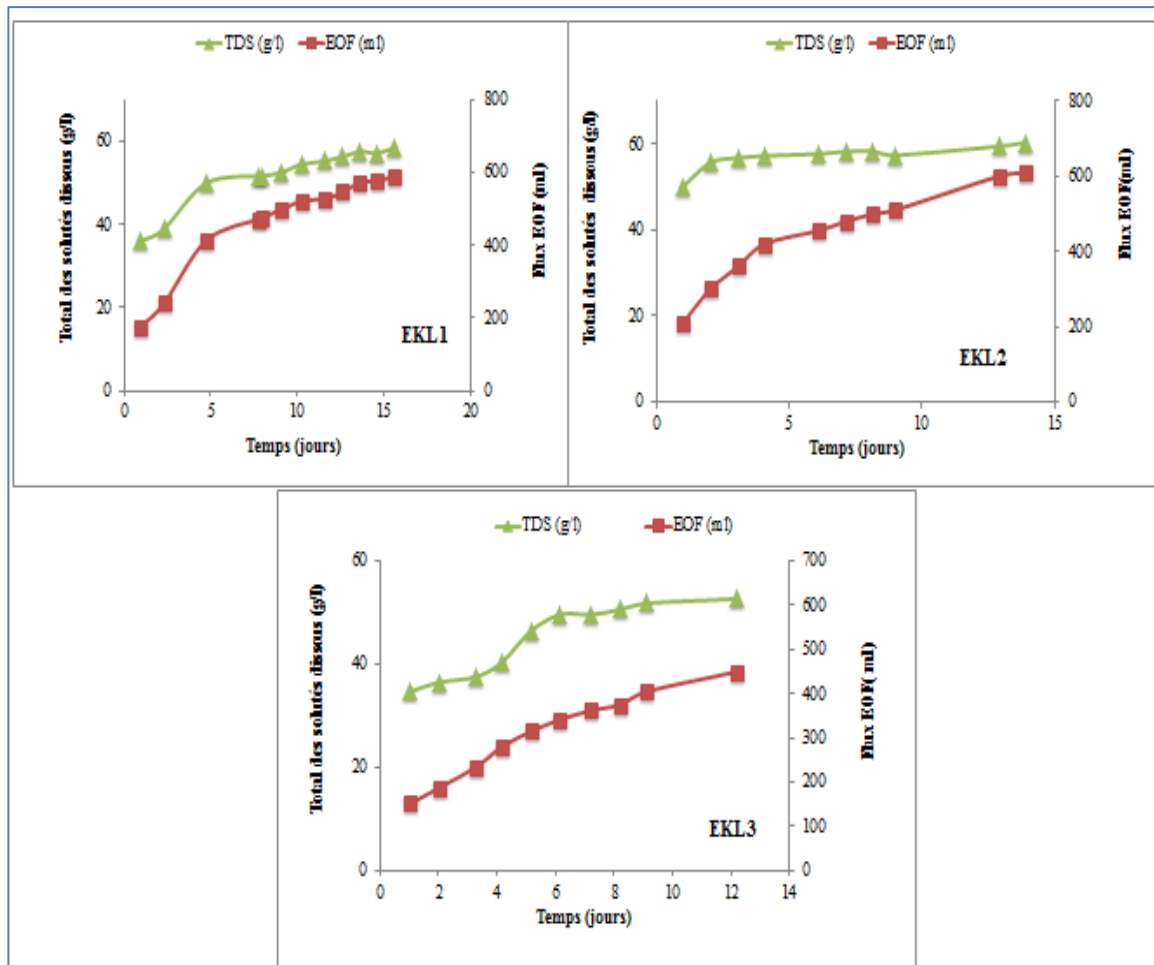
Pendant électrocinétique, le sel dissous dans l'eau interstitielle migre de l'anode vers la cathode et se décharge via le flux électro-osmotique. La salinité du sol traité est mesurée directement à l'aide du conductimètre. La conductivité électrique (CE) et le total des solides dissous (TDS) sont fréquemment utilisés comme paramètres indiquant le niveau de salinité des sols. Ces valeurs sont liées par des corrélations (USDA, 1954 ; Rodier, 2009 ; Patil et al., 2012 ; Daniels et al., 2016). Il est à noter que la conductivité électrique (propriété étroitement liée au TDS) des solutions dépend des concentrations et de la mobilité des ions dessous.

Les figures (VI.28 et VI.29) montrent l'évolution des sels dissous en fonction du temps comparé au flux déchargé. On peut observer à partir de ces figures que pour tous les essais, la teneur du lessivage augmente avec le flux et atteint une valeur maximale, à partir de laquelle rien n'est déchargé malgré la continuité de l'écoulement du flux électro-osmotique. Les valeurs du TDS pour EKC2 et EKL2 n'évoluent plus après 2 et 4 jours de traitement. Le même constat a été observé pour EKC3 et EKL3 qui s'arrêtent après 4 et 8 jours. Cependant, pour EKC1 et EKL1, il continue jusqu'à l'arrêt total du processus.

D'autre part, la baisse des valeurs du TDS indique que la diminution de la teneur en sel du sol traité est plus notable pour les essais avec des électrodes en cuivre que ceux avec des électrodes en laiton. On peut donc conclure qu'une désalinisation plus élevée peut être obtenue en utilisant les électrodes en cuivre avec une tension électrique optimale de 20 V.



Figures (VI.28) : Corrélation entre TDS et le flux électro-osmotique durant traitement du GR1



Figures (VI.29) : Corrélation entre TDS et le flux électro-osmotique durant traitement du GR2

VI.9. Efficacité du traitement sur l'extraction des sels

La nature des matériaux constituant les électrodes a une grande importance dans le processus électrocinétique. Cette dernière influe sur l'amélioration et l'optimisation de l'efficacité du processus d'une part, et sur l'économie du processus de traitement d'autre part. En conséquence, afin de sélectionner le matériau approprié pour la présente étude, une comparaison des différents taux d'extraction des sels a été faite au niveau des flux électro-osmomose recueillis à la fin des essais. La figure (VI.30) montre le taux d'extraction des sels après traitement, sous différentes tensions appliquées.

L'efficacité du traitement est calculée en comparant la quantité des sels dans la matrice du sol avant traitement et celle mesurée dans le flux électro-osmose en fin d'essai, il faut noter que le calcul ne prend pas en compte les anions: chlorure (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), bicarbonate (HCO_3^-), carbonate (CO_3^{2-}) et nitrate (NO_3^-), qui peuvent augmenter le taux d'extraction. Parmi les deux types de matériaux d'électrode étudiés, le cuivre a démontré une efficacité d'élimination

la plus élevée avec un taux d'extraction global de 22,02 % (EKC1) ; 29,49 % (EKC2) et 14,32 % (EKC3) contre le laiton 15,60 % (EKL1) ; 21,97 % (EKL2) et 13,64 % (EKL3).

Les taux d'extraction des sels après le traitement se manifestent en général dans l'ordre suivant : $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ comme illustré sur la Figure(VI.30). L'examen de ces résultats montre que le sodium (Na^+) est plus facile à extraire par le processus électrocinétique que les autres éléments chimiques. Le taux d'extraction des sels est donc proportionnel au paramètre de solubilisation appliqué au sol (gradient et électrode).

De plus, le mécanisme dépend principalement de la mobilité des ions (Acar, 1990). Hamnett (1980) a confirmé que les gros ions tels que le potassium, étaient moins mobiles que les petits ions tels que le sodium qui a une plus grande mobilité. Plus, la concentration ionique de l'espèce dissoute augmente, plus le phénomène de migration ionique augmente. A partir de ces résultats on peut déduire qu'une augmentation supplémentaire du gradient de tension n'améliore pas forcément l'efficacité du traitement de désalinisation.

Le taux faible d'extraction du calcium pour le EKC3 et EKL3, suggère que ce minéral s'est précipité, d'où la présence d'un précipité blanc observé à la surface du sol (voir figure VI.19). Pour le sodium, nous pensons qu'il a réagi avec l'humidité du sol, cela a généré de l'hydroxyde de sodium ou bicarbonate de sodium (Na_2CO_3), ce qui justifie la grande montée du pH coté cathode.

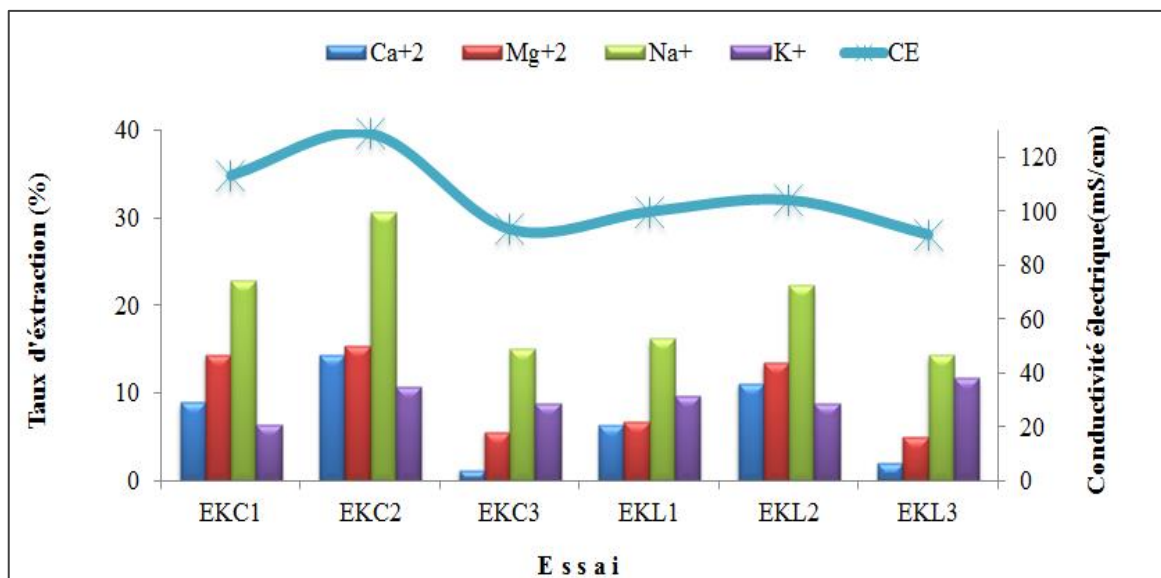


Figure (VI.30) : Effet de la tension électrique sur l'élimination des sels en fin d'essai

VI.10. Evolution des limites d'Atterberg après traitement

Les effets du traitement électrocinétique sur les caractéristiques de plasticité ont été évalués en utilisant les limites d'Atterberg. Les changements dans la chimie du sol ont affecté la teneur en humidité pendant le processus électrocinétique entraînant des changements dans la limite liquide (W_L), et la limite plastique (W_P) du sol traité.

D'après les mesures effectuées en fin d'essais, L'évolution des limites liquidité et plasticité du sol soumis à un traitement électrocinétique sous des gradients électriques 0,375, 0,5 et 0,625 V/cm est représentée par les figures (VI.31 et VI.32).

On constate que W_L et W_P diminuent à l'anode et augmentent progressivement vers la cathode pour atteindre voir dépasser celles de l'échantillon témoin avant traitement. Des variations similaires ont été rapportées dans la littérature (Micic et al., 2001 ; Bergado et al., 2003 ; Jayasekera et Hall, 2007 ; Liaki et al., 2010).

Les valeurs de limite de liquidité à proximité de l'anode pour tous les essais ont diminué entre 48,70 et 51,01 %. Cependant, près de la cathode, ont augmenté au-dessus de la valeur de témoin (56,57 %). Les valeurs les plus élevées sont enregistrées pour l'essai EKC3 (63,62 %) et EKL3 (62,12 %). Pour le W_P les valeurs varient de 23,15 à 24,68 % coté anode et 26,20 à 28,24 % coté cathode.

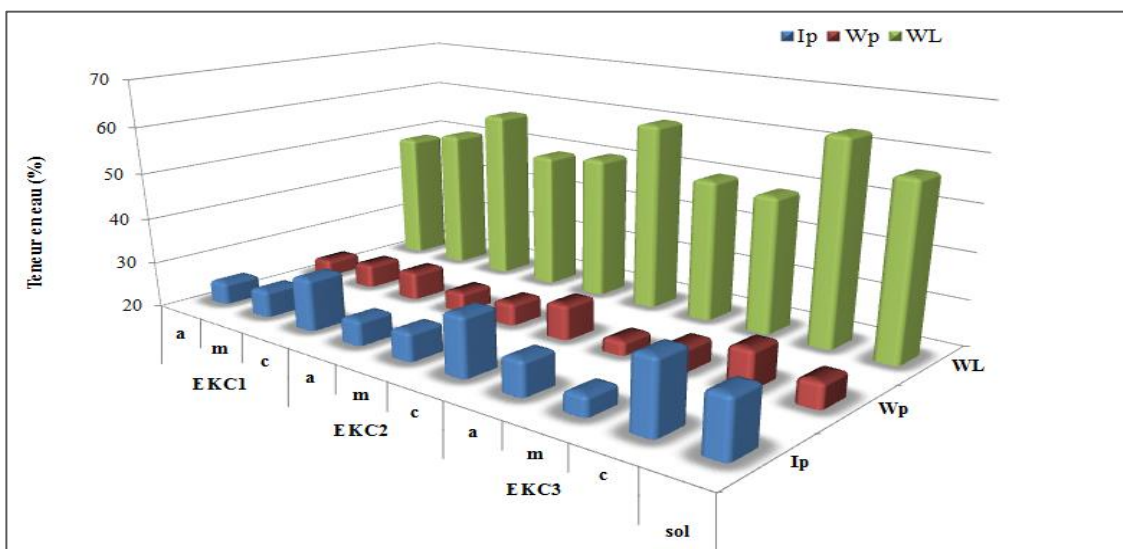


Figure (VI.31) : Evolution des limites d'Atterberg en fin d'essai pour le GR1

Avec : **a**: côté anodique de la cellule ; **m**: milieu de la cellule
; **c**: côté cathodique de la cellule

L'évolution des limites à l'extrémité cathodique est due aux redistributions ioniques. Le sol a un pH plus élevé indiquant une plus grande négativité de surface qui présente une plus grande affinité pour les cations. En effet, la migration des ions sodium vers la cathode a affectés d'une certaine façon cette augmentation. La présence d'un plus grand nombre d'ions Na^+ dans la solution et sur la surface des particules augmente le comportement de sorption de l'eau dans le sol (Jayasekera, 2008). Selon Mitchell et Soga (2005), l'augmentation de la valence des cations augmente la limite de liquidité des argiles peu expansives.

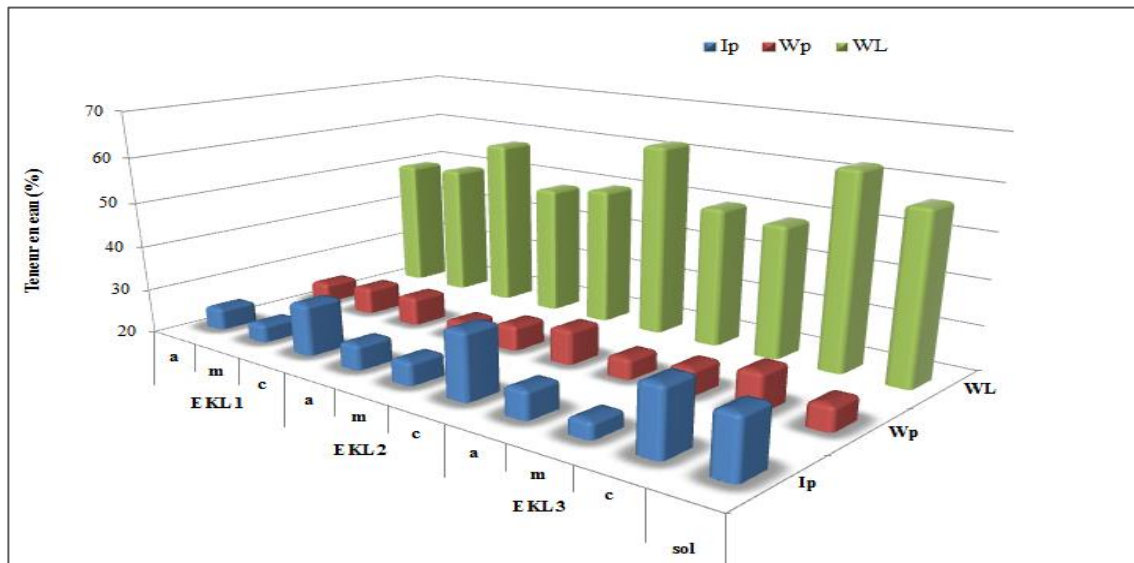


Figure (VI.32) : Variation des limites d'Atterberg en fin d'essai pour le GR2

A proximité de l'anode, le sol se comporte autrement. Le pH est faible dans cette région, et l'affinité pour l'eau est plus réduite. Par conséquent, on remarque une réduction en limites d'Atterberg. Les particules d'argile dans cette région ont moins de négativité et peuvent donc atteindre W_L et W_P à des teneurs en eau plus faibles. L'élimination d'une grande partie des ions Na^+ de cette zone aurait également contribué à la réduction de la capacité de sorption d'eau des particules d'argile.

Les deux figures montrent les changements correspondants dans I_p dus aux variations rapportées dans le W_L , W_P . Il est clairement noté que plus près de la cathode, I_p augmente entre 31,44 à 35,38 %. Cette augmentation est due à l'augmentation de la capacité de rétention d'eau du sol dans la région de la cathode en raison de l'augmentation de la concentration en sel. Vers l'anode, I_p diminue entre 24,91 à 27,5 %, en raison de la diminution de la capacité de rétention d'eau du sol dans cette région.

Le W_L et le W_P au milieu de la cellule semblent légèrement affecter par ces conditions de pH extrêmes qui se développent autour des électrodes. Ainsi, le W_L et le W_P au milieu de la cellule peuvent refléter la chimie du système dû aux processus électrocinétiques, et géochimiques du milieu poreux. Les valeurs enregistrées varient de 49,65 à 51,25 % pour W_L et 25,24 à 26,10 pour W_P .

Par conséquent, l'augmentation des limites de consistance pourrait être attribuée à la dispersion des particules d'argile de type CL lorsque la solution est saturée en sels soluble (Arasan et Yetimoglu, 2008).

V.8 .Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons procédé à l'évaluation de l'efficacité de trois gradients de tension et deux types d'électrode pour la désalinisation du sol des Bordjias. Sur la base de cette évaluation, le gradient de tension optimal et type d'électrode ont été déterminé suivant les conclusions suivantes :

1. Les gradients de tension appliqués ont entraîné des chutes de courant. Plus, ce gradient est élevé plus la chute est importante.
2. Les chutes de courant sont plus importantes lors de l'utilisation des électrodes en cuivre que ceux en laiton.
3. Des gradients de tension plus élevés ont diminué le temps de drainage du flux électro-osmotique; quel que soit l'électrode utilisée. Cependant, le flux le plus important a été atteint pour un gradient de 0,5 V/cm.
4. Des gradients de tension plus élevés ont entraîné une plus grande concentration de H^+ , ce qui a provoqué une plus grande corrosion d'électrode. Les électrodes en cuivre ont été totalement corrodées, ceux en laiton l'ont été partiellement.
5. la consommation d'énergie électrique lors d'une remédiation électrocinétique est proportionnelle au gradient électrique imposé, la nature d'électrode utilisée et le temps du traitement.
6. L'évolution de la conductivité électrique (CE) et le potentiel d'hydrogène (pH) du sol résultent des réactions géochimiques. Ces réactions dépendent du gradient de tension et la nature des électrodes et la concentration d'électrolytes dans l'eau interstitielle.
7. La conductivité des flux augmentait durant le traitement, témoignant d'un lessivage continu des sels. La conductivité la plus élevée est enregistrée pour le gradient 0,5 V/cm.

8. L'efficacité du traitement est atteinte pour l'essai EKC2 avec 29,49 %, ce qui témoigne de la réussite du procédé pour un sol ayant une salinité et sodicité très élevées.
9. Les changements dans la limite d'Atterberg sont sensibles au processus électrochimique sous courant électrique, quel que soit la tension appliquée l'augmentation des limites côté cathode indique une forte concentration des sels dans cette région bloqués par « effet focusing », la diminution côté anode indique un lessivage des sels.

Conclusion Générale

La dégradation des terres est aujourd'hui un problème majeur ayant des répercussions à l'échelle régionale et mondiale. La complexité du problème réside dans les différentes causes conduisant à la diversité des formes de dégradations, où leurs interactions, leur sévérité et leur extension peuvent aggraver encore plus le problème. Les causes de dégradation peuvent être naturelles mais surtout anthropiques. Les informations sur l'ampleur des dégradations des sols au niveau mondial sont difficiles à répertorier et à comptabiliser, principalement en raison de la complexité technique de leurs mesures et de la collecte des informations. C'est pourquoi, il est difficile d'évaluer les impacts économiques et environnementaux instantanés et à long terme.

La dégradation peut être physique se traduisant par une dégradation de la structure du sol telle que l'érosion, ou chimique telle que la pollution et la salinisation. L'interaction sol-polluants modifie le comportement du sol et peut également entraîner divers problèmes géotechniques, entraînant des défaillances structurelles progressives telles que la perte dans de la capacité portante, une faible résistance au cisaillement, un tassement ou un gonflement.

La contamination des sols représente une menace importante pour l'environnement dans presque toutes les régions du monde. Pour éliminer les risques potentiels posés par les sites pollués, diverses technologies de remédiation in situ et ex situ ont été développées pour immobiliser et/ou transformer ou lessiver les contaminants. Chacune d'entre elles a ses avantages et ses inconvénients, et en réalité, le choix des stratégies appropriées d'assainissement des sols est propre au site et divers aspects doivent être pris en considération.

Parmi les nombreuses techniques de remédiation des sols, l'électrocinétique est apparue comme une mesure potentielle, en particulier pour le traitement in situ des sols. En revanche, cette méthode qui est surtout connue pour son application pour l'extraction des métaux lourds, et utilisée depuis des années en géotechnique. Les ingénieurs utilisent des courants électriques directs pour la consolidation électro-osmotique et la stabilisation des remblais de sol fins. Le champ électrique permet le drainage et la consolidation des sols.

La salinité des sols est une forme de pollution ; elle est l'une des principales causes de la dégradation des terres à l'échelle mondiale. Les sols affectés par le sel, tels que les sols salins ou sodiques, sont répartis sur tous les continents à différents niveaux d'intensité du problème. Les tendances actuelles du changement climatique, avec l'augmentation de la fréquence et de

la gravité des sécheresses, constituent une grave menace et créent des risques importants dans les zones arides et semi-arides car les sécheresses accélèrent et propagent les processus de mobilisation et d'accumulation du sel dans les sols.

Cette thèse avait pour but d'étudier la possibilité de désalinisation du sol de la plaine des Bordjias caractérisée par une forte salinité en utilisant la méthode électrochimique. La méthodologie de travail est divisée en trois parties : (1) détermination du cadre géographique et pédologique de la plaine, (2) analyse pédologique du sol (3) application du traitement électrocinétique et optimisation des paramètres. Les résultats obtenus peuvent être résumés comme suit :

(1) L'exploitation des travaux antérieurs ; cartographiques, données statistiques (pluviométrie, température..) et pédologiques, nous ont permis de tracer l'évolution des changements climatiques (précipitation et température) et de conclure que la plaine des Bordjias est soumise à un climat méditerranéen semi-aride, caractérisé par une faible pluviométrie et des températures élevées en saison chaude et sèche. L'origine de la salinisation est due à deux facteurs importants: primaire due aux formations géologiques salées du sol, et secondaire due à l'irrigation avec une eau souterraine minéralisée avec un degré d'agressivité très fort. L'évolution spatiale de la salinité varie de moyenne à très élevée d'une zone à autre, la conductivité électrique du sol oscille entre 4 à 16.26 mS/cm et peut dépasser les 25 mS/cm.

(2) L'analyse physico-chimique et pédologique des échantillons de sol prélevés a révélé que le sol étudié est de texture fine à très fine (argileux-limoneux), à moyenne plasticité, constitué principalement d'illite et de kaolin. Le profil présente une salinisation ascendante dite saline à très saline, avec un CEps > 4 mS/cm ; ESP > 15 %. Le sol est par conséquent classé comme sol salin-sodique présentant une alcalinité grave à très grave à caractère dispersif.

(3) L'aperçu de la méthode de traitement électrocinétique présenté dans le chapitre (VI) à démontré l'effet du potentiel électrique, de la nature et surface des électrodes sur l'efficacité du traitement électrochimique. Des expériences ayant pour but d'éliminer les sels présents dans les échantillons de sol des Bordjias ont été réalisées au laboratoire, sous des potentiels électriques continus de 15 ; 20 et 25 V, en utilisant des électrodes en cuivre et en laiton. L'analyse des divers effets électrochimiques sur le comportement physique et

physicochimique du sol et les principales conclusions tirées peuvent être résumées comme suit:

➤ Lors de l'application d'un potentiel électrique aux échantillons de sol traités, le milieu sol-liquide subit de multiples changements physiques, chimiques et électriques dus à de multiples processus électrochimiques complexes, se produisant dans le milieu du sol poreux. L'observation la plus importante de ces expériences est le développement de zones humides et sèches entre les électrodes, en raison du flux électroosmotique de l'anode à la cathode en fin d'essai. Les tests ont commencé avec un courant relativement élevé, puis ce dernier a diminué progressivement jusqu'à stabilisation. Les EKC3 et EKL3 ont montré au départ un plus grand flux de courant électrique que les autres essais. En raison de la décomposition par électrolyse de l'eau au cours électrocinétique, des ions H^+ et OH^- sont générés respectivement coté anode et cathode. Ces ions réagissent avec les anions et les cations, respectivement, et produisent les environnements acide et basique. En outre, la diminution de la CE après le traitement EK signifie que le sol salin a été plus au moins traité, car la CE est une mesure directe de la salinité du sol. Même si l'ensemble de l'échantillon de sol dans la cellule EK n'a pas été totalement lessivé. La conductivité à la fin de l'essai a diminué en moyenne de 52,38 % pour le GR1 et 41,64 % pour le GR2 par rapport à la valeur initiale.

➤ Un débit plus élevé du flux électro-osmotique a été observé pendant les premières heures du processus électrocinétique, après quoi une diminution progressive du taux du flux électro-osmotique a été notée. Cela a affecté l'évolution du coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e), ce qui a influencé en retour le volume du flux électro-osmotique cumulé final. Le flux électro-osmotique le plus élevé a été enregistré pour une tension électrique de 20 V (EKC2, EKL2) ; les conductivités électriques correspondantes des flux étaient les plus élevées, témoignant ainsi d'un lessivage important des sels.

➤ La consommation d'énergie est un facteur clé pour l'évaluation de l'efficacité du procédé. Les potentiels plus élevés favorisent le processus électro-osmotique, à la fois en termes de puissance et d'efficacité. Pourtant, plus de courant est consommé à l'interface de l'électrode plus l'énergie est gaspillée. Par conséquent, une limite supérieure de 0,5 V/cm est à suggérer comme gradient électrique optimal pour le traitement des sols des Bordjias.

➤ L'analyse de la relation entre les sels dissous totaux et le flux électro-osmotique permet de conclure qu'ils étaient significativement liés. Quel que soit la tension appliquée et les électrodes utilisées, la concentration en TDS augmente avec le débit, atteignant une valeur maximale à laquelle aucune extraction de sel n'est observée lorsque le débit est poursuivi.

Cela signifie que des lessivages importants des sels peuvent être obtenus en peu de temps et sans attendre la fin du traitement. Les valeurs maximales TDS ont été atteintes pour EKC2 et EKL2.

➤ Le mouvement des sels est déterminé par leur mobilité ionique et leur solubilité. Les ions sont transportés à travers le compartiment du sol par électro-migration. L'efficacité d'élimination des ions les plus importants est de 29,49 % pour l'essai EKC2 en fin de traitement. Cela signifie que le taux de migration des ions dans le milieu poreux est fonction de nombreux paramètres : le gradient de tension, la chimie des fluides interstitiels et la nature de l'électrode.

➤ Pendant le traitement électrocinétique, il y avait une amélioration des limites d'Atterberg et des caractéristiques de plasticité dans le sol côté anode plus que côté cathode. Les changements des limites d'Atterberg sont régis par les effets électrochimiques qui varient également à travers l'échantillon de sol sous l'effet du courant électrique. Les facteurs qui contribuent à la variation des limites d'Atterberg comprennent le pH, la concentration de l'électrolyte, et l'effet de sorption des cations sur la surface des particules. Cela justifie la variation des valeurs des limites le long de la cellule, où elles ont augmentaient côté cathode et diminuaient coté anode, témoignant ainsi d'une certaine amélioration du sol côté anode.

De ce qui suit, il apparaît évident qu'avec le traitement EK, le développement des zones sèches conduit à l'apparition de régions presque non conductrices à travers le sol. L'existence de la résistance interface-sol-électrode ainsi que de l'apparition de fissures à proximité de l'électrode, provoquent une perte considérable de tension appliquée et par conséquent une chute du courant électrique. Ces complications peuvent grandement affecter l'efficacité du traitement électrocinétique et pourraient conduire à l'arrêt du processus comme il a été rapporté dans la bibliographie.

L'évolution du flux est régie par le gradient électrique appliqué, en conséquent pour tous les tests effectués, l'application d'un potentiel graduellement élevé génère deux problèmes principaux ; la corrosion et la chaleur. Ces deux paramètres influent sur l'électro-osmose et par conséquent sur le flux final. Par ailleurs, l'environnement alcalin dans le compartiment cathodique, qui est généré par l'électrolyse de l'eau, produit et provoque la précipitation des sels tout en colmatant les pores du sol.

Cependant, une salinité élevée correspond à une concentration excessive d'électrolytes qui conduirait à son tour à une restriction du mouvement des ions et générerait une diminution de la double couche diffuse .En conséquence, le potentiel zêta diminue de manière

significative et le coefficient électro-osmotique diminue en conséquence. Cependant, une concentration excessive d'électrolytes entraînerait également une production d'énergie importante. Aussi, les des deux types d'électrodes utilisées, les électrodes en laiton ont présenté moins de corrosion, permettant ainsi le prolongement du temps de traitement et un drainage du flux plus important . Néanmoins, les électrodes en cuivre ont permis une meilleure extraction des sels par rapport aux électrodes en laiton. Il semble que le gradient 0,5 V/cm est la limite supérieure à utiliser dans un traitement électrocinétique pour un sol caractérisé par une salinité élevée tel que le sol des Bordjias.

En conclusion, les sols à haute salinité (donc à haute conductivité électrique) ne sont pas très adaptés au traitement EK, tandis que l'efficacité de l'extraction peut être maximale à une salinité moins basse. Afin de déterminer un seuil au-delà duquel le traitement EK est efficace, (où ce seuil dépend des différentes propriétés de chaque sol), il faut qu'un gradient de tension raisonnable soit déterminé pour obtenir un traitement électro-osmotique efficace tout en réduisant efficacement la consommation d'énergie correspondante. Ce gradient optimal doit être déterminé en fonction du temps et des coûts réels associés à un projet lorsque la méthode électro-osmotique est utilisée pour traiter les sols très salins.

En perspectives, et pour une meilleure optimisation du procédé électrocinétique ; il sera très intéressant de varier les conditions aux limites telles que l'étude de la configuration et la nature des électrodes sur la performance du procédé électrocinétique d'une part et de l'impact du courant intermittent sur l'énergie consommée durant le traitement d'autre part.

Il faut noter qu'un sol salin-sodique soumis à un champ électrique présente des complications géochimiques provoquant l'augmentation du pH du côté cathode, alors l'emploi des solutions acides au niveau de la cathode pourra permettre l'amélioration de l'efficacité du traitement.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

- **Abdennour** M.A, Douaoui A, Bradai A, Bennacer A (2019).“Application of kriging techniques for assessing the salinity of irrigated soils: the case of El Ghrous perimeter, Biskra, Algeria”. Span Journal Soil Sciences. doi. org/ 10. 3232/ SJSS. 2019. V9. N2. 04
- **Abduljawwad** SN, Bayomi F, Al-Sheikh AKM, Al-Amoudi OSB(1994). “Influence of geotextiles of performance of saline sabkha soils”. Journal Geotech Eng 120(11), pp 1939-1959. doi. org/ 10. 1061/ (ASCE) 0733- 9410(1994) 120: 11(1939)
- **Abdullah** W.S.,Al-Abadi, A. M. (2010).“Cationic–electrokinetic improvement of an expansive Soil” Applied Clay Science, 47(3-4),pp 343-350.doi.org/10.1016/j. clay.2009.11.046.
- **Abu zeid** Mahmoud M, Ahmed K. Abd El-Aal (2017).“Effect of salinity of groundwater on the geotechnical properties of some Egyptian clay Egyptian Journal of Petroleum (2017) 26, 643-648 .doi.org/10.1016/j.ejpe.2016.09.003
- **Acar Y. B.**, Gale, R. J., Putnam, G. A., Hamed, J.et Wong, R. L. (1990b). “Electrochemical processing of soils: Theory of pH gradient development by diffusion, migration, and linear convection”. Journal of Environmental Science et Health Part A,25, pp 687-714
- **Acar Y. B.**, Gale, R. J., Hamed, J, et Putnam, G. (1990a). “Acid/base distributions in electrokinetic soil processing”.Transportation Research Record. 1288, pp23-34.
- **Acar Y.B.(1992)**“ Electrokinetic cleanups”.Civil engineering ASCE, (62), 10,pp 58-60
- **Acar, Y. B.** and Alshawabkeh, A N. (1993) “Principles of Electrokinetic Remediation,” Environmental Science and Technology, Vol. 27.(13), pp 2638-2647.
- **Acar, Y.B.**, Gale, R.J., Alshawabkeh, A.N., Marks, R.E., Puppala, S., Bricka, M., Parker, R., (1995). “Electrokinetic Remediation: Basics and Technology Status.” Journal of Hazardous Materials 40(2), pp 117-37.
- **Adam I.**, Michot D., Guero Y., Soubega B., Moussa I., Walter C., (2012) “Detecting soil salinity changes in irrigated Vertisols by electrical resistivity prospection during a desalinization experiment”. Agricultural Water Management 109, pp1-10.
- **Ahmad, N.**, Qureshi, R.H., Qadir, M.,(1990) “Amelioration of a calcareous saline-sodic soil by gypsum and forage plants”. Land Degradation et Development 2, pp 277-284.

- **Ahmad** Kamarudin , Khairul Anuar Kassim , Mohd Raihan Taha (2006). “Electroosmotic flows and electromigrations during electrokinetic processing of tropical residual soil”. Malaysian Journal of Civil Engineering 18(2), pp 74-88
- **Ahmad**, K., Taha, M.R. et Kassim, K.A. (2010) “Electrokinetic treatment on a tropical residual soil.” Proceeding of the ICE-Ground Improvement, 164, 3-13 , pp 1755-0769.
- **Alcantara**, MT, Gomez, J., Pazos, M. Sanroman, MA (2012) “Electronique dépollution des sols pollués par le plomb et le phénanthrène”. Géoderme, 173-174, pp128-133
- **Al-Hamdan** AZ, Reddy KR (2008) “Electrokinetic remediation modeling incorporating geochemical effects”. J Geotech Geoenvironmental Eng 134(1), pp 91-105
- **Almheiri** .Zainab O., Meguid .Mohamed A. (2019) “Buried infrastructure in saline soils: A review”. Conference: Canadian Society for Civil Engineering Annual Conference, CSCE 2019. Canada. <https://www.researchgate.net/publication/333808729>
- **Al-Omari** R.R., Mohammed W.K., Nashaat I.H., Kaseer O.M., (2007). “Effect of sulphuric and phosphoric acids on the behaviour of a limestone foundation”. Ind. Geotech. Journal. 37,pp 263-282.
- **Alshawabkeh** A.N.; Gale, R.J.; Ozsu-Acar, E.; Bricka, R.M.(1999) “Optimization of 2-D electrode configuration for electrokinetic remediation”. Journal of Soil Contamination, 1999, 8(6),pp 617-635.
- **Alshawabkeh** A.N., (2001). “Basics and application of electrokinetic remediation. Handouts prepared for a short course”. Federal University of Rio de Janeiro.
- **Alshawabkeh** A.N. , Sheahan, T.C. (2003) “Soft soil stabilisation by ionic injection under electric fields.” Ground Improvement, vol. 7,pp 177-185.
- **Ammami** MT (2013) “Contribution à l’étude des processus électrocinétiques appliqués aux sédiments de dragage”. Thèse Dr Univ du Havre 183.
- **Andreu** V., Picó Y. (2004). “Détermination des pesticides et de leurs produits de dégradation dans le sol : revue critique et comparaison des méthodes”. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 23(10–11),pp 772–789. doi.org/ 10.1016/j.trac.2004.07.008
- **ANRH** (1978) “Etude agro pédologique de la plaine des Bordjias”. ANRH, Algiers, pp 98
- **ANRH** (1999) “Etude agro pédologique de la plaine des Bordjias”. ANRH, Algiers, pp 115.
- **Arasan** S et Yetimoglu T (2008) “Effect of inorganic salt solutions on the consistency limits of two clays”. Turk Journal Eng Environ Sci 32:107–115.

- **Armstrong**, A.S.B., Hughes, E.J., Rycroft, D.W., Tanton, T.W., Pearce, G.R., Abbott, C.L., (1996b). “Reclamation of saline clay soils”. A manual of the Horizontal Leaching Technique. Université of Southampton and HR Wallingford UK, 36 p.
- **Asad**, S. A., Farooq, M., Afzal, A., West, H., (2019). “Integrated phytobial heavy metal remediation strategies for a sustainable clean environment: A review”. *Chemosphere* 217, pp 925-941.
- **Asadi**, A., Huat, B. B., Nahazanan, H., Keykhah, H. A. (2013). “Theory of electroosmosis in soil”. *International Journal of Electrochemical Science*, 8, 1016-1025.
- **Aubert**, (1976) “les sols sodiques en Afrique du nord” *Ann, de l’INA d’alger*, VI, (1), pp 185-196.
- **Aubert G** (1983) “Observation sur les caractéristiques, la dénomination et la classification des sols salés ou salsodiques”. *Cah ORSTOM Ser Péd (XIIe Congrès de l’Association Internationale de Science du Sol, New Delhi) XX*, pp 73–78

B

- **Balkanlou**, K. R., Muller, B., Cord, A. F. et al (2020). “Spatiotemporal dynamics of ecosystem services provision in a degraded eco-system: A systematic assessment in the Lake Urmia basin Iran”. *Science of the Total Environment*, 716. doi.org/10.1016/j.scitenv.2020.137100
- **Baraud**, F., Fourcade, M. C., Telleir, S., & Astruc, M. (1997). “Modelling of decontamination rate in an electrokinetic soil processing”. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 68(2), pp 105-121.
- **Barker**, J.E, Rogers, C.D.F., Boardman, D.I. Peterson, (2004) “Electrokinetic stabilization: an overview and case study.” *Ground Improvement*, 8, pp 47-58.
- **Bazilevich**, N.I. & Pankova, E.I. (1972). “Soil classification by the content of soluble salts and ions”. *Bulletin of V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, Russian* , 5, pp 36-40.
- **Beaulieu** .J. F. J, (1995) “Controle des pH dans la décontamination des sols par électrocinétique”, *Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke*, 235 p.
- **Bekkouche** MS, Bessaim MM, Maliki M, Missoum H, Laredj N (2020) “Enhanced electrokinetic removal of problematic salts in arid and semi-arid areas”. *Euro-Mediterranien Journal Environ Integr* 5:6. doi. org/ 10. 1007/ s41207- 020- 0142-9.
- **Benhassine H** (2006) “Nature minéralogique et rôle nutritionnel des argiles de sols céréaliers en région subhumide à semi-aride (Tunisie) ”. *C R Géosci* 338(5), pp 329-340. doi. org/ 10. 1016/j. crte. 2006. 02. 012

- **Benan Yazici-Karabulut, Ayşe Dilek Atasoy (2019)** “improvement of saline harran soils by electrokinetic remediation method” middle east journal of science 5(2), pp 126-133, doi: 10.23884/mejs.2019.5.2.04
- **Bennett, J. M., Marchuk, A., Marchuk, S., & Raine, S. (2019).** “Towards predicting the soil specific threshold electrolyte concentration of soil as a reduction in saturated hydraulic conductivity: the role of clay net negative charge”. *Geoderma*, 337, pp 122-131. doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.030.
- **Berkane.Ibrahim, Houari Boulenouar, Youcef Bekhadda, Farid Gacem, Abdelkader Douaoui, Mohamed Larid, Khelloufi Benabdeli (2021)**“Assessment And Mapping Of The Agro-Ecological Risk In The Mina Plain (Northwestern Algeria): Soil Salinity And Irrigation Water Quality” *Ekologia (Bratislava) - Journal of the Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences*, 40 (3): 201–211, .doi:10.2478/eko-2021-0022.
- **Bergado DT, Sasanakul I and Horpibulsuk S (2003)** “Electro-osmotic Consolidation of Soft Bangkok Clay using Copper and Carbon Electrodes with PVD”. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA, ETATS-UNIS, 26.
- **Bert Valérie, Anissa Hadj-Sahraoui, Corinne Leyval, Joel Fontaine et Stéphanie Ouvrard (2012)**, “Les phytotechnologies appliquées aux sites pollués recherche et innovation”. Etat de l’art et guide de mise en œuvre”, éditée par l’agence de l’environnement et de la maîtrise de l’énergie (ADEME).France.
- **Bessaim Mohammed Mustapha, Hanifi Missoum, Karim Bendani, Nadia Laredj, Mohamed Said Bekkouche (2020).** “Sodic-saline soil remediation by electrochemical treatment under uncontrolled pH conditions” *Arabian Journal of Geosciences*.13,pp 199 doi.org/10.1007/s12517-020-5210-6
- **Bessaoud O, Pellissier J-P, Rolland J-P, Khechimi W (2019).** “Rapport de synthèse sur l’agriculture en Algérie”. CIHEAM-IAMM, Montpellier, pp 82, hal Id: hal-02137632. hal. Archives ouvertes. fr/ hal- 02137 632
- **Bjerrum L., Moum, J. & Eide, O (1967).** “Application of electroosmosis to a foundation problem in a Norwegian Quick Clay.” *Geotechnique*, 17,pp 214-235.
- **Bneder (2015)** “Etude de faisabilité technico économique de mise en valeur des terres par la concession : Périmètre Bordjia dans les communes de Hassiane et Sirat”. Direction des Services Agricoles, Mostaganem, pp 1-137
- **Boulaine, J. (1923).** “Carte de Reconnaissance des Sols d’Algérie. Mostaganem”. National Soil Maps (EUDASM).

- **Boualla N, Benziane A, Derrich Z (2012)** “Origine de la salinisation des sols de la plaine de M’léta (bordure sud du bassin sebkha (Oran) ”. *Journal Appl Biosci* 53, pp 3787-3796.
- **Bouhata Rabah, Mahdi Kalla , Hadda Driddi,(2015)** “Cartographie de la variabilité spatiale de la salinité du sol dans de la zone endorhéique de gadaine (Nord-Est Algérien) ” *Romanian Journal of Geography* 2015; 59 (1), pp 63-69;
- **Bradai A, Douaoui A, Bettahar N, Yahiaoui I, (2016)** “Improving the prediction accuracy of groundwater salinity mapping using indicator kriging method" *Journal of Irrigation and Drainage Engineerin* 142(7):04016023
- **Bruell, C. J., Segall, B. A., and Walsh, M. T. (1992).** "Electroosmotic removal of gasoline hydrocarbons and tce from clay." *j. envir. engrg., ASCE*, 118 (1), pp 68-83.
- **Buthelezi- Dube, N. N., Hughes, J. C., Muchaonyerwa, P., Caister, K. F., & Modi, A. T. (2020).** “Soil fertility assessment and management from the perspective of farmers in four villages of eastern South Africa" *Soil Use and Management*, 36, pp 250-260. doi.org/10.1111/sum.12551
- **Butterfield, R., Johnston, I.W., (1980).** “The influence of electro-osmosis on metallic piles in clay”. *Geotechnique* 30 (1), pp 17-37.

C

- **Calvet R (2003)** “Le sol, propriété et fonction, phénomènes physiques et chimiques" Tome 2. Ed. France. Agricole, 511 p.
- **Cameselle Claudio (2015)** “Enhancement of electro-osmotic flow during the electrokinetic treatment of a contaminated soil” *Electrochim. Acta*, 181, pp 31-38. doi.org/10.1016/j.electacta.2015.02.191.
- **Claudio Cameselle, Krishna R. Reddy (2012).”** Development and enhancement of electro-osmotic flow for the removal of contaminants from soils » *Electrochimica Acta* 86 , pp 10-22 . doi.org/10.1016/j.electacta.2012.06.121.
- **Casagrande A (1948)** “Classification and identification of soils. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 113,pp 901-930.
- **Casagrande, I.L. (1949).** Electro-osmosis in soils. *Géotechnique*, 1(3) : 159-177. doi.org/10.1680/geot.1949.1.3.159
- **Casagrande, L. (1952).** “Electro-osmotic stabilization of soils”. *Transactions of Boston Society of Civil Engineers*, 39,pp 51-83.
- **Casagrande, L. (1983).** “Stabilization of soils by means of electro-osmosis”. *Journa of the Boston Soc. of Civil Engineers section, ASCE*, .69 (2), pp 255-302.

- **Cecchin** I, Reginatto C, Thome A, Colla LM, Reddy KR (2016) “Influence of physicochemical factors on biodiesel retention in basaltic residual soil”. *Journal of Environmental Engineering ASCE*, 142(4), pp 1-8
- **Chappell**, B.A. et Burton, P.L. (1975) “Electroosmosis applied to unstable embankment.” *Journal. Geotech.Eng. Div., ASCE* 101(8), pp 733-740.
- **Chari**, M.M., Nemati, F., Afrasiab, P., Davari, A.(2012). “Prediction of evaporation from shallow water table using regression and artificial neural networks”. *Journal of Agricultural Science*. 5, 168. doi.org/10.5539/jas.v5n1p168.
- **Chenu**, C., Bispo, A., Guellier, C., Martin, E., Sapijanskas, J., Soubelet, H.,(2016). “Sols et société : Enjeux actuels”. In: *Les sols. Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable* (A. Bispo, C. Guellier, E. Martin, J. Sapijanskas, H. Soubelet et C. Chenu). *Collection savoir faire, Editions Quae*, 15-53.
- **Cherlet** M., Hutchinson C., Reynolds J., Hill J., Sommer S., von Maltitz G. (2018). “World Atlas of Desertification”. *Publication Office of the European Union, Luxembourg*. doi:10.2760/9205.
- **Cho** Jung-Min, Seon-Young Park, Kitae Baek. (2010). “Electrokinetic restoration of saline agricultural lands”, *Journal of Applied Electrochemistry*, 40, pp 1085-1093,. Doi: 10.1007/s10800-010-0072-3
- **Cho** J. M., Kim, D.-H., Yang, J.S., Baek, K.(2012)“Electrode configuration for electrokinetic restoration of greenhouse saline soil”, *Separation Science and Technology*, 47, pp 1677-1681.
- **S.D.Cunningham**, J. R. Shann. D. E. Crowley and T. A. Anderson (1997). “Phytoremediation of contaminated water and soil”, *ACS Symposium series* pp. 2–19. 664. Washington, DC: American Chemical Societ. doi: 10.1021/bk-1997-0664.ch001.

D

- **Dai**, L., Senge, M., Ito, K., Onishi, T., Yoshiyama, K., (2015). “Experimental evaluation of irrigation methods for soil desalinization”. *Paddy and Water Environment* 13, pp 159- 165.
- **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, pp 727-739. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.177.
- **Daniels** W L, Zipper C E, Orndorff Z W, Skousen J, Barton C D, McDonald L M and Beck M A (2016). “Predicting total dissolved solids release from central Appalachian coal mine spoils” *Environ. Pollut.* 216,pp 371–379. • Doi: 10.1016/j.envpol.2016.05.044

- **Darmawan**, Wada, S.-I., (2002). Effect of clay mineralogy on the feasibility of electrokinetic soil decontamination technology. *Applied Clay Science* 20, pp 283–293.
- **De Carteret**, R. S., Buzzi, O. and Fityus, S. (2010), “A Review of the Effects of Salinity on Road Pavements and Bituminous Surfacing ” .24th ARRB Conference, ARRB, Melbourne, VIC, 15 pp.
- **Deliang** Ma, Huaiping Feng, Yaxian Yuan, Jianmei Chang, Jianfang Chang (2022)“Dissolution load settlement behaviour of saline soil and compression criterion for the natural foundation of high speed railways”. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 81: 366 doi.org/10.1007/s10064-022-02878-7.
- **D.E.M** (direction de l’environnement de la wilaya de Mostaganem),(2014).“Etude de vulnérabilité aux changements climatiques de la wilaya de Mostaganem” rapport d’expertise, 35, 41.
- **Di Maio** C, (1996).“Exposure of bentonite to salt: osmotic and mechanical effects”. *Geotechnical*, 46,.4, pp 695-707. doi.org/10.1680/geot.1996.46.4.695
- **Di Palma** L, Ferrantelli P, Merli C, Biancifiori F.(2003). “Recovery of EDTA and metal precipitation from soil flushing solutions”. *journal of Hazardous Materials.*, 103: 153-168. doi: 10.1016/s0304-3894(03)00268-1
- **Díaz** F. J., Sanchez- Hernandez J. C., Notario J. S. (2021). “Effects of irrigation management on arid soils enzyme activities”. *Journal of Arid Environments*, 185, 104330. doi.org/10.1016/j.jarid env.2020.104330
- **Do-Hyung Kim** , Jung-Min Cho , Kitae Baek , (2011). “Pilot-scale ex situ electrokinetic restoration of saline” greenhouse soil *Journa Soils Sediments* 11, pp 947–958. doi:10.1007/s11368-011-0394-8
- **Dongwei** Li, Tao Huang , Kexiang Liu (2015). “Near-anode focusing phenomenon caused by the coupling effect of early precipitation and backward electromigration in electrokinetic remediation of MSWI fly ashes” *Environmental Technology*, doi: 10.1080/09593330.2015.1066873
- **Douaoui** A, Hartani T (2006). “Application de la télédétection dans la connaissance et la carto-graphie de la salinité des sols de la plaine du Bas-Chélif”. <http://www.reseautd.cict.fr/alger/Articles>
- **Douaoui** A., Hartani T ., Lakehal M. (2006).“ La salinisation dans la plaine du Bas-Cheliff : acquis et perspectives”. *Economies d’eau en Systèmes irrigués au Maghreb. Deuxième atelier régional du projet Sirma, Marrakech, Maroc*, 29-31.

• **Durand JH** (1958). “Les sols irrigables, étude pédologique”, 1er édition. Ed. Imbert, Alger.

E

• **Eishoei**, E., Nazarnejad, H., Miryaghoubzadeh, M. (2019). “Temporal soil salinity modeling using SaltMod model in the west side of Urmia hyper saline Lake, Iran”. *Catena*, 176, pp 306- 314. doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.017.

• **El-Bahi** S.M., Sroor A., Mohamed G.Y; El-Gendy N.S.(2017). “Radiological impact of natural radioactivity in Egyptian phosphate rocks, phosphogypsum and phosphate fertilizers”. *Applied Radiation and Isotopes*, 123, pp 121-127.

• **El Naggar** M.H. , Routledge S.A. (2004). “Effect of electro-osmotic treatment on piles”. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Ground Improvement*, 8(1), .17-31.

• **Esrig**, M. I. , Gemeinhardt J. P. (1967). “Electrokinetic stabilization of an illitic clay. *Journal of the Soil Mechanics and Foundation*”. Division, ASCE, 93, No. SM3, pp 109-128.

• **Estabragh** A.R., Naseha M., Javadi A.A., (2014). “Improvement of clay soil by electro-osmosis technique”. *Applied Clay Science* ,95, pp 32-36. doi.org/10.1016/j.clay.2014.03.019.

F

• **Faisal**, A.A.H., Sulaymon, A.H., Khaliefa, Q.M.,(2018) “A review of permeable reactive barrier as passive sustainable technology for groundwater remediation”, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15,pp 1123-1138.

• **Fan** X., Pedrolí 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,pp 175-189. doi.org/10.1002/ldr.1071

• **Fang**, H.Y , Chaney, R.C. (2017). “Introduction to Environmental Geotechnology”. 2nd ed., Boca Raton, Florida, FL, USA. P 194 .

• **Fang** Xiao, Kangshi Guo, Yan-feng Zhuang,(2021). “Study on Electroosmotic Consolidation of Sludge Using EKG” . *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, 7, 33 . doi.org/10.1007/s40891-021-00273-3-y

• **FAO & UNEP** (United Nations Environment Programme). (2021). “Global assessment of soil pollution: Report”. Rome. doi.org/10.4060/cb4894en

• **FAO** (2006). “Extension de la salinisation et stratégies de prévention et réhabilitation Programme International pour la Technologie et la Recherche en Irrigation et Drainage”. FAO, Rome, 1–12

• **FAO**, IIASA, ISRIC, ISS-CSA and JRC. (2008). “Harmonized World Soil Database” (version 1.0), FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria.

- **FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC,(2009)**. “Harmonized World Soil Database” (version 1.1). FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria. Harmonized World Soil Database.
- **FAO-ITPS-GSP (2015)**. “Status of the world’s soil resources, main report”. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 125-127.
- **FAO. (2017)**. “Why a Global Soil Partnership” . <http://www.fao.org/global-soil-partnership/overview/why-the-partnership/en/>.
- **FAO, (2020)**. “Management of salt affected soils: ’soil management’ under ’FAO SOILS PORTAL’”. In: Food and Agriculture Organization’ of the ’United Nations’. Rome, at: <http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/management-of-some-problem-soils/salt-affected-soils/more-information-on-salt-affected-soils/en/>.
- **FAO. (2021)**. “L’État des ressources en terres et en eau pour l’alimentation et l’agriculture dans le monde - Des systèmes au bord de la rupture”. Rapport de synthèse 2021. Rome. doi.org/10.4060/cb7654fr
- **Fatahi B., Khabbaz H., Basack S. (2011)**. “Effects of Salinity and Sand Content on Liquid Limit”. Australian Geomechanics, 46(1), pp 67–76.
- **Fettouch, D (2016)**. “Impacts des systèmes agroforestiers sur les propriétés physico-chimiques, hydriques et la fertilité des sols en milieux semi-arides, cas de la plaine des Bordjias (Mesra, Mostaganem) ”. Dissertation. University of Mostaganem, Mostaganem.
- **Carré F., Caudeville J., Bonnard R., Bert V., Boucard P., Ramel M. (2017)**. “Soil Contamination and Human Health: A Major Challenge for Global Soil Security”. Global Soil Security, 275-295. doi:10.1007/978-3-319-43394-3-2.
- **Foncea C., P. Acevedo , R. Olguin, (2005)**. “Geotechnical characterization of saline soils”. Proceeding. 16th International. Conf. Soil Mechanics Geotechnical Eng., 2, pp 503-506.
- **Foster S, Pulido-Bosch A, Vallejos, Armando Liop LM, MacDonald AM (2018)** “Impact of irrigated agriculture on groundwater recharge salinity: a major sustainability concern in semi-arid regions”. Hydrogeol J 26, pp 2781-2791. doi. org/ 10. 1007/ s10040- 018- 1830.
- **Fourie A. et Jones, C. (2010)**. “Improved estimates of power consumption during dewatering of mine tailings using electrokinetic geosynthetics (EKG)”. Geotextiles and Geomembranes, 28, pp 181-190.
- **Franzen D (2005)** “Managing saline soils in North Dakota”. [http:// ext. nodak. Edu](http://ext.nodak.edu)
- **Fu Z., Wang P., Sun J., Lu Z., Yang H., Liu J., Xia J., et Li T. (2020)**. “Composition, seasonal variation, and salinization characteristics of soil salinity in the Chenier Island of the

Yellow River Delta”. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01318. doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01318.

G

- **Gabor** Nagy; Andras Kovacs; Zsombor Illes ; Laszlo Nagy, (2020) “Geotechnics and Soil Sciences: multidisciplinary investigation of a saline lakebed”. 6th International Conference on Geotechnical and Geophysical Site Characterization. doi.org/10.53243/ISC2020-1
- **Gargano** Sara. (2020). “Experimental and numerical study of the behaviour of unconsolidated soils and of the effectiveness of electrokinetic treatment” Thesis, Doctor of Philosophy April, 2020 University of Napoli, Federico II (Italy).
- **GE** (2013). “ Etude de système de drainage et protection de la zone des Bordjias”. Bureau d’étude et conseil diagnostic eau, sol. Gières, France
- **Geeson** N.A., Brandt C.J., Thornes J.B., (2003). “Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses”. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- **Geo-Enviro**,(2001). “Salinity close to home-Urban salinity and its remediation”, Newsletter No.4, November, Geo- enviro (Aust) Pty Ltd, NSW.
- **Gharaibeh** M.A., Eltaif N.I., Shunnar O.F., (2009). “Leaching and reclamation of calcareous saline-sodic by moderately saline and moderate-SAR water using gypsum and calcium chloride”. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172 , pp 713-719.
- **Gharaibeh** M.A., Rusan M.J., Eltaif N.I., Shunnar O.F., (2014). “Reclamation of highly calcareous saline-sodic soil using low quality water and phosphogypsum”. *Applied Water Science* 4, pp 223-230.
- **Ghassemi F**, Jakeman AJ, Nix HA. (1995). “Salinisation of land and water resources: human causes, extent, management and case studies”. Wallingford (United Kingdom): CAB International; book. .544
- **Ghazanfari** E., Pamukcu S., (2014). “Mathematical Modeling of Electrokinetic Transport and Enhanced Oil Recovery in Porous Geo-Medi”, in: Chilingar, G. V., Haroun, M. (Eds.), *Electrokinetics for Petroleum and Environmental Engineers*. John Wiley & Sons, Inc.,. 177–236. doi:10.1002/9781118842805.ch5
- **Ghnaya**, T., I. Slama, D. Messedi, C. Grignon, M. H. Ghorbel and C. Adbelly. (2007). “Effects of Cd⁺² on K⁺, Ca²⁺ and N uptake in two halophytes. *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum*: consequences on growth”. *Chemosphere* 67, pp 72-79.

- **Gioannis**, G. D., Muntoni, A., Poletini, A., Pomi, R. (2008). “Enhanced electrokinetic treatment of different marine sediments contaminated by heavy metals”. *Journal of environmental science and health, part A*, 43(8), pp 852.
- **Glendinning** S., Black J.L., Jones, C.J.F.P. (2007) “Treatment of sewage sludge using electrokinetic geosynthetics.” *Journal of Hazardous Materials* 2007, 139(3), pp 491- 499.
- **Gong** Y.Y., Zhao D.Y., Wang Q.L.,(2018). “An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade”. *Water Res* 147, pp 440-460.
- **Gorji** T., Yildirim A., Hamzhepour N., Tanik A., Sertel E. (2020). “Soil salinity analysis of Urmia Lake Basin using Landsat- 8 OLI and Sentinel- 2A based spectral indices and electrical conductivity measurements”. *Ecological Indicators*, 112, 106173.
- **Gray** D and Mitchell K (1967). “Fundamental aspect of electro-osmosis in s. *Journal of the soil mechanics and foundations division*, SM6(1), pp 209-236
- **Griffin** R.A. and Jurinak J.J. (1973). “Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity of Natural Aquatic Systems and Soil Extracts”. *Soil Science*, 116, pp 26-30. doi.org/10.1097/00010694-197307000-00005.
- **Grismer** M. E. (1990) “Leaching fraction, soil salinity, and drainage efficiency” . *California Agriculture* 44(6), pp 24-26 . doi: 10.3733/ca.v044n06p24
- **Guedegbe** Tharcisse, Tudal Sinsin, Mohammed Rachid Doukkali (2018). “La neutralité en termes de dégradation des terres en Afrique est-elle envisageable”. *Policy Brief*, Septembre 2018, PB-18/31.
- **Guéro** Y (2000). “Contribution à l’étude des mécanismes de dégradation physico-chimique des sols sous climat sahélien. Exemple pris dans la vallée du moyen Niger”. *Dissertation*. Abdou Moumouni University of Niamey, Niamey
- **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*, vol 11. Springer, New York, NY. doi.org/10.1007/978-1-4612-3322-0_7

H

- **Hadjadj** Fatima Zohra, Nadia Laredj ,Mustapha Maliki · Hanifi Missoum (2022) “Influence of Electrokinetic Process on Compressibility Behaviour of Salt Affected Soils” *Geotech Geol Eng*. 40, pp 4159-4170 . doi.org/10.1007/s10706-022-02147-0
- **Haliburton** T. A. , Petry, T. M. , Hayden, M. L. (1975).“Identification and treatment of dispersive clay soils”. pp 12-13, Report to Bureau of Reclamation, Denver.

- **Halitim A., Robert M., Tessier D., Prost R.(1984).** “Influence des cations échangeables (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) et la concentration saline sur le comportement physique (rétention en eau, conductivité hydraulique) de la montmorillonite”. *Agronomie*, EDP Sciences, 4, pp 451-459.
- **Halitim A (1985).** “Contribution à l’étude des sols des zones arides (Hautes Plaines Steppiques d’Algérie). Morphologie, distribution et rôle des sels dans la genèse et le comportement des sols”. Dissertation. University of Rennes.
- **Hammam A. A., & Mohamed E. S. (2020).** “Mapping soil salinity in the East Nile Delta using several methodological approaches of salinity assessment”. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 23, pp 125-131. doi.org/10.1016/j.ejrs.2018.11.00250.
- **Hamnett R. (1980)** “A study of the processes involved in the electro-reclamation of contaminated soils.” Dissertation, University of Manchester, UK.
- **Hazrati S., Farahbakhsh M., Heydarpoor G., Besalatpour A.A., (2020).** “Mitigation in availability and toxicity of multi-metal contaminated soil by combining soil washing and organic amendments stabilization”. *Ecotoxicol Environ Saf* 201,pp 110807. doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110807
- **Hillel, D., (2000).** “Salinity management for sustainable irrigation. Integrating Science, environment and economics. Environmentally and socially sustainable development”. *Rural Development*. The World Bank, Washington DC 89 p.
- **H. Moayedi, R. Nazir, K.A. Kassim, B.K. Huat, (2014).** “Measurement of the electrokinetic properties of peats treated with chemical solutions”, *Measurement* 49: 289-295.
- **Hoffman, G.J.(1986).** “Guidelines for reclamation of salt-affected soils”. *Applied Agricultural Research* 1: 1-45.
- **Hongtao Fu, Lili Yuan, Jun Wang, Yuanqiang Cai, Xiuqing Hu, Xueyu Geng , (2019).** “influence of high voltage gradients on electrokinetic dewatering for wenzhou clay slurry improvement”. *Soil Mechanics and Foundation Engineering*, 55, (6), doi:10.1007/s11204-019-09555-0.
- **Hopmans Jan W. , A.S. Qureshi , I. Kisekka , R. Munnsc, S.R. Grattan , P. Rengasamy , A. Ben-Gal, S. Assouline , M. Javaux,P.S. Minhas, P.A.C. Raats, T.H. Skaggs, G. Wang ,Q. De Jong van Lier,H. Jiao , R.S. Lavado , N. Lazarovitch, B. Li, and E. Taleisnik (2021).** Critical knowledge gaps and research priorities in global soil salinity. *Advances in Agronomy*, 169, pp 1-191. doi.org/10.1016/bs.agron.2021.03.001.

- **Hu G** , Li J, Zeng G. (2013). “Recent development in the treatment of oily sludge from petroleum industry: A review”. *Journal of Hazardous Materials*, 261, pp 470-490. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.069.
- **Hu L**, Zhang L ,Wu H. (2018). “Experimental study of the effects of soil pH and ionic species on the electroosmotic consolidation of kaolin”. *Journal of Hazardous Materials* 368, pp 885-893 doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.015.
- **Huang X.Y.**, A.M. Sha, W. Jiang.(2017). “Effect and mechanism of salt erosion on performance of bitumen and asphalt mixtures”. *J. Chang’an Univ. (Nat. Sci. Ed.)* 37 (3) : 33–38.
- **Hui Wu**, Liming Hu, QingboWen (2015).“Electro-osmotic enhancement of bentonite with reactive and inert electrodes”. *Applied Clay Science* 111; pp 76-82. doi.org/10.1016/j.clay.2015.04.006.
- **Hui Wu**, Liming Hu, Lin Zhang, Qingbo Wen, (2015b). “transport and exchange behavior of ions in bentonite during electro-osmotic consolidation”, *clays and clay minerals*, 63(5), pp 395–403, 2015. doi: 10.1346/ccmn.2015.0630505.

• **I**

- **IANOR (2007)** NA 16002: Béton spécification, performances, production et conformité. IANOR, Algiers.
- **INSID** (Institut National des Sols, de l’Irrigation et du Drainag), (2008). “Caractérisation de l’état actuel de la salinité dans le périmètre irrigué de la Mina.
- **Ismail A I M**, et A M El-shamy. (2009). “Applied Clay Science Engineering Behaviour of Soil Materials on the Corrosion of Mild Steel.” *Applied Clay Science*, 42 (3-4), pp 356-62. https://doi.org/10.1016/j.clay.2008.03.003.
- **Ivushkin**, K., Bartholomeus, H., Bregt, A. K., Pulatov, A., Kempen, B., and de Sousa, L. (2019). “Global Mapping of Soil Salinity Change”. *Remote Sensing Environ.* 231, 111260. doi:10.1016/j.rse.2019.111260.

• **J**

- **Jayasekera**, S, et S Hall. (2007). “Modification of the properties of salt affected soils using electrochemical treatments”. *Geotechnical and Geological Engineering* 25.(1),pp 1-10.
- **Jayasekera, S.** (2008). “An investigation into modification of the engineering properties of salt affected soils using electrokinetic”, thesis, University Drive, Mount Helen, Australia.

- **Jensen, P.E., Ottosen, L.M., Ferreira, C., (2007).** “Electrodialytic remediation of soil fines (<63µm) in suspension -Influence of current strength and L/S”. *Electrochim. Acta* 52, pp 3412–3419. doi:10.1016/j.electacta.2006.03.116.
- **Jo, S.U., Kim, D.H., Yang, J.S., Baek, K., (2012)** “Pulse-enhanced electrokinetic restoration of sulfate-containing saline greenhouse soil”, *Electrochimica Acta*, 86, 57-62.
- **Jo S, Shin YJ, Yang JS, Moon DH, Koutsospyros A, Baek K.(2015).**“Enhanced electrokinetic transport of sulfate in saline soil”. *Water Air Soil Pollut* 226(6), pp 199. doi.org/ 10. 1007/ s11270- 015- 2459-6.

• **K**

- **Kadu, P.R., Vaidaya, P.H., Balpande, S.S., Satyavathi, P.L.A., Pal, D.K., (2003b).** “Use of hydraulic conductivity to evaluate the suitability of vertisols for deep-rooted crops in semi-arid parts of central India”. *Soil Use and Management* 19, pp 208-216.
- **Kaniraj, S. R., Huong, H. L., & Yee, J. H. S. (2011).** “Electro-Osmotic Consolidation Studies on Peat and Clayey Silt Using Electric Vertical Drain”. *Geotechnical and Geological Engineering*, 29(3),pp 277-295.
- **Karthick, A.; Roy, B.; Chattopadhyay, P. A. (2019).** “Review on the application of chemical surfactant and surfactant foam for remediation of petroleum oil contaminated soil”. *J. Environ. Manag.* 243, pp 187-205. doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.092.
- **Ke, X., Zhang, F.J., Zhou, Y., Zhang, H.J., Guo, G.L., Tian, Y., (2020).** “Removal of Cd, Pb, Zn, Cu in smelter soil by citric acid leaching”. *Chemosphere*, 255, 126690. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126690.
- **Keren, R., et Ben-Hur, M. (2003).** “Interaction effects of clay swelling and dispersion and CaCO₃ content on saturated hydraulic conductivity”. *Australian Journal of Soil Research* 41(5), pp 979 - 989. doi.org/10.1071/SR02102.
- **Khalid Sana ,Muhammad Shahid, Nabeel Khan Niazi, , Behzad Murtaza, Irshad Bibi ; Camille Dumat (2017)** “A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils”. *Journal of Geochemical Exploration* 182,pp 247-268, doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021
- **Khamehchiyan, M., A. H. Charkhabi and M. Tajik, (2007).** “Effects of crude oil-contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils”. *Eng. Geol.*, 89, pp 220-229. doi:10.1016/j.enggeo.2006.10.009
- **Khan Faisal .I, Husain T., Hejazi R., (2004).** “An overview and analysis of site remediation technologies”. *Journal. Environ. Manag.* 71, pp 95-122. doi: 10.1016/j.jenvman.2004.02.003

- **Khan Shamshad**, Mu. Naushad , Eder C. Lima , Shengxin Zhang ,, Sabry M. ,, Jörg Rinklebe.(2021).“Global soil pollution by toxic elements: Current status and future perspectives on the risk assessment and remediation strategies: A review.” Journal of Hazardous Materials 417, 126039. Doi: org/10.1016/j.jhazmat.2021.126039
- **Kharayat**, Y.(2012). “Distillery wastewater: bioremediation approaches”, Journal of Integrative Environmental Sciences, 9:2, pp 69-91, doi: 10.1080/1943815X.2012.688056
- **Kim**, D.-H., Jeon, C.-S., Baek, K., Ko, S.-H., & Yang, J.-S. (2009a). “Electrokinetic remediation of fluorine-contaminated soil: Conditioning of anolyte.”. Journal of Hazardous Materials, 161(1), pp 565-569.
- **Kim** KJ, Cho JM, Baek K et al (2010) “Electrokinetic removal of chloride and sodium from tidelands”. J Appl Electrochem 40, pp 1139-1144. doi.org/10.1007/s10800-010-0082-1
- **Kim**, D.H., Cho, J.M., Baek, K., (2011)“Pilot-scale ex situ electrokinetic restoration of saline greenhouse soil”, Journal of Soils and Sediments, 11, pp 947-958.
- **Kim**, D.H., Jo, S.U., Yoo, J.C., Baek, K. (2013), “Ex situ pilot scale electrokinetic restoration of saline soil using pulsed current”, Separation and Purification Technology, 120, pp 282-288.
- **Faiza Klouche**, Karim Bendani , Ahmed Benamar , Hanifi Missoum , Nadia Laredj (2018). “Remediation of the saline soil of the Mostaganem region by electrokinetic technique”. Innovative Infrastructure Solutions , 3:73 doi.org/10.1007/s41062-018-0180-1
- **Koulla** N, Mohammed A, Santos CAG, Abdelkader D. (2019). “Spatial modeling of soil salinity using multiple linear regression, ordinary kriging and artificial neural network methods in the Lower Cheliff plain, Algeria”. Journal Urban Environ Eng 13, pp 34–41. doi.org/10.4090/juee.2019.v13n1.034041
- **Kovda**, V.A. (1968). “Soils of the arid zone. Arid zone soils as irrigation object”. Moscow, Nauka, pp. 5-30 . Russian.

• **L**

- **Lageman** R, Pool W, Seefinga G.(1989). “Electro-reclamation: Theory and practice”. Chem. Ind., 18: 585-590
- **Lee**, Y.J., Choi, J.H., Lee, H.G., Ha, T.H., Bae, J.H.,(2011).“Pilot-scale study on in situ electrokinetic removal of nitrate from greenhouse soil”, Separation Science and Technology, 79, 254-263. doi.org/10.1016/j.seppur.2011.02.011.

- **Lefebvre G and Burnotte F (2002)**. “Improvements of electroosmotic consolidation of soft clays by minimizing power loss at electrodes”. *Canadian Geotechnical Journal* 39(2), pp 399-408. doi.org/10.1139/t01-102.
- **Legros J.P. (2007)**. “Les grands sols du monde”. Presses polytechniques et universitaire romandes, 574 p.
- **Li, Y.; Gong, X. N.; Guo, B.; Zhou, Z. G.(2010)** “Research on Conductivity Characteristics of Soft Clay during Electro-Osmosis and Its Conductive Mechanism”. *Chinese J. Rock Mech. Eng.* 2010, 29, pp 4027-4032.
- **Li, Y., Gong, X. N., Zhang, X. C. (2011)**. Experimental research on effect of applied voltage on one-dimensional electroosmotic drainage. *Rock Soil Mech*, 32(03),pp 709-714.
- **Liang Wen, Changhong Yan (2020)**. “Influence of the electric voltage gradient, electrode spacing and electrode radius on slurry dewatering by vertical electro-osmosis”. *Int. J. Electrochem. Sci.*, 15 , pp 11326- 11339, doi: 10.20964/2020.11.13.
- **Liaki C., Rogers, C.D.F., & Boardman, D.I.(2008)**“Physicochemical effects on uncontaminated kaolinite due to the electrokinetic treatment using inert electrodes.” *Journal of Environmental Science and Health, Part A.* 43(8), pp 810–822. doi.org/10.1080/10934520801973972.
- **Liaki C., Rogers, C. D. F., & Boardman, D. (2010)**. “Physico-chemical effects on clay due to electromigration using stainless steel electrodes”. *Journal of Applied Electrochemistry*, 40(6), pp 1225-1237. doi:10.1007/s10800-010-0096-8.
- **Liang Wen, Changhong Yan** “Influence of the electric voltage gradient, electrode spacing and electrode radius on slurry dewatering by vertical electro-osmosis”(2020) *Int. Journal. Electrochem. Science.*, 15, pp 11326-11339 doi: 10.20964/2020.11.13.
- **Lima A.T., Kleingeld, P.J., Heister, K., Loch, J.P.G., (2012)**. “In situ electro-osmotic cleanup of contaminated soil - removal of polycyclic aromatic hydrocarbons”. *Electrochim. Acta* 86, pp 142-147. doi.org/10.1016/j.electacta.2011.12.060.
- **Liu J, Zhang L (2014)** “The Microstructure Characters of Saline Soil in Qarhan Salt Lake Area and Its Behaviors of Mechanics and Compressive Strength”. *Arabian Journal for Science and Engineering* 39, pp 8649-8658. doi.org/ 10. 1007/ s13369- 014- 1410-2.
- **Liu F, Fu H, Wang J and Mi W (2017)** “Influence of soluble salt on electro-osmotic consolidation of soft clay”. *Soil Mechanics and Foundation Engineering* 54 (1), pp 49-55. doi.org/10.1007/s11204-017-9432-x.

- **Liu L.**, Li, W., Song, W., Guo, M., (2018). “Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability”. *Sci. Total Environ.* 633, pp 206–219.
- **Lo K.Y.,Ho, K.S.**, (1991). “The effects of electroosmotic field treatment on the soil properties of a soft sensitive clay”. *Can. Geotech. Journal.* 28, pp 763–770.
- **Lockhart N.C.**, Stickland, R.E.,(1984). “Dewatering coal washery tailings ponds by electroosmosis”. *Powder Technol.* 40, pp 215–221
- **Logsdon S, Keller K, Moorman T** (2002). “Measured and predicted solute leaching from multiple undisturbed soil columns”. *Soil Science Society of America Journal* 66, pp686–695
- **Lukman Salihu**, Mohammed Hussain Essa, Nuhu Dalhat Muazu, and Alaadin Bukhari (2013b) “Coupled Electrokinetics-Adsorption Technique for Simultaneous Removal of Heavy Metals and Organics from Saline-Sodic Soil” *The Scientific World Journal* Volume, Article ID 346910, 9 pages .doi.org/10.1155/2013/346910.
- **Luo Y.F.**, Wu Y.G., Qiu J., Wang H., Yang L., (2019). “Suitability of four woody plant species for the phytostabilization of a zinc smelting slag site after 5 years of assisted revegetation”. *J Soils Sediments* 19(2),pp 702-715.
- **Lyklema J.**(1995). “Fundamentals of interface and colloid science, Volume II: Solid-liquid interfaces”. Editions Academic Press, , 4.1-4.135.

• **M**

- **Machado RMA**, Serralheiro RP (2017). “Soil salinity: effect on vegetable crop growth. Management practices to prevent and mitigate soil salinization”. *Horticulturae* 3(2), 30. doi.org/ 10.3390/horticultu rae30 20030
- **Mackenzie, J.M.W.**, (1970). “Interaction between oil drops and mineral surfaces”. *Soc. Min. Eng., AIME., Trans.*, 247, pp 202-208.
- **Mahalleh HAM**, Siavoshnia M, Yazdi M (2021). “Effects of electro-osmosis on the properties of high plasticity clay soil: Chemical and geotechnical investigations”. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 880 :114890 .doi.org/10.1016/j.jelechem.2020.114890
- **Mahdi O.** Karkush, and Zaineb Abdul Kareem,(2017)“Investigation the Impacts of Fuel Oil on the Geotechnical Properties of Cohesive Soil” *Engineering Journal* 21 Issue 4. doi:10.4186/ej.2017.21.4.127
- **Mahdi O.** Karkush, Shahad D. Ali (2020). “Impacts of lead nitrate contamination on the geotechnical properties of clayey soil” *Journal of Engineering Science and Technology* Vol. 15, No. 2 , pp 1032 -1045.

- **Malekzadeh M, Lovisa J, Sivakugan N (2016)** “An Overview of Electrokinetic Consolidation of Soils”. *Geotech Geol Eng* 34,759– 776. doi.org/10.1007/s10706-016-0002-1
- **Massoud FI (1974)** “Salinity and alkalinity. In: a world assessment of soil degradation. An international program of soil conservation”. Report of an expert consultation on soil degradation, FAO, UNEP, Rome, Italy : 16–17
- **Mathieu C, Ruellan A (1987)** “Evolution morphologique des sols irrigués en région méditerranéenne semi-aride”. *Cah ORSTOM Sér Péd* 23(1), pp 3–25. [http:// www.documentation.ird.fr/hor/ fdi: 24802](http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:24802)
- **McIntyre, D.S. (1979)** “Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils”. *Australian Journal of Soil Research* . 115-120.
- **McNeal, B.L., Coleman, N.T., (1968).** “Prediction of the effect of mixed-salt solutions on soil hydraulic conductivity”. *Soil Science Society of America Journal* 30, pp 308-312.
- **McRobert J., Houghton N. and Styles E. (2003).** "Salinity impacts and roads: towards a dialogue between climate change and groundwater modellers." *Road and Transport Research* 12(3), pp 45-60.
- **McRobert J., Sharp K., Kok L., Street G., Beavis S. and Ellis D. (2008).**“Impact of rising water tables and salinity on pavement performance,” Austroads, Sydney, NSW, 81p
- **Metternicht GI, Zinck JA (2003).** “Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints”. *Remote Sens Environ* 85(1), pp 1–20
- **Metternicht G., Zinck J. A. (2009).** “Remote sensing of soil salinization: impact on land management”, 374. CRC Press Taylor and Francis Group, New York.
- **Metternicht G., Zinck J. A. (2016).** “Geomorphic Landscape Approach to Mapping Soil Degradation and Hazard Prediction in Semi-arid Environments: Salinization in the Cochabamba Valleys, Bolivia”. In J. A. Zinck, G. Metternicht, G. Bocco, & H. F. Del Valle (Eds.), *Geopedology: An Integration of Geomorphology and Pedology for Soil and Landscape Studies* : 425-439. Cham: Springer International Publishing. doi.org/10.1007/978-3-319-19159-1_26
- **Micic S. J.Q. Shang, K.Y. Lo, Y.N. Lee, and S.W. Lee (2001)** “Electrokinetic strengthening of a marine sediment using intermittent current” *Can. Geotech. Journal.* 38, pp 287–302 (2001), DOI: 10.1139/cgj-38-2-287
- **Micic S., Shang, J.Q. & Lo, K.Y. (2003)** “Electrokinetic Strengthening of soil surrounding offshore Skirted Foundations.” *Proceeding of 13th International Offshore and Polar Engineering Conference*, 665-672.

- **Milligan, V. (1995)** “First Application of Electroosmosis to Improve Friction Pile Capacity- Three Decades Later.” Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Geotechnical Engineering, 113 (2), pp 112–116.
 - **Mirzaee S., Ghorbani- Dashtaki, S., & Kerry, R. (2020).** “Comparison of a spatial, spatial and hybrid methods for predicting inter- rill and rill soil sensitivity to erosion at the field scale”. Catena, 188, 104439. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104439>.
 - **Mitchell JK (1976).** “ Fundamentals of soil behavior”. Wiley, New York
 - **J.K. Mitchell, (1993).** “Conduction phenomena: from theory to geotechnical practice” Geotechnique 41, pp 299–340.
 - **Mitchell J.K & Soga, K. (2005).** “Fundamentals of Soil Behaviour.” 3rd Edition, John Wiley & Sons, New York.
 - **MohamedElhassan, E., SHANG, J. (2001).** “Effects of electrode materials and current intermittence in electro-osmosis”. Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Ground Improvement,5, pp 3-11
 - **MohamedElhassan, E. (2011).** “Laboratory Model Test on Improving the Properties of Soft Clay by Electrokinetics.
 - **Mosavat N, Oh E, Chai G (2012)** “A Review of Electrokinetic Treatment Technique for Improving the Engineering Characteristics of Low Permeable Problematic Soils”. Int J Geomate 2, pp 266–272. <https://doi.org/10.21660/2012.4.3i>
 - **Mosavat N., (2014).**“Electrokinetic Treatment of Fine-grained Soils with Chemical Enhancement Solutions”. Doctoral thesis. Griffith University
 - **Murillo-Rivera, B., Gonzalez, I., Oropeza Guzman, M.T., Escobar-Guerrero, V., sumbarda-Ramos, E. G., & Teutli-leon, M.M.M. (2010).** “Evaluation of lead removal from sandy soils using different electrolytes in electrokinetic experiments: prospective for remediation of a real site contaminated with mining wastes”. Journal of applied electrochemistry, 40, pp 1145-1152.
- **N**
- **Naidu R., and P. Rengasamy. (1993).** “Ion interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils”. Soil Research 31 (6):801–19. doi: 10.1071/SR9930801.
 - **Narasimhan B, Sri Ranjan R.(2000).**“Electrokinetic barrier to prevent subsurface contaminant migration: theoretical model development and validation”. J. Contam. Hydrol., , 42:1-17.

- **Naseri**, A.A., Rycroft, D., (2002). “Effect of swelling and overburden weight on hydraulic conductivity of a restructured saline sodic clay”. 17e WCSS 14-21 August, Thailand. Paper n°1843, 10 p.
- **Nassirou** Maman Ado.(2017). “Évaluation in situ et en conditions contrôlées de la phytodésalinisation des Vertisols irrigués. Cas d’étude du périmètre rizicole de Kollo (Niger) dans la vallée du fleuve Niger”. These, Agrocampus Ouest de Rennes (France) et Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger) <https://hal.inrae.fr/tel-02791265>.
- **Nedjimi** B. and Y. Daoud. (2009). “Cadmium accumulation in *Atriplex halimus* subsp. *schweinfurthii* and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake”. *Flora* 204:316-324. Doi:10.1016/j.flora.2008.03.004
- **Ninerola** V.B., Navarro-Pedreño J., Lucas I. G., Pastor, I. M., Vidal, M. M. J., (2017). “Geostatistical assessment of soil salinity and cropping systems used as soil phytoremediation strategy”. *Journal of Geochemical Exploration* 174: 53-58.
- **Nouri Mohamed** , **Haddioui Abdelmajid**, (2016). “Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds: une revue ,(The remediation techniques of heavy metals contaminated soils: a review)”.*Maghrebien Journal of Pure and Applied Science* ,2 (2) 47- 58.
- **Nuhu** Dalhat Mu’azu , **Mohammed Hussain Essa** , **Salihu Lukman** (2019) “Scale-up of hybrid electrokinetic–adsorption technique for removal of heavy metals from contaminated saline-sodic clay soil” *Journal of King Saud University, Engineering Sciences*, 31, 122-130.doi.org/10.1016/j.jksues.2016.12.002.

• Q

- **Obika**, B., Freer-Hewish, R. and Newill, D. (1992). “Physio-Chemical Aspects of Soluble Salt Damage of Thin Bituminous Surfacing”. Pre-Conference Proceedings of International Conference on the Implications of Ground Chemistry and Microbiology for Construction, University of Bristol.
- **Obika**, B. (2001). “The Prevention and Repair of Salt Damage to Roads and Runways,” Ministry of Works, Transport and communications, roads department, Botswana, 50 .
- **O’Geen** A. (2015). “Drought Tip: Reclaiming Saline, Sodic, and Saline-Sodic Soils”. University of California, Agriculture and Natural Resources, (August, Publication 8519), 1-6.
- **Ossai**, I.C.; **Ahmed**, A.; **Hassan**, A.; **Hamid**, F.S.(2020). “Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *Environ. Technol. Innov.*17. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>.

- **Otterpohl R (2002)** “Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to improvement of the overall performance”. *Water Sci Technol* 45, pp 149-158
- **Ottosen L.M., Hansen, H.K., Ribeiro, A.B., Villumsen, A., (2001)**. “Removal of Cu, Pb and Zn in an applied electric field in calcareous and non-calcareous soils”. *Journal of Hazardous Materials B85*, pp 291-299.
- **Ottosen L., Rorig-Dalgaard, I., (2009)**. “Method and device for removing an ionic impurity” from building structures. Patent number :WO2009124890.
- **Ottosen L.M., Jensen, P.E., Kirkelund, G.M., Dias-Ferreira, C., Hansen, H.K.,(2012)**. “Electrodialytic remediation of heavy metal polluted soil - Treatment of water saturated or suspended soil, in: *Chemical Engineering Transactions*”. Italian Association of Chemical Engineering - AIDIC, pp. 103–108. doi:10.3303/CET1228018
- **Ourida Ait Ahmed (2020)** “The removal efficiency of lead from contaminated soil: modeling of cations and anions migration during the electrokinetic treatment”, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, doi: 10.1080/10934529.2020.1785781
- **Page M.M., Page, C.L. (2002)**. “Electroremediation of contaminated soils”. *Journal of environmental engineering*, 128, pp 208-219.

• **P**

- **Palaniappa M., Jayalakshmi M., Prasad P.M., Balasubramanian K.,(2008)**. “Chronopotentiometric studies on the passivation of industrial copper anode at varying current densities and electrolyte concentrations”. *Int. Journal. Electro-chem. Sci.* 3: 452-461.
- **Pamukcu S., & Wittle, J. K. (1992)**. “Electrokinetic Removal of Selected Heavy-Metals from Soil”. *Environmental Progress*, 11(3), pp 241-250.
- **Pamukcu S., Weeks, A., Wittle, J.K., (1997)**. “Electrochemical extraction and stabilization of selected inorganic species in porous media”. *Journal. Hazard. Mater.* 55, pp 305-318.
- **Pamukcu S., Shrestha, R.A., Ribeiro, A.B., Mateus, E.P.,(2016)**. “Electrically induced displacement transport of immiscible oil in saline sediments”. *Journal. Hazard. Mater.* 313: 185-92. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.04.005.
- **Parfitt M.K., Jones D.J., Garvin R.G.,(2010)**. “Structural, construction, and procedural failures associated with long-term pyritic soil expansion at a private elementary school in Pennsylvania”. *J. Perform. Constr. Facil* 25 (1), pp 56–66.
- **Patil P N, Sawant D V, and Deshmukh R N, (2012)**. “ Physico-chemical parameters for testing of water – a review”, *Int. Journal. Environ. Sci.* 3, pp 1194-1207.

- **Paz-Garcia J. M. (2012).** “Physicochemical and numerical modeling of electrokinetics in inhomogenous matrices”. Technical University of Denmark. B Y G D T U. Rapport
- **Pazos M, Rosales E, Alcántara T, Gómez J , Sanromán M A (2010)** “Decontamination of soils containing PAHs by electroremediation”: A review”. Hazard. Mater. 177, pp1-11. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.11.055
- **Peña A., Delgado- Moreno L., Rodríguez- Liébana, J. A. (2020).** “A review of the impact of wastewater on the fate of pesticides in soils: Effect of some soil and solution properties”. Science of the Total Environment, 718, 134468– <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134468>
- **Pham T.L.,(2008).** “Erosion et dispersion des sols argileux par un fluide ”. Thèse de Doctorat. Engineering Sciences. Ecole des Ponts ParisTech. 195 .
- **Pla I (2015)**“Advances in the prognosis of soil sodicity under dryland and irrigated conditions”. International Soil and Water Conservation Research (China) 2(4):50–63
- **Pouladi N, Asghar A J, Farzin S , Mohammad A G. (2019)** “Design and implementation of a hybrid MLP-FFA model for soil salinity prediction”. Environ Earth Sci 78:159. doi.org/10.1007/s12665-019- 8159-6.
- **Prasad MNV, Sajwan KS, Naidu R (2006).** “Trace elements in the environment. Biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation”. CRC, Boca Raton.
- **Pratt, P. F. and D. L. Suarez,(1990).** "Irrigation water quality assessments", in Agricultural Salinity Assessment and Management, New York: ASCE; 220–236.
- **Probstein R.F. and Hicks R.E., (1993).**”Removal of contaminants from soils by electric fields”, Science, 260 : 498-504.
- **Pugh, R.C., (2002).** “The application of electrokinetic geosynthetic materials to uses in the construction industry”. Ph.D. thesis, University of Newcastle upon Tyne, UK
- **Pulatov A, Khamidov A, Akhmatov D, Vasenev V (2020).** “Soil salinity mapping by different interpolation methods in Mirzaabad district”. IOP Conf Ser 883:012089. doi. org/ 10. 1088/ 1757- 899X/ 883/1/ 012089.

• **Q**

- **Qadir M., Ghafoor A., Murtaza G.,(2000).** “Amelioration strategies for saline soils: a review”. Land Degradation & Development 11, pp 501-521.
- **Qadir M., Oster J.D., Schubert S., Noble A.D., Sahrawat K.L., (2007).** “Phytoremediation of Sodic and Saline-Sodic Soils”. Advances in Agronomy 96, pp 197-247.

• **R**

- **Rabhi M.**, Karray-Bouraoui N., Medini R., Attia H., Athar H.U.R., Abdelly C., Smaoui, A.(2010b). “Seasonal variations in phytodesalination capacity of two perennial halophytes in their natural biotope”. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 14, pp 181-189.
- **Raju KP**, Desai JN, Chandrasekhar T, Ashok NM (1993). “Precursors, arginine, ornithine, or methionine in ameliorating the inhibitory effect of NaCl on wheat plant”. *Egypt Journal Biotechnol* 9, pp 328–340
- **Ramos T. B.**, Castanheira N., Oliveira A. R., Paz A. M., Darouich H., Simionesei L., Farzamian M., Goncalves M. C. (2020). “Soil salinity assessment using vegetation indices derived from Sentinel- 2 multispectral data. Application to Leziria Grande, Portugal. *Agricultural Water Management*, 241: 106387. doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106387
- **Rao S.N.** et Mathew P.K., (1995). “effects of Exchangeable Cations on Hydraulic Conductivity of a Marine Clay”. *Clays and Clay Minerals*, 43, pp 433-437.
- **Ravindran K. C.**, Venkatesan K., Balakrishnan V., Chellappan K. P., Balasubramanian, T (2007). “Restoration of saline land by halophytes for Indian soils”. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10), pp 2661–2664. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.02.005>.
- **Reading L.P.**, Baumgartl T., Bristow K.L., Lockington D., (2012a). “Hydraulic conductivity increases in a sodic clay soil in response to gypsum applications: impacts of bulk density and cation exchange”. *Soil Science* 177:165-171.
- **Reddy K.R.**, Shirani A.B., “Electrokinetic remediation of metal contaminated glacial tills”, *Geotechnical and Geological Engineering*, 15: 3-29,
- **Reddy K.R.**, Chinthamreddy,S., (2003a).“Sequentially enhanced electrokinetic remediation of heavy metals in low buffering clayey soils. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.* 129: 263–277. doi:10.1061/(ASCE) 1090-0241(2003)129:3(263)
- **Reddy Krishna R.**, et Richard E. Saichek. (2003b). “Effect of soil type on electrokinetic removal of phenanthrene using surfactants and cosolvents”. *Journal of environmental engineering*, 129: 336-346. doi :10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:4(336).
- Reddy K.R.**, A. Urbanek, A.P. Khodadoust,(2006). “Electroosmotic dewatering of dredged sediments: bench-scale investigation” *Journal of environmental management*, 78 : 200-208.
- **Reddy K. R.**, Karri, R. M. (2006a). “Effect of voltage gradient on integrated electrochemical remediation of contaminant mixtures”. *Land contamination & reclamation*, 14(3), 685-698.

- **Reddy K. R., Ala, P. R., Sharma S., Kumar, S. N.(2006b)**. “Enhanced electrokinetic remediation of contaminated manufactured gas plant soil”. *Engineering Geology*, 85(1-2), : 132-146.
- **Reddy K. R, Cameselle C (2009)**. “Electrochemical remediation technologies for polluted soils, sediments and groundwater”. Wiley, Hoboken. doi:10.1002/9780470523650
- **Reddy K. R (2010)**, “Technical Challenges to Insitu Remediation of Polluted Sites” *Geotechnical and Geological Engineering*, 28:211–22
- **Reddy K. R., Darko-Kagya, K., Al-Hamdan, A.Z., (2011)**. “Electrokinetic remediation of pentachlorophenol contaminated clay soil”. *Water. Air. Soil Pollution*. 221: 35–44
- **Reddy, K. R. (2013)**. “Electrokinetic remediation of soils at complex contaminated sites”. In M. Manassero, A. Dominijanni, S. Foti & G. Musso (Eds.), *Coupled phenomena in environmental geotechnics* : 131-147 . Croydon: CRC press.
- **Reeves RC, Bower CA, Brooks RH, Gschwend FB (1954)**. “A comparison of the effects of exchangeable sodium and potassium upon the physical condition of soils”. *Soil Sci Soc Am Jounl*, 18, pp 130–132. <https://doi.org/10.2136/sssaj1954.03615995001800020004x>
- **Ren C.Y., Guo D., Liu X.Y., Li R.H., Zhang Z.Q., (2020)**. “Performance of the emerging biochar on the stabilization of potentially toxic metals in smelter- and mining-contaminated soils”. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07805-5>
- **Rengasamy P. (2006)**. “World salinization with emphasis on Australia”. *Journal of Experimental Botany*, 57, pp 1017- 1023. <https://doi.org/10.1093/jxb/erj108>
- **Rengasamy P., Marchuk A.(2011)**. “Cation ratio of soil structural stability (CROSS)”. *Soil Research*. 49, pp 280-285. doi:10.1071/SR10105.
- **Richards L. A., Allison, L. E., Bernstein, L., Bower, C. A., Brown, J. W., Fireman, M., Richards Wilcox, A. L. (1954)**. “Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils”. *Agriculture Handbook No. 60*. (L. A. Richards, Ed.). Washington: United States Department of Agriculture. <https://doi.org/10.2136/sssaj1954.03615995001800030032x>
- **Rigoletto Monica, Paola Calza, Elisa Gaggero, Mery Malandrino and Debora Fabbri (2020)** “Bioremediation Methods for the Recovery of Lead-Contaminated Soils: A Review” *Appl. Sci*. 2020, 10, 3528; doi:10.3390/app10103528.
- **Rittirong A., Douglas, R. S., Shang, J. Q. ,Lee, E. C. (2008a)**. “Electrokinetic improvement of soft clay using electrical vertical drains”. *Geosynthetics International*,15 :369-381
- **Ritzema H.P., Kselik, R.A.L., Chanduvi, F.(1996)**. “Drainage of irrigated lands”. In: *Irrigation Water Management Training Manual*, vol. 9. FAO Rome , 79.

- **Rodier** Jean, Bernard Legube, Nicole Merlet et coll. (2009). “L’Analyse de l’eau 9e édition ; Dunod, Paris, SBN 978-2-10-054179-9 Dunod, Paris.
- **Rodríguez-Eugenio**, N., McLaughlin, M. and Pennock, D. (2018). “Soil Pollution: a hidden reality”. Rome, FAO. 142 pp.
- **Rogers** C. D. F., Liaki, C. , Boardman, D. I. (2003). “Advances in the engineering of lime stabilised clay soils.” Proceedings of the International Conference on Problematic Soils, Nottingham.

• **S**

- **Saichek** RE, Reddy KR. (2003). “Effect of pH control at the anode for the electrokinetic removal of phenanthrene from kaolin soil”. *Chemosphere* 51: 273-287
- **Saichek** R.E., Reddy K.R.,(2004). “Evaluation of surfactants/cosolvents for desorption/solubilization of phenanthrene in clayey soils”. *Int. J. Environ. Stud.* 61:587–604.
- **Salt Action** (1997). “Urban Salinity: Answering the questions, Dryland Salinity Information Sheet ”, CA1, ISSN 1322-8927.
- **Santamarina** J.C, Klein Y.H, Prencke E. (2002). “Spécifie Surface: Détermination and Relevance”. *Canadian Geotechnical Journal*, 39: 233-241.
- **Santos** Janaina Garcia, Marcel Giovanni Costa Franc, and Majeti Narasimha Vara Prasad (2020). “Haloremediation for Amelioration of Salinity” Springer Nature Switzerland AG M. N. Grigore (ed.), *Handbook of Halophytes*, doi:org/10.1007/978-3-030-17854-3_88-1
- **Segall** Burton.A., Bruell Clifford.J. (1992).“Electroosmotic contaminant-removal processes” *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 1992,118, (1) :84-100. doi:10.1061/(asce)0733-9372(1992)118:1(84).
- **Seifi** M., Ahmadi, A., Neyshabouri, M.- R., Taghizadeh- Mehrjardi, R., Bahrami, H.-A. (2020). “Remote and Vis- NIR spectra sens-ing potential for soil salinization estimation in the eastern coast of Urmia hyper saline lake, Iran. *Remote Sensing Applications”: Society and Environment*, 20, 100398. doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100398.
- **Sena da Fonseca** B., Simao J.A.R. Galhano B.,(2013). “Effect of Coastal Environment in Clay Facing Bricks and Roof Tiles”. *Proceedings from 1st Annual International Interdisciplinary Conference, AIIC, Azores, Portugal*,.: 432-440.
- **Senouci** M, Trache A (2014). “Etude de vulnérabilité aux changements climatiques de la wilaya de Mostaganem. Rapport d’expertise”. *Direction de l’Environnement de la wilaya de Mostaganem, Mostaganem*, 1-126.

- **Servant J (1975)**. “Contribution à l’étude pédologique des terrains halomorphes. L’exemple des sols salés du sud et du sud-ouest de la France”. Dissertation. Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- **Shabtai I.A., Shenker, M., Edeto, W.L., Warburg, A., Ben-Hur, M., (2014)**. “Effects of land use on structure and hydraulic properties of Vertisols containing a sodic horizon in northern Ethiopia”. *Soil and Tillage Research* 136: 19-27.
- **Shang J.Q., Dunlap W.A. (1996)** “Improvement of soft clays by high voltage electrokinetics *Journal of Geotechnical Engineering*, 122 (4) : 274-280. doi: 10.1061/(asce)0733-9410(1996)122:4(274).
- **Sharma D.P., Gupta, S.K., (2006)**. “Subsurface drainage for reversing degradation of waterlogged saline lands”. *Land degradation & Development* 17, 605-614
- **Shrivastava P., et Rajesh K. (2015)**. “Soil Salinity: A Serious Environmental Issue and Plant Growth Promoting Bacteria as One of the Tools for its Alleviation”. *Saudi J. Biol. Sci.* 22, 123-131. doi:10.1016/j.sjbs.2014.12.001.
- **Simonneau P (1957)**. “Observations sur le salant dans l’ouest Algérien”. *Trav Sect Pedol Agrol Bull* 3:11.
- **Singh, A. (2015)**. “Soil Salinization and Waterlogging: A Threat to Environment and Agricultural Sustainability”. *Ecol. Indicators* 57,: 128–130. doi:10.1016/j.ecolind.2015.04.027
- **Singh A. (2018b)**. “Assessment of different strategies for managing the water resources problems of irrigated agriculture”. *Agricultural Water Management*, 208:187-192. doi.org/10.1016/j.agwat.2018.06.021
- **Sirguey C. Ouvrard, S. (2013)**. “La salinité des sols contaminés, une menace pour la phytoextraction” *Chimiosphère*, 91(3) : 269-274. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.024.
- **Sivapullaiah P.V. and Reddy, P.H.P. (2009)**. “Fly Ash to Control Alkali Induced Volume Changes in Soils,” *Ground Improvement*, Vol. 162, Issue G 1, pp. 1–7.
- **Skempton A.W., (1953)**. “The colloidal activity of clays”. *Proceedings of the Third International Conférence on Soil Mechanics and Foundations Engineering*, 1, : 57-61.
- **Soderman L.G., Milligan, V.,(1961)**. “July. Capacity of friction piles in varved clay increased by electro-osmosis”. In: *The 5th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Paris, France, pp. 143e147.
- **Son A.J Shin KH, Lee JU, Kim KW (2003)**. “Chemical and ecotoxicity assessment of PAH contaminated soils remediated by enhanced soil flushing”. *Environ Eng Sci* 20:197–206

- **Spagnoli** G. and Sridharan, A., (2012), “Liquid Limit of Mixtures of Smectite, Kaolinite and Quartz Powder With Water and NaCl Solution,” *Int. J. Geotech. Eng.*, 6(1), : 117-123.
- **Spennemann**, D.H.R. (1997). “Urban salinity as a threat to cultural heritage places, Charles Sturt University, Albury, NSW.
- **Squires**, V.R., Glenn, E.P., (2004). “Salination, desertification, and soil erosion. In: Squires, V.R. (Ed.), *The Role of Food, Agriculture, Forestry and Fisheries in Human Nutrition*. UNESCO, EOLSS Publishers, Oxford, UK.
- **Stavi** I, Thevs N , Priori S (2021). “ Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures”. *Front. Environ. Sci.* 9, 712831. doi: 10.3389/fenvs.2021.712831
- **Subramani** T., Elango, L., Damodarasamy, S. R. (2005). “Groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in Chithar River Basin, Tamil Nadu, India”. *Environmental Geology*, 47(8): 1099–1110. doi.org/10.1007/s00254-005-1243-0.
- **Sumbarda-Ramos**, EG, Guerrero-Gutierrez, OX, Murillo-Rivera, B., Gonzalez, I., Oropeza- Guzman, MT (2010). “Traitement électrocinétique pour sols argileux et sableux”. *Tourillon d'électrochimie appliquée*, 40, 1255-1261.
- **Sumner** M.E., (1993). “Sodic: soils-New perspectives”. *Australian Journal of Soil Research* 31: 683-750.
- **Sun** Q., Krobek, R., Muller, T., et al., (2011). “Optimization of yield and water-use of different cropping systems for sustainable groundwater use in North China Plain”. *Agric. Water Manag.* 98: 808–814.
- **Sun** J., Kang, Y., Wan, S., Hu, W., Jiang, S., Zhang, T., (2012). “Soil salinity management with drip irrigation and its effects on soil hydraulic properties in north China coastal saline soils”. *Agricultural Water Management* 115, 10-19.
- **Szabolcs** I. (1989). “Salt Affected Soils”; CRC Press: Boca Raton, FL, USA,; 274.

• **T**

- **Tang** F. H. M., Lenzen, M., McBratney, A., Maggi, F. (2021). “Risk of pesticide pollution at the global scale” *Nature Geoscience*, 14: 206–210 .doi.org/10.1038/s41561-021-00712-5
- **Tchang** V. (2018). *La phytoremédiation des sols dans le sertão brésilien*. Thèse, faculté des sciences université de sherbrooke. Montréal, Canada. Available in : usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/14079/Tchang Valerie MEI 2018.
- **Terzaghi** K. et Peck R. B. (1956). “Soil mechanics in engineering practice”, John Wiley et Sons.

• **Theng** BKG, Ristori GG, Santi CA, Percival HJ (1999). “An improved method for determining the specific surface areas of top soils with varied organic matter content, texture and clay mineral composition”. *Eur J Soil Sci* 50:309–316. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00230.x>.

• **Tian** F., Hou M., Qiu Y., Zhang T., Yuan Y. (2020). “Salinity stress effects on transpiration and plant growth under different salinity soil levels based on thermal infrared remote (TIR) technique. *Geoderma*, 357:113961. doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113961.

• **U**

• **UNEP** (1992). “Global extent of soil degradation”. Proc Ad-Hoc Expert Group Meeting to Discuss Global Soil Database and Appraisals of GLASOD/SOTER, Nairobi, 24–28 39

• **USDA** (United States Department of Agriculture) (2010) “Keys to soil taxonomy”, 11th edn. Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, : 338

• **USDA** (United States Department of Agriculture) (1954) “Diagnosis and improvement of saline and alkali soils”. USDA Handbook n°60. US GPO, Washington, DC.

• **V**

• **Vane L.M.**, Zang G.M., (1997). “Effect of aqueous phase properties on clay particle zeta potential and electro-osmotic permeability: implications for electro-kinetic soil remediation processes”, *Journal of hazardous materials*, 55 : 1-22.

• **Van Olphen**, H., (1963) «Internal mutual flocculation in clay suspensions”. *Journal of Colloid Science* 19, : 313-322. [doi.org/10.1016/0095-8522\(64\)90033-9](https://doi.org/10.1016/0095-8522(64)90033-9)

• **Van Ranst** E, Pauwels JM, Demeyer A, Verloo M (1999). “Manual for the Soil Chemistry and Fertility Laboratory. Analytical methods for soils and plants equipment, and management of consumables”. University of Ghent, Ghent

• **Virkutyte** J, Sillanpaa M, Latostenmaa P (2002). “Electrokinetic soil remediation - critical overview ”. *Sci Total Environ* 289:97–121. [doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)01027-0](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(01)01027-0).

• **W**

• **Wade** M.H. (1976). “Slope Stability by Electroosmosis.” Proceedings, 29th Canadian Geotechnical Conference, Vancouver, Section 10: 44–66.

• **Walkley** A, Black C. (1934). “An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci* 37(1):29–38. doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003.

- **Wang YG, Deng CY, Liu Y, Niu ZR, Li Y (2018).**“Identifying change in spatial accumulation of soil salinity in an inland river watershed”, China. *Sci Total Environ* 621:177–185
- **Wang L, Lin H, Dong Y , He Y., Liu C.(2018).** “Isolation of vanadium-resistance endophytic bacterium PRE01 from *Pteris vittata* in stone coal smelting district and characterization for potential use in phytoremediation”. *J Hazard Mater* 341:1-9.doi: 10.1016/j.jhazmat.2017.07.036.
- **Water Smart.(2003).** “Urban Salinity”, Practice Note 12, Sydney WSUD Capacity building program.
- **Wicke B., Smeets E., Dornburg V., Vashev B., Gaiser T., Turkenburg W., Faaij A. (2011).** “The global technical and economic potential of bioenergy from salt-affected soils”. *Energy and Environmental Science* 4, pp 2669- 2681.
- **Wilson S.M. and Laurie, I. (2002).** “Costs functions to assess the cost of saline town water supplies to households, commerce and industry”, A Wilson Land Management Services and Ivey ATP Report prepared for the Murray-Darling Basin Commission, Canberra.
- **Wilson S.M. (2003).** “Determining the full costs of dryland salinity across the Murray-Darling Basin, Final project report to the Murray-Darling Basin” Commission, Canberra (MDBC Project D9008).
- **Wise D. L. (2000).** “Remediation engineering of contaminated soils”. New York.

• **X**

- **Xiao R., Wang P., Mi S.S., Ali A., Liu X.Y., Li Y.M., Guan W.D., Li R.H., Zhang Z.Q., (2019).** “Effects of crop straw and its derived biochar on the mobility and bioavailability in Cd and Zn in two smelter-contaminated alkaline soils”. *Ecotoxicol Environ Saf* 181, pp 155-163.
- **Xue Zhijia, Xiaowei Tang, Qing Yang, Zhifeng Tian & Yao Zhang. (2019).** “Influence of salt content on clay electro-dewatering with copper and stainless steel anodes”, *Drying Technology*, doi : 10.1080/07373937.2018.1555709

• **Y**

- **Yamanaka T., Miyasaka, H., Aso, I., Tanigawa, M., Shoji, K., Yohta, H., (2002).** “Involvement of sulfur-and iron-transforming bacteria in heaving of house foundations”. *Geomicrobiol J.* 19 (5), pp 519–528.

- **Yanli** Tao, Jian Zhou, Zhanyou Luo, Taonga J. Manda, Xiaonan Gong, Baoping Zou (2020). “Experimental study on the electro-dewatering transport of Hangzhou sludge”, *Drying Technology*. doi.org/10.1080/07373937.2020.1835946
- **Yang** GCC et Liu, C.-Y. (2001). “Assainissement des sols contaminés au TCE par in situ Procédé EK-Fenton”. *Journal des matières dangereuses*, 85(3), pp 317-331.
- **Yang**, L., Nakhla, G., Bassi, A., (2005). “Electro-kinetic dewatering of oily sludges”. *J. Hazard. Mater.* 125, pp 130–140.
- **Yao** R, Yang J (2010). “Quantitative evaluation of soil salinity and its spatial distribution using electromagnetic induction method”. *Agr Water Manag* 97, pp 1961–1970. https:// doi. org/ 10. 1016/j. agwat. 2010. 02. 001
- **Yeung** A. T. (2011). “Milestone developments, myths, and future directions of electrokinetic remediation”. *Séparation and purification Technology*, 79(2), 124-132.
- **Yola** M.L., Eren, T., İlkimen, H., Atar, N., Yenikaya, C., (2014)“A sensitive voltammetric sensor for determination of Cd (II) in human plasma’ , *Journal of Molecular Liquids*, 197, pp 58-64.
- **Yuan** C., and Chiang, T.-S. (2008). “Enhancement of electrokinetic remediation of spiked soil by chemical reagents”. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), pp 309-315.
- **Yukselen** Y, Kaya A (2006). “Prediction of cation exchange capacity from soil index properties”. *Clay Miner* 41, pp 827–837. https:// doi. org/ 10. 1180/ 00098 55064 140222.
- **Yukselen-Aksoy** Y., Reddy K.R., (2012). “Effect of soil composition on electrokinetically enhanced persulfate oxidation of polychlorobiphenyls”. *Electrochim. Acta* 86, pp 164–169.

• **Z**

- **Zaman** M, Shabbir Shahid A, Heng L (2018). “Guidline for salinity assessment, mitigation and adaptation using nuclear and related techniques”. *Int Atom Energy Agency*. doi. org/ 10. 1007/ 978-3- 319- 96190-3.
- **Zhang**, X.C., Norton, L.D.,(2002). “Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils”. *Journal of Hydrology* 260, pp 194-205.
- **Zhang** Y, Chu G, Dong P, Xiao J, Meng Q, Baumgartel M, Xu B, Hao T.(2018). “Enhanced electrokinetic remediation of lead-and cadmium contaminated paddy soil by composite electrolyte of sodium chloride and citric acid”. *J Soils Sediments* 18(5), pp 1915–1924.

- **Zhang T.**; Liu, Y.; Zhong, S.; Zhang, L. (2019). « AOPs-based remediation of petroleum hydrocarbons-contaminated soils: Efficiency, influencing factors and environmental impacts. *Chemosphere* , 246, 125726. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125726
- **Zheng L. W.**, X. Y. Xie, K. H. Xie, J. Z. Li, and Y. M. Liu, (2017).“ Test and application research advance on foundation reinforcement by electro-osmosis method,” *Journal of Zhejiang University (Engineering Science)*, vol. 51(6), pp. 1064–1073.
- **Zhou D.-M.**, Deng, C.-F., Cang, L.(2004). “Electrokinetic remediation of a Cu contaminated red soil by conditioning catholyte pH with different enhancing chemical reagents”. *Chemosphere*, 56(3), pp 265-273.
- **Zhou D.-M.**, Deng, C.-F., Cang, L., Alshawabkeh, A. N. (2005). “Electrokinetic remediation of a Cu-zn contaminated red soil by controlling the voltage and conditioning catholyte pH”. *Chemosphere*, 61(4),pp 519-527.
- **Zhou J.**; Tao, Y. L.; Xu, C. J.; Gong, X. N.; Hu, P. C.(2015).“Electro-Osmotic Strengthening of Silts Based on Selected Electrode Materials. *Soils Found*, 55, pp 1171–1180. DOI: 10.1016/j.sandf.2015.09.017.
- **Zong Ping Cai**, Jeremiah Van Doren, Zhan Qiang Fang, and Wei Shan Li. (2015). “Improvement in Electrokinetic Remediation of Pb-Contaminated Soil near Lead Acid Battery Factory.” *Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)* 25(9): 3088-3095. doi.org/10.1016/S1003-6326(15)63937-1.
- **Zörb C**, Geilfus CM, Dietz KJ .(2019). “Salinity and crop yield”. *Plant Biol* 21, pp 31–38. doi. org/ 10. 1111/ plb. 12884
- **Zulfahmi Ali Rahman**, Umar Hamzah, Mohd. Raihan Taha, Norsheila Sofhia Ithnain and Noorulakma Ahmad, (2010) “Influence of Oil Contamination on Geotechnical Properties of Basaltic Residual Soil” *American Journal of Applied Sciences* 7 (7), pp 954-961.

ANNEXE 1

1. Dosage du Cl⁻ (ISO 9297)

▪ Réactifs :

- Nitrate d'argent (AgNO₃-) 0.01N : dissoudre 1.6987g de nitrate d'argent dans 100ml d'eau distillée. Conserver à l'abri de la lumière
- Chlorure de sodium NaCl 0.01N : dissoudre 0.585g de chlorure de sodium dans 1000ml d'eau distillée
- Chromate de potassium K₂CrO₄ 5% : dissoudre 5g de chromate de potassium dans 80ml d'eau distillée, et ajouter des gouttes de nitrate d'argent (AgNO₃- 1N =17g/L) jusqu'à l'apparition d'un léger précipité rouge. Ajuster avec l'eau distillée à 100ml.

▪ Mode opératoire :

- Transvaser une aliquote de 10ml l'extrait diluée (à 10 ou à 100) dans une fiole de 100ml
- Ajouter 4 gouttes de chromate de potassium.
- Titrer avec la solution de nitrate d'argent jusqu'à l'apparition d'une coloration barbillon brique.
- Faire un témoin avec le chlorure de sodium pour estimer la normalité de nitrate d'argent exactement. Donc prélever 10ml de chlorure de sodium 0.01N et ajouter 3 gouttes de chromate de potassium et titrer avec le nitrate d'argent.

$$\text{Cl (még/L)} = V \times N \times 1000 A \times D$$

V : volume d'AgNO₃- 0.01N utilisé pour la titration de l'échantillon en ml .

A : volume de la prise d'essai ml.

N : normalité de la solution d'AgNO₃-.

D : dilution (*10) ou (*100).

$$N_{\text{AgNO}_3^-} = 10 \times N_{\text{NaCl}} - V_{\text{AgNO}_3^-}$$

N_{AgNO₃-} : normalité de la solution d'AgNO₃-.

V_{AgNO₃-} : volume d'AgNO₃- utilisé (ml).

N_{NaCl}- : normalité de la solution de NaCl

2. Dosage du Ca⁺⁺ et Mg⁺⁺ (ISO 7980)

▪ Réactif :

- Solution tampon : 16.9g NH₄Cl dans 142.5ml NH₄OH concentré laissé refroidir complété à 250ml avec l'eau distillé
- EDTA :(0.1N) : 2g EDAT + 0.05g MgCl₂ complété à 1l

-NET : 0.5g NET + 4.5g hydroxylamine hydrochlorure dans 100ml Ethanol 95%

-NaOH : 8g/100ml laisser refroidir (doucement)

-Calcon carboxylique : 0.2g calcon carboxylique +100g NaCl

-Diluer les eaux 10fois : 5ml échantillon +45ml H₂O

▪ **Mode opératoire**

Témoin :

Prenant Bécher contient :

- 50ml l'eau distillé

- 0.2 g calcon carboxylique +100g NaCl

- 2-3 ml NaOH

- Titration avec la EDAT et changement la couleur rose –bleu

2.1. Dosage du Ca⁺⁺

Prenant Bécher contient :

- 5 ml échantillon + 45 ml H₂O (dillution × 10)

- 2-3 ml NaOH

- 0.2g calcon carboxylique +NaCl

Cette solution est placée au-dessus l'agitateur

- Titration avec la EDAT et changement la couleur (rose –bleu)

2.2. Dosage du Ca²⁺ et Mg²⁺ NF

Prenant bécher contient :

- 5ml échantillon + 45 ml H₂O (dilution × 10)

- 4ml solution tampon (pH=10)

- 4 goutte NET

Cette solution est placée au-dessus l'agitateur

- Titration avec la EDAT et changement la couleur (rose – bleu)

$$\text{➤ } \mathbf{Ca^{2+} = V1 - V2 \times 0.01 \times 1000A \times D}$$

V1 : volume de titration avec l'EDAT - V2 : volume de titration avec l'EDAT (Témoin)

D : facteur de dilution - A : prise d'essai

$$\text{➤ } \mathbf{[Mg^{2+} + Ca^{2+}] = V1 - V2 \times 0.01 \times 1000A \times D}$$

$$\text{➤ } \mathbf{Mg^{2+} = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) - Ca^{2+}}$$

3. Dosage du Sodium Na⁺ par spectrophotométrie à flamme (ISO 9964-3)

▪ **Réactif**

- Peser 2.54 g de chlorure de sodium, ayant séché pendant une heure, dans une étuve à 105°C.

- Dissoudre cette même quantité dans de l'eau distillée et compléter à 1L.
- Cette solution a une concentration de 1 000 mg/L de sodium.
- Conserver cette solution dans une bouteille en plastique.
- Par dilution, préparer quotidiennement une solution de 10 mg/L en prélevant 1 ml de la solution précédente dans 100 ml d'eau distillée
- Faire passer au spectrophotomètre à flamme la solution d'étalonnage de 10 mg/L, à trois reprises.
- Faire passer les échantillons.
- Si la concentration en Na + est supérieure à 10 mg/L ; Procéder à la dilution de l'échantillon.

$$[\text{Na}^+] \text{ mg/L} = C \times F$$

où :

C : valeur notée de la réponse de l'appareil

F : facteur de dilution.

4. Dosage du potassium K⁺ par spectrophotométrie à flamme (ISO 9964-3)

▪ Réactif

- Dissoudre 1,907 g de KCl (ayant été séché à 105°C pendant une heure de temps) dans un litre d'eau distillée. Cette solution a une concentration égale à 1000 mg/l de potassium (K⁺) : soit : C₁ = 1000 mg/L.
- La solution doit être stockée dans une bouteille en plastique.
- A partir de C₁, préparer quotidiennement une solution de 10 mg/L, en prélevant 1 ml de la concentration dans 100 ml d'eau.
- Faire passer la solution de 10 mg/L à trois reprises dans le spectrophotomètre.
- Faire passer ensuite les échantillons.
- Si la concentration en potassium dépasse 10 mg/L, Procéder à la dilution de l'échantillon.

$$[\text{K}^+] \text{ mg/L} = C \times F$$

Où :

C : valeur notée de la réponse de l'appareil

F : facteur de dilution.