



UNIVERSITE ABDELHAMID IBN BADIS - MOSTAGANEM

FACULTÉ DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL ET ARCHITECTURE



N° d'ordre :

THÈSE

Présentée pour obtenir

LE DIPLÔME DE DOCTORAT 3^{ème} cycle

Spécialité : Génie Civil

Option : Géo-matériaux et Environnement

par

KLOUCHE Faiza

Effet d'osmose sur la migration des polluants dans les sols

Soutenu le 26 Février 2019 devant le Jury composé de :

Mr. MISSOUM Hanifi	Professeur	Président	Université de Mostaganem
Mr. MEKERTA Belkacem	Professeur	Examineur	Université d'Adrar
Mr. MALIKI Mustapha	MC-A	Examineur	Université de Mostaganem
Mr. BENDANI Karim	Professeur	Encadreur	Université de Mostaganem
Mr. BENAMAR Ahmed	MC- HDR	Co-Encadreur	Université du Havre - France

Remerciements

Ce travail de thèse a été effectué au sein du Laboratoire de Recherche « Construction, Transport et Protection de l'Environnement (LCTPE) » de l'Université de Mostaganem, en collaboration avec le Laboratoire de Recherche « Ondes et Milieux Complexes » de l'Université du Havre. Ces années de recherche, furent pour moi une réelle expérience scientifique, où de nombreuses personnes très remarquables, ont contribué à l'aboutissement de ce travail. Je veux ici, leur exprimer toute ma gratitude.

Je remercie chaleureusement mon Directeur de thèse Professeur Bendani Karim, comme je tiens en effet à le remercier infiniment de m'avoir fait confiance, en me proposant ce sujet de recherche.

Travailler avec lui comme thésarde, fût extrêmement enrichissant ; sa vivacité intellectuelle, sa très grande rigueur scientifique, mais aussi ses grandes qualités humaines, me furent très profitables.

Sans ses encouragements, je ne serais jamais arrivée à ce stade de ma formation. Il a toujours su me faire confiance et m'apporter l'aide nécessaire, tant sur le plan scientifique que moral.

Je souhaite lui exprimer mes sincères et respectueuses reconnaissances dans le cadre de la préparation de ma thèse de Doctorat.

Aussi, je tiens à remercier vivement, mon Co-Encadreur Monsieur Benamar Ahmed, Maître de Conférences/HDR à l'Université du Havre - France, pour m'avoir accueilli au sein du Laboratoire de Recherche « Ondes et Milieux Complexes » de l'Université du Havre et pour les conseils stimulants que j'ai eu l'honneur de recevoir de sa part durant mon séjour de stage au LOMC. Attentif et disponible malgré ses nombreuses charges, il m'a guidé et conseillé tout au long de ce travail. Sa grande compétence, sa rigueur scientifique et sa clairvoyance m'ont beaucoup appris durant ces trois années de recherche.

Mes remerciements et mes reconnaissances vont tout particulièrement au Professeur Hanifi Missoum, Directeur du Laboratoire de Recherche « Construction, Transport et Protection de l'Environnement » de l'Université de Mostaganem et toute son équipe d'encadrement. Je le remercie pour son écoute et son soutien irremplaçable dans l'aboutissement de ce travail par ses aides précieuses et ses orientations judicieuses, ainsi que les discussions scientifiques que j'ai eu la chance d'avoir avec lui et qui ont été bénéfiques et très précieuses pour moi.

Je remercie aussi vivement tous les membres du Jury de l'intérêt manifesté pour mon travail :

Mr. Missoum Hanifi, Professeur à l'Université de Mostaganem pour le grand honneur qu'il me fait, en présidant ce jury ;

Toute ma vive gratitude à Mr. Mekerta Belkacem, Professeur à l'Université d'Adrar, pour son déplacement et son amabilité, d'avoir bien accepté d'examiner ce travail ;

Je tiens à remercier vivement Mr. Maliki Mustapha, Maître de Conférences à l'Université de Mostaganem, pour avoir consacré une partie de son temps précieux à la lecture de ce manuscrit et de juger ce travail.

Je ne saurais oublier aussi de remercier Madame Fazia Benamar, ainsi que ses filles et mon amie Dr. Laila Mesrar de l'Université du Havre, pour leur grande gentillesse et leur accueil chaleureux au Havre.

Je tiens aussi à remercier Dr. Beklaouz Hadj Larbi, Chef de Département de Génie Electrique de l'Université de Mostaganem pour sa contribution dans la conception et réalisation de la carte d'acquisition des données, utilisée dans l'aboutissement des résultats des essais et analyses de mes travaux.

Je ne peux oublier aussi l'aide précieuse du Directeur et de l'équipe du Laboratoire régional LNHC de Sidi Bel Abbès, des Professeurs Mimanne Gousseem et Djellouli Hadja Mbarka du Laboratoire de Chimie de l'Université de Sidi Bel Abbès et des Directeurs Techniques des Complexes Lafarge - Sig et ENIE- Sidi Bel Abbès, pour leurs contributions et conseils précieux, ainsi que leurs orientations pour mener à bien ce travail de recherche.

J'adresse un très grand merci à mes chers parents, mon frère, mes sœurs et leurs maris, pour leur soutien et encouragement au cours de toutes ces années, surtout dans les moments difficiles.

Je n'oublie pas de présenter mes vifs remerciements à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

A toutes et à tous merci !

Résumé

La salinité des sols est un problème majeur dans de nombreuses parties du monde, notamment dans les zones arides et semi-arides, comme c'est le cas en Algérie. La salinisation de ces terres continue d'être une forme majeure de dégradation et une menace environnementale importante. La méthode électrocinétique est une technique émergente qui a démontré un potentiel considérable pour l'élimination efficace et efficiente des contaminants organiques et inorganiques des sols à grains fins, peu perméables. Dans notre recherche, on s'intéresse particulièrement à identifier le processus électrocinétique pour traiter et remédier de manière plus efficace et efficiente à l'échelle de laboratoire les sols salins de la région d'Ain Nouissy–Mostaganem et de la région du Bas Chélif–Hmadna. Le travail consiste à étudier la mobilité des ions libres (solutés) dans le sol, en y associant toujours un courant électrique pour mieux connaître l'avantage de ce dernier dans l'extraction des sels

Mots clés : Conductivité électrique, sols salins, remédiation, électro-osmose, électromigration, sels, mobilité ionique, pH.

Abstract

Soil salinity is a major problem in many parts of the world, particularly in arid and semi-arid zones, as is the case in Algeria. Salinization of these lands continues to be a major form of degradation and a significant environmental threat. The electrokinetic method is an emerging technique that has demonstrated considerable potential for the efficient and effective removal of organic and inorganic contaminants from fine-grained, low-permeability soils. In our research, we are particularly interested in identifying the electrokinetic process to more efficiently and effectively treat the saline soils of the Ain Nouissy - Mostaganem region and the Lower Cheliff region-Hmadna laboratory scale. The work consists of studying the mobility of free ions (solute) in the soil by always associating an electric current to better know the advantage of the latter in the extraction of salts.

Keywords: Electrical conductivity, saline soils, remediation, electroosmosis, electromigration, salts, ion mobility, pH

ملخص

تعد ملوحة التربة مشكلة رئيسية في العديد من أنحاء العالم ، لا سيما في المناطق القاحلة وشبه القاحلة ، كما هو الحال في الجزائر. ولا يزال تملح هذه الأراضي يعتبر عاملاً رئيسياً من عوامل التدهور والتهديد البيئي الهامة. الطريقة الكهروحركية و التي يطلق عليها الهجرة الكهربائية هي عبارة عن تقنية ناشئة لمعالجة التربة. تتمتع هذه التقنية بكفائتها وفعاليتها في نزع الملوثات العضوية والغير العضوية من التربة الحبيبية منخفضة النفاذية. في بحثنا، نحن مهتمون بشكل خاص بتحديد عملية التحلل الكهربائي لمعالجة التربة المالحة بشكل أكثر كفاءة وفعالية في منطقة Ain Nouissy - Mostaganem ومنطقة Bas Cheliff- Hmadna في نطاق دراسة مخبرية. العمل هو دراسة حركة أيونات حرة (المذابة) في التربة التي تتطوي دائماً التيار الكهربائي لمعرفة المزيد عن الاستفادة من هذه الأخيرة في استخراج الملح.

الكلمات المفتاحية: الموصلية الكهربائية، التربة المالحة، العلاج ، الكهروضوئية ، الكهروحركية ، الأملاح ، التنقل الأيوني ، درجة الحموضة.

Sommaire

Sommaire

Remerciements	i
Résumé	ii
Abstract	iii
ملخص.....	iv
Liste des symboles.....	x
Liste des figures.....	xv
Liste des tableaux.....	xvi
Introduction générale.....	02

Partie 01 : Etude Bibliographique

Chapitre 01 : Généralités sur les sols fins et leur salinité

I.1	Caractéristiques des sols.....	05
I.2	Définition des argiles.....	05
I.3	Structure minéralogique des argiles.....	06
I.4	Classification des minéraux argileux	07
I.5	Les différents types de sols argileux.....	08
I.5.1	Kaolinite.....	08
I.5.2	Montmorillonite.....	09
I.5.3	Illite	11
I.6	Caractéristiques des argiles.....	12
I.6.1	La capacité d'échange cationique (CEC)	12
I.6.2	Les propriétés colloïdales.....	13
I.6.3	La surface spécifique	13
I.6.4	La double couche diffuse (DDL).....	14
I.6.5	Potentiel zêta.....	15
I.7	Salinité des sols.....	16
I.8	Salinisation des sols.....	16
I.9	Causes et conséquences de la salinité des sols.....	17
I.10	Types de salinité.....	18
I.10.1	Salinisation primaire (naturelle).....	18
I.10.2	Salinisation	18

secondaire.....	
I.11 Classification des sols affectés par les sels.....	18
I.12 Classification et caractéristiques des sols salins.....	20
I.12.1 Classification des sols salins.....	20
I.12.2 Caractéristiques des sols salins.....	20
I.12.2.1 Sols salins.....	20
I.12.2.2 Sols salins à alcalins.....	21
I.12.2.3 Sols alcalins.....	21
I.13 Facteurs de caractérisation des sols salins.....	21
I.13.1 Conductivité électrique.....	21
I.13.2 pH du sol	22
I.13.3 Taux de sodium échangeable (ESP).....	22
I.13.4 Teneur relative en sodium (SAR).....	22
I.14 Salinisation des sols dans le monde et en Algérie.....	22
I.15 Impact de la salinité	23
I.16 Remédiation des sols salins.....	24
I.16.1 Drainage	24
I.16.2 Lessivage.....	24
I.16.3 Procédé électrocinétique.....	25
I.17 Conclusion	25
Chapitre 02 : Processus de transport dans les sols fins	
II.1 Introduction	27
II.2 Phénomènes de transport électrocinétique.....	27
II.2.1 Electrolyse de l'eau.....	28
II.2.2 Convection.....	29
II.2.2.1 Gradient hydraulique.....	29
II.2.2.2 Electro-osmose	31
II.2.3 Électromigration	34
II.2.4 Électrophorèse	37
II.2.5 Diffusion	38
II.2.6 Gradient chimique.....	38
II.2.7 Réactions électrochimiques.....	38

II.3	Facteurs affectant le traitement électrocinétique.....	40
II.3.1	Type de sol et teneur en eau.....	40
II.3.2	Gradient de pH	40
II.3.3	Densité du courant	41
II.3.4	Configuration des électrodes.....	41
II.3.5	Durée de traitement.....	42
II.3.6	Coût de traitement.....	42
II.3.7	Avantages et inconvénients du procédé électrocinétique.....	42
II.3.7.1	Avantages	43
II.3.7.2	Inconvénients	43
II.4	Génèse des travaux antérieurs sur le traitement électrocinétique.....	43
II.5	Conclusion	46

Partie 02 : Etude Expérimentale

Chapitre 03 : Matériaux et méthodes

III.1	Introduction	49
III.2	Matériaux étudiés.....	51
III.3	Zones d'études.....	51
III.3.1	Ain Nouissy - région de Mostaganem.....	51
III.3.2	Hmadna - Bas Chélif.....	53
III.4	Identification des sols.....	55
III.4.1	Analyse granulométrique (NF ISO 13320-1).....	55
III.4.2	Argilosité.....	57
III.4.2.1	Limites d'Atterberg (NF P 94-051).....	57
III.4.2.1.1	Limite de liquidité (W_L).....	57
III.4.2.1.2	Limite de plasticité (W_p)	58
III.4.2.1.3	Indice de plasticité (I_p).....	58
III.4.2.2	Valeur au bleu de méthylène (NF P 94-068).....	59
III.4.2.3	Classification selon la nature (GTR 1992).....	60
III.4.3	Teneur en eau (NF P 94-050).....	60
III.4.4	Teneur en matière organique (NF P 940-47).....	61
III.4.5	Dosage des carbonates $CaCO_3$ (NF ISO10693).....	62
III.4.6	pH et conductivité électrique	62

III.4.6.1	pH (NF X 31-103).....	62
III.4.6.2	Conductivité électrique (NF X 31-113).....	62
III.4.7	Minéralogie par diffraction des Rayons X « DRX ».....	63
III.4.8	Composition chimique des sols.....	64
III.5	Conception du dispositif expérimental.....	65
III.5.1	Cellule expérimentale.....	65
III.5.2	Electrodes.....	67
III.5.3	Carte d'acquisition des données.....	67
III.6	Procédure de l'essai électrocinétique.....	68
III.7	Extraction des espèces ioniques.....	69
III.7.1	La dureté totale (Ca^{2+} , Mg^{2+})	69
III.7.2	Dosage du Calcium (Ca^{2+}) et Magnésium (Mg^{2+})	69
III.7.3	Dosage du Sodium Na^+ par spectrophotométrie à flamme	70
III.7.4	Dosage du potassium K^+ par spectrophotométrie à flamme.....	71
III.7.5	Dosage du chlorure [Cl^-].....	71
III.7.6	Dosage des sulfates (SO_4).....	72
III.8	Conclusion	73
Chapitre 04 : Résultats et discussions		
IV.1	Introduction.....	76
IV.2	Consolidation et déshydratation des sols.....	76
IV.2.1	Variation de la tension dans l'échantillon.....	76
IV.2.2	Evolution de l'intensité du courant électrique.....	77
IV.2.3	Evolution du flux électro-osmotique et du coefficient de perméabilité électro-osmotique.....	79
IV.2.4	Evolution du pH.....	83
IV.2.5	Evolution de la conductivité électrique.....	83
IV.2.6	Évolution du tassement.....	85
IV.2.7	Évolution de la teneur en eau.....	86
IV.3	Remédiation par procédé électrocinétique des deux sols salins étudiés	87
IV.3.1	Traitement du sol d'Ain Nouissy- Mostaganem.....	87

IV.3.1.1	Effet de la durée de traitement sur le courant électrique.....	87
IV.3.1.2	Effet de la durée de traitement sur le pH du sol.....	88
IV.3.1.3	Effet de la durée de traitement sur le flux électro-osmotique.....	90
IV.3.1.4	Effet de la durée de traitement sur la conductivité électrique.....	91
IV.3.1.5	Effets de la durée de traitement et de la tension sur la répartition des ions à la fin des essais.....	93
IV.3.2	Traitement du sol de Hmadna – Bas Chélif.....	96
IV.3.2.1	Effet de la durée de traitement sur la variation du courant électrique.....	96
IV.3.2.2	Effet de la durée de traitement sur la variation du pH du sol.....	98
IV.3.2.3	Effet de la durée de traitement sur la variation du flux électro-osmotique ..	99
IV.3.2.4	Effet de la durée de traitement sur la variation de la conductivité électrique.....	100
IV.3.2.5	Effet de la durée de traitement sur la distribution des ions à la fin des essais.....	101
IV.4	Efficacité des taux d'élimination des ions dans les deux sols étudiés.....	105
IV.5	Conclusion	109

Conclusion générale et perspectives

Références bibliographiques

Liste des symboles

Liste des symboles

<i>A</i>	Section de l'échantillon (cm^2)
<i>AIPEA</i>	Association Internationale pour l'Etude des Argiles
Ca^{2+}	Calcium
<i>CEC</i>	Capacité d'échange cationique
<i>CE</i>	Conductivité électrique
Cl^-	Chlorure
<i>DDL</i>	Double couche diffuse
D_i^∞	Coefficient de diffusion de l'espèce <i>i</i>
D_j	Coefficient de diffusion
<i>DRX</i>	Diffraction des rayons X
<i>E</i>	Gradient de potentiel (champ électrique)
<i>ESP</i>	Taux de sodium échangeable
<i>EOF</i>	Flux électro-osmotique
<i>F</i>	Constante de Fraday
F_c	Facteur de correction du titre.
<i>FAO</i>	Food and Agriculture Organisation
<i>i</i>	Gradient hydraulique ($cm.s^{-1}$)
<i>INSID</i>	Institut National des Sols, de l'Irrigation et du Drainage
<i>IRD</i>	Institut de Recherche pour le Développement de France
I_e	Gradient de potentiel
I_p	Indice de plasticité
<i>SAR</i>	Teneur relative en sodium
<i>J</i>	Densité du courant ($A.cm^2$)
K^+	Potassium
k_e	Coefficient de perméabilité électro-osmotique
K_h	Conductivité hydraulique du milieu ($cm.s^{-1}$)
Q_h	Débit (flux électro-osmotique) (cm^3/s)
M_e	Mobilité électrophorétique $m^2V^{-1}s^{-1}$
Mg^{2+}	Magnésium
<i>MO</i>	Matière organique
Na^+	Sodium
RH^+	Taux de production des ions H^+ ($mol.S^{-1}.cm^{-2}$)
SO_4^-	Sulfate
<i>SST</i>	Surface spécifique totale
<i>t</i>	Temps (s)
<i>TH</i>	Dureté totale
<i>UUSL</i>	United States Salinity Laboratory
<i>V</i>	Volume (ml)
V_B	Valeur de bleu de méthylène
V_{ep}	Vitesse de la particule (m^2s^{-1})

z_H	Charge de H^+
W_L	Limite de liquidité
W_p	Limite de plasticité
n	Porosité de la matrice
v^{eo}	Vitesse électro-osmotique
ε	Constante diélectrique
η	Viscosité
μ_i^∞	Mobilité de l'espèce i ($m^2.v.s^{-1}$)
$ z_i $	Valeur absolue de la charge de l'ion i
λ_i	Conductivité ionique molaire de l'ion i
μ_j	Mobilité ionique
μ_j^*	Mobilité ionique effective
u_m	Vitesse ionique
ζ	Potentiel zêta

Liste des figures

Liste des figures

CHAPITRE I : Généralités sur les sols fins et leur salinité

Figure I.1	Argile naturelle (image MEB).....	6
Figure I.2	Représentation des tétraèdres et des octaèdres.....	7
Figure I.3	Photographies au Microscope Electronique à Balayage des argiles.....	8
Figure I.4	Structure de la kaolinite.....	9
Figure I.5	Structure de la montmorillonite.....	10
Figure I.6	Représentation de la structure d'une montmorillonite.....	11
Figure I.7	Structure de l'illite.....	12
Figure I.8	Structure de la double couche électrique diffuse (DDL) adjacente à une surface d'argile et répartition potentielle des cations et des anions à partir de la surface de l'argile.....	14
Figure I.9	Modèle de la double couche de Gouy- Stern.....	15
Figure I.10	Vue schématique du potentiel sur des particules chargées.....	15
Figure I.11	Répartition des sols salins en Algérie.....	23

CHAPITRE II : Processus de transports dans les sols fins

Figure II.1	Les mécanismes de transport dans le traitement électrocinétique.....	28
Figure II.2	Transport dans la double couche : Comparaison entre un écoulement électro-osmotique et un écoulement hydraulique.....	31
Figure II.3	Vue schématique du transport de particules par électromigration et électrophorèse.....	34

CHAPITRE III : Matériaux et méthodes

Figure III.1	Organigramme du programme expérimental.....	50
Figure III.2	Prélèvement des sols salins des régions d'Ain Nouissy et de Hmadna.....	51
Figure III.3	Localisation de Mostaganem en Algérie.....	52
Figure III.4	Carte de la situation géographique du site d'étude d'Ain Nouissy (Mostaganem).....	52
Figure III.5	Photo satellitaire de la zone d'étude d'Ain Nouissy (Mostaganem).....	53
Figure III.6	Carte de la situation géographique du site d'étude de Hmadna (Bas Chélif)...	54
Figure III.7	Photo satellitaire de la station de Hmadna (Bas Chélif).....	54

Figure III.8	Localisation de la plaine du Bas-Chélif.....	55
Figure III.9	Courbe granulométrique (Ain Nouissy – Mostaganem et Hmadna -Bas Chélif).....	56
Figure III.10	Classification de Casagrande des sols fins.....	57
Figure III.11	Diagramme de plasticité et de classification des sols fins.....	59
Figure III.12	DRX de l'échantillon du site d'Ain Nouissy-Mostaganem.....	63
Figure III.13	DRX de l'échantillon du site de Hmadna (Bas Chélif).....	64
Figure III.14	Schéma de la cellule électrocinétique.....	66
Figure III.15	Schéma du montage expérimental: cellule électrocinétique et alimentation en électrolyte.....	67
Figure III.16	Dispositif expérimental du processus électrocinétique.....	68
CHAPITRE IV : Résultats et discussion		
Figure IV.1	Profil de la variation de tension à la fin de chaque test pour les différents essais a) Sol d'Ain Nouissy-Mostaganem b) sol de Hmadna - Bas Chélif ...	77
Figure IV.2	Variation de l'intensité du courant électrique avec le temps à différentes tensions imposées a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna - Bas Chélif..	78
Figure IV.3	Evolution du volume électro-osmotique cumulé au cours du traitement électrocinétique a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif...	81
Figure IV.4	Variation de la perméabilité électro-osmotique au cours du traitement. a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna - Bas Chélif.....	82
Figure IV.5	Variation du pH sur la distance anode-cathode, à différents gradients de potentiels appliqués a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif.....	83
Figure IV.6	Variation de la conductivité électrique dans le sol à la fin de l'essai à différents voltages appliqués a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif.....	84
Figure IV.7	Variation du tassement avec le temps à différentes tensions appliquées a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif	85
Figure IV.8	Variation de la teneur en eau le long de la distance anode-cathode après 96 heures a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif.....	86
Figure IV.9	Variation du courant électrique de l'échantillon en fonction de la durée de traitement a)10 V b) 30 V et c) 40 V.....	88

Figure IV.10	Distribution du pH du sol en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	89
Figure IV.11	Variation du flux électro-osmotique du sol en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	91
Figure IV.12	Variation de la conductivité électrique du sol en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	92
Figure IV.13	Répartition des ions chlorure après le traitement électrocinétique a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	94
Figure IV.14	Répartition des ions calcium après le traitement électrocinétique a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	94
Figure IV.15	Répartition des ions sodium après le traitement électrocinétique a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	95
Figure IV.16	Variation du courant électrique de l'échantillon en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	97
Figure IV.17	Variation du pH du sol de Hmadna en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	99
Figure IV.18	Variation du flux électro-osmotique cumulatif en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	100
Figure IV.19	Variation de la conductivité électrique en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	101
Figure IV.20	Distribution des ions chlorure après le traitement électrocinétique a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	102
Figure IV.21	Distribution des ions sodium après le traitement électrocinétique a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	103
Figure IV.22	Distribution des ions calcium après le traitement électrocinétique a) 10 V b) 30 V et c) 40 V.....	104

Liste des tableaux

Liste des tableaux

CHAPITRE I : Généralités sur les sols fins et leur salinité

Tableau I.1	Caractéristiques des argiles.....	13
Tableau I.2	Classification des sols affectés par les sels.....	19
Tableau I.3	Classe de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait de saturation à 25°C.....	19
Tableau I.4	Classe de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait aqueux à 25° C.....	20
Tableau I.5	Echelle de la salinité pour l'extrait 1/5.....	21

CHAPITRE II : Processus de transports dans les sols fins

Tableau II.1	Coefficient de diffusion D_j , mobilité ionique μ_j et mobilité ionique effective μ_j^* de certains sels dans le sol.....	36
Tableau II.2	Efficacité de la technique électrocinétique EK pour la restauration des sols salins.....	45

CHAPITRE III : Matériaux et méthodes

Tableau III.1	Composition granulométrique des deux échantillons de sols.....	56
Tableau III.2	Variation des limites d'Atterberg.....	58
Tableau III.3	Tableau synoptique de classification des matériaux selon leur nature (GTR 1992)	60
Tableau III.4	Types de sols en fonction du pourcentage en matières organiques	61
Tableau III.5	Composition chimique des deux sols étudiés.....	65
Tableau III.6	Composition ionique des deux échantillons de sols étudiés.....	73

CHAPITRE IV : Résultats et discussion

Tableau IV.1	Comparaison entre les caractéristiques physico-chimiques des deux sols étudiés.....	106
Tableau IV.2	Taux d'efficacité d'extraction des ions à 10 volts.....	107
Tableau IV.3	Taux d'efficacité d'extraction des ions à 30 volts.....	108
Tableau IV.4	Taux d'efficacité d'extraction des ions à 40 volts.....	108

Introduction générale

Introduction générale

La salinité est un des problèmes majeurs dans le monde qui affecte les sols en réduisant la productivité agricole et ayant un impact néfaste sur les installations et infrastructures de génie civil.

La quantité des terres occupées par les sols salins augmente depuis ces dernières décennies dans de nombreuses régions du monde, comme en Algérie, notamment dans les zones arides et semi-arides, où les précipitations sont faibles et les températures et taux d'évaporation sont élevées (Selvakumar et al., 2014; Miransari, 2016).

La salinité des sols est l'un des aléas environnementaux les plus dévastateurs, entraînant une réduction importante des superficies cultivées, de la productivité et de la qualité des cultures (Shahbaz and Ashraf, 2013).

C'est à cause de la salinité que des dommages importants surviennent aussi, aux infrastructures de base, tels que les routes, les ponts, les voies ferrées, les bâtiments et les structures souterraines (Jayasekera, 2007).

Ce phénomène de la salinité est défini comme l'accumulation des sels dans le sol, qui présente souvent une conductivité électrique supérieure à 4dS/m et un pH inférieur à 8.5 (Abrol et al.,1988 ; Hamdan et al.,2014 ; Lukman et al.,2015).

Les sels généralement présents dans les sols salins comprennent les chlorures, les sulfates, le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium.

L'intrusion marine est aussi une des origines principales de la salinisation des zones côtières (Barlow, 2003), en raison de l'abaissement des nappes phréatiques entre autres, dû au changement des conditions climatiques et hydrologiques et de la diminution des précipitations dans les zones semi-arides, telle que la région d'Ain Nouissy – Mostaganem.

La conservation et la remédiation des sols salins sont des préoccupations majeures des spécialistes en géo-environnement. A cet égard, plusieurs techniques de restauration ont été tentées, tels que le traitement biologique, physique, chimique, la désorption thermique, l'excavation et la sodification (Yuan et al.,2016 ; Libralato et al.,2008 ; Ammami et al.,2015).

Cependant, la majorité de ces techniques sont pour la plupart inadéquates, coûteuses et inefficaces, surtout pour les sols à grains fins peu perméables (Alshawabkeh, 2001 ; Jayasekera et Hall, 2007 ; Lukman et al., 2013).

Dans cette recherche, l'originalité de nos travaux consiste à employer un procédé électrocinétique, reconnu peu coûteux, nommé électro-remédiation ou électro-dépollution, qui s'applique in situ comme au laboratoire, qui utilise un faible champ électrique entre deux

électrodes, permettant la mobilisation et la migration des contaminants, tels que les sels, en favorisant leur extraction (López-Vizcaíno et al., 2017).

Cette technologie, relativement nouvelle est une technique efficace, écologique, durable et rentable, permettant le transport et la mobilité des ions dans le sol, à travers le potentiel électrique appliqué.

Plusieurs phénomènes peuvent être générés dans le système sol-électrodes, telles que l'électromigration, l'électro-osmose, l'électrophorèse et l'électrolyse de l'eau.

L'électro-osmose est le mouvement du fluide poreux contenant des espèces ioniques et non ioniques dissoutes par rapport à la masse stationnaire du sol, principalement vers la cathode (Faisal et al., 2018 ; Ait Ahmed et al., 2016 ; Bahemmat et al., 2015 ; Malekzadeh et al., 2016). Par ailleurs, l'électromigration est le transport des espèces chimiques chargées sous un gradient électrique.

Notre étude est basée sur l'utilisation de deux sols salins à grains fins prélevés à Ain Nouissy (Mostaganem) et Hmadna (Bas Chélif), permettant leur restauration et remédiation efficace par le procédé électrocinétique à l'échelle du Laboratoire de Recherche LCTPE de l'Université de Mostaganem.

L'introduction de ce mémoire de thèse relate brièvement le problème de la salinité des sols et son impact négatif sur les activités agricoles, les constructions et infrastructures de génie civil.

Ainsi, la première partie de notre manuscrit est consacrée à une étude bibliographique, composée de deux chapitres, dont le premier est lié à la généralité des sols fins et leur salinité et le second est consacré au processus de transport dans les sols à grains fins.

La deuxième partie traite de l'étude expérimentale composée aussi de deux chapitres qui décrivent les matériaux et méthodes utilisés, la description détaillée de la cellule de recherche utilisée dans cette étude, ainsi que les résultats et discussions sur l'influence de cette technique sur certains paramètres, tels que : le courant électrique, le pH, la conductivité électrique, la teneur en eau, ainsi que sa performance vis-à-vis de l'extraction des sels.

Enfin, la conclusion générale présente une synthèse des résultats de ce travail et des perspectives de recherche qu'il génère.

Partie I

Etude Bibliographique

Chapitre I : Généralités sur les sols fins et leur salinité

Chapitre II : Processus de transport dans les sols fins

Chapitre I

Généralités sur les sols fins et leur salinité

Chapitre I : Généralités sur les sols fins et leur salinité

I.1. Caractéristiques des sols

Le sol est la partie superficielle de l'écorce terrestre. Il apparaît comme étant un milieu complexe et hétérogène (Musy et Soutter, 1991 ; Clément, 1981 ; Hazrouli, 2010). Il subit plusieurs dégradations, telles que : l'érosion, la pollution et la salinisation. Il se compose principalement de particules minérales, de matières organiques, d'air, d'eau et d'organismes vivants, qui interagissent lentement mais continuellement.

Le sol est principalement composé de cailloux, sable, limons, argiles, calcaire, humus, eau et d'un mélange de divers gaz.

Il est généralement constitué de trois phases : solide, liquide et gazeuse.

- La phase solide est une phase insoluble dans l'eau, qui se divise en deux parties, minérales et organiques.
- La phase liquide est constituée par l'eau. Celle-ci intervient essentiellement par la nature des ions présents.
- La phase gazeuse est constituée généralement par l'air, mais peut être dans certaines conditions, de nature différente.

I.2. Définition des argiles

En géotechnique, les argiles désignent une famille de roches, un ensemble de particules minérales, une catégorie de sols, une classe granulométrique, ou encore un matériau de construction.

En mécanique des sols, on définit les argiles comme des sols de diamètre moyen inférieur à $2\mu\text{m}$. Une texture fine ou argileuse correspond à un sol chimiquement riche, imperméable et mal aéré. Il s'agit donc d'un sous-groupe de sols fins. (Figure I.1)

Les argiles proviennent de la décomposition et de l'altération chimique des roches, particulièrement des minéraux silicates, tels que Feldspaths, mica, pyroxènes, etc...

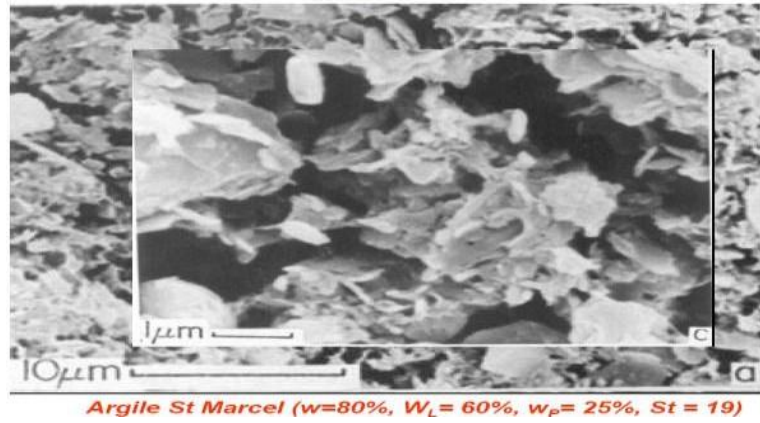


Figure I.1 : Argile naturelle (image MEB)

I.3. Structure minéralogique des argiles

Elles sont constituées essentiellement d'aluminium, silicium, oxygène et ions hydroxyles. Ce sont des phyllosilicates d'alumine hydratés, désignant des minéraux qui prennent des formes de feuillets.

Les minéraux argileux se présentent sous forme de particules de petites tailles, dont il ya lieu de distinguer quatre niveaux d'organisation :

- Les plans sont constitués par les atomes
- Les feuillets, tétraédriques ou octaédriques, sont formés par une combinaison de plans
- Les feuillets correspondent à des combinaisons de couches
- Le cristal résulte de l'empilement de plusieurs couches.

Un feuillet est formé par l'association de couches tétraédriques et de couches octaédriques. La couche tétraédrique est formée par un enchainement de tétraèdres (T) constituée par des atomes de Si^{4+} , Al^{3+} et Fe^{3+} .

La couche octaédrique est composée d'un enchainement d'octaèdres (O), dont les sommets sont occupés par des atomes d'oxygène et des groupements d'hydroxyles et les centres sont occupés par des atomes d' Al^{3+} , Fe^{3+} , Mg^{2+} ou Fe^{2+} .

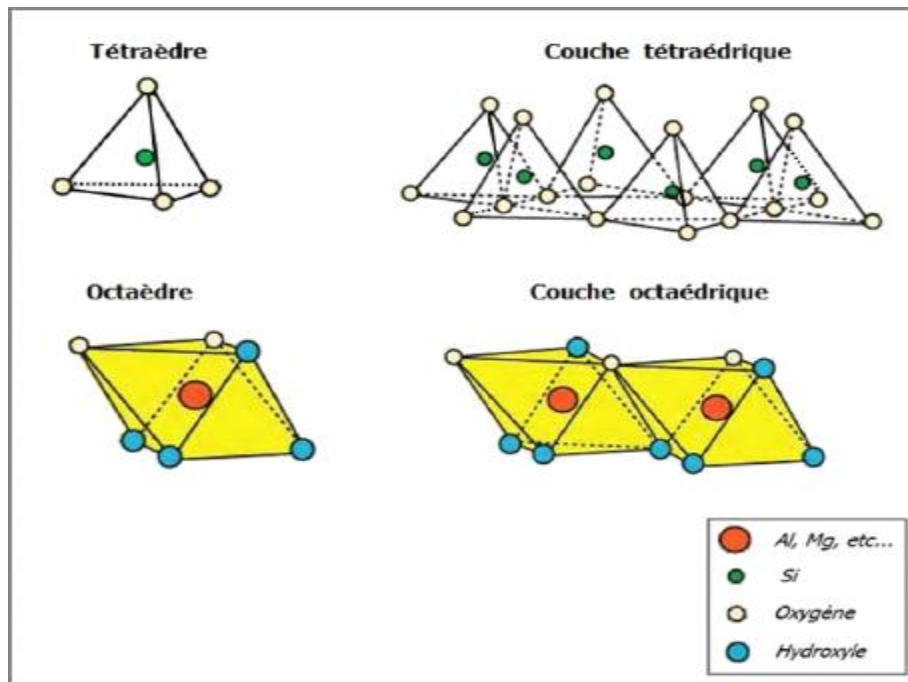


Figure I-2 : Représentation des tétraèdres et des octaèdres (Gautier, 2008)

I.4. Classification des minéraux argileux

La classification des argiles et leur nomenclature dépendent de leur composition chimique et de l'ordre structural. Les travaux de l'Association Internationale pour l'Etude des Argiles AIPEA (1966-1972) ont permis d'aboutir à une classification qui repose sur les critères suivants :

- Type de feuillet 2:1 ou 1:1.
- Charge globale du feuillet.
- Nature des cations interfoliaires.

Suivant le mode d'agencement des tétraèdres et des octaèdres, on peut distinguer deux grandes familles de minéraux :

- 1) Les minéraux fibreux qui sont des espèces à pseudo feuillets, par exemple les sépiolites.
- 2) Les minéraux phylliteux à structure lamellaire. Ces derniers sont les plus répandus et les plus étudiés.

Il existe plusieurs groupes de minéraux :

- Minéraux 7Å : Le feuillet est constitué d'une couche tétraédrique et d'une couche octaédrique, il est de qualité : T : O ou de type 1 : 1
- Minéraux 10Å : Le feuillet est constitué de deux couches tétraédriques et d'une couche octaédrique, il est de qualité : T:O:T ou de type 2 : 1

- Minéraux 14A° : Le feuillet est constitué de l'alternance de T:O:T et de couche octaédrique interfoliaire.

Selon la séquence d'empilement des couches tétraédriques et octaédriques, on distingue des minéraux de type 1/1 (T:O) ou 2/1 (T:O:T).

I.5. Les différents types de sols argileux

Il ya lieu de distinguer trois grandes familles d'argiles caractérisées par des propriétés différentes (Duchaufour, 1983 ; Caillère et al., 1982 ; Meunier, 2005). Les types d'argiles les plus fréquents sont : la kaolinite, la montmorillonite et l'illite (Figure I.3).

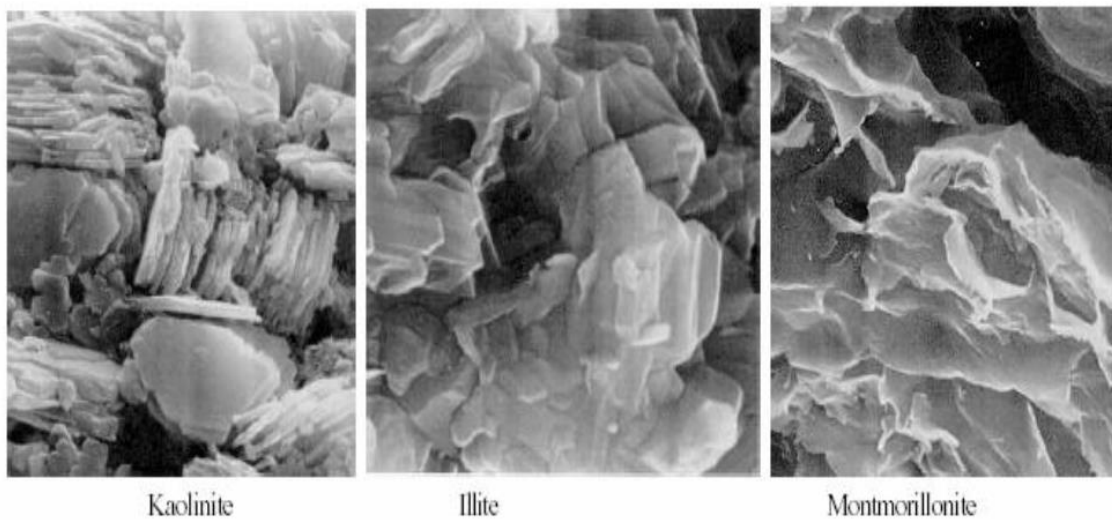


Figure I.3 : Photographies au Microscope Electronique à Balayage des argiles (Mitchell & Soga, 2005 ; Huidi et al., 2006).

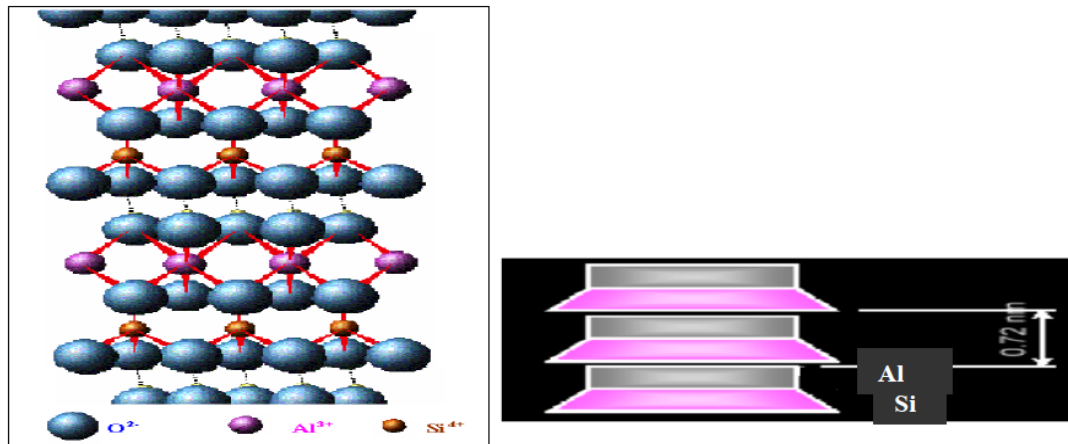
I.5.1. Kaolinite

C'est une roche argileuse qui tire son nom du site chinois kao-Ling, où elle fût découverte. On appelle la roche kaolin et le matériau argileux kaolinite. Cette argile blanche neigée, grasse au toucher, savonneuse, plastique, douce, friable et réfractaire, contient autant d'aluminium que de silice. (Merabet et Belkacemi, 2003).

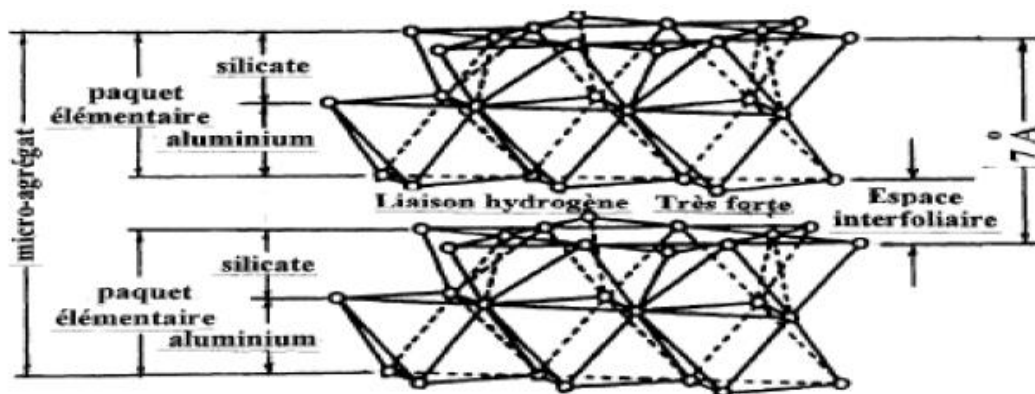
Cette roche est constituée d'une succession de couches alternées de feuillets en tétraèdre (silice : SiO_4) et de feuillets en octaèdre (alumine : $AlO_2(OH)_4$), (Figure I.4). Les argiles de cette famille sont appelées argiles T:O.

La kaolinite, de formule structurale $[Si_2Al_2O_5(OH)_4]$ se présente sous forme de particules lamellaires hexagonales constituées par l'empilement de feuillets (Hafsi, 1993).

La kaolinite est une argile stable, non gonflante et très résistante à la chaleur.



Vue isométrique de la structure atomique de la kaolinite



Structure élémentaire du réseau cristallin de la kaolinite (Parcevaux, 1980 ; Philipponnat, 1979 et Tefal, 1993)

Figure I. 4 : Structure de la kaolinite

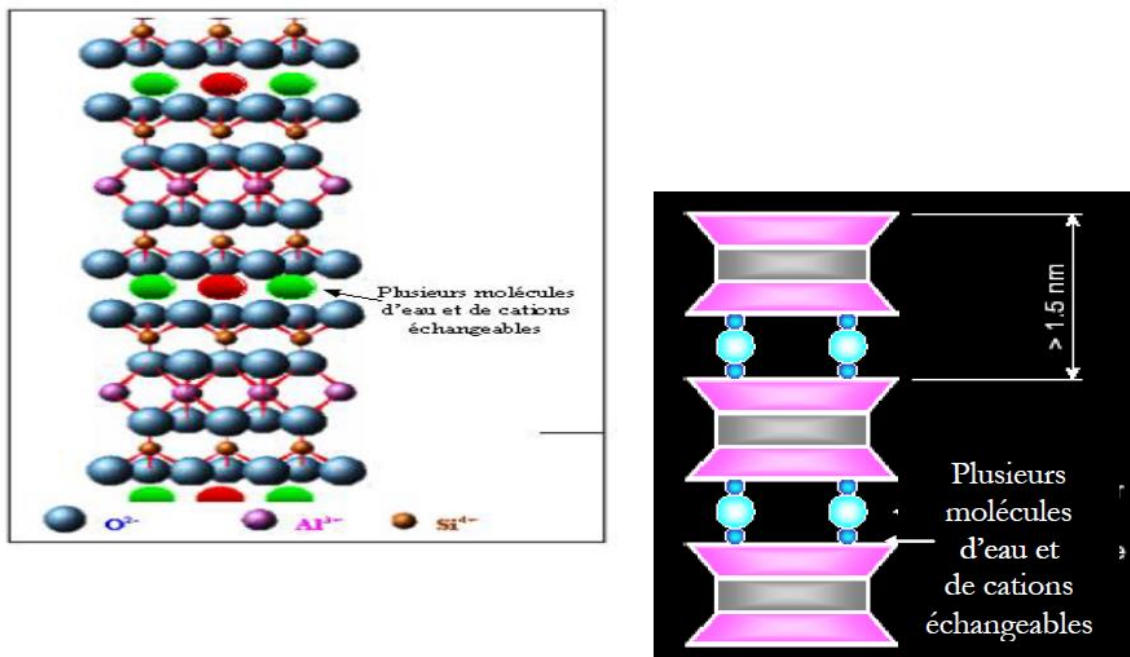
I. 5.2. Montmorillonite

Le terme montmorillonite a été choisi pour rappeler le nom de la montagne Montmorillon, près de la Commune de la Vienne (France), où cette argile a été découverte pour la première fois.

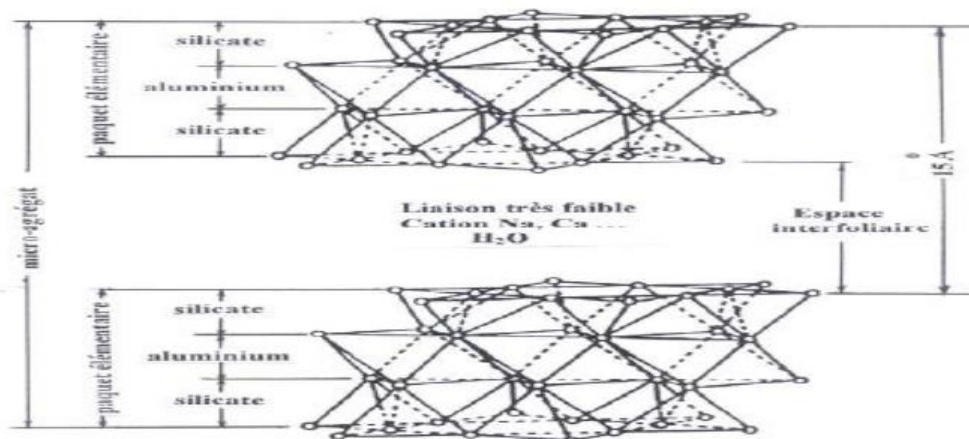
Elle détient une forte concentration en silice, en minéraux, dont de la potasse, des oxydes de magnésium, de fer, de manganèse, d'aluminium, de la soude, etc... (Segad et al., 2010). D'une grande pureté, l'argile Montmorillonite présente des qualités et des attraits supérieurs par rapport à d'autres types d'argiles.

La montmorillonite est un phyllosilicate de type 2:1 «T:O:T» contenant essentiellement les éléments : silicium, aluminium et magnésium. Elle fait partie du groupe des smectites.

L'épaisseur d'un feuillet est de 10 \AA , qui est constitué par l'association de deux couches tétraédriques de type $\text{TO}_4(\text{OH})_2$. T pouvant être Al^{3+} , Fe^{3+} , Mg^{2+} , (Figures I.5 et I.6). La formule de base de la montmorillonite est : $[4\text{SiO}_2\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}]$.



a-Vue isométrique de la structure atomique de la montmorillonite. (Grim, 1959)



b-Structure élémentaire du réseau cristallin de la montmorillonite

Figure I. 5 : Structure de la montmorillonite.

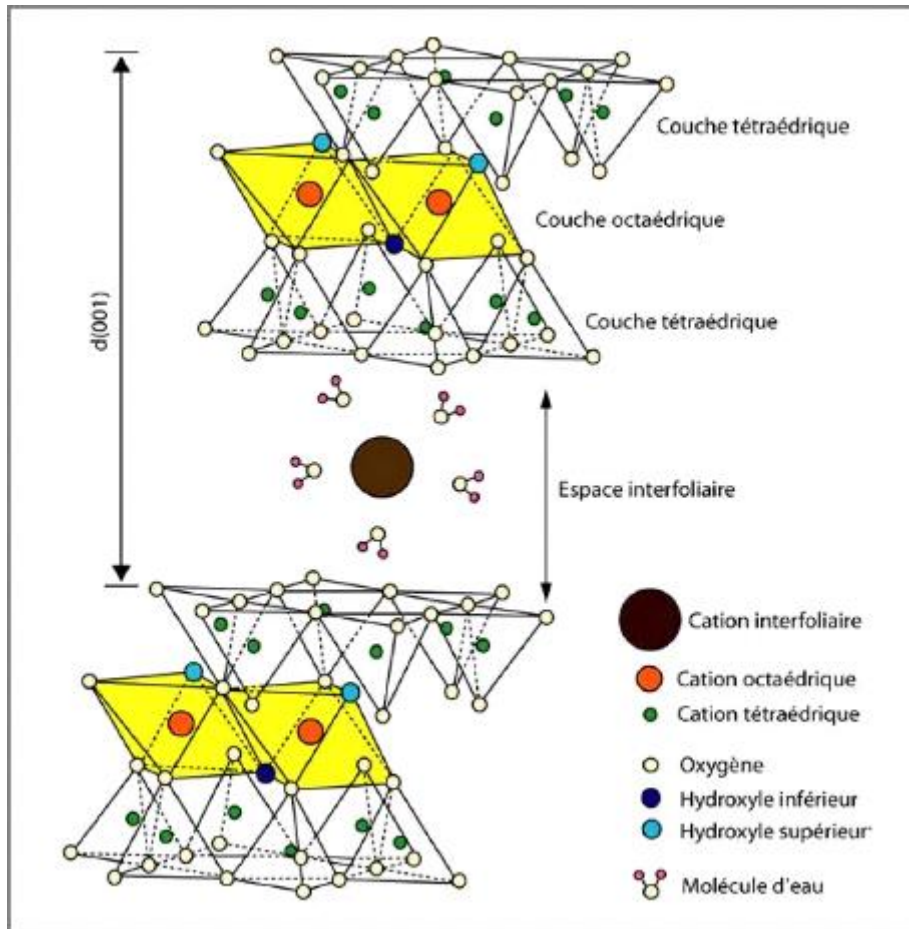


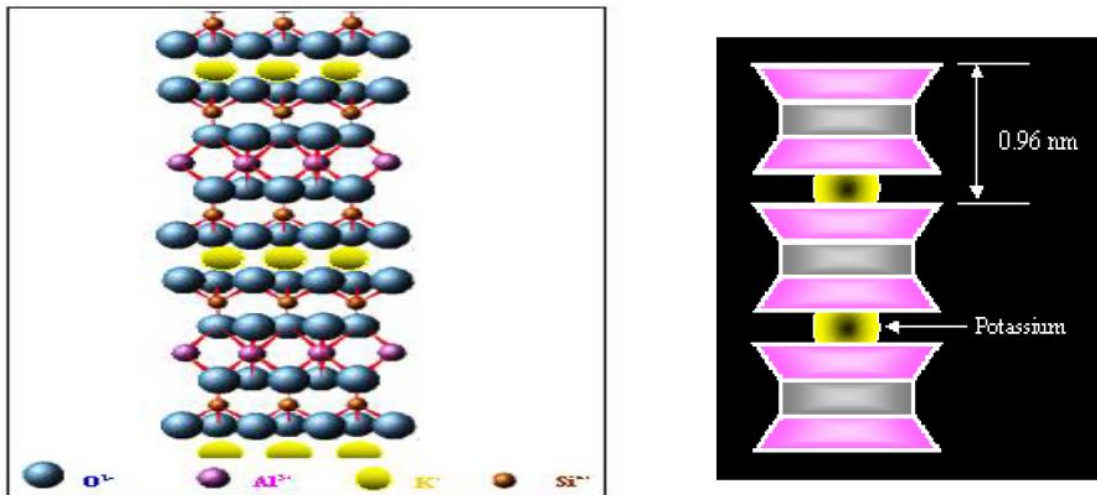
Figure I. 6 : Représentation de la structure d'une montmorillonite (*Grim, 1968*).

I. 5.3. Illite

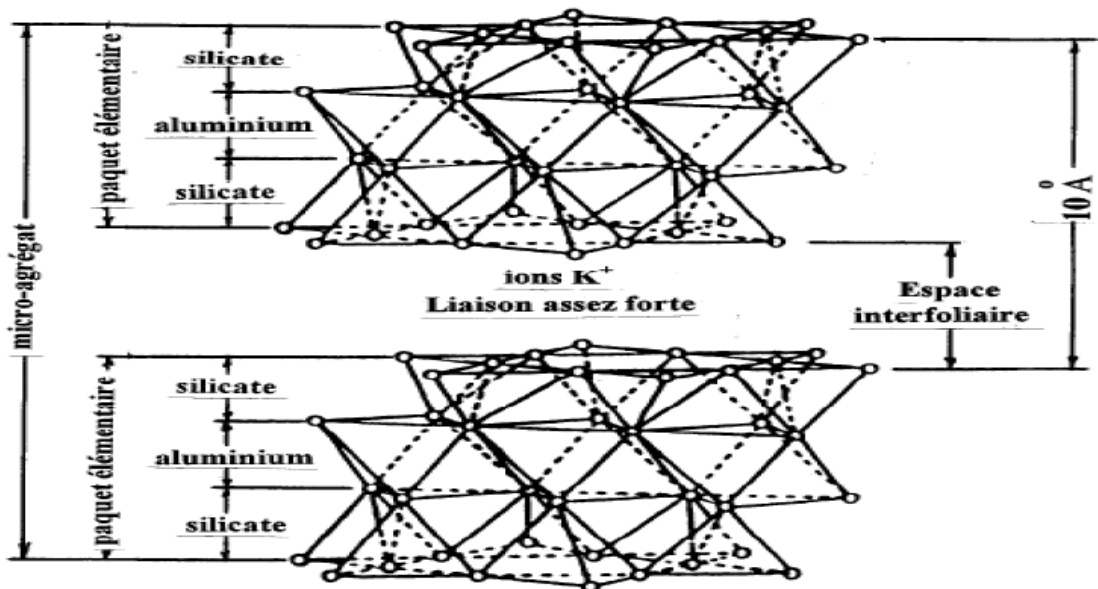
Le nom de cette argile fait référence à l'Illinois (USA), où elle a été étudiée. Sa composition est riche en calcium (14%), en fer (9%) et pauvre en magnésium. Elle se révèle néanmoins avoir un pouvoir d'absorption important.

Les argiles de la famille de l'illite sont parmi les minéraux les plus répandus à la surface de la terre (*Mattyasovszky-Zsolnay, 1957*).

Les cristaux peuvent être de grande taille et le motif d'une maille élémentaire est formé d'un feuillet de 10 \AA , de type T-O-T. La structure de l'illite est proche de celle de la montmorillonite, mais la présence des ions potassium K^+ dans la structure (*Figure I.7*) rééquilibre et renforce la liaison entre les feuillets.



a-Vue isométrique de la structure atomique et schématique de l'illite.



b-Structure élémentaire du réseau cristallin de l'illite

Figure I. 7 : Structure de l'illite.

I.6. Caractéristiques des argiles

I.6.1. La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (C.E.C) mesure la capacité d'une argile à échanger des cations. Elle permet de caractériser un déficit de charge négative et présente la charge positive nécessaire pour atteindre la neutralité. Elle dépend de la valence et de la masse atomique des cations présents dans la solution.

La mesure de la capacité d'échange cationique des argiles est importante puisqu'elle permet la prédiction du mécanisme d'adsorption des molécules cationiques. Il existe plusieurs

méthodes pour déterminer la CEC, qui s'exprime généralement en milliéquivalents pour 100 grammes (meq/100 gr).

I.6.2. Les propriétés colloïdales

Les propriétés colloïdales de l'argile sont dûes à la présence de charge négative à la surface des particules, engendrant des forces de répulsion entre elles.

Une grande importance est attribuée à la colloïdalité pour la purification des argiles, car celle-ci nous permet d'éliminer des impuretés non argileuses de densité élevée par sédimentation (Chosset, 2005).

I.6.3. La surface spécifique

La surface spécifique est comprise entre les particules et la surface interne correspondant à l'espace interfoliaire. La méthode utilisée dans la détermination de la surface spécifique des argiles les plus couramment utilisées, repose sur l'introduction progressive d'un réactif dans une suspension aqueuse jusqu'à saturation. La formulation de la surface spécifique est donnée par la formule suivante (Cinot et Gaillabot, 1982) :

$$SST = 21 V_B (m^2/g) \quad (I.1)$$

La valeur de la surface spécifique dépend du prétraitement auquel a été soumis l'échantillon (broyage, température de déshydratation, séchage, etc...) et de la nature des cations interfoliaires (Lemaya, 2001). Le tableau I.1 représente les principales caractéristiques de quatre types d'argiles.

Tableau I.1. Caractéristiques des argiles (Bultel , 2001).

Nom	Type	Nombre de feuillets par particule	Diamètre d'une particule (µm)	Epaisseur d'une particule (µm)	Surface spécifique en m ² /g	C.E.C en m _{eq} /100g
Kaolinite	1 :1	100-200	0,1-4	1-10	10-20	3-15
Montmorillonite	2 :1	1	0,1	0,001	700-840	80-150
Illite	2:1	1-10	0,1-1	0,003-0,01	65-100	10-40
Chlorite	2 :1 :1	1	0,1	0,005	800	10-40

I.6.4 La double couche diffuse (DDL)

Le modèle de la double couche diffuse est distingué selon la littérature, comme étant une interaction entre les particules d'argiles chargées négativement et le fluide composé d'eau et des ions en solution (Figure I.8a). La concentration en cations diminue avec la distance de la surface des particules (Figure I.8b).

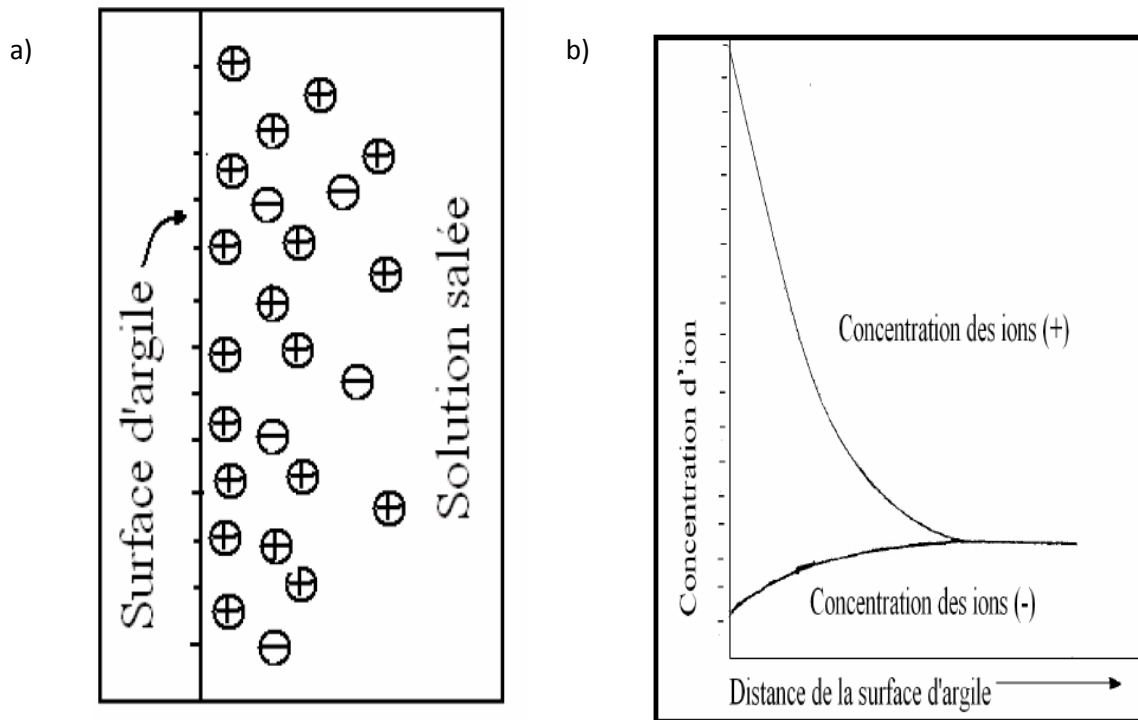


Figure I.8: a) Structure de la double couche électrique diffuse (DDL) adjacente à une surface d'argile et b) répartition potentielle des cations et des anions à partir de la surface de l'argile (Alshawabkeh, 2001).

Plusieurs théories ont été étudiées pour la description de la double couche diffuse DDL.

C'est ainsi que la description théorique de la distribution des ions adjacents à la surface de la particule est développée par Gouy.

Par ailleurs, le modèle de Gouy-Stern considère que la charge négative des argiles est compensée par les cations adsorbés dans la couche de Stern et dans la couche diffuse (Figure I.9).

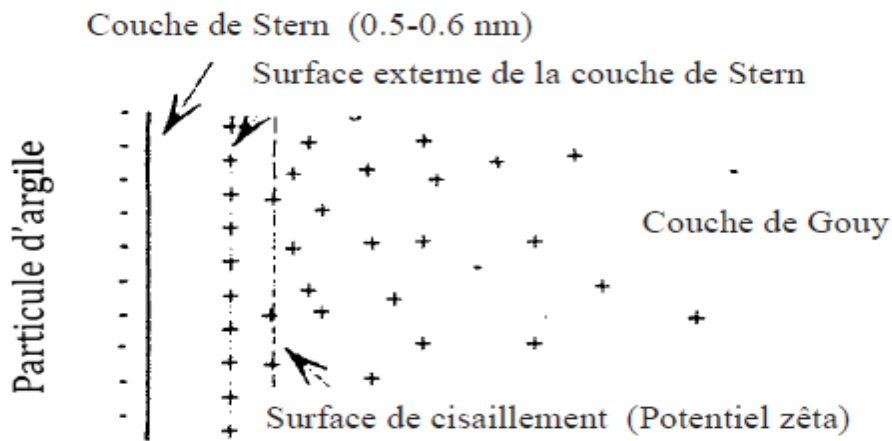


Figure I.9 : Modèle de la double couche de Gouy- Stern (1910-1924)

La double couche se compose d'une couche interne ou une couche de Stern, contenant des dipôles d'eau orientés à la surface et d'une couche externe diffuse ou couche de Gouy, où les cations subissent un équilibre entre la force électrostatique et la diffusion.

I.6.5. Potentiel zêta ζ

Le potentiel Zêta est un paramètre important dans la floculation des particules et leur comportement électrocinétique. C'est une caractéristique importante de la double couche électrique. Le ζ est aussi défini comme le potentiel électrique développé au niveau du plan entre les particules fixes et mobiles de la double couche électrique (West et Stewart, 1995; Pamukcu et al., 1997 ; Reddy et Saichek, 2004 ; ; Kaya &Yukselen, 2005 ; Jayasekera, 2008).

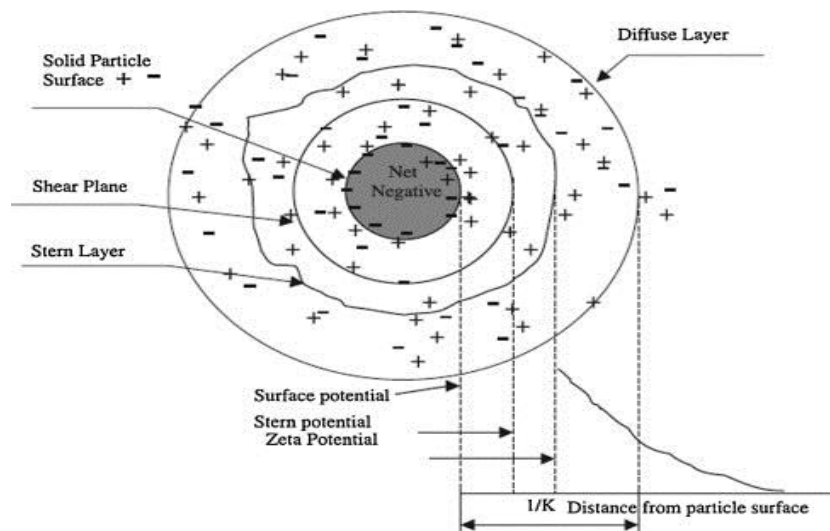


Figure I.10 : Vue schématique du potentiel sur des particules chargées (West & Stewart, 1995)

Pour les sols argileux, ζ est généralement négatif. La figure I.10 illustre ζ sur une particule chargée. ζ dépend de nombreux paramètres, tels que le type de minéraux argileux, les espèces ioniques, la concentration et le pH des milieux poreux (West & Stewart, 1995).

Le signe et la magnitude du potentiel zêta sont directement liés à la force et à la direction du flux électroosmotique. L'amplitude de ζ contrôlera le débit du fluide à travers les milieux poreux, qu'il soit positif ou négatif, la direction de l'écoulement est généralement dirigé vers la cathode.

I.7. Salinité des sols

La salinité est la présence d'une quantité de sels solubles comme le sodium, le magnésium, le calcium, le chlorure, le sulfate et le nitrate, qui se trouvent dans le sol (Tabet, 1999 ; Hillel, 2000 ; Baize, 2000 ; Chesworth, 2008).

Les sols solubles engendrent une gamme variée d'anions et de cations présents dans le sol, sous forme cristallisée, dissoute dans la solution du sol ou adsorbée sur la surface des colloïdes (Douaik, 2005).

La salinité de l'eau et des sols peut provenir de sources variées. Elle provient naturellement de l'altération des roches mères contenant des minéraux nécessaires à la formation des solubles (IRD, 2008).

La mer méditerranée comme les océans, peuvent être une source principale de la salinité, notamment dans les zones côtières ou proche côtières (Kloppmann et al., 2011). De même, la remontée des eaux salées ou des nappes phréatiques aboutit à la salinité des sols (Ben Hassine, 2005).

L'Institut de Recherche pour le Développement de France (IRD), confirme que la surface mondiale naturellement touchée par la salinité est de l'ordre de 930 millions d'hectares de terres, dont 351 millions hectares présentent un caractère salin et le reste présente un caractère sodique.

I.8. Salinisation des sols

La salinisation se réfère au processus au cours duquel la salinité augmente. Elle peut être définie comme un phénomène d'accumulation des sels solubles dans le sol (Keren, 2000 ; Levy, 2000; Brady et Weil, 2002 ; Essington, 2004).

La salinisation est l'un des processus majeurs qui contribue à la dégradation des terres d'une manière générale et des terres agricoles, d'une façon particulière. Il s'en suit une

diminution de rendements et donc à une stérilisation du sol (Mermoud, 2006 ; Boualla et al., 2012).

Elle regroupe trois grands types de phénomènes qui sont :

La salinisation neutre, la salinisation alcaline ou alcalinisation et la sodisation (Tabet, 1999). La salinisation se produit généralement lorsque la quantité d'eau perdue par le sol (évapotranspiration) dépasse celle, induite de l'infiltration des précipitations.

Elle entraîne un accroissement de la pression osmotique qui rend l'eau plus difficilement mobilisable, une toxicité pour certains ions pour les végétaux (chlorure, sodium...) et une nette dégradation du sol.

Parmi les facteurs qui contrôlent la salinisation, on peut citer ceux qui sont liés aux conditions environnementales (climat, hydrologie, intrusion marine), l'approvisionnement en eau et aux systèmes de contrôle (irrigation, drainage). Ces facteurs influent sur l'équilibre en eau dans le sol et donc le transport, la mobilité et l'accumulation des sels, dans ce dernier.

I.9. Causes et conséquences de la salinité des sols

Parmi les principaux facteurs qui contribuent à la salinité croissante, on peut citer les rares précipitations, l'évaporation élevée, l'irrigation avec l'eau saline et l'intervention de l'homme dans les pratiques cultivables dans les zones proches côtières, arides et semi-arides.

L'eau saline occupe 71% de la surface de la terre. Environ la moitié des terres incultes dans le monde sont sous l'influence de la salinisation.

En agriculture, de tels sols dégradés, de faible fertilité sont généralement peu convenables pour la production agricole, entraînant des réductions inacceptables de rendements.

L'eau saline et les sols salins peuvent affecter l'environnement de diverses manières, entraînant des dommages aux infrastructures, à l'instar des routes, des ponts, des trottoirs, des bâtiments et d'autres structures des villes et des campagnes.

D'importants dommages peuvent être causés aux services souterrains, tels que : gaz, eau et canalisation d'assainissement, chemins de fer et autres structures en sous-sols.

I.10. Types de salinité

L'altération des roches et des minéraux primaires est l'une des principales sources de tous les sels. Les sols salés sont rarement formés par accumulation de sels in situ. Plusieurs causes sont à l'origine de ce phénomène (Maillard, 2001).

Deux types de salinisation peuvent être distinguées : une salinisation naturelle, appelée primaire et une salinisation anthropique, généralement liée à l'irrigation, appelée secondaire.

I.10.1. Salinisation primaire (naturelle)

La salinisation primaire est due à la formation des sels durant l'altération des roches ou à des apports naturels externes :

- Dans les régions côtières, intrusion des eaux salées ou submersion des terres basses.
- Inondations périodiques par l'eau de mauvaise qualité.
- Remontée de nappes phréatiques salées dans les terres arides et semi-arides.

La salinisation primaire constitue 80% des terres salinisées d'origine naturelle, soit 5% de la surface du globe (Szabolcs, 1989).

I.10.2. Salinisation secondaire

La salinisation d'origine secondaire est la résultante de l'activité humaine. La cause principale de cette salinisation est due à l'utilisation d'une eau d'irrigation de qualité médiocre (eau saline), lessivage naturel insuffisant et drainage défaillant.

I.11. Classification des sols affectés par la salinité

La salinité désigne la concentration en volume ou en masse, des sels présents dans l'eau ou dans la solution du sol.

Elle est exprimée par les teneurs en sels ou par la conductivité électrique, qui doivent être estimées dans des conditions standard d'humidité.

Selon United States Salinity Laboratory (USSL, 1954), les sols affectés par les sels sont classés en fonction de la conductivité électrique de leur extrait de pâte saturée (Mathieu et Pielain, 2003) exprimée en déciSiemens par mètre (dS.m^{-1}) ou en milliSiemens par centimètre (mS.cm^{-1}), du pourcentage de sodium échangeable (ESP en %) et de leur pH (Tableau I.2).

Tableau I.2. Classification des sols affectés par les sels (USSSL, 1954)

Classe	CE(dS.m ⁻¹)	ESP %	pH
Non salin	<4	<15	<8,5
Salin	>4	<15	<8,5
Sodique	<4	>15	>8,5
Salin sodique	>4	>15	>8,5

CE = conductivité électrique de l'extrait de pâte saturée

pH = pH de l'extrait de pâte saturée

ESP = pourcentage de sodium échangeable

Les tableaux I.3 et I.4 donnent quelques classifications de salinité selon différentes sources.

Tableau I.3. Classe de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait de saturation à 25°C (Mathieu et Pieltain, 2003)

mmhos.cm ⁻¹ dS.m ⁻¹	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	
Riverside USA	non salé	légèrement salé	salé	très salé				extrêmement salé			
Servant 1975	non salé	faiblement salé	moyennement salé		salé		fortement salé		très fortement salé		
CPCS 1967	non salé	phase saline		sol salin							
R.P 1995	non salé				horizon salique (1)				horizon salique (2)		
FAO 1989	non salé	(1) phase saline ou (2) caractères saliques si pH _{H2O} 1/1 > 8,5						caractères saliques			
BRM 1999	non salé				horizon salique si pH _{CEe} > 8,5 ou < 3,5				horizon salique		

(1) Sels de la série alcaline (bicarbonates et carbonates) et pH_{CEe} > 8,5.

(2) Sels de la série neutre (chlorures, sulfates ou nitrates) et pH_{CEe} > 8,5.

Tableau I.4 : Classe de salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait aqueux à 25° C. (Mathieu et Pieltain, 2003)

mmhos.cm ⁻¹ dS.m ⁻¹	0,6		1	2	3	4	
CE _{1/5}	non salé		légè- rement salé	salé	très salé		extrê- mement salé
CE _{1/10}	non salé	légè- rem- ent salé	salé	très salé	extrêmement salé		

I.12. Classification et caractéristiques des sols salins

I.12.1. Classification des sols salins

Plusieurs classifications des sols sont répertoriées, dont il ya lieu de citer la classification américaine, française, russe et celle de la (FAO, 1972).

Parmi ces classifications, celles proposées par (USSL, 1954 ; Duchaufour, 1977 ; Cherbuy, 1991), ont classé les sols salins en trois grandes classes :

- Sols salins
- Sols salins à alcalins
- Sols alcalins

I.12.2. Caractéristiques des sols salins

I.12.2.1. Sols salins

Ces sols ont pour principales caractéristiques leur richesse en sels de sodium neutre (NaCl chlorure de sodium, Na₂SO₄ sulfate de sodium), mais riches en sels blancs (chlorure, sulfate, carbonate de calcium ou magnésium) et qui sont généralement dominant dans les régions arides et semi-arides.

Les sols salins sont caractérisés par une conductivité électrique de l'extrait saturé à 25°C, supérieure à 4 dS/m, un pH de l'extrait saturé du sol inférieur à 8.5 et un pourcentage de sodium échangeable inférieur à 15% (Maillard, 2001). Ces sols ont une perméabilité égale ou supérieure à celle des sols normaux (non salins). Cela est dû à l'action floculante des sels (Daoud, 1993).

I.12.2.2. Sols salins à alcalins

Ce sont généralement des sols qui contiennent suffisamment de sels solubles et de sodium échangeable supérieur à 15% (Hullin, 1983). De même qu'ils sont caractérisés par une conductivité électrique de l'extrait de saturation à 25°C supérieur à 4dS/m et un pH supérieur à 8.5.

La perméabilité de ces sols dépend du rapport entre CE-ESP, de la teneur et de la nature de la fraction argileuse des sols (Daoud, 1993).

La structure de ces sols peut se dégrader considérablement lors du lessivage (Mermoud, 2006).

I.12.2.3. Sols alcalins

Ces sols contiennent suffisamment de sodium échangeable, mais ils ne contiennent pas de quantités excessives de sels solubles (Hullin, 1983). Selon Daoud (1993) ces sols présentent une faible perméabilité et ils sont caractérisés par une conductivité électrique de l'extrait de saturation inférieure à 4dS/m, un pH compris entre 8.5 et 10 et un pourcentage de sodium échangeable supérieur à 15%.

I.13. Facteurs de caractérisation des sols salins

I.13.1. Conductivité électrique

La salinité est mesurée par la conductivité électrique de l'extrait de pâte du sol saturé ou dilué à 25°C, exprimé en dS/m (Aubert, 1978).

Le tableau I.5 représente l'échelle de la salinité de l'extrait de pâte 1/5.

Tableau I.5. Echelle de la salinité pour l'extrait 1/5 (Maillard, 2001)

CE (dS/m) à 25°C	Degré de salinité
0 – 0,5	Sol non salin
0,5 – 1	Sol peu salin
1 – 2	Sol salin
2 – 4	Sol très salin
> 4	Sol extrêmement salin

I.13.2. pH du sol

Le pH permet de façon précise de désigner la réaction du sol. Les sols salins ont un pH sensiblement égal à 7. Ce dernier varie généralement de très acide à très alcalin.

I.13.3. Taux de sodium échangeable (ESP)

Ce taux permet de caractériser le stade d'alcalinisation d'un complexe d'échange. L'ESP est en fonction de la capacité d'échange cationique CEC exprimé en meq / l (Equation I.1)

$$ESP = \frac{Na^+}{\text{quantité totale des cations adsorbés}} \quad (I.1)$$

I.13.4. Teneur relative en sodium (SAR)

Le sodium absorption ratio (SAR) est un paramètre fondamental pour la détermination du niveau d'alcalinisation du sol. D'après (Richard, 1954), le SAR est calculé selon l'équation I.2 :

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

Avec Na^+ , Ca^{++} et Mg^{++} en meq/l

Il faut noter que le sodium échangeable a une incidence marquée sur les propriétés physiques et chimiques des sols. A mesure que la teneur en eau échangeable augmente, le sol a tendance à se disperser et devient moins perméable à l'eau, (Ouyssse, 2005). Le calcul de ce paramètre permettra d'apprécier la dégradation éventuelle de la structure du sol et l'altération de ses qualités physiques.

I.14. Salinisation des sols dans le monde et en Algérie

La salinisation des sols est un problème environnemental majeur à l'échelle du globe. En moyenne la terre perd dix hectares de terres cultivables par minute, dont trois hectares à cause de la salinisation (Bensadaa, 2015).

Selon la FAO, la surface affectée par la salinité dans le monde touche au moins 400 millions d'hectares et menace gravement une surface similaire.

Les estimations de la superficie totale représentée par les sols salins dans le monde varient d'un auteur à un autre. (Szablocs, 1986) estime la surface totale affectée à 95 500

millions d’hectares, (Claude et al., 2005) la détermine à environ 955 millions de Km², soit 6.4% de la superficie des continents du globe.

En Algérie, les sols salins représentent 25% de la surface cartographiée, particulièrement dans les zones arides et semi-arides, soit 3.2 millions d’hectares (Halitim, 1988).

Selon Daoud (1993), les sols salins du Sud de l’Algérie et des Hauts plateaux sont plus sodiques que ceux du nord du pays.

Les sols salins sont très répandus dans les basses plaines de l’Oranie, dans la vallée du Bas Chélif, sur les hautes plaines au Sud de Sétif et de Constantine, aux bords de certains chotts (Figure I.11). Ils ont aussi une grande extension dans les régions sahariennes au Sud de Biskra jusqu’à Touggourt, Ouargla et au-delà (Durand, 1983).

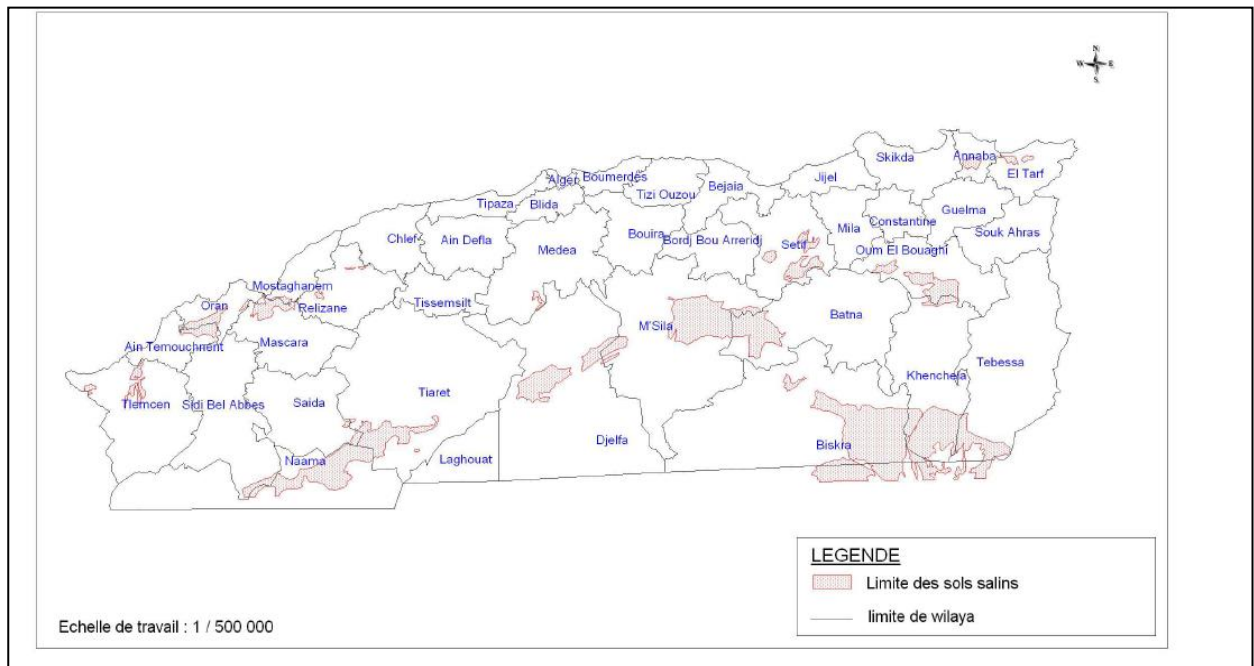


Figure I.11 : Répartition des sols salins en Algérie (INSID, 2008)

Les sols salins d’Algérie sont caractérisés par une conductivité électrique supérieure à 7 dS/m et un pourcentage de sodium échangeable sur la capacité d’échange cationique (C.E.C.) qui varie de 5 à 60 % (Aubert, 1975).

I.15. Impacts de la salinité

La salinisation provoque la dégradation des propriétés physiques des sols argileux, en particulier par la détérioration de la structure et de la baisse de la conductivité hydraulique (Marlet et al., 1998 ; Zhang et Norton, 2002 ; Shabtai et al., 2014).

Un taux de sodium échangeable élevé a pour effet une dispersion des agrégats, ce qui conduit à une réduction de la perméabilité, de la porosité et un tassement des sols.

Plusieurs auteurs ont montré que la dispersion des argiles est liée à l'augmentation de l'ESP ou du SAR du sol (Yousaf et al., 1987 ; Kadu et al., 2003b).

La salinité affecte la production dans les cultures, les pâturages et les arbres, en interférant l'adsorption d'azote, en réduisant la croissance et en stoppant la reproduction des plantes.

La salinité des terres arides et semi-arides est étroitement liée à d'autres problèmes de dégradation des sols, notamment l'érosion des sols. Elle est souvent associée à une humidité prolongée et à un manque de couverture de surfaces, ce qui accroît la vulnérabilité des sols à l'érosion.

Le sel corrode et détruit les propriétés du bitume, du béton et des structures en briques, les dommages aux infrastructures, y compris les bâtiments, les routes, les voies de chemins de fer, les ponts... dans plusieurs villes et villages.

I.16. Remédiation des sols salins

Les méthodes employées pour restaurer, améliorer et récupérer les sols salins sont très nombreuses, dont on peut citer :

I.16.1. Drainage

Selon la FAO, le drainage est une technique de suppression naturelle ou artificielle des excès d'eau souterraine et de surface des sels dissous dans les sols. Le drainage a pour objectif :

- 1- d'évacuer l'excès d'eau de pluie par les drains de surface qui recueillent essentiellement l'écoulement de surface.
- 2- de contrôler la profondeur de la nappe et de lessiver les sels dans la rhizosphère.
- 3- de transporter l'eau récupérée dans les drains secondaires jusqu'au collecteur.
- 4- de transporter l'eau des collecteurs jusqu'à l'exutoire du système ou au site d'évacuation.

I.16.2. Lessivage

Le lessivage est une technique qui consiste à dissoudre les sels accumulés dans le sol par des apports d'eau importants et à les entraîner en dessous de la zone racinaire par le mouvement descendant de l'eau.

I.16.3. Procédé électrocinétique

Parmi les procédés de remédiation des sols en laboratoire et in situ, on peut citer la méthode électrocinétique (électromigration et électro-osmose). L'électrocinétique utilise deux électrodes insérées dans le sol pour y faire passer un faible potentiel électrique, où les ions et les particules chargées, présents dans la solution du sol sont transportés entre les électrodes de charge opposée, les anions s'accumulent au niveau de l'anode et les cations au niveau de la cathode. Ce procédé est utilisé dans notre étude.

I.17. Conclusion

Ce chapitre a été consacré à la description des sols fins en général et leur salinité, dans lequel nous avons présenté les différents types d'argiles et leurs structures minéralogiques. Ainsi, les différentes caractéristiques des argiles, comme la capacité d'échange cationique CEC, la surface spécifique, la double couche diffuse et le potentiel zêta, ont été détaillés.

La valeur et la productivité des sols à faible teneur en sels diminuent considérablement chaque année à travers le monde, comme en Algérie, causant d'importants dommages socio-économiques et environnementaux à long terme et ceci est dû en grande partie à l'activité humaine.

Dans notre pays, la salinité des sols est persistante dans les zones arides et semi-arides, particulièrement dans la zone Ouest de l'Algérie, là où l'évaporation excède la pluviométrie, dûe à des saisons de sécheresse à répétition, d'année en année, particulièrement durant cette dernière décennie.

Le sol est une ressource précieuse qui doit être géré avec soin, car il est facilement endommagé, lavé ou emporté, aussi bien dans notre pays qu'à travers la plupart des régions de la planète. Si nous comprenons le sol et le gérons correctement, nous éviterons de détruire l'un des éléments essentiels de notre environnement et de notre sécurité alimentaire, puisque la salinité affecte les propriétés physico-chimiques des sols, ce qui démontre que la méthode électrocinétique est l'une des meilleures méthodes adaptées au traitement de ces sols.

Chapitre II

Processus de transport dans les sols fins

Chapitre II : Processus de transport dans les sols fins

II.1. Introduction

Le traitement électrocinétique appelé également électro-remédiation ou électro-décontamination est un procédé développé conçu à traiter entre autres, les sols à grains fins et les sédiments peu perméables avec un bon rapport coût / efficacité, qui peut également être appliqué in-situ.

Il vise une large variété de polluants inorganiques et organiques. Cette méthode prometteuse a été le sujet de nombreuses études en laboratoire, concernant son application sur plusieurs types de polluants (métaux) pour vérifier l'efficacité de cette technique dans le traitement des sols (Shang et al., 2004 ; Tjandra et Wulandari, 2007 ; Schmidt et al., 2007 ; Jayasekera & Hall, 2007 ; Liaki et al., 2010, ; Jeyakanthan et al., 2011 ; Mohamedelhasan, 2011).

Le principe de base de l'électro-remédiation est de permettre le déplacement des espèces chimiques variées dans les sols sous un champ électrique entre deux ou plusieurs électrodes.

Lorsqu'un potentiel électrique est appliqué, des processus électrocinétiques sont générés, tels que : électro-osmose, électromigration et électrophorèse (Acar et Alshwabkeh, 1993), ce qui conduit au transport des contaminants vers leurs électrodes de charge opposée, d'où leur récupération.

II.2. Phénomènes de transport électrocinétique

Le champ électrique généré par le courant implique un ensemble complexe de phénomènes, à savoir : L'électrolyse de l'eau, l'électro-osmose, l'électrophorèse et l'électromigration (Acar et Alshwabkeh, 1993). Les deux plus importants mécanismes de transport dans le traitement électrocinétique, sont l'électromigration et l'électro-osmose (Cameselle et al., 2013), comme indiqué dans la figure II.1.

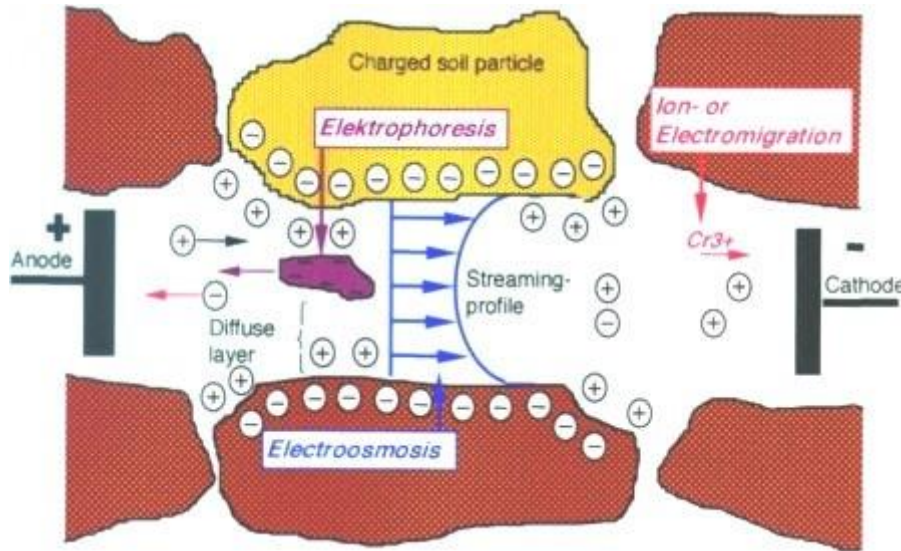


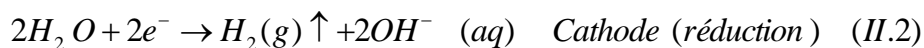
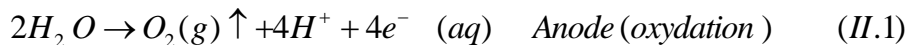
Figure II.1 : Les mécanismes de transport dans le traitement électrocinétique

(Mosavat, 2012)

III.2.1. Electrolyse de l'eau

Lorsqu'un courant électrique continu est appliqué à un sol, des réactions d'électrolyse peuvent avoir lieu aux électrodes. Ainsi, les réactions primaires de l'électrode à l'anode et à la cathode sont données dans les équations (II.1) et (II.2).

L'oxydation (à l'anode) produit des ions d'hydrogène (H^+) et libère le gaz oxygène. La réduction (à la cathode) produit des ions d'hydroxyle (OH^-) et libère le gaz hydrogène.



Les protons H^+ générés à l'anode, entraînés par le courant, provoquent l'avancé d'un front acide qui provoque la désorption / dissolution des contaminants adsorbés à la surface du sol (Acar et Alshwabkeh, 1993). Ce front acide est réduit à la cathode, en raison de la production des hydroxydes, qui provoquent un déplacement d'un front basique, qui se réduit à son tour à l'anode. Les taux de production d'acide et de base pendant l'électrolyse dépendent de la densité du courant. La loi de Faraday (Equation II.3) permet de déterminer la quantité des ions H^+ et OH^- générés respectivement à l'anode et à la cathode par électrolyse de l'eau.

$$J = z_H F R_H \quad (II.3)$$

J : densité de courant ($A \cdot cm^2$)

zH : charge de H^+ (soit +1)

F : constante de Faraday (96500 C)

R_{H^+} : taux de production des ions H^+ ($mol \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)

Les réactions d'oxydo-réduction permettent de modifier le pH au voisinage des électrodes. Ces réactions produisent un front acide proche de l'anode et un front alcalin au niveau de la cathode (Zhou et al., 2006). Sachant que le mouvement du front acide est plus rapide que celui du front basique, dû à la plus grande mobilité de H^+ par rapport à OH^- , cette situation ralentit le mouvement des contaminants et provoque leurs précipitations (Alshawabkeh et al., 2003). D'où la nécessité d'utiliser des agents stabilisateurs pour contrôler le pH du sol et aussi pour maintenir la solubilité des contaminants.

II.2.2. Convection

La convection est déterminée par le transport des contaminants par déplacement de la solution interstitielle du sol. Ce mouvement dans les sols traités par électrocinétique peut être engendré de deux manières, soit par un gradient hydraulique ou par électro-osmose.

II.2.2.1. Gradient hydraulique

Selon la littérature, il est défini que le débit hydraulique se fait par l'application d'une différence de charge hydraulique à un sol, ce qui implique le déplacement de l'eau interstitielle vers un point de plus faible charge hydraulique. Ce phénomène est appelé conductivité hydraulique des sols. L'équation (II.4) proposée par Darcy, décrit la relation entre la différence de charge hydraulique appliquée et le débit à l'équilibre :

$$Q_h = k_h \cdot i \cdot A \quad (II.4)$$

où:

Q_h : Débit (m^3 / s),

k_h : Conductivité hydraulique du milieu (m / s),

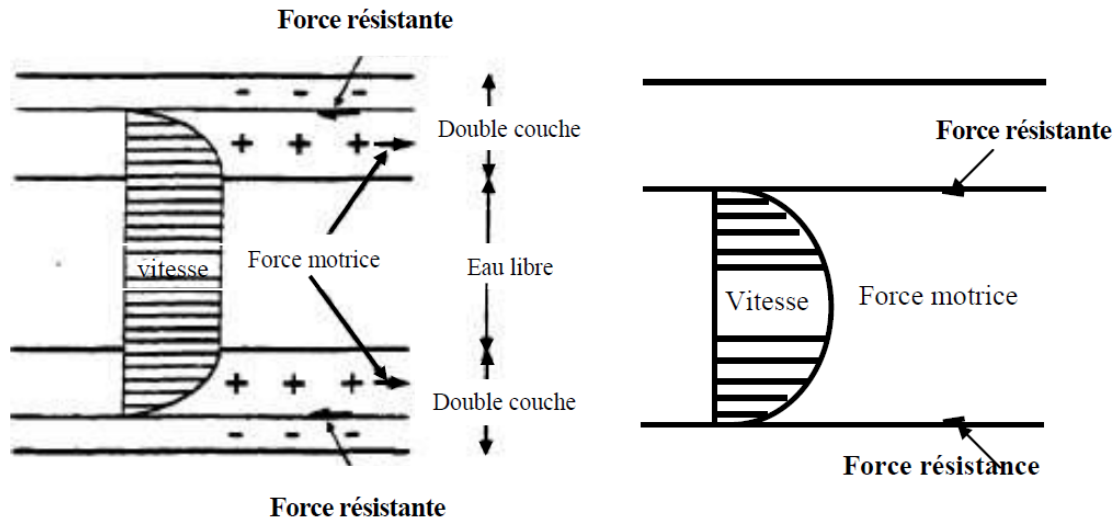
i : Gradient hydraulique,

A : Aire de sol (m^2).

De manière générale, dans les essais en laboratoire, la contribution de la conductivité hydraulique du sol est nulle, puisque le gradient de charge hydraulique est volontairement maintenu à zéro. Ainsi les sols fins ont, d'une façon générale une conductivité hydraulique relativement faible. Avec l'élimination du débit hydraulique, une variable est soustraite, ce qui permet de concentrer les efforts pour discerner la contribution au transport des contaminants de l'électro-osmose. Ce point a fait l'objet de plusieurs études au début des travaux sur la décontamination des sols par électrocinétique (Shapiro et al., 1989 ; Probst, 1993). Le débit observé dans un sol, lorsqu'un champ électrique est appliqué, est déterminé par (Shaw, 1980) comme étant de l'électro-osmose. Jusqu'à maintenant, le meilleur modèle pour décrire l'écoulement électro-osmotique est basé sur la théorie de la double couche.

Pour un même sol, le débit électro-osmotique peut augmenter, diminuer et même changer de direction, suite à une variation du potentiel zéta causée par l'acidification du sol ou l'adsorption des ions (Mitchell et Soga, 2005). Généralement, si ζ est négatif, l'écoulement s'effectue de l'anode vers la cathode, tandis que s'il est positif, le sens de l'écoulement s'effectue vers l'anode. Le potentiel zéta est donc fonction du pH, mais aussi de la force ionique (Palaprat et al., 2002).

La théorie d'Helmholtz-Smoluchowski (1917) définit que le déplacement des ions présents dans la partie mobile de la double couche est responsable du mouvement de l'eau des pores, l'eau libre étant entraînée par viscosité. Soumis à un gradient électrique extérieur, les ions de la double couche se déplacent vers le pôle électrique de signe opposé. Ils entraînent par action visqueuse, l'eau libre des pores dans le même sens. La figure II.2 reproduit d'une façon simplifiée le mécanisme électro-osmotique. Aussi, elle permet une distinction entre un écoulement électro-osmotique et un autre hydraulique. Ce schéma permet de visualiser l'importance de l'écoulement électro-osmotique par rapport à un écoulement hydraulique. En effet, dans une argile, les débits électro-osmotiques sont généralement beaucoup plus importants que les débits hydrauliques.



a) Débit électro-osmotique

b) Débit hydraulique

Figure II.2 : Transport dans la double couche : Comparaison entre un écoulement électro-osmotique et un écoulement hydraulique.

II.2.2.2. Electro-osmose

L'électro-osmose est le mouvement du flux sous un champ électrique appliqué entre deux électrodes dans un milieu poreux. Il est reconnu comme le principal phénomène de l'électrocinétique qui est responsable du transport des espèces ioniques à travers les milieux poreux.

Ce phénomène fût étudié la première fois par Reuss en 1809, qui a observé que lorsqu'un champ électrique est appliqué sur une matrice de sol saturé, l'eau a migré tout le long de cette matrice, de l'anode vers la cathode (Bosch, 2005 ; Mahmoud et al., 2010).

Dans ce cadre, il est observé dans les travaux portant sur l'électro-osmose dans les sols naturels, que le flux électro-osmotique obéit à une loi simple, analogue à celle de la loi de Darcy.

D'après la littérature, il existe plusieurs théories pour expliquer les phénomènes de l'électro-osmose, telles que la théorie de Helmholtz-Smoluchowski (H-S), la théorie de Schmid, le modèle de frottement de Spiegler, la théorie de Buckingham π et la théorie de l'hydratation ionique (Asadi et al., 2013).

Dans cette partie, le modèle de Helmholtz- Smoluchowski sera développé, du fait qu'il est le plus ancien, le plus courant et le plus utilisé par les chercheurs en géotechnique.

Helmoltz et Smoluchowski sont les premiers scientifiques à proposer une théorie sur la vitesse électro-osmotique du fluide sous un gradient électrique.

Le flux électro-osmotique est causé par l'action du champ électrique imposé au milieu poreux sur la double couche (région, où la distribution ionique est affectée par la charge de surface).

Ce flux d'eau est contrôlé par l'égalité entre la force électrique et la force de viscosité entre le liquide et la surface (Mitchell et Soga, 2005).

Selon (Yuan et Chiang, 2008), le flux électro-osmotique peut être représenté par l'Equation (II.5) (loi de Darcy) (Cherepy et Wildenschild, 2003) :

$$q_{eo} = -k_e EA \quad (II.5)$$

où

k_e : le coefficient de perméabilité électro-osmotique (m^2/Vs)

E : le champ électrique (V/m).

A : la section (m^2).

Selon la méthode H-S, k_e est indépendant de la taille des pores (Equation II.6) :

$$k_e = \frac{\varepsilon \xi n}{\eta} \quad (II.6)$$

avec n est la porosité de la matrice.

La vitesse électro-osmotique (v^{eo}) (Equation II.7) est exprimée en fonction de la constante diélectrique (ε), de la viscosité (η), du potentiel électrocinétique (ξ) et du gradient de potentiel (E).

$$v^{eo} = \frac{\varepsilon \xi}{\eta E} \quad (II.7)$$

Ce modèle est basé sur l'hypothèse déterminant que le transport de fluides à travers le sol est dû à un excès de transport de charge positive dans la DDL vers la cathode, ainsi que d'autres espèces chimiques. La DDL se compose d'une couche relativement mobile (couche externe) et d'une couche fixe (couche interne). Sous un gradient électrique appliqué, la partie mobile du DDL se déplace vers l'électrode chargée négativement, ce qui entraîne une traînée

visqueuse sur l'eau libre. Le milieu poreux favorise ainsi, la mobilité de l'eau. Si les pores du sol sont traités comme des tubes capillaires, le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e) est exprimé comme suit (Equation II.8) :

$$k_e = \frac{D\xi}{\eta} n \quad (II.8)$$

où :

ζ est le potentiel zêta (V)

n est la porosité

η est la viscosité

D est la constante diélectrique.

Le débit électro-osmotique (Equation II.9) est contrôlé par le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e), qui est une mesure du flux de fluide par unité de surface du sol par gradient électrique unitaire.

$$Q_e = k_e I_e A \quad (II.9)$$

où :

Q_e : Flux électro-osmotique ($m^3 s^{-1}$),

k_e : Coefficient de perméabilité électro-osmotique ($m^2 V^{-1} s^{-1}$),

I_e : Gradient de potentiel ($V m^{-1}$),

A : Surface de l'échantillon m^2 ,

Le flux électro-osmotique Q_e est déterminé par : $Q_e = \frac{V}{t}$

où :

V : Volume électro-osmotique (ml) déterminé directement à partir de l'éprouvette graduée utilisée comme réservoir cathodique pendant le traitement électrocinétique.

t : Temps de traitement électrocinétique (s).

Le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e) est déterminé à partir de l'équation II.10 :

$$k_e = \frac{Q_e}{I_e \cdot A} \quad (II.10)$$

Finalement, la mesure du débit électro-osmotique permet de déterminer le coefficient de perméabilité électro-osmotique du système (connaissant le gradient de potentiel appliqué au milieu poreux et sa section totale).

Cependant, si le but recherché est la prédiction du flux électro-osmotique, il est nécessaire de connaître la viscosité et la constante diélectrique de la solution interstitielle, ainsi que le potentiel zêta, la tortuosité et la porosité du milieu.

II.2.3. Électromigration

L'électromigration est le déplacement et le transport des ions chargés, présents dans le fluide interstitiel du sol sous l'influence d'un champ électrique imposé entre deux électrodes (Figure II-3) (Puppala et al., 1997).

Les ions H^+ et OH^- générés à l'anode et à la cathode respectivement migrent et par conséquent modifient le pH de la matrice du sol (Camesselle et al., 2013).

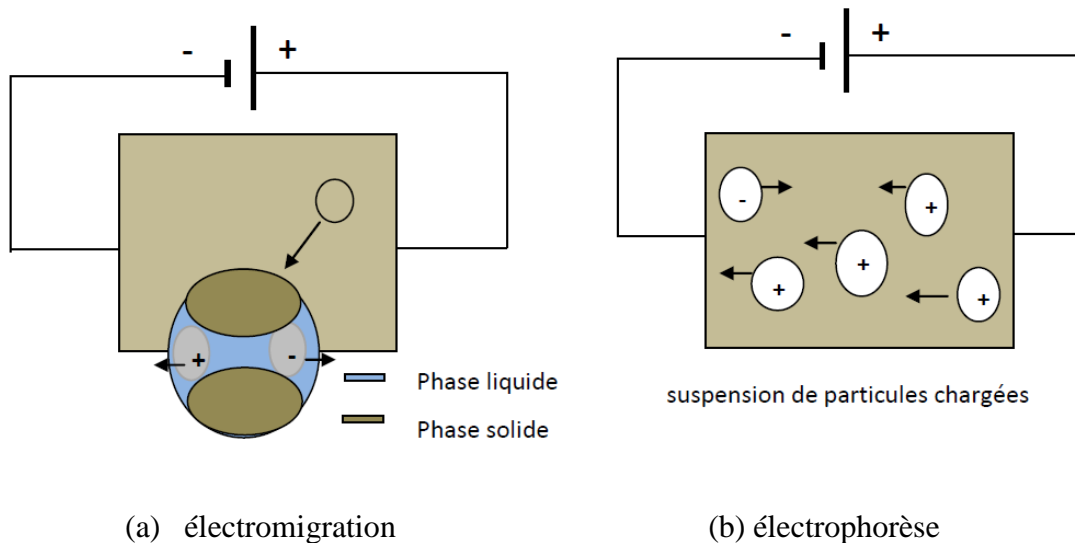


Figure II.3 : Vue schématique du transport de particules par électromigration et électrophorèse

Les ions migrent vers leurs électrodes de signe opposé à leur charge. Les cations sont déplacés vers la cathode et les anions vers l'anode (Acar et Alshwabekh, 1993).

Ces ions comprennent ceux, existants dans le sol argileux et les ions introduits par l'intermédiaire de solution d'amélioration (ajoutée à l'anode ou à la cathode), ainsi que les ions libérés des électrodes lorsqu'elles se dégradent.

La mobilité ionique d'une espèce en solution infiniment diluée est directement proportionnelle à son coefficient de diffusion (Mitchell et Soga, 2005), suivant l'équation II.11 :

$$\mu_i^\infty = \frac{D_i^\infty |z_i| F}{RT} \quad (II.11)$$

où

$$\mu_i^\infty = \frac{\lambda_i}{F} \quad (II.12)$$

μ_i^∞ ($m^2.V.s^{-1}$) : la mobilité de l'espèce i, à dilution définie

D_i^∞ ($m^2.s^{-1}$) : le coefficient de diffusion de l'espèce i

$|z_i|$: la valeur absolue de la charge de l'ion i

λ_i : la conductivité ionique molaire équivalente de l'ion i.

Chaque espèce se déplace selon sa propre mobilité ionique, qui est fonction de la concentration, du champ électrique, de la charge électrique de l'espèce, de la taille des ions, du coefficient de diffusion dans le milieu et de la température (Mahmoud et al., 2010 ; Ammami, 2013)

Le tableau II.1 présente des valeurs typiques de la mobilité ionique (μ) et du coefficient de diffusion (D) pour quelques ions (cations et anions).

Les résultats ont pu être vérifiés dans les essais expérimentaux, mais qui ne sont applicables que pour des basses concentrations ioniques dans l'eau.

Tableau II.1 : Coefficient de diffusion D_j , mobilité ionique μ_j et mobilité ionique effective μ_j^* de certains sels dans le sol

Espèce	$D_j \times 10^6 \text{ cm}^2 / \text{s}$	$\mu_j \times 10^6 \text{ cm}^2 / \text{Vs}$	$\mu_j^* \times 10^6 \text{ cm}^2 / \text{Vs}$
Cl^-	20,3	791,7	166,3
NO_3^-	19	741	155,6
SO_4^-	10,6	826,8	173,6
Ca^{2+}	7,92	617,8	129,7
K^+	19,6	764,4	160,5
Na^+	13,3	518,7	108,9

La vitesse d'électromigration des ions peut être exprimée par l'équation II.13 :
(Bard et Faulkner, 2001)

$$u_m = vE \quad (II.13)$$

où :

u_m : est la vitesse ionique Cm/s

v : la mobilité ionique $Cm^2.V^{-1}.S^{-1}$

E : le champ électrique V/Cm

L'électro-osmose et le flux hydraulique drainent tous les types de solutés, tandis que l'électromigration transporte et sépare les ions aux électrodes opposées.

L'électromigration peut être considérée comme un cas particulier d'un autre phénomène électrocinétique : électrophorèse, lorsque la taille des particules est proche de zéro (Mitchell et Soga, 2005).

Ainsi, il est relevé que pendant le traitement électrocinétique, les influences majeures sur l'électromigration sont dues à l'intensité du champ électrique, la concentration ionique et la charge ionique en présence.

II.2.4. Électrophorèse

L'électrophorèse est le déplacement induit par un gradient de potentiel, de particules chargées colloïdales, argileuses et organiques dans une solution (Mitchell et Soga, 2005) (Figure II.3-b)

Le mouvement de ces particules est similaire au mouvement des ions dans l'électromigration, mais dans un système compact de sol, l'électrophorèse joue un rôle non significatif pour le déplacement de ces particules solides (Pamuku et wittle, 1994).

On définit une mobilité électrophorétique (M_e) des particules, suivant l'équation II.14 :

$$M_e = \frac{V_{ep}}{E} = \frac{\xi \cdot \epsilon_0 D}{4\pi\eta} \quad (II.14)$$

où :

M_e : Mobilité électrophorétique (m^2 / Vs)

V_{ep} : Vitesse de la particule ($m s^{-1}$)

E : Champ électrique (Vm^{-1})

ξ : Potentiel zêta (V)

ϵ_0 : Constante diélectrique du vide (1 ou $8.854 \cdot 10^{-12} Fm^{-1}$)

D : Constante diélectrique du liquide dans la couche diffuse (80)

η : Viscosité du liquide ($10^{-3} Pa \cdot s$)

Les mobilités électrophorétiques sont de $3 \cdot 10^{-5}$ à $1 \cdot 10^{-6} cm^2 / Vs$. Elles sont reportées par (Legeman et al., 1989) menant à un volume de transport de 0.08 à 206 sous un gradient électrique de $1 V/cm$ (Acar et Alshawabkeh, 1996).

II.2.5. Diffusion

La diffusion est le mouvement des espèces chimiques, résultant du gradient de concentration, provoquant ainsi, un transfert de particules des zones à concentrations élevées vers les zones à faibles concentrations.

Le flux de diffusion dans un fluide au repos d'une espèce i (j_i^d) est exprimé par la première loi de Fick (Equation II.15) :

$$j_i^d = -D_i^* \nabla(-c_i) \quad (II.15)$$

où :

$-D_i^*$: Coefficient de diffusion (m^2 / s)

La diffusion est directement proportionnelle au gradient de concentration et au coefficient de diffusion D de l'ion spécifique dans la solution libre (Baraud, 1997).

II.2.6. Gradient chimique

Pour deux solutions de compositions différentes, séparées par une membrane semi-perméable, le phénomène d'osmose constitue quant à lui la tendance du solvant à passer sous l'effet du gradient chimique, de la solution la moins concentrée vers la plus concentrée, pour rééquilibrer la concentration en solutés dans les deux compartiments (les solutés ne pouvant pas passer à travers la membrane). Les systèmes colloïdaux (dûs à la présence des argiles) peuvent être assimilés à des membranes semi-perméables, dont l'intérêt est de laisser passer les ions, mais pas les particules neutres (Ammami, 2013).

Les contributions au transport global des substances ou particules par la diffusion ou l'osmose, sont peu compétitives et peuvent être négligées en première approximation, lors de l'application d'un champ électrique au sein d'une colonne de sol (Baraud, 1997).

II.2.7. Réactions électrochimiques

Une réaction électrochimique est une réaction d'oxydo-réduction conduisant à l'échange d'électrons entre deux espèces, où la première est une espèce chimique et la seconde est une électrode (Guernet et Hamon, 1990).

Lorsqu'un champ électrique est appliqué entre deux électrodes dans une solution aqueuse, l'électrolyse de l'eau se produit sous l'effet du maintien de l'équilibre des charges.

L'électrolyse de l'eau produit du gaz d'hydrogène et des anions hydroxides OH^- à la cathode (II.2), alors que du dioxygène gazeux et des protons H^+ se produit à l'anode.

En conséquence le pH diminue près de l'anode (acide) et augmente près de la cathode.

Dans ce cadre, on note que ces réactions sont affectées par le type de matériaux constituant les électrodes et aussi par la nature des ions se trouvant dans l'électrolyte.

Ainsi, les auteurs considèrent que les réactions électrochimiques prédominantes au sein des sols traités par un procédé électrocinétique sont des réactions de l'eau (Acar & Achwabkeh, 1993 ; Baraud, 1997), ce qui affecte en premier lieu le pH mais également la conductivité électrique du milieu (Ammami, 2013 ; Yue, 2016).

La modification de pH des sols au cours du traitement électrocinétique est due au front des ions H^+ et OH^- qui sont introduits par électrolyse et transportés par électromigration et électro-osmose.

De ce fait, le front acide peut favoriser la désorption et la dissolution des espèces et contribue au transport de charge. La progression du front basique peut impliquer la précipitation des espèces et par là, diminuer l'efficacité du traitement électrocinétique (Gidarakos et Giannis, 2006). Le contrôle de pH des sols est très important pour la réussite du traitement électrocinétique.

Suivant les conditions de pH, c'est l'anode qui pose en général le plus de problèmes, car beaucoup de métaux ont tendance à se détériorer par oxydation. Seule l'utilisation des métaux nobles comme le platine ou le carbone, garantit une bonne tenue de l'anode, quelque soit les conditions de travail.

Concernant les électrodes de graphite, elles sont relativement peu chères, mais elles sont fragiles, ne résistent pas bien aux contraintes mécaniques et se décomposent à l'anode.

A la cathode, on peut choisir un matériau comme le cuivre ou l'acier inoxydable.

II.3. Facteurs affectant le traitement électrocinétique

II.3.1. Type de sols et teneur en eau

Le traitement des sols par la méthode électrocinétique est une technique de remédiation et stabilisation émergente, qui est applicable dans les sols à grains fins avec une faible conductivité hydraulique et une grande surface spécifique.

La structure et les propriétés du sol peuvent apporter de nombreuses modifications au cours du traitement électrocinétique des sols.

Certains minéraux argileux, comme la montmorillonite présentent des changements spectaculaires dans les propriétés physiques et chimiques (par exemple changement de couleur) qui se traduisent par des fissures et la perte d'eau, lors de l'application d'un champ potentiel.

Le degré de saturation du sol est un autre facteur qui modifie le débit électro-osmotique des sols (Mitchell et Yeung, 1990). L'humidité du sol doit être suffisamment conductrice et élevée pour permettre l'électro-remédiation. Dans la littérature, il est indiqué que les distributions d'humidité inégales dans le sol peuvent avoir lieu pendant le traitement électrocinétique avec le développement de pression interstitielle causée par les variations du pH, l'intensité du courant et le potentiel zéta ξ .

Le dessèchement des sols pendant le traitement électrocinétique est l'effet Joule du courant électrique et l'élévation de la température du sol (Shapiro et Probst, 1993). Certaines des conséquences du dessèchement du sol pendant le traitement électrocinétique sont le rétrécissement, le développement des fissures (dessiccation) et l'arrêt éventuel des fluides.

II.3.2. Gradient de pH

Le pH du sol est un facteur très important dans le transport électrocinétique, car les différentes réactions et phénomènes, tels que la précipitation, l'adsorption, l'oxydo-réduction, la complexation, la capacité d'échange cationique et le potentiel zéta, lui sont liés directement (Pamukcu et Wittle, 1992 ; Tan, 1998 ; Hazrouli, 2010).

L'application d'un courant électrique direct à travers le sol implique une oxydation à l'anode (front acide) et une réduction à la cathode (front basique).

Durant le traitement électrocinétique, en raison de l'électrolyse de l'eau, les ions H^+ produits à l'anode vont se déplacer vers la cathode en front acide et les ions OH^- produits à

la cathode vont se déplacer en front basique vers l'anode. Le front acide se déplace plus vite que le front basique, en raison de la plus grande mobilité de H^+ par rapport à OH^- (rapport de mobilité des ions $\frac{H^+}{OH^-} = 1.76$), ceci entraîne la modification du pH du sol.

Au cours du processus électrocinétique, le sol devient acide à l'anode et basique à proximité de la cathode. Ceci dépend de nombreux facteurs, tels que le type de sol (capacité tampon du sol), la nature des espèces chimiques dans la solution interstitielle et les conditions de traitement. Dans la littérature, il est relevé que la génération des ions H^+ et l'acidification à l'anode devrait être contrôlée, sinon ce processus retarderait le transport des ions, de telle sorte que la plus grande partie de l'énergie serait consommée par génération et migration des ions hydrogènes entre les électrodes, plutôt que par le transport de ces ions chargés (Jayasekera, 2008).

II.3.3. Densité du courant

Le choix d'un courant et d'une tension appropriée dépend de nombreuses propriétés électrochimiques, en particulier la conductivité électrique CE dans les sols avec une CE plus élevée devant nécessiter plus de charge et des courants plus élevés que les sols à faible CE (Alshawabkher, 2001).

Wise (2000) a suggéré un gradient de tension de 100 V/m pour le traitement électrocinétique initial. Cependant, l'augmentation de la densité de courant entraînera une augmentation du taux de transport de la migration ionique, tandis que le coût du processus en question, augmentera en même temps.

De ce fait, une tension optimale appliquée sera considérée en fonction de la composition chimique et minéralogique du sol, de la distance entre les électrodes et de la durée de traitement.

II.3.4. Configuration des électrodes

L'utilisation des électrodes inertes est préférée généralement lors du processus EK, car elle évite d'introduire une contamination par dissolution du matériau de l'anode.

L'introduction d'acier, de fer et de cuivre comme électrode est plus efficace que le carbone noir, le plomb ou le platine. Le cuivre et le graphite est un choix préféré de matériaux en laboratoire, pour des raisons économiques (Yeung et al., 1997). La disponibilité du

matériau, la facilité de fabrication et de son coût d'installation, sont des facteurs essentiels pour le choix du matériau des électrodes.

Les électrodes doivent être perforées, afin de faciliter le transport des solutions et l'évacuation des gaz générés et peuvent avoir plusieurs formes géométriques (linéaire, radiale, alternée) et peuvent aussi être installées horizontalement ou verticalement. La taille, la forme, l'arrangement et la distance entre les électrodes affectent également la performance du traitement électrocinétique.

II.3.5. Durée de traitement

Selon la nature du sol et du fluide interstitiel, le temps de traitement dépend de plusieurs paramètres, tels que la densité du courant, la vitesse de transport, la configuration et l'espacement des électrodes.

Les chercheurs Wise (2000) et Alshwabkeh (2001) ont démontré qu'un grand espacement des électrodes réduit les coûts d'installation, mais augmente le temps de traitement et les coûts d'exploitation.

II.3.6. Coût de traitement

Durant le traitement électrocinétique in situ, le coût peut comprendre des éléments majeurs, tels que :

- ❖ Coût de l'énergie électrique : Celui-ci dépend des propriétés du sol, du fluide interstitiel, de l'espacement des électrodes et du temps de traitement.
- ❖ Coût de fabrication, d'installation et de remplacement des électrodes : Il dépend du type du matériau de l'électrode, des dimensions, de la configuration et de l'espacement des électrodes, de la méthode d'installation, de la profondeur des électrodes et le nombre des électrodes à installer.
- ❖ Coût d'équipement : Ce coût dépend des caractéristiques du sol, du type de la profondeur du contaminant, de la conductivité électrique du sol et de l'eau interstitielle, ainsi que du type du procédé utilisé et des exigences de préparation du site et du coût des électrodes cités et de main d'œuvre.

II.3.7. Avantages et inconvénients du procédé électrocinétique

Le processus électrocinétique est développé principalement pour traiter les sols à grains fins, peu perméables.

Plusieurs auteurs, (Acar et al., 1995 ; Krishna et al., 2001 ; Virkutyte et al., 2002) ont rapporté les avantages et inconvénients de ce procédé de remédiation, qui sont résumés comme suit :

II.3.7.1. Avantages

- Simplicité : Facile à utiliser avec l'installation d'un équipement simple.
- Sûreté : Exposition minimale aux personnels de fonctionnement et à l'environnement
- Economique : Peu de demande énergétique
- Flexible : Peut être employé au laboratoire et sur le terrain pour une vaste gamme de milieux : des sols, des boues, des dépôts et/ou des eaux souterraines et pour plusieurs types de contaminants (métaux, composés organiques.....)

II.3.7.2. Inconvénients

- Le traitement électrocinétique est limité par la solubilité du polluant et sa désorption.
- Le contrôle du pH est critique, afin d'éviter la précipitation du contaminant au voisinage de la cathode, en provoquant leur immobilisation.
- L'humidité du sol doit être suffisante pour assurer le transport des contaminants.
- La difficulté de généralisation des conditions de traitement pour tous les types de sols et de polluants.

II.4. Génèse des travaux antérieurs sur le traitement électrocinétique

L'utilisation de la méthode électrocinétique remonte aux années 1930 pour améliorer les caractéristiques techniques du sol, assécher et stabiliser le sol et accélérer le processus de sa consolidation (Jayasekera, 2008).

Depuis la première application en 1936, il ya d'autres applications du traitement électrocinétique dans l'élimination des sels (tableau II.2).

Des chercheurs ont eu recours à l'électrocinétique et au traitement électro-osmotique du sol pour améliorer les propriétés physiques des sols argileux peu perméables dans de nombreuses approches, telles que la stabilisation des sols par consolidation (Brunotte et al., 2004 ; Rittirong et Shang, 2008 ; Chien et al., 2009 ; Kanirag et al., 2011), assèchement des boues (Buijs et al.,1994 ; Yuan et Weng, 2003),traitement des sols dispersifs (Sadrekarimi, 2003 ; Jayasekera, 2004) et l'assainissement des sols affectés par le sel (Jayasekera ,2007 ;

Kim et al.,2010; Choi et al.,2012 ; Lee et al., 2013 ;Gholami et al.,2014 ; Jo et al.,2015 ; Yuan et al.,2016 ; Gode et al., 2017; Zhang et al.,2017 ; Faisal et al., 2018).

Ces dernières années, de nombreuses applications sur la remédiation électrocinétique se sont concentrées sur l'élimination des métaux lourds, tels que le cadmium, le chrome, le nickel, le plomb, le mercure, le fer, l'arsenic et le zinc(Acar et Alshwabakeh ,1996 ; Chung et kang, 1999; Reddy et al., 2001 ; Al-Hamdan et reddy, 2008 ; Rutigliano, 2008).

Cependant, l'application du processus de traitement électrocinétique dans l'élimination du sel dans les sols contaminés n'a pas été suffisamment explorée.

Jia et al., (2005) ont rapporté que le nitrate était transporté à travers un sol argileux peu perméable, de manière efficace par la méthode électrocinétique.

Jayasekera et Hall (2007) ont utilisé deux types de sols sodiques salins, (un limon argileux et une argile) par le processus de traitement électrocinétique. Ils ont noté une réduction sensible de la salinité avec un passage d'un sol fortement sodique salin à un sol salin sodique très négligeable.

Cho et al. (2010) ont trouvé que la méthode électrocinétique est efficace pour l'élimination des sels, tels que le nitrate, le chlorure, le potassium et le sodium sur un sol à effet de serre salin avec un taux d'élimination de nitrate de 81.86%.

Tableau II.2. Efficacité de la technique électrocinétique EK pour la restauration des sols salins.

Description	Contaminants cibles	Echelle du modèle	Courant = Voltage appliqué	Electrode Anode	Cathode	Durée	Résultats	Références
Modification des propriétés affectées par le sel en utilisant des traitements EK	pourcentage de sodium échangeable (ESP) teneur en sodium (SAR)	laboratoire	0,5Vcm ⁻¹	acier doux	acier doux	10 -14 jours	L'ESP et le SAR ont diminué de 90% La résistance à la compression a augmenté de 100 % et 200% respectivement, dans les tests EK non améliorés et améliorés à la chaux.	Jayaskera et Hall, 2007
Enlèvement des sels dans les sols de serre en utilisant le procédé EK	Na ⁺ , Cl ⁻ Ca ²⁺ , K ⁺ SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻	laboratoire	1 Vcm ⁻¹	Ti revêtement	graphite	6h, 12h, 24h et 48 h	63,41 – 81,86% d'efficacité d'élimination des nitrates pendant 6 et 48 heures, respectivement. Élimination de 50% pour le chlorure et le sulfate. 40% de réduction de la conductivité électrique.	Cho et al., 2009
Restauration EK des terres agricoles salines	Na ⁺ , Cl ⁻ Ca ²⁺ , K ⁺ SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻	laboratoire	1, 2 et 3Vcm ⁻¹	Ti revêtement	graphite	48h et 96 h	Conductivité électrique : à 48 heures, 40,4%, 46,1% et 59,3% respectivement pour 1, 2 et 3 V cm ⁻¹ A 96 h, 48,7%, 53,5% et 51,4% pour respectivement 1, 2 et 3 V cm ⁻¹ . L'efficacité d'élimination maximale a été atteinte pour les nitrates: > 80% à 48 heures et > 99% à 96 heures. L'élimination des chlorures après 96 heures était nettement supérieure à celle atteinte après 48 heures. L'efficacité de l'élimination du sulfate et du calcium n'a pas changé de manière significative entre 48h et 96 heures.	Cho et al., 2010

Kim et al., (2010) ont observé qu'à mesure que la période de traitement augmentait, la salinité du matériau diminuait progressivement. Les résultats ont montré une élimination complète du sodium, 58% pour les ions chlorure et réduction significative de la conductivité électrique.

Choi et al., (2012) ont étudié l'efficacité de ce traitement sur l'élimination des sels in situ. Ils ont réalisé une réduction de 90% de sodium, nitrate et chlorure.

Lee et al., (2013) ont étudié l'efficacité du processus électrocinétique in situ pour la remédiation et la restauration des sols salins dans une serre.

Dans notre travail, des essais à l'échelle de laboratoire ont été réalisés pour étudier l'efficacité et la performance de l'élimination des sels dans deux types de sols naturels, l'un se trouvant modérément salin (Ain Nouissy-Mostaganem) et l'autre extrêmement salin (Hmadna – Bas Chélif). Ainsi, une approche novatrice de cette étude consiste à évaluer les progrès de l'élimination des sels pendant le processus électrocinétique, en fonction de la durée de traitement.

II.5. Conclusion

Les processus par lesquels les solutions d'eau et de solutés migrent à travers le milieu du sol sous des champs électriques appliqués, impliquent plusieurs procédés, qui ont été mis théoriquement en évidence dans ce chapitre, lesquels peuvent être interprétés ultérieurement à partir des résultats et discussion. Par conséquent, on peut constater que de nombreux progrès ont été réalisés dans l'élaboration de la théorie de l'électrocinétique. Cette technique présente certaines difficultés, notamment, des changements importants dans l'électrochimie du sol pendant le processus de traitement électrocinétique qui résultent des différentes réactions chimiques, telle que l'oxido/réduction qui est hautement dépendante du pH. Ces réactions produisent un front acide proche de l'anode et un front alcalin au niveau de la cathode. Le mouvement du front acide est plus rapide que celui du front alcalin, dû à la plus grande mobilité de H^+ par rapport à OH^- . A cet effet, la capacité tampon du sol est une caractéristique importante pour le contrôle du pH et aussi, les précipitations doivent être évitées ou alors solubilisées au niveau du compartiment cathodique. Les connaissances engendrées dans cette étape théorique sont utiles pour approfondir la compréhension et déboucher sur des recommandations pour la remédiation et l'amélioration des sols par électrocinétique.

Partie II

Etude Expérimentale

Chapitre III : Matériaux et méthodes

Chapitre IV : Résultats et discussions

Chapitre III

Matériaux et méthodes

Chapitre III : Matériaux et méthodes

III.1.Introduction

Ce chapitre présente une description détaillée des matériaux et les méthodes utilisées pour identifier et mesurer les diverses propriétés physico-chimiques de deux sols locaux prélevés à Ain Nouissy (Mostaganem) et Hmadna (Bas Chélif).

Les méthodes de laboratoire impliquées dans notre programme expérimental ont été menées conformément aux normes françaises.

Dans ce contexte, la méthodologie de travail est résumée dans l'organigramme ci-dessous, illustré dans la figure III.1.

Les tests préliminaires ont été divisés en deux parties. La première vise à traiter un programme d'essais géotechniques de base, permettant à déterminer les propriétés d'ingénierie (physico-chimiques) de l'échantillon de sol, notamment des essais de plasticité. Quant à la seconde partie, elle consiste à la préparation du dispositif expérimental mis en place.

Cependant, afin de répondre aux questions de notre recherche expérimentale, plusieurs modifications des caractéristiques physico-chimiques et techniques des deux sols à grains fins seront examinées dans le cadre des tests électrocinétiques. De plus, plusieurs changements, tels que : le courant, le flux électro-osmotique, les propriétés chimiques (pH et CE), des niveaux de tension, seront également étudiés et vérifiés à différentes distances normalisées à partir de l'anode et à différents intervalles de temps.

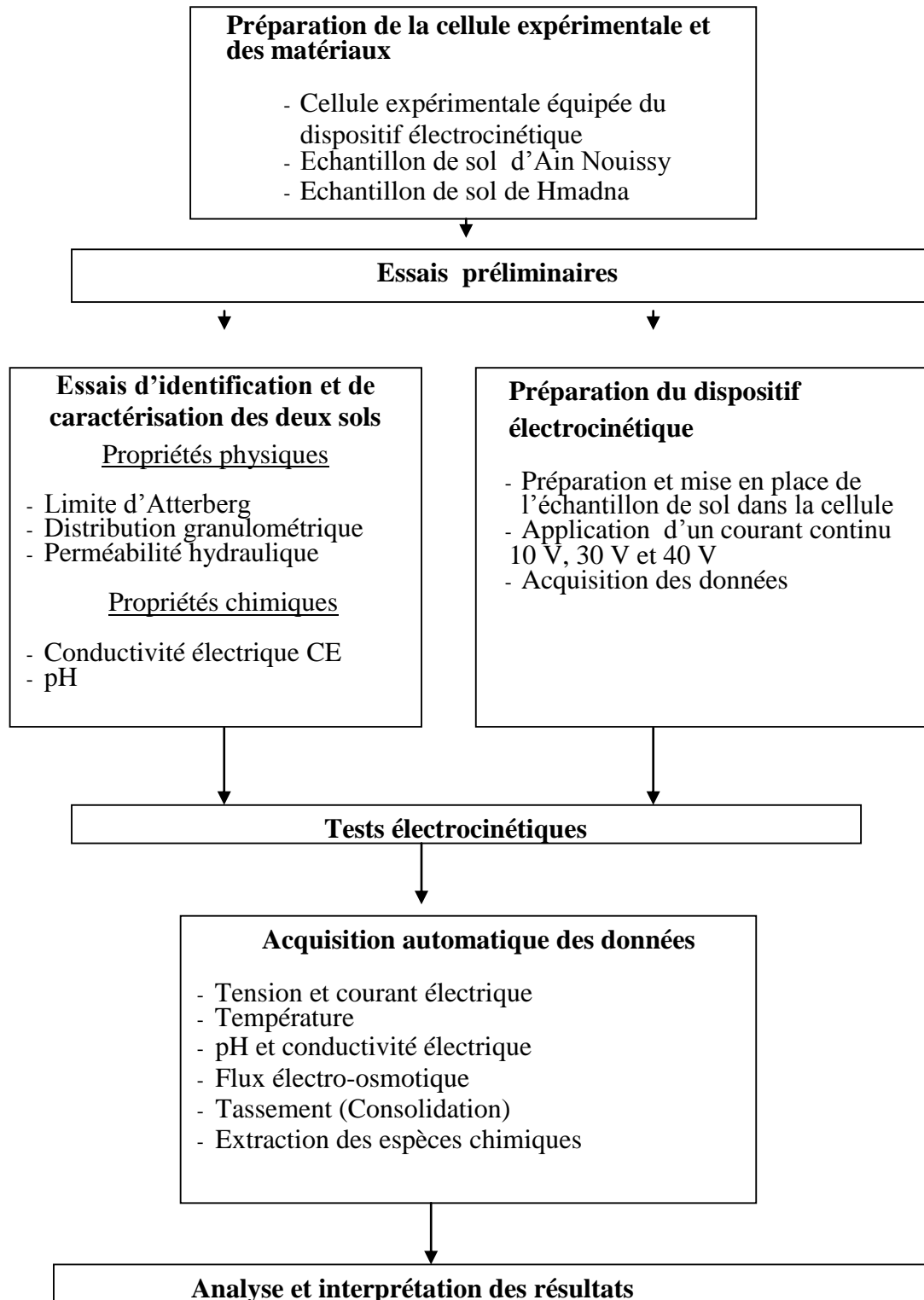


Figure III.1 : Organigramme du programme expérimental

III.2 Matériaux étudiés

Les deux sols fins étudiés proviennent d'Ain Nouissy - région de Mostaganem et de Hmadna - Bas Chélif possédant des propriétés géotechniques et minéralogiques différentes (Figure III.2).



Figure III.2. Prélèvement des sols salins des régions d'Ain Nouissy et de Hmadna

III.3. Zones d'études

III.3.1. Ain Nouissy - région de Mostaganem

La zone d'étude est située au Nord-Ouest de l'Algérie, dans les vallées basses de l'Ouest de Mostaganem, plus particulièrement dans la région d'Ain Nouissy, dont la superficie est de 680 Km^2 et qui ne dépasse guère 105 mètres d'altitude. Elle est distante de 17 Km de Mostaganem, chef lieu de la wilaya (Figures 3,4 et 5) et se caractérise par un climat semi-aride, suivant la classification de Koppen-Geiger (BSk-Csa) (climate- data. org) avec un climat froid - sec en hiver et estival, chaud - sec, en été.

Les problèmes de salinité des sols de cette région se sont accentués sérieusement depuis ces vingt dernières années ; ceci est dû au faible taux de précipitations, ce qui engendre une accumulation de sels à la surface des sols à un rythme alarmant.

La zone d'étude présente une faible végétation d'une part et un rendement médiocre des cultures d'autre part, rendant les activités agricoles et de construction très difficiles.

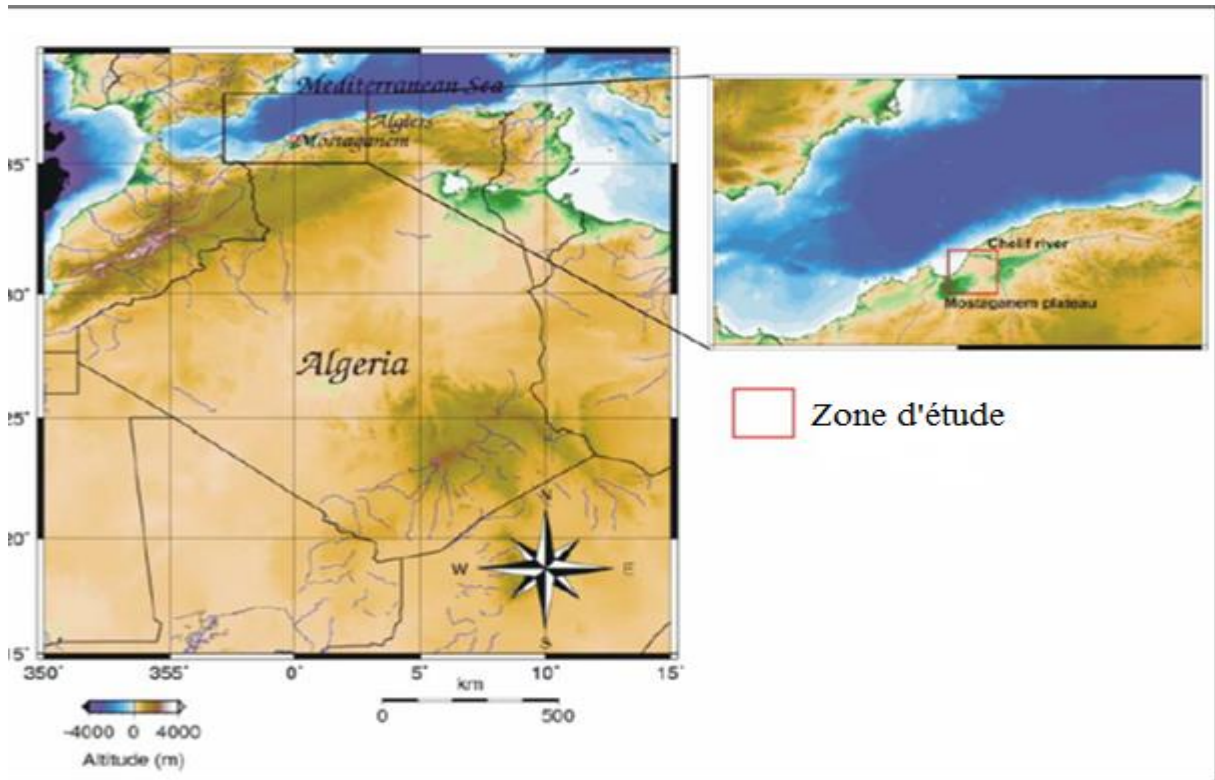


Figure III.3 : Localisation de la région de Mostaganem en Algérie.



Figure III.4: Carte de la situation géographique du site d'étude d'Ain Nouissy (Mostaganem)



Figure III.5 : Photo satellitaire de la zone d'étude d'Ain Nouissy (Mostaganem).

III.3.2.Hmadna - Bas Chélif

Le deuxième site d'étude de notre recherche est représenté par un terrain de la station expérimentale de l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) à Hmadna, dans la plaine du Bas-Chélif (Figure III.6), qui s'étale sur plus de 60.000 ha et se situe à l'extrémité nord du bassin du Chélif (nord-ouest de l'Algérie), à environ 250 km à l'ouest d'Alger et à 35 km des côtes Mostaganémoises de la méditerranée.

Notre site d'étude se situe exactement entre l'oued Chélif au nord et l'autoroute est-ouest au sud et couvre une surface de 267 ha (Figure III.7 et III.8).

La région de cette zone de recherche (Hmadna) se caractérise par un climat semi-aride avec une longue période estivale sèche - chaude et une saison hivernale pluvieuse et froide dans la classification Koppen-Geiger (BSk) (Climate- data. org). Les précipitations sont faibles et très variables d'une année à une autre.

La région dite du bas Chélif est le siège de processus importants de salinisation, ce qui génère des problèmes de mise en valeur et de gestion dans ce type de milieu. Les sols affectés par les sels présentent des caractéristiques bien particulières, du point de vue physico-chimique. Ces sels sont en relation directe avec la texture du sol en question.



Figure III.6: Carte de la situation géographique du site d'étude de Hmadna (Bas Chélif)

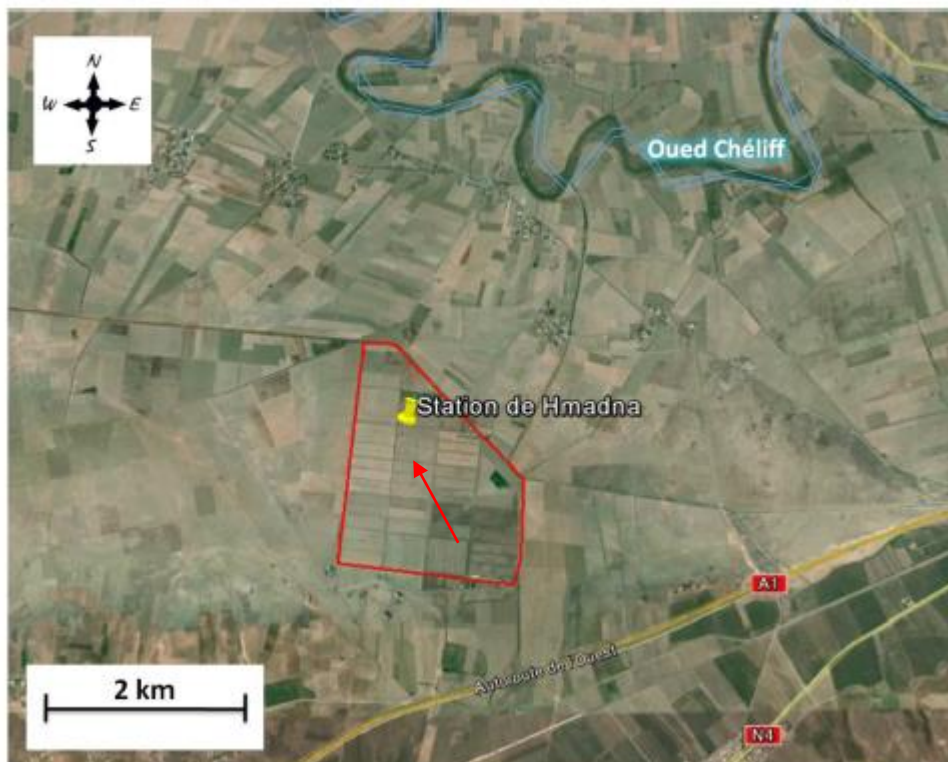


Figure III.7: Photo satellitaire de la station de Hmadna (Bas Chélif)

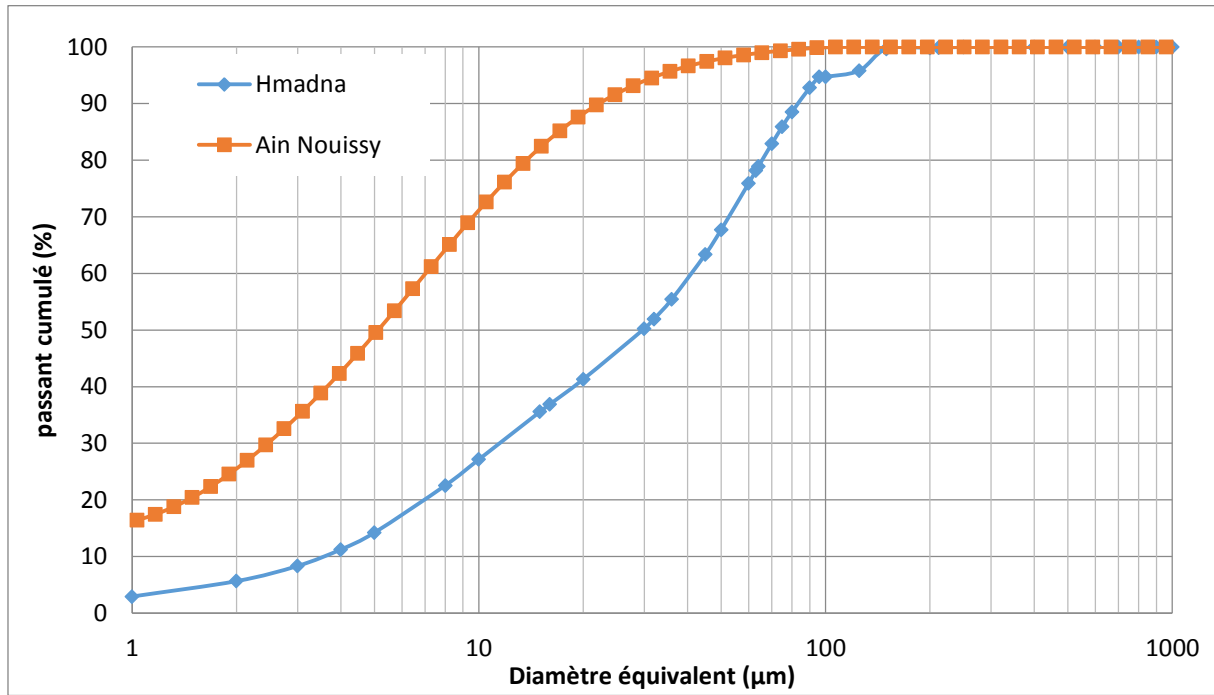


Figure III.9 : Courbe granulométrique (Ain Nouissy – Mostaganem et Hmadna -Bas Chélif)

Le tableau III .1 montre la granulométrie de nos matériaux dans les deux zones d'étude.

Tableau III.1. Composition granulométrique des deux échantillons de sols.

Distribution granulométrique	Ain Nouissy- Mostaganem	Hmadna –Bas Chélif
Argile (< 2 μ m) %	24,54	5,66
Limon (2 μ m à 63 μ m)%	74,44	78,18
Sable (63 μ m à 2 mm)%	2,55	16,16

Selon la Figure III.10 ci-après, le sol d'Ain Nouissy est classé comme un sol argileux peu plastique et le sol de Hmadna est déterminé comme étant un sol argileux très plastique.

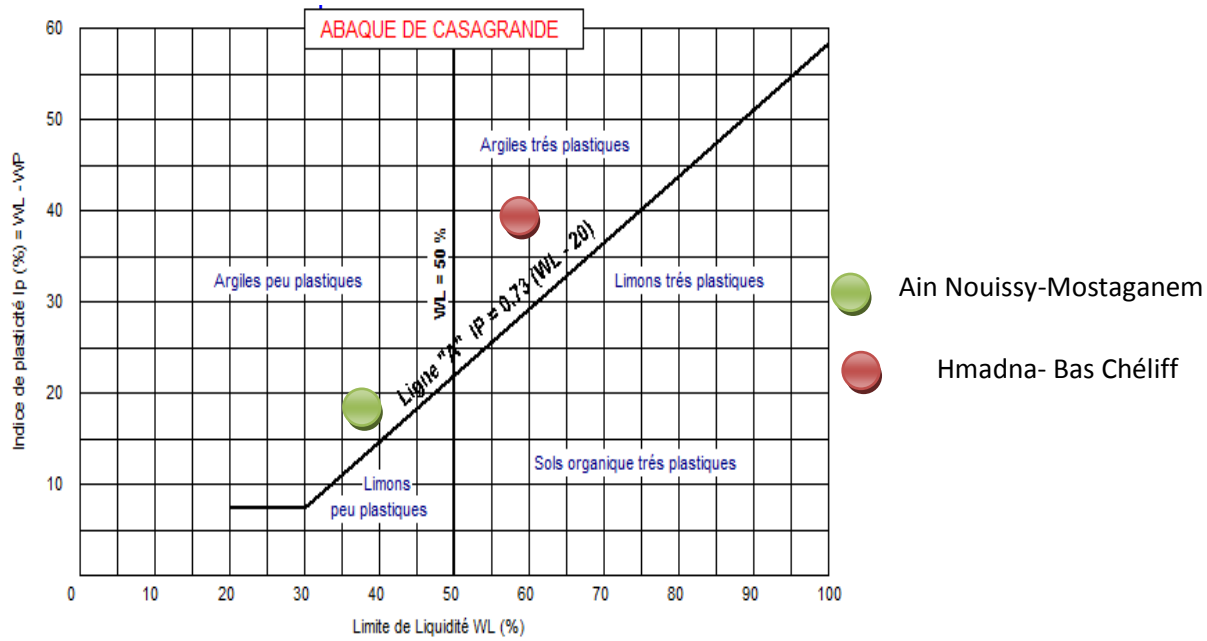


Figure III.10 : Classification de Casagrande des sols fins.

III.4.2. Argilosité

L'argilosité présente à travers l'activité argileuse la proportion des argiles dans le sol. Cette propriété est mesurée par l'essai de la valeur au bleu de méthylène (NF P 94-068).

III.4.2.1. Limites d'Atterberg (NF P 94-051)

Cet essai a pour but de déterminer les teneurs en eau, de références liées au changement d'état du matériau. Les limites d'Atterberg comportent la limite de liquidité et la limite de plasticité d'un sol, exprimées en pourcentage, qui sont déterminées selon la Norme NF P 94-051.

III.4.2.1.1. Limite de liquidité (W_L)

La limite de liquidité est déterminée à l'aide de l'appareil de Casagrande. Il est constitué d'une coupelle en bronze, un support métallique avec une manivelle et fixé sur un socle en bois bakélite. La hauteur de chute de la coupelle est contrôlée à 10 mm. Le matériau doit être rempli pour recouvrir le fond de la coupelle. A l'aide d'un outil à rainurer, une rainure est réalisée sur la couche du sol. On note le nombre de chocs (N) à la fermeture de la rainure. Pour chaque essai 5 g de notre échantillon, sont prélevés autour de la rainure pour mesurer la teneur en eau à N , compris entre 15 et 35. La limite de liquidité (W_L) peut être déterminée sur la courbe par la teneur en eau correspondant à un nombre de chocs égal à 25.

III.4.2.1.2. Limite de plasticité (W_p)

La Limite de plasticité est la teneur en eau à laquelle un boudin d'un échantillon de sol façonné à la main, se fissure quand il atteint un diamètre de 3 mm.

III.4.2.1.3. Indice de plasticité (IP)

L'indice de plasticité est obtenu par la différence entre les limites de liquidité et de plasticité (Équation III-1)

$$IP = W_L - W_p \quad (\text{III-1})$$

Le tableau III.2 montre les variations des limites d'Atterberg des deux sols étudiés.

Tableau III.2. Variation des limites d'Atterberg

Limite d'Atterberg	Limite de liquidité %	Limite de plasticité %	Indice de plasticité %
Ain Nouissy- Mostaganem	42,8	22,1	20,7
Hmadna Bas - Chélif	59,96	26,31	33,65

Avec le diagramme de plasticité et de classification des sols fins (Figure III.11), l'échantillon du sol d' Ain Nouissy est déterminé comme étant un limon argileux de plasticité moyenne et celui de Hmadna comme étant un limon très plastique.

Le résultat obtenu donne un indice de plasticité de 33,65 % pour le sol de Hmadna. Par ailleurs, notre sol comporte du sel et des matières organiques, ce qui peut influencer les résultats des limites d'Atterberg (Van Paassen, 2002). En effet, les ions Na^+ et K^+ peuvent se glisser entre les feuillets d'argile et réduire les distances inter-réticulaires. La présence des sels va pour ce type de matériau, réduire la limite de liquidité. Par contre, les matières organiques finissent par avoir un effet inverse par leur capacité de rétention d'eau et les matières organiques gardent une partie de l'eau présente dans le matériau, ce qui donne à notre type de sol (Hmadna) une plage de plasticité plus grande.

Plus un sol contient de la matière organique, plus il devient plus plastique. Le taux élevé de la matière organique de l'échantillon de Hmadna, qui est de 16,16% a déterminé la haute plasticité de notre sol.

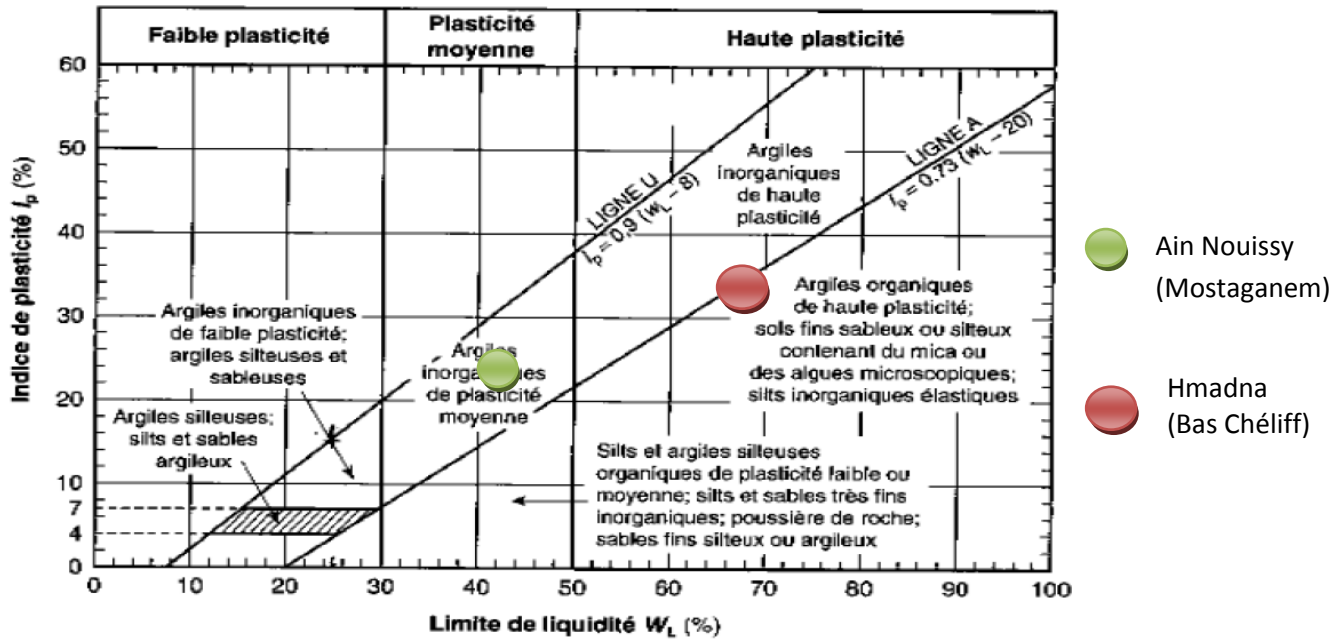


Figure III.11 : Diagramme de plasticité et de classification des sols fins.

III.4.2.2. Valeur au bleu de méthylène (NF P 94-068)

La classification des sols peut être établie selon plusieurs paramètres. Leur teneur en argile constitue un paramètre très important de classification et elle est généralement déterminée par l'essai au bleu de méthylène, selon la Norme NF P 94-068.

L'essai au bleu constitue un des essais d'identification et de classification des sols. Il a pour objectif la détermination de la quantité de particules argileuses présentes dans un échantillon de matériaux. En d'autres termes, il caractérise l'argilosité d'un matériau (déterminer la propreté d'un sol) et de connaître le type d'argile qu'il contient.

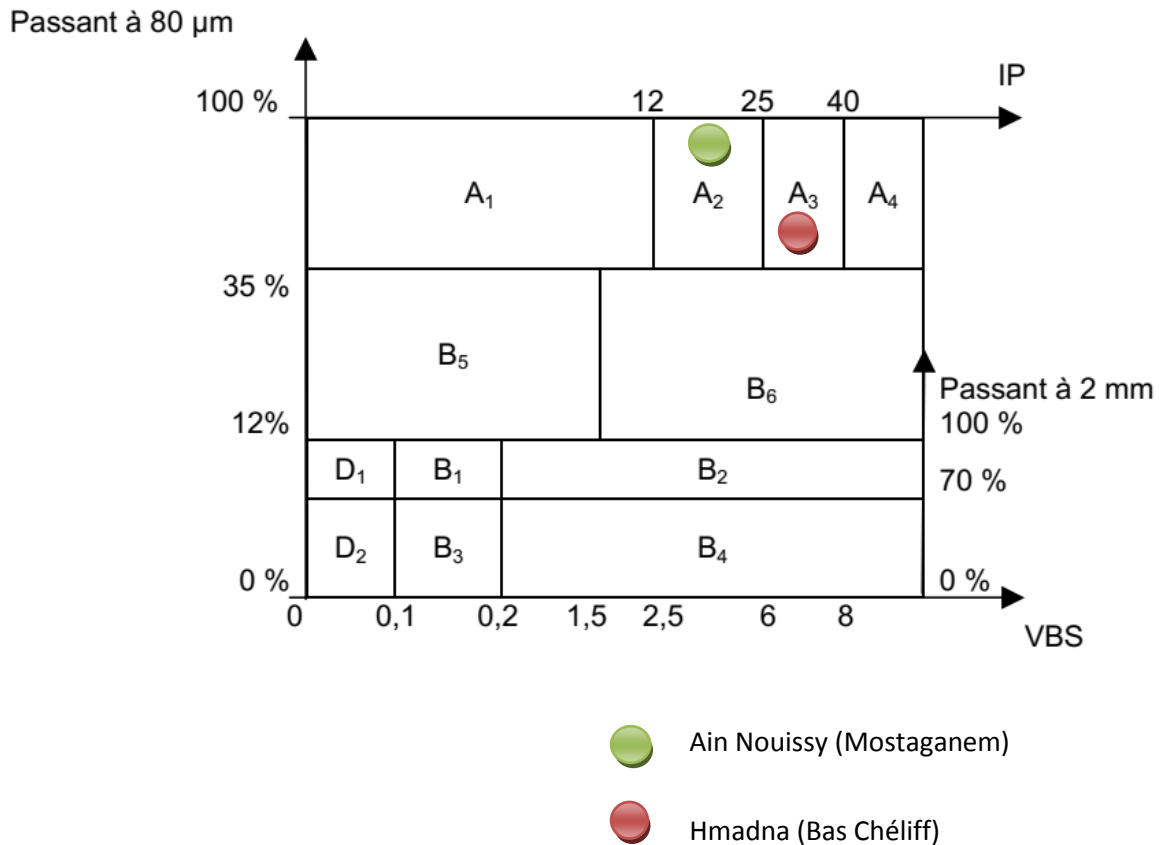
L'essai consiste à doser une solution de bleu de méthylène (10 g/l) dans une suspension de sol agitée par un malaxeur. Après chaque ajout, une goutte de suspension est déposée sur un papier-filtre pour contrôler l'activité d'adsorption de l'échantillon. Lorsqu'une auréole bleu-claire persistante apparaît à la périphérie de la tâche, on note le volume du bleu dosé, afin de calculer la VBS. Cette dernière est exprimée en grammes de bleu pour 100 g de matériau sec.

La VBS de notre échantillon du site d'Ain Nouissy mesurée est de 2,83, tandis que celle de Hmadna est évaluée à 1,74. Selon le « Guide technique pour la réalisation des remblais et des couches de forme » (GTR. 1992), en fonction de la valeur au bleu de méthylène, le sol d'Ain Nouissy est un sol limoneux argileux et celui de Hmadna est un sol limoneux.

III.4.2.3. Classification selon la nature (GTR 1992) (NFP 11-300)

D'après les résultats de l'analyse granulométrique et de l'argilosité, le sol d'Ain Nouissy est classé dans la catégorie A2: limon argileux, tandis que celui de Hmadna est répertorié dans la catégorie A3: Limon très plastique, (voir le Tableau III-3).

Tableau III.3. Tableau synoptique de classification des matériaux selon leur nature (GTR 1992)



III.4.3. Teneur en eau (NF P 94-050)

La teneur en eau naturelle est déterminée selon la norme NF P 94-050. L'échantillon est séché à l'étuve à 105°C ± 5°C pendant 24 h. La différence entre le poids avant et après étuvage exprime la teneur en eau de l'échantillon initial. La teneur en eau de notre échantillon d'Ain Nouissy est déterminée à 16,8% et celle de Hmadna à 13,3%.

III.4.4. Teneur en matière organique (NF EN 12879)

La teneur en matière organique de l'échantillon est mesurée selon la norme de la détermination de la perte au feu de la matière sèche NF EN 12879.

Selon cette norme, pour chaque prise d'essai, un creuset doit être placé dans un four et chauffé à température de 450 ± 25 °C pendant 4 heures.

La teneur en matière organique (MO (%)) est calculée à partir de l'équation III-2.

$$MO (\%) = \frac{m_2 - (m_3 - m_1)}{m_1} \times 100 \quad (\text{III-2})$$

m_1 : poids du creuset vide

m_2 : poids de l'échantillon

m_3 : poids de l'échantillon après séchage

La mesure de la teneur en matière organique des sols d'Ain Nouissy et de Hmadna a donné les taux de 5,61 % et 16,66 % respectivement. D'après le tableau III.4, on peut dire que le sol d'Ain Nouissy est faible en matières organiques, tandis que celui de Hmadna est moyennement organique.

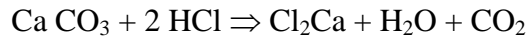
Tableau III.4. Types de sols en fonction du pourcentage en matières organiques
(Liang ,2012)

Teneur en MO	Type de sol
MO < 3	Argile ou limon
3 < MO < 10	Sol faiblement organique
10 < MO < 30	Sol moyennement organique
MO ≥ 30	Sol très organique

III.4.5. Dosage des carbonates CaCO₃ (NF ISO 10693)

La connaissance du pourcentage de carbonates (calcaire) dans un sol est utile dans de nombreux cas, notamment leur effet alcalin dans le sol et leur influence sur les propriétés électrochimiques.

Le principe d'analyse repose sur la réaction à l'acide du carbonate de calcium. On mesure le volume de gaz carbonique dégagé, lors de l'attaque par l'acide chlorhydrique (HCl) d'un poids connu de sol, suivant la réaction:



L'appareil utilisé est le calcimètre Bernard qui permet d'effectuer rapidement une série d'analyses. L'échantillon de sol d'Ain Nouissy a une teneur en CaCO₃ de 27,88 %, alors que celui de Hmadna a une teneur en carbonate de 34,44 %.

III.4.6. pH et conductivité électrique

III.4.6.1. pH (NF X 31-103)

Les valeurs de pH ont été obtenues à partir de la norme NF X 31-103, dont 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 ± 2°C, suivie de 2 heures de repos). Le résultat obtenu pour l'échantillon d'Ain Nouissy est de : 8,5 ± 0,2.

Pour l'échantillon de Hmadna (Bas Chélif) le pH est de : 7,49 ± 0,2.

III.4.6.2. Conductivité électrique (NF X 31-113)

La conductivité électrique (CE) du sol est essentiellement liée à la quantité des ions présents dans l'eau interstitielle, de leur charge et de leur mobilité électrique.

La CE est une mesure qui donne une indication approximative de la concentration des sels solubles présents dans l'échantillon. On s'appuie sur la norme NF X 31-113 pour sa détermination. Le rapport entre la masse de l'échantillon sec et la masse d'eau est égal à 1/5. La mesure est assurée par un conductimètre multi-gammes de modèle HI 8733. Le mélange est agité pendant 30 minutes et après filtration, on mesure la conductivité de la solution obtenue.

La deuxième méthode de mesure de la conductivité électrique est à l'extrait de pâte du sol saturé. Le sol fin séché est malaxé avec de l'eau distillée jusqu'à sa limite de liquidité.

La confection de la pâte nécessite au moins 300 g de sol, afin d'obtenir 50 cm³ de solution d'extraction. On crée ainsi, un rapport sol / eau, variable selon la texture (par exemple 1/2 pour une texture argileuse et 1/5 pour un échantillon sableux).

La mesure de la CE des échantillons de nos deux sols, donne des valeurs de :

CE=1,7± 0,2mS.cm⁻¹ (Sol d'Ain Nouissy - Mostaganem) : sol très salin.

CE = 7 ± 0,2 mS.cm⁻¹ (Sol de Hmadna - Bas Chélif) : sol extrêmement salin.

III.4.7. Minéralogie par Diffraction des Rayons X « DRX »

Elle permet d'identifier les phases minéralogiques présentes dans les échantillons et de déterminer qualitativement, si possible la nature des minéraux argileux.

La courbe DRX des deux échantillons de sols étudiés, est représentée dans les figures III.12 et III.13. L'analyse par DRX des échantillons de nos deux sols, montre l'existence de pics correspondants aux minéraux, tels que : la kaolinite, la calcite, le quartz et l'illite.

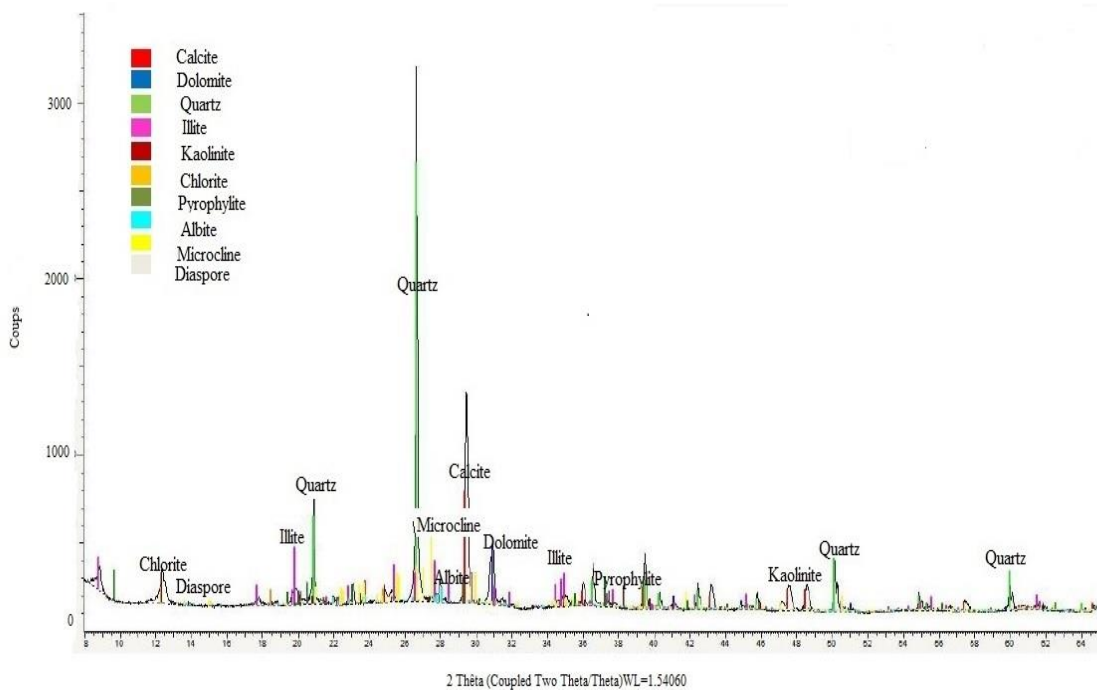


Figure III.12 : Diagramme DRX de l'échantillon du site d'Ain Nouissy-Mostaganem

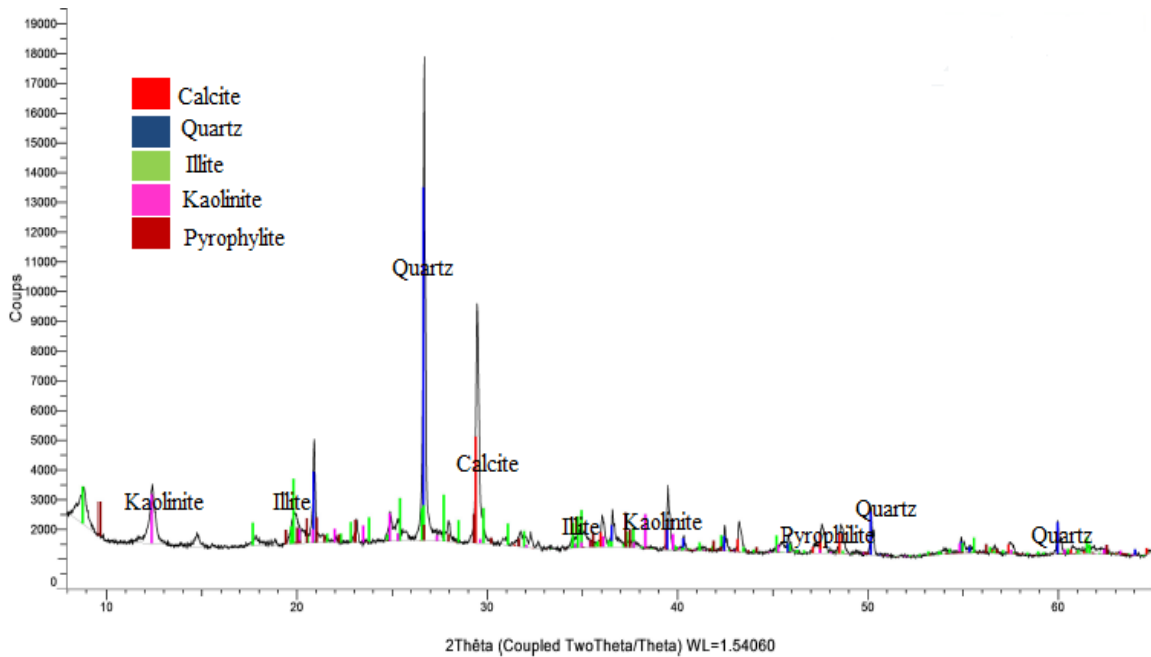


Figure III.13 : Diagramme DRX de l'échantillon du site de Hmadna (Bas Chéiff)

Le spectre DRX des sols d'Ain Nouissy et de Hmadna représenté dans les Figures III.12 et III.13 révèle l'identité de plusieurs phases minérales cristallisées, tels que le quartz, ainsi que la présence des minéraux argileux, telles que : l'illite et la kaolinite.

La proportion des éléments silteux et limoneux est plus importante que celle des minéraux argileux pour nos deux échantillons de sols.

Les résultats de l'analyse granulométrique prouvés des deux sols étudiés, concordent avec l'analyse minéralogique.

III.4.8. Composition chimique des sols

L'analyse chimique élémentaire (Fluorescence X) des matériaux utilisés a été réalisée au Laboratoire Lafarge de Sig. Dans le tableau III.5, les résultats indiquent que les constituants prédominants sont la Silice et l'Aluminium. Ces derniers qui ont un pourcentage très important, indiquent la présence de la Kaolinite ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$).

Tableau III.5. Composition chimique des deux sols étudiés

Constituants	Sol d'Ain Nouissy (%)	Sol de Hmadna (%)
SiO ₂	46,71	41,97
Al ₂ O ₃	11,09	14,68
Fe ₂ O ₃	4,73	6,47
CaO	13,86	13,49
Na ₂ O	0,11	0,74
K ₂ O	1,87	1,65
MgO	2,68	2,19
SO ₃	0,07	0,20
PAF	5,61	16,60

Il ressort du tableau III. 5 que les taux les plus élevés du sol d'Ain Nouissy, sont observés pour la silice (SiO₂) avec une valeur de 46,71% suivi de Al₂O₃, qui enregistre 11,09% et enfin CaO avec 13,86%. La teneur des autres éléments varie entre 4,73 % pour le Fe₂O₃ et 0,07% pour le SO₃.

D'après le tableau III. 5, les taux les plus élevés pour le sol de Hmadna, sont observés aussi pour la silice (SiO₂) avec une valeur de 41,97 %, suivi de CaO qui enregistre 13,49% et l'oxyde d'aluminium (Al₂O₃) avec 14,68%. Par contre, la teneur des autres éléments varie entre 6,47% pour le Fe₂O₃ et 0,20% pour le SO₃.

A partir de ces résultats, il est constaté qu'un pourcentage important de silice suggère la présence de quartz en quantité importante dans chacun de nos deux échantillons de sols.

Le carbonate témoigne la présence de la calcite et de l'alumine et le manganèse témoignent de la présence des minéraux argileux en faible proportion.

III.5. Conception du dispositif expérimental

III.5.1. Cellule expérimentale

Les expériences électrocinétiques ont été menées dans une cellule de forme parallélépipédique avec des parois en verre de 8mm d'épaisseur et dont les dimensions sont les suivantes : longueur 30 cm ; largeur 10 cm et hauteur 10 cm, comprenant trois compartiments correspondant à: l'anode, l'échantillon de sol et la cathode. (Figure III.14)

Les réservoirs ont été conçus en verre, parce que celui-ci est un matériau inerte sur le plan chimique et électrique, afin de minimiser les réactions avec le sol.

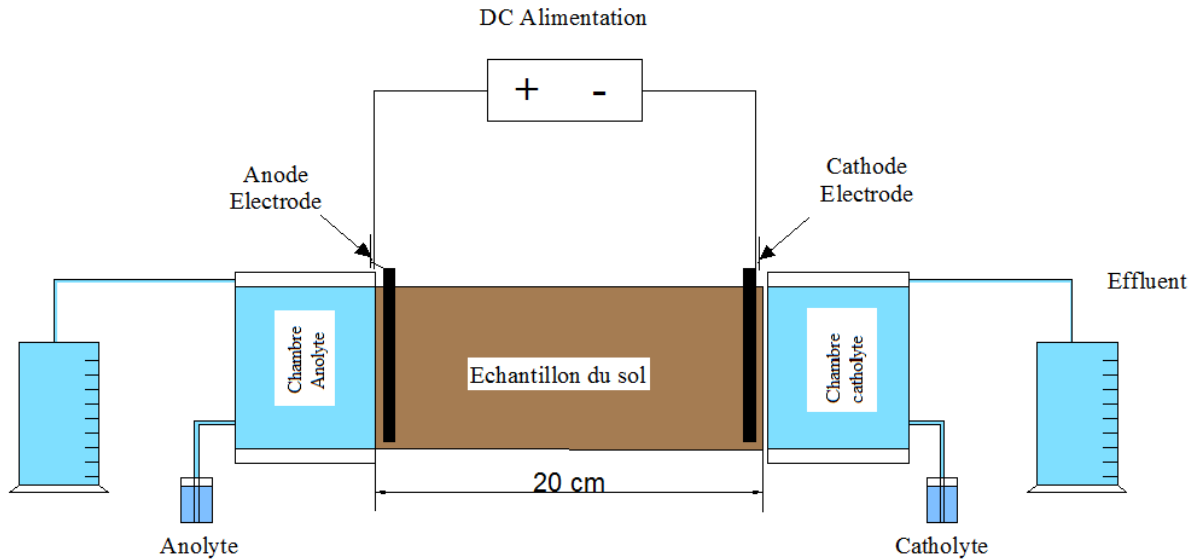


Figure III.15. Schéma du montage expérimental: cellule électrocinétique et alimentation en électrolyte.

III.5. 2. Electrodes

Dans notre étude et afin de représenter les conditions réelles sur le terrain, nous avons choisi d'utiliser des électrodes performantes, surtout moins coûteuses et disponibles sur le marché.

Des électrodes en cuivre ont été choisies, en raison de leur haute performance, comme meilleur drainage, meilleure conductivité et faible perte de tension, ce qui permet une meilleure extraction des solutés et des contaminants.

Les électrodes en cuivre insérées dans le sol ont la forme de tubes creux de 16 mm de diamètre, 2 mm d'épaisseur et 12 cm de hauteur et sont perforées pour permettre aux liquides de circuler librement dans l'échantillon.

III.5. 3. Carte d'acquisition des données

Pour faciliter les mesures des paramètres étudiés (durée d'essais, intensité du courant, chute de tension) des échantillons de sols, une carte de mesure, à base de composants électroniques avec un capteur de courant de type ACS712 5A, une sonde de température de type DS18B20 et une carte Arduino méga 2560 a été conçue, dont l'objectif est de recueillir les données avec le maximum de précision (Figure III.16).

L' **Arduino Mega 2560** est une carte à microcontrôleur basée sur l' ATmega2560, qui permet ainsi l'enregistrement et la collecte des données, en utilisant un programme Arduino.

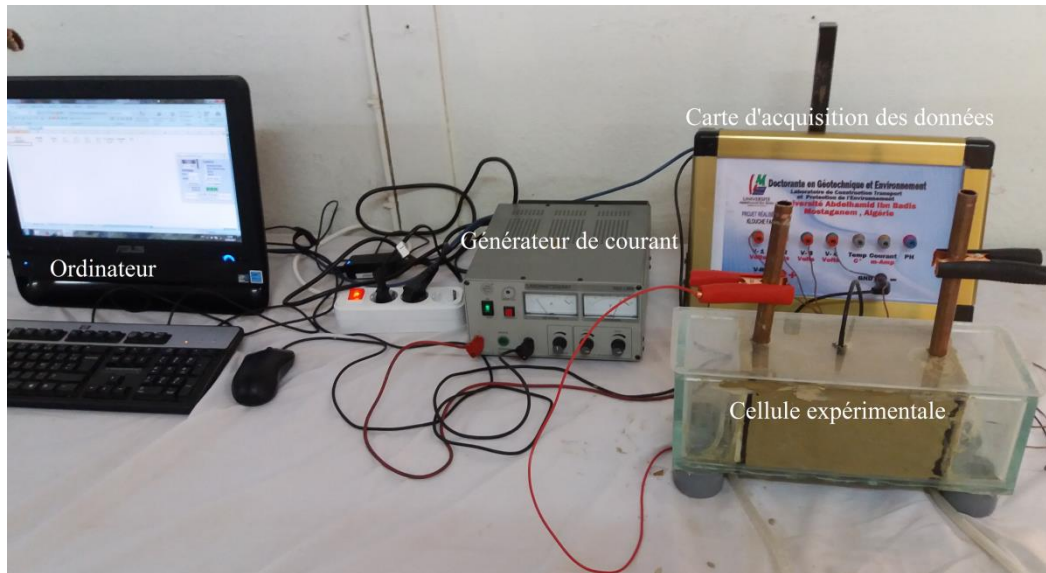


Figure III.16. Dispositif expérimental du processus électrocinétique

III.6. Procédure de l'essai électrocinétique

Deux types de tests ont été réalisés pour chacun des deux sols prélevés:

Le premier sans électrolyte pour permettre la vérification des paramètres électrochimiques (assèchement et consolidation du sol) et le second avec électrolyte (eau) pour l'élimination des espèces chimiques (remédiation du sol).

Une masse de sol de 2600g a été mélangée avec de l'eau désionisée pour chaque essai et pour chaque échantillon de sol utilisé, afin d'obtenir une teneur en eau de 5% supérieure à la limite de liquidité. Le matériau est mixé pendant une heure, jusqu'à l'obtention d'une pâte homogène et lisse, puis placé dans le réservoir central de la cellule expérimentale en trois couches successives compactées à un poids volumique de 1300 kN/m^3 , afin d'éliminer complètement les bulles d'air formées, lors de la mise en place de chaque sol en question.

Ensuite, deux tubes de cuivre cylindriques perforés ont été insérés dans la cellule à 2 cm des extrémités des parois transversales pour servir d'électrodes. Les expériences ont été réalisées respectivement sous un gradient de tension de 0,5 ; 1,5 et 2 V / cm.

Dans l'essai de remédiation, les échantillons de sols étaient alimentés en continu en eau désionisée à travers l'anode, à l'aide d'un tuyau raccordé à un réservoir externe pour faciliter l'écoulement électro-osmotique. Des essais différents et successifs à des durées de 5 jours, 8 jours, 10 jours et 15 jours, ont été réalisés pour mesurer les différents paramètres, tels que : l'intensité du courant électrique, le flux électro-osmotique, le pH, la CE, ainsi que

l'élimination des ions pour chaque sol considéré. L'influence de la durée de traitement pour chaque test est quantifiée en jours et en heures (détail dans le chapitre 4).

Aussi, le flux électro-osmotique contenu dans le compartiment cathodique a été collecté dans des éprouvettes graduées et mesuré quotidiennement. Sous un gradient de tension constant, l'intensité du courant a été mesurée à des intervalles de temps réguliers.

A la fin de chaque test, le compartiment du sol a été découpé en sections égales (à 4, 8, 12 et 16 cm), qui ont été analysées à la fin de chaque essai. Après la période de traitement électrocinétique requise, des échantillons de sols ont été prélevés dans différentes sections pour analyser leurs propriétés chimiques et physiques.

Le pH et la CE ont été déterminés à l'aide d'un appareil numérique multi-paramètres Hach sension 156 pH / conductivité / oxygène dissous. L'équipement spectrophotomètre à flamme a été utilisé pour analyser les cations, tandis que les anions ont été déterminés par la méthode volumétrique.

III.7. Extraction des espèces ioniques

Parmi les méthodes utilisées pour permettre l'extraction et l'élimination des espèces cationiques et anioniques dans les sols, on peut citer les procédures suivantes :

III.7.1. La dureté totale (Ca^{2+} , Mg^{2+}) NF Iso 6059

1. Mettre 10 ml du filtrat à analyser dans un Erlenmayer.
2. Ajouter 3 gouttes de solution tampon (Ammoniac) et agiter.
3. Ajouter une gélule Manver II et agiter .
4. Titrer avec EDTA (0,02N) (acide éthylène diamine tétraacétique) jusqu'à virage de couleur du rouge au bleu.

Résultats :

La dureté TH : $\text{TH (mg/l)} = V \cdot 100$ (III.3)

où :

V: volume d'EDTA versé

III.7.2. Dosage du Calcium (Ca^{2+}) et Magnésium (Mg^{2+}) ISO 7980

1. Mettre 50 ml de l'échantillon à analyser dans un Erlenmayer.
2. Ajouter 2 ml de solution d'hydroxyle 2 N.
3. Ajouter une pincée d'indicateur coloré (Murexide) et agiter.

4. Titrer avec EDTA (acide éthylène diamine tétra-acétique) jusqu'à virage de couleur rouge au bleu pur.

Résultats :

$$[\text{Ca}^{2+}] \text{ mg / l} = \frac{C_1 \times V_1 \times A}{V_0} \quad (III.4)$$

où :

C_1 : concentration exprimée en mole par litre de la solution EDTA, soit 0.01.

V_0 : le volume, en millilitres, de la prise d'essai, soit 50 ml.

V_1 : le volume, en millilitres, de la solution d'EDTA, utilisé pour le dosage.

A : la masse atomique du calcium (4048g)

F_c : facteur de correction du titre.

F : facteur de dilution.

Le magnésium est déduit à partir de cette formule :

$$[\text{Mg}^{2+}] \text{ mg/l} = ([\text{Ca}^{2+}] \times 2.5 - TH) \times 0.243 \quad (III.5)$$

où :

$[\text{Ca}^{2+}]$: concentration du calcium en mg / l

TH : la dureté

III.7.3. Dosage du Sodium Na^+ par spectrophotométrie à flamme ISO : 99643

1. Préparation des réactifs
2. Peser 2.54 g de chlorure de sodium, ayant séché pendant une heure, dans une étuve à 105°C.
3. Dissoudre cette même quantité dans de l'eau distillée et compléter à 1L.
4. Cette solution a une concentration de 1 000 mg/l de sodium.
5. Conserver cette solution dans une bouteille en plastique.
6. Par dilution, préparer quotidiennement une solution de 10 mg/l en prélevant 1 ml de la solution précédente dans 100 ml d'eau distillée
7. Faire passer au spectrophotomètre à flamme la solution d'étalonnage de 10 mg/l, à trois reprises.

8. Faire passer les échantillons.
9. Si la concentration en Na^+ est supérieure à 10 mg/l ; Procéder à la dilution de l'échantillon.

Résultats :

$$[\text{Na}^+] \text{mg/l} = C \times F \quad (\text{III.6})$$

où :

C : valeur notée de la réponse de l'appareil

F : facteur de dilution.

III.7.4. Dosage du potassium K^+ par spectrophotométrie à flamme ISO : 9964 3

1. Préparation des réactifs
2. 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 $C_1 = 1000$ mg/l.
3. La solution doit être stockée dans une bouteille en plastique.
4. A partir de C_1 , préparer quotidiennement une solution de 10 mg/l, en prélevant 1 ml de la concentration dans 100 ml d'eau.
5. Faire passer la solution de 10 mg/l à trois reprises dans le spectrophotomètre.
6. Faire passer ensuite les échantillons.
7. Si la concentration en potassium dépasse 10 mg/l, Procéder à la dilution de l'échantillon.

Résultats :

$$[\text{K}^+] \text{ mg/l} = C \times F \quad (\text{III.7})$$

où :

C : valeur notée de la réponse de l'appareil

F : facteur de dilution.

III.7.5. Dosage du chlorure [Cl^-] Iso 9297

1. Préparation des réactifs
2. Nitrate d'argent : dissoudre dans l'eau 4,791 g de nitrate d'argent (AgNO_3) séchés au préalable à 105°C et compléter à 1000 ml dans une fiole jaugée.

3. Chromate de potassium : dissoudre 10g de chromate de potassium (K_2CrO_4) dans l'eau et diluer à 100 ml.
4. Mettre 100 ml de l'échantillon à analyser dans une fiole.
5. Ajouter 1 ml d'indicateur de chromate de potassium et agiter.
6. Titrer la solution par addition goutte à goutte de solution de nitrate d'argent jusqu'à ce que la solution prenne une couleur rouge brique.

Résultats :

$$[Cl^-] \text{ mg/l} = (V_s - V_b) \cdot C \cdot F / V_a \quad (III.8)$$

où :

[Cl⁻]: concentration en milligramme par litre de chlorure.

V_a : volume en ml de l'échantillon pour chaque essai (maximum 100 ml, où les dilutions doivent être prises en compte).

V_b : volume en ml de la solution de nitrate d'argent utilisée pour le titrage du blanc.

V_s : volume en ml de la solution de nitrate d'argent utilisée pour le titrage de l'échantillon.

C : concentration réelle, exprimée en moles d'AgNO₃ par litre de la solution de nitrate d'argent où $C = 0,0282039 \text{ mol /l}$.

F : facteur de conversion où $F = 35453 \text{ mg/mol}$.

III.7.6. Dosage des sulfates (SO_4^-) ISO 11048

1. Mettre 2g de l'échantillon dans un Bécher, puis ajouter quelques gouttes d'HCL et mettre au chauffage.
2. Après apparition des bulles, ajouter 100 ml d'eau distillée dans l'échantillon.
3. Mettre la solution à l'ébullition et ensuite, filtrer.
4. Ajouter 15 ml de chlorure de baryum et attendre ensuite, entre 5 et 15min.
5. Un précipité blanc se formerait, en cas de présence de sulfate.

Résultats :

$$[SO_4^-] \text{ mg/l} = \frac{(m - m') \times 0.343 \times 100}{E} \quad (III.9)$$

où :

E : masse en grammes de la prise d'essai

m : masse en grammes du précipité de sulfate de baryum dans l'essai

m' : masse en grammes du précipité de sulfate de baryum dans l'essai à blanc.

La composition ionique des deux échantillons de sols étudiés (Ain Nouissy et Hmadna), est illustrée dans le tableau III.6, ci-après.

Tableau III.6. Composition ionique des deux échantillons de sols étudiés.

Composition chimique mg/kg	Ain Nouissy - Mostaganem	Hmadna - Bas Chélif
Na ⁺	1917,2	905,2
K ⁺	94	58,88
Ca ²⁺	1165	1421,6
Mg ²⁺	136	326
Cl ⁻	700	185.2
SO ₄ ⁻	Néant	Néant

Les échantillons prélevés sur des tranches de chacun des deux sols étudiés à la fin de chaque essai à partir des distances de : 4, 8, 12, 16 et 20 cm de l'anode ont été séchés à 105°C, puis broyés, Une masse de chaque sol séché a été mélangée à une quantité d'eau distillée pendant une heure (suivant le rapport 1/5), puis filtrée. A cette fin, le filtrat a été utilisé pour mesurer les concentrations ioniques utilisées pour le calcul du taux d'extraction des ions. Le pourcentage d'extraction des cations et des anions a été déterminé, en utilisant l'équation III.10 suivante : (Bahemmat et al., 2015):

$$\text{Taux d'extraction (\%)} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (\text{III.10})$$

où

C_i est la concentration initiale en sels et C_f est la concentration finale.

III.8. Conclusion

Ce chapitre aborde les détails des essais en laboratoire et l'identification, ainsi que la classification des deux sols étudiés.

La première phase des essais a été réalisée pour évaluer les effets du processus électrocinétique, afin de s'assurer que la conception et la configuration électrocinétique fonctionnaient correctement.

La deuxième phase des expériences, visait à évaluer l'efficacité d'extraction de certains ions dans le système, lorsqu'un courant continu était appliqué sous un gradient de tension constant, pendant des durées différentes.

Dans notre travail, les résultats des essais présentés dans ce chapitre pour chacun des sols étudiés (Ain Nouissy et Hmadna), ont permis d'étudier et de vérifier quelques aspects physico-chimiques. Les résultats des différents essais ont montré que :

- Le sol d'Ain Nouissy est un sol limoneux-argileux de plasticité moyenne.
- Le sol de Hmadna est un sol limoneux de haute plasticité.
- Suivant la conductivité électrique, le sol d'Ain Nouissy est classé comme un sol très salin, alors que celui de Hmadna est extrêmement salin, ce qui est en accord avec les mesures basées sur la classification d'identification des sols.
- L'originalité de notre méthode de travail au laboratoire LCTPE, consiste à développer des processus physico-chimiques avec la conception et la réalisation d'une cellule expérimentale réalisée en verre et l'introduction d'une tension continue pour expérimenter l'extraction des espèces ioniques.

Chapitre IV

Résultats et discussions

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1. Introduction

Ce chapitre présente et discute les résultats des tests électrocinétiques réalisés au Laboratoire de Recherche LCTPE sur les deux sols prélevés à Ain Nouissy (Mostaganem) et Hmadna (Bas Chélif), notamment les effets du traitement électrocinétique sur le comportement physico-chimique de deux sols fins.

Un programme d'essais au Laboratoire, complet et exhaustif a été mis en œuvre en procédant à l'enregistrement d'une gamme de paramètres à des instants réguliers.

Ainsi, ces données ont été analysées, à l'effet d'étudier le comportement physico-chimique des échantillons de sols des deux zones d'études choisies.

Ce chapitre examine en première phase, les effets du traitement électrocinétique sur les phénomènes de déshydratation et de consolidation des deux sols considérés par procédé électro-osmotique et en deuxième phase, la remédiation de sols par ce processus, à des tensions appliquées de 10, 30 et 40 V, pendant 5, 8, 10 et 15 jours.

IV.2. Consolidation et déshydratation des sols

Dans nos essais, le milieu sol-liquide subit plusieurs modifications physico-chimiques, minéralogiques et mécaniques, dues à plusieurs processus électrochimiques complexes, qui ont eu lieu dans le milieu poreux du sol. Certains de ces processus sont lancés immédiatement après l'application du gradient de potentiel continu, tels que l'électrolyse de l'eau, le flux électro-osmotique, le courant électrique, etc... L'observation la plus importante de nos expériences est le développement de zones sèches et humides entre les électrodes, en raison du flux électro-osmotique positif de l'anode vers la cathode.

IV. 2.1. Variation de la tension dans l'échantillon

Les profils de tensions à la fin des essais effectués avec une tension de 10, 30 et 40 V avec les deux sols étudiés à différentes durées du processus (de 0 à 96 heures) ont été mesurés à l'aide de sondes situées à la base de notre cellule expérimentale à des distances normalisées de l'anode. La figure IV.1 montre les résultats de variation (chute) de tension pour différents gradients de potentiel imposés, tout au long des échantillons (a et b) à la fin de chaque test.

On peut en déduire que plus le gradient de potentiel est élevé, plus la chute de tension sur la distance entre les électrodes est importante pour chacun des deux sols.

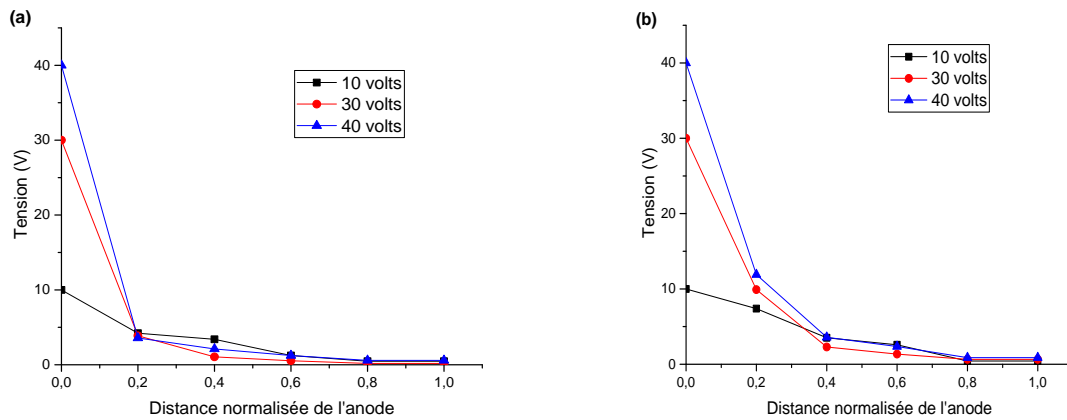


Figure. IV.1 : Profil de la variation de tension à la fin de chaque test pour les différents essais

a) Sol d'Ain Nouissy-Mostaganem **b)** sol de Hmadna - Bas Chélif

Les résultats montrent que la chute de tension augmente avec le temps. L'amplitude de la chute de tension dépend des propriétés de l'échantillon de sol, du gradient de potentiel appliqué et du matériau de l'électrode, ce qui est conforme aux résultats obtenus par (Mohamedelhassan et Shang, 2001 ; Rittirong et al., 2008).

Le gradient de tension varie en réponse à des modifications électro-géochimiques dans le système. La diminution du profil de tension est provoquée par une conductivité électrique accrue (résistivité diminuée), due à une concentration élevée en oxydants.

Ainsi, le courant a augmenté, ce qui correspond à la réduction des gradients de tension au niveau des électrodes. Cette diminution est étroitement liée aux modifications chimiques à l'interface des anodes.

IV.2.2. Evolution de l'intensité du courant électrique

La variation de l'intensité du courant électrique sous les différentes tensions appliquées (10, 30 et 40 V) en fonction de la durée du traitement, est illustrée dans la Figure IV.2, ci-après.

En termes de performance de l'expérience et d'assurance qualité, les données de mesure du courant électrique et du volume d'effluent peuvent donner une mesure indirecte de l'efficacité du système pendant le traitement électrocinétique. Cela, donne également une indication du coût de traitement, c'est-à-dire qu'une augmentation de la résistance électrique

entraîne une dépense énergétique plus élevée. Le courant électrique varie dans le temps, en fonction des modifications de la conductivité électrique du sol.

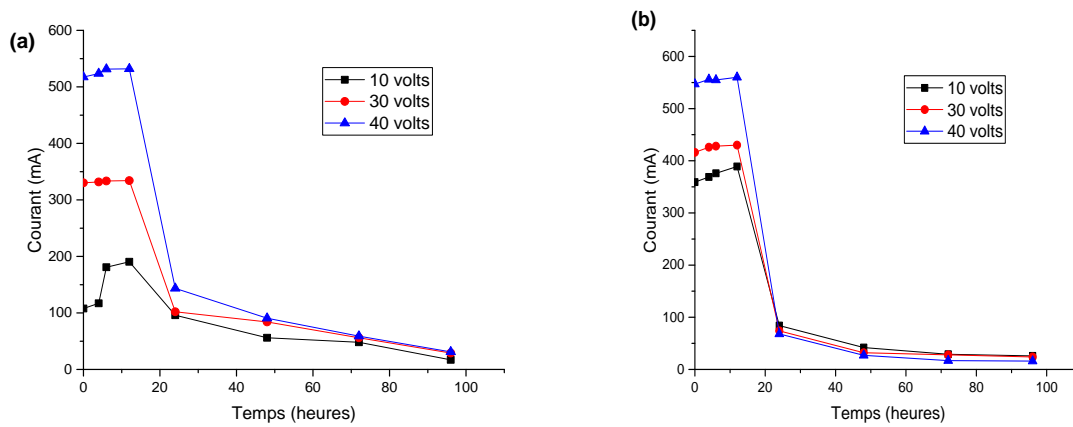


Figure IV.2 : Variation de l'intensité du courant électrique avec le temps à différentes tensions imposées **a)** Ain Nouissy-Mostaganem **b)** Hmadna - Bas Chélif

On peut déduire de ces résultats que le courant électrique diminue avec la durée de traitement, ce qui est causé par la diminution de la teneur en eau dans le sol, de l'anode vers la cathode. Le courant électrique traversant la cellule du sol est étroitement lié à la concentration en ions mobiles dans la masse de l'échantillon du sol. Il représente donc un indicateur fiable de la quantité d'électromigration des ions.

Le courant électrique dans chacun des deux sols étudiés a et b (Figure IV.2), a montré une même tendance. Il a d'abord augmenté, pour atteindre une valeur maximale, puis a diminué fortement pour atteindre enfin, une valeur constante. La raison en est que lorsque le gradient de tension a été établi, le courant électrique dans la cellule du sol était faible, car il a fallu un certain temps pour que l'électrolyte pénètre dans un sol contaminé et pour que les contaminants et les minéraux du sol se dissolvent et se désorbent de la surface du sol. Après environ 12h d'essai, le courant électrique a atteint son maximum, en raison de l'électromigration des polluants vers les électrodes et des concentrations élevées en ions dans le fluide interstitiel. Ensuite, le courant électrique a commencé à diminuer en raison de la diminution de la migration des anions et des cations dans le fluide interstitiel. De plus, l'ion hydroxyde se dirigeant vers l'anode peut être neutralisé par un ion d'hydrogène, se dirigeant vers la cathode, formant ainsi de l'eau et réduisant la concentration en ions dans le système.

Le même comportement a été rapporté dans plusieurs autres études (Ammami et al., 2015, Yuan et al., 2016).

La Figure IV.2 montre l'évolution de l'intensité du courant électrique pour les tests effectués avec une tension de 10, 30 et 40 V. Le courant mesuré diminue par rapport à sa valeur maximale au début du test, qui est de 107 mA, 330 mA et 517 mA à 10 V, 30 V et 40V respectivement pour le sol d'Ain Nouissy et de 359 mA, 416 mA et 547 mA à 10 V, 30V et 40 V respectivement pour l'échantillon de Hmadna, puis se stabilise à une valeur basse résiduelle. Les valeurs initiales élevées sont dues à la solubilisation des sels contenus dans le sol, ce qui conduit également à une augmentation de la conductivité électrique, conformément aux travaux de (Gray et al., 2005). On peut noter que quelque soit le gradient de potentiel initial, les valeurs du courant électrique sont assez similaires après un jour de traitement.

Selon Alshawabkeh & Sheahan (2003), l'augmentation du courant électrique est due à l'effet de l'électrolyse sur l'anolyte et le catholyte, pour libérer respectivement des ions hydrogènes et hydroxydes.

Cependant après 24 heures, les tendances des courants électriques semblent diminuer avec le temps en raison des précipitations, ce qui diminue la conductivité ionique et par conséquent la conductivité électrique du sol. De plus, la diminution du courant électrique est attribuée à l'interface sol-électrode, ce qui entraîne une chute de tension, comme indiqué par (Rittirong et al., 2008). De même, Liaki (2006) a noté que la variation du courant, tout au long de l'essai est due au contact du sol avec l'électrode.

IV.2.3. Evolution du flux électro-osmotique et du coefficient de perméabilité électro-osmotique

Les résultats obtenus des flux électro-osmotiques sont directement liés au coefficient de perméabilité électro-osmotique, qui est lié au potentiel zêta du sol et qui est en accord avec les travaux de (Chang et al., 2006).

Après quelques heures de traitement, des volumes d'eau provenant de l'accumulation dans les éprouvettes des réservoirs cathodiques ont été enregistrés, puis calculés en tant que flux électro-osmotique (anode vers cathode) cumulatif à travers l'échantillon. Le modèle de Helmholtz-Smoluchowsky (H-S) est la description théorique la plus courante de l'électro-osmose, largement acceptée par les chercheurs en géotechnique (Mitchell et Soga, 2005). Ce modèle est basé sur l'hypothèse que le transport de fluides à travers le sol est dû à un excès de transport de charges positives dans la double couche diffuse (DDL) vers la cathode (Alshawabkeh et Bricka, 2001). La DDL consiste en une couche relativement mobile (couche

externe) et une couche fixe (couche interne). Sous un gradient électrique appliqué, la partie mobile de la DDL se déplace vers l'électrode chargée négativement, ce qui entraîne une traînée visqueuse sur l'eau libre. Le milieu poreux favorise donc la mobilité de l'eau. Si les pores du sol sont traités comme des tubes capillaires, le débit électro-osmotique est contrôlé par le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e), qui mesure le débit de fluide par unité de surface de l'échantillon de sol par unité de gradient électrique appliqué et peut être exprimé par l'Equation (IV.1):

$$Q_e = k_e \cdot I_e \cdot A \quad (IV.1)$$

Où:

Q_e : flux électro-osmotique ($\text{cm}^3 \text{s}^{-1}$),

k_e : coefficient de perméabilité électro-osmotique ($\text{cm}^2 \text{V}^{-1} \text{s}^{-1}$),

I_e : gradient de potentiel (V cm^{-1}),

A : section de l'échantillon de sol en cm^2 ,

Dans ce travail, le flux électro-osmotique (Q_e) a été déterminé à partir de : $Q_e = V/t$, où:

V : volume électro-osmotique (cm^3), déterminé directement à partir du cylindre gradué utilisé comme réservoir cathodique lors du traitement électrocinétique et t : durée du traitement électrocinétique.

Généralement, le sens du flux électro-osmotique va de l'anode vers la cathode quand les particules solides ont une charge de surface globale négative. Cependant, dans d'autres traitements, on peut constater que le sens du flux peut s'inverser dans certaines conditions de potentiel zêta et du pH. Le flux électro-osmotique dépend, non seulement de la viscosité, du pH et de la concentration des ions dans la solution aqueuse de la matrice, mais aussi de la variation du potentiel ζ au cours des essais (Kaya et Yukselen, 2005b).

Le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e) peut être aussi exprimé par l'Equation (IV.2):

$$k_e = \frac{\varepsilon \cdot \zeta}{\eta} n \quad (IV.2)$$

où ζ est le potentiel zêta (V), n est la porosité, η est la viscosité (Ns / cm^2) et ε est la constante diélectrique (F/m).

Le coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e) est déterminé par l'Equation (IV.3):

$$k_e = \frac{Q_e}{I_e A} \quad (IV.3)$$

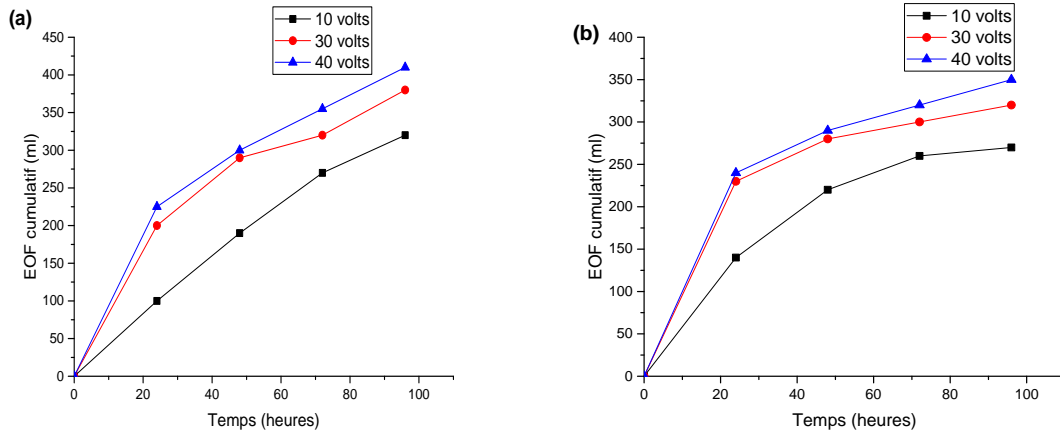


Figure IV.3 : Evolution du volume électro-osmotique cumulé au cours du traitement électrocinétique a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif

La Figure IV.3 montre l'évolution du volume électro-osmotique avec le temps. On observe ainsi que le flux électro-osmotique augmente à la cathode avec le temps, durant tous les tests. Le flux électro-osmotique migre de l'anode à la cathode et suggère que la majorité des espèces présentes dans le sol sont des complexes anioniques ou cationiques.

On peut remarquer que le taux du flux électro-osmotique augmente avec l'augmentation du potentiel électrique imposé. La valeur la plus élevée du flux a été enregistrée à 40 V, estimée à 410 ml pour le sol d'Ain Nouissy et 350 ml pour le sol de Hmadna. Ainsi, on peut en déduire que le flux électro-osmotique peut être accéléré en appliquant une haute tension. Cette augmentation est le résultat de la mobilisation des espèces ioniques avec la tension appliquée, qui tend à augmenter l'intensité du courant électrique à travers le sol et donc le taux de sortie électro-osmotique. Ceci conduit à conclure que le flux électro-osmotique est directement lié au courant électrique et à la concentration ionique du fluide interstitiel.

On peut noter que les valeurs cumulées du flux électro-osmotique mesurées dans le compartiment cathodique, indiquent une augmentation linéaire du flux électro-osmotique au cours de la première période de l'essai.

Dans les trois tests sous une tension de 10, 30 et 40 V (à des moments différents), le flux électro-osmotique est dirigé vers la cathode à partir de l'anode, cela suggère que les ions dominants présents dans les sols étaient sous forme cationique. Au cours des premières

heures, le flux électro-osmotique était relativement faible et la surface des particules du sol possédait moins de charges négatives, en raison de la concentration élevée qui entraînait la réduction du potentiel zêta. Après 24 h, le flux électro-osmotique a commencé à se produire sans interruption jusqu'à la fin de chaque test et le volume électro-osmotique a augmenté de manière cumulative.

Comme indiqué dans l'Equation (IV.1), le débit électro-osmotique est proportionnel au coefficient de perméabilité électro-osmotique (k_e). Les valeurs du coefficient de perméabilité sont dues à la modification de la charge de la surface du sol (Weng, 2004).

Les valeurs de K_e ont été calculées sur la base de l'Equation (IV.1). Les résultats montrent que les valeurs initiales de k_e après 24h sont de : 16.2×10^{-6} , 8.87×10^{-6} et $6.94 \times 10^{-6} \text{ Cm}^2 / \text{sV}$, à 10, 30 et 40 V, respectivement pour l'échantillon d'Ain Nouissy et de 11.57×10^{-6} , 7.71×10^{-6} et $6.51 \times 10^{-6} \text{ Cm}^2 / \text{sV}$, à 10, 30 et 40 V, respectivement, pour celui du sol de Hmadna. On note qu'elles diminuent rapidement de la valeur initiale à une valeur plus ou moins constante avec l'augmentation du temps de traitement, comme indiqué dans la Figure IV.4. Ces résultats sont cohérents avec les résultats rapportés par (Mohamedelhassan et Shang, 2001). Les changements du coefficient de perméabilité électro-osmotique dépendent des variations de pH et de la réduction de la teneur en eau. Shang (1997) a indiqué que la valeur de k_e dépend du potentiel zêta. La variation du potentiel zêta est fonction des changements de pH. Etant donné que les valeurs de pH ne sont pas identiques le long de l'échantillon, le potentiel zêta n'est donc pas constant, ce qui entraîne une réduction de k_e . Le débit d'eau sortant de la cathode est diminué par la réduction de k_e , en raison de la diminution du potentiel zêta.

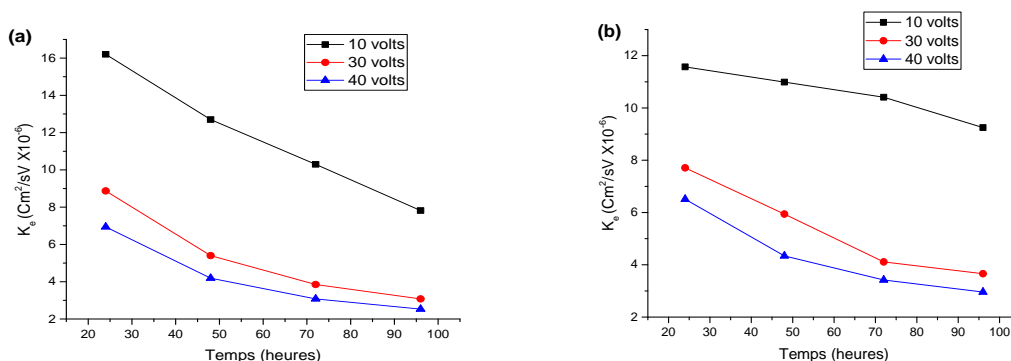


Figure. IV.4 : Variations de la perméabilité électro-osmotique au cours du traitement.

a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna - Bas Chélif

- La variation des valeurs des coefficients k_e du sol au cours du traitement électrocinétique est principalement dûe à la modification de la charge de surface du sol (Weng, 2004).
- Un sol à pH alcalin, qui implique une charge négative et un potentiel zêta négatif, favorise une augmentation du volume électro-osmotique et donc de k_e .

IV.2.4. Evolution du pH

La Figure IV.5 montre la variation du pH du sol en fonction du temps, à différents gradients de potentiel appliqués. En conséquence, on peut observer que la valeur du pH augmente sur toute la distance entre l'anode et la cathode.

Quand un champ électrique est appliqué, une électrolyse a lieu et des ions H^+ et OH^- sont générés respectivement à l'anode et à la cathode. Il en résulte un pH faible à l'anode et un pH élevé à la cathode. Une tendance générale de pH bas à l'anode et de pH élevé à la cathode a été trouvée dans tous les tests effectués à différents voltages.

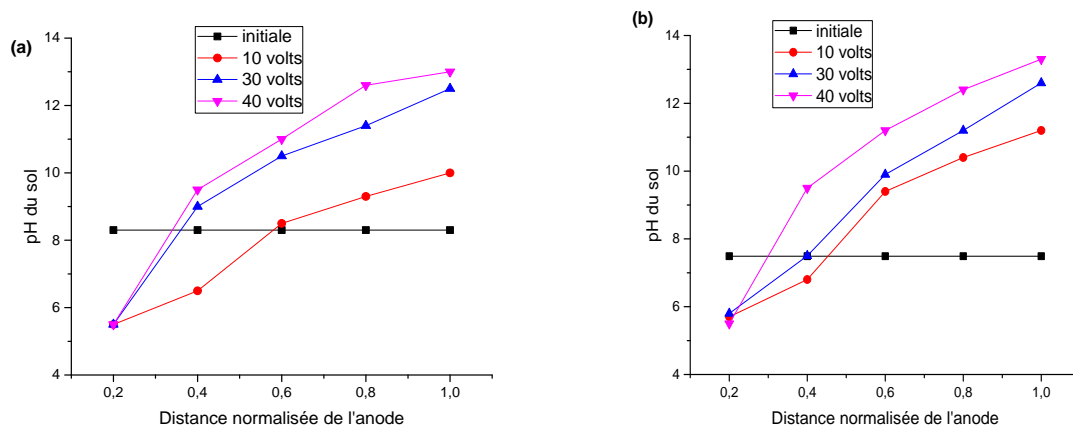


Figure.IV.5 : Variation du pH sur la distance anode-cathode, à différents gradients de potentiel appliqués a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif

En raison de l'effet d'acidification au voisinage de l'anode, le pH de chaque sol atteint à la fin du traitement électrocinétique une valeur minimale de 4.9 (à 4 cm de l'anode), mais augmente avec la distance qui le sépare de la cathode. La migration des ions OH^- est dirigée vers l'anode et provoque une alcalinisation du milieu avec une valeur de pH maximale proche de 10 à 10 V, 12,5 à 30 V et 13 à 40 V près de la cathode pour le sol d'Ain Nouissy et de 11.6 à 10 V, 12.6 à 30 V et 13.3 à 40 V pour le sol de Hmadna.

L'augmentation de la tension appliquée accentue le gradient de pH, provoquant plus d'acidité à l'anode et un environnement hautement alcalin à la cathode.

IV.2.5. Evolution de la conductivité électrique

Les Figures IV.6a et IV.6b montrent la variation de la conductivité électrique (CE) avec la distance anode-cathode. On constate que la conductivité électrique du sol est assez élevée près des deux électrodes. En général, dans la cellule, les valeurs de la CE diminuent progressivement au milieu, lors du passage de l'anode à la cathode. Comme expliqué ci-dessus, la diminution du pH de l'anode crée un front acide, qui se déplace de l'anode vers la cathode.

Lorsque le front acide se déplace de l'anode vers la cathode, les ions H^+ s'échangent avec les cations adsorbés dans la couche diffuse des ions autour des particules de chaque sol considéré.

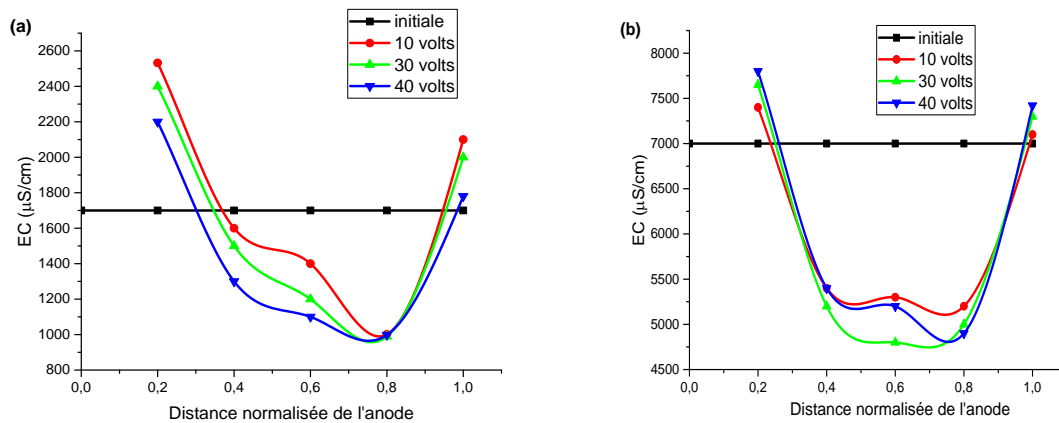


Figure.IV.6 : Variation de la conductivité électrique dans le sol à la fin de l'essai à différents voltages appliqués **a)** Ain Nouissy-Mostaganem **b)** Hmadna-Bas Chélif

Pour la section anodique, l'augmentation des valeurs de la CE était principalement due à la génération des ions H^+ durant l'électrolyse du fluide interstitiel, qui est très conducteur et mobile en solution. De plus, le pH le plus bas dans cette zone permet la solubilisation, la dissolution et la désorption des minéraux, conduisant à une augmentation de la CE.

Dans la section cathodique, les valeurs de la CE élevées enregistrées sont d'une part dues à la génération de OH^- lors de l'électrolyse du fluide interstitiel et d'autre part à la précipitation et aux dépôts des cations, en raison du pH élevé.

Cependant, des valeurs modérées de la CE ont été enregistrées dans la partie médiane du sol. Ceci est attribué au transport et au mouvement des composés ioniques et à leur accumulation à un taux plus élevé sous l'énergie électrique imposée vers l'électrode de charges opposées par des processus d'électromigration.

Suite aux différents essais, il est établi que quelle que soit la tension appliquée, une plus faible conductivité électrique est observée au milieu de l'échantillon de chaque sol. En revanche, aux deux extrémités, la conductivité électrique est plus élevée et dépasse la valeur de la conductivité initiale de l'échantillon. Il est également constaté qu'à proximité de l'anode, la conductivité augmente fortement avec l'augmentation du champ électrique appliqué, ce qui est dû au pH plus acide de l'échantillon (forte génération de H^+ et des ions solubilisés). Par contre, la conductivité électrique s'avère plus faible au niveau de la cathode quand la tension appliquée est plus élevée, du fait que le milieu est devenu fortement basique et que des précipitations chimiques ont eu lieu. Au milieu de l'échantillon, on a enregistré les valeurs les plus faibles de la CE, ce qui est probablement dû à l'appauvrissement du fluide interstitiel en ions, suite à leur migration vers l'anode ou la cathode.

IV.2.6. Évolution du tassement

Le tassement a été mesuré à mi-distance entre les électrodes à la surface de l'échantillon de chaque sol étudié. Les valeurs de tassement déterminées à la durée de traitement de 96 heures sont de 13, 16 et 17 mm pour 10, 30 et 40 V, respectivement, pour l'échantillon d'Ain Nouissy et de 16, 19 et 20 mm, respectivement, pour le sol de Hmadna et à la même tension appliquée (Figure IV.7).

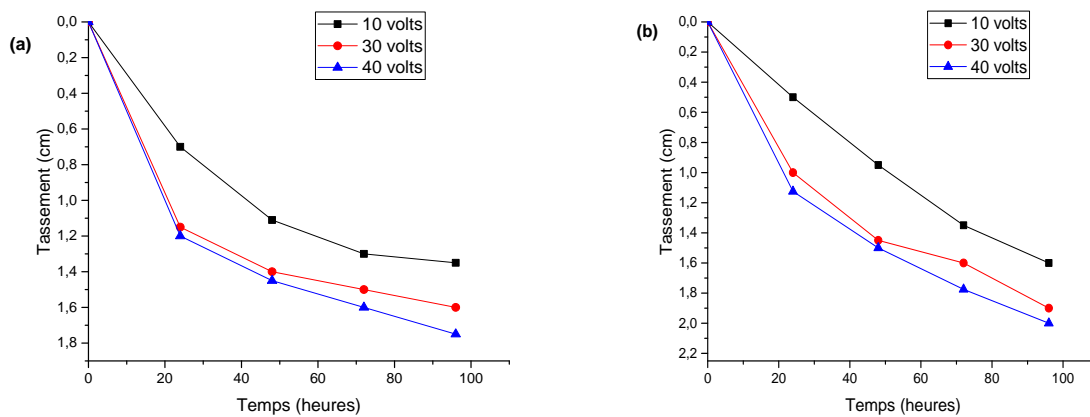


Figure.IV.7 : Variation du tassement avec le temps à différentes tensions appliquées

a) Ain Nouissy-Mostaganem b) Hmadna-Bas Chélif

Le tassement est généralement un indicateur indirect de la quantité d'eau drainée et le sol avec un tassement plus important a tendance à caractériser moins d'humidité et donc des propriétés mécaniques plus élevées. Cependant, cette étude révèle que le tassement seul, qui

peut être facilement mesuré en temps réel, peut ne pas refléter avec précision le renforcement mécanique du sol. Par exemple, le sol côté cathode présente généralement une valeur minimale de tassement, tandis que le sol côté anode présente généralement des niveaux de tassement élevés et ce, pour chacun des deux sols étudiés.

IV.2.7. Évolution de la teneur en eau

La Figure IV.8 ci-dessous montre la variation de la teneur en eau le long de la distance anode-cathode à différentes tensions pour 10, 30 et 40 V à la fin de chaque test (après 96 heures). Quelle que soit la durée du traitement, l'efficacité la plus élevée de déshydratation a été observée à proximité de l'anode, en raison du sens du flux électro-osmotique.

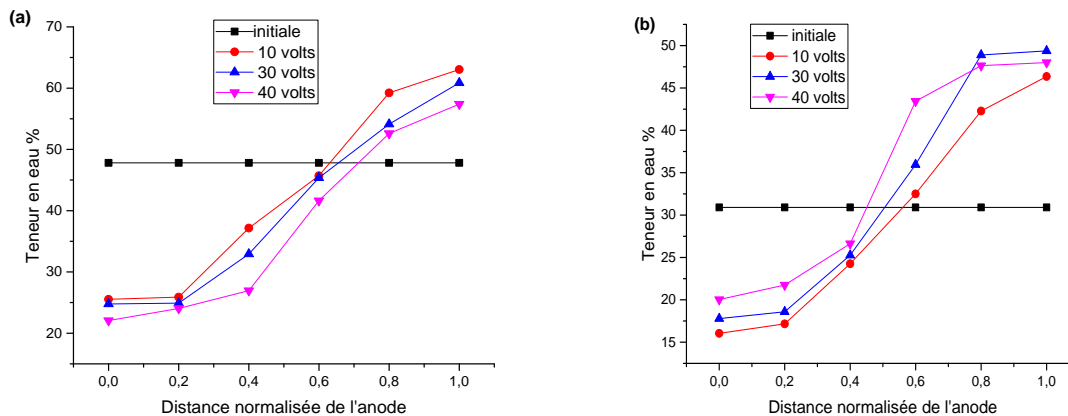


Figure. IV.8 : Variation de la teneur en eau le long de la distance anode-cathode après 96 heures **a)** Ain Nouissy-Mostaganem **b)** Hmadna-Bas Chélif

Dans ce cas, une quantité d'eau considérable s'est accumulée dans chacun des deux échantillons entre les électrodes, les zones sèches se trouvant à proximité de l'anode et les zones humides à proximité de la cathode. En conséquence, il est à noter que la teneur en eau diminue à l'anode et augmente à la cathode. Ceci est attribué au mouvement de l'eau, lors du traitement électrocinétique par le processus électro-osmotique.

Il est établi que la teneur en eau a été influencée à la fois par le type de sol et les conditions de tests. Plusieurs chercheurs ont découvert que les sections proches de l'anode étaient plus sèches après les expériences (Yang et al., 2005; Hu et al., 2010 ;Peng et al., 2015). Le pH initial du sol a un effet remarquable sur la répartition de la teneur en eau après électro-osmose.

Lorsque le pH de la zone proche de la cathode a augmenté, la perméabilité électro-osmotique augmente, tandis que celle près de l'anode diminue.

IV.3. Remédiation par procédé électrocinétique des deux sols salins étudiés

IV.3. 1. Traitement du sol d'Ain Nouissy-Mostaganem

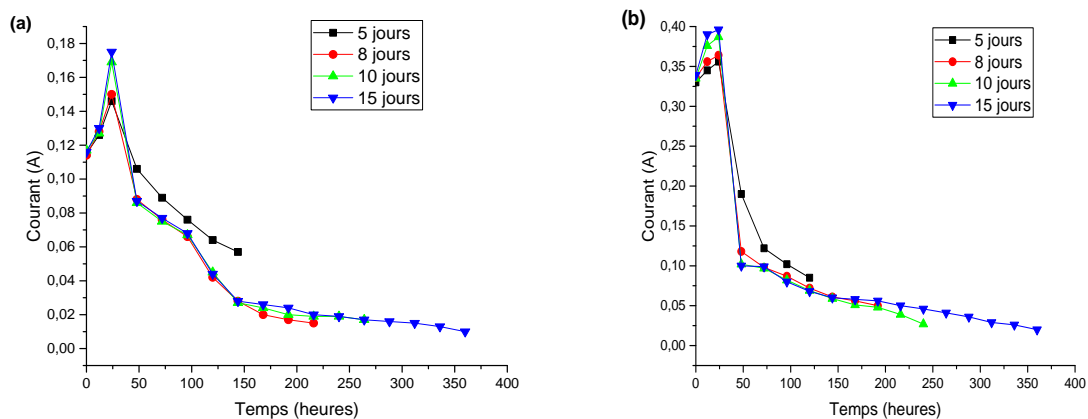
IV.3. 1.1. Effet de la durée de traitement sur le courant électrique

Afin d'examiner l'effet de la durée de traitement sur l'efficacité du traitement, des essais à différentes durées ont été réalisés (5, 8, 10 et 15 jours). L'intensité du courant électrique est le principal paramètre étudié, car il a entraîné le processus électrocinétique, puis son efficacité. Après plusieurs jours de traitement, la zone du sol proche de l'anode a commencé à sécher, en développant une zone de faible conductivité électrique.

Le courant a augmenté progressivement au début des expériences parce que le flux électro-osmotique passait à travers le sol et augmentait la dissolution des sels dans l'eau interstitielle, ce qui est en accord avec les travaux de (Gray et al., 2005).

Au fil du temps, l'intensité du courant à travers la couche du sol a commencé à diminuer. Comme on peut le voir dans la Figure IV.9, l'intensité électrique d'environ 117, 339 et 523 mA pour 10, 30 et 40V respectivement de l'échantillon d'Ain Nouissy, enregistré au début de l'expérience, a chuté significativement au 15ème jour de l'essai.

Avec le temps, le courant circulant dans le sol a diminué, pour tomber à moins de 10 mA dans la période d'essai de 10 à 15 jours environ (Figure. IV.9). Cela indique que le processus électrocinétique pour différents voltages étudiés, devient très inactif après environ 15 jours d'essai.



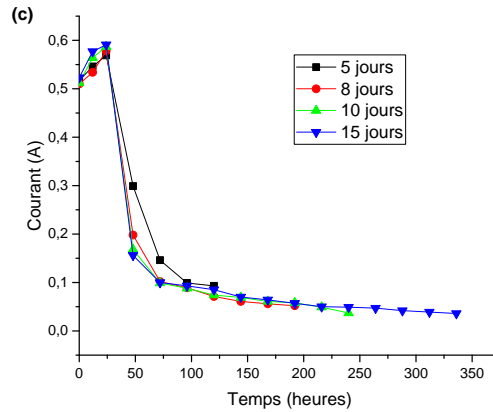


Figure. IV.9 : Variation du courant électrique de l'échantillon en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

IV.3. 1.2. Effet de la durée de traitement sur le pH du sol

La distribution du pH des sections du sol étudié, à la fin des essais électrocinétiques, est illustrée dans la Figure IV.10 ci-après. L'électrolyse produit des ions hydrogène et hydroxyde, respectivement à l'anode et à la cathode. En conséquence, le pH a augmenté autour de la cathode et une acidification s'est produite autour de la région anodique. A ce titre, il y avait une grande variation de pH avec le temps de fonctionnement, en raison des différentes périodes appliquées du courant électrique. Celui-ci, pénétrant dans le sol, était fortement dépendant de la conductivité électrique (CE), qui changeait avec la concentration ionique dans l'eau interstitielle. Pour cela, le courant augmentait proportionnellement à la concentration des ions existants.

Par conséquent, le pH du sol joue un rôle important dans la variation de l'intensité électrique. Le milieu fortement alcalin, dans les zones cathodiques, provoque la précipitation de composés ioniques dans le sol, entraînant ainsi une diminution de l'intensité du courant électrique (Ammami et al., 2015 ; Yuan et al., 2016).

Le traitement électrocinétique modifie le pH du sol par le biais de la réaction d'électrolyse au niveau des électrodes et de la migration des ions H^+ et OH^- . On note au passage qu'il n'y avait pas de différence significative dans la configuration du pH entre les essais de 10, 30 et 40 V de chacun de nos deux sols.

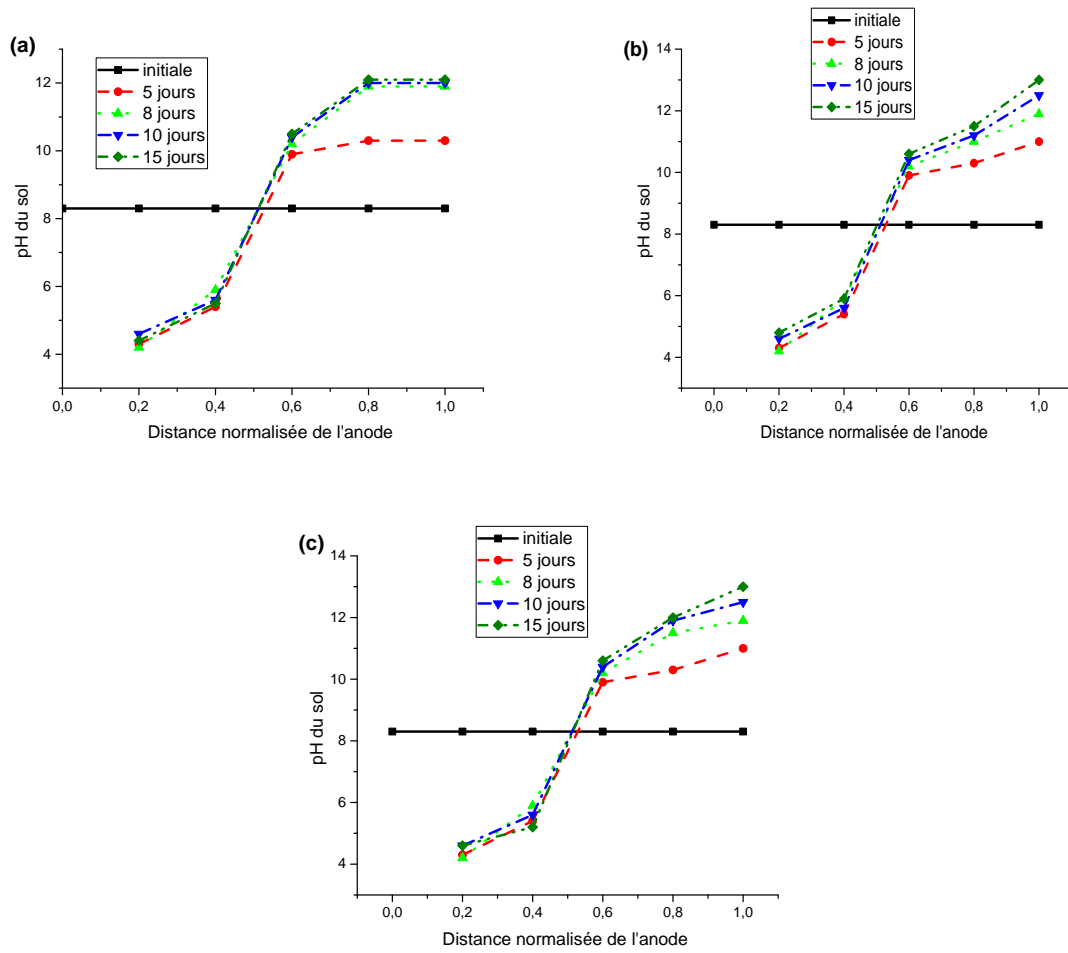


Figure. IV.10 : Distribution du pH du sol en fonction de la durée de traitement

a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

Les résultats obtenus indiquent que le changement du pH dans le sol est principalement contrôlé, non pas par la vitesse de la réaction d'électrolyse au niveau des électrodes, mais par la vitesse de migration de H^+ et de OH^- .

Les ions hydrogène produits à l'anode ont été transportés vers la cathode par électromigration et flux électro-osmotique. De plus, les ions hydroxyde générés à la cathode se sont déplacés vers l'anode. Cependant, comme la vitesse des ions hydrogène est 1,8 fois supérieure à celle des ions hydroxyde, le pH a diminué autour de l'anode, mais a augmenté près de la cathode. Avec le temps, les fronts acide et alcalin se sont progressivement déplacés vers la cathode et l'anode, ce qui a entraîné une distribution générale du pH dans le traitement électrocinétique.

IV.3. 1.3. Effet de la durée de traitement sur le flux électro-osmotique

Le débit électro-osmotique est influencé par la quantité du fluide interstitiel transporté à travers l'échantillon du sol, qui est déterminé par le type de sol, la teneur en eau, le gradient électrique, la concentration en électrolytes et le potentiel zêta (Acar et Alshwabkeh, 1993 ; Jayasekera, 2004). Ce flux provoque la migration des ions dans le fluide interstitiel.

La vitesse du flux électro-osmotique (v_{eo}) estimée par la théorie de Helmholtz-Smoluchowski est donnée par l'Equation (IV.4):

$$v_{eo} = \frac{\varepsilon_0 \zeta}{\eta} E_x \quad (IV.4)$$

où :

ε : constante diélectrique,

ε_0 : permittivité du vide,

ζ : potentiel zêta,

η : viscosité,

E_x : gradient électrique.

On peut noter à partir de l'Equation (IV.4) que la vitesse d'écoulement électro-osmotique est directement proportionnelle au gradient électrique.

La Figure IV.11 montre le flux électro-osmotique accumulé à la cathode au fil du temps. Ce flux ne pouvait être observé dans notre expérience qu'après 6 heures d'essai, en raison du faible courant électrique, d'où une quantité négligeable de sel détectée. La valeur la plus élevée de la concentration en anions a été observée au huitième jour de l'expérience et a ensuite diminué progressivement.

La migration de l'eau pendant cette période est due à un gradient hydraulique et électrique couplés. Cependant, le flux électro-osmotique a commencé à diminuer progressivement avec une diminution du courant électrique. L'augmentation de la quantité de cations échangeables dans la solution de pores avait également contribué à la diminution du débit électro-osmotique.

Lorsque le potentiel zêta du sol varie (associé aux changements du pH du sol et aux variations des concentrations chimiques dans la solution de pores), un changement du potentiel électro-osmotique se produit dans le réservoir cathodique et l'autre zone anodique du réservoir se dessèche. Ceci fournit plus tard une faible conductivité électrique, en raison de la faible teneur en cations majeurs.

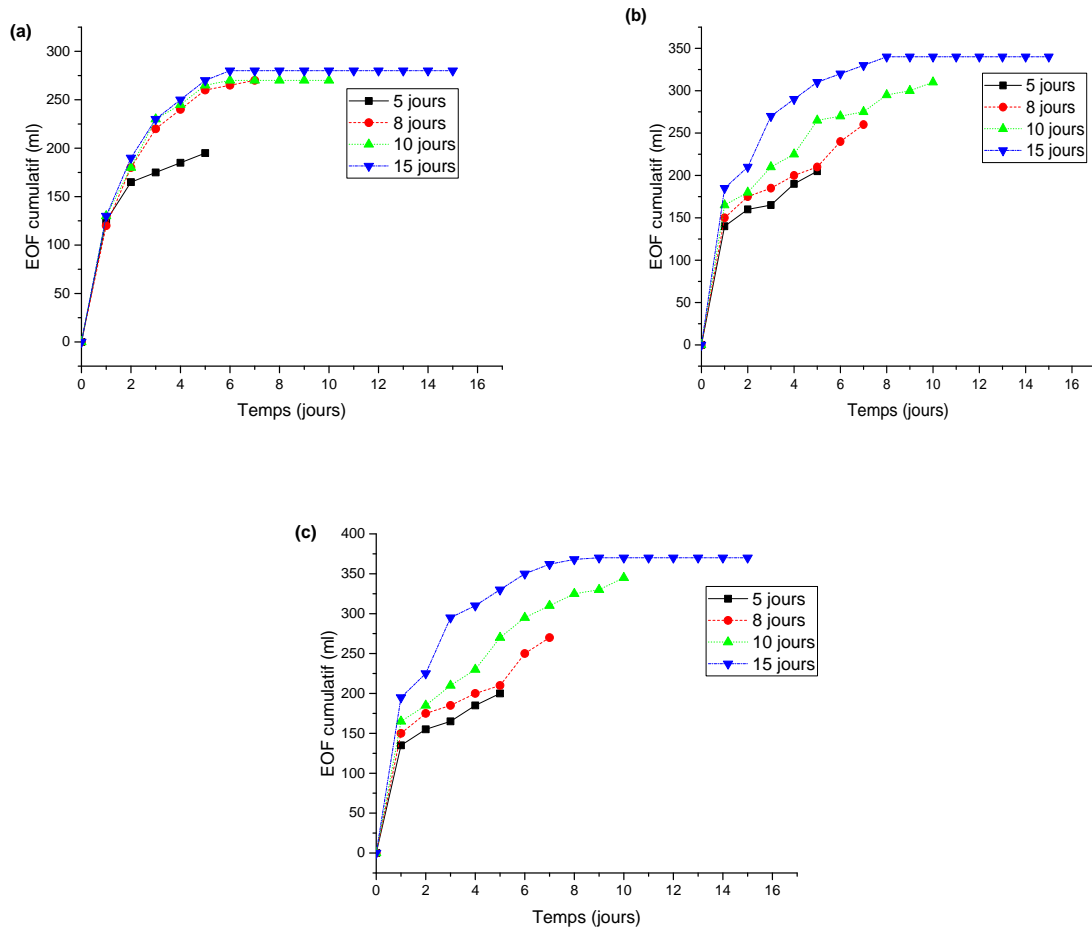


Figure. IV.11 : Variation du flux électro-osmotique du sol en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

Dans tous les tests, quelque soit la durée de traitement et le potentiel électrique imposé, le flux électro-osmotique est en augmentation ; il se dirige de l'anode vers la cathode et ceci est lié au signe du potentiel zêta qui ne change pas durant tous les essais.

IV.3. 1.4. Effet de la durée de traitement sur la conductivité électrique

Les Figures IV.12 (a, b et c) ci-dessous, montrent que la tendance générale révèle des valeurs élevées de la conductivité électrique (CE) du côté anodique et diminue vers la zone cathodique. Les valeurs de la CE élevées enregistrées à l'anode sont dues à la génération des ions hydrogènes hautement conducteurs (mobiles) en solution.

Ces valeurs observées à la section proche de l'anode indiquent que le front acide a traversé cette zone avant d'atteindre progressivement le milieu de l'échantillon. Les valeurs de la CE modérément élevées enregistrées à la cathode sont dues à des cations migrés (principalement des ions Na^+) vers cette zone. La CE diminue largement lorsque la durée du

traitement est plus longue, de sorte que les valeurs les plus faibles de la CE sont enregistrées au cours de toutes les expériences, qui durent pendant 15 jours et sont dues à un processus de séchage fort développé au cours du traitement électrocinétique.

Les valeurs élevées de la CE enregistrées au milieu du compartiment central de la cellule expérimentale, résultent de l'électromigration des ions hydrogène produits à l'anode. Les valeurs de conductivité électrique, quelque peu inférieures observées à la cathode, sont dues à la neutralisation du front alcalin, qui est associé à une précipitation d'hydroxyde de calcium (CaOH_2) dans les conditions alcalines à la cathode.

Cette variation est plus prononcée avec l'augmentation du potentiel électrique. La tension appliquée suscite les réactions d'électrolyse et par conséquent la génération d'une quantité importante des ions H^+ et OH^- . En outre, le potentiel électrique souligne le mouvement des ions, permettant un transport rapide de ces derniers par des processus d'électromigration et d'électro-osmose. Plus la tension est élevée, plus la CE se réduit.

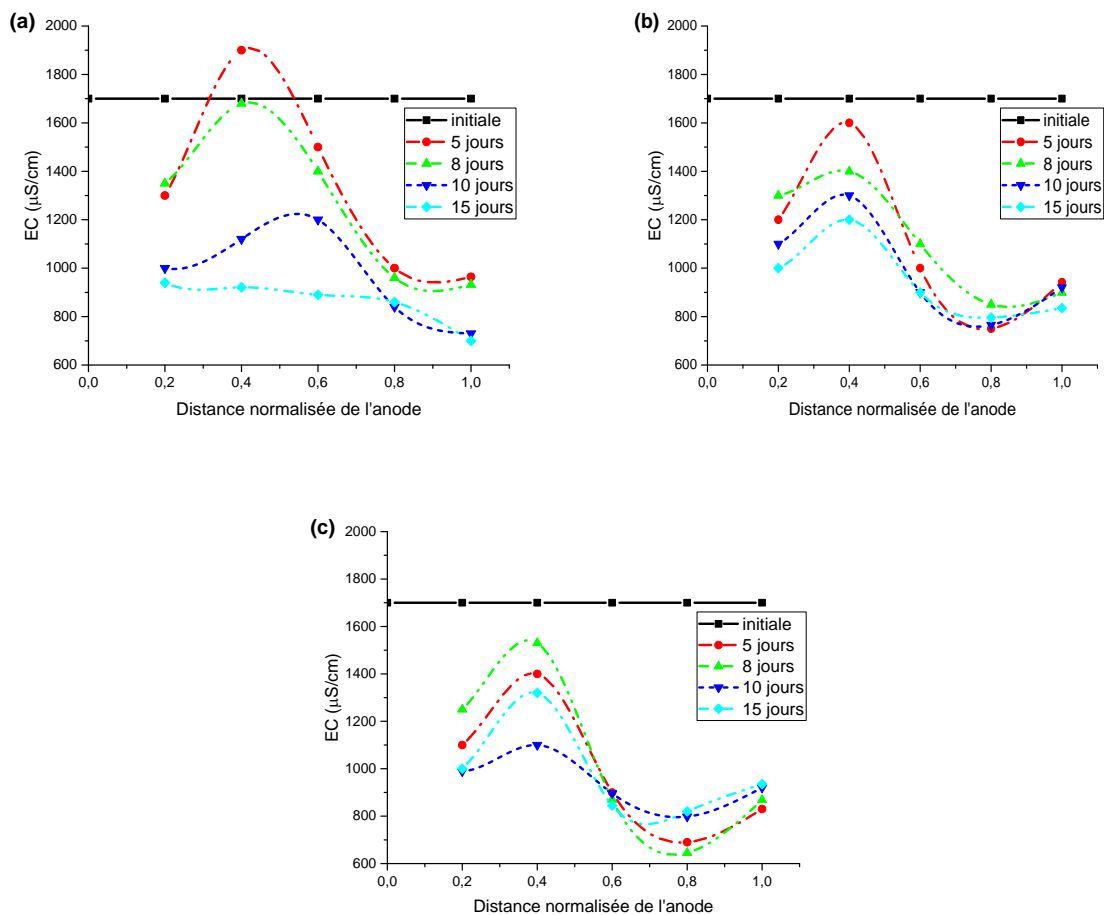


Figure. IV.12 : Variation de la conductivité électrique du sol en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

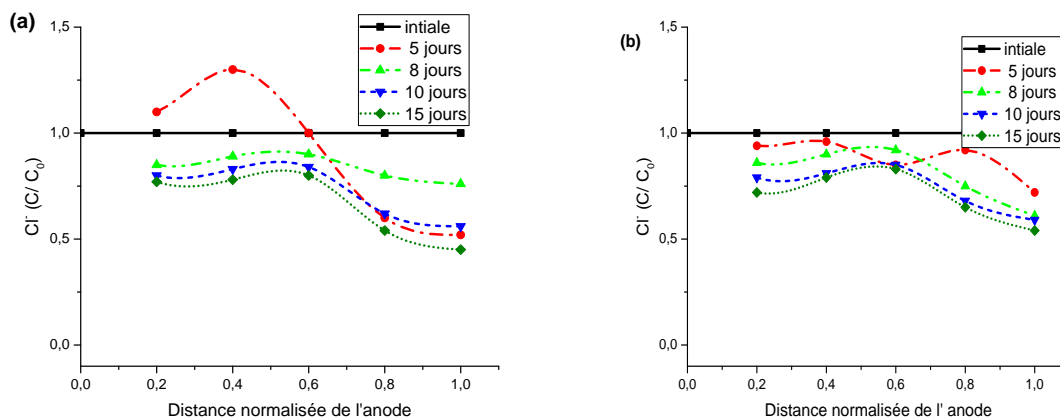
IV.3. 1.5. Effets de la durée de traitement et de la tension sur la répartition des ions à la fin des essais

Les Figures IV.13, IV.14 et IV.15 montrent l'évolution de la concentration en sel dans la section du sol d'Ain Nouissy après le traitement électrocinétique, sous différentes tensions électriques de 10, 30 et 40 V.

Les ions chargés ont été transportés dans le sol dans des conditions électrocinétiques et ont été éliminés par électromigration et électro-osmose.

Les Figures IV.13, IV.14 et IV.15 ci-dessous, montrent les concentrations des sels (Cl, Ca, Na) dans le sol étudié, après traitement électrocinétique. A mesure que la durée du traitement augmente, des anions tels que le chlorure, se déplacent vers l'anode et les concentrations diminuent près de la cathode (Figure IV.13).

Les concentrations en calcium et en sodium ont diminué après le traitement électrocinétique (Figures IV.14 et IV.15), tandis que la variation de concentration en potassium était négligeable. D'autre part, une augmentation des cations a été observée au voisinage de l'anode, en raison du flux électro-osmotique et de l'électromigration. Au cours de l'expérience, seuls les ions échangeables par l'eau ont été désorbés, puis éliminés par un flux électro-osmotique. Cependant, l'application d'énergie électrique a modifié les propriétés physico-chimiques du sol et a affecté le transport des ions par les processus d'électro-osmose et d'électromigration. La modification du pH du sol due à l'électrolyse, entraîne l'augmentation de la fraction échangeable.



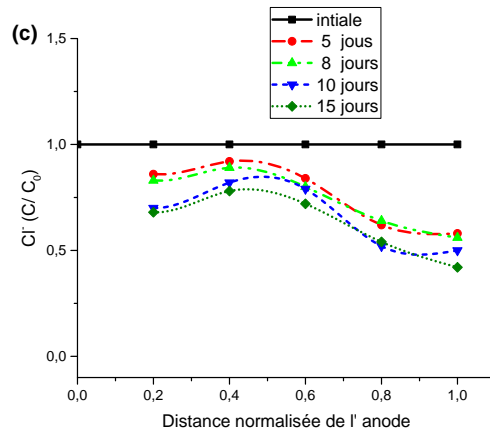


Figure. IV.13 : Répartition des ions chlorure après le traitement électrocinétique
a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

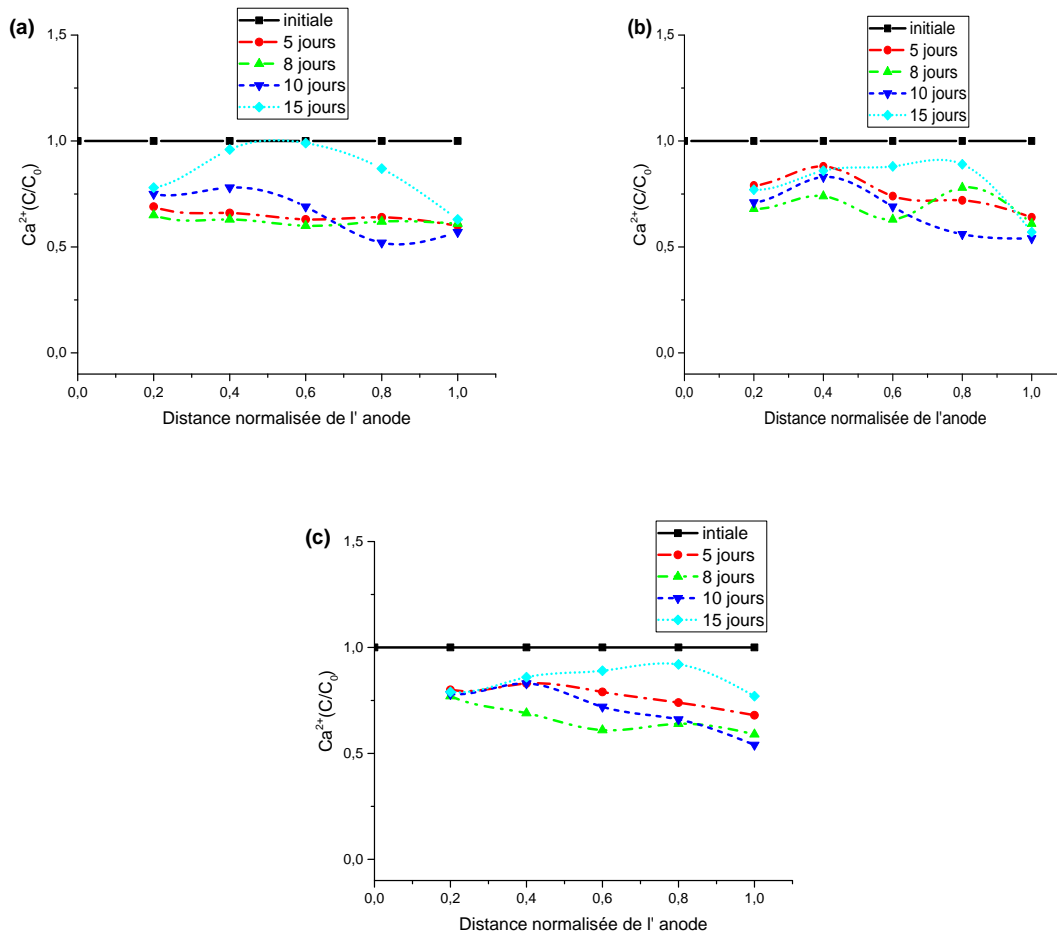


Figure. IV.14 : Répartition des ions calcium après le traitement électrocinétique
a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

Généralement le calcium se déplace de l'anode vers la cathode et son transport dépend beaucoup plus du pH du sol, car il forme un précipité chargé de manière neutre avec les ions OH^- . Le calcium est un élément essentiel de la croissance des cultures et de la protection contre l'acidification naturelle du sol; par conséquent, la capacité de maintenir un niveau approprié de calcium échangeable résiduel est un avantage du procédé électrocinétique.

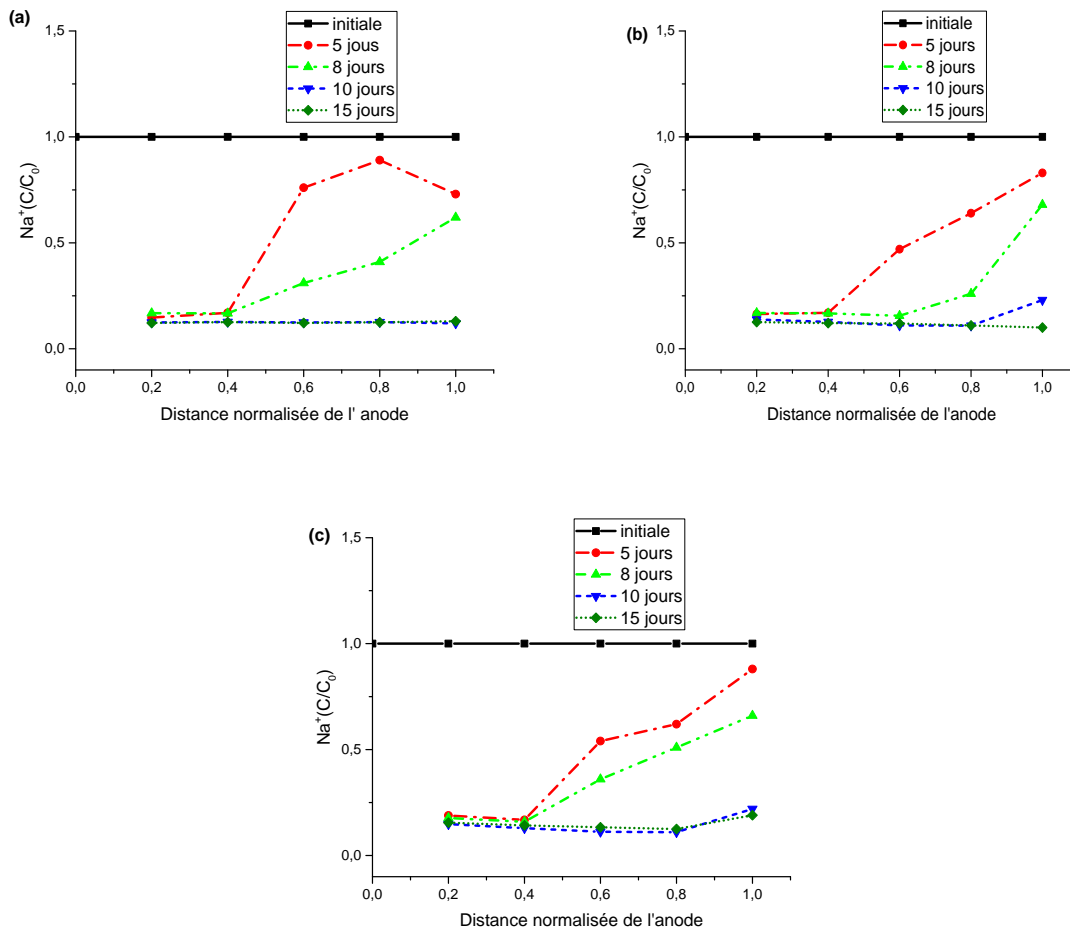


Figure. IV.15 : Répartition des ions sodium après le traitement électrocinétique

a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

Sous le champ électrique, le chlorure s'est déplacé vers l'anode. Une couleur verte a été observée dans l'anolyte et le tube de circulation est devenu blanc, en raison de la réaction d'oxydation du chlore gazeux. Une concentration élevée de chlorure dans la solution d'anolyte peut empêcher l'élimination du chlorure de l'échantillon inférieur de la cellule, en raison de la rétrodiffusion dans la section de sol de la solution d'anolyte.

Dans le cas du sodium, celui-ci a été désorbé de la surface du sol par la réaction d'échange des ions entre le sodium adsorbé à la surface du sol et les ions hydrogène transportés par électromigration.

Le sodium désorbé était transporté à la cathode et accumulé dans cette région, mais il était rapidement retiré de la section du sol vers la chambre de catholyte. On peut s'attendre à ce que l'efficacité d'élimination des chlorures soit supérieure à celle du sodium, en raison de sa plus grande mobilité ionique (519×10^6 pour le sodium et $792 \times 10^6 \text{ cm}^2 / \text{V}$ pour le chlorure) (Cho et al., 2009 ; Kim et al., 2010). Cependant, l'efficacité réelle de l'élimination du sodium était supérieure à celle des ions chlorure. L'ion sodium est inerte et plus de 97% de sodium existe sous forme ionique Na^+ . Le sodium ionique a été éliminé par électromigration et par flux électro-osmotique. Cependant, le chlorure forme des complexes avec le magnésium et le calcium, tels que $[\text{MgCl}]^+$ ou $[\text{CaCl}]^+$. Les complexes ayant des charges positives se sont déplacés vers la cathode, c'est-à-dire dans la direction opposée à celle de la migration des chlorures. De plus, certains chlorures forment un complexe avec le sodium dissous $[\text{NaCl}]$.

Les Figures IV.13, IV.14 et IV.15 montrent qu'au fur et à mesure que la durée de fonctionnement du traitement électrocinétique augmente, les anions tels que les chlorures se déplacent vers l'anode et les concentrations diminuent près de la cathode. On note également qu'une majorité des ions Na^+ ont migré vers la cathode. Ces ions Na^+ se déplaçaient facilement et rapidement et la plupart d'entre eux, qui migraient de l'anode vers la cathode se produisaient dans les dix premiers jours. Les cations divalents, tels que le Ca^{2+} semblent être moins mobiles que les cations monovalents, tels que le Na^+ . Le mouvement des espèces ioniques à travers le profil du sol est moins influencé par l'électro-osmose, à mesure que le temps de traitement augmente. L'électromigration devient alors, le mécanisme de transport prédominant. L'élimination des espèces est fortement affectée par la durée du traitement jusqu'à une période de 10 jours, ce qui semble être la durée optimale du traitement.

IV.3. 2. Traitement du sol de Hmadna – Bas Chélif

IV.3. 2.1. Effet de la durée de traitement sur la variation du courant électrique

Sous un gradient de tension constant, le courant du système est lié à la résistance entre les électrodes, c'est-à-dire la résistance du compartiment du sol. L'augmentation de la concentration ionique dans l'eau interstitielle diminue la résistance électrique, mais son élimination augmente la résistance.

En conséquence, la diminution progressive du courant indique indirectement l'élimination progressive du sel de notre sol salin. Une autre explication est que l'ion hydrogène généré par la réaction d'électrolyse à l'anode pourrait augmenter la conductivité de l'électrolyte, c'est-à-dire l'eau désionisée, après le transport des ions hydrogène dans le sol, en raison de leur grande mobilité. Les ions hydrogène transportés étaient échangés dans des cations du sol, qui étaient transportés vers la zone cathodique et formaient divers précipités près de la cathode. Cela pourrait être une autre raison de la diminution progressive du courant. Pendant les 12 premières heures de nos essais, le courant électrique du sol de Hmadna augmentait légèrement, atteignant une valeur élevée de 389, 456 et 566 mA correspondant respectivement à 10, 30 et 40 V. Cette hausse est due à la présence de sels. De plus, la désorption et la mobilisation des ions génèrent la libération des espèces ioniques libres, ce qui augmente l'intensité du courant (Cameselle et Reddy 2012 ; Wu et al., 2015). On peut déduire en définitive que quelque soit la tension appliquée, il n'y a pas d'effet remarquable sur l'intensité du courant électrique.

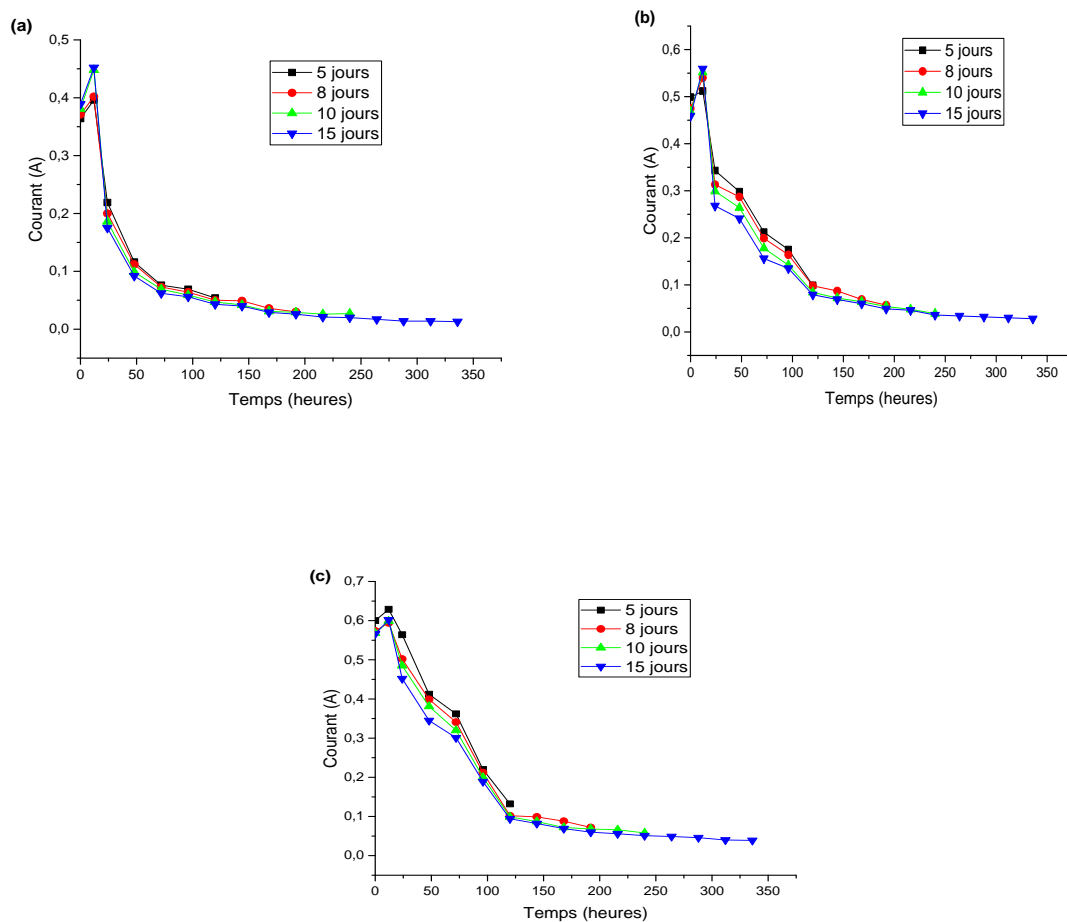


Figure. IV.16 : Variation du courant électrique de l'échantillon en fonction de la durée de traitement a)10 V b) 30 V et c) 40 V

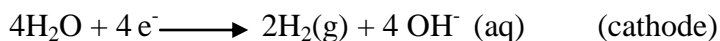
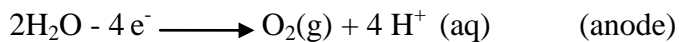
IV.3. 2.2. Effet de la durée de traitement sur la variation du pH du sol

Les Figures IV.17a, IV.17b et IV.17c, montrent la variation du pH du sol en fonction du temps, à différents gradients de potentiel appliqués. En conséquence, on peut observer que la valeur du pH augmente sur toute la distance entre l'anode et la cathode.

Quand un champ électrique est appliqué, une électrolyse a lieu et des ions H^+ et OH^- sont générés respectivement à l'anode et à la cathode. Il en résulte un pH faible à l'anode et un pH élevé à la cathode. Une tendance générale de pH bas à l'anode et de pH élevé à la cathode a été observée dans tous les tests effectués.

Des tensions appliquées plus élevées ont entraîné des taux de changement de pH plus élevés. La réduction de la tension appliquée a entraîné une réduction du nombre des ions produits par électrolyse. Cela a conduit à la migration des anions et des cations, créant un front acide à l'anode et un front basique à la cathode pendant le processus électrocinétique.

Sur la base des résultats du changement de pH à l'anode et à la cathode, lors de l'application d'un champ électrique, les réactions chimiques suivantes se produisent:



Ces réactions à l'anode et à la cathode provoquent la création d'oxygène, des ions H^+ , de gaz hydrogène sous forme aqueuse. Par conséquent, la présence de H^+ dans l'anode diminue la valeur du pH et le liquide adjacent à l'anode devient acide; par contre, dans la cathode, il devient alcalin. En augmentant la tension appliquée, la quantité de H^+ et OH^- est augmentée et le pH atteint donc une valeur constante dans un temps relativement court.

Le faible pH au voisinage de l'anode permet la solubilité et la désorption des sels et par conséquent sa mobilité est générée par des mécanismes d'électromigration et d'électro-osmose. La même tendance a été rapportée par (Li et al., 2010 ; Peng et al., 2013). De plus, il a été observé que le pH du sol ralentit avec le temps jusqu'à atteindre un niveau constant. La diminution progressive du pH est due à la diminution de la disponibilité des molécules d'eau pour l'électrolyse et à la complication des processus développés au cours du temps de traitement, qui ralentit le gradient du pH.

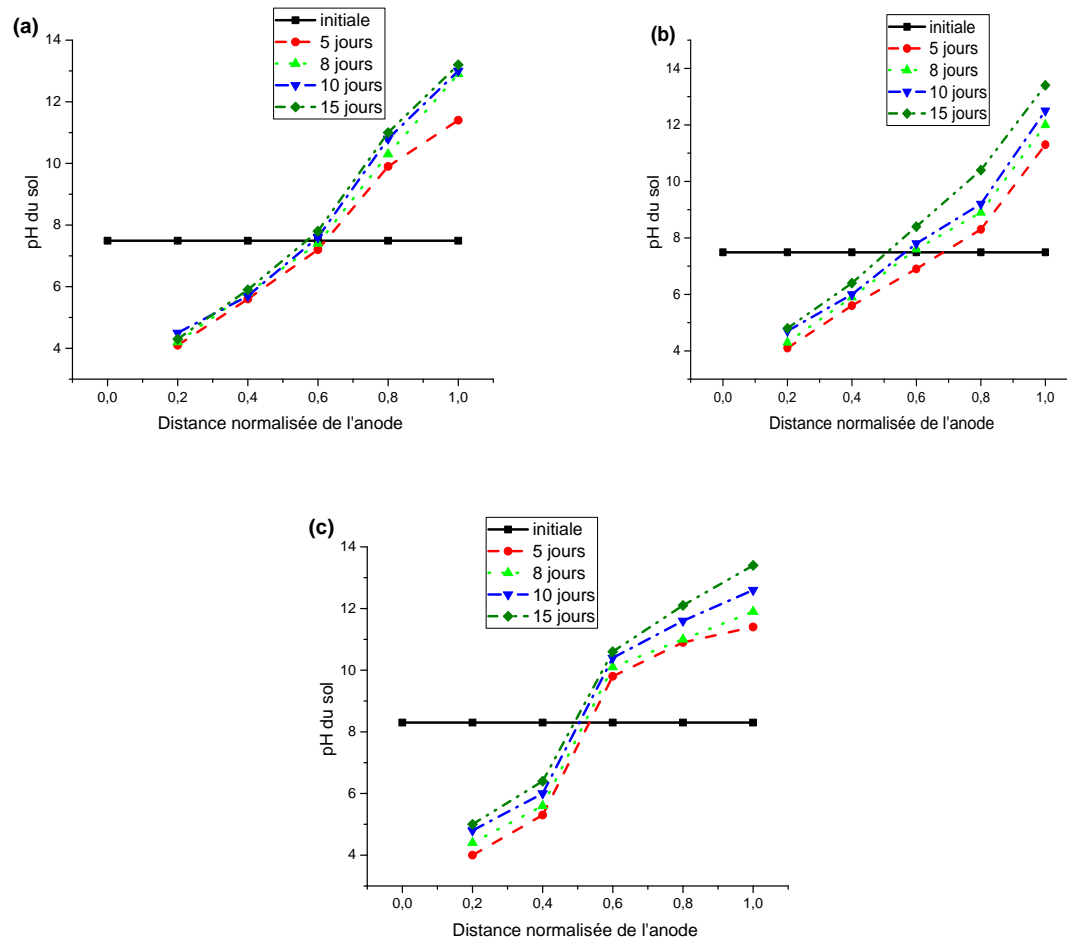


Figure. IV.17 : Variation du pH du sol de Hmadna en fonction de la durée de traitement

a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

IV.3.2.3. Effet de la durée de traitement sur la variation du flux électro-osmotique

Les champs électriques dans les milieux poreux chargés, génèrent des flux électro-osmotiques (EOF). Les Figures IV.18a, IV.18b et IV.18c, montrent la variation du flux électro-osmotique en fonction du temps, à différents gradients de potentiel appliqués.

On peut remarquer que le taux du flux électro-osmotique augmente avec l'augmentation du potentiel électrique imposé, où la direction du flux était pour tous les tests, de l'anode vers la cathode. Ainsi, on peut en déduire que le flux électro-osmotique peut être accéléré, en appliquant une haute tension. Cette augmentation est le résultat de la mobilisation des espèces ioniques avec la tension appliquée, qui tend à augmenter l'intensité du courant électrique à travers le sol. Ceci conduit à déterminer que le transport du flux électro-

osmotique est directement lié au courant électrique et à la concentration ionique du fluide interstitiel.

Un tel comportement est lié à deux facteurs majeurs. Le premier est lié à la diminution de la concentration en ions, due à la migration et au transport de ces espèces par des mécanismes d'électromigration et d'électro-osmose, tandis que le second facteur est rapporté aux conditions de pH extrêmes, formant un front basique des espèces ioniques, qui tendent à gêner le déplacement du flux électro-osmotique. Les mêmes résultats ont été rapportés par plusieurs chercheurs (Jayasekera, 2007 ; Cho et al., 2010 ; Cameselle et Reddy, 2012 ; Cameselle, 2015 ; Yuan et al., 2016).

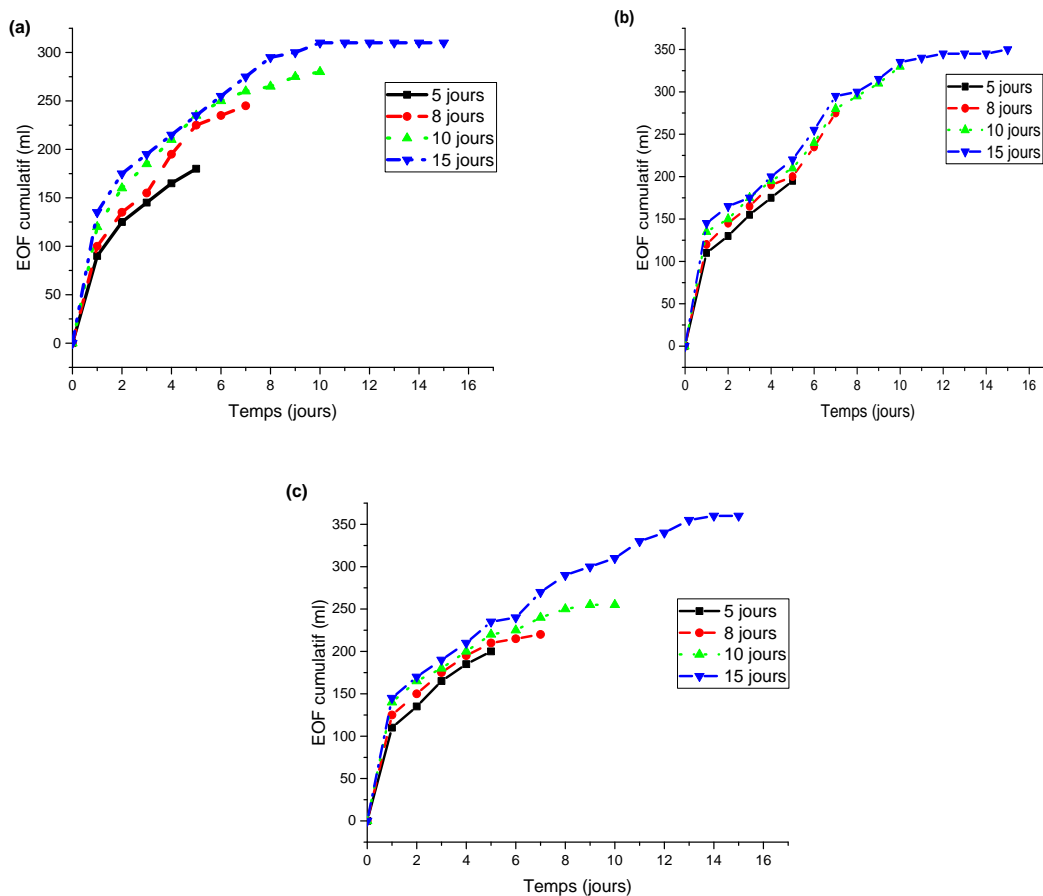


Figure. IV.18 : Variation du flux électro-osmotique cumulé en fonction de la durée de traitement a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

IV.3. 2.4. Effet de la durée de traitement sur la variation de la conductivité électrique CE

La conductivité électrique du sol est proportionnelle aux ions chargés présents à la surface du sol. Les Figures ci-après, IV.19a, IV.19b et IV.19c, montrent la variation de la CE

après le traitement par le procédé électrocinétique. Des valeurs de la CE plus élevées sont plus enregistrées du côté de l'anode que de la cathode, ce qui signifie que les ions ont été transportés et accumulés. La CE est un paramètre clé, qui indique l'accumulation des sels dans l'échantillon du sol. Pour la zone anodique, l'augmentation des valeurs de la CE est principalement due à la génération des ions H^+ lors de l'électrolyse du fluide interstitiel, lequel est conducteur et mobile dans la solution. De plus, le pH acide dans cette zone permet la solubilisation, la dissolution et la désorption des minéraux, entraînant une augmentation de la CE. Ainsi des anions, tels que les chlorures migrent et se rejoignent autour de l'anode, ce qui entraîne une augmentation de la conductivité électrique.

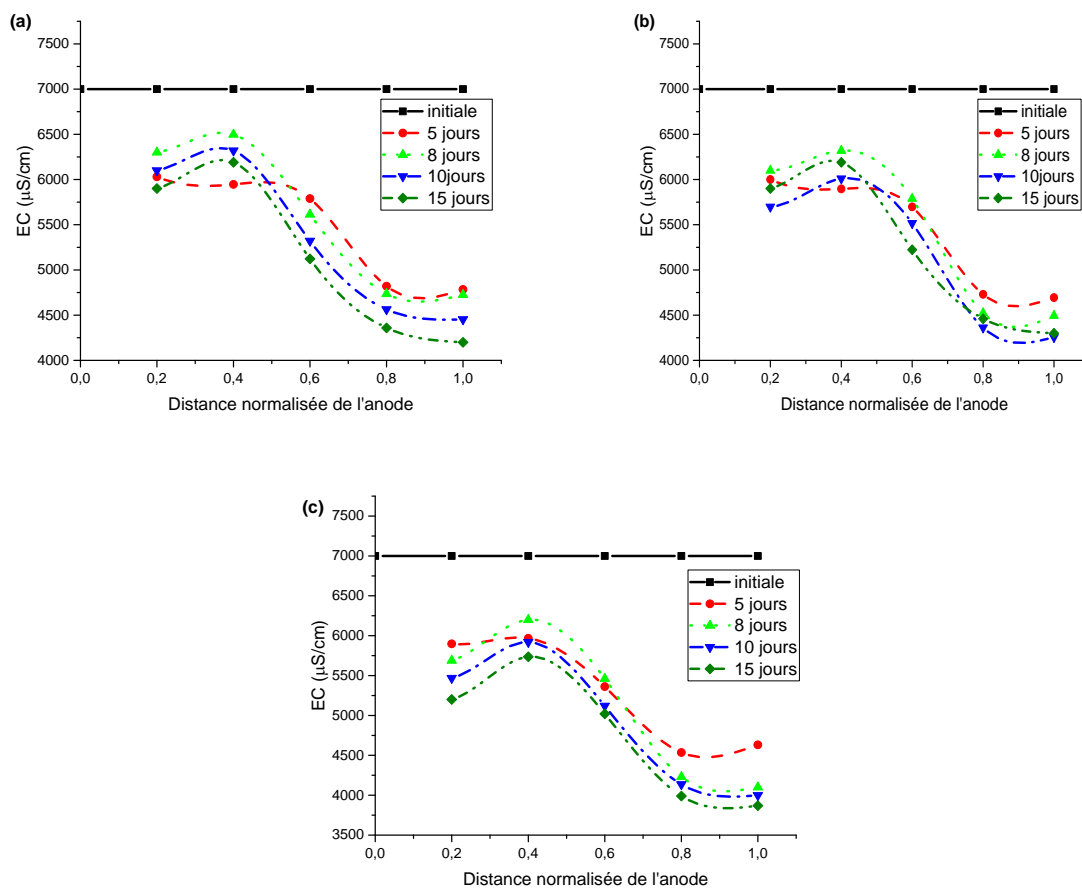


Figure. IV.19 : Variation de la conductivité électrique en fonction de la durée de traitement
a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

IV.3. 2.5 Effet de la durée de traitement sur la distribution des ions à la fin des essais

Le traitement électrocinétique a modifié la distribution des ions solubles et échangeables dans les compartiments du sol, car le champ électrique transportait les ions vers

les électrodes de charge opposée. Après les tests électrocinétiques, les concentrations en ions ont été étudiées en fonction de la position. Ensuite, les distributions des principaux ions ont été tracées comme le rapport de la concentration finale à la concentration initiale.

Dans le processus électrocinétique, les ions chargés sont principalement déplacés par électromigration, électro-osmose, électrophorèse et diffusion. Le transport des cations est amélioré, à la fois par l'électro-osmose et l'électromigration, car les deux mécanismes entraînent les cations vers la cathode (Luo et al., 2005; Lee et al., 2009 b).

Les Figures IV.20a, IV.20b et IV.20c, montrent la distribution du chlorure en fonction de la durée du traitement. Le chlorure a été déplacé vers l'anode et il n'y avait pas de différence significative dans la distribution du chlorure dans les différents essais. Il est bien connu que le chlorure est très soluble et facilement transporté par les champs électriques, ce qui signifie qu'il est plus facile à éliminer durant le traitement électrocinétique. En fait, une élimination encore plus importante des chlorures a été observée dans d'autres recherches (Cho et al., 2010).

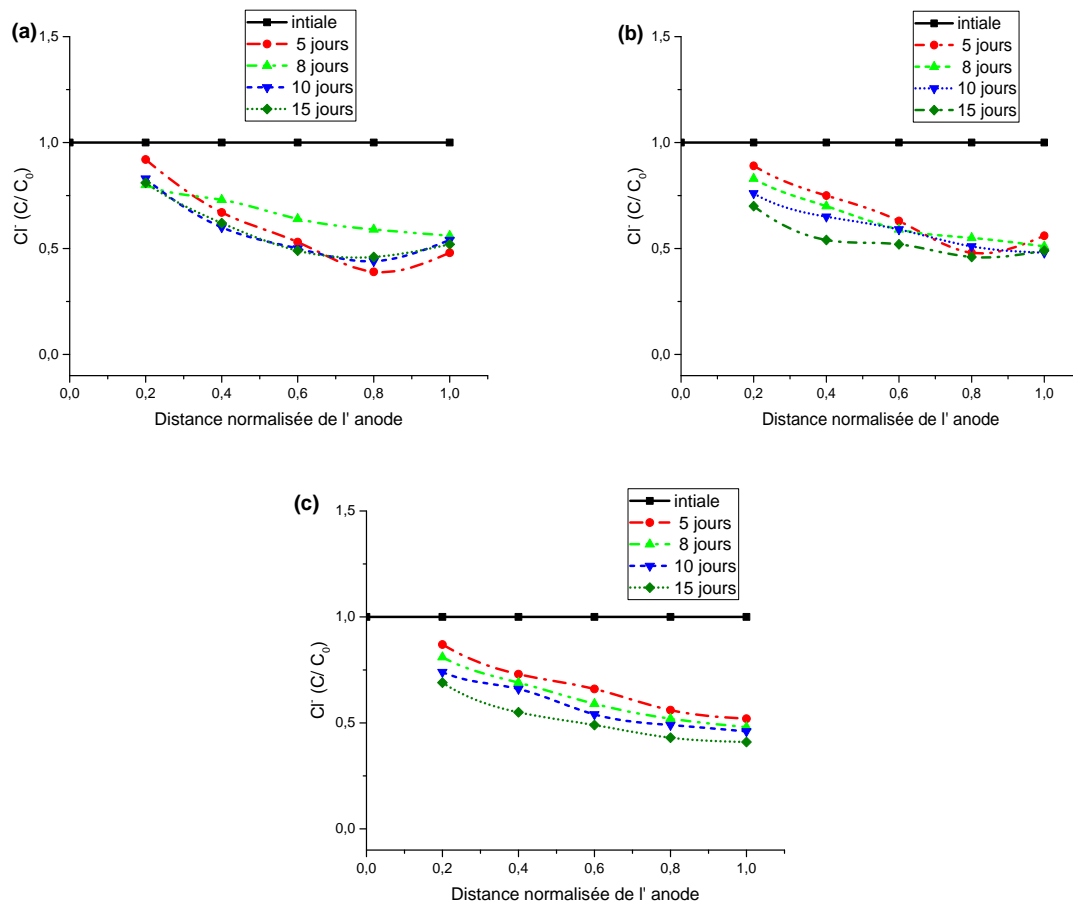


Figure. IV.20 : Distribution des ions chlorure après le traitement électrocinétique

a)10 V b) 30 V et c) 40 V

Une concentration élevée de chlorure dans la solution d'anolyte peut empêcher l'élimination du chlorure du matériau. Les anions, tels que les chlorures se déplacent principalement vers l'anode (Figure IV.20). La réduction de chlorure dans l'échantillon augmente avec l'augmentation du gradient de tension.

Le gradient de tension de 2 V / cm (à 40 V) a montré une concentration en chlorure inférieure à celle de 0,5 et 1,5 V / cm (pour des tensions de 10 et 30 V), car l'électromigration est proportionnelle au gradient de tension. En effet, lorsqu'on applique un gradient de tension plus élevé, une plus grande quantité de chlorure est transférée à l'anode par électromigration et la quantité d'accumulation augmente. Le chlorure accumulé près de l'anode a été éliminé à 2 V / cm. De plus, le chlorure peut être converti en chlore gazeux (Cl_2) près de l'anode, ce qui a éliminé le Cl^- accumulé dans cette section.

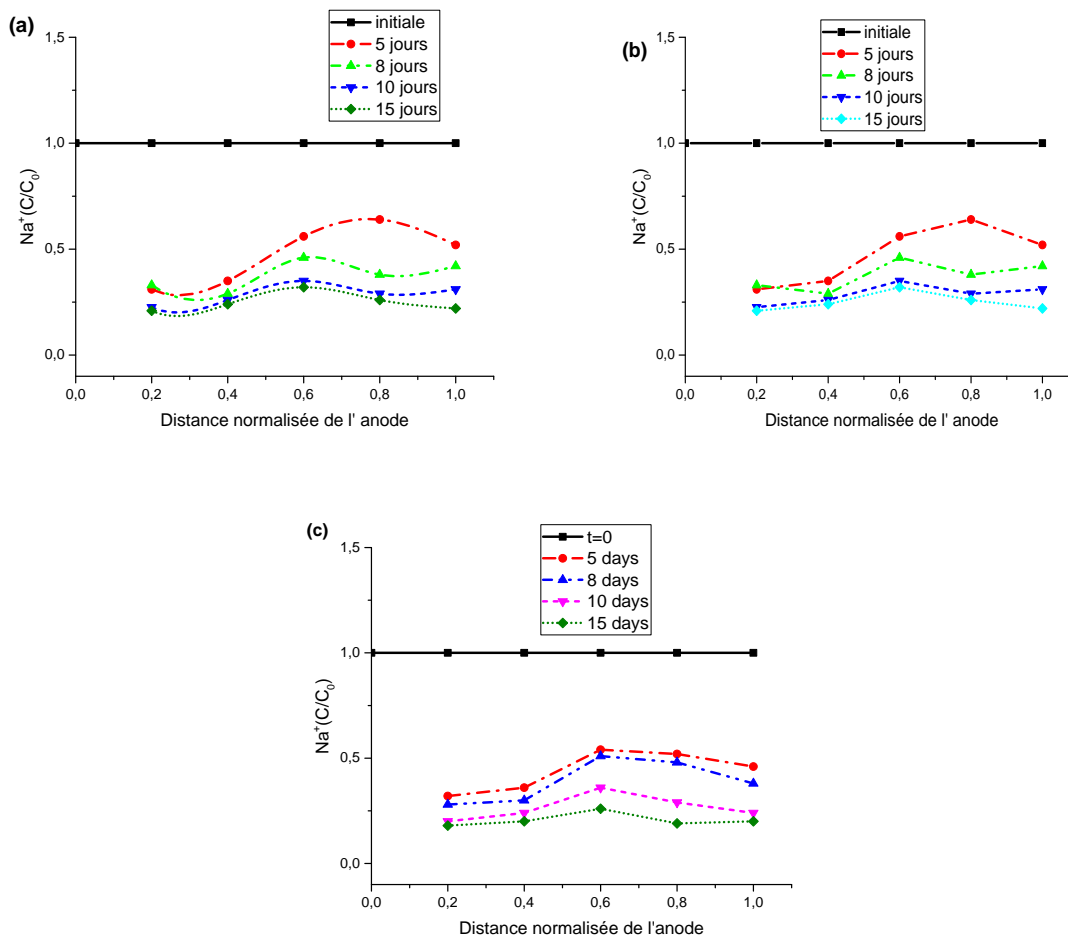


Figure. IV.21 : Distribution des ions sodium après le traitement électrocinétique
a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

Comme le montre la Figure IV.21, dans la région cathodique, les ions Na^+ sont restés dans un rapport élevé. Dans l'ensemble, le rapport entre le résidu et les ions Na^+ initiaux, était faible et il ne restait qu'un petit nombre des ions Na^+ à certains endroits de la zone d'essai. Cela conforte l'idée que les cations se sont déplacés vers la cathode.

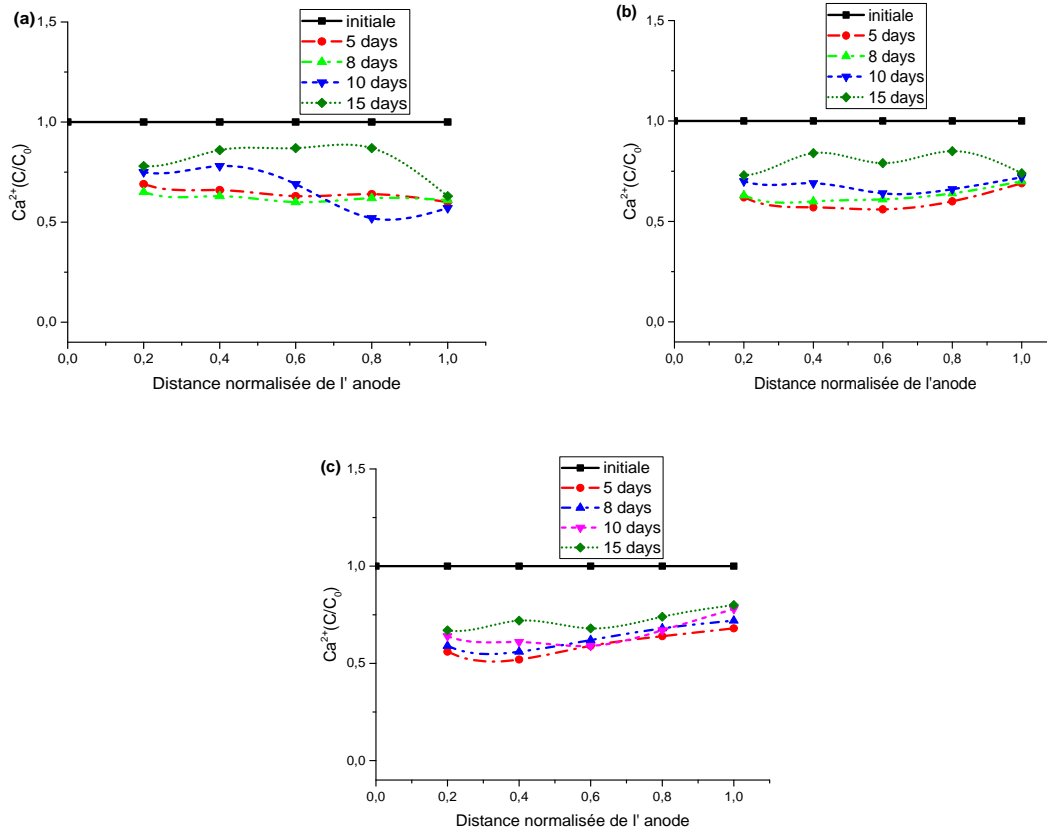


Figure. IV.22 : Distribution des ions calcium après le traitement électrocinétique
a) 10 V b) 30 V et c) 40 V

Dans nos essais, le calcium a diminué près de l'anode et s'est accumulé près de la cathode (Figure IV.22). La zone acide a été générée à proximité de l'anode, en raison d'une réaction d'électrolyse et il est possible que la désorption du calcium à la surface du sol, ait été améliorée au voisinage de l'anode. Le calcium désorbé dans l'eau interstitielle a migré et s'est accumulé près de la cathode. Le calcium était précipité et fortement adsorbé à la surface du sol.

Suite aux différents essais pour différents paramètres de chacun des deux sols considérés, en fonction de la durée de traitement, on peut résumer ce qui suit :

Les Figures IV.10 et IV. 17 montrent les variations de pH dans la cellule du sol en fonction de la durée du traitement de chacun des deux échantillons de sols étudiés. L'électrolyse de l'eau dans le compartiment anodique génère des ions hydrogène et ces ions

migrent de l'anode à la cathode. Au cours des expériences, le pH global du sol a diminué près de l'anode, mais a augmenté près de la cathode. Si les données de pH de chacun des deux sols sont combinées à l'efficacité d'élimination à différents endroits de la cellule du sol, il convient de prendre en compte l'influence de la migration du front acide de l'anode vers la cathode, en raison de l'effet de la dissolution et de la désorption des ions.

La quantité de sel contenue dans le sol affecte le potentiel zêta et la perméabilité électro-osmotique, par conséquent, le flux électro-osmotique. La perméabilité électro-osmotique dépend du potentiel zêta du sol (Mitchell et Soga, 2005). Les sols à potentiel zêta plus élevé présentent une perméabilité électro-osmotique plus élevée, ce qui peut être attribué aux ions qui se déplacent plus librement et qui facilitent le flux électro-osmotique. Si la salinité du sol augmente, le potentiel zêta diminue, ce qui peut réduire le flux électro-osmotique. Dans nos différents essais, le flux électro-osmotique mesuré du sol de Hmadna était faible par rapport à celui d'Ain Nouissy (Figures IV.11 et IV.18) et ceci peut être lié au potentiel zêta qui est plus faible.

Les tendances de variation de la conductivité électrique en fonction de la durée de traitement dans les tests (Figures IV. 12 et IV.19) des deux sols étudiés peuvent expliquer la résistance et les phénomènes de transport des espèces existantes dans le système de sol. On peut remarquer que la tendance de la CE du sol de Hmadna est moindre, par rapport à celle du sol d'Ain Nouissy et ceci peut être due à de nombreux facteurs, dont on peut citer : la température, la teneur en eau, la porosité du sol, la résistivité du fluide interstitiel, la composition et la salinité du sol.

IV.4.Efficacité des taux d'élimination des ions dans les deux sols étudiés

A partir des résultats obtenus pour chacun des deux sols étudiés (Ain Nouissy et Hmadna), le tableau IV.1 présente les données physico-chimiques des deux sols en question. Il nous renseigne d'une manière significative sur les différentes caractéristiques de chaque sol.

Cependant, il est retenu que le sol d'Ain Nouissy est un limon argileux de plasticité moyenne très salin. Par contre, le sol de Hmadna est un limon silteux de haute plasticité extrêmement salin.

Tableau IV.1 : Comparaison entre les caractéristiques physico-chimiques des deux sols étudiés

Caractéristiques du sol	Ain Nouissy- Mostaganem	Hmadna- Bas Chélif
Teneur en eau %	16,8	13,3
Limite de liquidité %	42,8	59,96
Limite de plasticité %	22,1	26,31
Indice de plasticité %	20,7	33,56
Argile %	24,54	5,66
Limon %	74,44	78,18
Sable %	2,55	16,16
Classification	Limon argileux peu plastique	Limon silteux très plastique
pH	8,5	7,49
$CE_{1:5} (\mu S/cm)$	1700	7000
$CE_{pate\ saturée} (dS/cm)$	7,5	11,09
Matière organique %	5,61	16,66
VBS (mg/g)	2,83	1,74

Lors du traitement électrocinétique, le courant électrique favorise la désorption et la mobilisation des sels, facilitant leur élimination. Ceci, est assuré par deux principaux mécanismes, tels que l'électromigration et l'électro-osmose. L'électromigration entraîne la migration et le mouvement des composés ioniques, tels que les sels cationiques à travers la cathode, tandis que le mécanisme d'électro-osmose est associé au flux d'eau, permettant le tirage et le transport de ces solutés de l'anode vers la cathode. L'efficacité d'élimination des sels comprenant le sodium (Na^+), le potassium (K^+), le magnésium (Mg^{2+}), le calcium (Ca^{2+}) et le chlorure (Cl^-) sous différentes tensions appliquées, est illustrée dans les tableaux IV.2, IV.3 et IV.4, ci-après.

De ces résultats, on peut voir que l'efficacité du taux d'élimination augmente avec l'augmentation de la tension appliquée pendant le temps de traitement. L'extraction des contaminants est due au flux électro-osmotique, considéré comme la clé de l'élimination des sels et comme le principal mécanisme d'élimination du soluté vers la cathode (Cameselle et Reddy, 2012). Aussi, l'élimination de ces contaminants est liée au pH du sol. L'augmentation du potentiel électrique conduit à une forte acidité (pH bas) au voisinage de l'anode (Figure IV.17), permettant une meilleure désorption et dissolution des contaminants, conduisant à une meilleure mobilisation et donc une meilleure extraction. Cependant, le haut environnement alcalin près de la cathode, entraîne l'immobilisation et la précipitation des composés ioniques et donc une diminution de leur mobilité ionique et ainsi, inhiber l'élimination du soluté. Cependant, le taux de migration des solutés change d'un type à l'autre. Les ions monovalents

(sodium et potassium) présentent une efficacité d'élimination la plus élevée, par rapport aux cations divalents (calcium et magnésium). Le taux le plus élevé d'extraction de sel dans nos essais pour chacun des deux échantillons de sols a été atteint avec la tension la plus élevée à un voltage de 40 V. Cette tendance est liée à plusieurs facteurs, tels que le degré d'hydratation des ions dans la matrice du sol (les ions calcium faiblement hydratés et les ions sodium et potassium hautement hydratés), la valence des ions et la mobilité ionique.

Les ions divalents ont besoin de plus d'énergie pour être éliminés par rapport aux ions monovalents (Mitchell et Soga, 2005). Il est relevé que la mobilité ionique diminue avec l'augmentation de la taille atomique des espèces ioniques dans une solution aqueuse. Les cations monovalents ont une taille atomique inférieure à celle des cations divalents, ce qui explique la grande mobilité ionique en solution aqueuse et la forte extraction du sodium et du potassium, par rapport aux cations calciques (Mitchell et Soga, 2005). Les mêmes résultats sont rapportés par (Jayasekera, 2007 ; Cho et al., 2010 ; Choi et al., 2012 ; Lee et al., 2013).

Tableau IV.2 Taux d'efficacité d'extraction des ions à 10 V

Tension appliquée	Sol d'Ain Nouissy-Mostaganem				Sol de Hmadna – Bas Chélif			
	10 V				10 V			
Durée de traitement en jours	5	8	10	15	5	8	10	15
Extraction des ions %								
Na^+	32	41	74	79	48,26	58,13	69,41	78,3
Ca^{2+}	27,45	36,58	41,72	55,74	25,67	32,98	44,89	53,73
K^+	35,80	47,60	63,20	67,80	33,27	44,25	59,56	64,8
Mg^{2+}	27,88	34,72	45,23	54,20	26,89	32,78	41,12	51,78
Cl^-	41,98	48,78	54,36	55,78	39,89	44,36	50,29	53,75

Tableau IV.3 : Taux d'efficacité d'extraction des ions à 30 V

	Sol d'Ain Nouissy-Mostaganem				Sol de Hmadna – Bas Chélif			
Tension appliquée	30 V				30 V			
Durée de traitement en jours	5	8	10	15	5	8	10	15
Extraction des ions %								
Na^+	49,12	43,12	75,14	82,75	34,25	56,98	72,41	79,98
Ca^{2+}	28,75	34,65	46,32	57,54	26,86	38,78	43,88	55,23
K^+	38,12	49,40	65,70	75,60	36,29	46,95	62,36	69,98
Mg^{2+}	29,12	36,84	48,22	56,62	27,89	34,38	46,73	53,18
Cl^-	42,78	49,26	52,48	57,38	46,30	46,66	51,96	55,48

Tableau IV.4 : Taux d'efficacité d'extraction des ions à 40 V

	Sol d'Ain Nouissy-Mostaganem				Sol de Hmadna – Bas Chélif			
Tension appliquée	40 V				40 V			
Durée de traitement en jours	5	8	10	15	5	8	10	15
Extraction des ions %								
Na^+	36,77	46,35	77,82	88,77	33,77	42,14	74,35	84,36
Ca^{2+}	30,14	36,45	42,78	58,12	29,86	34,18	44,12	56,13
K^+	40,20	49,60	69,70	77,30	39,42	47,87	64,86	72,75
Mg^{2+}	30,24	37,78	47,65	57,74	29,13	35,78	45,68	55,12
Cl^-	43,02	45,76	53,86	59,78	39,85	42,47	51,29	57,22

D'après les résultats des tableaux IV.2, IV.3 et IV.4, on remarque une similitude entre les taux d'efficacité d'extraction des anions et des cations de chacun des deux sols étudiés. On peut déduire, qu'en augmentant le temps de traitement électrocinétique dans la fourchette de 5 à 15 jours, on obtient une meilleure extraction des ions. Aussi, l'augmentation du potentiel électrique appliqué conduit à une meilleure extraction de chacun des ions considérés (cations et anions).

IV.5.Conclusion

Suite à nos différents essais et sur la base des résultats obtenus pour chacun de nos deux sols étudiés et à la lumière des interprétations de ces données, plusieurs points sont retenus, dont on peut dire que :

- Au fil du temps, la concentration ionique du liquide interstitiel est progressivement réduite dans la majeure partie de la couche du sol. En conséquence, le courant dans le sol a progressivement diminué, tout comme le flux électro-osmotique.
- Il convient de noter que la conductivité électrique seule, n'est pas un bon indicateur de la salinité du sol, car la présence des ions OH^- et H^+ dans la solution poreuse influence fortement la conductivité électrique (CE).
- La CE est affectée par le transport des solutés par électromigration vers des électrodes de charge opposée présentant ainsi, des valeurs élevées à proximité des électrodes.
- Les résultats des essais ont révélé qu'une majorité des ions monovalents se déplaçaient facilement et rapidement de l'anode à la cathode et qu'avec un certain le temps. Ils s'accumulent autour de la région cathodique.
- Ces mêmes résultats ont montré que les ions du sol, s'accumulaient autour des électrodes sous un champ électrique et que les concentrations en ions diminuaient avec la distance aux électrodes. L'application d'un courant électrique direct dans un milieu sol-liquide, induit une hydrolyse de l'eau, générant un milieu acide à l'anode et un milieu basique à la cathode.
- Ces réactions modifient la concentration ionique du fluide poreux et le pH du sol. Après environ 15 jours de traitement électrocinétique, le gradient de pH à travers le sol s'est stabilisé.
- Une élimination plus efficace est constatée pour le sodium par rapport au calcium, même si la mobilité ionique du sodium est inférieure. Le sodium a été éliminé par électromigration et flux électro-osmotique vers la cathode.
- Le taux d'extraction des sels est dans l'ordre suivant: sodium > potassium > calcium > magnésium. Parmi ces espèces, les ions calcium présentent une élimination plus faible, en raison de la nature de la bivalence. Le pH acide permet la mobilisation et la solubilisation des sels, facilitant leur transport et leur migration.
- Cependant, l'extraction des solutés a été ralentie, en raison du pH alcalin, ainsi que de plusieurs mécanismes de complexité développée pendant le traitement.
- L'augmentation du temps de traitement conduit à une meilleure élimination.

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale

L'objectif de ce projet de recherche a pour but d'étudier la performance de la technique de traitement électrocinétique, permettant la restauration et la remédiation de deux sols salins à grains fins prélevés à Ain Nouissy et à Hmadna.

Cette méthode de traitement se base sur la mobilité et le transport des espèces ioniques chimiques (sels) à travers l'échantillon de chacun des deux sols étudiés, en appliquant un champ électrique favorisant leur extraction. Tous les essais ont été menés en utilisant une cellule expérimentale développée au Laboratoire de Recherche LCTPE de l'Université de Mostaganem. Cette cellule a été équipée d'un système d'acquisition automatique des données.

L'expérimentation a été réalisée par l'application d'un gradient de potentiel de 10, 30 et 40 V sur une durée de 5, 8, 10 et 15 jours. Les paramètres considérés dans cette étude sont comme suit : tension, pH, courant, conductivité électrique et temps de traitement.

L'écoulement électro-osmotique cumulatif a montré une augmentation nette du flux, en raison de la mobilisation et la solubilisation des sels, sous traitement électrochimique. Cependant, au cours du traitement, cette tendance a montré une diminution significative, en raison de la migration de l'eau et l'épuisement de la disponibilité des ions, ainsi que la prépondérance d'un front alcalin.

La conductivité électrique est affectée par le transport des solutés, présentant des valeurs élevées à proximité des électrodes.

Les cations, y compris le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium ont été mobilisés et récupérés dans le compartiment cathodique.

On peut constater d'après les résultats enregistrés, qu'avec un potentiel électrique élevé, on obtient une meilleure extraction des ions dans chacun de nos deux échantillons de sols. Le plus grand potentiel électrique (40 V) dans nos essais a donné les pourcentages les plus élevés du taux d'élimination des cations et anions, par rapport à ceux de 10 V et 30 V.

A titre indicatif, l'élimination optimale des ions était respectivement de 89%, 77%, 58% et 57% pour le sodium, potassium, magnésium et calcium à un voltage de 40 V pendant une durée de 15 jours pour l'échantillon du sol d'Ain Nouissy et de 84 %, 73%, 56% et 55% de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} pour l'échantillon du sol de Hmadna sous le même potentiel électrique et la même durée d'essai.

Parmi ces espèces, les ions calcium présentent une élimination plus faible, en raison de leur bivalence électrochimique.

Les anions, tels que les chlorures se déplacent principalement vers l'anode, le taux d'élimination du Cl^- est de 59% à 40 V et pour une durée de 15 jours pour l'échantillon d'Ain Nouissy et de 57 % pour le sol de Hmadna sous le même potentiel électrique et la même durée.

La progression du front alcalin était plus lente que celle du front acide. Le pH acide permet la mobilisation et la solubilisation des sels, facilitant leur transport et leur migration.

D'après les différents essais et résultats obtenus pour chacun des deux sols étudiés, en fonction des durées de traitement et des trois potentiels électriques appliqués, il ya lieu de noter que :

Les deux sols en question présentent de grandes similitudes de résultats pour les différents paramètres, tels que :

- Le pH qui montre un front acide à l'anode et un front basique à la cathode.
- Le flux électro-osmotique de chacun des deux sols qui augmente, dont la tendance pour le sol de Hmadna reste plus faible, ce qui peut être lié au degré de salinité d'une part, ainsi qu'au potentiel zêta, d'autre part.
- La conductivité électrique du sol de Hmadna est moindre que celle du sol d'Ain Nouissy, ce qui est dû à plusieurs facteurs, telles que la salinité et la composition du sol.

L'augmentation du temps de traitement conduit à une meilleure élimination. On peut dire en finale que malgré les degrés de salinité différents des deux sols étudiés, la méthode électrocinétique est performante et bénéfique pour la restauration et la remédiation des sols salins.

Perspectives

Cette étude de traitement électrocinétique dans les sols salins à grains fins ouvre de nombreuses perspectives de recherche, parmi lesquelles on peut citer :

- L'influence de la densité de mise en place sur le flux électro-osmotique.
- L'effet de la mobilité ionique sur un sol purement argileux, voire très argileux, pour étudier la cinétique du transport des ions chimiques (accélérés ou retardés).
- L'utilisation future d'une approche de modélisation numérique sur le modèle physique de notre recherche.

Il est évident que des complications peuvent éventuellement survenir dans des applications sur le terrain à grande échelle, en raison des conditions environnementales et autres, qui ne peuvent pas être prises en compte dans l'environnement des expériences de laboratoire. De même, des facteurs tels que, la taille ou la profondeur du site à traiter, la configuration, le type et

l'espacement des électrodes peuvent également être des considérations importantes pour la mise en œuvre à grande échelle du processus in situ.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abrol, I. P., Yadav, J. S. P., Massoud, F. I. (1988). Salt-Affected Soils and Their Management, vol. 39. FAO Soils Bulletin. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome .

Acar, Y. B., & Alshawabkeh, A. N. (1993). Principles of electrokinetic remediation. *Environmental Science & Technology*, 27 (13), 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), 117-137.

Acar, Y. B., & Alshawabkeh, A. N. (1996). Electrokinetic remediation .1. Pilot-scale tests with lead-spiked kaolinite. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 122 (3), 173-185.

Ait Ahmed, O., Derriche, Z., Kameche, M., Bahmani, A., Souli, H., Dubujet, P., Fleureau, J. M. (2016). Electro-remediation of lead contaminated kaolinite: An electrokinetic treatment. *Chemical Engineering and Processing* 100: 37–48.

Al-Hamdan, A. Z., & Reddy, K. R. (2008). Transient behavior of heavy metals in soils during electrokinetic remediation. *Chemosphere*, 71 (5), 860-871.

Alshawabkeh, A. N. (2001). Basics and application of electrokinetic remediation. Handouts prepared for a short course . Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Alshawabkeh, A.N., & Sheahan, T.C. (2003) “Soft soil stabilisation by ionic injection under electric fields.” *Ground Improvement*, vol. 7, 177-185

Ammami, M.T., (2013). Contribution à l'étude des processus électrocinétiques appliqués aux sédiments de dragage. Thèse de doctorat, Université du Havre, 183.

Ammami, M.T., Portet-Koltalo, F., Benamar, A., Duclairoir-Poc, C., Wang, H., Le Derf, F. (2015). Application of biosurfactants and periodic voltage gradient for enhanced electrokinetic remediation of metals and PAHs in dredged marine sediments. *Chemosphere* 125, 1–8

Asadi, A., Huat, B. K. B., Nahazanan, H., & Keykhah, H. A. (2013). Theory of Electroosmosis in Soil. *International Journal of Electrochemical science*, 8 (1016 - 1025).

Aubert, G. (1975). Les sols sodiques en Afrique du Nord. *Annale de l'INA.*, Algerer, pp 185-195.

Aubert, G. (1978). Méthode d'analyse des sols. C.R.D.P., Marseille, 546p.

Bahemmat, M., Farahbakhsh, M., Shabani, F. (2015). Compositional and metabolic quotient analysis of heavy metal contaminated soil after electroremediation. *Environ. Earth Sci.* 74, 4639–4648

Baize, D. (2000). Guide des analyse en pédologie: choix - expression, présentation – interprétation. Ed : INRA, Paris, 257p.

Baraud, F. (1997). Approche de la vitesse électrocinétique du transport des ions dans les pores d'un modèle de sol en électro-décontamination, Thèse de doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour, Pau., 270p.

Bard, A.J., Faulkner, L.R. (2001). *Electrochemical methods fundamentals and applications* 2nd Edition. WILEY, 864.

Barlow, P. M. (2003). *Ground Water in Freshwater-Saltwater Environments of the Atlantic Coast*, U.S. Geological Survey Circular 1262, 115 pp.

Ben Hassine, H. (2005). Effets de la nappe phréatique sur la salinisation des sols de cinq périmètres irrigués en Tunisie. *Étude et Gestion des Sols*, Vol.12, pp 281-300.

Bensaada, K. (2015). Etude du développement et architecture racinaire de plantules de palmier dattier sous stress salin. Thèse de Magistère, 85p

Boschus, J. (2005). Transfert électro-osmotique en milieu poreux déformable –Application au gel d'agar-agar. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, 149.

Boualla, N., Benziane, A., Derriche, Z. (2012). Origine de la salinisation des sols de la plaine de M'léta (bordure sud du bassin sebkha Oran). *Journal of Applied Biosciences*, vol. 53, pp 3787-3796.

Brady, N.C., Weil, R. (2002). *The nature and properties of soils*. Prentice Hall, Uppersaddleriver, NJ, USA.

Buijs, P., Van Diemen, A., & Stein, H. (1994). Efficient dewatering of waterworks sludge by electroosmosis. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 85 (1), 29-36.

Bultel, F. (2001), "Prise en compte du gonflement des terrains pour le dimensionnement des revêtements des tunnels". Thèse doctorat de l'école nationale des ponts et chaussées

Burnotte, F., Lefebvre, G., & Grondin, G. (2004). A case record of electroosmotic consolidation of soft clay with improved soil electrode contact. *Canadian Geotechnical Journal*, 41 (6), 1038-1053.

Caillère, S., Hénin, S., Rautureau, M. (1982). *Minéralogie des argiles: Structure et propriétés physico-chimiques*, Masson, 2è Ed., 184p

Cameselle, C., Reddy, K.R. (2012). Development and enhancement of electro-osmotic flow for the removal of contaminants from soils. *Electrochim Acta* 86:10–22

Cameselle, C., Gouveia, S., Eddine, D., Belhadj, B. (2013). Advances in Electrokinetic Remediation for the Removal of Organic Contaminants in Soils. In: M.N. Rashed, éd. Organic Pollutants - Monitoring, Risk and Treatment. InTech, 209-229.

Cameselle, C. (2015). Enhancement of electro-osmotic flow during the electrokinetic treatment of a contaminated soil. *Electrochim Acta* 181:31–38

Chang, J. H., Liao, Y.C. (2006). The effect of critical operational parameters on the circulation-enhanced electrokinetics. *Journal of Hazardous Materials*, B129, 186-193.

Cherbuy, B. (1991). Les sols salés et leur réhabilitation .Etude bibliographique. 124p

Cherepy, N. J., Wildenschild, D. (2003). Electrolyte management for effective long-term electro-osmotic transport in low-permeability soils. *Environmental science & Technology*,37(13),3024-3030

Chesworth, W. (2008). *Encyclopedia of Soil Science*, Ed. Springer Dordrecht, Berlin, 902p

Chien, S. C., Ou, C. Y., Wang, M. K. (2009). Injection of saline solutions to improve the electro-osmotic pressure and consolidation of foundation soil. *Applied Clay Science*, 44 (3-4), 218-224.

Cho, J. M., Kim, K. J., Chung, K.Y., Hyun, S. H., Baek, K. (2009). Restoration of saline soil in cultivated land using electrokinetic process. *Sep. Sci. Technol* 44: 2371–2384.

Cho, J., Park, S., Baek, K. (2010). Electrokinetic restoration of saline agricultural lands. *J Appl Electrochem* 40:1085–1093

Choi, J. H., Lee, Y. J., Lee, H. G., Ha, T. H., Bae, J. H. (2012). Removal characteristics of salts of greenhouse in field test by in situ electrokinetic process. *Electrochimica Acta* 86:63–71

Chosset, J. C. (2005). La mesure de la conductivité hydraulique dans les sols.Choix des méthodes.Ed, Lavoisier TEC et Doc,713p.

Chung, H., & Kang, B. (1999). Lead removal from contaminated marine clay by electrokinetic soil decontamination. *Engineering Geology*, 53 (2), 139-150.

Cinot, J. C., Gaillabod, P.(1982). "Utilité de l'essai au bleu de méthylène en terrassements routiers, "Travail de fin d'études à l'ENTPE, Lyon, 153 p.

Claude Michel, G., Christian, W., Jean-Claude, R., Jacques, B., et Jean-Louis, M. (2005). *Sols et environnement*. Sciences Sup, Edition Dunod. Paris.

Clément, J.M. (1981). *Larousse agricole*, 1208p.

Climate- data. Org. : <https://fr.climate-data.org/afrique/algerie/mostaganem-1113/>

Climate- data. Org : <https://fr.climate-data.org/afrique/algerie/relizane-1118/>

- Daoud, Y. (1993). Contribution à l'étude des sols plaines du cheliff. Le phénomène de salinisation, conséquences sur les propriétés physiques des sols argileux, thèses Doct d'Eta. INA Alger,233p
- Douaik, A. (2005). Evaluation of the space-time variability of soil salinity :Bystatistical, geostatistical, and bayesian maximum entropy methods. Doctor (Ph.D.) thesis, Universiteit Gent, 211 p.
- Duchaufour, P. (1977). Pédologie .Tome 1,Ed .Masson ,Paris ,477p
- Duchaufour, P. (1983). Pédologie 1 : Pédogenèse et classification : Constituants et propriétés du sol. Éditions Masson, Paris., 459p.
- Durand, J. H. (1983). Les sols irrigables. Etude pédologique. Ed. Imprimerie Boudin, Paris, 339 p.
- Essington, M.E. (2004). Soil and water chemistry, an integrative approach. CRC Press, USA.
- Faisal, A. A. H., Sulaymon, A. H., Khaliefa, Q. M. (2018). A review of permeable reactive barrier as passive sustainable technology for groundwater remediation. Int J Environ Sci Technol 15:1123–1138.
- FAO., (1972). La salinité ; Séminaire de Bagdad 272p.
- Gautier, M. (2008).« Interactions entre argile ammonie et molécules organiques dans le contexte du stockage des déchets ». Thèse de doctorat. Université d'Orléans, 276 pages.
- Gholami, M., Yousefi Kebria, D., Mahmudi, M. (2014). Electrokinetic remediation of perchloroethylene-contaminated soil. Int J Environ Sci Technol 11:1433.
- Gidarakos, E., Giannis, A. (2006). Chelate agents enhanced electrokinetic remediation for removal cadmium and zinc by conditioning catholyte pH. Water, Air, and Soil Pollution, 172 (1-4), 295-312.
- Göde, C., Yola, M.L., Yılmaz, A., Atar, N., Wang, S. (2017). A novel electrochemical sensor based on calixarene functionalized reduced grapheme oxide: application to simultaneous determination of Fe(III), Cd (II) and Pb(II) ions. J Colloid Interface Sci 508:525–531
- Gray, D. H., Mitchell, J. K. (2005) . Fundamental aspects of electroosmosis in soils. ASCE, J. of the Soil Mechanics and Foundation Engineering 93, 209–236.
- Grim, R.E. (1959). «Physico-chemical properties of soils clay minerals». Journal of the Soil Mecanics and Foundations Division, ASCE, Vol 85, N° SM 2, pp1-17.
- Grim, R.E. (1968). Clay mineralogy,Mc graw-Hill, New York,2nd edition.,569p.
- Guernet, M., Hamon, M. (1990). Abrége de chimie analytique : Chimie des solutions, Masson, 2e Ed, Paris., 238p.

Hafsi, A. (1993). « Théories de la double couche et gonflement des argiles non saturées » Euromech colloquium N°209: Mechanics of swelling, Rhodos, Greece, August 23-27.

Halitim, A. (1988). Sol des régions arides d'Algérie. O.P.U., Alger, 384p

Hamdan, S.H., Molelekwa, G.F., Bruggen, B.V. (2014). Electrokinetic remediation technique: an integrated approach to finding new strategies for restoration of saline soil and to control seawater intrusion. *ChemElectroChem* 1, 1104–1117 .

Hazourlin, A. (2010). Transport électrocinétique des nitrates et des phosphates dans un sol argileux, université de Badji Mokhtar Annaba

Helmholtz, H. (1917) Studien über elektrische Grenzschichten. *Annalen der Physik und Chemie*, 7(S), 337–382.

Hillel, D. (2000). Salinity Management for Sustainable Irrigation: Integrating Science, Environment, and Economics. Environmentally and Socially Sustainable Development: Rural Development. Ed: The international Bank for Reconstruction and Development/ THE World Bank, Washington, 92p.

Hu, L., Hong, H., Wu, W. (2010). Electro-osmosis tests on kaolin clay, *J. Tsinghua Univ. Sci. Technol. (China)* (50):1353–1356.

Huidi, Ji., Hashem, M., Eliot, F., John, D., (2006). «Kinetics of thermally induced swelling of hydrogels». *International Journal of Solids and Structures* 43.pp: 1878–1907.

Hullin, M. (1983). cours de drainage. Partie consacrée aux sols salés. Cours photocopié, Vol. 3, INA, Algerie, 139p.

IRD. (2008). Les dossiers thématiques de l'Institut de recherche pour le développement. Les sols sont fragiles. 21p.

INSID. (2008). Les sols salins en Algérie. Institut national des sols, de l'irrigation et du drainage

Jayasekera, S. (2004). “Electroosmotic and hydraulic flow rates through kaolinite and bentonite clays” *Australian Geomechanics* June: 79-86.

Jayasekera, S. (2007). Stabilising volume change characteristics of expansive soils using electrokinetics: a laboratory based investigation. In: International conference in geotechnical engineering, Colombo, Sri Lanka

Jayasekera, S., Hall, S. (2007). Modification of the properties of salt affected soils using electrochemical treatments. *Geotech. Geol. Eng.* 25, 1–10

Jayasekera, S. (2008). An investigation into modification of the engineering properties of salt affected soils using electrokinetics. Dissertation/Thesis, University of Ballarat.

Jeyakanthan, V., Gnanendran, C., & Lo, S. C. R. (2011). Laboratory assessment of electro-osmotic stabilization of soft clay. *Canadian Geotechnical Journal*, 48 (12), 1788-1802.

Jia, X., Larson, D., Slack, D., Walworth, J. (2005). Electrokinetic control of nitrate movement in soil. *Eng Geol* 77 (3–4):273–283

Jo, S., Shin, Y. J., Yang, J.S., Moon, D.H., Koutsospyros, A., Baek, K. (2015). Enhanced electrokinetic transport of sulfate in saline soil. *Water Air Soil Pollution* 226:199.

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, 208-216.

Kaniraj, S. R., & Yee, J. H. S. (2011). Electro-Osmotic Consolidation Experiments on an Organic Soil. *Geotechnical and Geological Engineering*, 29 (4), 505-518.

Kaya, A., & Yukselen, Y. (2005b). Zeta potential of clay minerals and quartz contaminated by heavy metals. *Canadian Geotechnical Journal*, 42 (5), 1280-1289.

Keren, R.(2000) :Salinité. Sumner M.E. Ed.livre de science du sol. pp 3-25

Kim, K.J., Cho, J.M., Baek, K., Yang, J.S., Ko, S.H. (2010). Electrokinetic removal of chloride and sodium from tidelands. *J Appl Electrochem* 40(6):1139–1144

Kloppmann, W., Bourhane, A., Asfirane, F. (2011). *Méthodologie de diagnostic de l'origine de la salinité des masses d'eau*, BRGM, Orléans, 123p

Krishna, R., Xu, C.Y., Supraja, C. (2001). Assessment of electrokinetic removal of heavy metals from soils by sequential extraction analysis, *J. Hazard. Mater* 84: 279–296.

Lee, S.B., Lee, C.H., Hong, C.O., Kim, S.Y., Lee, Y.B., and Kim, P.J. (2009a). Effect of organic residue incorporation on salt activity in greenhouse soil. *Korean J. Environ. Agric.* 28, 397.

Lee, Y. J., Choi, J. H., Lee, H.G., Ha, T. H. (2013). In Situ electrokinetic removal of salts from greenhouse soil using iron electrode. *Sep Sci Technol* 48 (5):749–756

Legeman, R., Wieberen P., et Seffinga G., 1989, *Electro-Reclamation: Theory and Practice*, Chem. Industry London:(9)585-590.

Lemaya, M. (2001). *Etude de l'écoulement des suspension de bentonite*.Thèse de l'université de poitiers.

Levy, G.J. (2000). Sodicity. Sumner M.E. Ed. *Handbook of Soil Science*.pp 27-62.

Li, T., Guo, S., Wu, B., Li, F., Niu, Z. (2010). Effect of electric intensity on the microbial degradation of petroleum pollutants in soil. *J Environ Sci* 22:1381–1386

Liaki, C. (2006) “Physicochemical study of electrokinetically treated clay soils using carbon and steel electrodes.” PhD thesis, University of Birmingham, UK.

Liaki, C., Rogers, C.D.F. & Boardman, D.I. (2010) “Physico-chemical effects on clay due

to electromigration using stainless steel electrodes.” *Journal of Applied Electrochemistry* 40:1225-1237.

Liang, Y. (2012). Co-valorisation de sédiments et de sols fins par apport de liants et de fibres. *Thèse de doctorat, Université de Caen*, 194.

Libralato, G., Losso, C., Arizzi Novelli, A., Citron, M., Della Sala, S., Zanotto, E., Cepak, F., Volpi Ghirardini, A.(2008). Ecotoxicological evaluation of industrial port of Venice (Italy) sediment samples after a decontamination treatment. *Environ. Pollut.* 156, 644–650.

López-Vizcaíno, R., Yustres, A., León, M.J., Saez, C., Cañizares, P., Rodrigo, M.A., Navarro, V.(2017). Multiphysics implementation of electrokinetic remediation models for natural soils and porewaters. *Electrochim. Acta* 225, 93–104 .

Lukman, S., Essa, M.H., Mu’azu, N.D., Bukhari, A. (2013). Coupled electrokinetics-adsorption technique for simultaneous removal of heavy metals and organics from saline-sodic soil. *Sci. World J.* 2013, 346910.

Lukman, S., Mu’azu, N.D., Essa, M.H., Usman, A. (2015). Optimal removal of cadmium from heavily contaminated saline–sodic soil using integrated electrokinetic adsorption technique. *Arab. J. Sci. Eng.* 40, 1289–1297 .

Luo, Q., Zhang, X., Wang, H., and Qian, Y. (2005). Mobilization of phenol and dichlorophenol in unsaturated soils by nonuniform electrokinetics. *Chemosphere* 59, 1289.

Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., et Hoadley, A.F. (2010). Electrical field: a historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering. *Water Research*, 44 (8), 2381-407.

Maillard, J. (2001). Le point sur l’Irrigation et la salinité des sols en zone sahélienne. Risques et recommandations. *Handicap International*. Novembre 2001, 34 p.

Malekzadeh, M., Lovisa, J., Sivakugan, N. (2016). An overview of electrokinetic consolidation of soils. *Geotech Geol Eng* 34:759–776

Marlet, S., Barbiero, L., Valles, V. (1998). Soil alkalization and irrigation in the Sahelian zone of Niger II: agronomic consequences of alkalinity and sodicity. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 12, 139-152

Mathieu, C., Pieltain, F. (2003). *Analyse chimique des sols, méthodes choisies*. Ed. Tec & Doc, Lavoisier. 388p.

Merabet, D., Belkacemi, H.(2003). Caractérisation minéralogique et chimique du kaolin de Tamazert (Algérie), *Annales de Chimie Science des Matériaux* (Vol. 28, No. 5, pp. 61-83). No longer published by Elsevier, octobre

Mermoud, A . (2006). *Cours de physique du sol : Maîtrise de la salinité des sols*. Ecole polytechnique fédérale de lausanne, 23p.

Miransari, M. (2016). *Abiotic and Biotic Stresses in Soybean Production*. Elsevier,

Academic Press, USA. ISBN: 978-0-12-801730-2, p. 344.

Mitchell, J. K., & Yeung, A. T. (1990). Electro-kinetic flow barriers in compacted clay. *Transportation Research Record* (1288).

Mitchell, J.K., Soga, K. (2005). *Fundamentals of soil behavior*, (3rd Edition). John Wiley & Sons Inc, New York, USA

Mohamedelhassan, E., Shang, J.Q. (2001). Effect of electrode materials and current intermittence in electroosmosis. *Proceedings of the ICE, Ground Improvement* 5 (1), 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. *International Journal of GEOMATE*, 2(2), (Sl. No. 4), 266-272

Musy, A., Soutter, M. (1991). *Physique du sol*, Presses polytechniques et universitaires Romandes, Lausanne., 335p.

Ouysse, S. (2005). *Contribution à l'étude des ressources en eau dans la vallée de Drâa Moyen (Province de Zagora)*. Mémoire de DESA à la Faculté des Sciences et Technique Merrakech.

Palaprat, S., Sardin, M. (2002). *Couplage géochimie / transport lors de la dépollution électrocinétique d'une terre polluée par des métaux lourds*, Institut national polytechnique de Lorraine.

Pamukcu, S., Wittle, J.K., (1992). Electrokinetic removal of selected heavy metals from soils. *Environmental progress.*, 11, 3, p.241-250.

Pamukcu, S., Weeks, A., & Wittle, J. K. (1997). Electrochemical extraction and stabilization of selected inorganic species in porous media. *Journal of Hazardous Materials*, 55 (1- 3), 305-318.

Parcevaux, P. (1980). *Etude microscopique et macroscopique du gonflement des sols gonflants*. Thèse de docteur-ingénieur en géologie de l'ingénieur, Université Pierre et Marie - Curie et École nationale Supérieure des Mines de Paris.

Peng C, Almeida JO, Gu Q (2013) Effect of electrode configuration on pH distribution and heavy metal ions migration during soil electrokinetic remediation. *Environ Earth Sci* 69(1):257–265

Peng, J., Ye, H., Alshwabkeh, A. N. (2015). Soil Improvement by Electroosmotic Grouting of Saline Solutions With Vacuum Drainage at the Cathode, *Appl. Clay Sci.* (114): 53–60.

Philipponnat, G. (1979). *Fondations et ouvrages en terre*. Éditions Eyrolles, Paris, 401 pages.
Probstein, R.F., Hicks, R.E. (1993). Removal of contaminants from soils by electricfield. *Science*, 260, 498–503.

Puppala, S.K., Alshawabkeh, A.N., Acar, Y.B., Gale, R.J., et Bricka, M. (1997). Enhanced electrokinetic remediation of high sorption capacity soil. In: *Journal of Hazardous Materials*, 203-220.

Reddy, K. R., Xu, C. Y., & Chinthamreddy, S. (2001). Assessment of electrokinetic removal of heavy metals from soils by sequential extraction analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 84 (2-3), 279-296.

Reddy, K. R., & Saichek, R. E. (2004). Enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from clay soil by periodic electric potential application. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 39 (5), 1189-1212. doi: 10.1081/Ese-120030326

Richard, A., et al. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. US handbook n-60, US D.A 160 p.

Rittirong, A., Douglas, R.S., Shang, J.Q. & Lee, E.C. (2008) "Electrokinetic improvement of soft clay using electrical vertical drains." *Geosynthetics International*, 15, No. 5, 369-381.

Rutigliano, L., Fino, D., Saracco, G., Specchia, V., & Spinelli, P. (2008). Electrokinetic remediation of soils contaminated with heavy metals. *Journal of Applied Electrochemistry*, 38 (7), 1035-1041.

Sadrekarimi, J., & Sadrekarimi, A. (2003). Voltage and duration effects of electroosmotic treatment of dispersive soils. Paper presented at the An international conference on problematic soils,, Nottingham, United Kingdom.

Schmidt, C. A. B., Barbosa, M. C., & de Almeida, M. S. S. (2007). A laboratory feasibility study on electrokinetic injection of nutrients on an organic, tropical, clayey soil. *Journal of Hazardous Materials*, 143 (3), 655-661.

Segad, M. , Jonsson, B., Åkesson, T., Cabane, B. (2010). "Ca/Na montmorillonite: structure, forces and swelling properties", *Langmuir* 26.8, pages 5782-5790.

Selvakumar, G., Kim, K., Hu, S., Sa, T. (2014). Effect of salinity on plants and the role of arbuscular mycorrhizal fungi and plant growth-promoting rhizobacteria in alleviation of salt stress. In: Ahmad, P., Wani, M. (Eds.), *Physiological Mechanisms and Adaptation Strategies in Plants Under Changing Environment*. Springer, New York. ISBN: 978-1-4614-8590-2, pp. 115–144.

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.

Shahbaz, M., Ashraf, M. (2013). Improving salinity tolerance in cereals. *Crit. Rev. Plant Sci.* 32:237–249.

Shang, J.Q. (1997). Zeta potential and electroosmotic permeability of clay soils. *Can. Geotech. J.* 34, 627–631

Shang, J., Mohamedelhassan, E., & Ismail, M. (2004). Electrochemical cementation of offshore calcareous soil. *Canadian Geotechnical Journal*, 41 (5), 877-893.

Shapiro A.P., Renaud P.C., Probstein R.F., (1989). Preliminary studies on the removal of chemical species from saturated porous media by electroosmosis, *PhysicoChemical Hydrodynamic.*, 11, 5, p.785-802.

Shapiro, A.P. and Probstein, R.F. (1993) Removal of contaminants from saturated clay by Electroosmosis. *Environmental Science and Technologie*, 27, 283–91.

Shaw, D.J. (1980). *Introduction to colloid and surface chemistry*, 3 ed., Butterwoths, Boston

Szabolcs J., 1986 - Agronomical and ecological impact of irrigation on soil and water salinity. *Advances in Soil Science*. Volume 4 : 189-218.

Szabolcs,I 1989. Salt affected soils, as word problem, In *The reclamation of salt-affected soils*. Proc. Int. Symp. Jiana,China. 13-21 May,Bijing Agric,Univ Beijing ,China,p.30-47.

Tabet, D.H. (1999). Intérêt d'une approche spatiale par suivi de la salinité des sols dans les systèmes irrigués. Cas de la subdivision de Panjab (Pakistan). Thèse Doctorat ENGREF, Montpellier, 435p.

Tan, K.H. (1998). *Principles of soil chemistry*, 3^e Ed, Marcel Dekker, Inc., 557p.

Tefal, M. (1993). Évaluation de la pression de gonflement de l'argile de Berrechid à l'appareil triaxial. Travail de Fin d'Études à l'École Hassania des Travaux Publics, Casablanca.

Tjandra, D., & Wulandari, P. S. (2007). Improving marine clays with electrokinetics method. *Civil Engineering Dimension*, 9 (2), 98-102

U.S.S.L. (Unated State Salinity Laboratory Staff). (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*, US Department of Agriculture, Handbook n°60, U. S. Gov. Print. Office, Washington DC, 159p.

Van Paassen, L.(2002). "The influence of pore fluid salinity on the consolidation behaviour and undrained shear strength development of clayey soils", University of Delft, The Netherlands.

Virkutyte, J., Sillanpaa, M., Latostenmaa, P. (2002). Electrokinetic Soil Remediation Critical Overview. *Science of The Total Environment*, 289, 97-121.

Weng, C. (2004) . Modeling Pb(II) adsorption onto sandy loam soil, *J. Colloid Interface Sci.* 272: 262–270.

West, L. J., & Stewart, D. I. (1995). *Effect of zeta potential on soil electrokinesis*. Wise, D. L. (2000). *Remediation engineering of contaminated soils* . New York.

Wu, H., Hu, L.M., Wen, Q.B. (2015). Electro-osmotic enhancement of bentonite with reactive and inert electrodes. *Appl Clay Sci* 111(7):76–82

- Yang, L., Nakhla, G., Bassi, A. (2005). Electro-kinetic dewatering of oily sludges, *J. Hazard. Mater.* (125): 130–140
- Yeung, A. T., Scott, T. B., Gopinath, S., Menon, R. M., & Hsu, C. (1997). Design, Fabrication, and Assembly of an Apparatus for Electrokinetic Remediation Studies. *Geotechnical Testing Journal*, GTJODJ, 20 (2), 199-210.
- Yousaf, M., Ali, O.M., Rhoades, J.D. (1987). Dispersion of clay from some salt-affected, arid land soil aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 51, 920-924.
- Yuan, C., & Weng, C. (2003). Sludge dewatering by electrokinetic technique: effect of processing time and potential gradient. *Advances in Environmental Research*, 7 (3), 727-732.
- Yuan, C., Chiang, T.S. (2008). Enhancement of electrokinetic remediation of arsenic spiked soil by chemical reagents. *Journal of Hazardous Materials*, 152 (1), 309-315.
- Yuan, L., Li, H., Xu, X., Zhang, J., Wang, N., Yu, H. (2016). Electrokinetic remediation of heavy metals contaminated kaolin by a CNT-covered polyethylene terephthalate yarn cathode. *Electrochim Acta*, (213):140–147.
- Yue, S. (2016) Traitement électrocinétique des sédiments de dragage et valorisation par solidification/stabilisation. Thèse de doctorat, Université du Havre, 183.
- 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, 194-205.
- Zhang, M., Guo, S., Li, F., Wu, Bo. (2017). Distribution of ion contents and microorganisms during the electro-bioremediation of petroleum-contaminated saline soil. *J Env Sci Health Part A* 52(12):1141–1149
- Zhou, D.M., Cang, L., Alshwabkeh, A.N., Wang, Y.J., Hao, X.Z. (2006). Pilot-scale electrokinetic treatment of a Cu contaminated red soil, *Chemosphere.*, 63, p.964-971.

Les normes françaises

NF ISO 13320-1. Septembre 2000. Analyse granulométrique. Méthodes par diffraction laser. Partie 1 : principes généraux.

NF P 94-051. Mars 1993. Sols : reconnaissance et essais – Détermination des limites d'Atterberg – Limite de liquidité à la coupelle – Limite de plasticité au rouleau.

NF P 11-300. Septembre 1992. Classification des matériaux utilisables dans la construction des remblais et des couches de forme d'infrastructures routières.

NF P 94-050. Septembre 1995. détermination de la teneur en eau pondérale des matériaux.

NF EN 12879. Novembre 2000. Caractérisation des boues – Détermination de la perte au feu de la matière sèche.

NF ISO 10693. Qualité du sol. Dosage du carbone. Détermination à l'aide d'un calcimètre Bernard.

NF X 31-103. Novembre 1988. Qualité des sols. Mesure du pH dans l'eau.

NF ISO 6059. Juin 1984. Qualité de l'eau. Dosage de la somme du calcium et du magnésium. Méthode titrimétrique à l'EDTA.

ISO 7980. 1986- Dosage du calcium et du magnésium-Méthode par spectrométrie d'adsorption atomique.

ISO 9964-3:1993 Prévisualiser. Qualité de l'eau -- Dosage du sodium et du potassium -- Partie 3: Dosage du sodium et du potassium par spectrométrie d'adsorption atomique.

ISO 9297:1989 Prévisualiser. Qualité de l'eau -- Dosage des chlorures -- Titrage au nitrate d'argent avec du chromate comme indicateur (Méthode de Mohr)

ISO 11048:1995. Qualité de l'eau- Dosage des sulfates dans l'eau et dans l'acide