



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche
Scientifique



Université Abdelhamid Ibn Badis - Mostaganem
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département d'Architecture et de Génie Civil

Laboratoire Construction, Transport et Protection de l'Environnement (LCTPE)

N° d'ordre :

THESE

PRESENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE :

DOCTORAT LMD

**TRAITEMENT ELECTROCHIMIQUE DES SOLS
HÉTÉROGÈNES**

Par

Mr. Mohammed Mustapha BESSAIM

Soutenu le : 27/01/2019 à 10h00

Devant la commission d'examen:

Président	:	S. HIMOURI	Professeur	Université de Mostaganem
Examineur	:	N. DELLA	Professeur	Université de Chlef
Examineur	:	K. HARICHANE	Professeur	Université de Chlef
Directeur de Thèse	:	H. MISSOUM	Professeur	Université de Mostaganem
Co-directeur de Thèse	:	K. BENDANI	Professeur	Université de Mostaganem

ANNÉE UNIVERSITAIRE 2018-2019

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Remerciements

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont tout premièrement à Dieu tout puissant pour la volonté, la santé et la puissance qu'il m'a donné durant toutes ces années d'études.

Le présent travail a été effectué au sein du Laboratoire Construction, Transport et Protection de l'Environnement, de l'Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem.

Je suis très heureux de témoigner ma profonde estime à mes directeurs de thèse, Messieurs les professeurs **Hanifi MISSOUM** et **Karim BENDANI**, de m'avoir confié un sujet de recherche important, ainsi que pour toute la confiance et l'attention qu'ils m'ont accordé tout au long de ce travail, par leurs aides, leurs sens de la motivation, leurs conseils éclairés, leurs grandes disponibilités, leurs encouragements ainsi que leur profonde humanité qui m'ont été très utiles pour mener à bien ce travail de recherche.

Et par la même occasion, je vous souhaite chers Professeurs une longue vie pleine de bonheur et de prospérité.

J'exprime également toute ma reconnaissance à Monsieur le professeur HIMOURI Slimane qui a accepté de présider mon jury de thèse.

Mes vifs remerciements s'adressent aussi à Messieurs, DELLA Nouredine et HARICHANE Khelifa de m'avoir fait l'honneur d'être les examinateurs de cette thèse. Et par la même je leur exprime ma profonde gratitude.

Je tiens à remercier très sincèrement mes parents pour leur aide et leur abnégation particulièrement ma mère, pour son affection permanente, ses conseils d'aller toujours vers l'avant et de ne jamais s'arrêter à mi-chemin ainsi que du courage régulier et permanent durant tout mon cursus. Sans oublier mon cher père si Hadj Mostefa, pour ses connaissances scientifiques, son expérience et son sens critique aiguisé, qui ont été pour moi une source de savoir et de constance. Son soutien permanent, ses qualités humaines, sa disponibilité et son

vif caractère de réflexion. Veuillez accepter mes chers parents en ces quelques lignes toute ma profonde gratitude.

Je remercie vivement ma chère sœur Dr Aicha BESSAIM, Maitre de conférences à l'Université de Mustapha Stambouli de Mascara, pour ses idées et ses remarques pertinentes qui m'ont été des plus précieuses durant toutes ces années de recherches.

Je remercie tous mes collègues du laboratoire LCTPE, pour leur bonne humeur, leur aide durant ces années de thèse, pour tous les moments inoubliables que j'ai partagés avec eux et avec qui je garde des souvenirs impérissables.

Pour terminer, j'ai une pensée pour toutes celles et ceux qui m'ont permis de mener à bien ce travail de recherche, à savoir ma famille et mes amis. Et pour terminer je remercie tous mes enseignants du primaire à l'université.

Enfin, je remercie tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de cette thèse.

Dédicaces

DEDICACES

À la mémoire de ma très chère grand-mère.

À ma très chère mère qui a su m'entourer de tout son amour, de toute son affection durant mes études.

À mon très cher père pour son aide, ses conseils et son soutien.

À mes sœurs Fatima Zohra, Amina et Aicha.

À tous ceux qui m'ont encouragé tout au long de ce travail.

ملخص

ملخص

ركزت هذه الدراسة على العلاج الكهروكيميائي للتربة غير المتجانسة ذات الملوحة العالية، بهدف معالجتها واستقرارها. ولتحقيق هذه الغاية، سلسلة من التجارب الكهروكيميائية قد اجريت عن طريق جهاز تجريبي تم تطويره في مختبر LCTPE في جامعة عبد الحميد بن باديس، مستغانم، الجزائر. أظهرت النتائج بأن تطبيق التيار الكهربائي داخل التربة، يولد هجرة الأيونات عن طريق عملية الهجرة الكهربائية. بالإضافة الى ذلك، يحدث تدفق مائي من الأنود إلى الكاثود، معروف باسم التدفق الكهرو- ازموتيك. هاتان العمليتان تضمنان هجرة واستخلاص الأملاح، مما يساعد على معالجة التربة. من جهة اخرى، فإن الزيادة في التيار الكهربائي تعمل على تحسين المعالجة الكهربائية. معدلات الاستخلاص المثلى للأملاح قدرت بـ 88 و 85 % لأملاح الصوديوم والبوتاسيوم و 58 % لأيونات الكالسيوم. فيما يتعلق بالاستقرار الكهروكيميائي، تم اختيار هيدروكسيد الكالسيوم كعامل استقرار. تم هذا الاختيار، بناء على قدرته القوية على تحسين العوامل الجبوتقنية، كذلك على فعاليته على استبدال ايونات الصوديوم. تم تزويد التربة بالمضافات عن طريق خزان موصل على مستوى الأنود. في الأخير أجريت اختبارات فيزيائية وميكانيكية على التربة المحسنة، قصد معرفة أداء المعالجة الكهروكيميائية على تحسين الخصائص الجبوتقنية للتربة. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها قوة قص التربة المعالجة تحسنت بـ 4 مرات مقارنة بالتربة الطبيعية، مما يثبت كفاءة العلاج الكهروكيميائي.

كلمات البحث:

العلاج الكهروكيميائي، الاستقرار، التحسين، الخواص الميكانيكية، الملوحة.

Résumé

Résumé

Ce travail de thèse a porté sur le traitement électrochimique des sols hétérogènes à forte salinité, en vue de leur remédiation et leur stabilisation. A cet effet, différents essais électrochimiques ont été effectués par le biais d'un dispositif expérimental développé au sein du laboratoire LCTPE à l'université d'Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie. L'application d'une tension au sein de la matrice du sol, engendre un mouvement des espèces chimiques présentes dans le sol par électro-migration, ainsi qu'un écoulement d'eau de l'anode vers la cathode, connu comme le flux électroosmotique. Ces deux processus assurent la migration et l'extraction des sels, et par conséquent la remédiation du sol en question. En outre, une augmentation de la tension appliquée, permet d'améliorer davantage l'électroremédiation. Les taux optimaux d'extraction des sels obtenus ont été de l'ordre de 88 et 85% pour les sels de sodium et de potassium respectivement, et de 58% pour les ions calcium. En ce qui a trait à la stabilisation électrochimique, l'hydroxyde de calcium a été choisi comme agent stabilisant. Ce choix a été décidé, en se basant sur son pouvoir flocculant et stabilisant, ainsi en raison de ses propriétés à substituer aux ions de sodium (Na^+) et par conséquent à former des agents de cimentation, de sorte d'améliorer la portance du sol en question. L'injection de la solution stabilisante est assurée par un réservoir installé au niveau de l'anode. Des essais physico-mécaniques ont été effectués sur le matériau après essai, afin de déterminer la performance du traitement électrochimique sur l'amélioration des propriétés géotechniques du sol en question. Les résultats obtenus ont montré que la résistance au cisaillement et la portance du sol ont augmenté 4 fois par rapport à celles du sol à l'état initial, ce qui prouve l'efficacité du processus électrochimique.

Mots clés :

Electrochimique, Traitement, Stabilisation, Remédiation, Propriétés Mécaniques, Salinité.

Abstract

Abstract

The work in this thesis is focused on the electrochemical treatment of high saline heterogeneous soils, with regard to their remediation and stabilization. In this aim, several electrochemical experiments were carried out on collected soil samples via an experimental device developed at the LCTPE laboratory, University of Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algeria. The application of the electrical current within the soil matrix induces a movement of the chemical species by electro-migration. In addition, during treatment, a net water flow occurs from the anode to the cathode, known as the electroosmotic flow. These two processes ensure the migration and extraction of salts, and therefore the remediation of the soil specimen. Furthermore, an increase in the applied voltage, enhances the electro-remediation process. The optimal extraction rates of the salts obtained were 88, 85 and 58% for the sodium, potassium and calcium, respectively. For the electrochemical stabilization, calcium hydroxide has been chosen as a stabilizing agent. This choice was made, based on its flocculant and stabilizing power, and due to its properties to substitute sodium ions (Na^+), ensuring better improvement of the geotechnical properties of soil as well as the bearing capacity. The injection of the stabilizing solution was ensured by a tank installed at the level of the anode. Physico-mechanical tests were carried to investigate the performance of the electrochemical treatment. The results obtained showed that the shear strength was increased 4 times than the natural soil. This proves the efficiency of the electrochemical process.

Keywords:

Electrochemical, Treatment, Stabilization, Remediation, Mechanical Properties, Salinity.

Table des matières

TABLE DES MATIERES

ملخص

RESUME

ABSTRACT

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

LISTE DES NOTATIONS

Introduction générale.....	2
-----------------------------------	----------

CHAPITRE I : Synthèse Bibliographique

I.1.	Introduction.....	6
I.2.	Définition d'un sol hétérogène	6
I.3.	Les minéraux argileux.....	7
I.3.1.	Définition des minéraux argileux.....	7
I.3.2.	La charge des particules argileuses.....	8
I.3.3.	Les types d'argiles	9
I.3.3.1.	La kaolinite.....	9
I.3.3.2.	L'illite.....	10
I.3.3.3.	La montmorillonite.....	11
I.4.	La structure des argiles.....	13
I.5.	La forme des particules argileuses.....	14
I.6.	La surface spécifique des particules argileuses	14
I.7.	Interactions physico-chimiques entre l'eau et l'argile	16
I.7.1.	Les différents types d'eau	16
I.7.2.	Interaction eau-argile	17
I.7.2.1.	Les liaisons d'hydrogènes.....	17
I.7.2.2.	Les forces d'attraction de Van der Waals.....	18
I.7.2.3.	L'hydratation des cations échangeables.....	18
I.8.	La capacité d'échange cationique.....	19
I.9.	Le système argile-eau-électrolyte.....	20
I.10.	La double couche diffuse (DDL).....	21

I.11.	Les paramètres affectant la double couche diffuse (DDL).....	23
I.11.1.	L'effet de la température.....	23
I.11.2.	L'effet de la concentration de l'électrolyte sur la double couche diffuse	24
I.11.3.	L'effet de la valence ionique.....	24
I.11.4.	L'effet de la constante diélectrique.....	25
I.12.	Conclusion	26

CHAPITRE II : La Salinisation

II.1.	Introduction.....	28
II.2.	Définition de la salinisation.....	28
II.3.	La salinisation dans le monde et en Algérie.....	29
II.4.	Les types de salinité.....	30
II.4.1.	La salinité primaire.....	30
II.4.2.	La salinité secondaire.....	31
II.5.	La sodisation.....	31
II.6.	La genèse d'un sol salin ou sodique.....	32
II.7.	Classification des sols salins.....	33
II.7.1.	Sols salins.....	33
II.7.2.	Sols salins à alcalins.....	33
II.7.3.	Sols alcalins.....	33
II.8.	La différence entre les sols salins et les sols sodiques.....	33
II.9.	Les différents types de sels	35
II.9.1.	Les chlorures.....	35
II.9.2.	Les sulfates.....	35
II.9.3.	Les Carbonates.....	36
II.10.	Les paramètres influant la solubilité des sels.....	36
II.10.1.	La force ionique.....	37
II.10.2.	La température.....	37
II.10.3.	La variation du ph.....	38
II.10.4.	La présence d'autres sels.....	38
II.11.	Mouvement des sels dans le sol	38

II.11.1.	Les mécanismes du mouvements des sels	39
II.11.1.1.	La lixiviation	39
II.11.1.2.	La capillarité	39
II.12.	L'effet de la salinité	39
II.12.1.	L'effet de la salinité sur l'environnement.....	39
II.12.2.	L'effet de la salinité sur les propriétés du sol.....	40
II.12.3.	L'effet de la salinité sur les constructions.....	41
II.13.	Les techniques de traitement des sols salins.....	43
II.13.1.	La bio-remédiation.....	43
II.13.1.1.	La rhizofiltration.....	44
II.13.1.2.	La bio-stabilisation.....	44
II.13.1.3.	La bio-transformation.....	44
II.13.1.4.	La bio-stimulation.....	44
II.13.1.5.	La bio-extraction.....	44
II.13.1.6.	La bio-volatilisation.....	44
II.13.2.	Le traitement électrochimique.....	45
II.13.3.	Le lessivage ex-situ.....	46
II.13.4.	Le traitement par pompage.....	47
II.13.5.	L'excavation.....	47
II.13.6.	Le traitement thermique.....	48
II.13.6.1.	L'incinération.....	48
II.13.6.2.	La désorption thermique.....	49
II.13.7.	L'amendement chimique.....	50
II.14.	Conclusion	51

CHAPITRE III: Le traitement Electrochimique Des Sols Salins

III.1.	Introduction.....	53
III.2.	Le principe du traitement électrochimique.....	53
III.3.	Les différents mécanismes liés au traitement électrochimique.....	53
III.3.1.	L'électrolyse	53
III.3.2.	L'électroosmose	54
III.3.3.	L'électro-migration.....	56

III.3.4.	L'électrophorèse	57
III.4.	Les différents travaux effectués portant sur la remédiation et la stabilisation des sols via le traitement électrochimique	57
III.5.	Les travaux réalisés sur la désalinisation par le traitement électrochimique.....	60
III.6.	Les différents transferts induits lors du traitement électrochimique.....	60
III.6.1	Le transfert hydraulique.....	60
III.6.2	Le transfert chimique.....	61
III.6.3	Le transfert électrique.....	63
III.7.	Les différents facteurs affectant le traitement électrochimique.....	65
III.7.1.	Les types de sols.....	66
III.7.2.	Les types de contaminants et leurs concentrations.....	66
III.7.3.	L'influence du pH.....	67
III.8.	L'aspect économique du traitement électrochimique.....	67
III.9.	Conclusion.....	68

CHAPITRE IV: La localisation et l'identification du sol à étudier

IV.1.	Introduction.....	70
IV.2.	La localisation de la région étudiée.....	70
IV.3.	Le climat.....	71
IV.4.	La pluviométrie.....	71
IV.5.	Les températures.....	72
IV.6.	Les caractéristiques du sol étudié.....	73
IV.6.1.	Le prélèvement des échantillons.....	73
IV.7.	La caractérisation géotechnique du sol étudié.....	74
IV.7.1.	Les propriétés physiques.....	74
IV.7.1.1.	L'analyse granulométrique des échantillons du sol (NF P 94-056).....	74
IV.7.1.2.	La teneur en eau (NF P 94-050).....	75
IV.7.1.3.	Les limites d'Atterberg (NF P 94-051).....	76
IV.7.1.3.1	La limite de liquidité (WL)	76
IV.7.1.3.2	La limite de plasticité (WP).....	77
IV.7.1.3.3	L'indice de plasticité (IP).....	77

IV.7.1.4.	La valeur au bleu de Méthylène (NF P 94-068).....	78
IV.7.1.5.	La teneur en matière organique (NF EN 12879-2000).....	80
IV.7.2.	Les propriétés chimiques.....	81
IV.7.2.1.	La détermination du pH et de la conductivité électrique.....	81
IV.7.2.2.	La détermination de la teneur en sels.....	82
IV.7.3.	Les propriétés mécaniques.....	83
IV.7.3.1.	L'essai de Proctor normal et modifié (NF P 94-093).....	83
IV.7.3.2.	L'essai de compressibilité à l'œdomètre (NF P 94-090).....	85
IV.7.3.3.	L'essai de gonflement à l'œdomètre (NF P 94-091).....	86
IV.7.3.4.	L'essai de cisaillement à la boîte de Casagrande (NF P 94-071).....	86
IV.8.	La mise en place du processus électrochimique.....	87
IV.8.1.	Le dispositif expérimental.....	87
IV.8.2.	Les électrodes utilisées.....	88
IV.8.3.	La préparation des échantillons pour le traitement électrochimique.....	89
IV.8.4.	La mise en marche du processus électrochimique.....	89
IV.9.	Conclusion	90

CHAPITRE V: La remédiation et la stabilisation électrochimique des échantillons

V.1.	Introduction.....	92
V.2.	L'effet du traitement électrochimique sur la remédiation des échantillons du sol.....	93
V.2.1.	L'effet du traitement sur la variation du courant électrique.....	93
V.2.2.	L'effet du traitement sur la variation de l'écoulement électroosmotique.....	94
V.2.3.	L'effet du traitement sur la variation du pH au niveau des électrodes.....	95
V.2.4.	La variation du pH à l'issue du traitement sous différentes tensions.....	97
V.2.5.	L'effet du traitement sur les variations de la conductivité électrique.....	98
V.2.6.	L'effet du traitement sur les variations du pourcentage de sodium échangeable (ESP) et sur le ratio du sodium adsorbé (SAR).....	99
V.2.7.	L'effet du traitement sur l'extraction des sels.....	101
V.3.	L'effet du traitement électrochimique sur l'amélioration et la stabilisation du sol.....	103
V.3.1.	L'effet du traitement électrochimique sur la variation du courant électrique...	103
V.3.2.	L'effet du traitement sur les variations de l'écoulement électroosmotique.....	104
V.3.3.	L'effet du traitement électrochimique sur les variations du pH.....	105
V.3.4.	L'effet du traitement électrochimique sur les variations de la conductivité électrique.....	106

V.3.5.	L'effet du traitement sur les variations des limites d'Atterberg.....	107
V.3.6.	L'effet du traitement électrochimique sur les variations de la teneur en eau...	108
V.3.7.	L'effet du traitement électrochimique sur les variations de la résistance au cisaillement non drainée.....	109
V.4.	Conclusion	110
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....		115
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		120
ANNEXES.....		135

Liste des figures

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I

Figure I.1	Les limites des classes granulométriques	6
Figure I.2 (a)	Unité tétraédrique.....	7
Figure I.2 (b)	Feuillet tétraédrique.....	7
Figure I.3 (a)	Unité octaédrique.....	7
Figure I.3 (b)	Feuillet octaédrique.....	7
Figure I.4	La substitution et l'apparition d'une charge sur un feuillet silicieux.....	8
Figure I.5	L'adsorption à l'équilibre et l'échange ionique	9
Figure I.6	La structure de la kaolinite.....	10
Figure I.7	La structure de l'illite.....	11
Figure I.8	La structure des montmorillonites.....	12
Figure I.9	Les photographies au microscope électronique à balayage des argiles.....	12
Figure I.10	La structure des minéraux argileux. (a) dispersée, (b) floculée, (c) floculée et agglomérée, (d) agglomérée, (e) la structure naturelle d'une argile.....	13
Figure I.11	Les différentes formes des particules argileuses.....	14
Figure I.12	Les surfaces internes et externes des particules argileuses.....	15
Figure I.13	Les différents types d'eau dans le sol.....	17
Figure I.14	Les liaisons possibles de l'eau inter-foliaire.....	19
Figure I.15	La distribution des cations et des anions adjacents à une particule argileuse selon la théorie de la double couche diffuse.....	20
Figure I.16	(a) La structure de la double couche diffuse adjacente à la surface des particules argileuses. (b) Le potentiel de distribution des anions et cations à partir de la surface d'argile.....	22
Figure I.17	La variation du potentiel de surface avec la concentration ionique.....	24

CHAPITRE II

Figure II.1	La répartition des sols salins en Algérie.....	30
Figure II.2	Le mécanisme du phénomène de salinisation des sols.....	32
Figure II.3	La dégradation de la végétation en raison de la forte salinité.....	40
Figure II.4	La dégradation de la couche de roulement d'une route en raison de la remontée d'eau saline	42
Figure II.5	La dégradation d'une poutre en béton armé en milieu salin.....	42
Figure II.6	La dégradation d'un mur en brique par accumulation de sels.....	43
Figure II.7	Les étapes de la bio-remédiation des sols.....	45
Figure II.8	Le traitement électrochimique.....	46
Figure II.9	Schéma descriptif du lavage ex-situ.....	46
Figure II.10	Schéma descriptif d'un traitement par pompage.....	47
Figure II.11	Schéma descriptif d'excavation des sols contaminés.....	48
Figure II.12	Schéma descriptif de l'incinération par four rotatif.....	49
Figure II.13	Schéma descriptif d'un traitement par désorption thermique.....	50
Figure II.14	Le traitement par amendement en chaux	50

CHAPITRE III

Figure III.1	La comparaison entre l'écoulement électroosmotique et l'écoulement hydraulique.....	55
Figure III.2	La perméabilité hydraulique selon la loi de Darcy.....	60
Figure III.3	La loi de Fick de diffusion.....	62
Figure III.4	Le transfert électrique au sein de la matrice du sol.....	64

CHAPITRE IV

Figure IV.1	La localisation de la région d'Ain Nouissy	70
Figure IV.2	La carte du classement climatique selon Köppen-Geiger	71
Figure IV.3	Le diagramme des températures de la région étudiée	73
Figure IV.4	Le positionnement des points de prélèvement des échantillons	73
Figure IV.5	La classification triangulaire des sols fins	75
Figure IV.6	Le séchage des échantillons du sol à l'étuve	75
Figure IV.7	L'appareil de Casagrande pour la détermination de la limite de liquidité	76
Figure IV.8	La limite de liquidité (W_L) des échantillons	77
Figure IV.9	La limite de plasticité (W_P) des échantillons	77
Figure IV.10	Le diagramme de plasticité et de la classification des sols fins	78
Figure IV.11	La réalisation de l'essai au bleu de méthylène	79
Figure IV.12	L'essai au bleu de méthylène	79
Figure IV.13	Le four pour la détermination de la teneur en matière organique	80
Figure IV.14	La mesure du pH et de la conductivité électrique du sol	82
Figure IV.15	Le spectrophotomètre à flamme pour la détermination des sels	82
Figure IV.16	Schéma explicatif d'un spectrophotomètre	83
Figure IV. 17(a)	L'essai de Proctor normal	84
Figure IV.17 (b)	Le moule CBR pour la réalisation du Proctor modifié	84
Figure IV.18	L'essai de compressibilité à l'œdomètre	85
Figure IV.19	L'essai de gonflement libre à l'œdomètre	86
Figure IV.20	L'essai de cisaillement direct	87
Figure IV.21	Le dispositif expérimental de la cellule électrochimique	88
Figure IV.22	Le schéma descriptif du protocole expérimental	90

CHAPITRE V

Figure V.1	les variations du courant électrique durant la remédiation électrochimique.....	94
Figure V.2	Les variations de l'écoulement électroosmotique au cours du traitement électrochimique.....	95
Figure V.3	Les variations du pH au niveau des électrodes au cours du traitement. (a) La variation du pH avec 15V. (b) La variation du pH avec 25V. (c) La variation du pH avec 35V. (d) La variation du pH avec 45V.....	97
Figure V.4	Les variations du pH à la fin du traitement électrochimique.....	98
Figure V.5	Les variations de la conductivité électrique à l'issue du traitement électrochimique.....	99
Figure V.6	Les variations de l'ESP et du SAR à la fin du traitement électrochimique.....	101
Figure V.7	Les variations de l'extraction des sels durant le traitement électrochimique. (a) L'extraction des sels avec 15V. (b) L'extraction des sels avec 25V. (c) L'extraction des sels avec 35V. (d) L'extraction des sels avec 45V.....	103
Figure V.8	Les variations du courant électrique durant la stabilisation électrochimique.....	104
Figure V.9	Les variations de l'écoulement électroosmotique au cours de la stabilisation électrochimique.....	105
Figure V.10	Les variations du pH à la fin de la stabilisation électrochimique.....	106
Figure V.11	Les variations du courant électrique à l'issue du traitement électrochimique.....	107
Figure V.12	Les variations de la teneur en eau à l'issue de la stabilisation électrochimique.....	109
Figure V.13	Les variations du courant électrique durant le traitement électrochimique.....	110

Liste des tableaux

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau I.1	Les caractéristiques des principaux types d'argiles	12
Tableau I.2	La surface spécifique des particules argileuses	15
Tableau I.3	La capacité d'échange cationique pour quelques argiles	19
Tableau I.4	L'effet de la température sur la constante diélectrique de l'eau	23

CHAPITRE II

Tableau II.1	Les différents types des sols salins en fonction de leur taux de conductivité électrique	28
Tableau II.2	La répartition des sols salins et sodique dans le monde.....	29
Tableau II.3	Les principales propriétés des sols salins et sodiques.....	34
Tableau II.4	La solubilité maximale des principaux sels dans l'eau en g/l.....	37

CHAPITRE III

Tableau III.1	Le coefficient électroosmotique en fonction des différents types de sol..	56
Tableau III.2 (a)	Quelques travaux réalisés sur la stabilisation du sol via le processus électrochimique.....	58
Tableau III.2 (b)	Quelques travaux réalisés sur la remédiation des sols au moyen du traitement électrochimique.....	58
Tableau III.3	Les travaux réalisés in-situ.....	59
Tableau III.4	Les coefficients de diffusion des différents ions.....	63
Tableau III.5	Les différents phénomènes de conduction dans la matrice du sol.....	65

CHAPITRE IV

Tableau IV.1	Les données pluviométriques de la région de Mostaganem (2002-2012)	72
Tableau IV.2	La distribution granulométrique du sol étudié.....	74
Tableau IV.3	Les valeurs de limite de consistance du sol étudié.....	78
Tableau IV.4	Classifications des sols selon la valeur au bleu de méthylène.....	80
Tableau IV.5	La teneur en matière organique du sol étudié.....	81
Tableau IV.6	Les types de sols en fonctions de la teneur en matières organiques.....	81
Tableau IV.7	Les concentrations en sels du sol étudié.....	83
Tableau IV.8	Les caractéristiques de compactage du sol étudié.....	84
Tableau IV.9	La pression de préconsolidation et les indices de compression et de gonflement du sol étudié.....	85

CHAPITRE V

Tableau V.1	Les conditions initiales de la remédiation électrochimique	92
Tableau V.2	Les conditions initiales de la stabilisation électrochimique	93
Tableau V.3	Les limites d'Atterberg des échantillons du sol après traitement	108

Liste des notations

LISTE DES NOTATIONS

MEB	Microscope électronique à balayage	
F	Les forces de Van der Waals	
d_a	La distance qui sépare deux atomes	Å
d_f	La distance qui sépare deux feuillets	Å
CEC	La capacité d'échange cationique	meq/100g
DDL	La double couche diffuse	
1/K	L'épaisseur de la double couche diffuse	
K	La constante de Boltzman	erg/k°
T	La température	°
ε	La charge électrique élémentaire de Coulomb	C
D	La constante diélectrique	
η_o	La concentration ionique	
v	La valence cationique	
CE	La conductivité électrique	dS/m
ESP	Le pourcentage du sodium échangeable	%
SAR	Le ratio de sodium adsorbé	
log K_{ps}	Le produit de solubilité du sel	
log K_{psi}	Le produit de solubilité du sel dans l'eau pure	
B	La constante de solubilité	
Z_a	La charge des anions	
Z_b	La charge des cations	
I	La force ionique de la solution	
Q_e	Le débit électroosmotique de l'eau,	
ξ	Le potentiel zêta	V/cm
H	La viscosité de l'eau	cm ² /s
i_e	La différence de potentiel électrique appliquée	V/cm
A	La section transversale du flux	cm ²
K_e	Le coefficient de perméabilité électroosmotique	cm ² /Vs

J	Le flux migratoire des espèces ioniques	
U	La mobilité ionique effective	m ² /Vs
C	La concentration des espèces ioniques	
J_w	Le flux hydrique	cm ² /s
Q_h	Le débit hydraulique	cm ³ /s
V	Le volume d'écoulement	cm ³
K_s	Le coefficient hydraulique	cm/s
ΔH	La différence du potentiel hydraulique entre deux points	cm
L	La distance longitudinale de l'écoulement	cm
J_i	Le vecteur du flux de diffusion	mol/cm ² /s
D_i*	La diffusivité	cm ² /s
C_i	La concentration	
τ_e	La tortuosité effective.	
I	Le courant	A
V	la tension	V
R	La résistance	Ohm
ρ	La résistivité	Ohm-m
σ	La conductivité électrique	dS/m
W	La teneur en eau	%
W_w	Le poids de l'eau	g
W_s	Le poids du sol sec	G
W_L	La limite de liquidité	%
W_P	La limite de plasticité	%
I_P	L'indice de plasticité	%
M.O.	La matière organique	%
O.P.N	L'optimum Proctor normal	
O.P.M	L'optimum Proctor modifié	
γ_{dmax}	La masse volumique sèche solide	g/cm ³
σ_v	La contrainte totale	KPa
σ'_v	La contrainte effective	KPa
e	L'indice des vides	
σ'_p	La contrainte de préconsolidation	bars
C_c	L'indice de compressibilité	%

C_g	L'indice de gonflement	%
φ	L'angle de frottement interne	°
C	La cohésion	KPa
N	La charge normale	Kg
T	La charge horizontale	Kg
σ_{nrupt}	La contrainte normale effective	KPa
τ_{rup}	La résistance au cisaillement effective à la rupture	KPa

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE

Les sols hétérogènes salins sont connus par leur faible portance, leur comportement dispersif et leur forte teneur en sels néfastes. Ces défauts présentent un préjudice majeur sur l'environnement, les constructions et les ouvrages en géotechnique. En Algérie, ces sols sont très répandus notamment dans les régions du nord Algérien, où prédominent un climat aride à semi-aride. La majeure partie de ces sols se localise sur les basses plaines de l'Oranie, sur le bassin de Cheliff et Mostaganem, dans la vallée de Mina à Relizane et au niveau des hautes plaines de Constantine et Sétif, où la surface affectée recouvre plus de 40 millions d'hectares (Durand 1958 et INSID 2008). A l'échelle internationale, ces sols couvrent une surface d'un milliard d'hectares, approximativement 10 fois la surface du Venezuela et 20 fois la superficie d'un pays comme la France (Yensen 2008). Il est désormais reconnu que les effets de la salinité représentent une contrainte qui limite et restreint l'exploitation de ces sols. Il convient donc dorénavant de prendre des directives majeures et des mesures drastiques pour limiter les conséquences de cette menace sur l'environnement en général et les constructions en génie civil en particulier.

L'étude menée dans le cadre de cette thèse, au sein du laboratoire de Construction, Transport et Protection de l'Environnement (LCTPE) à l'Université d'Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, contribue à l'étude de la performance du traitement électrochimique comme procédé de remédiation, de stabilisation et d'amélioration, appliqué aux sols hétérogènes salins. De ce fait, ce travail porte sur deux axes : un premier, qui traite de la remédiation et la décontamination des sols hétérogènes salins et un deuxième, qui sera orienté vers la stabilisation et l'amélioration de ces sols, notamment leur portance. Le sol étudié se localise dans la région d'Ain Nouissy, Mostaganem, Algérie. Il est caractérisé par une forte teneur en sels, notamment le sodium. Due à la présence du sel sodique, les matériaux qui s'y trouvent présentent une structure dispersive, avec une faible résistance mécanique et donc une compressibilité élevée. En vue de stabiliser et d'améliorer ces sols, il est donc parfaitement judicieux de procéder à une phase de remédiation et de décontamination, pour que le sol en question peut répondre aux différentes exigences et critères sévères appliqués en géotechnique. De surcroit, une stabilisation n'étant envisageable que si le taux de sels est

inférieur à un seuil requis, la mise en œuvre d'un procédé de décontamination est indispensable pour faire décroître le taux de ces contaminants. Face à ces exigences sévères, le traitement électrochimique apparaît comme une technique très prometteuse, applicable sur des sols hétérogènes. Ce processus peut permettre en effet de réaliser un traitement couplé de décontamination, mais aussi d'amélioration et de stabilisation. Le principe du traitement électrochimique repose sur l'application d'une différence de potentiel via d'électrodes insérées dans la matrice du sol. L'application du courant électrique entraîne une série de phénomènes complexes tels que l'électro-migration et l'électro-osmose. Ces mécanismes régissent la migration, le transport d'ions et d'espèces chargées présentes dans le sol, favorisant ainsi la remédiation, l'amélioration et la stabilisation du sol.

Ce travail s'articule autour de cinq chapitres :

Le premier chapitre correspond à une synthèse bibliographique sur les sols hétérogènes, qui comprend une présentation des principaux constituants de ces sols, en rappelant leur aspect microscopique englobant leur minéralogie, leur microstructure et leur texture. De même, vue la grande rétention des sels et des contaminants qui s'insère au sein de la surface des argiles, une profonde description sera consacrée à ces minéraux, en passant par la charge de la surface argileuse, la capacité d'échange cationique jusqu'aux différentes interactions physico-chimiques entre l'eau et l'argile.

Le deuxième chapitre sera dédié à la présentation du phénomène de salinisation des sols hétérogènes, de la surface affectée par ce fléau au niveau national et international. Une description des effets néfastes de la salinité sur l'environnement, ainsi que sur les constructions. Une description des différentes techniques expérimentales de remédiation et de stabilisation de ces sols sera également abordée.

Le troisième chapitre abordera une description des différentes réactions induites dans la matrice du sol lors du traitement électrochimique. Les différents types de transferts seront abordés à savoir le transfert hydraulique, le transfert chimique et le transfert électrique.

Le quatrième chapitre présentera l'ensemble des matériels et méthodes mis en œuvre tout au long de ce travail. Une description de la zone étudiée ainsi que sa caractérisation. La description du montage de laboratoire pour les essais électrochimiques.

Le cinquième chapitre décrira l'ensemble détaillé des résultats électrochimiques sur le sol en question. En premier lieu, l'accent sera particulièrement axé sur la détermination des paramètres chimiques intrinsèques perturbateurs à savoir les sels et la contribution du processus électrochimique sur la décontamination des ces derniers. La seconde phase consistera à l'interprétation du potentiel de ce traitement sur les propriétés physiques et mécaniques du sol étudié.

Une conclusion générale sur les résultats des travaux effectués dans les deux axes ainsi que les perspectives envisagées qui seront présentées à la suite des cinq chapitres.

Chapitre I
Synthèse bibliographique

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. Introduction

Un sol est défini comme le produit de décomposition des roches sous l'action de différents agents, à savoir les agents physiques, chimiques et mécaniques. Ces dernières produisent des matériaux hétérogènes avec des proportions variables et avec des particules de différentes dimensions et de tailles, ainsi on a des structures avec une minéralogie plus ou moins complexe. Ce qui rend l'étude, une tâche très difficile et extrêmement complexe.

I.2. Définition d'un sol hétérogène

En mécanique des sols, un sol hétérogène est défini comme étant un matériau dont les propriétés varient considérablement à l'intérieur d'une même masse de sol. En terme macroscopique, ces sols regroupent différents diamètres, divisant ainsi le sol en deux catégories, à savoir les sols grenus et les sols fins. Selon, la norme ASTM (D-422 et D-653), les sols grenus sont constitués d'un mélange de particules dont le diamètre est supérieur à 75 microns. Ils regroupent principalement les blocs, les cailloux, les graviers et les sables. Ces sols possèdent une cohésion quasi-nulle où leur comportement est lié aux propriétés du squelette solide. Pour le cas des sols fins, ils regroupent principalement les particules dont le diamètre est inférieur à 75 microns, tels que les limons, les argiles et les colloïdes. Ils sont connus par leur caractère cohérent, assuré par des frottements et des forces d'attraction entre les grains. Cette caractéristique est due à la présence de fines particules argileuses à l'intérieur de la matrice du sol. Ces minéraux sont pour la majorité des cas la source majeure de différents dégâts en géotechnique et en géo-environnementale, en raison de leur grande affinité pour l'eau ainsi que leur capacité de rétention des contaminants très importante. De ce fait, il est primordial de connaître la terminologie et la structure de ces minéraux. La Figure I.1, illustre la classification du sol en fonction de la taille du squelette granulaire.

Blocs	Cailloux	Gravier	Sable			Limons	Argiles	Colloïdes
			Grossiers	Moyens	Fins			
300	75	4.75	2.0	0.425	0.075	0.002	0.001	

Figure I.1. Les différentes classes granulométriques (Holz et Kovacs, 1991)

I.3. Les minéraux argileux

I.3.1. Définition des minéraux argileux

Au sens minéralogique du terme, les argiles sont des silicates d'alumine hydratés et lamellaires : les phyllosilicates (Grim, 1968). Le terme « argile » se réfère à la fois à la taille et au type du minéral. En terme de taille, il fait référence à tous les composants d'un sol dont la taille est inférieure à $2\mu\text{m}$. En terme de minéral, il se réfère à des minéraux argileux spécifiques, qui se distinguent par une petite taille, ainsi que par une charge électrique négative et d'une plasticité lorsqu'elle est mélangée avec de l'eau et une résistance élevée aux intempéries (Mitchell et Soga, 2005). Les structures des silicates lamellaires communs sont constituées de deux unités de structure : le tétraèdre de silice et de l'octaèdre d'aluminium ou de magnésium, sont montrés sur la Figure I.2. (a) et la Figure I.3. (a), respectivement. La combinaison d'unités tétraédriques de silice donne un feuillet de silice, comme l'illustre la Figure I.2. (b) et la combinaison d'unités octaédriques d'hydroxyde d'aluminium donne un feuillet octaédrique, comme le montre la Figure I.3. (b). Les différents modes d'empilement de ces feuillets de silice et d'alumine et les différentes formes de liaison entre elles produisent différents minéraux argileux, et qui se comportent différemment. À cet égard, de nombreuses caractéristiques physiques et chimiques des sols argileux dépendent fortement de la quantité et du type de minéraux argileux présents dans le sol.

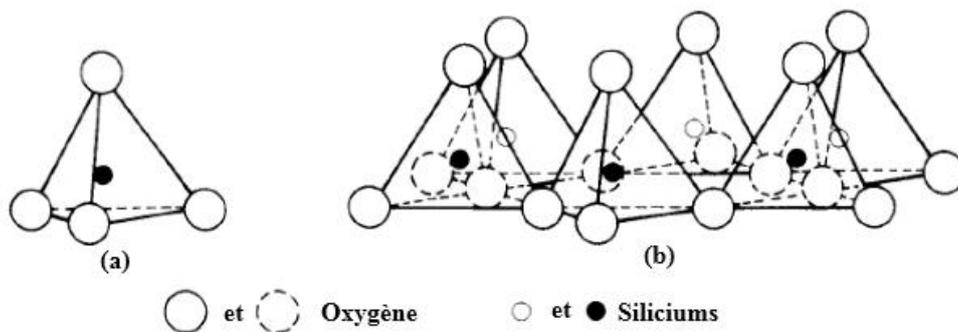


Figure I.2. (a) Unité tétraédrique, (b) Feuillet tétraédrique (Mitchell et Soga, 2005)

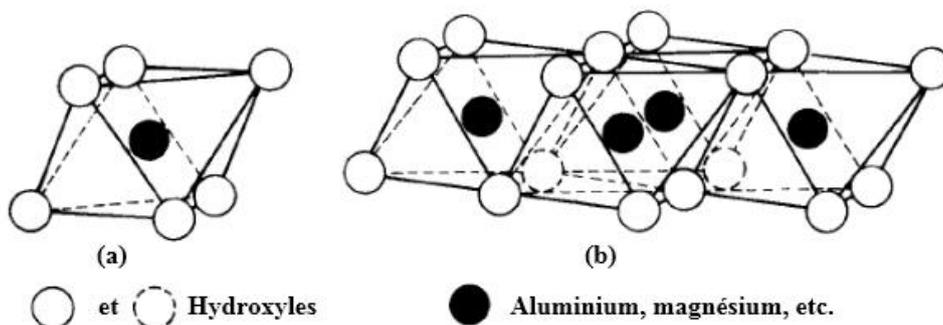


Figure I.3. (a) Unité octaédrique, (b) Feuillet octaédrique (Mitchell et Soga, 2005)

I.3.2. La charge des particules argileuses

Cependant, des imperfections peuvent exister dans cet arrangement, notamment les remplacements isomorphiques qui conduisent à la substitution d'un atome par un autre. Dans une couche tétraédrique, un ion Si^{4+} peut être remplacé par un ion Al^{3+} , comme le montre la Figure I.4. Ces substitutions peuvent se produire au niveau de la couche octaédrique, où un ion Al^{3+} peut être remplacé par un ion Mg^{2+} , ou un ion Fe^{2+} . Quand la structure est incomplète, le cristal présente un déséquilibre électrique, qui se traduit par une charge réticulaire négative (Van Olphen, 1991). A cette perte de valence deux conséquences majeures apparaissent : l'apparition d'une capacité d'échange cationique, et la formation d'une couche diffuse autour des particules (Van Olphen, 1991 ; Mitchell et Soga, 2005). Ces deux faits sont étroitement liés à l'eau, et aux électrolytes présents dans le sol.

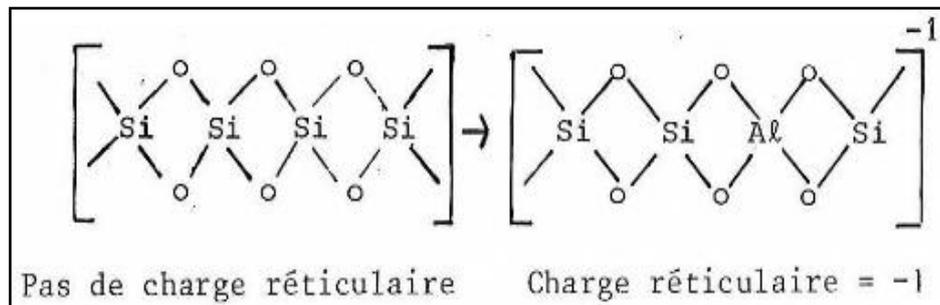


Figure I.4. La substitution et l'apparition d'une charge réticulaire sur un feuillet silicieux (Cuisset, 1980)

En plus des substitutions isomorphiques, qui confèrent aux particules argileuses une charge négative, une charge de surface additionnelle s'ajoute, étroitement liée à la variation du pH. Cette charge est soit de signe positif ou négatif, selon le pH du milieu et des réactions chimiques qui se produisent à la surface des minéraux. La Figure I.5 illustre la variation de cette charge dans le cas des kaolinites et des smectites.

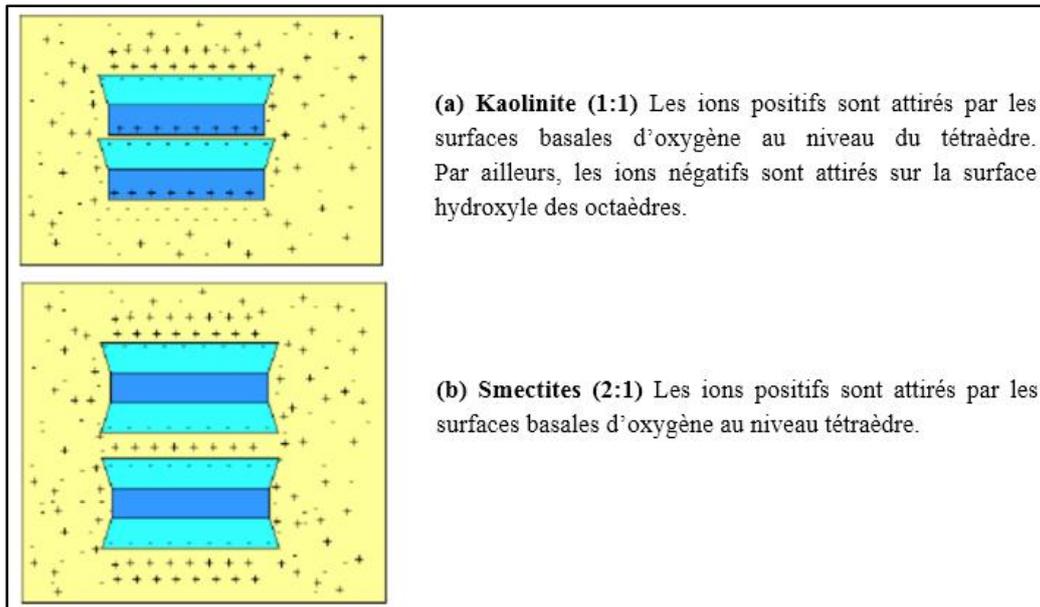


Figure I.5. L'adsorption à l'équilibre et l'échange ionique (Schroeder, 2002)

I.3.3. Les types d'argiles

Trois critères seront pris en compte dans la classification des minéraux argileux tels que l'épaisseur de la couche, la composition "diotétraédrique" ou "triotétraédrique", la teneur ionique de la couche, et la séquence d'empilement des couches (Mitchell et Soga, 2005). Sur la base de ces critères, nous pouvons distinguer trois types d'argiles les plus courants, à savoir la kaolinite (1:1), l'illite et la montmorillonite (2:1).

I.3.3.1. La kaolinite

La kaolinite est un phyllosilicate de type 1:1, qui se compose d'une couche de silice (Si) et d'une couche d'alumine (Al). L'épaisseur du feuillet est d'environ 7 \AA , comme le montre la Figure I.6. Le contact entre les feuillets se fait suivant un plan contenant des ions d'hydroxyde (OH) provenant de l'octaèdre et des ions d'oxygène (O^{2-}) du tétraèdre. Ces liaisons interfoliaires sont assurées de l'effet combiné des liaisons d'hydrogènes et des forces de Van Der Waals, qui leurs confèrent par conséquent un lien assez fort. Ces liaisons sont très fortes, rendant les kaolinites peu sensibles à l'eau, et par conséquent une faible influence aux changements volumétriques. A cet effet, les kaolinites sont des argiles dites peu gonflantes.

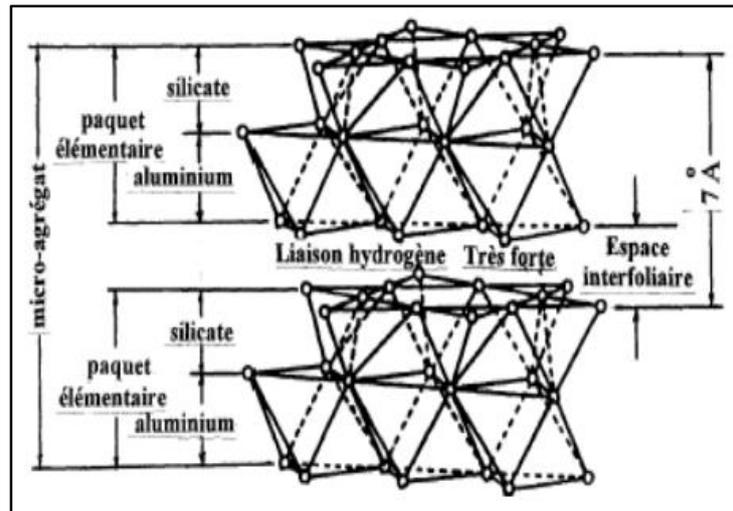


Figure I.6. La structure cristalline de la kaolinite (Hazmoune, 2010).

I.3.3.2. L'illite

Le feuillet élémentaire des illites est composé d'une couche d'aluminium comprise entre deux couches de silice. Ce minéral est de type 2:1. Chaque feuillet possède une épaisseur approximative de 10 Å, comme l'évoque la Figure I.7. Les liaisons entre les feuillets sont moins fortes que celles des kaolinites, ce sont des argiles dites moyennement gonflantes. Des substitutions des ions d'aluminium (Al^{3+}) par des ions magnésiums (Mg^{2+}) et des ions de fer (Fe^{2+}), ainsi que des ions de silice (Si^{4+}) par des ions d'aluminium (Al^{3+}) sont possibles. Le déficit de charge qui en découle est compensé par des cations de potassium (K^+). La forte liaison assurée par la présence de ces cations contribue à renforcer les liaisons inter feuillets. A cet égard, le comportement des illites devient similaire à celui des kaolinites, et ceci après la compensation.

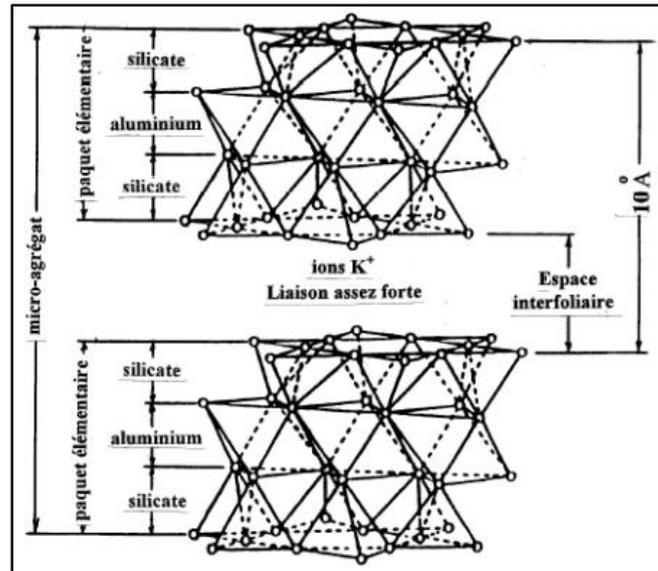


Figure I.7. La structure cristalline de l'illite (Hazmoune, 2010).

I.3.3.3. La montmorillonite

Le feuillet élémentaire est composé d'une couche d'aluminium comprise entre deux couches de silice. Le type de ces argiles est de 2:1. L'épaisseur d'un feuillet est d'environ 15 Å, comme le montre la Figure I.8. Dans ce type d'argiles, il n'existe aucune liaison entre les feuillets élémentaires capable de maintenir étroitement les feuillets entre eux. De ce fait, les liaisons entre les feuillets sont moins fortes que celles des kaolins et des illites. Cette faiblesse leur confère une grande affinité à l'eau ainsi que des surfaces spécifiques trop importantes. A cet égard, les montmorillonites sont des argiles très gonflantes. De surcroît, les grandes substitutions isomorphiques du silicium et de l'aluminium par d'autres cations, confèrent aux minéraux de montmorillonite, une capacité d'échange cationique trop importante de l'ordre de 80 à 150 meq/100 g. Par ailleurs, les montmorillonites ont une grande surface spécifique allant jusqu'à 120 m²/g (Mitchell et Soga, 2005). Sur la base de ces caractéristiques, ces argiles possèdent un comportement très colloïdal, plastique et gonflant. Le tableau I.1 résume les caractéristiques des différents types d'argiles.

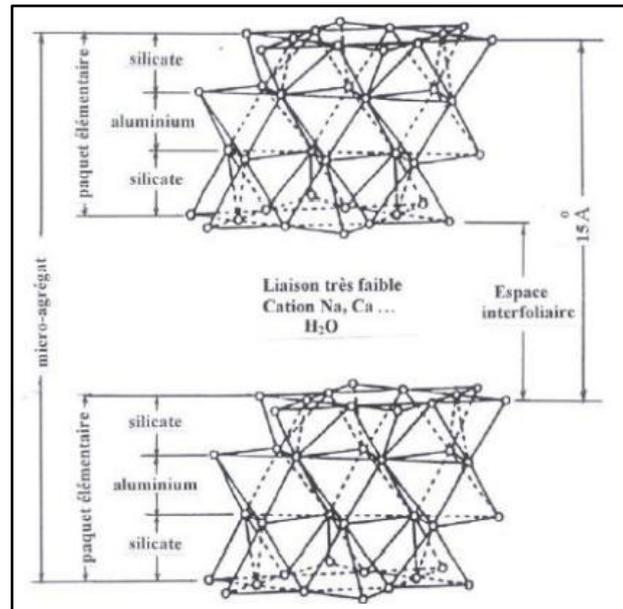


Figure I.8. La structure cristalline de la montmorillonite (Hazmoune, 2010 ; Rautureau, 2011)

Tableau I.1. Les caractéristiques des principaux types d’argiles (Ferrah, 2006)

Nom	Type	Nombre de feuillets par particule	Diamètre d’une particule (µm)	Epaisseur d’une particule (µm)
Kaolinite	1:1	100-200	0.1-4	1-10
Illite	2:1	1-10	0.1-1	0.003-0.1
Montmorillonite	2:1	1	0.1	0.001

Par ailleurs, la Figure I.9, présente la structure des différents types d’argile prise au microscope électronique à balayage (MEB).

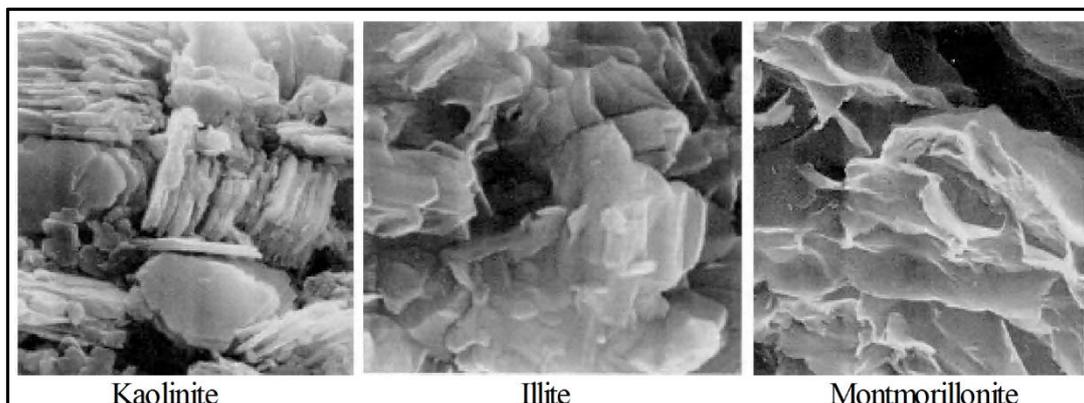


Figure I.9. Les photographies au microscope électronique à balayage des argiles (Mitchell et Soga, 2005)

La minéralogie est fondamentale pour la compréhension des propriétés géotechniques et est un facteur déterminant, qui spécifie les tailles, les formes et les caractéristiques de surface des particules dans un sol. Elle détermine les interactions avec les phases fluides. Ces facteurs influent sur la plasticité, le gonflement, la compressibilité, la résistance au cisaillement et la perméabilité du sol. À cet égard, la remédiation géo-environnementale et le traitement des sols fins nécessitent une compréhension de la minéralogie et du comportement physico-chimique du sol dans des conditions environnementales variées (Mitchell et Soga, 2005).

I.4. La structure des argiles

Les propriétés du sol, tels que la résistance au cisaillement, la perméabilité et la compressibilité dépendent de la taille, la forme, les arrangements des particules et les forces entre elles (Mitchell et Soga, 2005). Les forces de répulsion et d'attraction entre les particules minérales d'argile dans des conditions spécifiques de sédimentation provoquent différents types de structures pour la même argile minérale. Cette structure peut être définie comme: dispersé, floculée, agrégée et défloculée, comme le montre la Figure I.10. La structure naturelle de l'argile est en réalité une combinaison complexe de toutes ces structures de base, y compris des particules granulaires de limon ou de sable. Avec ces théories, il peut finalement être possible d'expliquer le comportement mécanique des masses de sol en tenant compte des arrangements et des distributions des particules de sol. Le comportement mécanique d'un sol dépend fortement de la structure du sol. En général, un sol floculé présente une résistance plus élevée, une perméabilité plus élevée et une faible compressibilité qu'un sol de même nature avec le même indice des vides mais avec une structure dispersée (Lambe et Whitman, 1979).

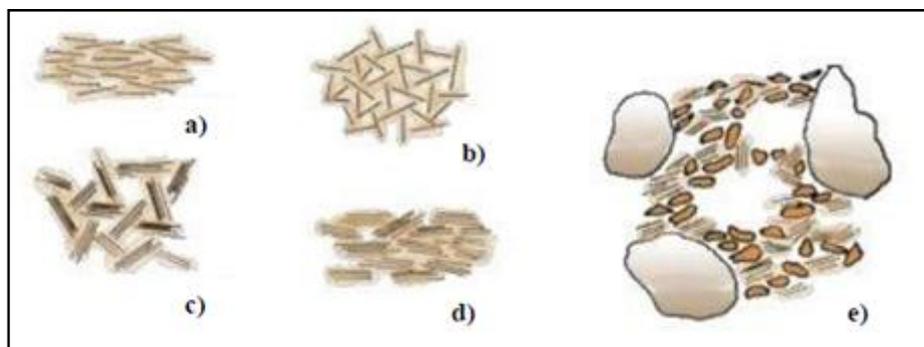


Figure I.10. La structure des minéraux argileux. (a) dispersée, (b) floculée, (c) floculée et agglomérée, (d) agglomérée, (e) la structure naturelle d'une argile (Olphen, 1963)

I.5. La forme des particules argileuses

Les argiles se présentent sous trois formes :

- **En forme de flocons**

Elles sont caractérisées par une même dimension dans les deux directions, ainsi qu'une épaisseur équivalente à $1/20^{\text{ème}}$ de leur longueur.

- **En forme de lattes**

Cette forme d'argile possède une dimension plus longue, ainsi qu'une épaisseur équivalente à $1/20^{\text{ème}}$ de la longueur.

- **En forme d'aiguilles**

Ce type est de forme est très rare. Les particules présentent deux dimensions similaires avec la troisième dimension qui est beaucoup plus grande. La Figure I.11 montre les différentes formes des particules d'argiles.

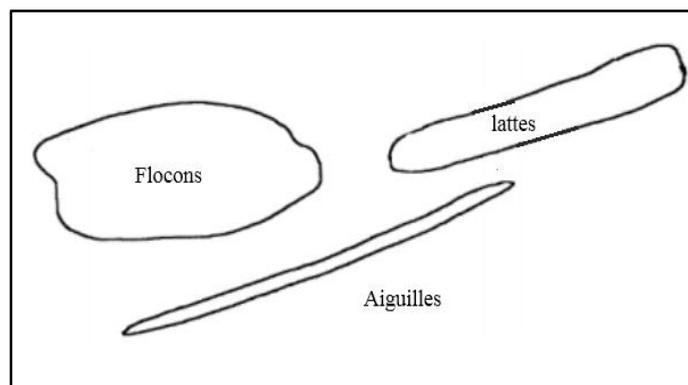


Figure I.11. Les différentes formes des particules argileuses (Fagel, 2005)

I.6. La surface spécifique des particules argileuses

Les particules d'argiles sont définies comme étant des minéraux de taille infime. Cette propriété leur confère une surface spécifique beaucoup plus importante par rapport au volume des particules, appelée également Aire massique. La surface spécifique d'une particule d'argile correspond à la surface totale composée de la surface externe, c'est-à-dire la surface entre les particules, ainsi que la surface interne, qui correspond à l'espace interfoliaire. La Figure I.12 illustre la surface spécifique d'une kaolinite et une montmorillonite (Eslinger et Peaver, 1988).

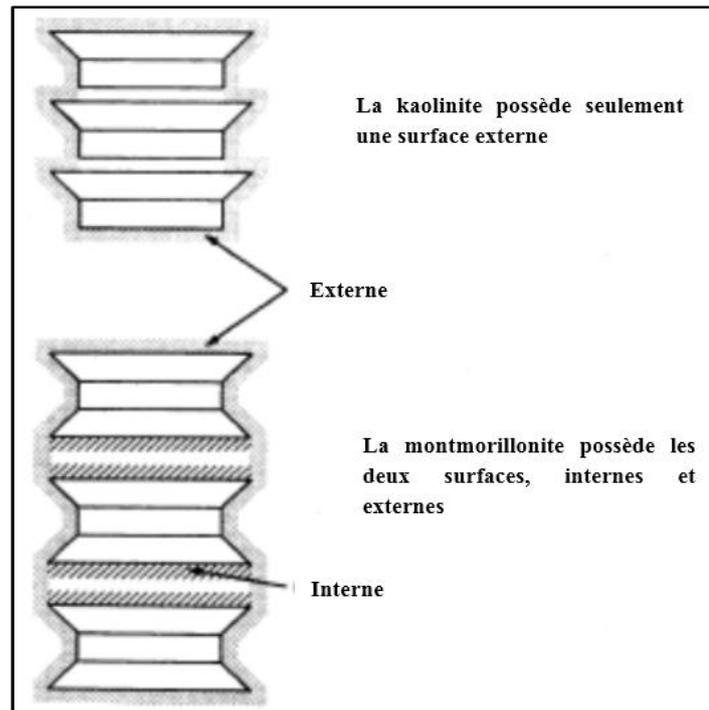


Figure I.12. Les surfaces internes et externes des particules argileuses
(Eslinger et Peaver, 1988)

Le tableau I.2 donne les valeurs caractéristiques des surfaces des grandes familles argileuses. Cette caractéristique est très importante, qui définit le comportement mécanique des particules argileuses. D'après ce tableau, nous pouvons constater que les montmorillonites possèdent une grande surface spécifique, ce qui leurs approprient par conséquent un gonflement d'autant plus important en comparant avec d'autres argiles, à l'instar des kaolinites qui possèdent de faible surface spécifique.

Tableau I.2. La surface spécifique des particules argileuses (Eslinger et Peaver, 1988).

Type d'argile	Surface spécifique (m ² /g)		
	Interne	Externe	Total
Kaolinite	0	15	15
Illite	5	25	30
Chlorite	0	15	15
Vermiculite	750	<1	750
Montmorillonite	750	50	800

I.7. Interactions physico-chimiques entre l'eau et l'argile :

Compte tenu de la nature électrique des feuillets élémentaires ou bien la présence de cations compensateurs, des interactions physico-chimiques prennent place entre les argiles et les molécules d'eau de caractère dipolaire. Ces interactions sont différentes de celles généralement observées dans les milieux poreux.

I.7.1. Les différents types d'eau :

L'eau dans le sol sous présente sous quatre formes, à savoir l'eau de constitution, l'eau libre, l'eau capillaire et l'eau liée, comme l'illustre la Figure I.13. La présence de ces eaux, influence significativement le comportement général du sol. Le mouvement de ces eaux au sein de la matrice solide dépend de plusieurs facteurs, tels que la porosité, le degré de compacité, le degré de saturation ainsi qu'à la nature minéralogique des argiles.

- **Eau de constitution**

Cette eau entre dans la composition chimique et minéralogique du sol.

- **Eau libre**

L'eau libre circule principalement entre les espaces inter-agrégats et éventuellement dans l'espace inter-particulaire. Elle remplit par conséquent les macropores entre les grains. L'écoulement de cette eau peut se produire par un gradient de charge hydraulique, comme la décrit la loi de Darcy. Cette eau s'évapore complètement lorsque l'échantillon du sol est porté et maintenu à une température d'environ 105°C.

- **L'eau capillaire**

Cette eau se trouve généralement au-dessus de la nappe phréatique dans les zones non saturées du sol. L'eau capillaire est retenue sous forme de ménisques au voisinage des points de contact entre les grains, et ceci par des forces capillaires, créant du coup entre ces derniers des forces d'attraction.

- **L'eau liée**

L'eau liée forme un film autour des particules argileuses. Cette eau ne peut être éliminée qu'avec des températures assez élevées allant jusqu'à 300°C. Cette eau est différente de l'eau libre. A l'intérieur de la couche adsorbée, près de la particule

solide, la densité de l'eau liée dépasse celle de l'eau libre. Cette eau possède des propriétés voisines d'un solide, puis en allant vers la limite de la couche, elle présente celle d'un liquide de moins en moins visqueux, jusqu'à tendre enfin vers des caractéristiques de l'eau normale à la frontière eau libre-eau liée, avec une densité égale à celle de l'eau libre (Yong et Warkentin, 1966). L'épaisseur de l'eau liée est directement influencé par la variation de la valence des cations. L'augmentation de cette dernière dans le fluide interstitiel génère une réduction de l'épaisseur de cette couche (Menad, 2012).

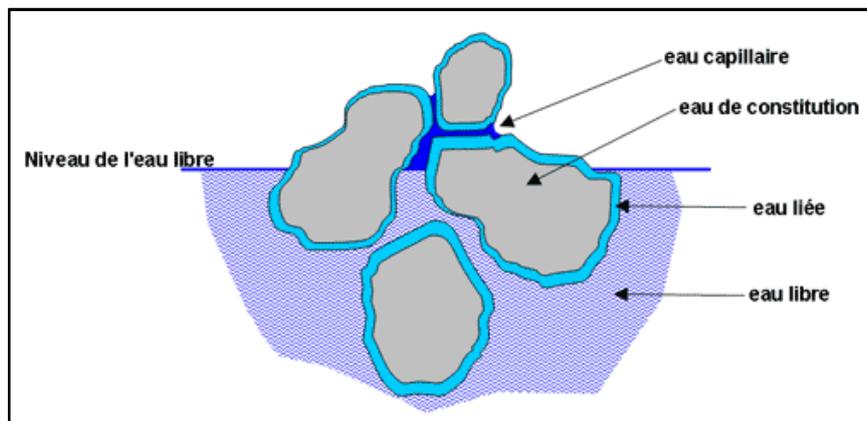


Figure I.13. Les différents types d'eau dans le sol (Lefèvre, 2015)

Source: http://tice.inpl-nancy.fr/modules/sciences_techniques/Proprietes-Meca-Sols/chap7/formes.html

I.7.2. Interaction eau-argile :

Différents phénomènes d'interactions vont pouvoir s'établir, entre les feuillets chargés négativement et l'eau située dans l'espace inter-foliaire ou adjacent à la surface externe d'une particule. Ces phénomènes sont multiples, tels que les liaisons d'hydrogènes, les forces d'attraction de Van der Waals ainsi que l'hydratation des cations échangeables (Mitchell et Soga, 2005).

I.7.2.1. Les liaisons d'hydrogènes

Ces liaisons se développent entre les molécules d'eau et les oxygènes ou les hydroxyles situés à la surface des feuillets. En effet, les atomes d'oxygènes sont susceptibles d'attirer les pôles positifs des molécules d'eau, de la même manière que les groupements hydroxyles attirent le pôle négatif d'eau (Menad, 2012).

I.7.2.2. Les forces d'attraction de Van der Waals

Les charges négatives situées sur les surfaces des feuillets argileux, manifestent leurs attractions sur les molécules d'eau, engendrant la naissance des liaisons électrostatiques de type Van der Waals qui sont connues par leur forte attractivité. Pour deux atomes, ces forces sont proportionnelles à l'inverse de la puissance septième de la distance d_a qui les sépare, comme l'illustre l'équation suivante (Menad, 2012):

$$F = K(d_a)^{-7} \quad (1)$$

Avec :

F : la force de Van der Waals ;

K : une constante ;

d_a : la distance qui sépare deux atomes.

Pour les feuillets, les forces de Van der Waals sont proportionnelles à l'inverse de la puissance troisième de la distance d_f , qui sépare deux feuillets, comme le montre l'équation ci-après:

$$F = R(d_f)^{-3} \quad (2)$$

Avec :

R : une constante;

d_f : la distance qui sépare deux feuillets.

I.7.2.3. L'hydratation des cations échangeables

D'après Fripiat et Gatineau (1984), les cations présents dans l'espace inter-foliaire deviennent des sites privilégiés sur lesquels viennent se fixer les molécules d'eau. La Figure I.14, présente les trois modes de liaisons possibles de l'eau inter-foliaire (Morel, 1996 ; Menad, 2012).

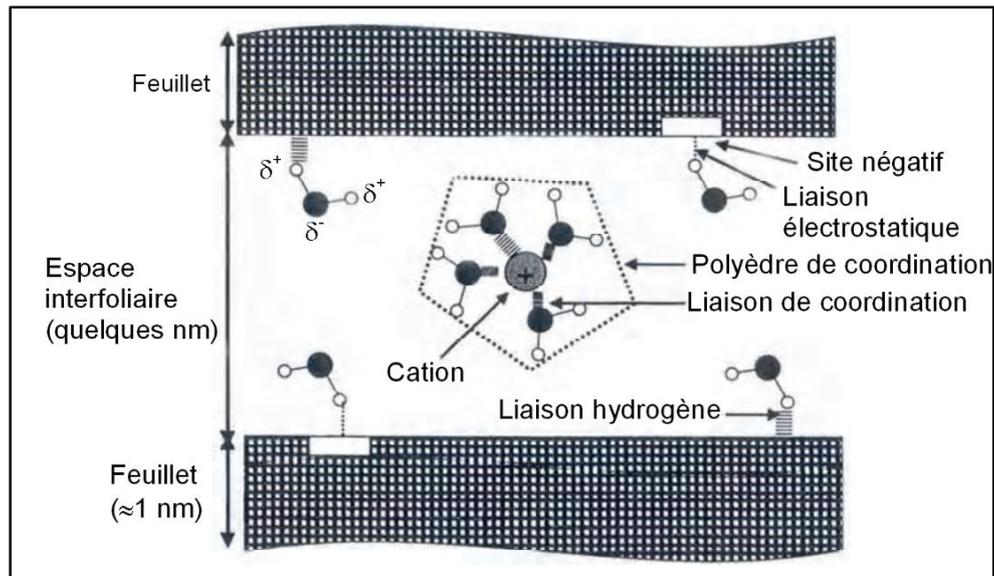


Figure I.14. Les liaisons possibles de l'eau inter-foliaire (Morel, 1996)

I.8. La capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) est la quantité totale de cations qu'un poids déterminé de sol (100 grammes) peut adsorber sur son complexe argilo-humique et échanger avec la solution du sol dans des conditions de pH donné. Autrement dit, c'est la somme des charges négatives du sol disponible pour la fixation des ions H^+ et Al^{3+} ainsi que les cations échangeables Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ . La CEC est étroitement liée à la nature des colloïdes présentant un nombre variable et spécifique de sites négatifs, ainsi qu'au pH du sol (Gobat et al., 2010). Les valeurs de la CEC pour les principales familles argileuses sont reportées dans le tableau I.3.

Tableau I.3. La capacité d'échange cationique pour quelques argiles (Azzouz, 2006)

Argiles	CEC meq/100g
Montmorillonite Ca^{2+}	80
Montmorillonite Na^+	150
Illite	30-40
Kaolinite	3-15

I.9. Le système argile-eau-électrolyte

L'eau est généralement définie comme un liquide constitué de molécules d'eau H_2O . Cependant, certaines de ces molécules se dissocient en ions hydrogène (H^+) et en ions hydroxyle (OH^-). Les particules d'eau et de sol interagissent les uns avec les autres parce que, dans les circonstances ordinaires, les molécules d'eau sont fortement attirées et absorbées sur la surface des particules du sol. La charge électrique négative du minéral attire les cations, y compris les ions hydrogène dissociés de l'eau, à la surface du minéral. Les molécules d'eau absorbées sont plus intenses à proximité des particules d'argile; mais avec une intensité décroissante par rapport à une augmentation de la distance des particules d'argile, comme le montre la Figure I.15.

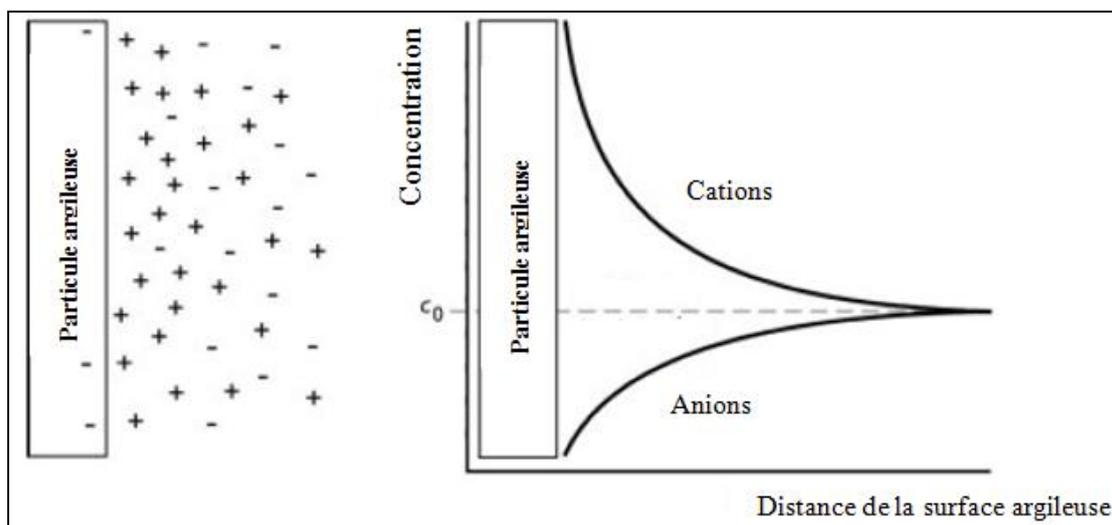


Figure I.15. La distribution des cations et des anions adjacents à une particule argileuse selon la théorie de la double couche diffuse (Mitchell et Soga, 2005)

Mitchell et Soga (2005) ont déclaré que des champs de force non équilibrés aux interfaces entre le sol et l'eau causent des interactions entre des petites particules du sol, des ions dissous et l'eau. Si les deux particules sont très proches, leurs champs de force respectifs se chevauchent et influent sur le comportement du système, en particulier lorsque les amplitudes de ces forces sont importantes par rapport aux poids des particules elles-mêmes. Les particules d'argile, en raison de leur très petite taille, structure unique de cristal, et des formes lamellaires, ont de très grandes surfaces spécifiques et sont particulièrement influencées par ces forces (Mitchell et Soga, 2005). Plusieurs types de forces attractives et répulsives interparticulaires déterminent le comportement de floculation-défloculation des argiles en suspension. Par conséquent, les principes de surface, de colloïdal et la chimie du sol

permettent de comprendre la plupart des interactions et de leurs conséquences dans le système argilo-eau-électrolyte. Les cations adsorbés sont étroitement maintenus sur les surfaces des particules sèches chargées négativement. Les cations en surplus de ceux qui sont nécessaires pour neutraliser l'électronégativité des particules d'argile et des anions associés se trouvent sous forme de précipités de sels. Lorsque l'eau est présente, les précipités peuvent aller dans la solution. Les cations adsorbés, en raison de leur concentration élevée près de la surface des particules, essaient de se diffuser pour uniformiser les concentrations dans tout l'eau interstitielle. Leur liberté de le faire, cependant, est limitée à la fois par la négativité du champ électrique originaire des surfaces de particules et de l'interaction ion-surface qui sont uniques à des cations spécifiques. La tendance à échapper à cause de la diffusion et de l'attraction électrostatique opposée conduit à des ions de distribution adjacente à une particule en suspension et qui sont souvent idéalisés comme le montre la Figure I.15.

I.10. La double couche diffuse (DDL)

Les cristaux argileux sont porteurs d'une charge négative. Cette charge doit être compensée par une adsorption d'eau, ou une association avec des cations (Van Olphen, 1991). En réalité, l'eau et les ions s'organisent autour des cristaux selon un gradient de concentration décroissant depuis la particule argileuse. Cette distribution est appelée **double couche diffuse** comme l'illustre la Figure I.16 (Mitchell et Soga, 2005). Comme il a été mentionné précédemment, les particules d'argile portent une charge négative sur leur surface en raison de la substitution isomorphique et de la liaison incomplète des positions disponibles pour les ions métalliques et la libération de protons d'hydroxydes (Mitchell et Soga, 2005). Cette région d'ions positifs attirés dans la solution et à la surface chargée négativement de l'argile est appelée "La double couche diffuse ou la couche de Stern-Gouy" (Mitchell et Soga, 2005). La double couche diffuse (DDL) se produit à l'interface entre la surface des particules d'argile et la solution du sol, comme le montre la Figure I.16 (a). La concentration de cations diminue avec la distance de la surface des particules, illustrée dans la Figure I.16 (b).

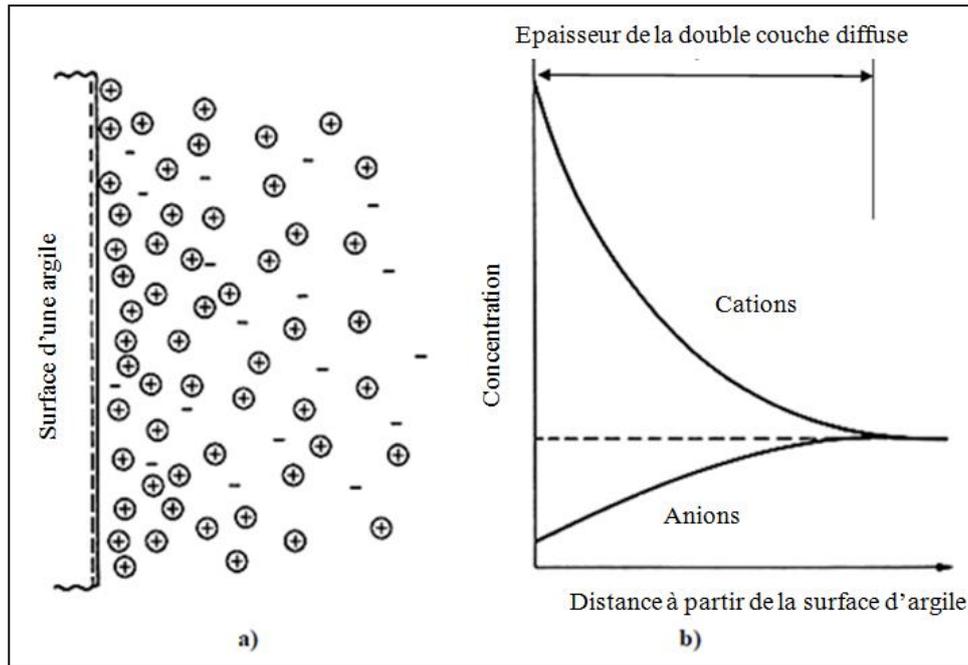


Figure I.16. (a) La structure de la double couche diffuse adjacente à la surface des particules argileuses. (b) Le potentiel de distribution des anions et cations à partir de la surface d'argile (Alshawabkeh, 2001).

Différentes théories ont été proposées pour la description de la double couche diffuse. La théorie de la double couche diffuse de Gouy-Chapman est considérée comme la théorie qui a le plus de succès (Gouy 1910, Chapman 1913). La distribution de la densité de charge et du potentiel électrique dans la double couche diffuse est décrite dans l'équation connue sous le nom de l'équation de Poisson-Boltzman (Mitchell et Soga, 2005):

$$\frac{1}{K} = \left(\frac{\epsilon_0 D k T}{2 \eta_0 e^2 v^2} \right)^{1/2} \quad (3)$$

Où :

1/K : c'est l'épaisseur de la double couche diffuse ;

k : c'est la constante de Boltzman ;

T : c'est la température ;

ϵ_0 : c'est la charge électrique élémentaire (1.6×10^{-19} Coulomb) ;

D : c'est la constante diélectrique ;

η_0 : c'est la concentration ionique ;

v : c'est la valence cationique.

Selon l'équation de Poisson-Boltzman, l'accroissement dans la valence cationique et la concentration d'électrolyte de l'eau interstitielle réduira l'épaisseur de la double couche diffuse. Stern, 1924 a évalué que la taille d'ions et le pH ont un impact sur la double couche diffuse. Avec l'augmentation du pH et de la taille des ions, l'épaisseur de la double couche diffuse ($1/K$) augmente (Alshawabkeh, 2001). Quand les minéraux argileux deviennent en contact avec un liquide ionique, les cations présents dans le liquide commencent à interagir avec les minéraux argileux. Ces interactions conduisent à l'effondrement de la structure de la double couche diffuse, et donc de réduire la capacité d'hydratation de l'argile minérale, ce qui se traduit par la floculation des particules d'argile et de la formation de "floculats".

I.11. Les paramètres affectant la double couche diffuse (DDL)

I.11.1. L'effet de la température

La température a un effet significatif sur la variation de la double couche diffuse. Comme le montre l'équation (3), une augmentation de la température engendre une augmentation de l'épaisseur de la double couche diffuse (Mitchell et Soga, 2005). Nonobstant, une augmentation de la température induit une diminution de la constante diélectrique (D), en raison de l'augmentation de l'énergie nécessaire pour polariser les molécules d'eau lorsque la température augmente (Mitchell et Soga, 2005). Les variations de la constante diélectrique d'eau sont montrées dans le tableaux I.4.

Tableau I.4. L'effet de la température sur la constante diélectrique de l'eau (Mitchell et Soga, 2005)

T (°C)	T (K)	D	DT x 10⁴
0	273	88	2.40
20	293	80	2.34
25	298	78.5	2.34
60	333	66	2.20

La faible variation du produit DT avec le changement de la température signifie que l'effet net sur la couche diffuse est faible. Cela explique en partie les résultats contradictoires apparents qui ont été signalés sur les effets du changement de la température sur les propriétés du sol telles que la résistance, la compressibilité et le gonflement (Mitchell et Soga, 2005).

I.11.2. L'effet de la concentration de l'électrolyte sur la double couche diffuse :

L'épaisseur de la double couche diffuse est fonction principalement de la concentration en électrolyte de la solution. L'épaisseur effective de la couche diffuse, $1/K$, varie inversement à la racine carrée de la concentration ionique (n_0) de la solution interstitielle, comme le montre l'équation (3). Une augmentation de la force ionique, engendre une diminution du potentiel de surface, comme le montre la Figure I.17. Cela a pour effet une réduction de l'épaisseur de la double couche diffuse (Mitchell et Soga, 2005). On comprend donc que l'augmentation de la concentration en électrolyte aura tendance à précipiter la floculation de la suspension en réduisant l'épaisseur de la double couche diffuse, assurant la stabilité des particules argileuses (El Hachemi, 2013).

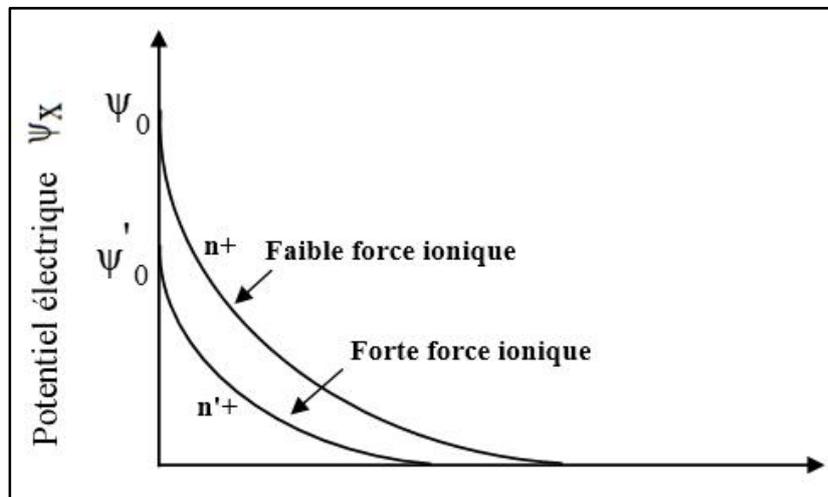


Figure I.17. La variation du potentiel de surface avec la concentration ionique
(El Hachmi, 2013)

I.11.2. L'effet de la valence ionique

La valence des espèces chimiques présentes dans le système argile-eau, joue un rôle très important dans la variation de la double couche diffuse. Pour des solutions de même concentration et de charge de surface constante, une diminution de valence des cations (v) engendre une augmentation de l'épaisseur de la double couche, comme le montre l'équation (3). Par contre, une augmentation de la valence, induit une diminution de l'épaisseur de la double couche et par conséquent une structure plus stable. L'adsorption préférentielle des cations multivalents, qui est un fait expérimental bien établi, signifie que même des quantités relativement faibles de cations di ou trivalent ajoutés au système électrolyte monovalent-

argile-eau ont une influence significative sur les interactions des couches diffuses et les propriétés physiques. En fait, les cations multivalents limitent habituellement les distances de séparation entre les plaquettes d'argile, engendrant une diminution de la couche diffuse et par conséquent des structures beaucoup plus stables (Mitchell et Soga, 2005).

I.11.3. L'effet de la constante diélectrique

La constante diélectrique (D) est exprimée en fonction de la permittivité (ε) du fluide interstitiel exprimée suivant l'équation :

$$\varepsilon = \varepsilon_0 D \quad (4)$$

La constante diélectrique est variable selon la nature du fluide. L'eau possède une constante de 80, tandis que l'alcool à une constante de l'ordre de 24.3 (Mitchell et Soga, 2005). Une augmentation de la constante diélectrique induit une élévation de l'épaisseur de la double couche diffuse comme le montre l'équation (3). Dans le cas des alcools, la double couche diffuse est réduite d'un facteur l'ordre de (24.3/80) en comparaison avec celle de l'eau (Mitchell et Soga, 2005). A cet effet, la structure des particules d'argiles est beaucoup plus stable avec l'alcool qu'avec celle de l'eau. Dans les systèmes argile –eau conventionnels, l'eau est le principal fluide interstitiel. Cependant, les sols argileux peuvent être en contact avec des produits chimiques de divers types, à l'instar des barrières argileuses qui sont utilisés pour les retenues et les décharges de stockage des déchets, ou accidentellement dans le cas de contaminations par déversements et de fuites. Des huiles, des solvants ou d'autres produits chimiques organiques peuvent remplacer l'eau interstitielle dans de tels cas. Les constantes diélectriques de ces matériaux, en particulier les liquides non aqueux (NAPL), sont généralement beaucoup plus faibles que celles de l'eau, d'où l'importance de prendre en considération la constante diélectrique (Mitchell et Soga, 2005).

I.12. Conclusion

Cette synthèse bibliographique donne un aperçu global et approfondi sur l'hétérogénéité des sols, en passant par la texture et les différentes dimensions des grains qui les constituent. Par ailleurs, une partie additionnelle portant sur la minéralogie des argiles a été explorée en détails, vu leurs complexités micro structurelles et minéralogiques. Dans ce contexte, il apparait essentiel d'avoir une base théorique solide, dans l'intention de mieux comprendre les différents mécanismes et interactions engendrés au sein de la matrice solide. Une telle compréhension permet une meilleure maîtrise des divers phénomènes et par conséquent de lier ces derniers avec leurs interactions avec les diverses espèces chimiques. Cela permet de mieux appréhender les futures modifications et changements physiques, chimiques et mécaniques lors de la phase imminente qui précède le traitement électrochimique.

Chapitre II

La salinisation

LA SALINISATION

II.1. Introduction

De nos jours, la salinisation est considérée comme étant une source dévastatrice, engendrant des dégâts et des désordres importants, en terme environnemental ainsi qu'en matière de construction d'ouvrages et d'édifices en Génie Civil. Avec le changement climatique et la prédominance de l'aridité, cette menace entraîne une destruction de la matrice du sol, diminuant ainsi la portance du sol et la végétation. Chaque jour, des milliers d'hectares sont perdus à cause de ce fléau. Cela a provoqué une inquiétude énorme au niveau national ainsi qu'à l'échelle internationale, suscitant un besoin urgent pour y faire face à ce danger qui se prolifère avec des taux très alarmants.

II.2. Définition de la salinisation

La salinisation est un phénomène d'accumulation de sels au niveau de la matrice du sol. La forte concentration de sels solubles préjudiciables, entraîne une augmentation de la pression osmotique du milieu, ce qui occasionne des effets néfastes sur les propriétés du sol, les structures existantes, la végétation et l'être humain. Il s'en suit par conséquent une diminution de l'économie et la prospérité sociale (Mermoud, 2006). La salinité du sol est une grandeur qu'on peut déterminer au moyen de la mesure de la conductivité électrique. L'unité de cette dernière est exprimée en Siemens/mètre (S/m) ou milliohms/m (mohms/m). Les sols salins sont définis par un taux de salinité est égale ou supérieur à 4 dS/m. Le tableau II.1 illustre les différentes classes des sols salins selon leur taux de conductivité électrique (Maillard, 2001).

Tableau II.1. Les différents types des sols salins en fonction de leur taux de conductivité électrique

Classification	Valeur de la conductivité électrique (dS/m)
Non salins	0-2
Légèrement salins	2-4
Modérément salins	4-8
Fortement salins	8-16
Très fortement salins	>16

II.3. La salinisation dans le monde et en Algérie

La salinisation est définie comme étant la source majeure de dégradation des sols dans le monde et en Algérie. A l'échelle internationale, au moins 3 hectares de terres arables sont perdues chaque minute à cause de ce fléau (IPTRID, 2006). De nos jours, 800 millions d'hectares de sols à travers le monde sont touchés par la salinité, où 434 millions d'hectares sont classés comme sodiques et 397 millions d'hectares comme sont salins (Diedhiou, 2006). Le tableau II.2 montre la répartition des sols salins et des sols sodiques dans le monde.

Tableau II.2. Répartition des sols salins et sodique dans le monde (Marlet et Job, 2006)

Régions	Superficie totale (10 ⁶ ha)	Sols salés (10 ⁶ ha)	%	Sols sodiques (10 ⁶ ha)	%
Afrique	1899.1	38.7	2.0	33.5	1.8
Asie, pacifique et Australie	3107.2	195.1	6.3	248.6	8.0
Europe	2010.8	6.7	0.3	72.7	3.6
Amérique latine	2038.6	60.5	3.0	50.9	
Proche orient	1801.9	91.5	5.1	14.1	0.8
Amérique du nord	1923.7	4.6	0.2	14.5	0.8
Total	12781.3	397.1	3.1	434.3	3.4

Selon les dernières estimations, environ 2 milliards de dollars sont perdus en raison de la salinité (Mashali et al., 2005 ; IPTRID, 2006 ; Menouar, 2015). En outre, selon les estimations les plus récentes, cette menace a affecté près de 500 millions d'hectares et est en progression très inquiétante (FAO, 2005). Elle est donc très importante quantitativement puisque, encore une fois, nous n'avons qu'un milliard et demi d'hectares cultivés sur la terre (Legros, 2009). En Algérie, la salinité est observée dans les plaines et les vallées de l'Ouest du pays (Mina, Cheliff, Habra, Sig, Maghnia), dans les hautes plaines de l'Est (Constantine, Sétif, Bordj Bou Arreridj, Oum El Bouagui), aux abords des Chotts et de Sebkhass (Chott Ech Chergui, Chott Gharbi, Chott Hodna, Chott Melghir, Sebkhass d'Oran, Benziane, Zemmoul, Zazhrez Gharbi et Chergui, etc..) et dans le grand Sud (dans les Oasis, le long des oueds, etc...) comme le montre la carte suivante (INSID, 2008):

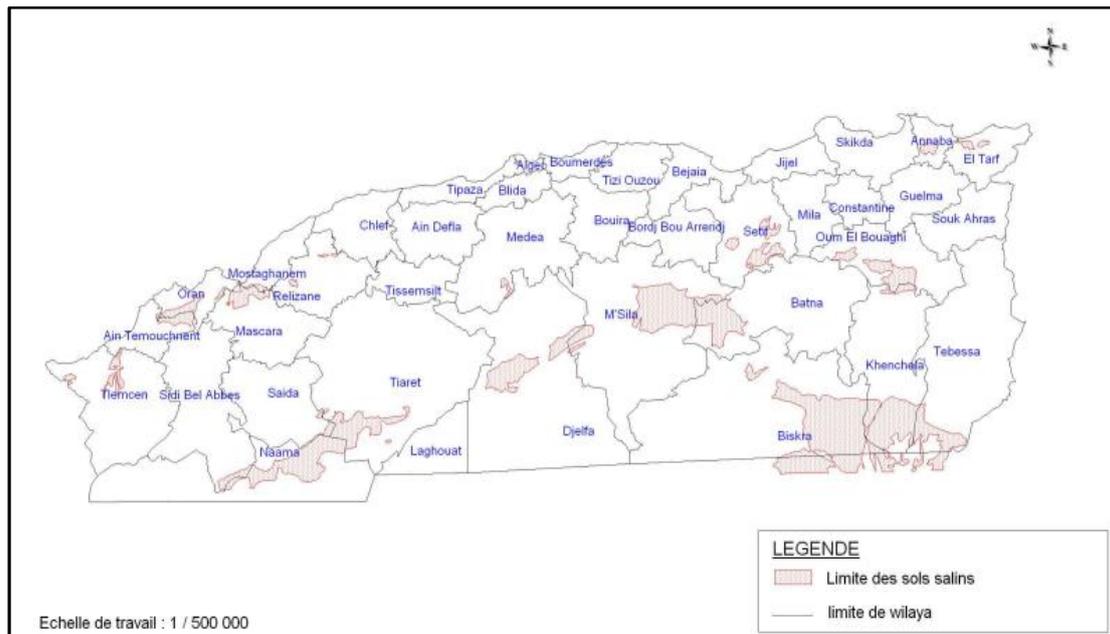


Figure. II.1. La répartition des sols salins en Algérie (INSID, 2008)

II.4. Les types de salinité

La salinité des sols existe sous deux formes, à savoir la salinité primaire qui est causée par différents phénomènes naturels, tandis que la salinité secondaire est le produit de l'action humaine.

II.4.1. La salinité primaire

Dans 80% des cas la salinisation primaire à une origine naturelle, cette dernière est causée par l'altération des roches contenant dans leur structure mère des sels. Ce phénomène peut être causé également suite à une remontée d'une nappe phréatique salée près de la zone racinaire (Mermoud, 2006). De même, le changement climatique et les fortes températures dans les zones arides suivies d'une forte évapotranspiration potentielle qui dépasse largement la quantité d'eau arrivée au sol, ce qui entraîne une forte accumulation de sels sur la surface du sol (Antipolis, 2003 ; Lahouel, 2014). Par ailleurs, les inondations périodiques chargées d'une eau de mauvaise qualité, enrichie davantage le sol par des sels de différentes natures, engendrant par conséquent une salinité du milieu affecté. Selon Szabolcs (1989) et d'après la FAO, la surface totale affectée par cette salinité est jugée de l'ordre de mille millions d'hectares (Boutelli, 2012 ; Lahouel, 2014).

II.4.2. La salinité secondaire

Environ 20% des terres salinisées sont secondaires à l'action de l'homme, liées fréquemment à des pratiques agricoles inadéquates. Les principales causes de ce phénomène sont multiples, à savoir l'utilisation d'une eau d'irrigation de mauvaise qualité riche en sels minéraux, un lessivage insuffisant et un drainage défaillant (Le goupil, 1974 ; Lahouel, 2014). Néanmoins, l'irrigation est classée comme étant la source principale et majeure de la salinisation des sols (IPTRID, 2006). D'après les récentes statistiques, la moitié des sols salins sont apparus suite à une irrigation inadéquate. Cette pratique arbitraire et non contrôlée modifie le bilan hydrique du sol, générant par conséquent un apport d'eau additionnel. Cet apport est dans la plupart des cas associé à un apport de sels et donc une salinisation du milieu poreux. Ce problème est d'autant plus complexe, car même le fait d'irriguer avec une eau douce de meilleure qualité n'atténue pas le problème. Une eau douce a tout de même des quantités de sels. Même si la quantité de ces derniers semble infime, l'apport continu et durable dans le temps entrainera un dépôt cumulé de sels à long terme (IPTRID, 2006).

II.5. La sodisation

La sodisation est un phénomène qui diffère de la salinisation. Celle-ci est caractérisée par une présence intense de sel de sodium. Ce dernier remplace les ions présents sur le complexe absorbant des particules argileuses. La capacité d'échanger des ions est appelée la capacité d'échange cationique (CEC). Plus la proportion de sodium dans le total des cations échangeables est grande et plus le sol est sodique. La sodisation est mesurée au moyen d'une grandeur appelée le pourcentage du sodium échangeable (ESP). Ce dernier est déterminé selon la formule suivante (Richards, 1954):

$$\text{ESP}(\%) = \frac{\text{Na}^+}{\text{CEC}} \times 100 \quad (1)$$

Lorsque le sol à un ESP supérieur à 15, le sol est dit sodique. A ce stade, le sol perd de sa structure et de son aptitude agronomique. En outre, la structure du sol devient dispersée, affectant par conséquent la porosité, la perméabilité et la portance du sol (Boutelli, 2012). La faible perméabilité conduit à un mauvais transport d'eau et de nutriments dans le sol ce qui occasionne une perte de la productivité. Outre la perte de productivité, la sodicité entraîne plusieurs problèmes environnementaux et structurels avec des dommages aux bâtiments, aux routes et autres infrastructures.

II.6. La genèse d'un sol salin ou sodique

La formation d'un sol salin ou sodique résulte généralement de l'accumulation des sels dans les horizons de surface (Churchman et al., 1993 ; Naidu et Rengasamy, 1993 ; Sumner, 1993 ; Keren, 2000 ; Levy, 2000 ; Brady et Weil, 2002 ; Essington, 2004 ; Noomene, 2011). Le régime hydrique du sol, la forme du sel, les conditions climatiques et la texture des sols sont des paramètres importants qui contribuent à la formation et à la genèse d'un sol salin. Les sels les plus communs présents dans la solution du sol correspondent aux cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et le K^+ . Egalement d'autres sels sont moins courants mais plus toxiques à faible concentration comme le bore, le sélénium, l'arsenic et le molybdène (sous formes de traces) (Keren, 2000 et Essington 2004). On parle de sol sodique, si la proportion d'ions Na^+ dépasse celle des autres électrolytes de plusieurs ordres de grandeur. (Sumner, 1993 ; Levy, 2000 ; Essington, 2004). Cela dépend de la source des sels mais aussi des conditions physico-chimiques du sol. La Figure II.2, met en évidence le mécanisme du phénomène de salinisation des sols. L'irrigation (A) entraîne une stagnation de l'eau dans le sol (B) due au manque de drainage donc il résulte une accumulation des sels en surface suite à l'évaporation (C) (Noomene, 2011).

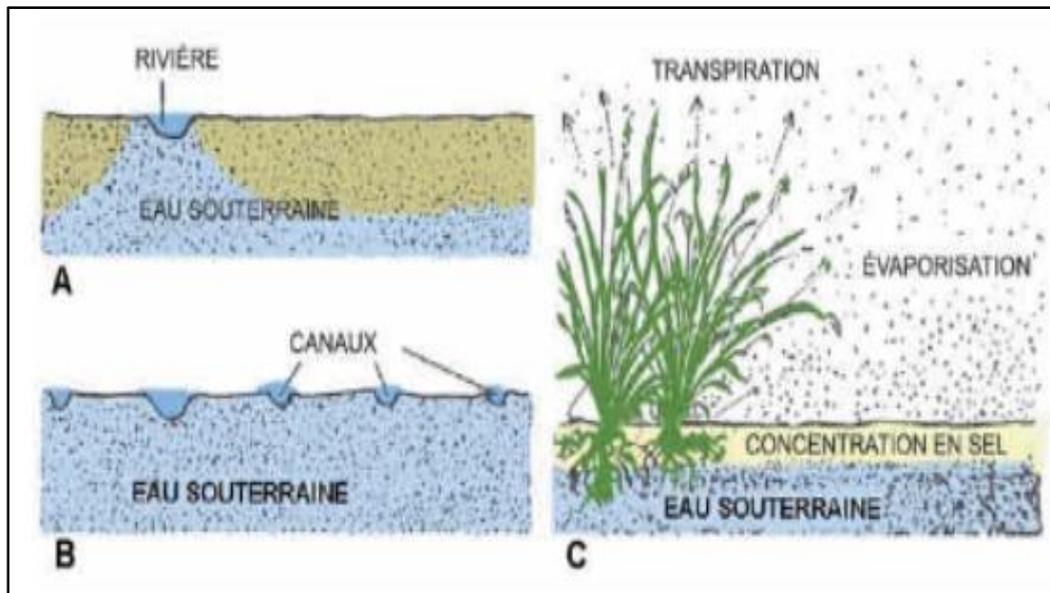


Figure. II.2. Le mécanisme du phénomène de salinisation des sols (François, 2008)

II.7. Classification des sols salins :

D'une façon générale, il existe trois grands types de sols salins et dont le caractère commun est de renfermer, à un moment ou à un autre de leur genèse des quantités de sels de sodium (Halitim, 1973). Ces types regroupes trois catégories, tels que les sols salins, les sols salins à alcalins et les sols alcalins (Boutelli, 2012 ; Djelloudi et Nouari, 2015)

II.7.1. Sols salins

Les sols salins sont caractérisés par leur richesse en sels solubles de telle manière qu'ils inhibent toute croissance de végétaux. Le pH de ces sols est en général inférieur à 8.5. La conductivité électrique (CE) est supérieure à 4 dS/m à 25 °C, le pourcentage de sodium échangeable (ESP) est inférieur à 15%. En Algérie, ces sols salins sont abondants dans les basses plaines et vallées de l'Oranie, la vallée de Mina, près de Relizane, sur les hautes plaines au sud de Sétif et de Constantine, aux bords de certains Chotts (Boutelli, 2012).

II.7.2. Sols salins à alcalins

Ils se caractérisent par un pourcentage de sodium échangeable (ESP) supérieur à 15 % et par une conductivité électrique (CE) supérieure à 4 dS/m à 25°C, leur pH est inférieur à 8.5 (U.S.S.L, 1954). Ces sols salins à alcalins sont localisés dans les Oasis du sud Algérien et aussi dans la vallée du Cheliff. (Aubert, 1983 ; Boutelli, 2012 ; Djelloudi et Nouari, 2015)

II.7.3. Sols alcalins :

Ces sols sont caractérisés par la présence d'une quantité importante de sodium qui dépasse les 15% de la CEC, la conductivité électrique (CE) ne dépasse pas 4 dS/m à 25°C et le pH qui dépasse 8.5. Ces sols alcalins se localisent dans les vallées du tell: Mina et Cheliff (Aubert, 1983 ; Boutelli, 2012).

II.8. La différence entre les sols salins et les sols sodiques

Ces deux types de sols possèdent des propriétés physiques et chimiques bien distinctes. La nuance entre les sols salins et sodiques est illustrée dans le tableau II.3.

Tableau II.3. Les principales propriétés des sols salins et sodiques (Maillard, 2001)

Caractéristiques	Sols salins	Sols sodiques
Chimiques	Un pourcentage de sodium échangeable inférieur à 15%	Un pourcentage de sodium échangeable supérieur à 15%
	Le pH du sol Généralement moins de 8,2	Le pH du sol est plus de 8,2 atteignant souvent 9 ou 10.
	Conductivité électrique à 25°C CE >4 dS/m	Conductivité électrique à 25°C CE <4dS/m
Physiques	La présence excessive de sels solubles neutres, la fraction argileuse est floculée et le sol est stable.	Un excès en sodium échangeable couplé à des valeurs de pH élevées rend l'argile dispersée et une instabilité structurale du sol
	La perméabilité à l'eau et à l'air de ces sols est généralement comparable à ceux des sols non salins	La perméabilité à l'eau et à l'air est restreinte. Les propriétés physiques de ces sols s'aggravent avec l'augmentation du pH et du sodium échangeable.
Distribution Géographique	Les sols salins dominent dans les régions arides à semi-arides.	Les sols alcalins se trouvent principalement dans les régions semi-arides et subhumides.

II.9. Les différents types de sels :

La salinisation est connue comme l'accumulation des sels au sein de la matrice du sol. Parmi ces sels, il existe trois grands groupes, à savoir les chlorures, les sulfates et les carbonates (Hulin, 1983 ; Boutelli, 2012).

II.9.1. Les chlorures

Les chlorures sont considérés comme étant les sels responsables de la formation des sols salins. Ils possèdent une solubilité extrêmement élevée, ainsi qu'une grande toxicité pour la végétation, les structures et les ouvrages en génie civil (Hulin, 1983 ; Boutelli, 2012). Parmi ces sels, nous distinguons :

- **Le chlorure de sodium (NaCl) :**

C'est le sel le plus répandu au monde. Il est connu par sa forte solubilité et sa toxicité.

- **Le chlorure de potassium (KCl) :**

C'est un sel monovalent, voisin du chlorure de sodium, mais peu répandu et de toxicité modérée.

- **Le chlorure de calcium (CaCl₂) :**

C'est un sel voisin du chlorure de sodium, mais sa présence est rare dans la nature. Il est de faible toxicité, car, il réagit avec les sulfates de sodium (Na₂SO₄) ou les carbonates de sodium (Na₂CO₃) comme le montre les équations suivantes :



II.9.2. Les sulfates

Les sulfates se trouvent en quantités variables dans la nature, parmi ces sels nous distinguons :

- **Le sulfates de calcium (CaSO₄)**

Les sulfates de calcium sont la forme la plus répandue des familles des sulfates. Ces sels sont connus par leur faible toxicité en raison de leur faible solubilité. Cependant, la forte présence des sulfates de calcium peut causer un ralentissement du développement du système racinaire. En terme de construction ces sels peuvent engendrer la corrosion des armatures et la dégradation du béton (Boutelli, 2012 ; Wu et al., 2015).

- **Les sulfates de magnésium ($MgSO_4$)**

Les sulfates de magnésium sont relativement présents dans les sols salins ainsi qu'au niveau des eaux souterraines. Ces sels sont extrêmement toxiques en raison de leur forte solubilité.

- **Les sulfates de sodium (Na_2SO_4)**

Les sulfates de sodium sont fortement répandus dans les sols salins et sodiques. La présence de tels sels porte un énorme préjudice à l'environnement et aux constructions en raison de leur forte toxicité.

- **Les sulfates de potassium (K_2SO_4)**

La présence de ces sels est relativement rare. Ces sels possèdent une faible agressivité et une faible toxicité pour l'environnement et les ouvrages en génie civil.

II.9.3. Les Carbonates :

D'après la FAO et UNESCO (1992) et Boutelli (2012), les sels carbonatés sont très répandus dans les sols, parmi ces sels nous citons :

- **Le carbonate de magnésium ($MgCO_3$)**

La solubilité de ce sel est trop élevée, ce qui lui donne un potentiel de toxicité important.

- **Le carbonate de sodium (Na_2CO_3)**

Le carbonate de sodium est un sel très toxique par sa solubilité et son pouvoir alcalinisant, engendrant des effets néfastes sur l'environnement.

- **Le carbonate de potassium (K_2CO_3)**

La présence des carbonates de potassium dans la nature est extrêmement rare. Ces sels possèdent les mêmes effets néfastes que les carbonates de sodium (Na_2CO_3).

II.10. Les paramètres influant la solubilité des sels

La solubilité d'un sel est fonction de nombreux paramètres, à savoir la force ionique, la température, le pH et la présence d'autres sels.

II.10.1. La force ionique

La force ionique joue un rôle crucial dans la solubilisation des sels. Cette dernière augmente avec la racine carrée de la force ionique de la solution comme le montre l'équation suivante (Hafouda, 2005; Boutelli, 2012) :

$$\log K_{ps} = \log K_{psi} + B \times Z_a \times Z_b \sqrt{I} \quad (4)$$

Avec :

$\log K_{ps}$: le produit de solubilité du sel,

$\log K_{psi}$: le produit de solubilité du sel dans l'eau pure

B : la constante de solubilité : 0.504,

Z_a et Z_b : la charge des anions et des cations,

I : la force ionique de la solution.

II.10.2. La température

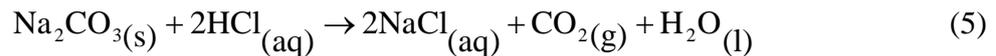
D'après (Gaucher et Burdin, 1974 ; Boutelli, 2012), la solubilité des sels est significativement influencée par la température. L'augmentation de cette dernière, induit une meilleure solubilité, comme l'illustre le tableau II.4.

Tableau II.4. La solubilité maximale des principaux sels dans l'eau en g/l (Gaucher et Burdin, 1974 ; Boutelli, 2012).

Sels	Température (°C)						
	0	10	20	40	60	80	100
CaCl₂	58.7	65.2	73.9	127.2	138.1	146.9	157.7
CaSO₄	1.76	1.93	1.99	2.1	1.5	40	0.65
KCl	282	312	342	398	455	506	552
K₂SO₄	75	91	111	145	179	212	240
MgSO₄	260	309	388	441	544	560	490
Na₂CO₃	69	123	218	488	459	441	441
NaHCO₃	69	81	94	126	158	182	237
NaCl	356	358	36	366	369	379	388
NaSO₄, 7H₂O	184	304	477	-	-	-	-
NaSO₄, 10H₂O	45	91	193	-	-	-	-
CaCO₃	0.015	0.02	-	-	-	-	-

II.10.3. La variation du pH

Le pH du milieu est un facteur déterminant qui régit la solubilité des différentes espèces chimiques (Hafouda, 2005 ; Boutelli, 2012). Par exemple, dans un milieu acide nous pourrions assister à une augmentation de la solubilité des sels de carbonate de sodium (Na_2CO_3) pour la formation du sel très soluble de chlorure de sodium NaCl , comme le montre l'équation suivante :



II.10.4. La présence d'autres sels

La présence d'autres sels peut perturber significativement la solubilité des sels. Au sein de la matrice solide, la présence de certains sels influe parfois sur la solubilité des autres sels (Hulin, 1983 ; Boutelli, 2012). Par exemple, dans les régions de forte aridité, l'accumulation de carbonate de sodium est dans la majorité des cas opposée par la présence de gypse suivant la réaction (Hulin, 1983 ; Boutelli, 2012):



II.11. Mouvement des sels dans le sol :

Le mouvement des sels dans le sol dépend principalement de la texture granulaire du sol. Un sol à texture grossière, possède une perméabilité importante et un pouvoir drainant plus élevé, par conséquent on aura un sol peu affecté par la salinisation. Cependant, un sol peu perméable avec une texture fine présente une réelle menace due à la forte accumulation de sels dans sa matrice poreuse. Les sols sablonneux présentent une vitesse d'écoulement élevée, mais avec une hauteur limitée de remontée capillaire. Les problèmes de salinité peuvent être rencontrés en profondeur en raison de la lixiviation, mais souvent sans préjudice majeur. Les sols argileux montrent une vitesse d'écoulement faible, ainsi qu'une remontée très importante, mais cette dernière est réduite à cause des fissures qui se forment lors du dessèchement, qui atténue cette remontée. Toutefois, les sols à risque majeur, sont les sols limoneux qui ne présentent aucune fissure lors du dessèchement, combinant une vitesse capillaire moyenne avec une remontée importante (Van Hoorn, 1994 ; Noomene, 2011).

II.11.1. Les mécanismes du mouvements des sels :

Le mouvement des sels dans le milieu poreux est assuré par le mouvement de l'eau. Ce dernier, peut être descendant connu sous le nom de lixiviation ou ascendant connu sous l'appellation de remontée capillaire.

II.11.1.1. La lixiviation :

La lixiviation est un processus de lessivage des sels présents dans le sol suite à une action de percolation avec l'eau. Cette dernière, va s'infiltrer dans la matrice du sol, en dissolvant ainsi tous les sels confinés. La dissolution de ces sels se fait selon leur degré de solubilité (Boutelli, 2012).

II.11.1.2. La capillarité :

La capillarité ou remontée capillaire est un mouvement ascendant des sels en solution dans un milieu saturé à faible profondeur. Ce mouvement est plus important au niveau des régions soumises à une intense évaporation (Duchaufour, 1977 ; Boutelli, 2012). Cette propriété dépend notamment de plusieurs paramètres, à savoir la perméabilité, la profondeur de la nappe superficielle, la granulométrie et la structure du sol (Durand, 1983).

II.12. Effet de la salinité :**II.12.1. Effet de la salinité sur l'environnement**

Une accumulation excessive de sels solubles dans les milieux poreux du sol affecte les échanges ioniques et la chimie de la double couche diffuse, et par conséquent les propriétés physiques et chimiques du sol. Cette forte concentration entraîne une augmentation du potentiel osmotique, engendrant un stress osmotique plus important sur les plantes (Pearson, et Bauder 2003). De surcroit, les sels dissous réduisent la disponibilité de l'eau pour les plantes dans l'eau et provoquent l'extraction de l'eau du sol, comme le montre la Figure II.3 (Slinger et Tenison, 2007).



Figure.II.3. La dégradation de la végétation en raison de la forte salinité
(Slinger et Tenison, 2007)

Certains types de sels sont toxiques pour certaines plantes en raison du déséquilibre ionique qu'ils provoquent. Les sels peuvent également avoir des effets nutritionnels néfastes sur les plantes (Mitsuya et al., 2004). Par ailleurs, la présence de sels solubles dans le l'eau interstitielle affecte les propriétés physiques du sol, empêchant la dispersion des particules argileuses, créant ainsi une structure plus floculée. Cela réduit la porosité du milieu, limitant par conséquent les taux d'absorption d'eau et de nutriments (Rengasamy et al, 2003 ; Jayasekera, 2007).

II.12.2. L'effet de la salinité sur les propriétés du sol

La présence de sels au sein de la matrice du sol entraîne des modifications drastiques des caractéristiques physico-chimiques du milieu poreux. Ceci est due aux différentes interactions entre ces sels, principalement le sodium avec les différentes espèces chimiques présentes dans le sol au niveau de la double couche diffuse. Les principaux processus physiques associés aux concentrations élevées de sodium sont la dispersion du sol et le gonflement des plaquettes d'argile et des agrégats. Lorsque le sodium est présent avec des concentrations élevées, il s'introduit au sein de la matrice du sol, perturbant les forces qui lient les particules d'argile entre elles et par la suite une séparation de ces dernières. Une fois cette séparation provoquée, les particules se dilatent, entraînant un gonflement et une dispersion du sol. Ces changements causent une modification de la structure et la minéralogie argileuse, réduisant par conséquent la porosité du milieu. De telles variations engendrent une mauvaise infiltration de l'eau, une détérioration de la perméabilité, la formation de croûtes superficielles, l'érosion du sol, une

diminution de la résistance et de la portance du sol (Oster et Shainberg, 2001; Pearson et Bauder, 2003 ; Jayasekera, 2007). Avec ces changements et ces modifications de la structure du sol, les performances satisfaisantes à long terme des infrastructures fondées sur ces sols subissent également des effets négatifs importants, affectant la stabilité et la durabilité des structures érigées.

II.12.3. Effet de la salinité sur les constructions

Les effets néfastes de la salinité sur les infrastructures sont dus au rabattement de la nappe phréatique chargée de sels nocifs, notamment les sels de sodium monovalent avec leur pouvoir dispersif. L'élévation de la nappe phréatique peut engendrer des changements volumétriques intenses, principalement un phénomène de gonflement, en raison de l'hydratation de la double couche diffuse, fortement accentuée surtout si le sol en question contient une forte fraction argileuse. L'ampleur dépend de plusieurs critères à savoir la nature de l'argile, la surface spécifique, la CEC et les caractéristiques du fluide interstitiel (Mitchell et Soga, 2005; Sridharan, 2005 ; Jayasekera, 2007). Par contre, lorsque le niveau de la nappe phréatique baisse ou que l'humidité du sol s'évapore, ces sols sont soumis à un phénomène de retrait. Ces changements volumétriques sont souvent cycliques et dépendent des variations saisonnières et de l'humidité dans le sol. Une fois ces mouvements transmis aux infrastructures, des dégâts prépondérants apparaissent, tels que la fissuration des murs et la distorsion des ouvertures (Geo-Enviro., 2001). Dans le domaine routier, ces changements volumétriques provoquent un décollement interne entre les différentes couches. Cela est suivi par une fissuration de la surface de bitume et une rupture complète de la route comme le montre la Figure II.4. Le résultat final est une défaillance prématurée de la route, un entretien plus fréquent et coûteux ou une combinaison des deux. De surcroît, la forte salinité engendre des dégâts irréparables sur les éléments porteurs en béton armé, comme l'illustre la Figure II.5.



Figure. II.4. La dégradation de la couche de roulement d'une route en raison de la remontée d'eau saline (Vorobieff et al., 2001)



Figure.II.5. La dégradation d'une poutre en béton armé en milieu salin (Yahiaoui, 2001)

Un rabattement de la nappe phréatique est souvent accompagné d'apport d'humidité et des sels, surtout au niveau des fondations. Ces sels s'incrustent au niveau des pores des différents matériaux de construction à l'instar de la brique, la pierre, le ciment et le mortier...etc. Ce phénomène engendre une fissuration préjudiciable de ces matériaux, rendant la structure fragile et vulnérable. En d'autre terme, ce fléau cause un décollement du ciment, engendrant

un affaiblissement entre les parois internes et externes, comme l'illustre la Figure II.6. (Slinger et Tenison, 2007).



Figure.II.6. La dégradation d'un mur en brique par accumulation de sels (Slinger et Tenison, 2007)

Par ailleurs, la remontée d'eau chargée en sels entraîne une corrosion et une dégradation des installations et équipements souterrains conçue en béton, cuivre, fer et en galvanisé. En outre, les structures en charpente métalliques sont également sujettes à la corrosion à partir de nappes phréatiques salines (Wilson, 2003). Ces dégradations peuvent avoir des conséquences notamment sur la stabilité et la durée de vie des structures en question. De même, cela affecte indirectement l'économie du pays, en raison des coûts d'exploitation et d'entretien exorbitants (Wilson, 2003).

II.13. Les techniques de traitement des sols salins

II.13.1. La bio-remédiation

La bio-remédiation est l'emploi de plantes, afin de traiter les sols contaminés en surface. Cette technique est parmi les moins onéreuses et les plus durables. Cette méthode regroupe tous les processus utilisant les plantes, dans l'intention de transformer, dégrader, stabiliser ou volatiliser les contaminants, aussi bien que les sels. La bio-remédiation regroupe plusieurs processus à savoir la rhizofiltration, la bio-stabilisation, la bio-transformation, la bio-stimulation, la bio-extraction et la bio-volatilisation.

II.13.1.1. La rhizofiltration

Ce processus consiste à utiliser les racines des plantes pour absorber, concentrer ou précipiter les polluants d'un effluent liquide. La rhizosphère est caractérisée par une population microbienne plus nombreuse, plus diversifiée et par conséquent une activité biodégradatrice plus élevée. Les différentes interactions entre plantes et micro-organismes sont nombreuses et complexes. Certaines peuvent créer des synergies facilitant la transformation des composés organiques aussi bien que des sels (Roudier, 2005).

II.13.1.2. La bio-stabilisation

Dans cette phase, il y a utilisation des plantes pour réduire la biodisponibilité, la mobilisation ou le lessivage des polluants et par conséquent, leur entrée dans la chaîne alimentaire ou les nappes phréatiques (Roudier, 2005).

II.13.1.3. La bio-transformation: certaines plantes produisent des enzymes, tels que les déhalogénases et les oxygénases, qui accélèrent la dégradation des polluants et des sels absorbées ou adsorbées, et les transforment par conséquent en métabolites non toxiques au niveau des tissus des plantes (Roudier, 2005).

II.13.1.4. La bio-stimulation

Dans la bio-stimulation, il y a dégradation des polluants par stimulation via une action microbienne au niveau de la rhizosphère.

II.13.1.5. La bio-extraction: utilisation de plantes accumulatrices pour extraire, transporter, concentrer les polluants du sol dans les parties récoltables de la plante. Pour que cette technique soit efficace, il faut que le polluant soit disponible pour les racines et que celles-ci puissent les tolérer et les absorber.

II.13.1.6. La bio-volatilisation : l'utilisation des plantes qui vont absorber les polluants puis les éliminer par transpiration et volatilisations. La Figure suivante récapitule toutes les étapes de la bio-remédiation. La Figure II.7 récapitule toutes les étapes de la bio-remédiation.

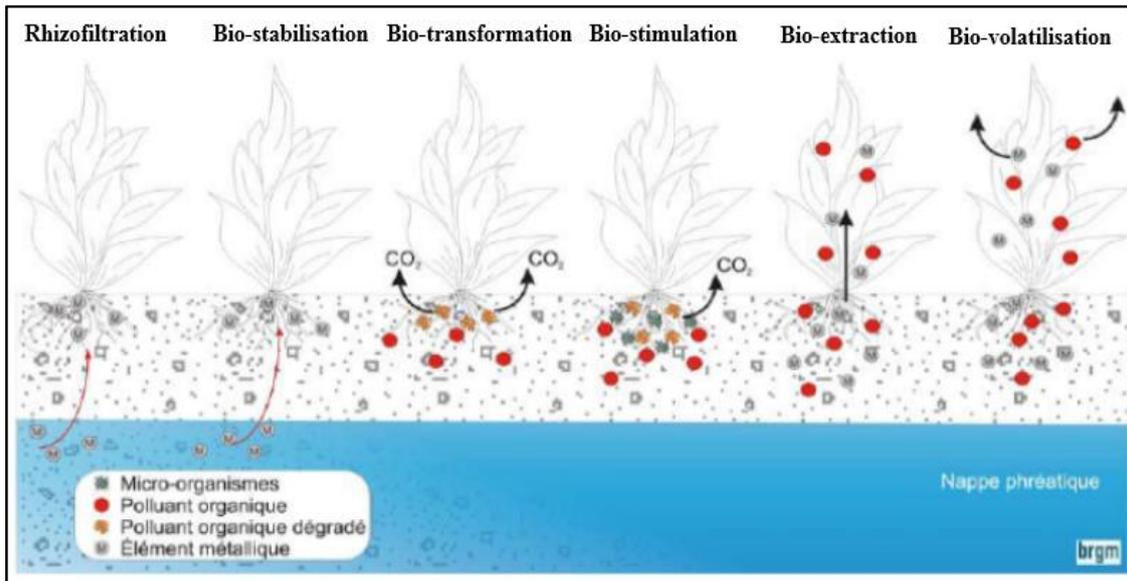


Figure.II.7. Les étapes de la bio-remédiation des sols (Colombano et al., 2010)

II.13.2. Le traitement électrochimique

Le principe électrocinétique est un procédé *in situ* permettant de séparer et d'extraire les métaux lourds, les radioéléments et les composés organiques de la zone saturée/insaturée, de boues ou de sédiments. Le but de l'électrocinétique est d'entraîner la migration des contaminants suivant un champ électrique, via l'électro-osmose, l'électro-migration ou électrophorèse. L'électro-osmose : c'est un mouvement d'eau de l'anode vers la cathode. L'électro-migration : est le transport d'ions et de complexes ioniques vers l'électrode de charge opposée. L'électrophorèse : c'est le transport de particules chargées ou de colloïdes sous l'influence d'un champ électrique. Les contaminants liés aux particules mobiles peuvent ainsi être transportés. Un schéma récapitulatif du procédé électrochimique est montré sur la Figure II.8. Ces phénomènes ont lieu lorsque la zone contaminée est traversée par un courant. Ce courant est produit et engendré par une faible différence de potentiel appliquée entre une paire d'électrodes implantées dans le sol de part et d'autre de la zone à décontaminer. La direction et la vitesse des espèces ioniques dépendent de leur charge globale, de leur polarité et de l'ampleur de l'électro-osmose.

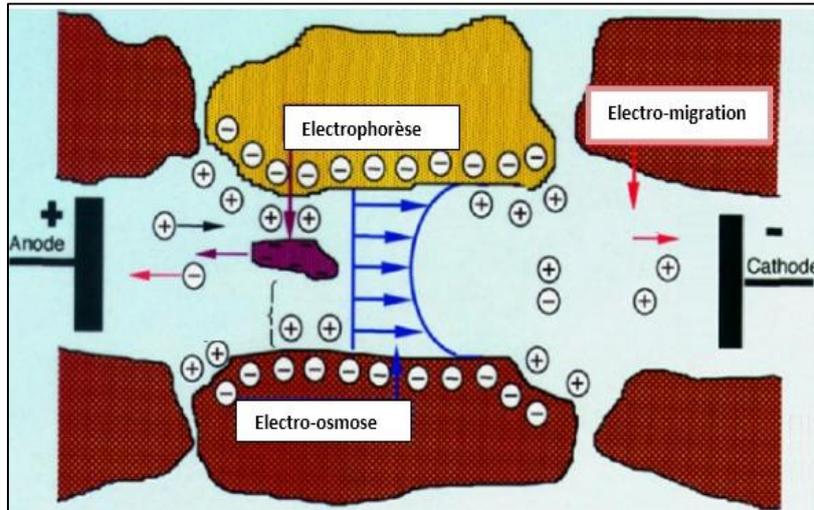


Figure. II.8. Le traitement électrochimique (Mosavat, 2014)

II.13.3. Le lessivage ex-situ

Le lavage ex situ est le lavage du sol par un solvant après excavation. Le solvant diffère de la nature du polluant, mais dans les cas les plus courants, les industries utilisent de l’eau. Cette méthode permet la migration des contaminants du sol vers la phase solvant ou aqueuse, qui sera ensuite traitée. Des machines à laver les sols sont ensuite mise en place. Le lavage ex-situ permet de s’affranchir des hétérogénéités du sol et de s’assurer que l’ensemble du sol pollué est carrément traité. La Figure II.9 illustre les étapes du lessivage ex-situ.

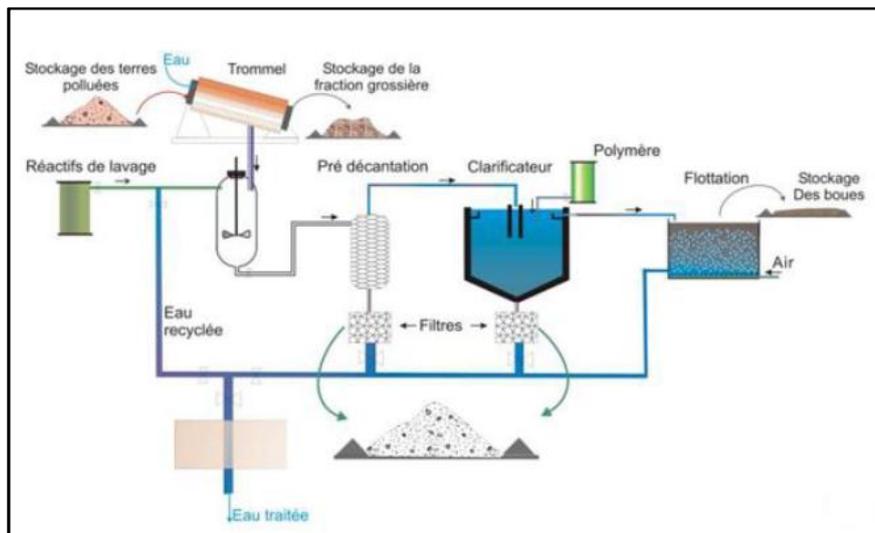


Figure. II.9. Schéma descriptif du lavage ex-situ (Colombano et al., 2010)

II.13.4. Le traitement par pompage

Cette technique consiste à pomper l'eau de la nappe phréatique afin d'assurer le traitement en surface du sol. Ce procédé consiste à pomper et extraire l'eau polluée. Ce procédé est un processus couplé, l'un sur site pour la phase de pompage et l'autre ex-situ pour la phase de traitement. Cette méthode permet d'extraire, en solution dans l'eau, des substances polluantes à l'instar des contaminants organiques, minérales et sels, se trouvant dans la zone saturée sous forme dissoute, pure, adsorbée ou gazeuse (Colombano et al., 2010, Guitoun et Abbia, 2014). Un schéma récapitulatif de ce procédé est illustré sur la Figure II.10.

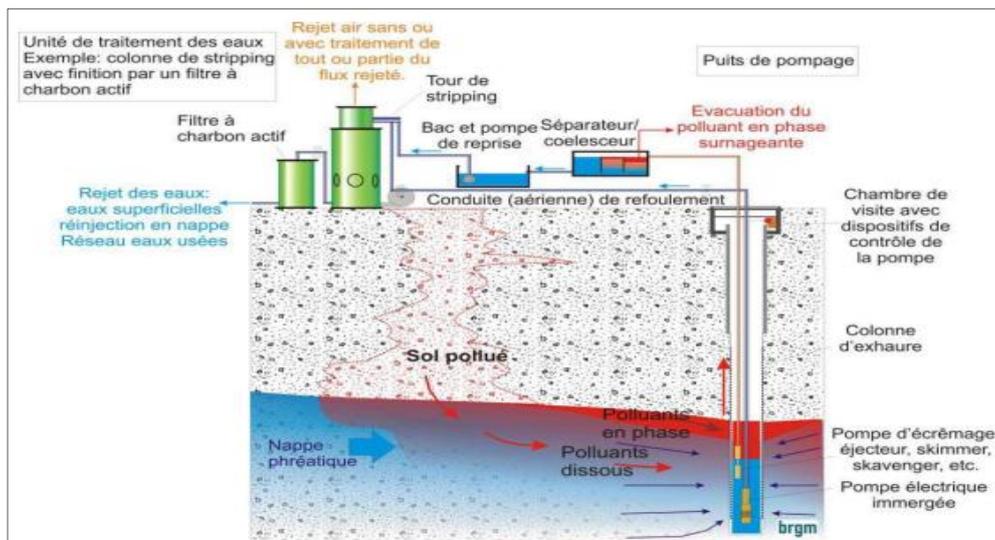


Figure. II.10. Schéma descriptif d'un traitement par pompage
(Colombano et al., 2010 ; Guitoun et Abbia, 2014)

II.13.5. L'excavation

L'excavation est la technique la plus simple à mettre en œuvre et qui permet de décontaminer fortement la source principale de la pollution. Généralement, les sols excavés sont conduits et acheminés vers un centre de traitement spécialisé ou vers un centre d'enfouissement technique, comme le montre la Figure II.11. Par la suite, de l'eau est ajoutée et le mélange sol-eau est homogénéisé puis tamisé en plusieurs fractions (Come et Ducreux, 2001 ; Guitoun et Abbia, 2014). Les sables sont séparés des limons et des argiles. Les contaminants s'accumulent se concentrent dans les fractions les plus fines que l'on fait flocculer puis passer à l'épaississeur et ensuite dans un filtre presse pour être finalement traités.

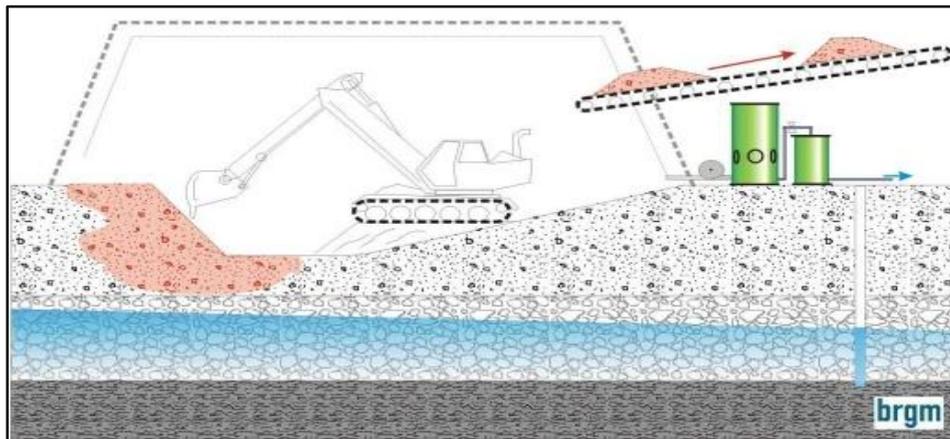


Figure. II.11. Schéma descriptif d'excavation des sols contaminés (Colombano et al., 2010)

II.13.6. Le traitement thermique

Dans ce procédé, deux méthodes sont utilisées connues sous l'incinération et la désorption thermique. Elles sont employées pour la dépollution des sols contaminés par des polluants organiques, ainsi que des sels (Lecomte ,1995 ; Guitoun et Abbia, 2014).

II.13.6.1. L'incinération

L'incinération est la seule technique qui détruit radicalement les contaminants. Néanmoins, cette méthode est extrêmement coûteuse et les fumées toxiques qui se dégagent lors de la combustion requièrent d'importants moyens couteux (Guitoun et Abbia, 2014). Ce processus se réalise en deux phases. La première à 400°C, appelée la volatilisation et une seconde dite de destruction à une température supérieure à 1000°C. La méthode la plus largement utilisée est celle du four rotatif, comme l'illustre la Figure II.12 (Lecomte, 1995). Selon cette méthode, le sol débarrassé des fractions grossières, et est porté à une température suffisamment élevée pour permettre la désorption de l'humidité et des polluants (Guitoun et Abbia, 2014).

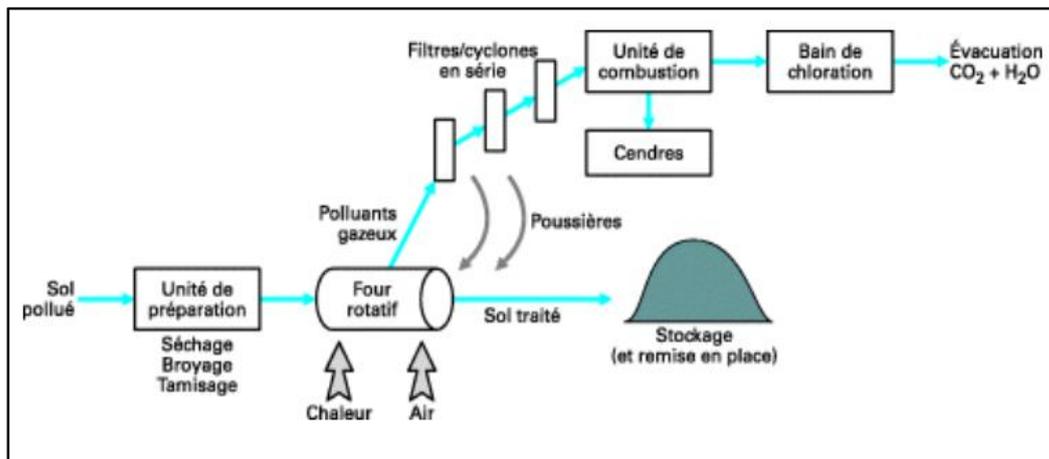


Figure. II.12. Schéma descriptif de l'incinération par four rotatif

(Roudier, 2005 ; Dufresne, 2013)

II.13.6.2. La désorption thermique

Consiste à transformer par élévation de température. Un sol contaminé en un matériau fondu inerte. C'est donc une méthode thermique in situ se rapprochant de la stabilisation. Cette méthode est utilisée sur des sites difficiles à traiter par d'autres méthodes (Lecomte, 1995). La fusion du sol est obtenue en enfonçant dans le sol des électrodes jusqu'à une profondeur nécessaire pour le traitement, et en provoquant, par un courant électrique, une intense augmentation de température, de l'ordre de 2000°C. A cette température, la matrice du sol entre en fusion et est transformée par pyrolyse en un verre silicaté, où tous les composés présents sont fondus ou vaporisés, comme le montre la Figure II.13 (Colombano et al., 2010 ; Guitoun et Abbia, 2014). Cette méthode évite l'excavation et le déplacement de composés hétérogènes. Elle minimise le risque d'exposition aux contaminants, tout en durable. De plus, sa vitesse d'exécution est rapide : 3 à 5 tonnes par heure. Le produit obtenu a un taux de lessivage très bas. Cependant, il existe quelques inconvénients à cette méthode, comme la position des électrodes qui limite la profondeur et la surface à traiter. De plus, il peut se produire un dégagement de gaz toxiques, devant alors être traités. Elle nécessite également un potentiel important et coûteux : la consommation est évaluée à 750 kWh/t, enfin, bien que permettant une bonne stabilité, cette méthode présente l'inconvénient d'empêcher la réapparition d'un tapis végétal (Lecomte, 1995 ; Colin, 2000 ; Roudier, 2005; Guitoun et Abbia, 2014).

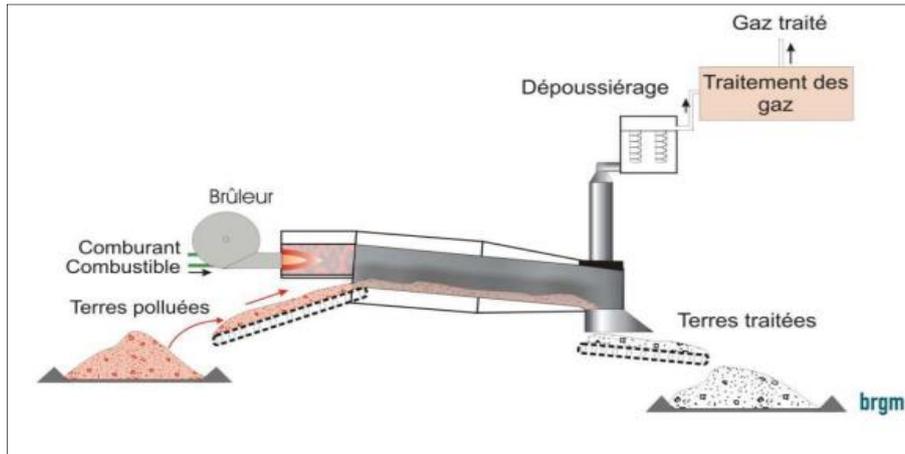


Figure.II.13. Schéma descriptif d'un traitement par désorption thermique
(Colombano et al., 2010 ; Guitoun et Abbia, 2014)

II.13.7. L'amendement chimique

L'amendement chimique est connu comme l'une des techniques les plus anciennes mais qui a prouvé son efficacité sur le terrain. Il s'agit d'un apport de matériaux minéraux ou organiques comme substituant, dont le plus utilisé est la chaux. L'apport de ces matériaux se fait généralement au moyen d'épandeur, comme le montre la Figure II.14. Surtout s'il s'agit d'un sol à prédominance sodique où il y aura substitution quasi-totale des ions Na^+ échangeable dans les sols fins, ce qui se traduit par une nette amélioration des propriétés physico-chimiques, et par conséquent la création d'un milieu propice pour les différentes cultures et la construction (Dogar, 1980 ; Djelloudi, A., Nouari, 2015).



Figure. II.14. Le traitement par amendement en chaux (Nedjahi et Djoudi, 2015)

Conclusion

La salinisation est un phénomène inquiétant à l'échelle mondiale et nationale. Ce fléau est dû à différentes facteurs, à savoir le paramètre naturel et humain. La salinisation induite naturellement est dite primaire, elle est liée d'une part à l'altération des roches mères salines ainsi qu'au changement climatique. La salinisation secondaire est générée par des actions anthropogéniques à l'instar d'une irrigation par une eau saline. Cette menace affecte bon nombre de surfaces entraînant ainsi un énorme préjudice, avec une destruction de la structure, de la portance, de l'environnement ainsi que de la productivité agriculture. A cet égard, il est primordial de faire appel à des techniques et méthodes de traitement afin de faire face à ce dilemme. Plusieurs méthodes ont été mises en place. Cependant, ces processus conventionnels sont inefficaces et très coûteux. Contrairement à ces techniques classiques, le traitement électrochimique s'est avéré efficace, économique et écologique.

Chapitre III

Traitement électrochimique des sols salins

TRAITEMENT ELECTROCHIMIQUE DES SOLS SALINS**III.1. Introduction**

La salinité est identifiée comme l'une des raisons majeures de la dégradation des sols. A cet égard, les chercheurs ont pensé à mettre en place des techniques et des méthodes de remédiation et d'amélioration de ces sols afin d'y remédier à ce fléau. Parmi ces techniques, il y a le traitement électrochimique, qui s'est avéré un processus innovant, moins coûteux et très performant.

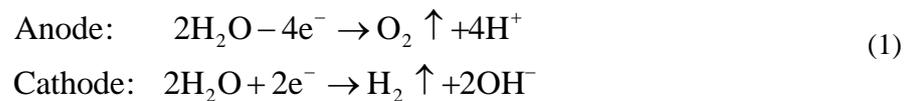
III.2. Le principe du traitement électrochimique

Le principe du traitement électrochimique implique l'application d'une différence de potentiel au moyen d'électrodes insérées dans le sol à traiter. Une fois la tension appliquée, différents phénomènes surgissent, à savoir un écoulement unidirectionnel de l'eau interstitielle et la migration des ions, des colloïdes ainsi que des micelles vers les électrodes de charge opposée. Ces phénomènes complexes induisent une modification de la chimie du milieu poreux, modifiant ainsi les propriétés physico-chimiques, mécaniques et minéralogiques du sol. Cela se traduit par une nette amélioration de la portance ainsi qu'une remédiation efficace du sol en question. Le processus électrochimique se produit dans le sol en raison de la présence de fines particules dans le sol, c'est-à-dire des particules d'argile qui possèdent des propriétés minéralogiques spécifiques et sont donc activées électriquement et chimiquement. La présence de ces minéraux entraîne d'autres mécanismes dans le sol, à savoir l'électrolyse, l'électro-osmose, l'électro-migration et l'électrophorèse.

III.3. Les différents mécanismes liés au traitement électrochimique**III.3.1. L'électrolyse**

L'électrolyse est définie comme étant une conversion de l'énergie électrique en une énergie chimique. De ce fait, il se produit une oxydation au niveau de l'anode avec génération du gaz d'oxygène (O_2) et des ions hydrogène (H^+). Tandis qu'au niveau de la cathode, il se produit une réduction, avec génération du gaz hydrogène (H_2) et des ions hydroxydes (OH^-). Ces

réactions d'oxydo-réductions se produisent comme le montre l'équation suivante (Mosavat, 2014) :



Suite à ces réactions, il y a formation d'un milieu acide au niveau de l'anode et d'un milieu alcalin au niveau de la cathode.

III.3.2. L'électrosmose

L'électrosmose est défini comme étant un mouvement d'eau sous l'application d'une différence de potentielle. Lorsqu'une tension est appliquée au sein de la matrice du sol, un net écoulement électrosmotique se produit. Selon les travaux antérieurs, l'électrosmose est connu comme le phénomène principal et responsable du transport et de la migration des espèces et contaminants à travers les milieux poreux (Jayasekera, 2007). Le phénomène électrosmotique a été découvert en premier lieu par Reuss en 1808. Le phénomène a été traité analytiquement par Helmholtz en 1879 et plus tard modifié par Smoluchowski en 1921. La théorie de Helmholtz - Smoluchowski décrit que l'écoulement électrosmotique à travers les capillaires se produit dans les sols argileux principalement en raison de l'existence de DDL. Cette théorie fait la distinction entre la couche relativement mobile et la couche fixe du film mince d'eau (DDL) autour d'une particule d'argile chargée. Sous un gradient électrique imposé, la partie mobile du DDL se déplace vers l'électrode chargée négativement. Le mouvement de la partie mobile du DDL confère une traînée visqueuse à l'eau libre dans le milieu poreux et favorise ainsi la mobilité de l'eau comme illustré dans la Figure III.1 :

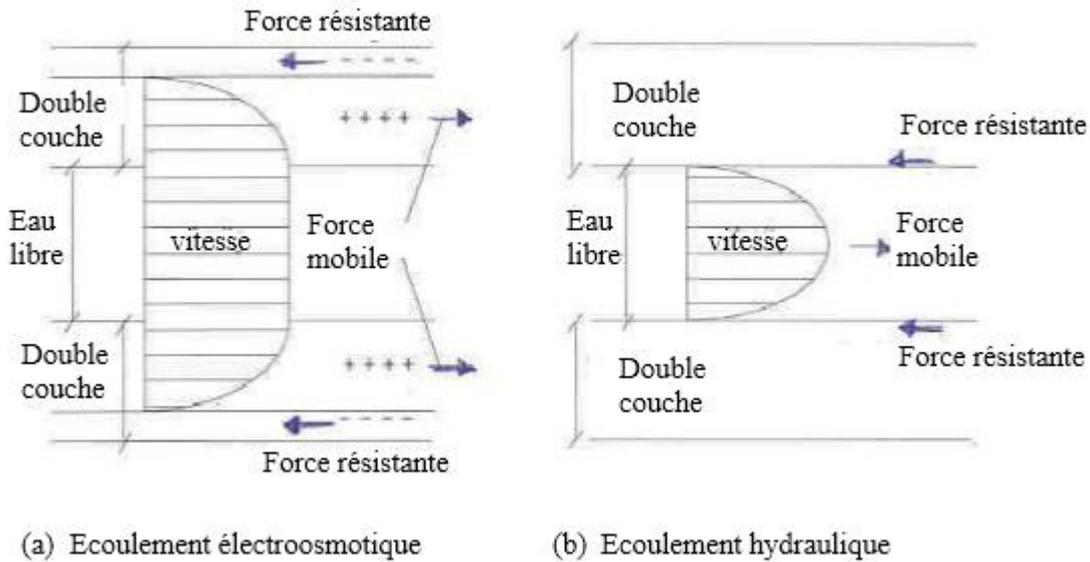


Figure III.1. Comparaison entre l'écoulement électroosmotique et l'écoulement hydraulique (Casagrande, 1951)

Selon cette théorie, le flux électroosmotique sous un potentiel électrique est donné par l'équation suivante :

$$Q_e = \frac{\epsilon \zeta}{4\pi \eta} i_e A \tag{2}$$

Avec : Q_e le débit électroosmotique de l'eau, ϵ est la constante diélectrique, ζ est le potentiel zêta (V/cm), η est la viscosité de l'eau (cm²/s), i_e est la différence de potentiel électrique appliquée (V/cm) et A c'est la section transversale du flux électroosmotique (cm²).

Par analogie avec la loi de Darcy, cette relation est exprimée comme suit :

$$Q_e = k_e i_e A \tag{3}$$

A partir de cette formule, le coefficient de perméabilité électroosmotique k_e (cm²/Vs) pourra être exprimé en fonction de la porosité n comme suit :

$$k_e = n \frac{\epsilon \zeta}{4\pi \eta} \tag{4}$$

Durant le traitement électrochimique, le débit électroosmotique est régi par le coefficient de perméabilité électroosmotique du sol (k_e). La valeur de k_e est fonction du potentiel zêta, de la viscosité du fluide interstitiel, de la porosité du sol et de la permittivité électrique du sol. Le tableau III.1 illustre quelques valeurs du coefficient électroosmotique en fonction des différents types de sol.

Tableau III.1. Le coefficient électroosmotique en fonction des différents types de sol (Asadi et al., 2013).

Les types de sol	K_e (cm ² /Vs) x 10 ⁻⁵
Kaolinite	5.7
Argile limoneuse	5.0
Montmorillonite sodique	2.0 jusqu'à 12
Argile de London	5.8
Argile bleu de Boston	5.1
Tourbe	1.57

III.3.3. L'électro-migration

Au cours du traitement électrochimique, l'application d'un potentiel électrique induit différents mécanismes, à savoir l'électro-migration. Cette dernière est connue comme étant la migration des ions présents au sein du milieu poreux. De même, les ions hydrogènes et hydroxydes générés lors de l'électrolyse de l'eau interstitielle migrent vers les électrodes de charges opposées. L'écoulement électroosmotique et hydraulique entraîne tous types de solutés, tandis que l'électro-migration transporte les ions vers les électrodes. Ces ions sont soit des ions existants dans le sol, ajouté lors du traitement ou les ions produits lors de l'électrolyse de l'eau interstitielle (Mosavat, 2014). Le flux migratoire de ces ions est déterminé au moyen de la formule proposée par Acar et Alshawabkeh, 1993, comme suit :

$$J = u c i_e \quad (5)$$

J : le flux migratoire des espèces ioniques, u : la mobilité ionique effective (m²/Vs), c : la concentration des espèces ioniques et i_e : le potentiel électrique (V/cm). Selon la charge ionique, ce phénomène entraîne la migration de ces espèces chimiques vers l'anode ou la cathode. La contribution relative de l'électroosmose et de la migration ionique à la masse totale transportée varie en fonction du type de sol, de la teneur en eau, des types d'espèces ioniques, de la concentration des ions dans les pores et des conditions de traitement (Jayasekera, 2007 ; Mosavat, 2014).

III.3.4. L'électrophorèse

L'électrophorèse est connue comme le mouvement des particules chargées, généralement des micelles ou des colloïdes sous l'effet d'un courant appliqué, La mobilité électrophorétique est directement liée à la différence potentielle appliquée et à la charge des espèces. Cependant, l'électrophorèse est inversement proportionnelle à la viscosité du milieu ainsi à la taille des particules, la concentration et la viscosité du fluide influencent la viscosité du milieu. La mobilité électrophorétique des particules d'argile, c'est-à-dire la vitesse de migration des particules sous l'influence du champ électrique unitaire dans une suspension très diluée, est généralement comprise entre 1×10^{-8} et 3×10^{-8} m²/Vs (Yeung et al., 1995, Jayasekera, 2007). En raison de la charge négative sur les particules d'argile, l'électrophorèse est dirigée vers l'anode. Néanmoins, ce phénomène a de faibles effets lors du traitement électrochimique. L'électrophorèse devient importante uniquement si durant le traitement, il y a injection de tensioactifs (surfactants). Ces derniers peuvent former des micelles (particules chargées) avec d'autres espèces et par conséquent une remédiation du sol (Acar et Alshwabkeh 1993).

III.4. Les différents travaux effectués portant sur la remédiation et la stabilisation des sols via le traitement électrochimique

Ces dernières années, différentes recherches ont été menées pour investiguer la performance et le potentiel de ce traitement, en termes de remédiation et de stabilisation. Plusieurs expériences en laboratoire et sur le terrain ont démontré des résultats très prometteurs pour différents sols hétérogènes (Acar et Alshwabkeh, 1996, Acar et al., 1994, Hamed et al., 1991, Reddy et Saichek, 2004, Reddy et Shirani, 1997; Jayasekera, 2007 ; Lee et al., 2013 ; Fernández et al., 2017). Ces investigations étaient portées sur deux axes, l'un sur la stabilisation, comme illustré sur le tableau III.2. (a). Le deuxième portant sur la remédiation et la restauration des sols, à l'instar de la décontamination de polluants, métaux lourds et des sels comme le montre le tableau III.2. (b) (Pamukcu et Wittle, 1992; Lageman, et al., 1990 ; Pamukcu et Wittle, 1992; Acar, et al., 1994). Le tableau suivant résume les différents travaux antérieurs effectués dans la stabilisation et la remédiation des sols. Ces recherches ont pu démontrer l'efficacité de ce processus comme une méthode viable en laboratoire et in situ.

Tableau III.2. (a) Quelques travaux réalisés sur la stabilisation du sol via le processus électrochimique (Jayasekera, 2007)

Stabilisation			
Agents stabilisants	Calcium	Argile peu plastique	Lageman, et al., 1990 Acar et al., 1994 Pamukcu et Wittle, 1992 Hansen et al., 1997
	Chaux	Kaolinite Argile peu plastique	Acar et al., 1992, Acar et al., 1994 Acar et Alshawabkeh, 1993 Pamukcu et Wittle, (1992) Mosavat, 2014
	Chlorure de calcium	Kaolinite	Lageman et al., 1990 Acar et al., 1994 Pamukcu et Wittle, 1992 Hansen et al., 1997

Tableau III.2. (b) Quelques travaux réalisés sur la remédiation des sols au moyen du traitement électrochimique (Jayasekera, 2007)

Remédiation	Ions	Type de sol	Références
Sels	Sodium, calcium, magnésium	Argile peu plastique	Sadrekarimi et Sadrekarimi, (2003)
	Sodium, chlore	Kaolinite	Pamukcu, et al, (1997)
	Chlorure de sodium	Boue	Pamukcu, et al, (1997)
	Sodium	Kaolinite	Jayasekera 2007
Métaux lourds	Hg	Kaolinite, Sable, sable argileux	Lageman, et al, (1990) Pamukcu et Wittle, (1992) Hansen, et al, (1997)
	Pb	Kaolinite Boue rouge	Hamed et al., (1991) Lageman, et al., 1990

		Kaolinite Kaolinite Sable	Pamukcu et Wittle, 1992 Kim et al., 2001 Hansen et al., 1997
	Ni	Boue de rivier, sable argileux Kaolinite, Argile peu plastique Kaolinite, sable, bentonite	Lageman, et al., 1990 Reddy et al., 2001 Pamukcu et Wittle, 1992
	As	Kaolinite Boue de rivier	Wittle et Pamukcu, 1992 Lageman, et al., 1990
	Ra	Kaolinite	Acar et al., 1992
	Sr	Kaolinite	Pamukcu et Wittle, 1992
	Th	Kaolinite	Acar et al., 1992

Par ailleurs, d'autres recherches ont investigué la performance de ce processus sur la consolidation et l'assèchement du sol durant les travaux in-situ. Le tableau III.3, donne un bref récapitulatif de ces travaux (Ivliev, 2008 ; Mosavat, 2014).

Tableau III.3. Les travaux réalisés au cours des travaux sur le site (Asadi et al., 2013).

Type du traitement mené	La tension Appliquée	Les agents stabilisants	Consommation d'énergie
Consolidation des sols durant les travaux de fondations	70-80 V	Silicate de sodium ; Chlorure de calcium	10-15 kW.h/m ³
Amélioration des sols durant l'excavation	540V	Chlorure de calcium, densité	20 kW.h/m ³
Stabilisation des pentes et talus	300V	Silicate de sodium Chlorure de calcium	78 kW.h/m ³
Assèchement des sols durant la construction	50-100V		25 kW.h/m ³

III.5. Les travaux réalisés sur la désalinisation par le traitement électrochimique

Différentes recherches au laboratoire et sur site ont été menées pour évaluer l'efficacité du traitement électrochimique sur la désalinisation des sols hétérogènes. Des études de laboratoire, celles de Jayasekera et Hall (2004), Sadrekarimi (2005) et Sadrekarimi et Sadrekarimi (2003) sur les sols dispersifs et sodiques. Pamukcu, (1997) et Pamukcu et al., (1997), sur des sols contaminés par des sels ou des ions de sel et sur des sols mous (Lo, et al., 2000; Micic et al., 2002), ont montré une réduction du taux des sels, ainsi qu'une nette amélioration des propriétés mécaniques des sols en question. D'autres études se sont penchées sur l'amélioration des propriétés mécaniques via l'injection d'agents stabilisants au cours du traitement (Jayasekera et Hall, 2004, Lo et al., 2000, Micic et al., 2002, Sadrekarimi, 2005, Sadrekarimi et Sadrekarimi, 2003). Leur but est d'améliorer les sols salins pour avoir un milieu propice dans le développement et l'aménagement des infrastructures. Bien que ces recherches donnent un aperçu général de l'efficacité de ce processus, ils restent cependant d'autres recherches à mener pour une meilleure maîtrise de ce traitement.

III.6. Les différents transferts induits lors du traitement électrochimique

III.6.1. Le transfert hydraulique

Le pionnier qui a donné une description quantitative d'un écoulement au sein d'un milieu poreux est l'ingénieur Henry Darcy en 1856.

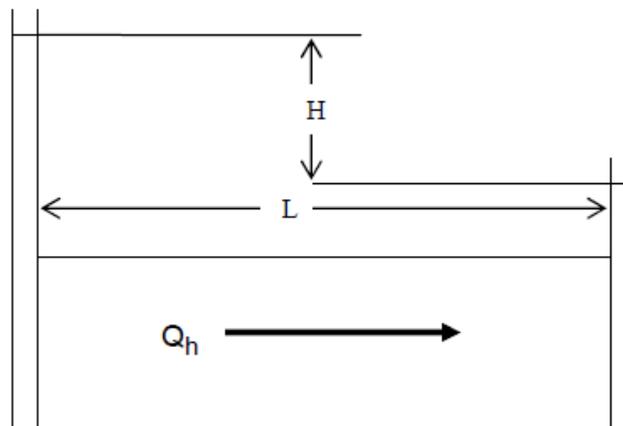


Figure III.2. La perméabilité hydraulique selon la loi de Darcy (Jayasekera, 2007)

Les expériences conduites sur des lits de sable ont conduit à l'équation suivante :

$$J_w = \frac{Q_h}{A} = \frac{V}{At} = -k_s \frac{\Delta H}{L} \quad (6)$$

Où J_w est le flux hydrique, Q_h : le débit hydraulique, A : la section transversale, V : le volume d'écoulement, t : le temps d'écoulement, k_s : le coefficient hydraulique, ΔH : la différence du potentiel hydraulique entre deux points, L : la distance longitudinale de l'écoulement. Le débit hydraulique peut être calculé comme suit :

$$Q_h = k_s i_h A \quad (7)$$

Avec : i_h : le gradient hydraulique. Il est bien connu que la loi de Darcy n'est applicable que dans des conditions saturées. Un changement au niveau de la double couche diffuse induit par l'application d'un courant électrique, entraîne une modification de la structure macroscopique du sol, ainsi que sur les propriétés hydrauliques du milieu à savoir la conductivité hydraulique k_h . Une faible couche diffuse, induit une augmentation des pores, par conséquent une amélioration de la conductivité hydraulique. Inversement, une couche diffuse large engendre un rétrécissement des pores, du coup une diminution de la conductivité hydraulique (Mosavat, 2014). Par ailleurs, d'autres facteurs affectent la conductivité hydraulique (k_h) des argiles : (Mosavat, 2014):

- La viscosité de l'eau interstitielle ;
- La concentration de fluide interstitiel ;
- La polarité de l'eau interstitielle ;
- La composition minéralogique des particules argileuses ;
- La capacité d'échange ionique.

III.6.2. Le transfert chimique

La migration des différentes espèces chimiques dans le sol peut se produire au sein de la matrice du sol sous différents mécanismes, à savoir l'advection, la diffusion, la dissolution et la précipitation. Dans les cas des sols grenus possédant une bonne perméabilité, le transport de ces espèces peut se générer par advection, où elles seront entraînées par le mouvement hydrique. Cependant, dans le cas des sols de faible perméabilité, la migration des espèces est assurée par la diffusion régit par la loi de Fick (Mitchell et Soga, 2005 ; Mosavat, 2014). Cette dernière définit la diffusion comme étant un mouvement d'espèces chimiques d'un

milieu plus concentré vers un milieu moins concentré, avec des amplitudes liées au gradient de concentration, comme l'indique l'équation suivante :

$$J_i = D_i^* \cdot \nabla c_i \quad (8)$$

Avec :

J_i le vecteur du flux de diffusion (mol/cm²/s),

D_i^* : la diffusivité (cm²/s) et

c_i : la concentration.

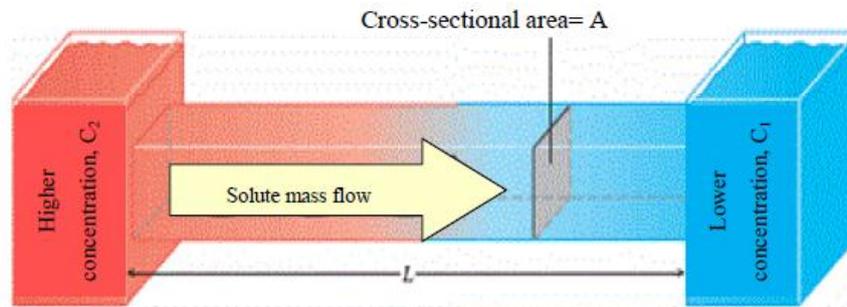


Figure III.3. La loi de Fick de diffusion (Jayasekera, 2007 ; Mosavat, 2014)

La diffusivité est proportionnelle à la vitesse de diffusion des particules, qui dépendent de la température, de la viscosité du fluide et de la taille des particules selon la relation de Stokes-Einstein. Puisque, la diffusion se produit uniquement dans les pores, le coefficient de diffusion est fonction des propriétés microstructurales du milieu ainsi que de la concentration des espèces dans la solution. Lorsque l'effet de la structure sur la diffusion est pris en compte, l'équation peut être reformulée comme suit :

$$J_i = \frac{nD_i^*}{\tau_e} \nabla c_i \quad (9)$$

Avec D_i^* : le coefficient de diffusion effective, τ_e : la tortuosité effective. La diffusion est un paramètre très important dans le cas des barrières argileuses ainsi dans la stabilisation des sols (Mitchell et Soga, 2005 ; Mosavat, 2014). Les coefficients de diffusion des différents ions dans l'eau sont donnés dans le tableau III.4, comme suit :

Tableau III.4. Les coefficients de diffusion des différents ions (Li et Georgy, 1974 ; Mitchell et Soga, 2005)

Anion	$D_0 \times 10^{10} \text{ (m}^2\text{/s)}$	Cations	$D_0 \times 10^{10} \text{ (m}^2\text{/s)}$
OH ⁻	52.8	H ⁺	93.1
F ⁻	14.7	Li ⁺	10.3
Cl ⁻	20.3	Na ⁺	13.3
Br ⁻	20.8	K ⁺	19.6
I ⁻	20.4	Rb ⁺	20.7
HCO ₃ ⁻	11.8	Cs ⁺	20.5
NO ₃ ⁻	19.0	Be ²⁺	5.98
SO ₄ ²⁻	10.6	Mg ²⁺	7.05
CO ₃ ²⁻	9.22	Ca ²⁺	7.92
		Sr ²⁺	7.90
		Ba ²⁺	8.46
		Pb ²⁺	9.25
		Cu ²⁺	7.13
		Fe ²⁺	7.19
		Cd ²⁺	7.17
		Zn ²⁺	7.02
		Ni ²⁺	6.79
		Fe ³⁺	6.07
		Cr ³⁺	5.94
		Al ³⁺	5.95

III.6.3. Le transfert électrique

Dans un milieu poreux, la conductance électrique est due principalement aux différents ions car les particules du sol elles-mêmes sont de mauvais conducteurs électriques. Le courant circule surtout à travers le fluide poreux, mais il peut également s'écouler le long des surfaces des particules à travers la DDL. La conductivité électrique est donc fonction de la géométrie des pores, qui contrôle l'écoulement des fluides et donc la conductivité hydraulique du sol (Sadek, 1993). Mais certains nombres de paramètres peuvent altérer la conductivité électrique d'un milieu poreux du sol. Parmi ces paramètres : la composition des pores, la porosité, la tortuosité, le degré de saturation, la minéralisation argileuse, la température et la pression. La

capacité des différents matériaux à conduire l'électricité est présentée mathématiquement par George Simon Ohm en 1827. Son travail est basé sur les recherches antérieures de Fourier et Poisson sur la conduction thermique. La loi d'Ohm stipule que la grandeur d'un courant continu I , à travers un élément conducteur est proportionnelle à la tension à travers cet élément, qui est le potentiel d'entraînement.

$$I = \frac{V}{R} \quad (10)$$

Où I : est le courant (Ampères), V : la tension (volts) et R : la résistance (Ohms). La résistance R est une propriété de l'élément conducteur et varie directement avec sa longueur et inversement avec sa section transversale. En Introduisant un coefficient de proportionnalité ρ , la résistance R s'écrit :

$$R = \rho \frac{L}{A} \quad (11)$$

Avec L : est la longueur de l'élément (m), A : la section transversale (m²) et ρ : la résistivité (Ohm-m). L'inverse de la résistivité est appelée conductivité électrique et est définie comme suit :

$$\sigma = \frac{I}{R A} \quad (12)$$

Où σ : est la conductivité électrique ($I / \text{Ohm-m} = \text{mho} / \text{m} = \text{Siemens} / \text{m}$). La conductivité électrique et la résistivité sont des propriétés fondamentales du milieu conducteur. Pour la plupart des matériaux, qu'il s'agisse de solides, de solutions ou de milieux poreux, la loi d'Ohm reste inchangée :

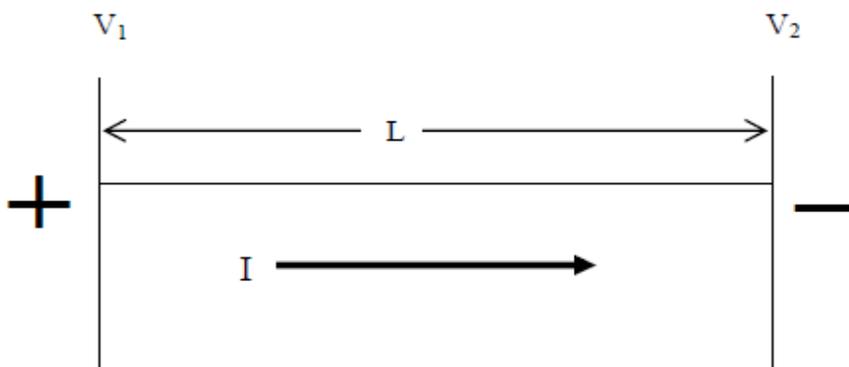


Figure III.4. Le transfert électrique au sein de la matrice du sol (Jayasekera, 2007)

Le tableau III.5 fournit un résumé des phénomènes de conduction à travers les milieux poreux (Sadek, 1993 ; Mitchell et Soga, 2005).

Tableau III.5. Les différents phénomènes de conduction dans la matrice du sol (Li et Georgy, 1974 ; Mitchell et Soga, 2005)

	Chimique	Hydraulique	Electrique
Potentiel	Concentration, c (moles/m ³)	Charge totale h (m)	Voltage, V (volt)
Conductivité	Coefficient de diffusion, D (m ² /s)	Conductivité hydraulique, k_h (cm/s)	Coductivité électrique, σ (S/m)
Flux	J_D (moles/s)	Q_h (m ³ /s)	Courant I (Ampère)
Gradient	$I_c = -\left(\frac{\partial c}{\partial x}\right)$	$I_h = -\left(\frac{\partial h}{\partial x}\right)$	$I_e = -\left(\frac{\partial V}{\partial x}\right)$
Conduction	La loi de Fick $I_c = -D\left(\frac{\partial c}{\partial x}\right)A$	La loi de Darcy $Q_h = -k_h\left(\frac{\partial h}{\partial x}\right)A$	La loi d'Ohm $I = -\sigma\left(\frac{\partial V}{\partial x}\right)A = \frac{V}{R}$

III.7. Les différents facteurs affectant le traitement électrochimique

Pour des considérations pratiques, un certain nombre d'études ont mis sur le terrain, les différents facteurs qui affectent le traitement des électrochimique. Il est identifié que le type de sol et le type de contaminant sont les principaux facteurs de contrôle. Le développement des conditions extrêmes de pH aux électrodes est identifié comme un autre phénomène significatif et important dans le traitement des électrochimique. Mais il existe également d'autres facteurs qui peuvent influencer ce processus, à savoir les gradients de tension, l'espacement des électrodes.

III.7.1. Les types de sols

Les dernières recherches ont démontré que l'efficacité du traitement électrochimique est liée à la nature du sol, où les sols grenus à l'instar des sables fins ont donné de bons résultats (Alshawabkeh, 2001). Les principaux facteurs pouvant influencer les taux de transport des contaminants à travers les milieux poreux et l'efficacité du traitement sont typiquement liés à la composition minéralogique et à la chimie du sol. Reddy et Shirani (1997) ont démontré que la présence d'oxydes de fer dans la roche sédimentaire, crée des conditions géochimiques complexes qui retardent le transport du Cr (VI) alors que la même étude montre que la présence d'oxydes de fer dans la kaolinite et la Na-montmorillonite ne semble pas influencer significativement l'extraction de Cr (VI). Selon Mewett, (2005), la présence de quantités relativement élevées de fer pourrait lier l'arsenic, le rendant ainsi immobile. Les études de Pamukcu et Wittle (1992) sur l'élimination du Cd^{2+} , du Ni^{2+} et du Sr^{2+} de différents types de sol ont démontré une meilleure efficacité d'élimination dans le cas de la kaolinite, tandis qu'une montmorillonite sodique présentait l'efficacité d'élimination la plus faible. Des études de Pamukcu et Wittle (1992) et de Reddy et Shirani (1997) suggèrent des facteurs tels qu'une teneur élevée en eau, un degré élevé de saturation, une faible force ionique et une faible activité comme autres facteurs favorables susceptibles d'accroître le transport du contaminant par advection électroosmotique et migration ionique. Selon les études d'Alshawabkeh et al. (1999), les sols hautement plastiques, tels que l'illite, la montmorillonite ou les sols qui présentent une capacité tampon élevée, nécessitent un excès d'acide ou d'agents améliorants pour solubiliser les contaminants avant leur transport à travers les médias poreux. En conséquence, de tels sols nécessitent une énergie excessive pour éliminer les contaminants à travers des milieux poreux.

III.7.2. Les types de contaminants et leurs concentrations

Un nombre important de recherches effectuées avec divers types de contaminants a indiqué un degré d'efficacité d'élimination prometteur. Ces études montrent que le type de contaminant ne constitue pas une limitation significative du processus électrochimique à condition qu'il n'existe pas sous une forme immobile, par exemple adsorbé sur la surface des particules du sol ou précipité dans les pores du sol. Par exemple, Mewett (2005) a montré que l'arsenic V est potentiellement moins mobile que l'arsenic III, car il est fortement adsorbé sur la surface de l'argile.

III.7.3. L'influence du pH

Il a été démontré que les conditions extrêmes de pH au niveau des électrodes sont identifiées comme un facteur significatif dans le traitement électrochimique. Plusieurs procédures ont été proposées pour contrôler les conditions extrêmes de pH, de sorte que la migration des métaux lourds et des radionucléides soit améliorée, sinon on assisterait à une précipitation et à une immobilisation. Certaines de ces procédures tentent de contrôler la production d'ions hydroxyde à la cathode (Rodsand et al., 1995). Selon Alshawabkeh (2001), l'utilisation de chélatants ont démontré qu'il est possible d'extraire différents types de contaminants métalliques à partir de sols à grains fins. Des chercheurs ont également montré que la production d'ions hydrogène et l'acidification à l'anode devraient également être contrôlées, car l'acidification du sol pourrait conduire à la dissolution des minéraux et par la suite une augmentation de la force ionique et de la conductivité électrique du sol (Acar & Alshawabkeh 1993). Comme ce processus est connu pour son capacité de retarder le transport des contaminants, le développement de techniques efficaces pour contrôler la production d'acide à l'anode est une exigence importante dans le processus électrochimique. Bien qu'il existe un certain nombre de méthodes proposées et testées avec satisfaction pour contrôler les conditions des pH extrêmes, la praticabilité et l'efficacité de ces procédures au-delà des milieux contrôlés de laboratoire doivent encore être réétudiées.

III.8. L'aspect économique du traitement électrochimique

Les coûts associés à la mise en œuvre du traitement électrochimique peuvent inclure divers facteurs, à savoir le coût de l'énergie électrique, le coût de fabrication et d'installation des électrodes, les coûts de tout post-traitement et d'autres coûts fixes (Alshawabkeh et al., 1999 ; Jayasekera, 2007). Le coût de l'énergie électrique dépend des propriétés du sol, des propriétés des contaminants, de la configuration des électrodes et du temps de traitement. Le coût des électrodes dépend du matériau de l'électrode, des dimensions, de la configuration de l'électrode et de l'espacement. Les coûts d'installation dépendent de la méthode d'installation, de la profondeur des électrodes à installer et du nombre d'électrodes à mettre en place. Il faut que la corrosion anodique dans un environnement acide soit contrôlée ou acceptable, des électrodes inertes, devraient être utilisées comme électrode anodique. Par contre l'électrode cathodique peut être faite avec n'importe quels matériaux conducteurs qui ne se corrodent pas dans un environnement neutre ou basique. Le coût des agents améliorants et des produits chimiques qui seraient utilisés pour améliorer de l'efficacité de ce processus en termes de

remédiation et de stabilisation du sol à traiter. Selon Alshawabkeh (2001), le coût des produits chimiques peut être une composante importante du coût total des procédés. Le coût du post-traitement dépend du volume de l'effluent à traiter, comme le suggère Alshawabkeh (2001), le volume d'effluent peut être minimisé en augmentant le transport des contaminants par migration ionique et en minimisant le transport par électro-osmose (Jayasekera, 2007).

III.9. Conclusion

Le traitement électrochimique est une technique innovante, économique et efficace pour la remédiation et la stabilisation des sols hétérogènes. Dans ce chapitre, nous avons traité les différents mécanismes liés au traitement électrochimique. En outre, les différents transferts induits suite à ce processus ont été abordés en détail. Par ailleurs, les différents travaux réalisés ces dernières années ont été entamés qui avaient pour but de démontrer l'efficacité et le potentiel de ce processus. Parmi les techniques de remédiation et de stabilisation, nous avons souligné celles consistant à purement remédier les sols, tandis que d'autres se sont intéressés uniquement à l'amélioration via l'injection d'agents stabilisants. Le chapitre IV, décrira la mise en œuvre et l'évaluation de l'efficacité de ce processus suivant ces deux axes, la remédiation et la stabilisation d'un sol hétérogène localisé dans la région d'Ain Nouissy. De même, nous allons décrire en détail la spécificité et les caractéristiques de la région étudiée.

Chapitre IV
Identification du sol et description du
dispositif d'essai

IDENTIFICATION DU SOL ET DESCRIPTION DU DISPOSITIF D'ESSAI

IV.1. Introduction

De nos jours, la salinité des sols est considérée comme un vrai problème environnemental, affectant plusieurs régions dans le monde entier. En Algérie, cette menace affecte de nombreux terrains, et par conséquent toute activité de constructions ou d'agriculture sera compromise. Dans notre étude, nous avons opté pour la région d'Ain Nouissy qui appartient à la wilaya de Mostaganem, Algérie. Cette zone est fortement affectée par la salinité et qui est considérée comme le siège de processus importants de salinisation, ce qui engendre par conséquent des vrais problèmes de gestion et de mise en valeur dans ce milieu hostile (INSID, 2008). Les sols affectés par les sels, présentent des propriétés très particulières, tant du point de vue physique, chimique et morphologique.

IV.2. La localisation de la région étudiée

La région d'Ain Nouissy, qui s'étale sur une superficie de 54 km², se situe dans le nord-ouest de l'Algérie, à environ 18 km du centre-ville de la wilaya de Mostaganem, comme le montre la Figure IV.1. Selon les coordonnées spatiales, elle se trouve entre 35° 48' Nord, et 0° 03' Est.

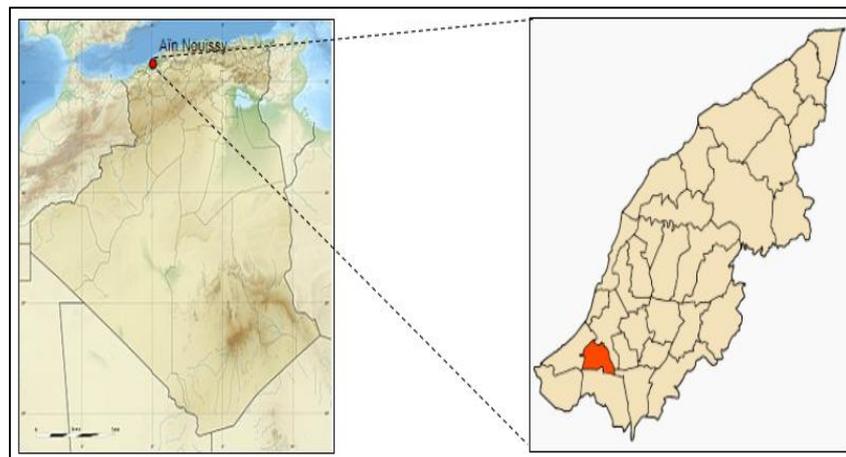


Figure IV.1. La localisation de la région d'Ain Nouissy
(Kerbouche, 2011 ; Gaba, 2012)

IV.3. Le climat

La région d'Ain Nouissy se caractérise par un climat semi-aride en général, et par sa dureté (Seltzer, 1946). En outre, selon la classification de Köppen-Geiger, le climat de la région étudiée est décrit comme «type BSK-CSA» ce qui la classifie comme une zone semi-aride avec un climat froid et sec en hiver et chaud en été comme l'illustre la Figure IV.2.

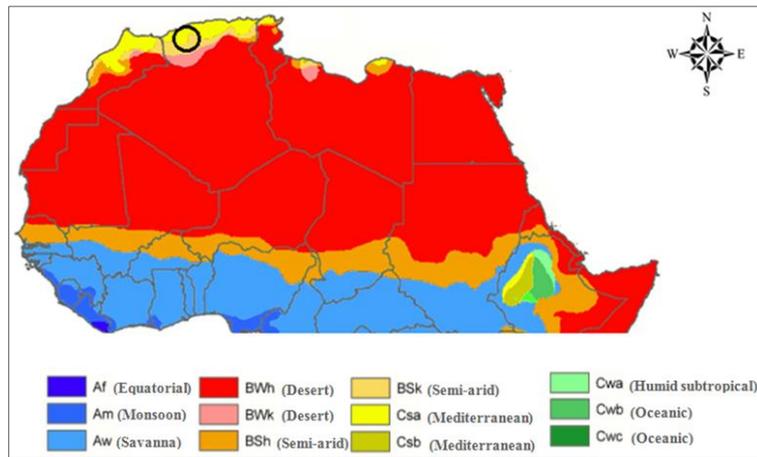


Figure IV.2. La carte du classement climatique selon Köppen-Geiger
(Peel et al., 2007 ; Wikipedia, 2016)

IV.4. La pluviométrie

Le taux des précipitations est caractérisée par une diminution significative de la pluviométrie dans la région d'Ain Nouissy en particulier. La région en question a connu durant les dernières années des cycles de sécheresse, la plus marquée est celle qui s'étale de 2002 à 2012. Les précipitations moyennes annuelles en pluviométrie restent inférieures à 292.55 millimètres. D'après les récentes statistiques, la pluie tombe sous forme d'averse de brève durée, c'est-à-dire d'intensité vigoureuse, causant ainsi des inondations en quelques endroits de la région en question. L'analyse pluviométrique sur cette région calculée sur une période s'étalant de 2002 à 2012, montre que le mois de Novembre est le mois le plus pluvieux avec une quantité infime estimée de l'ordre de 52.36 millimètres, comme l'indique le tableau IV.1.

Tableau IV.1. Les données pluviométriques de la région de Mostaganem (2002-2012) (Data Climat, 2016)

Mois	Pluviométrie (mm)
Janvier	37.66
Février	32.45
Mars	25
Avril	31.63
Mai	21.05
Juin	3.3
Juillet	1.2
Aout	2.1
Septembre	15.78
Octobre	28.75
Novembre	52.36
Décembre	41.27
Somme	292.55

IV.5. Les températures

Le régime thermique de la région est caractérisé par des températures modérées à élevées en été et relativement basses en hiver. Les températures les plus élevées sont enregistrées durant les mois de juillet et août, où elles atteignent un maximum de 30 °C en moyenne, comme le montre la Figure IV.3. Cela engendre par conséquent, une forte évaporation, induisant ainsi une remontée capillaire de la nappe phréatique généralement saline. Les basses températures se manifestent au mois de janvier avec une température moyenne de 10 °C (INSID, 2008 ; Djelloudi et Nouari, 2015).

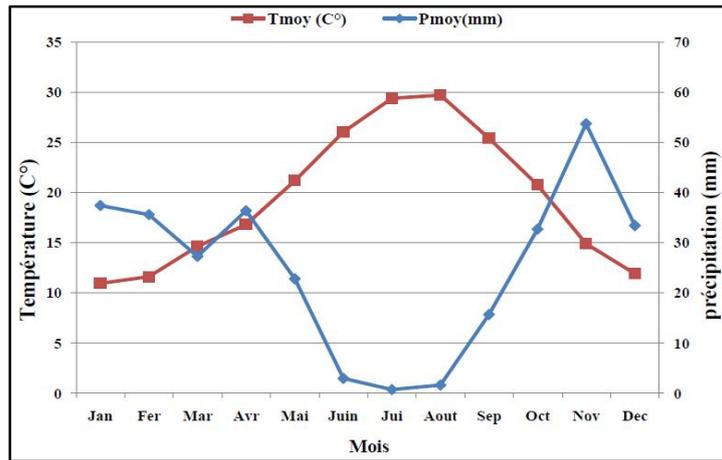


Figure IV.3. Le diagramme des températures (2002-2012)
(Djelloudi et Nouari, 2015).

IV.6. Les caractéristiques du sol étudié

IV.6.1. Le prélèvement des échantillons

Les échantillons de sol utilisés dans cette étude ont été prélevés dans la région d'Ain Nouissy, près d'une briqueterie traditionnelle comme le montre la Figure IV.4.



Figure IV.4. Le positionnement des points de prélèvement des échantillons
(Google Maps, 2016)

Les points de prélèvement ont été choisis de façon à recueillir des échantillons contenant des concentrations importantes de sels notamment le sel sodique. Le point 2, où il y a absence de végétation, contient plus de particules fines argileuses avec une teneur élevée en sels que le premier 1. Des prélèvements ont été réalisés en Avril 2016, à l'aide d'une tarière manuelle. Les

échantillons ont été conservés au niveau du laboratoire LCTPE, à l'université d'Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem, dans des sacs en plastique afin d'éviter toute modification des caractéristiques initiales du sol. Ces échantillons ont servi d'identification physico-chimiques et mécaniques ainsi pour les essais électrochimiques.

IV.7. La caractérisation géotechnique du sol étudié

IV.7.1. Les propriétés physiques

IV.7.1.1. L'analyse granulométrique des échantillons du sol (NF P 94-056)

Les échantillons ont été prélevés au point 2 avec une teneur en eau d'environ 23 %. Le choix du point de prélèvement est motivé par la granulométrie, qui présente la plus grande proportion de particules fines de dimension inférieure à 2 μ m. Ce paramètre confère aux échantillons une forte capacité d'adsorption des polluants. Trois échantillonnages ont été effectués pour l'analyse de la distribution granulométrique. Cette dernière a été faite selon la norme NF P 94-056. La fraction inférieure à 80 micron, a été réalisée selon la norme NF P 94-057 par sédimentation. La distribution granulométrique des échantillons est montrée dans l'annexe I. Le tableau IV.2 résume les données granulométriques, possédant 39% de particules appartenant à la fraction argileuse, 49% à la fraction limoneuse et 12% à la fraction sableuse.

Tableau IV.2. La distribution granulométrique du sol étudié

	Echantillon
Fraction argileuse (%)	39
Fraction limoneuse (%)	49
Fraction sablonneuse (%)	12

À l'aide de la classification triangulaire des sols fins, les échantillons en question sont classés comme limon-argileux fins, comme l'illustre la Figure IV.5.

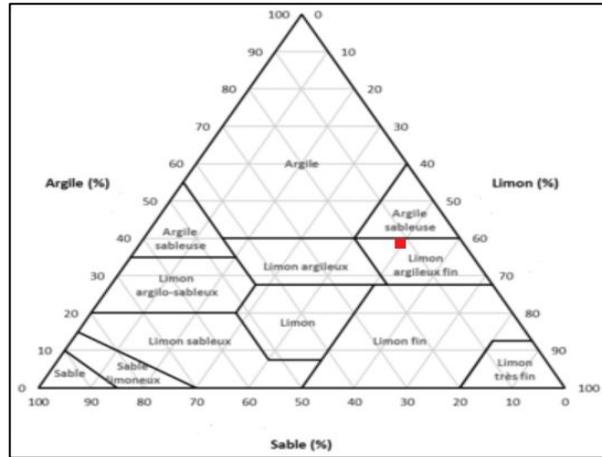


Figure IV.5. La classification triangulaire des sols fins

IV.7.1.2. La teneur en eau (NF P 94-050)

La teneur en eau pondérable est mesurée selon la norme NF P 94-050. En premier lieu, les échantillons sont pesés, puis ils seront séchés à l'étuve à 105°C ± 5°C jusqu'à l'obtention d'une masse constante, comme le montre la Figure IV.6.



Figure IV.6. Le séchage des échantillons du sol à l'étuve

La différence entre le poids initial et celui après séchage exprime la teneur en eau de l'échantillon initial, dont la formule est la suivante :

$$w (\%) = \frac{W_w}{W_s} \tag{1}$$

Avec : W_w : le poids d'eau et W_s : le poids du sol sec.

IV.7.1.3. Les limites d'Atterberg (NF P 94-051)

La grande affinité des sols fins à l'eau, leur permet un comportement variable en fonction de la teneur en eau. Cela permet au matériau de passer par plusieurs états : état liquide, état plastique, état semi-solide et enfin à l'état solide. Entre deux états voisins, la teneur en eau exprime des limites évidentes. Les limites d'Atterberg comprennent la limite de liquidité (W_L) et la limite plasticité (W_P) d'un sol, exprimées en pourcentage. Ces dernières sont déterminées selon la norme NF P 94-051.

IV.7.1.3.1. La limite de liquidité (W_L) :

La limite de liquidité est déterminée à l'aide de l'appareil de Casagrande, comme le montre la Figure IV.7. Il est constitué d'une coupelle en bronze, d'un support métallique avec une manivelle fixée sur un socle en bois bakélite. La hauteur de chute de la coupelle est contrôlée pour 10 millimètres. Les échantillons sont déposés de façon à remplir et recouvrir le fond de la coupelle. À l'aide d'un outil à rainurer, une rainure était réalisée sur la couche du sol en question. Nous notons le nombre de chocs (N) à la fermeture de la rainure. Dans chaque essai, une quantité représentative était prélevée autour de la rainure pour la mesure de la teneur en eau.

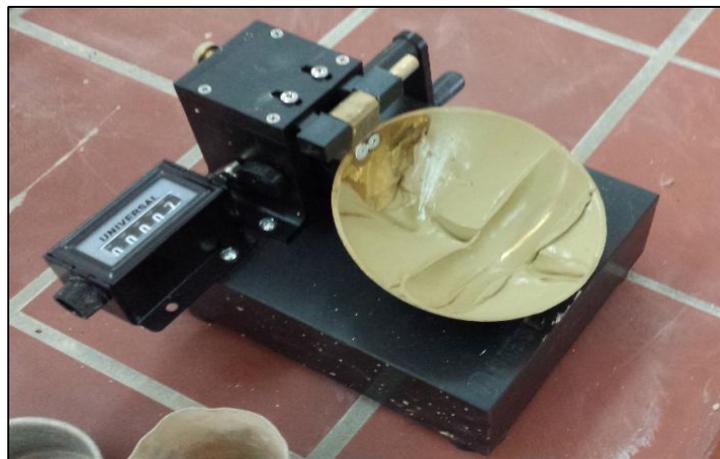


Figure IV.7. L'appareil de Casagrande pour la détermination de la limite de liquidité

La limite de liquidité (W_L) est déterminée sur la courbe des teneurs en eau en fonction du nombre de chocs, comme le montre la Figure IV.8. La limite de liquidité des échantillons étudiés correspond à une teneur de 43%.

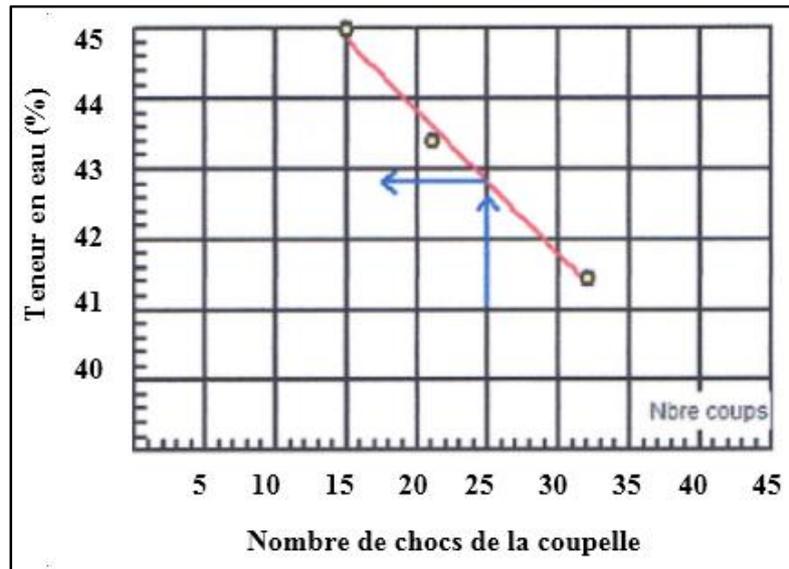


Figure IV.8. La limite de liquidité (W_L) des échantillons

IV.7.1.3.2. La limite de plasticité (W_P)

La limite de plasticité (W_P) du sol est déterminée par la méthode du rouleau selon la norme NF P 94-051. La limite de plasticité est définie comme étant la teneur en eau d'un cylindre du matériau, qui se brise en deux ou trois morceaux au moment où son diamètre atteint 3 millimètres, comme l'indique la Figure IV.9. Le résultat de la limite de plasticité obtenue pour les échantillons d'Ain Nouissy est de l'ordre de 21%.



Figure IV.9. La limite de plasticité (W_P) des échantillons

IV.7.1.3.3. L'indice de plasticité (I_P)

A partir de la limite de liquidité et de plasticité, nous pouvons déterminer l'indice de plasticité (I_P). Cet indice est obtenu par la différence entre ces paramètres comme le montre l'équation 2. L'indice de plasticité est égal à 22%.

$$I_P = W_L - W_P \tag{2}$$

Les valeurs des limites de consistance du sol d'Ain Nouissy sont illustrées dans le tableau récapitulatif suivant :

Tableau IV.3. Les valeurs des limites de consistance du sol étudié

Les limites d'Atterberg	W _L (%)	W _P (%)	I _P (%)
Sol étudié	43	21	22

Selon le diagramme de plasticité et de classification des sols fins, les échantillons d'Ain Nouissy sont classés comme des argiles peu plastiques, comme l'illustre la Figure IV.10. Les résultats et les calculs des limites sont montrés dans l'annexe II.

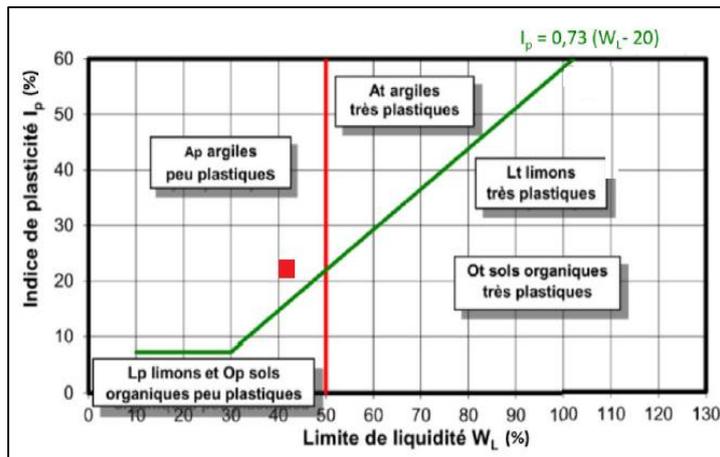


Figure IV.10. Le diagramme de plasticité et de la classification des sols fins (Liang, 2012)

IV.7.1.4. La valeur au bleu de Méthylène (NF P 94-068)

L'essai au bleu de méthylène a été réalisé selon la norme NF P 94-068. Cet essai a pour but de caractériser la richesse en fraction argileuse contenue dans un sol. Cette mesure est basée sur l'aptitude des éléments fins à adsorber les molécules de bleu de Méthylène. Au cours de cet essai, nous introduisons progressivement des quantités d'une solution de bleu de méthylène dans une suspension de matériau et d'eau distillée maintenue en agitation jusqu'à ce que les particules argileuses en soient saturées comme le montre la Figure IV.11.



Figure IV.11. La réalisation de l'essai au bleu de méthylène

L'adsorption du bleu de Méthylène est contrôlée après chaque ajout au moyen d'une baguette en verre. A cet effet, une goutte de la suspension est déposée sur un papier filtre. Lorsqu'une auréole bleu clair persistante apparaît, nous arrêtons l'ajout du méthylène et on répète les opérations cinq fois, comme le montre la Figure IV.12.

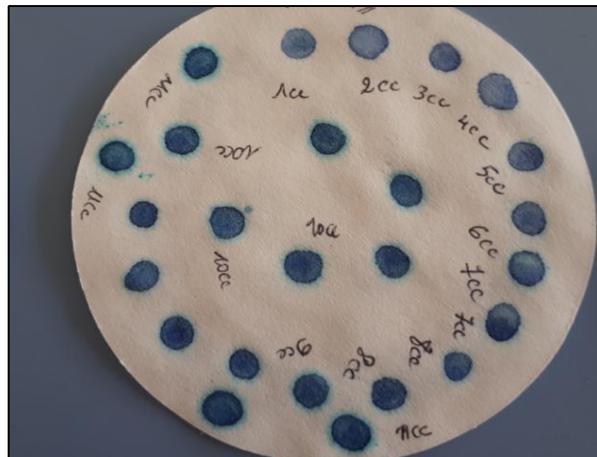


Figure IV.12. L'essai au bleu de méthylène

L'essai est dit terminé, lorsque l'auréole persiste. Nous notons le volume du bleu dosé, pour le calcul de la valeur au bleu, Cette dernière est exprimée en valeur du bleu en grammes de bleu pour 100 g de sol sec. La valeur au bleu des échantillons d'Ain Nouissy est de 2,83. A partir de cette valeur, l'échantillon en question est classé comme étant un limon-argileux, comme l'indique le tableau IV.4.

Tableau IV.4. La classification des sols selon la valeur au bleu de méthylène

Valeur au bleu du sol	Nature du sol
< 0.2	Sols sableux
0.2 - 2.5	Sols limoneux
2.5 – 6	Sols limoneux-argileux
6 – 8	Sols argileux
> 8	Sols très argileux

IV.7.1.5. La teneur en matière organique (NF EN 12879-2000)

La teneur en matière organique est un paramètre très important car il affecte significativement le processus électrochimique. La teneur en matière organique des échantillons d'Ain Nouissy est mesurée selon la norme (NF EN 12879-2000). Dans cet essai, la matière organique est mesurée suite à la perte au feu de la masse sèche. Nous prenons un creuset vide, sec et propre et nous notons son poids (M_a). Par la suite, nous introduisons une prise d'essai et nous notons son poids (M_b). Ensuite, la prise d'essai et le creuset sont mis dans un four à une température de 550 ± 25 °C pendant 6 heures, comme le montre la Figure IV.13.

**Figure IV.13.** Le four pour la détermination de la teneur en matière organique

Après, nous mettons la prise d'essai dans un dessiccateur à une température pour qu'elle refroidisse et nous notons le nouveau poids (M_c).

Le calcul de la matière organique se fait selon l'équation suivante :

$$M.O.(%) = \frac{M_b - M_c}{M_b - M_a} \times 100 \quad (3)$$

Les résultats de la matière organique du sol d'Ain Nouissy sont illustrés dans le tableau suivant :

Tableau IV.5. La teneur en matière organique du sol étudié

N° d'échantillon	Echantillon 1	Echantillon 2
M.O (%)	1.13	1.11

D'après le Tableau IV.6, les échantillons du sol d'Ain Nouissy sont classés comme étant des sols non organiques, mais comme des sols argilo-limoneux.

Tableau IV.6. Les différents types de sols en fonctions de la teneur en matières organiques

Teneur en matière organique	Type de sol
M.O. <3	Argile ou limon
$3 \leq \text{M.O.} < 10$	Sols faiblement organiques
$10 \leq \text{M.O.} < 30$	Sols moyennement organiques
M.O. ≥ 30	Sols très organiques

IV.7.2. Les propriétés chimiques

IV.7.2.1. La détermination du pH et de la conductivité électrique

Les valeurs du pH ont été obtenues à partir de la norme NF X 31-103. Selon cette norme, la mesure du pH se fait dans la suspension aqueuse à l'équilibre. Le résultat obtenu pour le sol d'Ain Nouissy le pH est de 8,7. Ce pH basique est attribué à sa richesse en sels. La mesure du pH est assurée par un pH-mètre de laboratoire, possédant une électrode en verre, comme le montre la Figure IV.14. La mesure de la conductivité électrique (CE) est cruciale dans le cas des sols salins. Ce paramètre donne une indication de la concentration des sels solubles existants dans l'échantillon du sol. Cette mesure a été faite selon la norme NF X31-113. La mesure est assurée par un conductimètre portatif, comme l'indique la Figure IV.14. La conductivité électrique de la CE du sol d'Ain Nouissy est de 6.3 dS/m.



Figure IV.14. La mesure du pH et de la conductivité électrique du sol

IV.7.2.2. La détermination de la teneur en sels

La présence des sels de sodium, de potassium et de calcium présents au sein du sol a été réalisé via un spectrophotomètre à flamme comme le montre la Figure IV.15.



Figure IV.15. Le spectrophotomètre à flamme pour la détermination des sels

L'analyse par spectrophotométrie est considérée comme l'une des méthodes les plus précises de détermination et de quantification des matériaux existants dans le sol. Le principe de cette technique consiste à chauffer les ions métalliques d'un échantillon donné, et ceci afin de pouvoir capter les émissions lumineuses provenant de leur excitation. Ceci se passe d'un stade de vaporisation dans une flamme de gaz de la dilution aqueuse. Le spectromètre se compose d'une source lumineuse qui émet un rayonnement avec une longueur d'onde spécifique de l'élément

à analyser. La solution à analyser est aspirée par effet venturi via un nébuliseur qui projette de fines gouttelettes de la solution dans le brûleur, dont la flamme très chaude sert d'atomiseur. Cette dernière est analysée grâce à une cellule photoélectrique, comme l'explique la Figure IV.16. Les données sont en premier lieu donnés sous forme de densité optique. Cette dernière est convertie par la suite en concentration à l'aide d'un système d'étalonnage établi au préalable, afin de quantifier et donner la concentration de l'espèce présente dans l'échantillon à étudier (Mun, 2007).

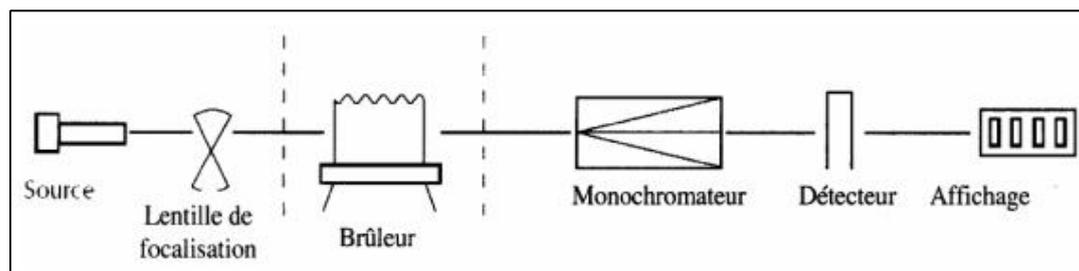


Figure IV.16. Schéma explicatif d'un spectrophotomètre (Mun, 2007)

Les concentrations des différents sels présents dans le sol d'Ain Nouissy sont illustrées dans le tableau ci-après :

Tableau IV.7. Les concentrations en sels du sol étudié

Type de sel	Concentration initial (mg/kg)
Na ⁺	107
K ⁺	47
Ca ²⁺	23
Mg ²⁺	68

IV.7.3. Les propriétés mécaniques

IV.7.3.1. L'essai de Proctor normal et modifié (NF P 94-093)

La teneur en eau est un paramètre très important dans la compacité du sol. L'essai Proctor, établi selon la norme NF P 94-093, permet de déterminer la teneur en eau optimale à mettre en œuvre afin de réaliser un bon compactage. A cet égard, le sol est malaxé pour différentes teneurs en eau. A cet effet, la masse volumique sèche d'un matériau augmente avec la teneur en eau jusqu'à une valeur maximale, puis décroît progressivement. L'essai Proctor est réalisé dans des moules normalisés. Le Proctor normal est réalisé dans un moule de petite dimension, comme le montre la Figure IV.17. (a). Tandis que le moule Proctor modifié est réalisé sur un moule de grande dimension, comme illustré dans la Figure IV.17. (b).



Figure IV.17. (a) L'essai de Proctor normal



Figure IV.17.(b) Le moule CBR pour la réalisation du Proctor modifié

D'après la norme NF P 94-093, le principe de ces essais consiste à humidifier un matériau à plusieurs teneurs en eau et de procéder au compactage, avec différentes teneurs en eau, selon un procédé et une énergie conventionnelle selon le type d'essai envisagé. Pour chacune des valeurs de teneur en eau considérées, on détermine la masse volumique sèche du matériau. Par la suite, nous traçons la courbe des variations de la masse volumique en fonction de la teneur en eau. Les courbes du Proctor normal et modifié sont illustrés dans l'annexe III. Les caractéristiques de l'essai Proctor sur les matériaux étudiés sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau.IV.8. Les caractéristiques de compactage du sol étudié

Caractéristiques à l'OPN		Caractéristiques à l'OPM	
w (%)	γ_{dmax} (g/cm ³)	w (%)	γ_{dmax} (g/cm ³)
17.5	1.84	14	2.00

IV.7.3.2. L'essai de compressibilité à l'œdomètre (NF P 94-090)

L'essai de compressibilité est réalisé selon la norme NF P 94-090. Cet essai est appliqué sur les sols fins et cohérents avec chargement et une incrémentation par paliers. Cet essai nous permet d'avoir une représentation du diagramme de l'indice des vides (e) d'une éprouvette de sol soumise à essai à la fin de chaque palier de consolidation, en fonction de la contrainte effective (σ'_v), égale à la contrainte totale (σ_v) qui lui est appliquée en début d'essai. Le bâti œdométrique est montré dans la Figure IV.18. L'essai s'effectue sur une éprouvette de matériau placée dans une enceinte cylindrique rigide en matériau inoxydable. Un dispositif applique sur cette éprouvette un effort axial vertical, l'éprouvette étant drainée en haut et en bas à l'aide de pierre poreuse. La saturation est maintenue durant tout l'essai. La charge est appliquée par des chargements successifs suivant un programme défini selon la norme NF P 94-090. Les variations de hauteur de l'éprouvette sont mesurées au moyen d'un comparateur pendant l'essai en fonction de la durée d'application de la charge. Cet essai permet de fournir la pression de préconsolidation du sol, l'indice de compressibilité C_c et l'indice de gonflement C_g . Ces dernières sont illustrées dans le tableau IV.9. Les résultats de compressibilité du sol d'Ain Nouissy sont illustrés dans l'annexe IV.



Figure IV.18. L'essai de compressibilité à l'œdomètre

Tableau IV.9. La pression de préconsolidation et les indices de compression et de gonflement du sol étudié

	Pression de préconsolidation (KPa)	Indice de compression C_c (%)	Indice de gonflement C_g (%)
Echantillon Etudié	206	18.60	4.28

IV.7.3.3. L'essai de gonflement à l'œdomètre (NF P 94-091)

L'essai de gonflement libre était déterminé selon la norme NF P 94-091. Cet essai permet de déterminer la pression de gonflement d'un matériau ainsi que sa déformation lorsqu'il est soumis, en présence d'eau, à des contraintes verticales inférieures à cette pression de gonflement. Il est utilisé pour apprécier le comportement d'ouvrages pouvant être affectés par la présence de matériaux gonflants. L'essai consiste à appliquer à chaque éprouvette de l'échantillon de sol, une contrainte verticale différente et à mesurer sa variation de hauteur dans des conditions saturées, comme l'illustre la Figure IV.19. La mise en place de cet essai consiste à préparer une éprouvette du sol à l'aide de la bague œdométrique que l'on met ensuite dans une cellule œdométrique drainée des deux extrémités par des pierres poreuses. Par la suite, le dispositif de répartition de charges est mis en contact avec l'éprouvette. Puis, le comparateur de mesure de la variation de la hauteur est mis à même la cellule œdométrique. Dans un premier temps, nous appliquons la contrainte sur l'éprouvette sans eau, jusqu'à une certaine stabilisation de la hauteur. Ensuite, nous mettons l'éprouvette en immersion totale. Une fois la stabilisation de la hauteur atteinte, nous procédons à la pesée de l'éprouvette pour pouvoir obtenir sa teneur en eau. La pression de gonflement du sol d'Ain Nouissy est de 65 KPa. Les résultats de gonflement du sol d'Ain Nouissy sont illustrés dans l'annexe V.



Figure IV.19. L'essai de gonflement libre à l'œdomètre

IV.7.3.4. L'essai de cisaillement à la boîte de Casagrande (NF P 94-071)

L'essai de cisaillement rectiligne est réalisé selon la norme NF P 94-071. Cet essai est issu d'après des expériences de Coulomb, il s'effectue au moyen d'une boîte de cisaillement, comme le montre la Figure IV.20. Cette dernière se compose de deux demi boîtes, se déplaçant suivant un plan horizontal imposé l'une par rapport à l'autre. Le principe de l'essai consiste à mettre un

échantillon du sol dans la boîte de cisaillement et le soumettre par la suite à une charge verticale N , ainsi qu'à une charge horizontale T , que l'on augmente au fur et à mesure au cours de l'essai jusqu'à la rupture. La vitesse à laquelle on augmente la charge horizontale, est liée au type du sol. De surcroît, elle doit être assez faible, afin d'assurer les meilleures conditions de drainage possibles pour dissiper toutes les pressions interstitielles. La charge horizontale maximale T enregistrée définit les conditions de rupture. Ces données serviront de tracer la courbe intrinsèque du sol étudié, et de déterminer par la suite l'angle de frottement interne φ et la cohésion C . A partir de cela, nous pouvons calculer la contrainte normale effective (σ_{nrupt}) et la résistance au cisaillement effective à la rupture (τ_{rupt}).



Figure IV.20. L'essai de cisaillement direct

La courbe intrinsèque du sol étudié est montrée dans l'annexe VI. Les résultats de l'angle de frottement et de la cohésion sont montrés dans le tableau suivant :

Tableau IV.10. L'angle de frottement interne et la cohésion du sol d'Ain Nouissy

Paramètres de cisaillement	L'angle de frottement φ (KPa)	La cohésion C (KPa)
Echantillon étudié	22.2	17.41

IV.8. La mise en place du processus électrochimique

IV.8.1. Le dispositif expérimental

La cellule électrochimique d'essai expérimental a été développée au sein du laboratoire LCTPE à l'université d'Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem. Elle est constituée d'une cellule rectangulaire en verre transparent afin d'assurer une bonne visibilité des différents changements engendrés durant le traitement. De surcroît, l'utilisation d'un tel matériau limite les différentes

interférences électriques pendant le processus électrochimique. Par ailleurs, la cellule en question devait avoir des dimensions internes adéquates pour contenir une quantité appropriée de sol à étudier afin de pouvoir entamer les différents essais physico-chimiques et mécaniques. A cet égard, on a opté pour une cellule d'une longueur de 40 cm, d'une largeur de 15 cm et d'une hauteur de 20 cm, comme le montre la Figure IV.21.



Figure IV.21. Le dispositif expérimental de la cellule électrochimique

IV.8.2. Les électrodes utilisées

Le choix des électrodes est un paramètre crucial dans le traitement électrochimique. Ce choix dépend de plusieurs paramètres, tels que leur conductivité, leur résistance à la corrosion et leur coût (Mosavat, 2014). A titre indicatif, les électrodes en platine et en or sont les leaders dans les performances sus cités. Mais avec des coûts aussi exorbitants leur utilisation reste très limitée. Par ailleurs, les électrodes inertes ont montré une meilleure résistance à la corrosion lors du traitement électrochimique. Néanmoins, d'après la littérature, ces matériaux manifestent une chute de tension extrêmement importante, réduisant par conséquent l'efficacité du traitement électrochimique (Mohamedelhassan et Shang, 2001; Mosavat, 2014). Egalement des électrodes en fer ont été expérimentées, mais il s'est avéré qu'il y eu oxydation au niveau de l'anode, engendrant une chute de tension et par conséquent un dysfonctionnement du système électrochimique. C'est-à-dire que cette forte oxydation procure une libération des ions de fer, provoquant une contamination précoce du sol (Mosavat, 2014). Nonobstant, Enfin le cuivre possède des caractéristiques très intéressantes, offrant une meilleure conductivité électrique, engendrant par conséquent une meilleure efficacité de traitement. Au-delà de ces critères, d'autres facteurs relativement intéressants s'ajoutent dans le choix de ces matériaux, à l'instar

de leur disponibilité, leur faible perte de tension, un meilleur drainage, ce qui nous offre une remédiation optimale et une stabilisation des sols (Wu et al., 2015). A partir de ces critères, nous avons opté pour des électrodes en cuivre. Le diamètre interne de ces dernières était de 22 millimètres. Par ailleurs, plusieurs perforations ont été pratiquées sur ces électrodes, afin de faciliter l'injection d'agents stabilisants au cours du traitement électrochimique.

IV.8.3. La préparation des échantillons pour le traitement électrochimique

Avant de procéder au traitement électrochimique, dans un premier temps les échantillons du sol ont été séchés à l'étuve à une température de 105° C. Et dans un deuxième temps, les échantillons secs étaient broyés jusqu'à obtention d'une poudre fine. Puis, ces derniers étaient malaxés avec de l'eau distillée jusqu'à une teneur en eau à 5 fois de la limite de liquidité, comme indiqué dans les différents travaux antérieurs (Mosavat et al., 2014 ; Wu et al., 2015). Par la suite, l'échantillon préparé a été mis dans la cellule en trois couches. Chaque couche était compactée rigoureusement, afin d'éliminer toute les bulles d'air emprisonnées. La hauteur de la couche du matériau était de 17 cm.

IV.8.4. La mise en marche du processus électrochimique

Après, la mise en place de l'échantillon du sol dans la cellule, des électrodes étaient insérées au sein du sol et liées au générateur. Après cette étape, les tensions désirées d'être appliquées étaient de 15, 25, 35 et 45 V, pour une durée de traitement d'environ 7 jours. Cette phase était divisée en deux étapes. La première étape était consacrée à la remédiation des échantillons. Tandis que le deuxième avait pour but d'améliorer et de stabiliser le sol en question. Lors de la phase de remédiation, une eau distillée était utilisée. Par contre, l'hydroxyde de calcium $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a été utilisé durant le stade de la stabilisation. Ce choix fût pris, en se basant sur son pouvoir à substituer aux ions de sodium (Na^+) et par conséquent à former des agents de cimentation, de sorte d'améliorer la portance du sol en question. L'injection de la solution stabilisante est facilitée par un réservoir installé au niveau de l'anode. Le réservoir permet de fournir en permanence l'agent stabilisant. L'effluent d'eau au niveau de la cathode est collecté durant le traitement et mesuré au moyen d'une éprouvette. La Figure IV.22 montre le schéma descriptif du processus électrochimique.

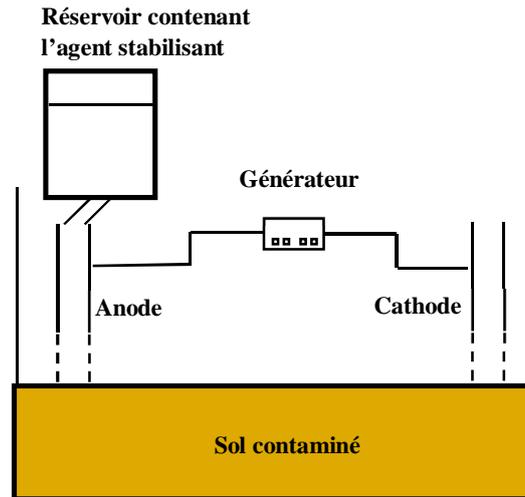


Figure IV.22. Le schéma descriptif du protocole expérimental

IV.9. Conclusion

La région étudiée d'Ain Nouissy a montré un climat hostile classé comme étant « Méditerranéen à semi-Aride » avec une faible pluviométrie en hiver, accompagné avec de forte chaleur durant l'été. Les échantillons du sol de cette région étaient classés comme des limons argileux, avec une fraction argileuse de 40%. Cette dernière permet une forte rétention en sels, d'où la forte teneur en sels, notamment le sel sodique. Par ailleurs, d'après les essais d'identification physiques, chimiques et mécaniques des échantillons étudiés, il s'est avéré que les propriétés du sol en question présentent un énorme préjudice sur la faune, la flore, ainsi qu'aux travaux de constructions. Les caractéristiques de ces matériaux, nous amènent à dire qu'il est fortement nécessaire de procéder à un traitement de remédiation et de stabilisation de ces premiers, dans le but d'améliorer toute exploitation liée au génie civil notamment en géotechnique, ainsi pour des travaux d'agriculture.

Chapitre V

La remédiation et la stabilisation
électrochimique du sol

LA REMEDIATION ET LA STABILISATION ELECTROCHIMIQUE DU SOL

V.I. Introduction

Les échantillons étudiés présentent une forte teneur en sels, à base de sodium d'où la présence de sel sodique au sein des matériaux, ce qui leurs confèrent une structure dispersive, une faible résistance mécanique et une compressibilité élevée. Donc, avant de procéder à une stabilisation et une amélioration de ces sols, il est par conséquent judicieux de procéder à une étape de remédiation et de décontamination. Comme décrit dans le chapitre précédent, les échantillons destinés à la remédiation sont malaxés avec de l'eau distillée avec une teneur en eau, 5 fois plus de la limite de liquidité. La durée du traitement est de 7 jours. Le tableau V.1 récapitule les conditions initiales électrochimiques pour la première phase de remédiation.

Tableau V.1. Les conditions initiales du traitement électrochimique

N° de l'essai	Tension appliquée (V)	Durée (jours)	Solution utilisée
1	15	7	Eau distillée
2	25	7	Eau distillée
3	35	7	Eau distillée
4	45	7	Eau distillée

Après l'achèvement de cette phase de décontamination, une seconde étape de stabilisation est envisagée, dans le but d'améliorer les caractéristiques géotechniques du sol, notamment la résistance au cisaillement. A cet effet, un protocole d'essai a été mis en place. Comme discuté dans le chapitre IV, le principe de ce processus repose sur l'injection d'un agent stabilisant via un tube connecté à l'anode. L'agent stabilisant est l'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), connu par son pouvoir flocculant et stabilisant du sol, ainsi par son aptitude à remplacer et à substituer les ions sodium, responsables de porter un préjudice pour la matrice du sol. Cette phase consiste également à investiguer l'effet de la concentration sur les caractéristiques géotechniques du sol en question. La durée de traitement étant de 7 jours. Le tableau V.2 récapitule les conditions initiales électrochimiques pour la première phase.

Tableau V.2. Les conditions initiales du traitement électrochimique

N° de l'essai	Tension appliquée (V)	Durée (jours)	Solution utilisée	Concentration (mol/l)
1	15	7	Ca(OH) ₂	2.5
2	25	7	Ca(OH) ₂	2.5
3	35	7	Ca(OH) ₂	2.5
4	45	7	Ca(OH) ₂	2.5

V.2. L'effet du traitement électrochimique sur la remédiation des échantillons du sol

V.2.1. L'effet du traitement sur la variation du courant électrique

Le processus électrochimique implique l'application d'un champ électrique via des électrodes au sein de la matrice du sol. La différence de potentiel appliquée entraîne un mouvement et une migration des ions. Ceci, induit une nette modification de l'intensité électrique. La variation du courant électrique à travers l'échantillon du sol sous différentes tensions appliquées est illustrée sur la Figure V.14. Durant les 10 premières heures, nous constatons une augmentation du courant électrique, atteignant une valeur maximale de 127, 177, 273 et 462 mA, pour des tensions de 15, 25, 35 et 45 V, respectivement. Ceci est due à la désorption et la mobilisation de sels présents dans le sol, ce qui augmente par conséquent l'intensité du sol (Mitchell et Soga, 2005; Yukselen-Aksoy et Reddy, 2012, Cameselle et Reddy, 2012, Wu et al., 2015). De même, l'élévation de l'intensité actuelle peut être aussi attribuée aux ions hydrogène et hydroxyde générés lors de l'électrolyse de l'eau interstitielle (Acar et Alshawabkeh, 1993; Li et al., 2014; Bahemmat et al., 2015). Donc, on peut en déduire que l'augmentation du potentiel électrique appliqué, engendre une augmentation significative du courant électrique. Cependant, après une durée de 20 heures, nous remarquons une forte baisse du courant électrique, jusqu'à atteindre une valeur asymptotique après 100 heures du traitement. Cette diminution peut être attribuée à l'appauvrissement en ions présents au sein du sol, en raison de leur mouvement par l'électro-migration vers la cathode entraînant par conséquent une réduction significative de l'intensité électrique. En outre, le pH du sol joue un rôle important dans la variation de l'intensité électrique. L'environnement fortement alcalin, principalement dans les zones cathodiques, entraîne une précipitation des sels, engendrant leur immobilisation et du coup une diminution du courant électrique. Cette tendance est davantage accentuée lors de l'augmentation du potentiel électrique. Une élévation de la tension, entraîne une élévation du pH du sol, notamment dans la région cathodique. La forte alcalinité génère

une précipitation des sels avec des quantités importantes, expliquant la chute brusque de l'intensité du courant. Plusieurs chercheurs ont également observé un comportement similaire (Maturi et Reddy, 2006; Cameselle et Reddy, 2012, Ammami et al., 2015; Paramkusam et al., 2015).

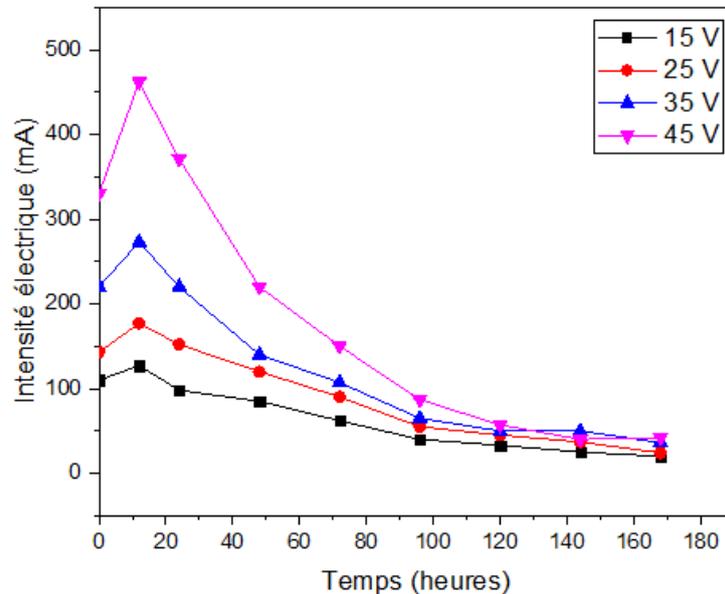


Figure V.1. Les variations du courant électrique durant la remédiation électrochimique

V.2.2. L'effet du traitement sur la variation de l'écoulement électroosmotique

Le mouvement de l'eau sous l'application d'un gradient électrique est dénommé l'écoulement électroosmotique. D'après (Hamed et al., 1991), cet écoulement d'eau au sein de la matrice du sol est défini comme suit:

$$q_e = k_{eo} i_e A \quad (1)$$

Avec q_e (cm^3/s) le débit électroosmotique, k_{eo} (cm^2/Vs) le coefficient de perméabilité électroosmotique, i_e le gradient électrique (V/cm) et A (cm^2) la section transversale du sol. La Figure V.2, montre la variation de l'écoulement électroosmotique au cours du processus électrochimique sous divers potentiels électriques. Nous remarquons, que le débit augmente avec l'élévation du potentiel électrique, où la direction du flux est de l'anode vers la cathode au cours de toutes les expériences. La valeur maximale de l'écoulement électroosmotique était estimée à 350 ml, avec une tension de 45 V. Nous pouvons donc déduire que l'écoulement est directement proportionnel à la tension imposée. Ceci est dû à la mobilisation d'espèces ioniques avec la tension appliquée, ce qui tend à augmenter l'intensité du courant électrique à

travers le sol, et par conséquent le débit électroosmotique. Cependant, le taux d'augmentation du débit électroosmotique diminue avec le temps du traitement. Un tel comportement est lié à deux facteurs majeurs. Le premier est lié à la diminution de la concentration ionique en raison de la migration et au transport des espèces chimiques via l'électro-migration et l'électro-osmose, tandis que le second facteur est lié aux conditions des pH extrêmes avec la précipitation des sels, qui ont tendance à entraver l'espace poreux et donc d'entraver le flux électroosmotique. Les mêmes résultats ont été rapportés par plusieurs chercheurs (Jayasekera, 2007; Cameselle et Reddy, 2012; Cameselle, 2015; Yuan et al., 2016).

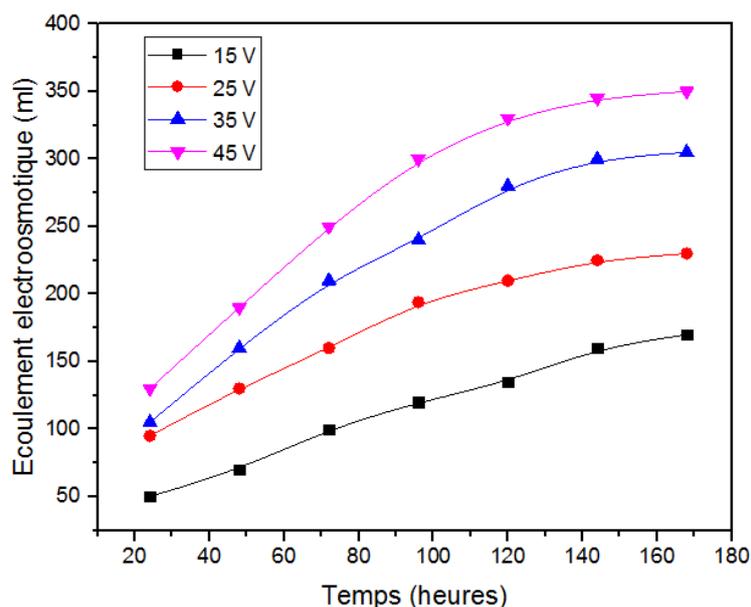
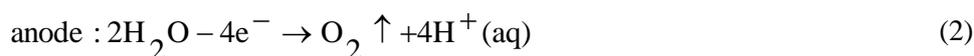


Figure V.2. Les variations de l'écoulement électroosmotique au cours du traitement électrochimique

V.2.3. L'effet du traitement sur la variation du pH au niveau des électrodes

Au début du traitement électrochimique, diverses réactions et mécanismes se produisent au sein du sol. Les réactions les plus importantes et les plus efficaces sont l'électrolyse de l'eau interstitielle, engendrant une oxydation à l'anode avec génération d'ions H^+ , et une réduction à la cathode avec génération d'ions OH^- , comme le décrit l'équation (2) et (3) :



A cet effet, un gradient de pH se développe dans le sol, avec un front acide près de l'anode et un front basique au voisinage de la cathode. La Figure V.3, montre la variation du gradient de pH à l'anode et à la cathode avec le temps du traitement sous diverses tensions appliquées. Nous constatons que le pH diminue de manière significative au niveau de la région anodique, tandis qu'une forte augmentation a été notée à la surface de la cathode. Les valeurs extrêmes du pH sont observées au cours des premières 20 heures avec une forte acidité au niveau de l'anode et une forte alcalinité au niveau de la cathode. Cette tendance est due à la disponibilité de l'eau interstitielle pour l'électrolyse durant ces premières heures, générant des ions hydrogène et hydroxyde avec des taux élevés. En outre, on peut voir que l'augmentation du champ électrique a un effet significatif sur le développement du gradient de pH, engendrant une acidité accrue à l'anode et un environnement fortement alcalin à la cathode, comme l'illustre la Figure V.3. Cela peut s'expliquer par le fait que l'augmentation du courant appliqué favorise et stimule les réactions d'électrolyse au niveau des électrodes, produisant davantage d'ions H^+ et OH^- . Le faible pH au voisinage de l'anode, entraîne une désorption et une solubilisation des sels. Nos résultats sont similaires à plusieurs travaux de recherche antérieurs (Acar et al., 1993; Hamed, 1990; Virkutyte et al., 2002; Li et al., 2010; Peng et al., 2013). Cependant, nous avons remarqué que le développement du gradient du pH se stabilise 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. De même, cette tendance est liée au pouvoir tampon du sol, retardant le développement du gradient de pH (Acar et al., 1993; Jayasekera, 2007).

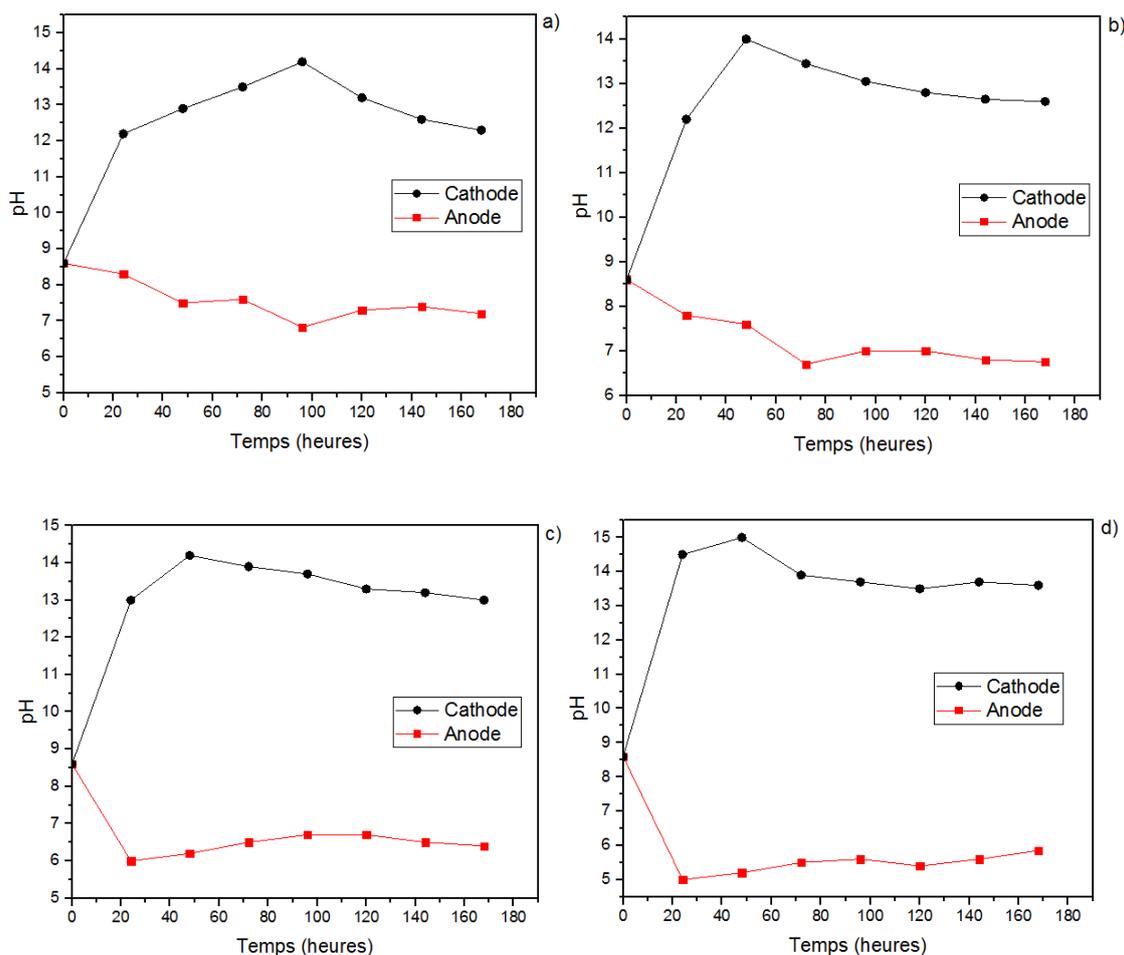


Figure V.3. Les variations du pH au niveau des électrodes au cours du traitement.

(a) La variation du pH avec 15V. (b) La variation du pH avec 25V.

(c) La variation du pH avec 35V. (d) La variation du pH avec 45V.

V.2.4. La variation du pH à l'issue du traitement sous différentes tensions

La variation du pH dans le sol à la fin du traitement sous différentes tensions est illustrée sur la Figure V.4. Comme nous pouvons remarquer, un gradient de pH a été développé, créant un front d'acide à l'anode et un front basique à la cathode. Le pH atteint une valeur minimale de 5,85 au niveau de l'anode pour une tension de 45V et un PH de 13,6 au niveau de la cathode pour la même tension appliquée de 45V. Le faible pH à proximité de l'anode est dû à la génération d'ions hydrogène, alors que le milieu alcalin à la cathode résulte d'une génération d'ions hydroxyde. En outre, nous constatons que la tension élevée accentue l'acidification à l'anode et l'alcalinité à la cathode, et ceci est dû au fort gradient électrique qui provoque la génération d'ions H^+ et OH^- avec des taux plus élevés. Le front acide avance vers la cathode, via l'effet combiné de l'électro-migration et de l'écoulement électroosmotique, tandis que le milieu basique migre vers l'anode uniquement par électro-migration. Cependant, il a été

observé que la migration du front acide au sein de la matrice du sol est faible. Ceci est attribué à la capacité tampon élevée du sol qui empêche le mouvement et la migration du front d'acide. Nos résultats concordent avec ceux rapportés par les travaux antérieurs (Altaee et al., 2008; Cameselle et Reddy, 2012; Choi et al., 2012; Paramkusam et al., 2015).

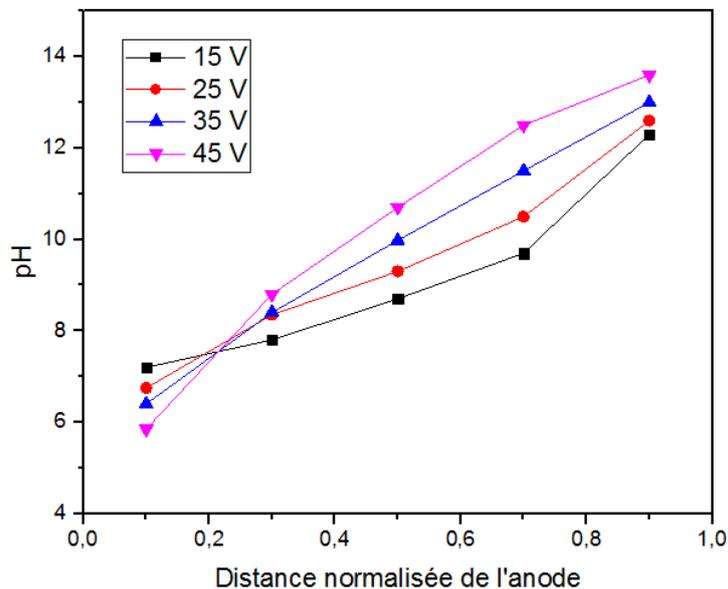


Figure V.4. Les variations du pH à la fin du traitement électrochimique

V.2.5. L'effet du traitement sur les variations de la conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) est un paramètre pertinent, indiquant l'accumulation de sels dans l'échantillon du sol. La distribution de ce paramètre à l'issue du traitement électrochimique est illustrée dans Figure V.5. Nous constatons que les conductivités électriques sont plus élevées dans les régions près des électrodes. L'augmentation des valeurs de la CE à l'anode, est due à la génération d'ions H^+ lors de l'électrolyse de l'eau interstitielle. De même, le faible pH dans cette région, permet une solubilisation, une dissolution et une désorption des minéraux, entraînant par conséquent une augmentation de la CE. Par ailleurs, la migration et l'accumulation des anions solubles, entraîne une augmentation de la CE. Pour la section cathodique, les valeurs élevées de la CE sont dues à la génération des ions OH^- lors des réactions d'électrolyse d'une part, et d'autre part, à la précipitation et le dépôt de cations, à savoir le sodium (Na^+), le potassium (K^+) et le calcium (Ca^{2+}) en raison du pH élevé, induisant une élévation de la CE. Néanmoins, les valeurs de la CE ont été trouvées plus élevées dans la cathode par rapport à l'anode à la fin du traitement, ceci étant dû au mouvement et au transport des ions à la suite de l'effet combiné de l'électro-migration et de

l'électro-osmose, permettant l'accumulation des cations au niveau de la cathode, tandis que le déplacement des anions vers l'anode n'est assuré que par électro-migration, relativement faible. La même tendance a été rapportée par plusieurs chercheurs (Jayasekera, 2007; Choi et al., 2012). De même, cette variation est plus prononcée lorsque le potentiel électrique augmente. Cela est dû à l'augmentation du potentiel électrique qui provoque des réactions d'électrolyse et par conséquent la génération d'une quantité importante d'ions H^+ et OH^- . De plus, le potentiel électrique met l'accent sur le mouvement des ions permettant un transport rapide de ces derniers par des processus d'électro-migration et d'électro-osmose.

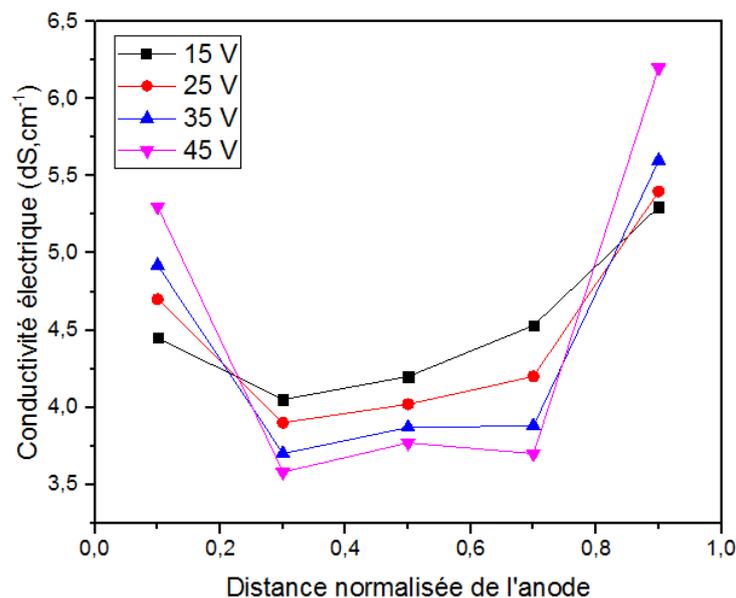


Figure V.5. Les variations de la conductivité électrique à l'issue du traitement électrochimique

V.2.6. L'effet du traitement sur les variations du pourcentage de sodium échangeable (ESP) et sur le ratio du sodium adsorbé (SAR)

La salinité du sol est définie comme la présence de quantités excessives de sels au sein du sol, tandis que la sodicité du sol correspond aux quantités excessives d'ions sodium liés à la surface des particules argileuses. Ces deux états du sol représentent un véritable danger pour l'environnement ainsi que pour les infrastructures en génie civil. La sodicité et la salinité sont évaluées à l'aide de deux paramètres importants, connus sous le nom du taux d'adsorption du sodium (SAR) et du pourcentage de sodium échangeable (ESP), qui sont exprimés comme suit (Richards, 1954):

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}} \quad (4)$$

$$\text{ESP} = \frac{\text{Na}}{\text{CEC}} \times 100 \quad (5)$$

Les variations de ces paramètres sous différentes tensions appliquées à la fin du traitement sont représentées sur la Figure V.6. À partir de ces résultats, nous pouvons remarquer que l'ESP et le SAR sont relativement diminués au niveau de l'anode et aux sections médianes de l'échantillon. Par contre une augmentation significative de l'ESP et du SAR a été remarquée près de la cathode. Cela est dû au transport des sels de l'anode vers la cathode par des processus d'électro-migration et d'électro-osmose, ainsi que des précipitations et des accumulations excessives, en raison de l'élévation du pH au niveau de la cathode. Les valeurs de l'ESP et du SAR sont d'autant plus élevées que la tension appliquée est élevée. Ceci est dû au fait que l'augmentation du gradient électrique, conduit à un transport significatif des sels, par le biais de l'électro-migration et l'électro-osmose. L'ESP du sol a diminué de la valeur initiale de 32 à presque 7. De même que le SAR est passé de la valeur initiale de 9 à une valeur inférieure de 4,5 au niveau de l'anode et aux zones médianes. Dans ces régions, le sol passe d'un sol fortement sodique à un sol de sodicité faible à négligeable, (Jayasekera et Hall, 2004, 2007). Par ailleurs, la texture du sol passe d'un sol dispersif à un sol floclé, et par conséquent à une structure plus stable (Horneck et al., 2007). D'autres chercheurs, ont rapportées des résultats similaires (Jayasekera, 2007; Abdel-Fattah, 2014).

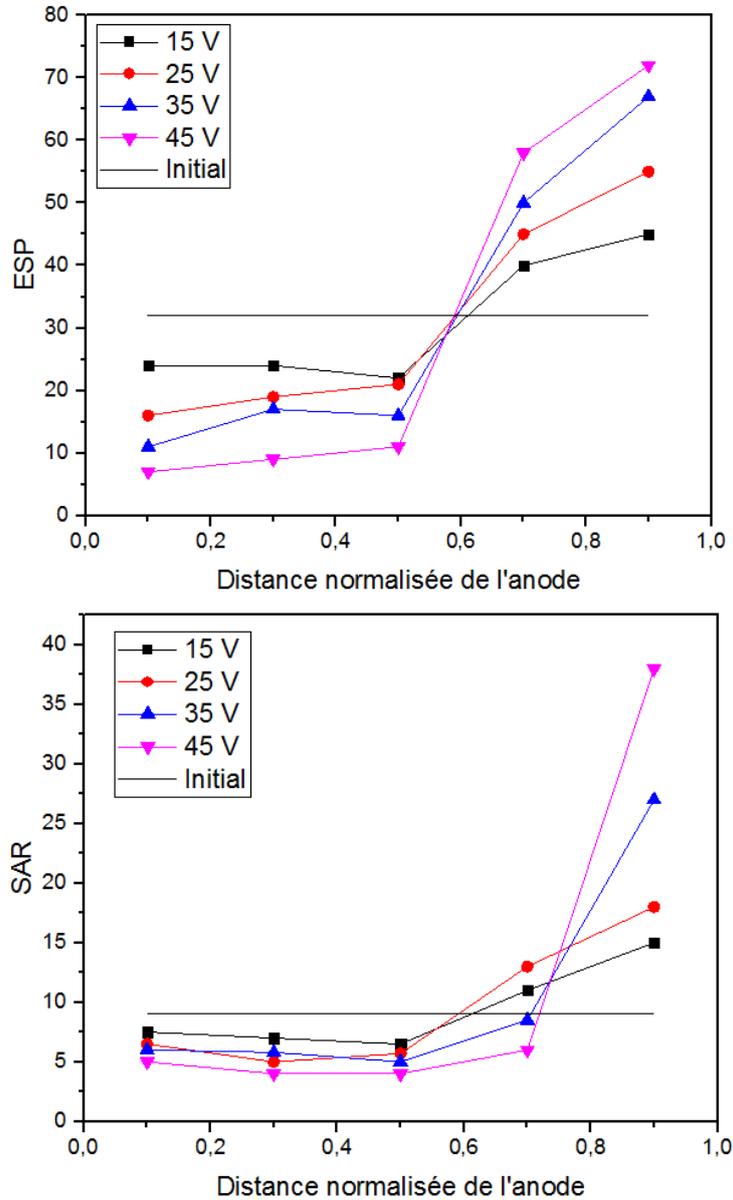


Figure V.6. Les variations de l'ESP et du SAR à la fin du traitement électrochimique

V.2.7. L'effet du traitement sur l'extraction des sels

Pendant le traitement électrochimique et en raison du potentiel électrique imposé, les sels sont désorbés et facilement solubles ou échangeables dans de l'eau, ce qui facilite leur migration et leur transport vers la cathode. Ceci est assuré par deux mécanismes, tels que l'électromigration et l'électro-osmose. L'électromigration entraîne le transport des cations tels que le sodium, le potassium et le calcium de l'anode vers la cathode, mais l'électro-osmose entraîne à la fois un écoulement d'eau et un transportant de sels de l'anode vers la cathode. La Figure

V.7, montre le taux d'extraction des sels au cours du traitement, sous différentes tensions appliquées. Le pourcentage de l'efficacité d'extraction était calculé comme le montre l'équation suivante (Bahemmat et al., 2015):

$$\text{Efficacité d'extraction (\%)} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (6)$$

Avec C_i la concentration initiale et C_f la concentration finale. A partir de ces données, nous observons que l'efficacité d'extraction augmente avec l'élévation de la tension appliquée. Cela est dû au taux du flux électroosmotique qui est relativement accéléré avec le courant électrique, engendrant par conséquent une élimination significative des sels. L'extraction est attribuée au flux électroosmotique considéré comme la clé de l'élimination des sels et le principal mécanisme d'élimination des solutés dans la région de la cathode (Cameselle et al., 2012). Par ailleurs, l'élimination de ces sels est proportionnellement liée au pH du sol. L'augmentation du potentiel électrique entraîne une acidité élevée (pH faible) à proximité de l'anode, ce qui permet une meilleure désorption et une meilleure dissolution des sels, favorisant leur mobilisation et donc une meilleure élimination. Cependant, avec le temps du traitement, le milieu est fortement alcalin à proximité de la cathode, engendrant une immobilisation et une précipitation des sels, du coup une diminution de leur mobilité ionique, inhibant ainsi l'extraction des sels. Ceci a été observé durant les dernières heures (120 heures), où le taux d'élimination des sels était inférieur à celui analysé pendant les premières 24 heures. Nos résultats sont similaires avec ceux rapportés dans la littérature (Jayasekera, 2007; Choi et al., 2012; Lee et al., 2013; Abou-Shady, 2016). Nous pouvons également voir que l'efficacité d'extraction des sels est dans l'ordre suivant: sodium > potassium > calcium. Cette tendance peut être expliquée par le fait que les ions calcium ont précipité rapidement et sont fortement adsorbés à la surface du sol par rapport au sodium et au potassium. De même, l'augmentation du pH peut conduire à une augmentation de la rétention et à l'immobilisation des cations divalents, expliquant le faible taux d'ions calcium extractables.

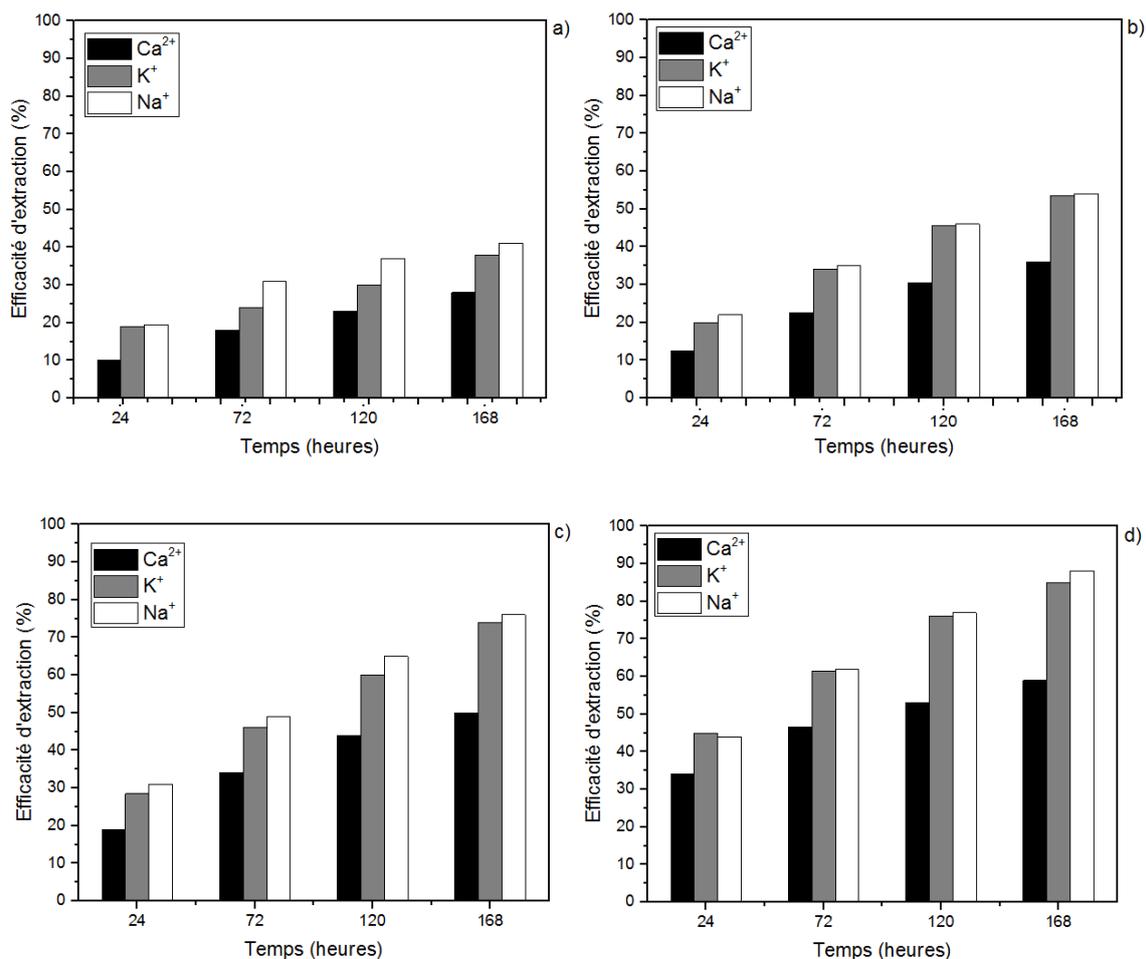


Figure V.7. Les variations de l'extraction des sels durant le traitement électrochimique. (a) L'extraction des sels avec 15V. (b) L'extraction des sels avec 25V. (c) L'extraction des sels avec 35V. (d) L'extraction des sels avec 45V.

V.3. L'effet du traitement électrochimique sur l'amélioration et la stabilisation du sol

V.3.1. L'effet du traitement électrochimique sur la variation du courant électrique

La Figure V.8, illustre les variations de l'intensité électrique avec différentes tensions appliquées au cours du traitement. A partir de ces résultats, nous avons constaté que les différentes intensités débutent avec de grandes amplitudes dès les premières heures du processus électrochimique, contrairement aux essais de remédiation. Ceci est dû principalement à la forte concentration ionique du milieu poreux à la suite d'injection d'agent stabilisant. Cela est d'autant plus significatif que la tension appliquée est importante. L'élévation de cette dernière permet une distribution considérable en ions, entraînant par conséquent une élévation de l'intensité électrique. Par ailleurs, la génération d'ions hydrogène et hydroxyde lors des réactions d'électrolyse, permettent eux également à leur tour une

augmentation du courant électrique. Enfin l'intensité tend à diminuer avec le temps jusqu'à atteindre une valeur constante. Cela est attribué à la déplétion des espèces chimiques, en raison de leur migration par électro-osmose et électro-migration. De même, avec le temps du traitement, la concentration ionique diminue à cause de leur diffusion et advection à travers le sol, engendrant ainsi une adsorption des cations sur la surface des particules argileuses et par conséquent une diminution de la concentration ionique du milieu (Mosavat, 2014).

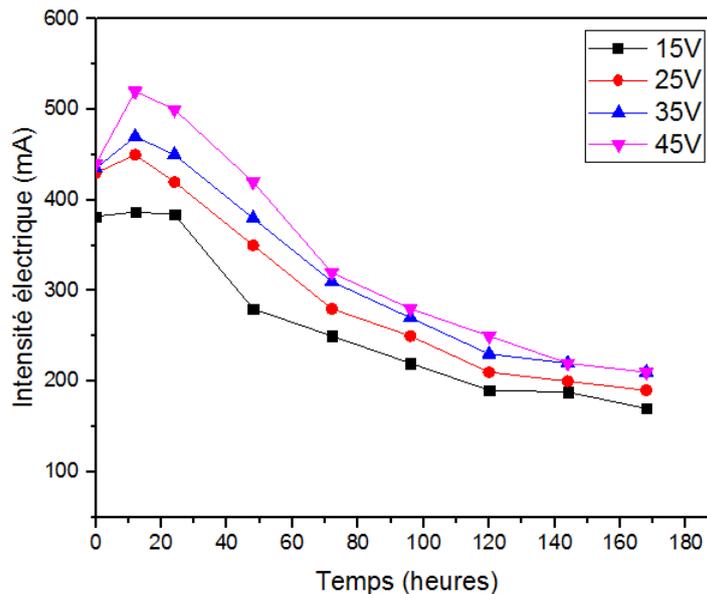


Figure V.8. Les variations du courant électrique durant la stabilisation électrochimique

V.3.2. L'effet du traitement sur les variations de l'écoulement électroosmotique

Les variations de l'écoulement électroosmotique sous différentes tensions appliquées sont illustrées sur la Figure V.9. Nous pouvons constater que l'augmentation du courant induit un écoulement plus élevé, où la valeur la plus culminante est de l'ordre de 240 ml avec un voltage de 45 V. Cependant, en comparant ce flux avec celui de l'écoulement électroosmotique de la partie de la remédiation, nous pouvons remarquer que ce paramètre manifeste une réduction significative, où la différence est de 110 ml. Ceci est dû à une relation proportionnelle à l'injection d'agent stabilisant. L'ajout de ce dernier, engendre une réduction de l'épaisseur de la double couche diffuse, et par conséquent ce qui entrave le mouvement de l'écoulement électroosmotique, expliquant ainsi le faible volume, suite à l'injection de la solution stabilisante.

Par ailleurs, il a été observé que le taux du flux électroosmotique s'est ralenti avec le temps du traitement. Cela est attribué également à la formation d'agents de cimentation au cours du

traitement, ce qui entrave l'écoulement électroosmotique. De même, la prédominance de l'alcalinité le long de l'échantillon du sol engendre la précipitation des sels ce qui empêche la migration des cations vers la cathode et par conséquent le mouvement des molécules d'eau, expliquant ainsi le ralentissement du flux électroosmotique avec le temps du traitement.

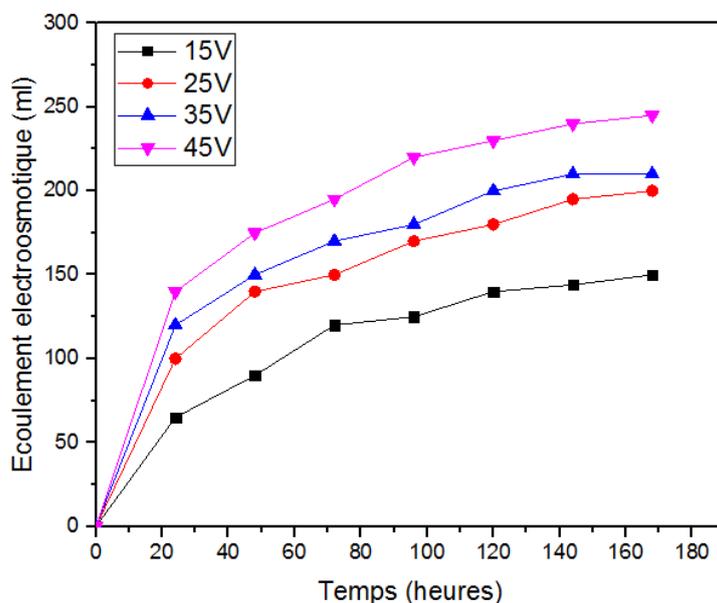


Figure V.9. Les variations de l'écoulement électroosmotique au cours de la stabilisation électrochimique

V.3.3. L'effet du traitement électrochimique sur les variations du pH

Les variations du pH du sol sous différentes tensions sont illustrées sur la Figure V.10. Comme nous pouvons le constater, l'application du courant a induit une formation d'un gradient de pH au sein de la matrice du sol. Le gradient de pH le plus extrême avec un voltage de 45 V est de 8,5 au niveau de l'anode et de 13,4 au niveau de la cathode. Ceci est dû principalement aux réactions d'électrolyse, produisant des ions hydrogènes (H^+) et hydroxydes (OH^-) au niveau de l'anode et de la cathode, respectivement. Les ions H^+ acidifient le milieu, tandis que les ions OH^- ont pour rôle d'augmenter l'alcalinité du milieu. Toutefois, au cours de tous les essais, la formation du front acide était significativement réduite, où la valeur la plus faible était de l'ordre de 8.5 et qui est considérée comme alcaline. Ceci peut être attribué à la suite d'injection de la solution stabilisante. Les ions OH^- générés lors de la dissolution de l'agent stabilisant, tendent à atténuer l'acidité du milieu, expliquant ainsi l'alcalinité au niveau de l'anode, comme le montre l'équation suivante :



Par ailleurs, comme vue dans la section précédente, l'effet tampon des échantillons du sol joue également un facteur pertinent, favorisant ainsi la forte alcalinité du milieu. Il est par conséquent, évident que les paramètres qui régissent le gradient du pH sont la minéralogie des particules argileuses, les caractéristiques de la couche diffuse et la concentration ionique de l'eau interstitielle (Jayasekera, 2007 ; Mosavat, 2014).

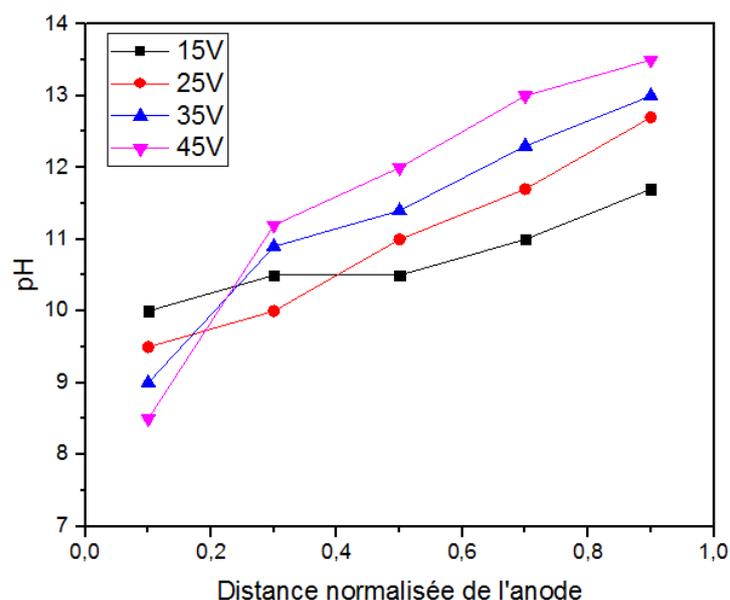


Figure V.10. Les variations du pH à la fin de la stabilisation électrochimique

V.3.4. L'effet du traitement électrochimique sur les variations de la conductivité électrique

Les variations de la conductivité électrique avec différents voltages appliqués à la fin du traitement sont illustrées sur la Figure V.11. Nous pouvons constater que les valeurs de la CE sont relativement élevées au niveau des électrodes. Le premier phénomène qui induit une augmentation de la conductivité au niveau des électrodes est l'électrolyse de l'eau interstitielle, avec génération d'ions hydrogène (H^+) au niveau de l'anode et d'hydroxyde (OH^-) au niveau la cathode, respectivement. Toutefois, il s'est avéré que la conductivité électrique est relativement importante au niveau de l'anode, contrairement aux essais de la remédiation, où la prédominance de la CE était au niveau cathodique. La forte conductivité électrique au niveau de l'anode est expliquée suite d'addition continue d'agent stabilisant au

cours du traitement. Tandis que les faibles valeurs de CE au niveau de la cathode sont attribuées à la prédominance de l'alcalinité du milieu. Le pH extrêmement élevé, engendre une précipitation précoce des sels, entravant par conséquent leur migration vers la cathode. Des résultats similaires ont été rapportés par plusieurs chercheurs (Jayasekera, 2007; Choi et al., 2012). Par ailleurs, la variation de la conductivité est relativement affectée par le voltage appliqué. L'augmentation de ce dernier, induit une accélération de la production des ions H^+ et OH^- lors des réactions d'électrolyse. Par ailleurs, l'élévation de la tension, entraîne une meilleure diffusion et une bonne migration des ions, facilitant ainsi leur pénétration au sein de la matrice du sol (Yuan et al., 2016).

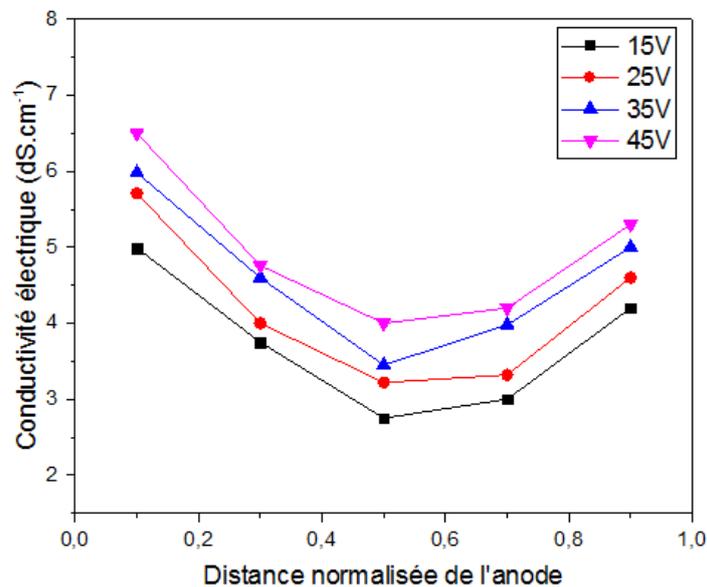


Figure V.11. Les variations du courant électrique à l'issue du traitement électrochimique

V.3.5. L'effet du traitement sur les variations des limites d'Atterberg

Les limites d'Atterberg sont des paramètres pertinents, dans la stabilisation et l'amélioration des propriétés géotechniques du sol. Ces premières dépendent fortement de la variation de la teneur en eau. En outre, la limite de liquide (W_L), la limite de plasticité (W_P) et l'indice de plasticité (I_P) des sols semblaient être des paramètres pertinents permettant de déterminer les modifications chimiques produites au sein du sol lors du traitement électrochimique (Mosavat, 2014). Les variations des limites de consistance avec les différentes concentrations sont illustrées sur le tableau V.3. Comme le montre les résultats suivants, la plasticité du sol a nettement été réduite près de la région anodique. Ceci est d'autant plus marqué avec la plus haute tension de 45V, où la plasticité a atteint une valeur de 17. Cette réduction montre qu'il y a une amélioration considérable des propriétés géotechniques du sol, où cette diminution

prédit une diminution du gonflement du sol. Cela est attribué au pouvoir stabilisant de l'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). L'ajout de ce dernier entraîne une floculation de la structure du sol, et par conséquent une réduction de la plasticité du sol (Mosavat, 2014). Comme nombre de recherches effectuées, les ions Ca^{2+} libérés, tendent à migrer à travers la cathode, substituant ainsi les ions sodium Na^+ présents à la surface des particules argileuses. Cela a pour effet de rendre la double couche diffuse plus mince et du coup une diminution de l'indice de plasticité du sol, notamment dans la région près à l'anode (Jayasekera, 2007 ; Mosavat, 2014).

Tableau V.3. Les limites d'Atterberg des échantillons du sol après traitement

Agent stabilisant	Tension appliqué (V)	Anode			Anode-Milieu			Milieu-Cathode			Cathode		
		W_L	W_P	I_P	W_L	W_P	I_P	W_L	W_P	I_P	W_L	W_P	I_P
2.5 M $\text{Ca}(\text{OH})_2$	15	52	30	22	54	34	20	52	29	23	52	28	24
	25	55	36	19	52	31	21	54	31	23	52	29	23
	35	55	37	18	55	35	20	55	34	21	53	30	23
	45	56	39	17	56	33	23	54	34	20	53	31	22

Les propriétés initiales $W_L = 42\%$; $W_P = 21\%$; $I_P = 21\%$

V.3.6. L'effet du traitement électrochimique sur les variations de la teneur en eau

L'application d'une différence de potentielle induit un écoulement électroosmotique au sein de la matrice du sol. La migration de l'eau interstitielle entraîne une variation de la teneur en eau dans le sol. La Figure V.12, illustre l'évolution de cette grandeur avec différentes tensions appliquées. Les résultats nous montrent qu'au cours du traitement il y a une variation de la teneur en eau, avec des régions sèches près de l'anode et des régions relativement humides au niveau de la cathode. Cette variation est d'autant plus accentuée avec la tension appliquée, d'où les valeurs extrêmes ont été observées avec 45V, où la teneur en eau est de 32% au niveau de l'anode et de 62.5% au niveau de la cathode. Cela est dû principalement au trajet de l'écoulement électroosmotique vers la cathode. De surcroît, l'injection d'agent stabilisant entraîne une sursaturation du milieu par des cations divalents sur la double couche diffuse. L'application du courant, induit une mobilisation de ces derniers, ce qui engendre par conséquent, un mouvement d'eau. Cette migration est beaucoup plus accélérée avec la tension appliquée. Les résultats similaires été rapporté par plusieurs chercheurs (Jayasekera, 2007 ; Mosavat, 2014).

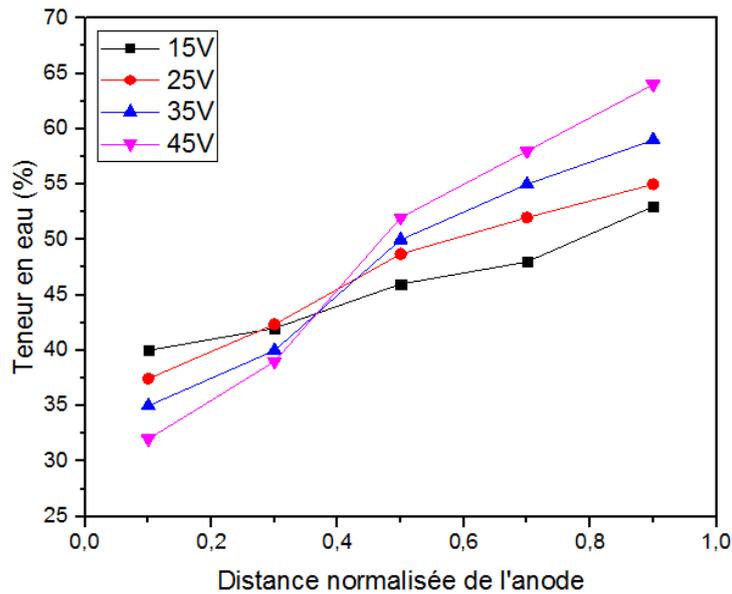


Figure V.12. Les variations de la teneur en eau à l'issue de la stabilisation électrochimique

V.3.7. L'effet du traitement électrochimique sur les variations de la résistance au cisaillement non drainée

Les variations de la résistance au cisaillement non drainée du sol à l'issue du traitement avec différentes tensions appliquées sont illustrées sur la Figure V.13. Nous avons constaté, que l'amélioration est d'autant plus marquée au niveau de l'anode et qui décroît avec la distance en direction vers la cathode. Par ailleurs, les tensions élevées ont abouti à des résistances plus élevées. La valeur de la résistance au cisaillement la plus élevée était estimée à 425 KPa, pour un voltage de 45V. Ceci est attribué au mouvement de l'eau interstitielle de l'anode vers la cathode, et significativement accéléré avec la tension appliquée, entraînant par conséquent un écoulement électroosmotique plus important. De ce fait, il y a une nette diminution de la teneur en eau et une solidification du sol au niveau de l'anode et qui décroît avec la distance vers la cathode. D'autre part, la diminution de la teneur en eau au niveau de l'anode, provoque un assèchement et une consolidation du sol, notamment dans la partie près à l'anode. De ce fait, les particules du sol tendent à se coller les unes aux autres par un processus de cimentation. A cet égard, il y a une floculation, et donc une structure plus stable, expliquant ainsi l'augmentation de la résistance du sol (Casagrande, 1949). De surcroît, l'augmentation de la différence de potentiel entraîne une substitution plus accentuée des ions sodium (Na^+) suite à l'introduction d'agent stabilisant, et du coup une modification de la chimie et des propriétés du sol via la substitution induite par les ions calcium (Ca^{2+}). Par ailleurs, les ions Ca^{2+} et OH^- réagissent avec les silicates et les aluminates des particules

d'argiles, via les réactions pouzzolaniques, formant ainsi des agents de cimentation, à savoir les silicates de calcium hydratés (CSH) et les aluminates de calcium hydratés (CAH). La formation de tels agents permet un processus de solidification et de cristallisation irréversible du sol, engendrant donc une nette amélioration des propriétés physico-chimiques et mécaniques du sol notamment sa portance.

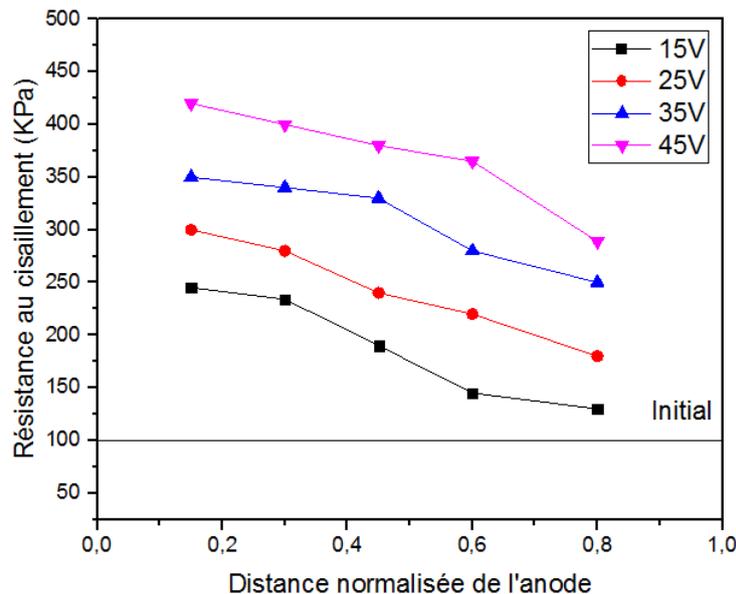


Figure V.13. Les variations du courant électrique durant le traitement électrochimique

V.4. Conclusion

L'objectif de cette recherche consistait dans le traitement des sols hétérogènes de la région d'Ain Nouissy, Mostaganem. Les échantillons du sol prélevés présentaient une forte teneur en sels, notamment le sodium (Na^+), portant un préjudice majeur pour les constructions et ouvrages en génie civil. Afin d'y remédier, un protocole d'essai a été mis en place, pour promouvoir l'application du processus électrochimique. Le programme expérimental regroupe deux étapes, une dédiée à la remédiation du sol, et l'autre consacrée à l'amélioration et la stabilisation des échantillons du sol. Dans la phase de remédiation, les échantillons du sol étaient malaxés et utilisés dans leur état naturel. Par contre pour l'étape de la stabilisation, l'hydroxyde de calcium était utilisé comme agent stabilisant. La durée du traitement étant de 7 jours, avec différents voltages appliqués, variant de 15 à 45 V.

Compte tenu des résultats obtenus, nous pouvons établir les conclusions suivantes :

-Le processus électrochimique engendre une variation du courant parcouru au sein de la matrice du sol. Au cours des premières heures, l'application d'une différence de potentielle, induit une augmentation de l'intensité électrique, en raison de la solubilisation et la migration des ions présents dans le sol. Cette tendance était observée dans les deux essais de remédiation et de stabilisation du sol. En outre, l'augmentation de la tension appliquée engendre une amplification des intensités. Ceci est dû la solubilisation et la migration des espèces chimiques, relativement accéléré avec l'augmentation du voltage. Néanmoins, avec le temps du traitement, le courant semble décroître jusqu'à atteindre une valeur stable. Ceci est attribué à la forte migration et déplétion ionique, par effet combiné d'électroosmose et électro-migration.

-La tension appliquée engendre un écoulement d'eau de l'anode vers la cathode, connu sous le nom des flux électroosmotique. Ce dernier augmente significativement au cours des premières heures, et se stabilise à l'issue du traitement. Cela est dû à la forte concentration du milieu poreux au début du traitement, induisant par conséquent des volumes d'eau élevés. Toutefois, avec le temps du traitement, le développement d'un gradient de pH et une forte alcalinité, il en résulte une entrave de la migration des cations et de l'eau, réduisant ainsi le débit électroosmotique. Par ailleurs, il s'est avéré que le taux de ce dernier était plus important dans les essais de remédiation qu'aux essais de stabilisation. Ceci est attribué à la saturation du milieu par les ions calcium (Ca^{2+}) lors de leur injection au cours des essais de stabilisation. Ces ions ont pour spécificité, une réduction de l'épaisseur de la couche diffuse, et du coup une diminution du flux électroosmotique.

-Le traitement électrochimique génère un développement d'un gradient de pH au sein de la matrice du sol. La formation de ce gradient est d'autant plus accentuée avec le voltage. La tension appliquée accélère les réactions d'électrolyse, produisant davantage d'ions H^+ et OH^- , et par conséquent l'accentuation de la formation du gradient de pH. Lors des essais de remédiation, un environnement alcalin était prédominant dans la plus grande partie de la matrice solide, tandis qu'à proximité de l'anode, le pH demeure un peu acide. Toutefois, lors des essais de stabilisation, l'alcalinité était prédominante sur toutes les sections du sol. Cela est causé par la sursaturation du milieu avec des ions hydroxyde (OH^-), lors de l'injection de l'hydroxyde de calcium.

-L'extraction des sels était attribuée à l'écoulement électroosmotique, relativement amélioré par de fortes tensions. Cet écoulement est connu comme étant la clé du processus électrochimique, entraînant avec lui par advection les sels vers la cathode. L'efficacité d'extraction des sels était dans l'ordre suivant: sodium > potassium > calcium. Cette tendance est expliquée par la forte précipitation des ions calciums au niveau de la cathode en raison de leur di-valence. Ces ions ont une très grande affinité et une forte adsorption sur la surface du sol par rapport au sodium et au potassium. De même, l'augmentation du pH peut conduire à une augmentation de la rétention et à l'immobilisation des cations divalents, expliquant le faible taux d'ions calcium.

-Le processus électrochimique induit une réduction significative du sodium échangeable (ESP) et du sodium adsorbé (SAR), engendrant une nette réduction de la sodicité du sol, notamment dans les régions anodiques et médianes du sol. Suite à ces interactions, la structure du sol passe d'un sol dispersif à un sol floculé et beaucoup plus stable.

-Lors des essais de la stabilisation électrochimique, la migration d'eau de l'anode vers la cathode engendre des variations dans la teneur en eau, induisant une diminution au niveau de l'anode et une augmentation au niveau de la cathode. Cela est d'autant plus accentué avec l'augmentation de la tension appliquée. Une élévation de cette dernière permet une accélération de l'écoulement électroosmotique vers la cathode, engendrant par conséquent un assèchement et une consolidation du sol près des régions anodiques et contrairement aux des régions saturées d'eau au niveau de la cathode.

-Suite à ces modifications, la plasticité du sol a également été améliorée. Cela est dû au pouvoir stabilisant de l'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), entraînant une floculation de la structure du sol. Les ions Ca^{2+} libérés, remplacent les ions sodium Na^+ présents à la surface des particules argileuses. Cela a pour effet de rendre la double couche diffuse plus mince et du coup une diminution de l'indice de plasticité du sol, notamment dans la région près à l'anode. De surcroît, les réactions pouzzolaniques entraînent la formation de divers agents cimentaires, qui ont pour conséquence une augmentation de la résistance et la durabilité du sol. La réduction de la plasticité engendre une augmentation de la résistance et de la maniabilité du sol, ainsi qu'une réduction du potentiel de gonflement.

-L'amélioration de la résistance du sol est causée par l'effet combiné du traitement électrochimique avec injection d'agent stabilisant. Cette amélioration était 4 fois plus significative que celle des échantillons naturels. Le courant électrique promouvait la

migration et la distribution des ions calcium (Ca^{2+}), permettant une meilleure stabilisation. En outre, les ions Ca^{2+} et OH^- réagissent avec les silicates et les aluminates des particules d'argiles, formant ainsi des agents de cimentation, tels que les silicates de calcium hydratés (CSH) et les aluminates de calcium hydratés (CAH). Par ailleurs, l'amélioration de la résistance pouvait être générée par l'écoulement électroosmotique vers la cathode, engendrant un assèchement et une consolidation significatif du sol près de l'anode.

Conclusion générale et Perspectives

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

La gestion des sols hétérogènes salins demeure un défi économique et écologique à travers le monde. Ces sols portent un préjudice énorme à l'environnement ainsi que sur les constructions et ouvrages en génie civil. Pour parer à ce dilemme, de nombreuses recherches sont menées, dans le but de pouvoir proposer des solutions efficaces et moins onéreuses, afin de satisfaire les différents enjeux et exigences majeurs contemporains. L'étude menée dans le cadre de cette thèse, au sein du laboratoire Construction, Transport et Protection de l'Environnement (LCTPE) de l'Université d'Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem, Algérie, sur des échantillons de sol collectés dans la région d'Ain Nouissy (Mostaganem), contribue à l'investigation du potentiel et de la performance du traitement électrochimique comme un processus de remédiation et de stabilisation appliqué aux sols hétérogènes. Ce travail est réparti en deux étapes :

– La remédiation électrochimique des échantillons du sol, a pour but l'évaluation de la réduction de la salinité/sodicité, par le biais de l'extraction des sels présents dans la matrice du sol, notamment le sodium, en raison de ces effets néfastes sur la structure et les caractéristiques géotechniques du sol;

- La stabilisation électrochimique, dans laquelle le couplage entre processus électrique et injection d'agent stabilisant a été étudiée. L'accent a particulièrement été mis sur les interactions qui existent entre la matrice du sol et l'agent stabilisant lors du traitement, ainsi que son effet sur l'amélioration des caractéristiques physico-chimiques et mécaniques du sol, particulièrement sa résistance au cisaillement;

Avant d'entamer la phase d'amélioration et de stabilisation des échantillons du sol, il était primordial et judicieux de procéder à une étape préliminaire de remédiation et de désalinisation des sels présents au sein de la matrice du sol. De surcroît, cette phase permet de comprendre le comportement du sol soumis à un champ électrique, ainsi que le comportement des différentes espèces chimiques existantes. Il est apparu que la remédiation électrochimique était régie par deux paramètres majeurs, qui affectent fortement son efficacité, ce sont la valeur de la différence de potentiel appliquée et le développement d'un gradient de pH.

L'écoulement électroosmotique, est considéré comme la clé du traitement permettant la remédiation par un effet d'entraînement des sels, et ceci est corrélé par le courant électrique, qui lui-même est fonction de l'élévation de la valeur de la différence de potentiel appliquée. Néanmoins, plus l'intensité électrique augmente, plus le développement de précipités via l'alcalinisation du milieu est grand, ce qui peut constituer un frein et entrave le mouvement des sels, en terme de remédiation, et de distribution d'agent stabilisant en matière de stabilisation. Par conséquent, un traitement par un voltage optimal pourrait être une solution prometteuse, à évaluer.

Cette étape avait cependant pour but de réduire la salinité et la sodicité des échantillons du sol, via l'extraction des sels présents dans la matrice solide. La première priorité était d'abattre les taux du sodium, via une investigation des paramètres du pourcentage du sodium échangeable (ESP) et le ratio du sodium adsorbé (SAR).

Le processus électrochimique a induit une réduction significative de ces deux paramètres, principalement dans les régions anodiques et médianes du sol, permettant une nette réduction de la sodicité du sol, où le sol à passer d'un sol fortement salin/sodique à un sol de faible sodicité. Par ailleurs, la structure du sol a montré des améliorations prometteuses, pendant laquelle le sol passe d'un sol dispersif à un sol flocculé et du coup un sol beaucoup plus stable.

D'autre part, l'efficacité d'extraction des sels monovalents est plus prépondérante qu'à celle des sels divalents. Ces derniers présentent une grande affinité et une facile substitution par rapport aux autres sels. Ce qui leur permet une forte adsorption à la surface des particules argileuses, entravant par conséquent leur extraction. En outre, l'alcalinité extrême du milieu, induit une augmentation de la rétention et de l'immobilisation de ces cations, d'où leur faible taux d'extraction.

Du point de vue de la tension appliquée, c'est l'emploi du voltage élevé qui s'est avéré le plus efficace en matière de remédiation, en raison de son pouvoir accélérateur des différentes réactions chimiques déclenchées et de son effet sur l'écoulement électroosmotique.

L'objectif de la deuxième étape était l'étude de la performance du processus électrochimique couplé avec injection d'agent stabilisant, afin d'améliorer et d'atteindre une meilleure stabilisation des échantillons.

Suite à l'injection de la solution stabilisante, différentes interactions ont été engendrées, entraînant une modification des caractéristiques physico-chimiques et mécaniques de la matrice solide. L'injection de la solution stabilisante d'hydroxyde de calcium entraîne une floculation des échantillons du sol, et provoque une réduction de la plasticité du sol. De même, les ions calcium libérés permettent de remplacer les ions sodium présents à la surface des particules argileuses par substitution, induisant une réduction de la double couche diffuse, et par conséquent une diminution de l'indice de plasticité du sol. Cette réduction est également traduite par une augmentation de la résistance et de la maniabilité du sol, ainsi qu'une diminution du potentiel de gonflement.

Les performances mécaniques sont également améliorées suite à l'injection d'agent stabilisant. En raison des réactions pouzzolaniques, ce dernier réagit avec les silicates et aluminates du sol, permettant ainsi la formation de divers agents cimentaires, à savoir les silicates de calcium hydratés (CSH) et les aluminates de calcium hydratés (CAH). Ces derniers induisent par conséquent une nette augmentation de la résistance, la durabilité ainsi que la portance des échantillons du sol. Par ailleurs, l'amélioration de la résistance est également attribuée à l'écoulement électroosmotique, engendrant une diminution de la teneur en eau, principalement à l'anode, permettant en effet un assèchement et une consolidation du sol.

Enfin, les deux méthodes utilisées dans cette recherche bien que différentes par leur procédé, ont le même objectif qui est de trouver des solutions de traitement aux sols hétérogènes présentant une forte salinité. La remédiation électrochimique présente l'efficacité de désaliniser et d'extraire les sels, portant un préjudice majeur sur l'environnement et les structures en génie civil. Cependant, des recherches doivent être poursuivies pour optimiser l'extraction des sels néfastes dans des délais courts, en ayant recours à d'autres approches à l'instar de l'investigation de la tension optimale, capable de favoriser la mobilisation de ces derniers. D'autre part, la stabilisation électrochimique, présente l'avantage d'améliorer et de stabiliser les échantillons des sols hétérogènes dans des délais records avec des coûts moins onéreux. Les échantillons traités avec la solution stabilisante sous l'effet d'un gradient électrique permettent d'améliorer leur propriété physique et mécanique, notamment leurs portances. Cette méthode, qui a déjà fait ses preuves dans plusieurs travaux antérieurs, peut être utilisée pour améliorer et remédier les sols hétérogènes dans des régions à forte salinité et sodicité.

En perspectives, le traitement électrochimique doit être étendu à l'échelle intermédiaire, entre des essais et des investigations au laboratoire et sur site. En outre, des recherches minutieuses doivent être entamées en terme de remédiation, en ayant recours à l'utilisation des surfactants, dans l'intention de permettre une efficacité d'extraction optimale. En termes de stabilisation électrochimique, il serait utile d'investiguer l'effet d'autres solutions stabilisantes, pour pouvoir assurer une meilleure amélioration et une stabilisation suprême. Tout cela en vue d'améliorer les activités futures en génie civil, notamment en géotechnique ainsi qu'en terme environnemental.

Références bibliographiques

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abbia, S., Guitoun, L. (2014). Les méthodes de traitement des sols pollués par les hydrocarbures pétroliers. Mémoire de licence, Université Kasdi Merbah, Ouargla, Algérie.

Abdel-Fattah, M. K. (2014). Reclaiming saline-sodic soils using electrochemical processes: a case study from Sahl El-Tina plain, Egypt. *Soil Science Annual*, 65(2), 51-58.

Abou-Shady, A. (2016). Reclaiming salt-affected soils using electro-remediation technology: PCPSS evaluation. *Electrochimica Acta*, 190, 511-520.

Acar, Y. B. (1992). Electrokinetic soil processing: a review of the state of the art. In *Grouting, Soil Improvement and Geosynthetics*, ASCE, 30 (2), 1420-1432.

Acar, Y. B., Hamed, J. T., Alshawabkeh, A. N., Gale, R. J. (1994). Removal of cadmium (II) from saturated kaolinite by the application of electrical current. *Géotechnique*, 44(2), 239-254.

Acar, Y.B., Alshawabkeh, A.N. (1993). Principles of electrokinetic remediation. *Environmental science and technology*, 27(13), 2638-2647.

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

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

Alshawabkeh, A.N., Yeung, A.T., Bricka, R.M. (1999). "Practical aspects of in-situ electrokinetic extraction." *Journal of Environmental Engineering*, 125, 27-35.

Altaee, A., Smith, R., Mikhalovsky, S. (2008). The feasibility of decontamination of reduced saline sediments from copper using the electrokinetic process. *J Environ Manag*, 88, 1611-1618.

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.

Antipolis S. (2003). *Les menaces sur les sols dans les pays Méditerranéens*. 1er edition. Les cahiers du plan bleu, Paris, France. 49p.

Asadi, A., Huat, B. B., Nahazanan, H., Keykhah, H. A. (2013). Theory of electroosmosis in soil. *International Journal of Electrochemical Science*, 8(1), 1016-1025.

ASTM D422-63(2007)e2, Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (Withdrawn 2016), ASTM International, West Conshohocken, PA, 2007, www.astm.org

ASTM D653-14, Standard Terminology Relating to Soil, Rock, and Contained Fluids, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2014, www.astm.org

Aubert, G. (1983, Février). Observation sur les caractéristiques, la dénomination et la classification des sols salés ou salsodiques. *Cah. ORSTOM Ser. Péd.*, Vol. XX N°1. XIIe Congrès de l'Association internationale de science du sol, New Delhi, Inde. 73-78.

Azzouz. F.Z. (2006). Contribution à l'étude de la stabilisation chimique de quelques argiles gonflantes de la région de Tlemcen. Thèse de magister, Université Abou bekr Belkaid, Tlemcen, Algérie.

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.

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Cherry, J. A., Gillham, R. W., Robertson, W. D. (1995). Passive remediation of groundwater using in situ treatment curtains. In *Geoenvironment 2000: Characterization, Containment, Remediation, and Performance in Environmental Geotechnics*, ASCE, 1588-1607.

Boutelli, M.H. (2012). Salinité des eaux et des sols au niveau de la sebkha de Bamendil, caractérisation et conséquences sur l'environnement. Mémoire de magister, Université Ouargla, Algérie.

Brady, N.C., Weil, R.R. (2002). *The nature and properties of soils*. 13th edition. Prentice Hall, Upper saddle river, New Jersey, USA, 960p.

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

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

Casagrande, I.L. (1949). Electro-osmosis in soils. *Géotechnique*, 1(3), 159-177.

Casagrande, L. (1951). Electro-osmotic stabilization of soils. *Transactions of Boston Society of Civil Engineers*, 39,51-83.

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.

Churchman, G.J., Skjemstad, J.O., Oades, J.M. (1993). Influence of clay minerals and different water regimes. *Tree physiology*, 24, 65-73.

Classification climatique de Köppen-Geiger (2016). Dans Wikipédia, l'encyclopédie libre. En ligne https://fr.wikipedia.org/wiki/Classification_de_K%C3%B6ppen, consulté le 20 Mai 2016.

Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Beranger, S., Hube, D., Blanc, C., Zornig, C., Girardeau, I. (2010). Quelles techniques pour quels traitements– Analyse coûts-bénéfices. Rapport final BRGM-RP-58609-FR.

Come, J.W., Ducreux, J. (2001). Dépollution par injection de tensio-actifs d'un forage d'alimentation en eau potable contaminé par du fioul domestique. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, (240), 41-47.

Cuisset, O. (1980). Propriétés électrocinétiques des particules argileuses. Application de la méthode électrophorétique aux problèmes d'environnement et d'identification des sols: Rapport de Recherche LPC No. 96, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris, France.

Data Climate. (2016). En ligne <https://fr.climate-data.org/location/3699/>, consulté le 16 Mai 2016.

Diedhiou, C.J. (2006). Mechanisms of salt tolerance: sodium, chloride and potassium homeostasis in two rice lines with different tolerance to salinity stress. PhD thesis, Bielefeld University, Allemagne.

Djelloudi, A., Nouari, H. (2015). Caractéristique cartographique des sols du Bas Cheliff Cas de Station de Hmadna- Relizane. Mémoire de master, Université Djillali BOUNAAMA de Khemis Miliana, Khemis Miliana, Algérie.

Djoudi, A.K., Nedjahi A.R. (2015). Stabilisation des sols gonflants. Mémoire de master, Université Souk Ahras, Algérie.

Dogar M.A. (1980). Méthodes d'analyses des sols salés alcalins. Polycopie, I.N.E.S.A, Batna, 33.

Duchaufour, P. (1977). Pédologie. Pédogenèse et classification. Tome 1. 2eme édition. Ed. Masson, Paris, France, 477p.

Dufresne, M. (2013). Les technologies de traitement des sols contaminés: Lesquelles sont durables?. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Canada.

Durand, J.H. (1958). Les sols irrigables, étude pédologique. 1er édition. Ed. Imbert, Alger, Algérie, 190p.

El Hachemi, A. (2013). Argile et minéraux argileux: propriétés physico-chimiques et propriétés et propriétés colloïdales. Mémoire de Master, Université Abdelmalek Essaadi, Maroc.

Eric Gaba. Carte physique vierge de l'Algérie, destinée à la géolocalisation. Dans Wikipédia, l'encyclopédie libre. En ligne https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Algeria_relief_location_map.jpg?uselang=fr, consulté le 16 Mai 2016.

Eslinger, E., Pevear, D.R. (1988). Clay minerals for petroleum geologists and engineers (No. 22). Sepm Society for Sedimentary.

Essington, M.E. (2004). Soil and water chemistry, an integrative approach. 2nd edition. CRC Press, Florida, USA.

Fagel, N. (2005). Cours Géologie des argiles, Département Géologie, Université de Liège, Belgique.

FAO. (2005). Notions de nutrition des plantes et de fertilisation des sols. Utilisation des Intrants agricoles par les Organisations de Producteurs. 25p.

FAO., UNESCO. (1992). Un logiciel pour la planification et la gestion des systèmes d'irrigation.

Fernández-Luqueño, F., Cabrera-Lázaro, G., Corlay-Chee, L., López-Valdez, F., Dendooven, L. (2017). Dissipation of Phenanthrene and Anthracene from Soil with Increasing Salt Content Amended with Wastewater Sludge. Polish Journal of Environmental Studies, 26(1), 29-38.

Ferrah. F. (2006). Prise en compte du gonflement pour le dimensionnement des fondations superficielles. Thèse de magister, Université de Batna, Batna, Algérie.

François, R. (2008). Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité. 7eme édition. Edition DUNOD, Paris, France, 760p.

Fripiat, J.J., Gattineau, L. (1984). Interactions eau-argiles/Clay-water Interactions. Sciences Géologiques, bulletins et mémoires, 37(4), 283-296.

Gaucher, G., Burdin, S. (1974). Géologie, géomorphologie et hydrologie des terres salées. 3ème édition. Edition EDPUF, Paris, France, 230p.

Geo-Enviro. (2001). Salinity close to home - urban salinity and its remediation. Geo- Enviro (Aust) Pty Ltd, NSW, Australia.

Gobat J.-M., Aragno M., Matthey W. (Eds). (2010). Le sol vivant: Bases de pédologie - Biologie des sols. 3eme édition. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suisse.

Google Maps. (2016). Ain Nouissy. En ligne <https://www.google.dz/maps/place/A%C3%AFn+Nou%C3%AFssy/@35.8028848,0.0585506,182m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x1281fcc3f4dd7757:0x95cfabfe73c4ddf0!8m2!3d35.8034403!4d0.0489902>, consulté 16 Mai 2016.

Grim, R. (1968). Clay mineralogy. 2nd edition. McGraw-Hill, New York, USA.

Hafouda, L. (2005). Caractérisation et quantification de la salinité du sol et de la nappe dans la vallée de l'oued Righ, Thèse de magister, INA, Alger.

Halitim A. (1973). Etude expérimentale de l'amélioration des sols sodiques d'Algérie en vue de leur mise en culture. Thèse de doctorat, Université de Renne, France.

Hamed, J.T. (1990). Decontamination of Soil Using Electro-osmosis. PhD thesis, Louisiana State University, USA.

Hamed, J.T., Acar, Y.B., Gale, R.J. (1991). Pb(II) removal from kaolinite by electrokinetics. Journal of Geotechnical Engineering division, ASCE, 117 (2), 241- 271.

Hansen, H. K., Ottosen, L. M., Kliem, B. K., Villumsen, A. (1997). Electrodialytic remediation of soils polluted with Cu, Cr, Hg, Pb and Zn. Journal of Chemical Technology and Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology, 70(1), 67-73.

Hazmoune, H. (2010). Approche des études géotechniques liées à la pathologie des ouvrages : Etude des cas. Mémoire de Magister, Université Mentouri Constantine, Algérie.

Holtz, R.D., Kovacs, W.D. (1991). An Introduction to Geotechnical Engineering. 2nd edition. Edition de l'école polytechnique de Montréal, Montréal, Canada, 795p.

Horneck, D.S., Ellsworth, J.W., Hopkins, B.G., Sullivan, D.M., Stevens, R.G. (2007). Managing Salt-Affected Soils for Crop Production. PNW 601-E. Oregon State University, University of Idaho, Washington State University.

Hulin, M. (1983). Cours de drainage. Partie consacrée aux sols salés. Cours photocopié, vol 3, I.N.A. Alger, 139.

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

IPTRID. (2006). Conférence électronique sur la salinisation: Extension de la salinisation et Stratégies de prévention et réhabilitation. En ligne https://www.Agrireseau.net / agroenvironnement / documents / Salinisation_irrigation.pdf. Programme International pour la Technologie et la Recherche en Irrigation et Drainage, Rome, Italy.

Ivliev, E. A. (2008). Electro-osmotic drainage and stabilization of soils. *Soil Mechanics and Foundation Engineering*, 45(6), 211-218.

Jayasekera, S., Hall, S. (2007). Modification of the properties of salt affected soils using electrochemical treatments. *Geotechnical and Geological Engineering*, 25(1), 1-10.

Jayasekera, S., Mewett, J., Hall, S. (2004). Effects of electrokinetic treatments on the properties of a salt affected soil. *Aus Geomech*, 39(4), 33–46.

Kerbouche, R. La commune d'Ain Nouissy (2016). Dans Wikipédia, l'encyclopédie libre. En ligne https://fr.wikipedia.org/wiki/A%C3%AFn_Nou%C3%AFssy#/media/File:DZ-27_05_A%C3%AFn_Njjjou%C3%AFssy.svg, consulté le 16 Mai 2016.

Keren, R. (Ed). (2000). Salinity. In: Sumner M.E. *Handbook of Soil Science*. 1st edition. CRC Press, New York, USA.

Kim, S.O., Moon, S.H., Kim, K.W. (2001). Removal of heavy metals from soils using enhanced electrokinetic soil processing. *Water, Air, and Soil Pollution*, 125(1), 259-272.

Lageman, R., Pool, W., Seffinga, G. A. (1990). Electro-reclamation: State-of-the-art and future developments. In *Contaminated Soil'90*, 1071-1078. doi:10.1007/978-94-011-3270-1_239.

Lahouel. H. (2014). Contribution à l'étude de l'influence de la salinité sur le rendement des céréales (cas de l'orge) dans la région de Hemadna à Relizane. Mémoire de master, Université Abou Bekr belkaid, Tlemcen, Algérie.

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. *Separation Science and Technology*, 48(5), 749-756.

Lefèvre, E., Legros, C., Biewer, F., Marron, F. (2015). INPL. Les formes d'eau dans le sol. En ligne http://tice.inpl-nancy.fr/modules/sciences_techniques/Proprietes-Meca-Sols/chap7/formes.html, consulté le 17 Octobre 2015.

Legoupil, J.C. (1974). *L'Agronomie Tropicale*. Série 3, Agronomie Générale. Etudes Scientifiques : Séminaire "développement rural et révolution agraire dans le haut-chélif (Algérie)", 29 (12), 1212-1227. Algérie.

Legros, J.P. (2009). La salinisation des terres dans le monde. In Proc. Académie des Sciences et Lettres de Montpellier Conférence, France. 257-269.

Levy G.J. (Ed). (2000). Sodcity. In: Sumner M.E. Handbook of Soil Science. 7th edition. CRC Press, New York, USA.

Li, D., Tan, X.Y., Wu, X.D., Pan, C., Xu, P. (2014). Effects of electrolyte characteristics on soil conductivity and current in electrokinetic remediation of lead-contaminated soil. Separation and Purification Technology, 135, 14-21.

Li, H., Gale, R.J. (1993). Hydraulic and electroosmotic flow through silica capillaries. Langmuir, 9(4), 1150-1155.

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.

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

Lo, K.Y., Micic, S., Shang, J. Q., Lee, Y.N., Lee, S.W. (2000). Electrokinetic strengthening of a soft marine sediment. International Journal of Offshore and Polar Engineering, 10 (2).

Maillard, J. (2001). Le point sur l'irrigation et la salinité des sols en zone aride: Risques et Recommandations. Handicap International.

Marlet, S., Job, J.O. (2006). Processus et gestion de la salinité des sols. Traité d'irrigation, 2eme édition. Edition Tec and Doc Lavoisier, Paris, France, 822p.

Mashali, A., Suarez, D. L., Nabhan, H., Rabindra, R. (2005). Integrated management for sustainable use of salt-affected soils. FAO Soils Bulletin, Rome.

Maturi, K., Reddy, K. R. (2006). Simultaneous removal of organic compounds and heavy metals from soils by electrokinetic remediation with a modified cyclodextrin. Chemosphere, 63(6), 1022-1031.

Menad, K. (2012). Traitement des barrières hydrauliques par la chaux – Investigations hydro-chimiques. Mémoire de Magister, Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie.

- Menouar, M. (2015). Effet de l'action combinée bentonite et la salinité sur les bilans hydriques et minéral du gombo. *Abelmoschus esculentus*.L. Mémoire de magister, Université d'Oran, Algérie.
- Mermoud, A. (2006). Cours de physique du sol: Maîtrise de la salinité des sols. Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, 23.
- Mewett, J. (2005). Electrokinetic remediation of arsenic contaminated soils. Mémoire de Master, University of Ballarat, Ballarat, Australie.
- Micic, S., Shang, J.Q., Lo, K.Y. (2002). Electrokinetic strengthening of marine clay adjacent to offshore foundations. *International Journal of Offshore and Polar Engineering*, 12 (1).
- Mitchell, J.K., Soga, K. (2005). *Fundamentals of Soil Behavior*. 3rd edition, John Wiley and Sons Inc, New York, USA, 559p.
- Mitsuya, S., Yamane, K., Kawasaki, M., Taniguchi, M., Miyake, H., Light dependency of salinity-induced chloroplast damages (2004, Septembre). In *Proceedings of the 4th International Crop Science Congress*, Brisbane, Australia. 209–217.
- Mohamedelhassan, E., Shang, J.Q. (2001). Analysis of electrokinetic sedimentation of dredged Well and River sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 85(1-2), 91-109.
- Morel, R. (1996). *Les sols cultivés*. 2eme édition. Edition Lavoisier. Paris, France.
- Mosavat, N., Oh, E., Chai, G. (2014). Electrokinetic treatment of fine grained soils with chemical enhancement solutions. Dissertation/Thesis, University of Griffith
- Mouroux, P., Margron, P., Pinte, J.C. (1988). *La construction économique sur sols gonflants*. 1er édition. Edition BRGM, Orléans, France, 125p.
- Mun, C. (2007). Etude du comportement du produit de fission ruthénium dans l'enceinte de confinement d'un réacteur nucléaire, en cas d'accident grave. Thèse de doctorat, Université de Paris 11, France.
- Naidu, R., Rengasamy, P. (1993). Ion interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. *Australian Journal of Soil Research*, 31, 801-819.

NF EN 12879-2000 : « Détermination de la teneur en matière organique. Méthode de perte au feu ».

NF P 94-071-1 : « Essai de cisaillement à la boîte. Cisaillement direct ».

NF P94-050 (décembre 1995) : « Détermination de la teneur en eau pondérale des matériaux. Méthode par étuvage ».

NF P94-051 (mars 1993) : « Détermination des limites d'Atterberg. Limite de liquidité à la coupelle- limite de plasticité au rouleau ».

NF P94-056 (mars 1996) : « Analyse granulométrique des sols. Méthode par tamisage à sec ».

NF P94-057 (mai 1992) : « Analyse granulométrique des sols. Méthode par sédimentation ».

NF P94-068 (octobre 1998) : « Détermination de la valeur de bleu de méthylène ».

NF P94-093 (octobre 1999) : « Détermination des références de compactage d'un matériau. Essai Proctor normal- Essai Proctor modifié ».

Noomene, H. (2011). Etude de la salinité des sols par la méthode de détection électromagnétique dans le périmètre irrigué de Kalacat Landelous en Tunisie : cas d'une parcelle de courge. Mémoire de master, Université la Manouba, Tunisie.

Olphen, H.V. (1963). An introduction to clay colloid chemistry, for clay technologists, geologists, and soil scientists. 2nd edition. Interscience Publishers, New York, USA, 318p.

Oster, J.D., Shainberg, I. (2001). Soil responses to sodicity and salinity: challenges and opportunities. Soil Research, 39(6), 1219-1224.

Pamukcu, S., Kenneth Wittle, J. (1992). Electrokinetic removal of selected heavy metals from soil. Environmental Progress, 11(3), 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, 305-318.

Paramkusam, B.R., Srivastava, R.K., Mohan, D. (2015). Electrokinetic removal of mixed heavy metals from a contaminated low permeable soil by surfactant and chelants. *Environ Earth Sci*, 73(3), 1191-1204.

Pearson, K.E., Bauder, J.W. (2003). *The Basics of Salinity and Sodicty Effects on Soil Physical Properties Information Highlight For The General Public*.

Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences discussions*, 4(2), 439-473.

Peng, C., Almeida, J.O., 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.

Rautureau, M. (2011, Avril). Les plantes de la racine à la fleur, le rôle des argiles. Grasse - Symposium International d'aromathérapie et de plantes médicinales. Société internationale de médecine endobiogénique et de physiologie intégrative (SIMEPI) Espagne.

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*, 39(5), 1189-1212.

Reddy, K. R., Shirani, A. B. (1997). Electrokinetic remediation of metal contaminated glacial tills. *Geotechnical and Geological Engineering*, 15(1), 3-29.

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, 279-296.

Rengasamy, P., Chittleborough, D., Helyar, K. (2003). Root zone constraints and plant-based solutions for dryland salinity. *Plant and Soil*, 257, 249-260.

Richards, L.A. (1954). *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils*. United States Salinity Laboratory Staff. Agricultural Handbook No 60. 1st edition. United States Department of Agriculture Government Printing Office, Washington, USA, 158p.

Rodsand, T., Acar, Y. B., Breedveld, G. (1995). Electrokinetic extraction of lead from spiked Norwegian marine clay. In *Geoenvironment 2000: Characterization, Containment, Remediation, and Performance in Environmental Geotechnics*, ASCE, 1518-1534.

Roudier, P (2005). Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués-Fiches de synthèse. In Pack: Génie civil. En ligne <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire / construction - th3 / les - travaux - souterrains – et – les – depollutions - 42551210 /techniques-de rehabilitation- des- sites-et-sols-pollues-c5582/desorption-thermique-in-situ-c5582niv10011.html>, consulté le 20 janvier 2013.

Roudier, P. (Ed). (2005). Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués. Techniques Ingénieur. Angers: Ademe, France. 40p.

Sadek, M.S. (1993). A comparative study of the electrical and hydraulic conductivities of compacted clay. PhD thesis, University of California, Berkeley.

Sadrekarami, J. (2005). Effects of pH and duration on the electro-osmotic treatment of dispersive soils. In *International Conference on Problematic soils, GEOPROB, Cyprus*. 785-792.

Sadrekarami, J., Sadrekarami, A. (2003). Voltage and duration effects of electroosmotic treatment of dispersive soils. An international conference on problematic soils, Nottingham, United Kingdom, 453-457.

Schroeder, P.A. (2002). Infrared Spectroscopy in clay science: In *CMS Workshop Lectures, Vol. 11, Teaching Clay Science*, A. Rule and S. Guggenheim, eds., The Clay Mineral Society, Aurora, CO, 181 – 206.

Slinger, D., Tenison, K. (2007). *Salinity Glove Box Guide: NSW Murray and Murrumbidgee Catchments*. NSW Department of Primary Industries.

Sridharan, A. (2005). On swelling behaviour of clays. *International Conference on problematic soils, GEOPROB, Cyprus*. 499-516.

Sumner, M.E. (1993). Sodic soils: New perspectives. *Australian Journal of Soil Research*, 31, 683-750.

Van Hoorn, J. W., Katerji, N., Hamdy, A. (1997). Long-term salinity development in a lysimeter experiment. *Agricultural Water Management*, 34(1), 47-55.

Virkutyte, J., Sillanpaa, M., Latostenmaa, P. (2002). Electrokinetic soil remediation critical overview. *Sci Total Environ*, 289, 97–121.

Vorobieff, G., Wallis, M., Murphy, G. (2001). Maintaining the road infrastructure in saline prone areas. Paper prepared by AustStab members for National local government salinity summit.

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.

XP P 94-090-1 (décembre 1997) : « Essai Œdométrique. Essai de compressibilité sur matériaux fins quasi-saturé avec chargement par palier »

XP P 94-091 (décembre 1995) : « Essai de gonflement libre à l'œdomètre. Détermination des déformations par chargement de plusieurs éprouvettes ».

XP P94-041 (décembre 1995) : « Identification granulométrique. Méthode de tamisage par voie humide ».

Yahiaoui, S. (2006). Etude expérimentale de la durabilité des éléments fissures en beton armes rigidifiés par les matériaux composites. Mémoire de Magister, Université M'Hamed Bougara de Boumerdes, Algérie.

Yeung, A.T., Chung, M., Corapcioglu, M., Stallard, W. (1995). One-dimensional experimental studies on electrophoresis of clay. *Geotechnical Special Publication*, 46, 1564-1575.

Yong, R.N., Warkentin, B.P. (1966). *Introduction to soil behavior*. 1st edition. Macmillan, New York, USA, 451p.

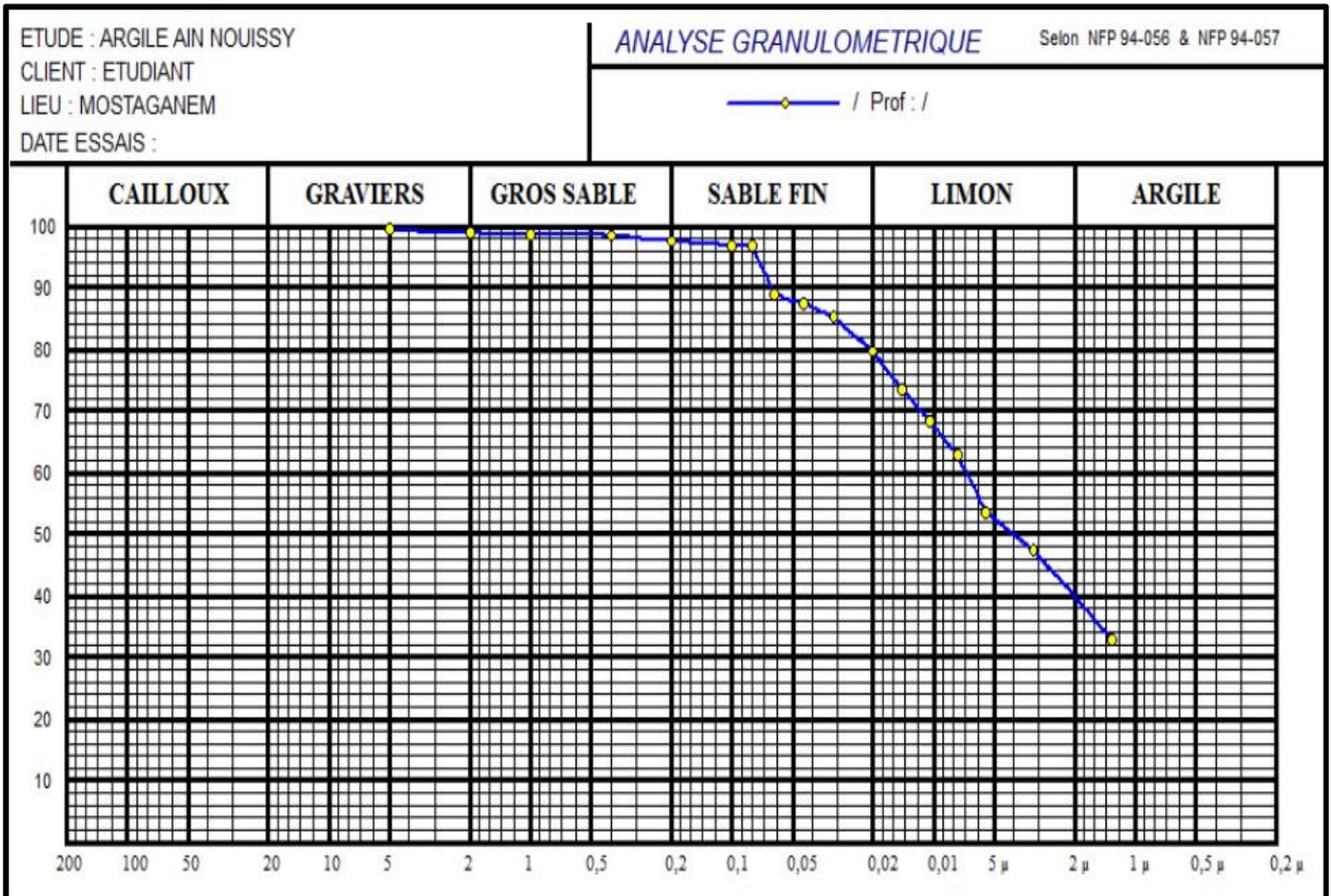
Yuan, L., Li, H., Xu, X., Zhang, J., Wang, N., Yu, H. (2016). Electrokinetic remediation of heavy metals contaminated kaolin by a CNT-covered polyethylene terephthalate yarn cathode. *Electrochimica Acta*, 213, 140–147.

Yukselen-Aksoy, Y., Reddy, K. R. (2012). Effect of soil composition on electrokinetically enhanced persulfate oxidation of polychlorobiphenyls. *Electrochimica Acta*, 86, 164-169.

Annexes

ANNEXE I

Les résultats de l'analyse granulométrique des échantillons étudiés

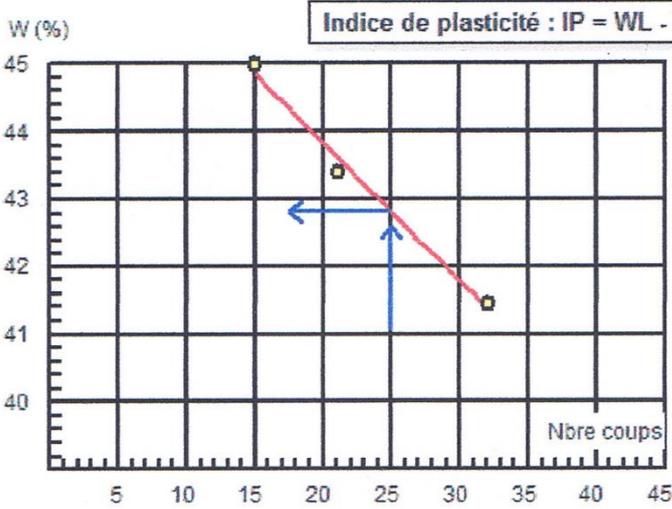


ANNEXE II

Les résultats des limites d'Atterberg des échantillons étudiés

Limites d'Atterberg

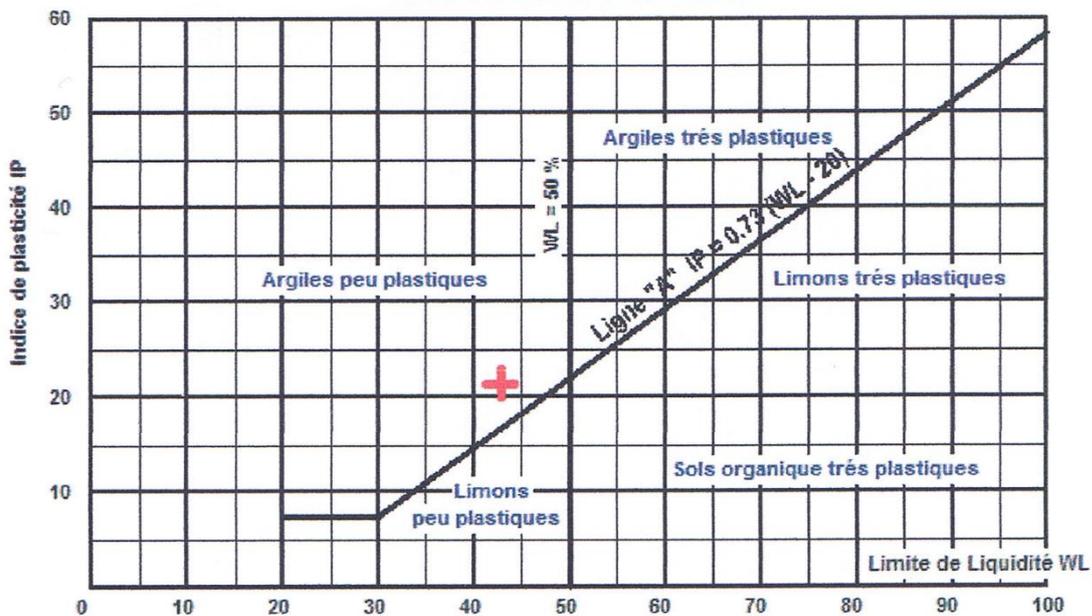
Etude : ARGILE AIN NOUISSY	Référence Sondage : /
Lieu : MOSTAGANEM	Profondeur : /
Client: ETUDIANT	Date essai :
Nature : SOLS ARGILEUX	Opérateur : BESSAIM



Essai N°	W (%)
1	20,48
2	21,18
3	22,41

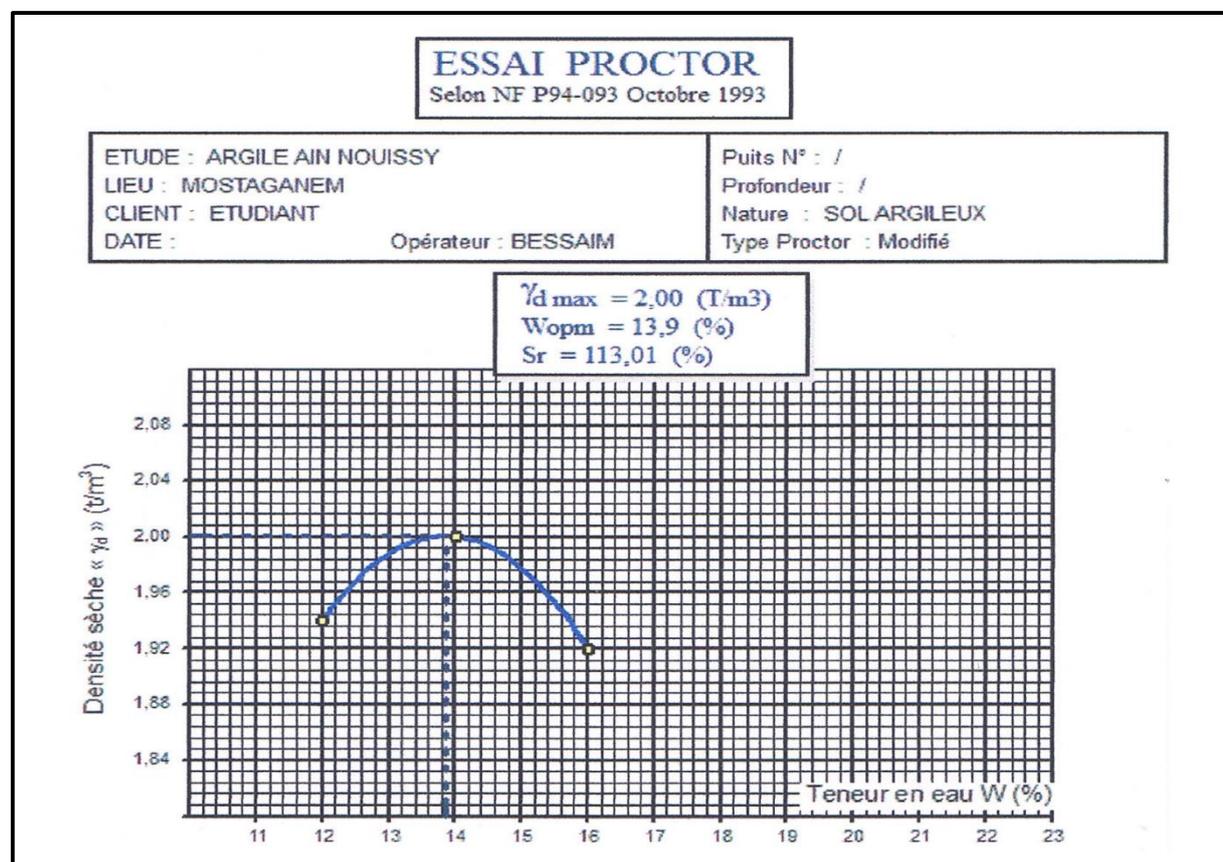
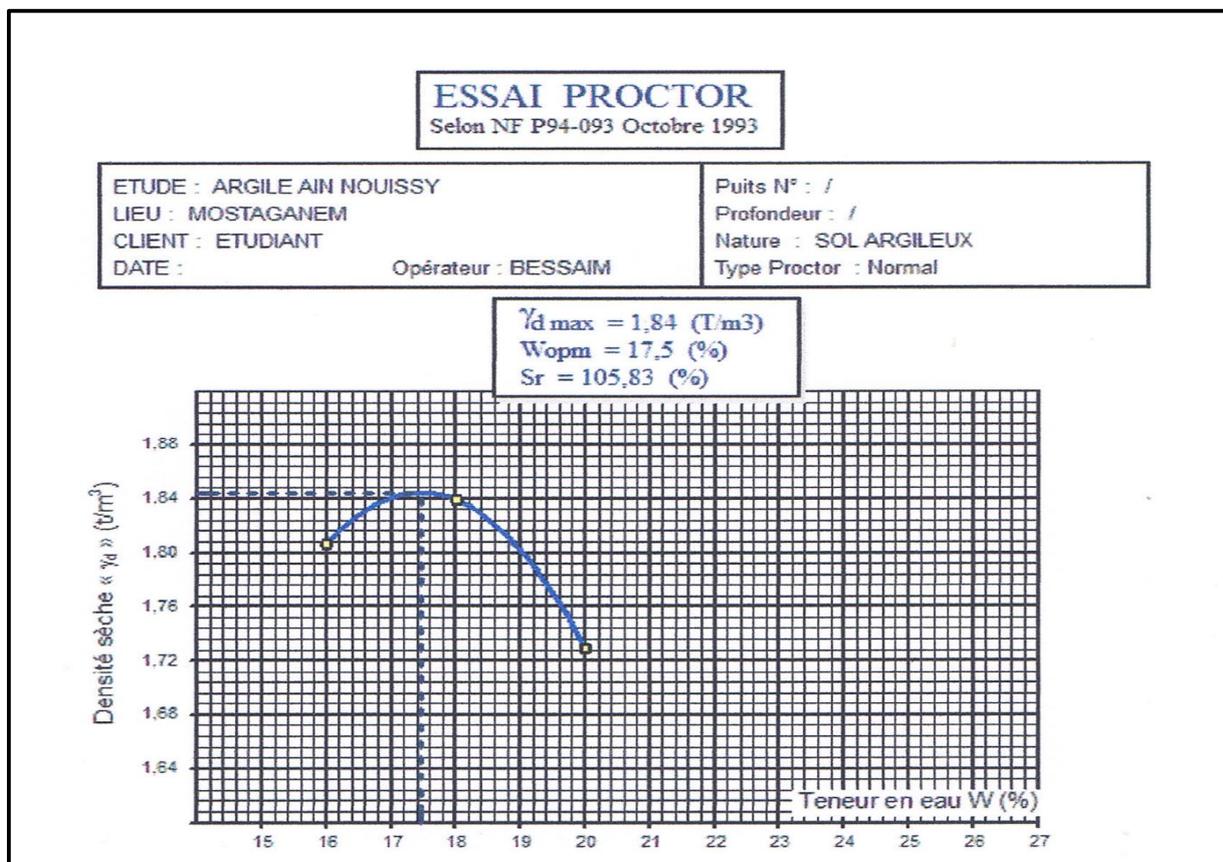
Limite de Plasticité
WP = 21,36 %

ABAQUE DE CASAGRANDE



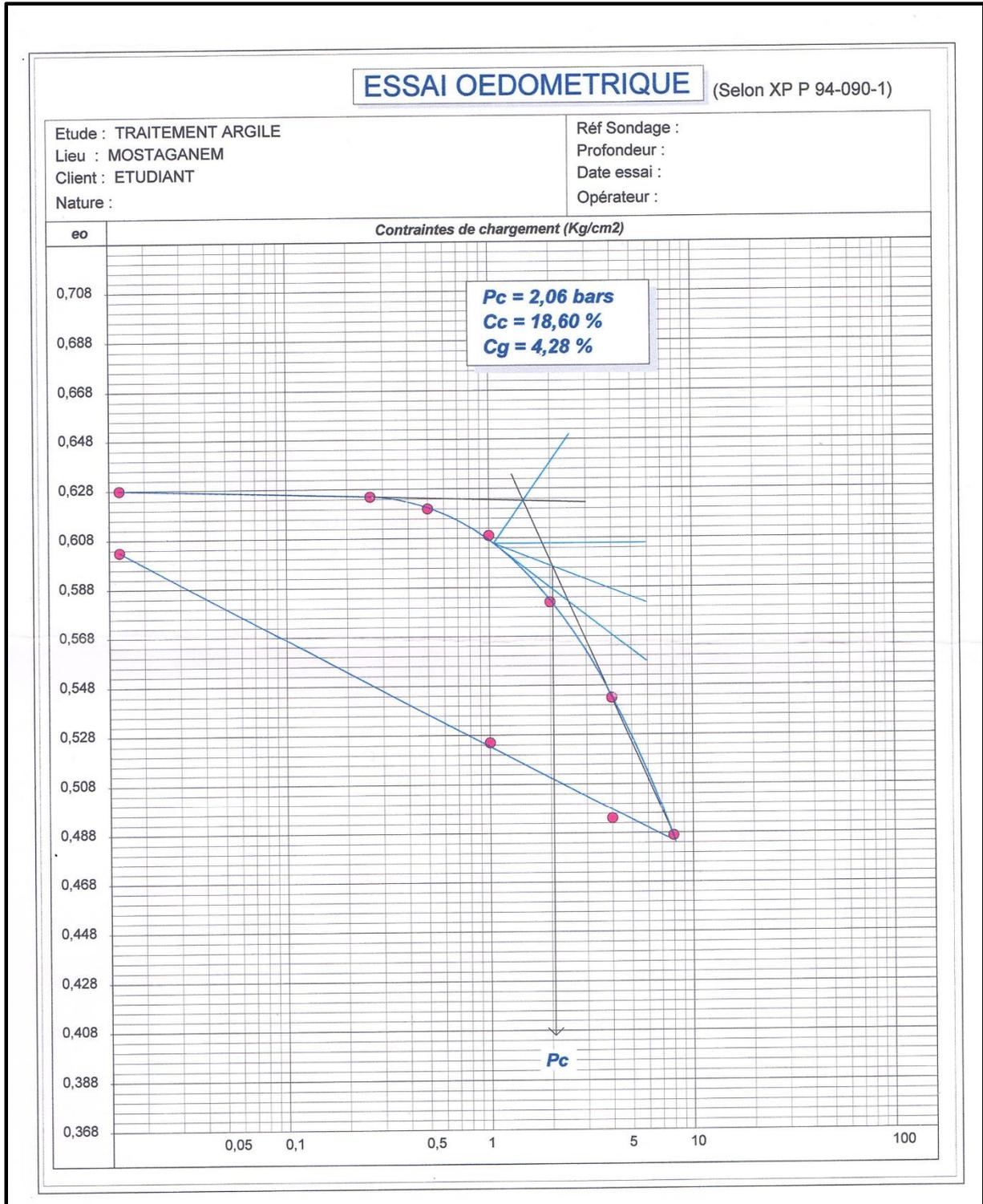
ANNEXE III

Les résultats du Proctor normal et Proctor modifié



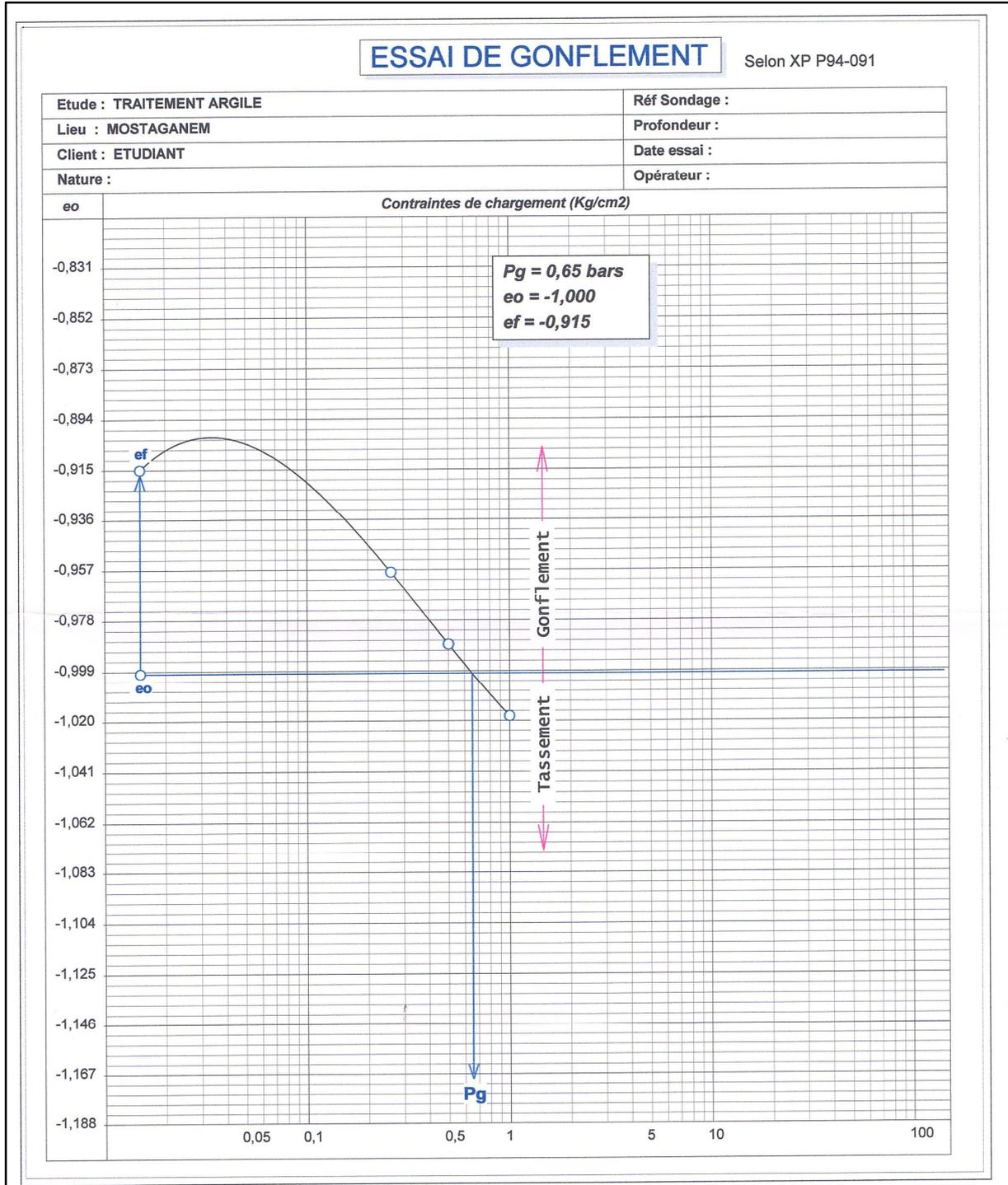
ANNEXE IV

Les résultats de compressibilité des échantillons étudiés



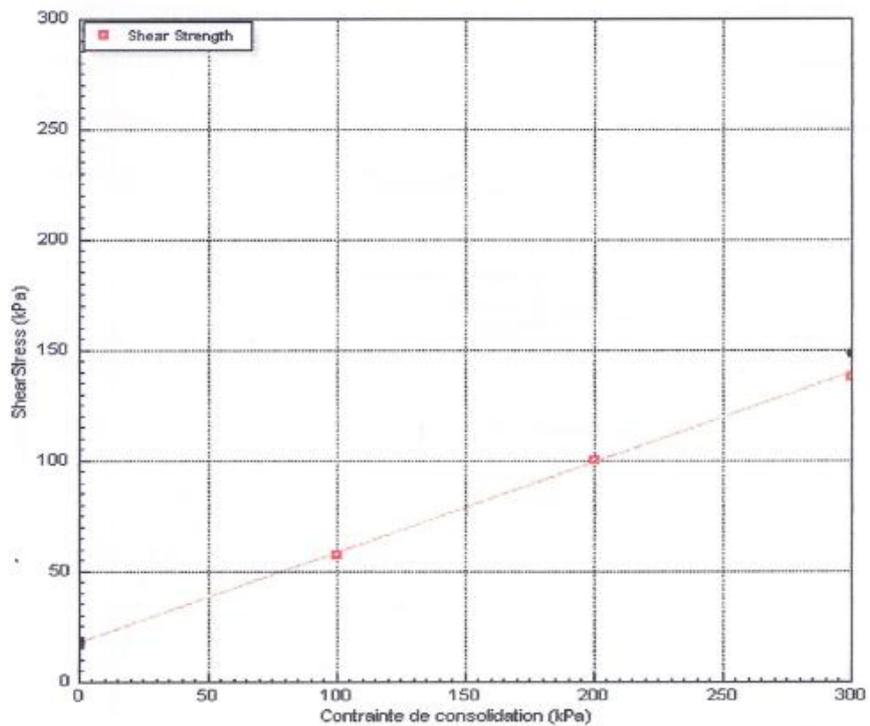
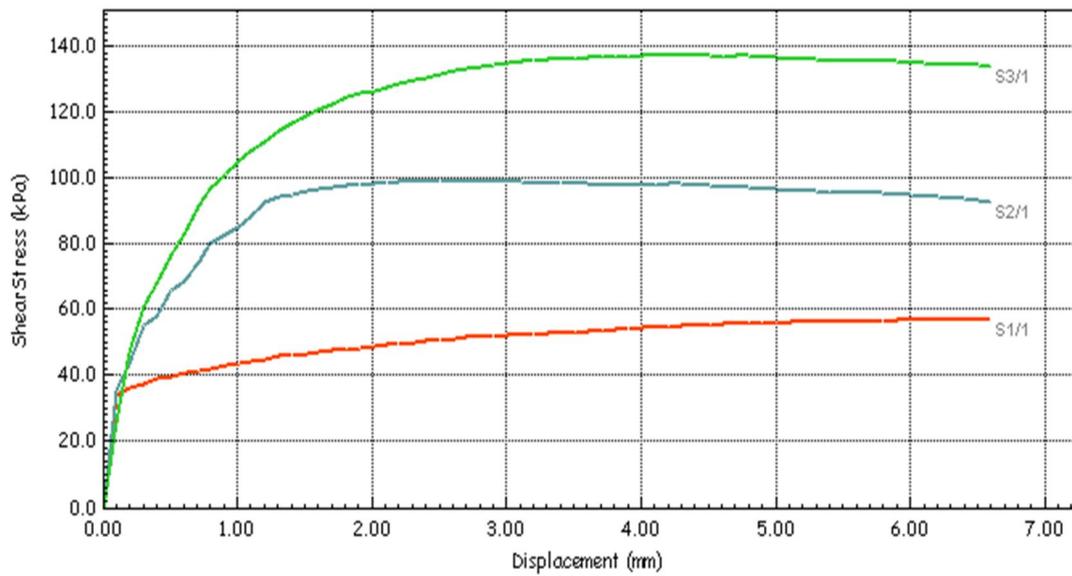
ANNEXE V

Les résultats de l'essai de gonflement libre



ANNEXE VI

Les résultats de l'essai de cisaillement direct



Résultats Enveloppe de rupture			Spm. 1	2	3
Teneur en eau finale	ω_f (%)	(%)	36	36	36
Densité sèche finale	ρ_{df} (Mg/m ³)	(Mg/m ³)	5.70	5.58	5.59
Indice des vides final	e_f	.	0.373	0.404	0.400
Degré de Saturation final	S_f (%)	(%)	100.0	100.0	100.0
Cohésion (pic)	c (kPa)	(kPa)	17.41		
Angle frottement (pic)	ϕ	.	22.2		