

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Faculté de génie

Département de génie civil

DÉCONTAMINATION ÉLECTROCINÉTIQUE DE SOLS POLLUÉS AUX MÉTAUX LOURDS
PAR DES ACTIVITÉS INDUSTRIELLES :
ÉTABLISSEMENT DE PARAMÈTRES ET OPTIMISATION DU TRAITEMENT

Thèse de Doctorat ès sciences appliquées

Spécialité : génie civil

Jean-François J. BEAULIEU

Sherbrooke (Québec), CANADA

Janvier 2000

IV - 1201



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-56985-3

Canada

Felix qui potuit rerum cognoscere causas

Virgil

RÉSUMÉ

La thèse présente les résultats et l'analyse de travaux de décontamination électrocinétique de sols artificiellement pollués aux métaux lourds en laboratoire et par des activités industrielles. La caractérisation de la spéciation de métaux lourds par la méthode de l'extraction séquentielle sélective (ESS) dans les sols avant et après le traitement électrocinétique montre que les métaux lourds sont plus fortement sorbés dans les sols industriels que dans ceux artificiellement contaminés. Ce sont les métaux lourds présents dans la phase matière organique et, à un moindre niveau, dans la phase résiduelle de l'ESS qui limitent la décontamination des sols par électrocinétique.

Les résultats et leur analyse montrent que la désorption des métaux lourds se fait par l'acidification du sol qui résulte de l'oxydation de l'eau à l'anode. L'efficacité faradique pour la production de protons à l'anode varie de 50 à 100% de la charge appliquée au sol. Ce sont les anions oxydables qui proviennent du contrôle du front basique à la cathode et, à un moindre niveau, ceux déjà présents dans le sol avant le traitement qui diminuent l'efficacité faradique. Les ions H^+ produits acidifient le sol et cette acidification du sol progresse de l'anode vers la cathode comme un front qui avance linéairement en fonction de la charge circulée. Il est établi que la désorption de métaux lourds peut être quantifiée par un paramètre (\bar{S}) qui est défini par la charge électrique circulée dans le sol (kC) divisée par le volume de sol (L). Enfin, le prétraitement à l'acide permet de solubiliser une partie des métaux lourds dans les sols et d'augmenter la conductivité du sol.

Il est établi que la migration électrique est le mécanisme de transport le plus important pour extraire les métaux lourds des sols contaminés. De plus, le transport peut être quantifié par un paramètre (\bar{T}) qui correspond à l'intégration du gradient de voltage appliqué au sol dans le temps ($V \times h/cm$). La contribution du débit électro-osmotique au transport peut correspondre à 7% de celle de la migration électrique. Enfin, la diffusion peut limiter le traitement électrocinétique de deux manières. D'abord, lorsque les ions à extraire s'accumulent à une électrode, la diffusion de ces ions de l'électrode vers le sol équilibre la migration des ions du sol vers l'électrode, ce qui limite la décontamination. Ensuite, la diffusion d'acide de contrôle du front basique dans le sol diminue localement la conductivité électrique de la solution interstitielle et donc le paramètre de transport, ce qui résulte en une accumulation de contaminants dans le sol le plus près de la cathode.

Une analyse théorique démontre que la consommation d'énergie pour décontaminer les sols par électrocinétique est proportionnelle à la vitesse du traitement et à la distance interélectrodes. L'analyse des résultats de décontamination de sols industriels en cellule avec contrôle (CC) montre que la résistivité du sol contrôle le rapport entre les deux paramètres de traitement (\bar{S} et \bar{T}). La préacidification diminue la résistivité du sol, ce qui favorise le paramètre de solubilisation alors que le contrôle du pH avec un acide faible plutôt qu'avec un acide fort augmente la résistivité du sol, favorisant le paramètre de transport. Il est établi qu'un traitement efficace en terme de décontamination est obtenu quand les deux paramètres de traitement atteignent leur valeur minimale requise. De plus, pour qu'un traitement soit optimal, les deux paramètres de traitement doivent arriver à leur valeur requise simultanément, ce qui dépend essentiellement de la résistivité du sol. Les sols industriels, qui requièrent un paramètre de solubilisation élevé, ont donc avantage à être prétraités à l'acide et à avoir un contrôle du pH à la cathode effectué avec un acide fort.

Les résultats d'essais réalisés pour mettre au point et valider une nouvelle technique de décontamination électrocinétique moins énergivore, en couche mince, sont aussi présentés. Ces résultats ainsi que leur analyse montrent que la méthode de traitement des sols en couche mince permet d'obtenir des taux d'extraction de métaux lourds équivalents à ceux obtenus dans une cellule conventionnelle mais avec une consommation d'énergie inférieure. Le montage doit permettre aux gaz produits à la cathode d'être évacués soit par une cathode perforée ou par des tubes. De plus, les milieux poreux qui contiennent l'acide de contrôle du front basique doivent être suffisamment épais pour contenir les métaux à extraire.

SUMMARY

The thesis presents the results and analysis of work in electrokinetic decontamination of soils artificially polluted with heavy metals in a laboratory and by industrial activities. Characterization of the speciation of heavy metals using the selective sequential extraction (SSE) method in soils before and after electrokinetic treatment shows that heavy metals are more strongly sorbed in industrial soils than in those artificially contaminated. The heavy metals present in the organic matter phase and, to a lesser extent, in the residual phase of ESS limit the decontamination of soils by electrokinetics.

The results and their analysis show that desorption of heavy metals happens when the soil is acidified as the result of water oxidation at the anode. Faradic efficiency for production of protons at the anode varies from 50 to 100% of the charge applied to the soil. Oxidizable anions from the control of the basic front at the cathode and, to a lesser extent, those already present in the soil before treatment decrease faradic efficiency. The H^+ ions produced acidify the soil and this soil acidification progresses from the anode toward the cathode as a front that advances linearly based on the charge circulated. It has been established that the desorption of heavy metals can be quantified by a parameter (\bar{S}) that is defined by the electrical charge circulated in the soil (kC) divided by the volume of soil (L). Finally, pretreating the soil with acid solubilise a portion of the heavy metals in the soils and increases its conductivity.

It is established that electric migration is the most significant means of transport when extracting heavy metals from contaminated soils. Furthermore, transport may be quantified by a parameter (\bar{T}) that corresponds to the integration of the voltage gradient applied to the soil in time (Vxh/cm). The contribution of electro-osmotic flow to transport may correspond to 7% of that of electric migration. Finally, diffusion may limit electrokinetic treatment in two ways. First, when the ions to be extracted accumulate at an electrode, the diffusion of these ions from the electrode toward the soil balances the migration of the soil's ions toward the electrode, which limits decontamination. Second, the diffusion of the basic front control acid in the soil locally decreases the electrical conductivity of the interstitial solution and thus the transport parameter, which results in an accumulation of contaminants in the soil closest to the cathode.

Theoretical analysis demonstrates that energy consumption for decontaminating soils electrokinetically is proportional to the speed of treatment and to the distance between

electrodes. An analysis of the results from decontamination of industrial soils in cells with control (CC) shows the soil's resistivity controls the rapport between the two treatment parameters (\bar{S} and \bar{T}). Preacidification decreases the soil's resistivity, which favours the solubilization parameter while controlling pH with a weak acid rather than a strong acid increases the soil's resistivity, favouring the transport parameter. It is established that an effective treatment in terms of decontamination is obtained when both treatment parameters attain their minimum required value. Moreover, in order for a treatment to be optimal, both treatment parameters must arrive at their required value simultaneously, which essentially depends on the soil's resistivity. Industrial soils, which require a higher solubilization parameter, are therefore better off with pretreatment using acid and with a pH controlled at the cathode by a strong acid.

The results of experiments undertaken to perfect and validate a new electrokinetic decontamination technique that is less energy-consuming, in thin-layer, are also presented. These results and their analysis show that the thin-layer method of treatment for soils provides a rate of extraction of heavy metals equal to those obtained using a conventional cell but with a lower energy consumption. The set-up must allow the gases produced at the cathode to be evacuated either through a perforated cathode or by tubes. Further, the porous media that contain the basic front control acid must be sufficiently thick to contain the metals to be extracted.

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements reviennent à mon directeur de recherche Guy Lefebvre. Monsieur Lefebvre merci pour votre appui financier, votre temps et vos judicieux conseils et suggestions qui m'ont permis de réaliser mes travaux de doctorat.

Je remercie aussi le professeur Alexandre Cabral pour ses encouragements et pour m'avoir transmis plusieurs notions importantes de pédagogie. Je remercie également les professeurs du département de chimie, Messieurs Andrzej Lasia et Hugues Ménard, pour leur aide en chimie et en électrochimie. Je tiens aussi à remercier le support de M. Trimbak V. Pavate, chercheur invité au département de génie civil de l'Université de Sherbrooke. En effet, son expérience en électrocinétique a été fort appréciée.

J'exprime ma gratitude envers les membres du jury de ma thèse pour avoir pris le temps de lire, d'évaluer et de critiquer mes travaux.

Je désire également mentionner l'aide technique apporté par les techniciens Jean-Guy Lemelin, Eric Drouin et Carole Baril dans la réalisation de mes travaux. Monsieur Serge Bérubé, chimiste, m'a également aidé dans l'obtention de mes résultats ainsi que Pierre Magny en microscopie électronique.

Pour son aide dans la correction du français de ma thèse, je désire également remercier Nicole Laverdière dont le talent n'a d'égale que son humilité.

Je tiens à remercier, pour le bon temps passé en leurs compagnies, mes amis Abderhamane, Abdelhamid, Annick, Alexandre, Benoît, Brahim, Bruno, Charles, Christian, Christophe, Claudia, Danielle, David-Lou, Éric, Emmanuelle, Etienne, Fabienne, Fabien, Gérald, Hadi, Hem, Jean-Guy, Jean-Philippe, Karine, Luc, Laure, Marco, Marhez, Marie-France, Mathieu, Moni, Mourad, Pascal, Patrick, Philippe, Pierre, Rock, Romain et Sabri.

Je remercie également ma famille pour son appuie durant mes études. And last but not least, mon épouse Suzanne pour avoir été ma soupape de surpression et pour m'avoir soutenue tout au long de mes études.

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	1
1.1	La problématique	1
1.2	L'électrocinétique	2
1.3	Les objectifs	4
1.3.1	Caractérisation des sols industriels.....	5
1.3.2	Solubilisation des métaux lourds.....	5
1.3.3	Transport des métaux lourds	6
1.3.4	Considérations pratiques et optimisation	6
1.4	Méthodologie.....	7
1.5	L'organisation de la thèse.....	7
2.	ÉTAT DES CONNAISSANCES	12
2.1	Généralités.....	12
2.2	Interactions sol - fluide interstitiel et sorption des métaux lourds	13
2.2.1	Forces et énergie impliquées dans la sorption.....	13
2.2.2	Notions de double couche	15
2.2.3	Capacité d'échange cationique (CEC)	17
2.2.4	Isothermes d'adsorption	18
2.2.5	Coefficient de retardement (R_d)	20
2.2.6	Sorption des contaminants dans les sols	21
2.3	Transport des métaux lourds et notions d'électrochimie.....	22
2.3.1	Généralités	22
2.3.2	L'advection	23
2.3.3	La diffusion	25
2.3.4	La migration électrique	26
2.3.5	Contribution relative des différents mécanismes de transport.....	30
2.3.6	Réactions aux électrodes.....	32
2.3.6.1	Réactions à l'anode	36
2.3.6.2	Réactions à la cathode	37
2.4	Revue de littérature	38
2.4.1	Généralités	38
2.4.2	Sols et métaux utilisés	38
2.4.3	Contrôle du pH à la cathode	39
2.4.4	Mécanismes de désorption des métaux et suivi.....	40
2.4.5	Mécanismes de transport des contaminants et suivi.....	40
2.4.6	Évolution de la résistivité du sol et de son impact sur le traitement.....	41
2.4.7	Impacts d'une préacidification.....	41
2.4.8	Modélisation	42
3.	MATÉRIELS ET MÉTHODES	43
3.1	Description des sols utilisés	43
3.1.1	Généralités	43
3.1.2	Sols industriels	43
3.1.2.1	Sol #1	43
3.1.2.2	Sol #2	44
3.1.2.3	Sol #3	45
3.1.2.4	Sol #6	46

3.1.3	Autres sols.....	47
3.1.3.1	Silt d'Ascot.....	47
3.1.3.2	Till de Coaticook.....	49
3.1.3.3	Kaolinite.....	50
3.1.4	Courbes granulométriques.....	50
3.1.5	Courbes tampons.....	51
3.1.6	Résumé des caractéristiques des sols.....	51
3.2	Montages.....	54
3.2.1	Généralités.....	54
3.2.2	Cellule avec contrôle.....	54
3.2.3	Cellule avec milieux poreux.....	56
3.2.4	Cellule à grande surface.....	58
3.2.5	Système électrique.....	60
3.3	Déroulement des essais.....	60
3.3.1	Préparation des sols et des solutions.....	60
3.3.2	Mise en place des sols.....	61
3.3.3	Démarrage des essais.....	62
3.3.4	Mesures et contrôle durant les essais.....	62
3.3.5	Démontage des essais.....	63
3.4	Méthodes.....	65
3.4.1	Teneur en eau.....	65
3.4.2	Teneur en matière organique.....	65
3.4.3	Conductivité.....	66
3.4.4	Mesure du pH.....	66
3.4.5	Capacité tampon des sols.....	66
3.4.6	Méthodes de digestion.....	67
3.4.7	Dosage des métaux par spectrophotométrie d'absorption atomique.....	67
3.4.8	Diffraction aux rayons X et microscope électronique.....	68
3.4.9	Extraction séquentielle sélective.....	68
4.	PRÉSENTATIONS DES RÉSULTATS.....	71
4.1	Généralités.....	71
4.2	Résultats des essais d'acidification du sol (Acid).....	71
4.3	Résultats des essais de décontamination du sol d'Ascot (B).....	72
4.4	Résultats des essais de décontamination des sols industriels (CC).....	73
4.5	Résultats des essais en couche mince (MP).....	73
5.	MODÉLISATION ET SIMULATION NUMÉRIQUE.....	75
5.1	Objectifs.....	75
5.2	Modélisation.....	75
5.2.1	Méthode utilisée.....	75
5.2.2	Calculs des flux et électroneutralité.....	76
5.2.3	Sorption des métaux et capacité tampon.....	78
5.3	Simulation.....	79
5.4	Présentation et calibrage du modèle.....	80
5.5	Résultats.....	82
5.6	Présentation des résultats de simulation numérique.....	85
5.6.1	Généralités.....	85
5.6.2	Simulations de calibrage du modèle.....	86
5.6.3	Résultats d'interrogation du modèle.....	86
5.6.4	Calibrage et interrogation du modèle avec le sol #2.....	86
5.7	Conclusions.....	87

6.	MÉCANISMES D'EXTRACTION DES MÉTAUX	89
6.1	Problématique et objectifs	89
6.2	Efficacité faradique d'un traitement à produire des ions H⁺ et à acidifier le sol.....	90
6.2.1	Principe de mesure des protons	90
6.2.1.1	Programme expérimental.....	90
6.2.1.2	Mesures de pH et établissement des courbes tampons..	92
6.2.2	Présentation et analyse des résultats	93
6.2.2.1	Courbes tampons	93
6.2.2.2	Profils de pH après traitement	95
6.2.2.3	Transformation du pH du sol en quantité d'ions H⁺	97
6.2.2.4	Reproductibilité et précision des résultats	98
6.2.2.5	Influence du type d'anode.....	100
6.2.2.6	Influence de l'acide de contrôle.....	101
6.2.2.7	Influence du sol.....	105
6.2.3	Conclusions	106
6.3	Solubilisation des métaux lourds	108
6.3.1	Problématique et objectifs	108
6.3.2	Paramètre de solubilisation.....	108
6.3.3	Avancée du front acide	111
6.3.3.1	Influence du pH sur la conductivité du sol.....	111
6.3.3.2	Avancée du front acide en fonction de la charge	117
6.3.4	Évolution de la mise en solution des métaux	121
6.3.4.1	Sol #1	121
6.3.4.2	Sol #2	124
6.3.4.3	Sol #3	125
6.3.4.4	Sol #6	127
6.3.4.5	Conclusions	127
6.3.5	Effets de la préacidification	128
6.3.5.1	Solubilisation des métaux dans les essais CC1 et CC8 ..	128
6.3.5.2	Effets d'un prétraitement sur le sol #1b.....	129
6.3.5.3	Effets d'un prétraitement sur le sol #2.....	130
6.3.5.4	Effets d'un prétraitement sur le sol #3b.....	131
6.3.5.5	Effets d'un prétraitement sur le sol #6.....	131
6.3.5.6	Analyse globale	132
6.3.5.7	Conclusions	136
6.3.6	Conclusions	136
6.4	Transport des contaminants	139
6.4.1	Introduction.....	139
6.4.2	Transport par migration électrique	139
6.4.2.1	Implications liées au transport par migration électrique ..	139
6.4.2.2	Effets du milieu poreux	141
6.4.2.3	Définition d'un paramètre de transport.....	148
6.4.2.4	Lien entre T et le mouvement des contaminants.....	148
6.4.3	Diffusion	154
6.4.3.1	Effets de la tortuosité	154
6.4.3.2	Effets de la diffusion près des électrodes	155
6.4.3.3	Effets de la diffusion aux interfaces sol – réservoirs	155
6.4.4	Débit électro-osmotique	158
6.4.5	Conclusions	159

6.5	Conclusions.....	160
7.	ANALYSE DES ESSAIS DE DÉCONTAMINATION	162
7.1	Normalisation de l'expression de la quantité d'énergie consommée.....	162
7.1.1	Atteinte d'un critère de charge	163
7.1.1.1	Effet de la vitesse de traitement.....	163
7.1.1.2	Effet de la longueur de sol	164
7.1.2	Atteinte d'un critère de voltage	164
7.1.2.1	Effet de la vitesse de traitement.....	165
7.1.2.2	Effet de la longueur de sol	165
7.1.3	Conclusions	166
7.2	Expériences réalisées en cellules avec contrôles.....	167
7.2.1	Sols d'Ascot.....	167
7.2.1.1	Effets des acides forts versus les acides faibles pour le contrôle du pH	167
7.2.1.2	Paramètres nécessaires au traitement	170
7.2.1.3	Influence de l'équilibre entre les paramètres de traitement.....	171
7.3	Sol #1 – Paramètres de traitement et décontamination	172
7.4	Sol #2 – Paramètres de traitement et décontamination	177
7.5	Sol #3 – Paramètres de traitement et décontamination	180
7.6	Simulation sur le sol #2	184
7.6.1	Calibrage du modèle.....	184
7.6.2	Simulation de l'effet de la préacidification	187
7.7	Conclusions.....	189
8.	TRAITEMENT DU SOL EN COUCHE MINCE.....	193
8.1	Objectifs visés.....	193
8.2	Analyse des résultats de traitement en couche mince.....	193
8.2.1	Traitement du sol d'Ascot contaminé au plomb	193
8.2.1.1	Couche mince de 3 cm	193
8.2.1.2	Couche mince de 5 cm	196
8.2.1.3	Comparaison de l'efficacité de traitement	199
8.2.2	Traitement du sol d'Ascot contaminé au zinc.....	200
8.2.3	Traitement du sol #6.....	201
8.2.3.1	Généralités	201
8.2.3.2	Conditions initiales du sol.....	201
8.2.3.3	Analyse du résultat des expériences.....	202
8.3	Choix et utilisation des milieux poreux.....	208
8.3.1	Problématique et objectifs	208
8.3.2	Perte d'acide sous chargement	208
8.3.3	Nettoyage des milieux poreux.....	209
8.4	Problématique liée à la production de gaz.....	211
8.4.1	Évaluation de la production de gaz	211
8.4.2	Évacuation du gaz	214
8.5	Conclusions.....	215
9.	CONCLUSIONS	217
9.1	Objectifs	217
9.2	État de la contamination dans les sols industriels.....	217

9.3	Désorption des métaux lourds	218
9.3.1	Efficacité faradique pour la production de protons à l'anode.....	218
9.3.2	Solubilisation des métaux lourds.....	219
9.4	Transport des contaminants.....	220
9.5	Essai de décontamination de sols industriels en cellule avec contrôle	221
9.6	Traitement du sol en couche mince.....	222
9.7	Considérations pratiques.....	223
9.8	Recommandations	224
ANNEXE A : Minéralogie et chimie des sols		226
A.1	Généralités.....	226
A.2	Provenance et composition des sols	226
A.2.1	Le sable et le silt.....	226
A.2.2	L'argile.....	228
A.2.3	La matière organique.....	229
A.3	Origines de la surface chargées des sols.....	230
A.3.1	Généralités	230
A.3.2	Les sols grossiers.....	230
A.3.3	Les argiles	231
A.3.4	La matière organique.....	233
A.4	Classification des types de charges	233
A.4.1	Généralités	233
A.4.2	Les charges constantes.....	233
A.4.3	Les charges variables.....	234
A.5	Surface spécifique et activité des sols.....	234
A.6	pH et capacité tampon des sols	235
ANNEXE B : LE MILIEU AQUEUX		237
B.1	Généralités.....	237
B.2	La molécule d'eau	237
B.3	La constante diélectrique	238
B.4	L'eau comme solvant.....	239
B.5	La constante d'équilibre.....	239
B.6	Le pH	241
B.7	La complexation	242
B.8	Potentiel d'oxydoréduction	244
ANNEXE C : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DE SIMULATIONS.....		245
ANNEXE D : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS D'ACIDIFICATION (TESTS ACID).....		278
ANNEXE E : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS DE DÉCONTAMINATION DU SOL D'ASCOT EN CELLULE AVEC CONTRÔLE (TESTS B)		284
ANNEXE F : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS DE DÉCONTAMINATION DES SOLS INDUSTRIELS EN CELLULE AVEC CONTRÔLE (TESTS CC).....		328
ANNEXE G : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COUCHE MINCE (TESTS MP & GS).....		427
ANNEXE H : PRÉSENTATION DU MODÈLE NUMÉRIQUE (FORTRAN).....		478
Bibliographie		487

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 :	Schéma résumé des aspects présentés dans la thèse	11
Figure 2.1 :	Phénomènes impliqués dans la décontamination électrocinétique des sols [BEAULIEU, 1995].....	12
Figure 2.2 :	Force (b) et énergie potentielle (a) en fonction de la distance pour un solide [SWARTZ et GOLDFARB, 1974].....	14
Figure 2.3 :	Distribution des ions adjacents à une surface d'argile [MITCHELL, 1976]	15
Figure 2.4 :	Isotherme d'adsorption de Langmuir et de Freundlich [DOMINENCO et SCHWARTZ, 1990]	19
Figure 2.5 :	Double couche et comparaison d'un écoulement électro-osmotique un écoulement hydraulique [CASAGRANDE, 1952]	24
Figure 2.6 :	Migration d'un H ⁺ [BOCKRIS, 1974]	28
Figure 2.7 :	Vitesse relative générée par migration électrique efficace par rapport à l'électro-osmose [CLARKE et coll., 1995]	31
Figure 2.8 :	Représentation de la réduction (a) et de l'oxydation (b) d'une espèce A en solution [BARD et FAULKNER, 1983].....	33
Figure 2.9 :	Transport du courant dans une solution d'acide chlorhydrique [BARD et FAULKNER, 1983].....	35
Figure 3.1 :	Spectre au Rayon X du silt d'Ascot.....	47
Figure 3.2 :	Courbes granulométriques des sols utilisés.....	51
Figure 3.3 :	Courbes tampons des sols décontaminés	51
Figure 3.4 :	Schéma de la cellule avec contrôle.....	55
Figure 3.5 :	Cellule avec contrôle	55
Figure 3.6 :	Schéma de la cellule avec milieu poreux [ÉTHIER, 1993]	57
Figure 3.7 :	Cellule avec milieu poreux durant le traitement d'un sol	57
Figure 3.8 :	Schéma de la cellule à grande surface	59
Figure 3.9 :	Cellule à grande surface.....	59
Figure 3.10 :	Échantillonnage des sols après les essais avec contrôles.....	64
Figure 5.1 :	Compartimentation du sol pour la modélisation	76
Figure 5.2 :	Évolution de la concentration en plomb dans le réservoir cathodique de l'essai B1	81
Figure 5.3 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'essai B5.....	83
Figure 5.4 :	Comparaison du profil de concentration final en plomb expérimental et simulé pour l'essai B5.....	84
Figure 5.5 :	Comparaison du profil de concentration final en plomb expérimental et simulé pour l'essai B4.....	84
Figure 5.6 :	Comparaison du profil de concentration final en plomb expérimental et simulé pour l'essai B1	85
Figure 6.1 :	Courbe tampon du Till de Coaticook.....	93
Figure 6.2 :	Courbes tampons du silt d'Ascot	94
Figure 6.3 :	pH du sol d'Ascot avant et après séchage	95
Figure 6.4 :	pH du sol de Coaticook à la fin des essais Acid1, Acid2, Acid3 et Acid6	96
Figure 6.5 :	pH du sol de Coaticook à la fin des essais Acid4, Acid5 et Acid7 ...	96
Figure 6.6 :	pH du sol d'ascot à la fin des essais Acid8, Acid9 et Acid10.....	97
Figure 6.7 :	Métaux solubilisés en fonction du paramètre de désorption.....	108
Figure 6.8 :	Évolution de la résistivité du sol durant l'essai B1 [BEAULIEU, 1995].....	112

Figure 6.9 :	Évolution des résistivités du sol durant l'essai M1 [MATHIEU, 1996].....	112
Figure 6.10 :	pH du sol à la fin de l'essai M1 [MATHIEU, 1996].....	113
Figure 6.11 :	Évolution des résistivités du sol dans l'essai B8 [BEAULIEU, 1995].....	114
Figure 6.12 :	Évolution des résistivités durant l'essai CB8 [BEAUREGARD, 1996].....	115
Figure 6.13 :	Profil du pH dans le sol à la fin de l'essai CB8 [BEAUREGARD, 1996].....	116
Figure 6.14 :	Position du front acide en fonction de la charge	118
Figure 6.15 :	Simulation de l'évolution des pH du sol.....	119
Figure 6.16 :	Comparaison de l'avancé du front acide par simulation et par la méthode des résistivités	120
Figure 6.17 :	Effet de la pré-acidification du sol sur sa conductivité.....	132
Figure 6.18 :	Effets de la pré-acidification sur les métaux présents dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes	134
Figure 6.19 :	Effets de la pré-acidification sur les métaux présents dans les phases matière organique et résiduelle	135
Figure 6.20 :	Effets de la pré-acidification du sol sur les métaux présents dans la phase échangeable totale et dans l'eau des pores	135
Figure 6.21 :	Compartimentation du sol dans la modélisation de la décontamination des sols	139
Figure 6.22 :	Illustration du concept de longueur effective [SHACKELFORD et DANIELS 1991].....	141
Figure 6.23 :	Sol avec et sans tortuosité.....	142
Figure 6.24 :	Évolution du profil de concentration des nitrate dans le temps	151
Figure 6.25 :	Évolution du profil de concentration du chlore dans le temps	152
Figure 6.26 :	Évolution du pourcentage d'enlèvement du chlore et des nitrate en fonction de \bar{T}	152
Figure 6.27 :	Évolution du profil de concentration du plomb dans le temps	153
Figure 6.28 :	Évolution du pourcentage d'enlèvement du chlore et du plomb en fonction de \bar{T}	154
Figure 6.29 :	Profil de concentration du plomb en fonction de la molarité de l'acide de contrôle.....	157
Figure 7.1 :	Évolution de la résistivité du sol durant l'essai B1	167
Figure 7.2 :	Évolution de la résistivité du sol durant l'essai B12.....	168
Figure 7.3 :	Évolution simulée du profil de la concentration en plomb durant l'essai CC5	185
Figure 7.4 :	Comparaison du profil final en plomb simulé et expérimental à la fin de l'essai CC5.....	186
Figure 7.5 :	Comparaison du profil final en plomb simulé et expérimental à la fin de l'essai CC6.....	186
Figure 7.6 :	Énergie consommée pour extraire 95% du plomb en fonction de la préacidification.....	187
Figure 7.7 :	Évolution de l'enlèvement du plomb en fonction de \bar{T}	188
Figure 7.8 :	Évolution de l'enlèvement du plomb en fonction de \bar{S}	188
Figure 8.1 :	Effet du nombre de passage d'air sur l'enlèvement de l'eau des milieux poreux.....	210
Figure A.1 :	Diagramme d'un (a) tétraèdre de silicate et (b) un octaèdre d'aluminium, de magnésium ou de fer [TAN, 1982]	226
Figure A.2 :	Structure du quartz [DANA, 1957]	227

Figure A.3 :	Tétraèdre de silice [HOLTZ et KOVACS, 1981]	228
Figure A.4 :	Octaèdre d'aluminium [GRIM, 1968]	229
Figure A.5 :	Structure hypothétique d'un acide humique [BOHN, 1985]	230
Figure A.6 :	Matrice du SiO ₂ , ainsi que le développement d'une charge à sa surface [SCHINDLER et coll., 1976 cité par THOMPSON, 1989] ...	231
Figure A.7 :	Bris d'un cristal de kaolinite [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]	232
Figure B.1 :	Géométrie de la molécule H ₂ O [EISENBERG, 1969]	237
Figure B.2 :	Polarité de la molécule H ₂ O et des liaisons O-H [EINSENBURG, 1969]	238
Figure B.3 :	Concentration totale de plomb dissout en fonction de la concentration d'iode libre [HARRIS, 1991]	243
Figure B.4 :	Fraction de plomb en fonction du pH de la solution [NRIAGU, 1978]	243
Figure B.5 :	Diagramme d'équilibre pH-Eh du Cu [THEIS et coll., 1980]	244
Figure C.1 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B1)	247
Figure C.2 :	Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B1)	247
Figure C.3 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B1)	248
Figure C.4 :	Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B1)	248
Figure C.5 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B1)	249
Figure C.6 :	Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B1)	249
Figure C.7 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B4)	250
Figure C.8 :	Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B4)	250
Figure C.9 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B4)	251
Figure C.10 :	Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B4)	251
Figure C.11 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B4)	252
Figure C.12 :	Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B4)	252
Figure C.13 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B5)	253
Figure C.14 :	Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B5)	253
Figure C.15 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B5)	254
Figure C.16 :	Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B5)	254
Figure C.17 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B5)	255
Figure C.18 :	Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B5)	255
Figure C.19 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B3)	256
Figure C.20 :	Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B3)	256
Figure C.21 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B3)	257
Figure C.22 :	Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B3)	257

Figure C.23 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B3).....	258
Figure C.24 :	Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B3)	258
Figure C.25 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res025_01).....	260
Figure C.26 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res025_01).....	260
Figure C.27 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res025_01).....	261
Figure C.28 :	Évolution du profil de résistivité du sol (Res025_01).....	261
Figure C.29 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res025_05).....	262
Figure C.30 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res025_05).....	262
Figure C.31 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res025_05).....	263
Figure C.32 :	Évolution du profil de résistivité du sol (Res025_05).....	263
Figure C.33 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res025_10).....	264
Figure C.34 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res025_10).....	264
Figure C.35 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res025_10).....	265
Figure C.36 :	Évolution du profil de résistivité du sol (Res025_10).....	265
Figure C.37 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res125_05).....	266
Figure C.38 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res125_05).....	266
Figure C.39 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res125_05).....	267
Figure C.40 :	Évolution du profil de résistivité du sol (Res125_05).....	267
Figure C.41 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res250_10).....	268
Figure C.42 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res250_10).....	268
Figure C.43 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res250_10).....	269
Figure C.44 :	Évolution du profil de résistivité du sol (Res250_10).....	269
Figure C.45 :	Évolution du profil de concentration relatif à la concentration initiale des nitrates	271
Figure C.46 :	Évolution du profil de concentration relatif à la concentration initiale des ions Cl ⁻	271
Figure C.47 :	Comparaison de l'enlèvement du chlore et des nitrates en fonction de T.....	272
Figure C.48 :	Évolution du profil de contamination en plomb (CC5)	272
Figure C.49 :	Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (CC5).....	273
Figure C.50 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (CC5).....	273
Figure C.51 :	Évolution du profil de résistivité du sol (CC5).....	274

Figure C.52 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (CC5).....	274
Figure C.53 :	Évolution du profil de contamination en plomb (CC6)	275
Figure C.54 :	Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (CC6).....	275
Figure C.55 :	Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (CC6).....	276
Figure C.56 :	Évolution du profil de résistivité du sol (CC6).....	276
Figure C.57 :	Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (CC6).....	277
Figure D.1 :	Courbe tampon du sol de Coaticook (Ck)	280
Figure D.2 :	Courbes tampons du sol d'Ascot (As).....	280
Figure D.3 :	Profil de pH dans le sol pour à la fin des essais Acid1, Acid2, Acid3 et Acid6.....	281
Figure D.4 :	Profil de pH dans le sol pour à la fin des essais Acid4, Acid5 et Acid7	282
Figure D.5 :	Profil de pH dans le sol pour à la fin des essais Acid8, Acid9 et Acid10	283
Figure E.1 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B1 ..	289
Figure E.2 :	Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B1.....	289
Figure E.3 :	Profil de pH du sol à la fin de l'essai B1	290
Figure E.4 :	Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B1	290
Figure E.5 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B1	291
Figure E.6 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B3 ..	295
Figure E.7 :	Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B3.....	295
Figure E.8 :	Profil de pH du sol à la fin de l'essai B3.....	296
Figure E.9 :	Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B3	296
Figure E.10 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B3	297
Figure E.11 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B4 ..	301
Figure E.12 :	Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B4.....	301
Figure E.13 :	Profil de pH du sol à la fin de l'essai B4	302
Figure E.14 :	Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B4	302
Figure E.15 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B4	303
Figure E.16 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B5 ..	307
Figure E.17 :	Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B5.....	307
Figure E.18 :	Profil de pH du sol à la fin de l'essai B5.....	308
Figure E.19 :	Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B5	308
Figure E.20 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B5	309
Figure E.21 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B6 ..	313

Figure E.22 :	Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B6.....	313
Figure E.23 :	Profil de pH du sol à la fin de l'essai B6.....	314
Figure E.24 :	Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B6	314
Figure E.25 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B6	315
Figure E.26 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B8 ..	319
Figure E.27 :	Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B8.....	319
Figure E.28 :	Profil de pH du sol à la fin de l'essai B8 ..	320
Figure E.29 :	Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B8	320
Figure E.30 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B8	321
Figure E.31 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B12	325
Figure E.32 :	Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B12.....	325
Figure E.33 :	Profil de pH du sol à la fin de l'essai B12	326
Figure E.34 :	Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B12	326
Figure E.35 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B12	327
Figure F.1 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC1	336
Figure F.2 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC1.....	336
Figure F.3 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC1.....	337
Figure F.4 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC1	337
Figure F.5 :	Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC1	338
Figure F.6 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC1	338
Figure F.7 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC2	344
Figure F.8 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC2.....	344
Figure F.9 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC2.....	345
Figure F.10 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC2	345
Figure F.11 :	Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC2	346
Figure F.12 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC2	346
Figure F.13 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC3	353
Figure F.14 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC3.....	353
Figure F.15 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC3.....	354
Figure F.16 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC3	354
Figure F.17 :	Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC3.....	355

Figure F.18 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC3	355
Figure F.19 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC4	361
Figure F.20 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC4.....	361
Figure F.21 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC4.....	362
Figure F.22 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC4.....	362
Figure F.23 :	Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC4	363
Figure F.24 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC4	363
Figure F.25 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai CC5	368
Figure F.26 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC5.....	368
Figure F.27 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC5	369
Figure F.28 :	Évolution de la concentration dans le temps du plomb dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC5	369
Figure F.29 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC5	370
Figure F.30 :	Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai CC6	374
Figure F.31 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC6.....	374
Figure F.32 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC6	375
Figure F.33 :	Évolution de la concentration dans le temps du plomb dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC6	375
Figure F.34 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC6	376
Figure F.35 :	Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC7	381
Figure F.36 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC7.....	381
Figure F.37 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC7	382
Figure F.38 :	Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC7	382
Figure F.39 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC7	383
Figure F.40 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC8	389
Figure F.41 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC8	389
Figure F.42 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC8.....	390
Figure F.43 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC8	390
Figure F.44 :	Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC8	391
Figure F.45 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC8	391
Figure F.46 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC9	397
Figure F.47 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC9	397

Figure F.48 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC9.....	398
Figure F.49 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC9	398
Figure F.50 :	Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC9	399
Figure F.51 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC9	399
Figure F.52 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC10	406
Figure F.53 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC10	406
Figure F.54 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC10.....	407
Figure F.55 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC10	407
Figure F.56 :	Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC10	408
Figure F.57 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC10.....	408
Figure F.58 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC11	415
Figure F.59 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC11	415
Figure F.60 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC11.....	416
Figure F.61 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC11	416
Figure F.62 :	Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC11	417
Figure F.63 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC11.....	417
Figure F.64 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC12.....	424
Figure F.65 :	Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC12	424
Figure F.66 :	Profils de pH du sol pour l'essai CC12.....	425
Figure F.67 :	Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC12	425
Figure F.68 :	Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC12	426
Figure F.69 :	Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC12.....	426

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1 :	SORPTION DES MÉTAUX LOURDS DANS LES SOLS	22
TABLEAU 2.2 :	COEFFICIENTS RELIÉS AUX DIFFÉRENTS MODES DE TRANSPORT	30
TABLEAU 3.1 :	SPÉCIATION INITIALE DES MÉTAUX DANS LE SOL #1a	44
TABLEAU 3.2 :	SPÉCIATION INITIALE DU PLOMB DANS LE SOL #2a	45
TABLEAU 3.3 :	SPÉCIATION INITIALE DES MÉTAUX DANS LE SOL #3b	46
TABLEAU 3.4 :	SPÉCIATION INITIALE DU ZINC DANS LE SOL #6	46
TABLEAU 3.5 :	CARACTÉRISTIQUES DU SILT SABLEUX D'ASCOT	48
TABLEAU 3.6 :	SPÉCIATION INITIALE DU PLOMB DANS LE SOL D'ASCOT	48
TABLEAU 3.7 :	SPÉCIATION INITIALE DU ZINC DANS LE SOL D'ASCOT	49
TABLEAU 3.8 :	CATIONS DU TILL DE COATICOOK [BURNOTTE, 1993].....	49
TABLEAU 3.9 :	CARACTÉRISTIQUES DE LA KAOLINITE UTILISÉE [ÉTHIER, 1993]	50
TABLEAU 3.10 :	RÉSUMÉ DES CARACTÉRISTIQUES DES SOLS UTILISÉS.....	52
TABLEAU 5.1 :	EXEMPLE DE VALEURS PRODUITES PAR LE MODÈLE	83
TABLEAU 6.1 :	CARACTÉRISTIQUES DES ESSAIS D'ACIDIFICATION	91
TABLEAU 6.2 :	EXEMPLE DE TRANSFORMATION DU pH EN NOMBRE D'IONS H ⁺ (Acid1)	98
TABLEAU 6.3 :	PRODUCTION D'ACIDE POUR ESSAIS Acid1, Acid2 ET Acid3 ...	98
TABLEAU 6.4 :	EFFET DU MATÉRIAU DE L'ANODE.....	100
TABLEAU 6.5 :	EFFET DE L'ACIDE DE CONTRÔLE (SOL DE COATICOOK)	101
TABLEAU 6.6 :	INFLUENCE DU SOL SUR L'EFFICACITÉ FARADIQUE (SOL D'ASCOT).....	105
TABLEAU 6.7 :	EFFET DE LA MIGRATION SUR LA SOLUBILISATION DES MÉTAUX.....	110
TABLEAU 6.8 :	POSITION DU FRONT ACIDE	117
TABLEAU 6.9 :	AVANCÉ DU FRONT ACIDE.....	120
TABLEAU 6.10 :	SPÉCIATION DES MÉTAUX À LA FIN DE L'ESSAI CC1	122
TABLEAU 6.11 :	SPÉCIATION DU PLOMB À LA FIN DE L'ESSAI CC5	124
TABLEAU 6.12 :	SPÉCIATION DES MÉTAUX À LA FIN DE L'ESSAI CC9	126
TABLEAU 6.13 :	SPÉCIATION DU ZINC À LA FIN DE L'ESSAI MP16	127
TABLEAU 6.14 :	RÉSULTATS DES ESSAIS CC1 ET CC8.....	128
TABLEAU 6.15 :	EFFETS DE LA PRÉ-ACIDIFICATION SUR LE SOL #1b	130
TABLEAU 6.16 :	EFFETS DE LA PRÉ-ACIDIFICATION SUR LE SOL #2	130
TABLEAU 6.17 :	EFFETS DE LA PRÉ-ACIDIFICATION SUR LE SOL #3b	131
TABLEAU 6.18 :	EFFETS DE LA PRÉ-ACIDIFICATION SUR LE SOL #6	132
TABLEAU 6.19 :	INFLUENCE DE LA GRANULOMÉTRIE SUR LA SORPTION DES MÉTAUX DANS LA PHASE ÉCHANGEABLE	136
TABLEAU 6.20 :	MIGRATION ÉLECTRIQUE DANS UNE SOLUTION UNIFORME..	140
TABLEAU 6.21 :	INFLUENCE DE LA TORTUOSITÉ SUR LE FLUX	145
TABLEAU 6.22 :	INFLUENCE DE LA TORTUOSITÉ SUR LE MOUVEMENT.....	145
TABLEAU 6.23 :	CALCUL DE LA SATURATION VOLUMÉTRIQUE	146
TABLEAU 6.24 :	CALCUL DE LA CONDUCTIVITÉ DU SOL	147
TABLEAU 6.25 :	CALCUL DE LA TORTUOSITÉ DU SOL	147
TABLEAU 6.26 :	SOMMAIRE DES CARACTÉRISTIQUES EXPÉRIMENTALES	149
TABLEAU 6.27 :	SOMMAIRE DU RÉSULTAT DES ESSAIS.....	150
TABLEAU 6.28 :	EFFETS DE LA DIFFUSION DANS LES ESSAIS B1, B4 ET B5....	156
TABLEAU 6.29 :	K _e LES PLUS IMPORTANTS MESURÉS	158

TABLEAU 6.30 :	MIGRATION ÉLECTRIQUE VERSUS DÉBIT ÉLECTRO-OSMOTIQUE.....	159
TABLEAU 7.1 :	ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX VITESSES DE TRAITEMENT.....	163
TABLEAU 7.2 :	ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX GÉOMÉTRIES DE TRAITEMENT.....	164
TABLEAU 7.3 :	ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX VITESSES DE TRAITEMENT.....	165
TABLEAU 7.4 :	ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX GÉOMÉTRIES DE TRAITEMENT.....	166
TABLEAU 7.5 :	CARACTÉRISTIQUES DES EXPÉRIENCES B1 ET B12.....	169
TABLEAU 7.6 :	INFLUENCE DE LA RÉSISTIVITÉ SUR LES PARAMÈTRES DE TRAITEMENT.....	169
TABLEAU 7.7 :	ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE.....	171
TABLEAU 7.8 :	CONDITIONS INITIALES ET ÉLÉMENTS DU TRAITEMENT (CC1 À CC4).....	172
TABLEAU 7.9 :	PARAMÈTRES DE TRAITEMENT ET CONDITIONS FINALES (CC1 À CC4).....	173
TABLEAU 7.10 :	PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS POUR LE SOL #1.....	174
TABLEAU 7.11 :	ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE.....	176
TABLEAU 7.12 :	CONTAMINATION CONSIDÉRÉE NONDÉSORBABLE DANS LE SOL #1a.....	176
TABLEAU 7.13 :	CONDITIONS INITIALES ET ÉLÉMENTS DU TRAITEMENT (CC5 À CC7).....	177
TABLEAU 7.14 :	PARAMÈTRES DE TRAITEMENT ET CONDITIONS FINALES (CC5 À CC7).....	178
TABLEAU 7.15 :	PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS POUR LE SOL #2.....	178
TABLEAU 7.16 :	ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE.....	179
TABLEAU 7.17 :	CONDITIONS INITIALES ET ÉLÉMENTS DU TRAITEMENT (CC8 À CC12).....	181
TABLEAU 7.18 :	PARAMÈTRES DE TRAITEMENT ET CONDITIONS FINALES (CC8 À CC12).....	182
TABLEAU 7.19 :	PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS POUR LE SOL #3.....	183
TABLEAU 7.20 :	ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE.....	184
TABLEAU 7.21 :	CONTAMINATION CONSIDÉRÉE NONDÉSORBABLE DANS LE SOL #3.....	184
TABLEAU 7.22 :	PARAMÈTRE DE TRAITEMENT POUR 95% D'EXTRACTION EN FONCTION DE LA PRÉACIDIFICATION.....	187
TABLEAU 7.23 :	FACTEURS INFLUENCANTS LE PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS.....	190
TABLEAU 7.24 :	FACTEURS INFLUENCANTS LA QUANTITÉ DE MÉTAUX NON-DÉSORBABLES.....	191
TABLEAU 8.1 :	RÉSULTATS DE TRAITEMENT EN COUCHE MINCE DE 3 cm....	194
TABLEAU 8.2 :	RÉSULTATS DE TRAITEMENT EN COUCHE MINCE DE 5 cm....	196
TABLEAU 8.3 :	EFFET DE LA LONGUEUR DU SOL SUR LA CONSOMMATION D'ÉNERGIE.....	200

TABLEAU 8.4 :	RÉSULTATS DE TRAITEMENT EN COUCHE MINCE DU SOL D'ASCOT CONTAMINÉ AU ZINC.....	200
TABLEAU 8.5 :	CONTAMINATION ET CONDITIONS INITIALES DU SOL #6.....	202
TABLEAU 8.6 :	RÉSULTATS DE TRAITEMENT DU SOL #6 EN COUCHE MINCE	203
TABLEAU 8.7 :	ANALYSE DES PARAMÈTRES DE TRAITEMENT SUR LE SOL #6	205
TABLEAU 8.8 :	COÛTS DE TRAITEMENT DU SOL #6 EN COUCHE MINCE.....	207
TABLEAU 8.9 :	ÉVALUATION DE LA PERTE D'ACIDE AVEC UN CHARGEMENT DE 1 kPa	209
TABLEAU 8.10 :	ÉVALUATION DE LA PRODUCTION DE GAZ.....	212
TABLEAU 8.11 :	EFFICACITÉ D'ÉVACUATION DES GAZ.....	214
TABLEAU A.1 :	SURFACE SPÉCIFIQUE DES COMPOSÉS DES SOLS.....	234
TABLEAU C.1 :	PARAMÈTRES DES SIMULATIONS POUR LE CALIBRAGE DU MODÈLE MiDi	246
TABLEAU C.2 :	PARAMÈTRES DES SIMULATIONS D'INTÉROGATION DU MODÈLE MiDi	259
TABLEAU C.3 :	PARAMÈTRES DES SIMULATIONS D'INTÉROGATION DU MODÈLE MiDi	270
TABLEAU D.1 :	CARACTÉRISTIQUES DES ESSAIS D'ACIDIFICATION	279
TABLEAU D.2 :	SOMMAIRE DE LA PRODUCTION D'ACIDE POUR TOUS LES ESSAIS	279
TABLEAU D.3 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid1)	281
TABLEAU D.4 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid2)	281
TABLEAU D.5 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid3)	281
TABLEAU D.6 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid6)	281
TABLEAU D.7 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid4)	282
TABLEAU D.8 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid5)	282
TABLEAU D.9 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid7)	282
TABLEAU D.10 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid8)	283
TABLEAU D.11 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid9)	283
TABLEAU D.12 :	CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid10)	283
TABLEAU E.1 :	RÉSUMÉ DE L'ENSEMBLE DES ESSAIS B [BEAULIEU, 1995]	285
TABLEAU E.2 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES AINSI QUE LA SORPTION DE L'ESSAI B1	286
TABLEAU E.3 :	BILAN DE MASSE POUR LE PLOMB DE L'ESSAI B1	287
TABLEAU E.4 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI B1	288
TABLEAU E.5 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES AINSI QUE LA SORPTION DE L'ESSAI B3	292
TABLEAU E.6 :	BILAN DE MASSE POUR LE PLOMB DE L'ESSAI B3.....	293
TABLEAU E.7 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI B3	294
TABLEAU E.8 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES AINSI QUE LA SORPTION DE L'ESSAI B4	298
TABLEAU E.9 :	BILAN DE MASSE POUR LE PLOMB DE L'ESSAI B4.....	299
TABLEAU E.10 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI B4	300

TABLEAU E.11 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES AINSI QUE LA SORPTION DE L'ESSAI B5	304
TABLEAU E.12 :	BILAN DE MASSE POUR LE PLOMB DE L'ESSAI B5.....	305
TABLEAU E.13 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI B5	306
TABLEAU E.14 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES AINSI QUE LA SORPTION DE L'ESSAI B6	310
TABLEAU E.15 :	BILAN DE MASSE POUR LE PLOMB DE L'ESSAI B6.....	311
TABLEAU E.16 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI B6	312
TABLEAU E.17 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES AINSI QUE LA SORPTION DE L'ESSAI B8	316
TABLEAU E.18 :	BILAN DE MASSE POUR LE PLOMB DE L'ESSAI B8.....	317
TABLEAU E.19 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI B8	318
TABLEAU E.20 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES AINSI QUE LA SORPTION DE L'ESSAI B12	322
TABLEAU E.21 :	BILAN DE MASSE POUR LE PLOMB DE L'ESSAI B12.....	323
TABLEAU E.22 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI B12	324
TABLEAU F.1 :	RÉSUMÉ DE L'ENSEMBLE DES ESSAIS CC.....	329
TABLEAU F.2 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE CUIVRE TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC1	330
TABLEAU F.3 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC1.....	331
TABLEAU F.4 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC1	332
TABLEAU F.5 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC1	332
TABLEAU F.6 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC1	333
TABLEAU F.7 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC1.....	334
TABLEAU F.8 :	SUITE DU TABLEAU F.7 ; VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC1	335
TABLEAU F.9 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE CUIVRE TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC2	339
TABLEAU F.10 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC2.....	340
TABLEAU F.11 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC2	341
TABLEAU F.12 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC2	341
TABLEAU F.13 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC2	342
TABLEAU F.14 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC2.....	343

TABLEAU F.15 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE CUIVRE TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC3	347
TABLEAU F.16 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC3.....	348
TABLEAU F.17 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC3	349
TABLEAU F.18 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC3	349
TABLEAU F.19 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC3	350
TABLEAU F.20 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC3.....	351
TABLEAU F.21 :	SUITE DU TABLEAU F.7 ; VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC3	352
TABLEAU F.22 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE CUIVRE TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC4	356
TABLEAU F.23 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON pH, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC4.....	357
TABLEAU F.24 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC4	358
TABLEAU F.25 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC4	358
TABLEAU F.26 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC4	359
TABLEAU F.27 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC4.....	360
TABLEAU F.28 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC5	364
TABLEAU F.29 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC5	365
TABLEAU F.30 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC5.....	366
TABLEAU F.31 :	SUITE DU TABLEAU F.30 ; VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC5	367
TABLEAU F.32 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC6	371
TABLEAU F.33 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC6	372
TABLEAU F.34 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC6.....	373
TABLEAU F.35 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE PLOMB TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC7	377
TABLEAU F.36 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC7	378
TABLEAU F.37 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC7.....	379
TABLEAU F.38 :	SUITE DU TABLEAU F.30 ; VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC7	380

TABLEAU F.39 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE CADMIUM TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC8	384
TABLEAU F.40 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR LE CUIVRE, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC8	385
TABLEAU F.41 :	BILAN DE MASSE DU CADMIUM POUR L'ESSAI CC8	386
TABLEAU F.42 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC8	386
TABLEAU F.43 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC8	387
TABLEAU F.44 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC8	387
TABLEAU F.45 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC8	388
TABLEAU F.46 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE CADMIUM TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC9	392
TABLEAU F.47 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR LE CUIVRE, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC9	393
TABLEAU F.48 :	BILAN DE MASSE DU CADMIUM POUR L'ESSAI CC9	394
TABLEAU F.49 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC9	394
TABLEAU F.50 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC9	395
TABLEAU F.51 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC9	395
TABLEAU F.52 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC9	396
TABLEAU F.53 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE CADMIUM TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC10	400
TABLEAU F.54 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR LE CUIVRE, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC10	401
TABLEAU F.55 :	BILAN DE MASSE DU CADMIUM POUR L'ESSAI CC10	402
TABLEAU F.56 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC10	402
TABLEAU F.57 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC10	403
TABLEAU F.58 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC10	403
TABLEAU F.59 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC10	404
TABLEAU F.60 :	SUITE DU TABLEAU F59 ; VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC10	405
TABLEAU F.61 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE CADMIUM TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC11	409
TABLEAU F.62 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR LE CUIVRE, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC11	410
TABLEAU F.63 :	BILAN DE MASSE DU CADMIUM POUR L'ESSAI CC11	411
TABLEAU F.64 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC11	411
TABLEAU F.65 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC11	412
TABLEAU F.66 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC11	412
TABLEAU F.67 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC11	413

TABLEAU F.68 :	SUITE DU TABLEAU F59 ; VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC11	414
TABLEAU F.69 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR SA TENEUR EN EAU, SON PH, LE CADMIUM TOTAL ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC12	418
TABLEAU F.70 :	CARACTÉRISATION DU SOL POUR LE CUIVRE, LE PLOMB ET LE ZINC TOTAUX ET DANS L'EAU DES PORES DE L'ESSAI CC12	419
TABLEAU F.71 :	BILAN DE MASSE DU CADMIUM POUR L'ESSAI CC12.....	420
TABLEAU F.72 :	BILAN DE MASSE DU CUIVRE POUR L'ESSAI CC12	420
TABLEAU F.73 :	BILAN DE MASSE DU PLOMB POUR L'ESSAI CC12	421
TABLEAU F.74 :	BILAN DE MASSE DU ZINC POUR L'ESSAI CC12	421
TABLEAU F.75 :	VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC12.....	422
TABLEAU F.76 :	SUITE DU TABLEAU F59 ; VARIATION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE ET DE LA SOLUTION CATHODIQUE DURANT L'ESSAI CC12	423
TABLEAU G.1 :	RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COUCHE MINCE SUR LE SOL D'ASCOT	428
TABLEAU G.2 :	RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COUCHE MINCE SUR LE SOL #6	429
TABLEAU G.3 :	RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES ESSAIS LIÉS À LA PRODUCTION ET À L'ÉVACUATION DU GAZ.....	430
TABLEAU G.4 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP1 ..	431
TABLEAU G.5 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP1	432
TABLEAU G.6 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP2 ..	433
TABLEAU G.7 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP2	434
TABLEAU G.8 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP3 ..	435
TABLEAU G.9 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP3	436
TABLEAU G.10 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP4 ..	437
TABLEAU G.11 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP4	438
TABLEAU G.12 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP5 ..	439
TABLEAU G.13 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP5	440
TABLEAU G.14 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP6 ..	441
TABLEAU G.15 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP6	442
TABLEAU G.16 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP7 ..	443
TABLEAU G.17 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP7	444
TABLEAU G.18 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP8 ..	445
TABLEAU G.19 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP8	446
TABLEAU G.20 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP9 ..	447
TABLEAU G.21 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP9	448

TABLEAU G.22 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP10	449
TABLEAU G.23 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP10	450
TABLEAU G.24 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP11	451
TABLEAU G.25 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP11	452
TABLEAU G.26 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP12	453
TABLEAU G.27 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP12	454
TABLEAU G.28 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP13	455
TABLEAU G.29 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP13	456
TABLEAU G.30 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP14	457
TABLEAU G.31 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP14	458
TABLEAU G.32 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP15	459
TABLEAU G.33 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP15	460
TABLEAU G.34 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP16	461
TABLEAU G.35 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP16	462
TABLEAU G.36 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP17	463
TABLEAU G.37 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP17	464
TABLEAU G.38 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP18	465
TABLEAU G.39 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP18	466
TABLEAU G.40 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP19	467
TABLEAU G.41 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP19	468
TABLEAU G.42 :	CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP20	469
TABLEAU G.43 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP20	470
TABLEAU G.44 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP21	471
TABLEAU G.45 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP22	472
TABLEAU G.46 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP23	473
TABLEAU G.47 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP24	474
TABLEAU G.48 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP25	475
TABLEAU G.49 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI GS1	476
TABLEAU G.50 :	ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI GS2	477

LISTE DES SYMBOLES
(par ordre d'apparition)

e	Charge d'un électron	p. 16	k_h	Conductivité hydraulique	p. 23
z	Valence d'un ion	p. 16	i	Gradient hydraulique	p. 23
K_d	Coefficient de distribution	p. 18	A	Surface	p. 23
K_p	Coefficient de partition	p. 18	F	Constante de Faraday	p. 27
R_d	Coefficient de retardement	p. 21	R	Constante des gaz	p. 27
θ	Saturation volumétrique	p. 21	T	Température	p. 27
n	Porosité	p. 21	κ	Conductivité électrique	p. 29
S_r	Saturation	p. 21	ρ	Résistivité électrique	p. 29
N	Flux	p. 22	τ	Tortuosité	p. 30
μ	Mobilité électrique	p. 22	k_e	Conductivité électro-osmotique	p. 33
c	Concentration	p. 22	mg/kg	ppm dans le sol	p. 43
∇	Gradient	p. 22	mg/L	ppm dans un liquide	p. 43
ϕ et V	Voltage	p. 22	w	Teneur en eau	p. 65
D	Coefficient de diffusion	p. 22	s.v.	solides volatils	p. 65
v	vitesse	p. 22	\bar{S}	Paramètre de solubilisation	p. 109
Q	débit	p. 23	T	Paramètre de transport	p. 148

1. INTRODUCTION

1.1 La problématique

Les sols, avec l'eau et l'air, forment un des supports primordiaux à la vie sur la terre. Ils constituent, en quelque sorte, une des bases de la chaîne trophique dont nous sommes tous dépendants. Leur contamination par des métaux lourds est, en général et en particulier, une menace insidieuse à notre société contemporaine. Cette menace est sérieuse surtout lorsque l'on considère que certains historiens attribuent la chute de l'empire romain au saturnisme [CHAMBERS, 1963].

Un processus de fermeture et de démantèlement de complexes industriels vétustes s'est amorcé au cours des dernières décennies. À titre d'exemple, entre 1984 et 1990 approximativement vingt pour cent des installations industrielles existantes au pays ont été fermées pour des raisons économiques [POLITIQUE DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS, MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1990]. En cours de production, certains de ces complexes industriels ont utilisé ou généré, pendant plusieurs années, des métaux lourds. À la suite de rejets liés aux opérations journalières, de déversements accidentels ou de leur enfouissement pur et simple dans les cours d'usines, ces métaux ont pu contaminer les sols et l'eau souterraine environnants. Contrairement aux contaminants organiques, les métaux lourds ne peuvent être dégradés et ils restent dans les sols tant et aussi longtemps qu'ils ne sont pas extraits. La circulation de l'eau souterraine et la diffusion peuvent diluer la concentration des métaux lourds dans le sol mais la quantité totale reste la même.

Encore aujourd'hui, la réhabilitation des terrains contaminés aux métaux lourds nécessite l'excavation et le transport des sols vers des sites spécifiquement conçus à cet effet. Cette façon de faire implique des coûts considérables et mobilise des espaces qui autrement auraient pu servir à d'autres fins. Surtout, cette démarche ne règle pas le problème de façon définitive, elle ne fait que le déplacer pour qu'il soit peut-être réglé plus tard.

Dans sa politique sur la réhabilitation des terrains contaminés le ministère de l'Environnement du Québec (1990) avançait, entre autres, les lignes directrices suivantes :

- Il est souhaitable de permettre la récupération d'anciens terrains industriels dans la mesure où la qualité du sol et de l'eau souterraine devient compatible avec les usages projetés.

- Avant d'être réutilisé, un terrain devra, s'il y a lieu, être décontaminé.
- Les sols contaminés devront être traités, enfouis ou confinés de façon sécuritaire ;
 - Le Ministère privilégie des solutions définitives plutôt que des solutions transitoires;
 - Les promoteurs seront incités à utiliser des technologies de traitement pour décontaminer les sols.

Les sols fins contaminés par des métaux lourds sont particulièrement problématiques à remédier. Leur faible conductivité hydraulique limite la vitesse d'écoulement des solutions qui visent à désorber et à extraire les métaux lourds. De plus, ces sols possèdent une surface spécifique et une densité de charge en surface élevées qui immobilisent, par sorption, une quantité non négligeable de contaminant ionique tels les métaux lourds. Une des technologies prometteuses pour extraire les métaux est l'électrocinétique [PROBSTEIN et coll., 1993 ; BERKLEY, 1993]. Cette technologie adresse les deux problèmes à résoudre pour décontaminer les sols fins souillés avec des métaux lourds ; la solubilisation et par la suite l'extraction des métaux lourds.

1.2 L'électrocinétique

L'électrocinétique est définie dans le dictionnaire comme étant l'étude des courants électriques. Pour être rigoureux, il faudrait toujours spécifier qu'il s'agit de l'électrocinétique appliquée au sol. Comme les sols sont au cœur des travaux discutés ici, la prémisse implicite que l'électrocinétique est appliquée au sol est faite.

Il existe quatre phénomènes relatifs à l'électrocinétique appliquée aux sols comme défini par Shaw (1980) :

Électrophorèse : Mouvement d'une particule chargée et des substances qui y sont attachées dans un liquide stationnaire lors de l'application d'un champ électrique.

Électro-osmose : Mouvement d'un liquide par rapport à une surface chargée immobile lors de l'application d'un champ électrique.

Potentiel de sédimentation : Champ électrique créé lorsque des particules chargées se déplacent dans un liquide stationnaire (réciproque de l'électrophorèse).

Potentiel d'écoulement : Champ électrique créé lorsqu'un liquide s'écoule le long d'une surface immobile et chargée (réciproque de l'électro-osmose).

Aux définitions de Shaw (1980), il faut ajouter celle de la migration électrique qui correspond au mouvement des ions présents dans l'eau interstitielle du sol qui se déplacent lors de l'application d'un champ électrique [NEWMAN, 1991 ; BARD et FAULKNER, 1983].

La décontamination des sols par électrocinétique consiste à appliquer, à l'aide d'électrodes, une différence de potentiel électrique à un sol dans le but d'extraire les métaux lourds. Comme les composantes solides des sols ont généralement une résistivité électrique très élevée, le courant est essentiellement transporté par les ions en solution dans l'eau des pores. La première partie du circuit de décontamination consiste en un système électrique dans lequel le courant voyage sous une forme électronique (i.e. fil de cuivre). La deuxième partie est constituée par le sol, dans lequel le courant est transporté par les ions contenus dans l'eau des pores. Le passage d'une forme de transport du courant à une autre se fait par les électrodes.

A l'électrode positive, l'anode, une réaction électrochimique importante pour la décontamination des sols par électrocinétique se produit : l'électrolyse de l'eau. L'eau y est oxydée, ce qui produit des ions H^+ et de l'oxygène gazeux. Les ions H^+ sont transportés, principalement par migration électrique, vers la cathode ce qui les entraîne dans le sol. Il en résulte un front acide qui progresse dans le sol de l'anode vers la cathode. Lorsqu'ils sont solubilisés, les métaux lourds sont généralement chargés positivement ce qui les entraîne, tout comme les ions H^+ , vers l'électrode négative, la cathode. Toutefois, plus de 90% des métaux lourds sont généralement immobilisés dans le sol sous une forme dans laquelle ils ne peuvent être extraits par le champ électrique. Le front acide qui progresse de l'anode vers la cathode engendre la solubilisation des métaux lourds ce qui permet, par la suite, de les extraire par migration électrique.

À la cathode, une autre réaction électrochimique importante prend place. C'est encore l'électrolyse de l'eau, mais cette fois, l'eau est réduite ce qui produit des ions OH^- et de l'hydrogène gazeux. Les ions OH^- , malgré le débit électro-osmotique généralement de l'anode

vers la cathode, pénètrent le sol par migration électrique vers le pôle positif : l'anode. Quand les métaux lourds, solubilisés par le front acide, entrent en contact avec les ions hydroxyde (OH^-), ils précipitent sous forme de sels d'hydroxyde ce qui les immobilisent à nouveau dans le sol. De plus, les ions H^+ et OH^- réagissent ensemble pour former de l'eau ce qui neutralise l'avancée du front acide et du front basique. Avec les résultats d'expérimentations et de modélisations un certain consensus s'est fait à l'idée que la constitution des solutions en contact avec les électrodes doit être contrôlée pour permettre l'extraction complète des métaux lourds [ALSHAWABKEH et coll., 1996 ; CLARKE et coll., 1995 ; JACOBS et coll., 1994].

1.3 Les objectifs

Jusqu'à maintenant, les recherches en décontamination électrocinétique se sont surtout concentrées sur des sols fins (silt et kaolinite) artificiellement contaminés en laboratoire. Les objectifs de ces recherches étaient de démontrer que la méthode peut effectivement extraire les métaux lourds des sols et d'identifier les mécanismes les plus importants du processus. Ces objectifs ont été rencontrés avec des taux d'extraction des métaux lourds qui ont parfois atteint plus de 95% [BEAUREGARD, 1996 ; MATHIEU, 1996 ; BEAULIEU 1995 ; COUTURE, 1994] et par l'identification des principaux mécanismes de traitement, soit l'acidification du sol pour désorber les métaux lourds [HAMED et coll., 1991] et la migration électrique pour les transporter hors du sol [CLARKE et coll., 1995]. Enfin, il a aussi été établi qu'il est nécessaire d'avoir un contrôle du pH à la cathode pour décontaminer les sols [ETHIER, 1993 ; HAMED et coll., 1991].

La méthode de décontamination des sols par électrocinétique a fait ses premières preuves mais elle doit encore être étudiée, avant qu'elle puisse être utilisée à grande échelle. Un cadre rationnel doit être développé pour que la décontamination électrocinétique puisse être planifiée, réalisée et analysée par rapport à des paramètres de traitement quantifiables qui tiennent compte des données de caractérisation des sols à traiter. Enfin, l'utilisation de paramètres de traitement mesurables amène naturellement la notion d'optimisation du traitement.

L'objectif premier de la recherche est pragmatique et consiste à développer et optimiser une technologie pour décontaminer les sols pollués aux métaux lourds par des activités industrielles en utilisant un procédé électrocinétique. Avec les travaux de Beauregard (1996) et de Mathieu (1996), réalisés simultanément avec ceux présentés ici, le traitement de sols industriels par procédé électrocinétique constitue une contribution à l'état des connaissances puisque jusqu'à maintenant seul les résultats de décontaminations faits sur des sols artificiellement contaminés

en laboratoires ont été publiés. Les autres éléments qui constituent une contribution à l'état des connaissances sont en italique dans les objectifs présentés ci-dessous.

L'objectif principal de traitement des sols industriels par électrocinétique sous-tend des objectifs secondaires qui peuvent être divisés en quatre. D'abord, il y a la caractérisation des sols pour connaître l'état initial des métaux lourds avant même les décontaminer (voir 1.3.1). En second lieu, il faut adresser la problématique de la solubilisation des métaux lourds (voir 1.3.2). Ensuite, il faut étudier les mécanismes de transport des contaminants (voir 1.3.3). Enfin, il y a les considérations pratiques sur la réalisation et l'optimisation du traitement qui doivent être étudiées (voir 1.3.4).

1.3.1 Caractérisation des sols industriels

Le champ électrique permet d'extraire les métaux qui sont sous forme ionique dans l'eau des pores ou dans la partie mobile de la double couche des sols. Cependant, les métaux lourds peuvent être présents sous plusieurs formes sur lesquelles le champ électrique n'a pas d'effet. Ces formes incluent les métaux adsorbés au sol dans la partie immobile de la double couche (couche de Stern), ceux qui sont précipités (carbonates, sulfates, hydroxyde, etc.), ceux qui sont complexés de telle façon qu'aucune charge électrique ne résulte, ceux qui sont sous formes métalliques ou enfin ceux qui sont imbriqués à même le réseau cristallin des sols.

Les sols pollués aux métaux lourds doivent d'abord être adéquatement caractérisés afin d'identifier les métaux présents ainsi que leurs concentrations. La portion des métaux lourds sorbés dans le sol doit être déterminée afin d'identifier l'acidification requise pour solubiliser les métaux sorbés. D'autres caractéristiques de ces sols doivent aussi être établies comme le pH, la conductivité électrique, la capacité tampon et la teneur en solides volatils pour éventuellement faire des liens entre ces paramètres et le potentiel de décontamination électrocinétique des sols.

1.3.2 Solubilisation des métaux lourds

Une fois l'état initial de la contamination établi, la désorption des métaux lourds doit être examinée. Le principal mécanisme responsable de la solubilisation des métaux dans la décontamination par électrocinétique est l'acidification du sol. Cette acidification provient principalement des protons (H^+) produits par oxydation de l'eau à l'anode. Jusqu'à maintenant, l'efficacité faradique supposée pour la production de protons à l'anode a été de 100%, mais plusieurs autres réactions d'oxydation peuvent se produire à l'anode et entrer en compétition

avec la production d'ions H^+ . Il faut donc *établir l'efficacité faradique du traitement électrocinétique à produire des protons à l'anode et à acidifier le sol*. Il faut aussi en venir à *établir un paramètre qui permet de quantifier la quantité d'acide produit et, par le fait même, la solubilisation des métaux lourds*. *L'évolution de la solubilisation des métaux lourds durant la décontamination doit pouvoir être réalisée et l'état de la contamination résiduelle dans le sol après le traitement doit être établi*. Enfin, la recherche vise à identifier *l'impact des différents acides de contrôle du pH utilisés à la cathode sur l'acidification du sol et la solubilisation des métaux lourds*.

Éventuellement, parce que la solubilisation est souvent un facteur limitant dans les sols industriels, un prétraitement pour faciliter la désorption des métaux lourds durant le traitement peut être envisagé. *La mise au point d'un tel prétraitement, la quantification de son efficacité et de ses conséquences sur la décontamination électrocinétique des sols font également partie des objectifs de la présente recherche*.

1.3.3 Transport des métaux lourds

En termes de transport, l'état des connaissances actuel tend à indiquer que la migration électrique est le principal mécanisme de transport dans la décontamination des sols par électrocinétique. Un des objectifs de la présente recherche est de vérifier cette hypothèse et de déterminer l'importance des autres mécanismes de transport sur le traitement.

La littérature en électrochimie explique assez bien les bases du transport des ions par migration électrique en solution. Cependant, les implications liées au transport par migration électrique ne sont pas bien connues pour les milieux poreux comme les sols. *L'effet de la porosité des sols sur le transport par migration électrique doit être établi*. Aussi, il faut *cerner les effets des interactions qui existent entre les contaminants et le sol sur le transport des métaux lourds et donc sur la décontamination des sols*. Comme pour la solubilisation des métaux, *un paramètre de transport doit être établi afin de pouvoir quantifier le potentiel d'extraction des contaminants dans un traitement*. Une fois établi, ce paramètre deviendra un précieux outil d'analyse pour comparer divers résultats d'essais entre eux.

1.3.4 Considérations pratiques et optimisation

L'application de l'électrocinétique à la décontamination des sols doit tenir compte de plusieurs contraintes tel les coûts et le temps de traitement, le montage physique et les brevets déjà

déposés. La présente recherche a pour objectif de *développer un montage de traitement électrocinétique des sols contaminés par des métaux lourds* qui adresserait toutes les contraintes mentionnées ci-dessus.

1.4 Méthodologie

La méthodologie pour atteindre les objectifs visés est essentiellement basée sur la réalisation d'un programme expérimental en laboratoire ainsi que sur le *développement d'un modèle numérique (MiDi pour Migration – Diffusion) afin d'aider à l'interprétation des comportements observés en laboratoire*. En tout, sept sols différents ont été utilisés dont un contaminé aux métaux lourds en laboratoire et quatre par des activités industrielles. Les sols contaminés ont été caractérisés avant et après la décontamination électrocinétique. Notamment, *la spéciation des métaux lourds a été établie pour les sols à l'aide de la méthode de l'extraction séquentielle sélective (chap. 3)*.

Trois différents montages ont été utilisés pour effectuer les expériences en laboratoire et le premier de ces montages a permis de réaliser 10 essais pour établir l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des ions H^+ à l'anode. Ce montage a également servi à réaliser 12 traitements électrocinétiques sur trois des quatre sols contaminés aux métaux lourds par des activités industrielles. Enfin, les deux autres montages ont permis de réaliser 27 essais afin de mettre au point et de valider une nouvelle méthode de décontamination électrocinétique des sols en couche mince, plus économique en terme d'énergie.

1.5 L'organisation de la thèse

La thèse est divisée en neuf chapitres et le premier présente l'introduction. C'est dans ce chapitre que la problématique des sols contaminés aux métaux lourds est posée et que les objectifs de la thèse sont établis.

Le deuxième chapitre présente l'état des connaissances et une revue de littérature. Par souci de concision, certaines parties de l'état des connaissances ont cependant été reléguées aux annexes A (notions de chimie des sols) et B (chimie des solutions). Le chapitre 2 présente l'état des connaissances sur l'interaction qui existe entre les sols et leur eau interstitielle et aussi, plusieurs notions d'électrochimie. Il présente également l'état des connaissances sur les différents mécanismes de transport rencontrés dans la décontamination des sols par électrocinétique. Les connaissances introduites dans le chapitre 2 et, à un moindre niveau,

dans les annexes A et B sont requises pour avoir en main les outils nécessaires à la compréhension et à l'analyse des résultats présentés dans la thèse. Enfin, le chapitre 2 présente aussi une brève revue de littérature sur la décontamination électrocinétique des sols pollués aux métaux lourds.

Le chapitre 3 décrit les sept différents sols utilisés dans cette étude. La caractérisation de plusieurs paramètres des sols et de l'état initial des métaux lourds a fait l'objet de beaucoup de travail et c'est dans ce chapitre que ces résultats sont présentés. De plus, le chapitre 3 présente une description détaillée des montages et des procédures utilisés pour effectuer les essais. Enfin, les différentes méthodes d'analyse employées sont décrites.

Le chapitre 4 présente les résultats des essais qui, par soucis de concision, sont synthétisés dans des tableaux et des graphiques. Plusieurs paramètres de traitement ainsi que certaines caractéristiques des sols accompagnent les résultats afin de pouvoir faire des liens entre ces différents éléments. Les résultats des essais BD, réalisés pour établir l'efficacité faradique d'un traitement à produire des protons, sont montrés à l'annexe C. L'annexe D résume les données des essais B1, B4, B5, B6, B8 et B12, déjà présentés dans le mémoire de maîtrise de Beaulieu (1995) et réutilisés dans la thèse. L'annexe E introduit les résultats des essais CC réalisés en cellule avec contrôle (chap. 3) sur des sols industriels. Enfin, l'annexe F résume les données obtenues des essais MP où les sols d'Ascot et #6 ont été traités en couche mince.

Le chapitre 5 présente les éléments pris en compte ainsi que l'élaboration du modèle numérique (MiDi) de décontamination des sols par électrocinétique. Ce chapitre montre également comment le calibrage du modèle a été réalisé à partir des résultats expérimentaux. Enfin, le chapitre 5 présente les résultats de diverses simulations réalisées pour comprendre certains phénomènes observés durant les expériences. Les résultats de simulation sont utilisés tout au long de la thèse pour venir appuyer l'analyse des essais de décontamination.

Le chapitre 6 intitulé "Mécanismes d'extraction des métaux" se divise en trois grandes parties. Dans la première partie, les résultats des essais BD sont analysés afin de déterminer l'efficacité faradique du traitement électrocinétique à produire des ions H^+ et à acidifier le sol. Cette efficacité est importante car l'acidification du sol est considérée comme le mécanisme le plus important pour solubiliser les métaux lourds. De plus, plusieurs modèles publiés sur la décontamination des sols par électrocinétique supposent une efficacité faradique de 100% pour

la production de proton à l'anode. Ce point particulier n'a tout simplement pas été étudié jusqu'à maintenant. Les résultats de dix essais réalisés sur deux sols différents sont présentés. On examine l'influence de quatre acides (HNO_3 , HCl , H_2SO_4 , H_3PO_4) pour contrôler le pH à la cathode. Deux matériaux d'anode sont également étudiés pour déterminer et quantifier leur influence.

La deuxième partie du chapitre 6 examine la solubilisation des métaux lourds dans cinq sols. D'abord, un paramètre de solubilisation est proposé en se basant sur l'analyse des résultats faite dans la première partie du chapitre 6. Ensuite, le paramètre de solubilisation est validé en utilisant les résultats expérimentaux de plusieurs expériences. La solubilisation des métaux est étudiée plus en profondeur en utilisant la méthode des extractions séquentielles sélectives (ESS) de Cabral et Lefebvre (1997) et Zagury (1997), elles-mêmes basées sur les méthodes de Yong et coll. (1993) et de Tessier et coll. (1979). Les résultats des extractions séquentielles sélectives réalisées permettent d'établir l'état initial des contaminants dans les sols, la solubilisation des métaux lourds par une préacidification et durant le traitement et enfin, de déterminer l'état des métaux lourds dans les sols décontaminés par électrocinétique.

La dernière partie du chapitre 6 traite du transport des métaux lourds dans les sols. Les différents mécanismes de transport sont définis et décrits, basés sur la littérature en géotechnique environnementale et en électrochimie. On conclut, grâce à certains éléments de compréhension acquis dans l'élaboration du modèle, que le transport par migration électrique implique le remplacement des ions. La théorie, des résultats et une analyse sont présentés pour établir les effets de la porosité du sol sur le transport. On parvient à établir une méthode pour mesurer la tortuosité du sol et son influence sur le mouvement des métaux lourds. Ensuite, un paramètre de transport est proposé et validé par des résultats expérimentaux et de simulation. Enfin, les effets de la diffusion et du débit électro-osmotique sur la décontamination des sols par électrocinétique sont aussi étudiés

Le chapitre 7 présente l'analyse des résultats de décontamination des sols industriels dans la cellule avec contrôle (chap. 3). Dans ce chapitre, on présente l'effet de la vitesse de traitement et de la distance interélectrode sur la consommation d'énergie. On en vient à normaliser la consommation d'énergie par rapport à ces facteurs pour faciliter l'analyse des résultats. Les douze expériences réalisées sur trois sols industriels sont analysées en faisant appel aux paramètres de solubilisation et de transport établis dans le chapitre 6. L'utilisation de ces

paramètres montre que certains essais sont limités par la solubilisation des métaux lourds alors que c'est le transport des contaminants qui limite la décontamination dans d'autres tests. Des résultats de simulation sont présentés pour venir compléter les résultats expérimentaux et montrer le besoin d'avoir un équilibre entre les paramètres de traitement.

Le chapitre 8 couvre les aspects liés au traitement des sols en couche mince. Cette méthode de décontamination des sols a été développée pour diminuer la consommation d'énergie requise pour traiter les sols et aussi pour éviter d'empiéter sur des brevets déjà déposés. Dans le chapitre 8 on adresse certains problèmes liés au choix des milieux poreux et également à l'évacuation des gaz. La méthode est élaborée avec du sol d'Ascot contaminé au plomb et au zinc et avec du sol #6. Une analyse de coût de décontamination en couche mince complète ce chapitre.

Enfin, le chapitre 9 présente les conclusions et les recommandations qui découlent des travaux réalisés dans cette thèse. D'abord, les conclusions obtenues dans chacun des chapitres sont résumées. Ensuite, certaines recommandations et questions pertinentes pour stimuler la suite des travaux de recherche sont suggérées.

Enfin, la figure 1.1 présente un schéma qui résume les différents aspects présentés dans la thèse. Cette figure met en relation les objectifs de la thèse avec les chapitres 5, 6, 7 et 8 où est présentée l'analyse des résultats. De plus, la figure 1.1 vise à situer le lecteur dans la thèse

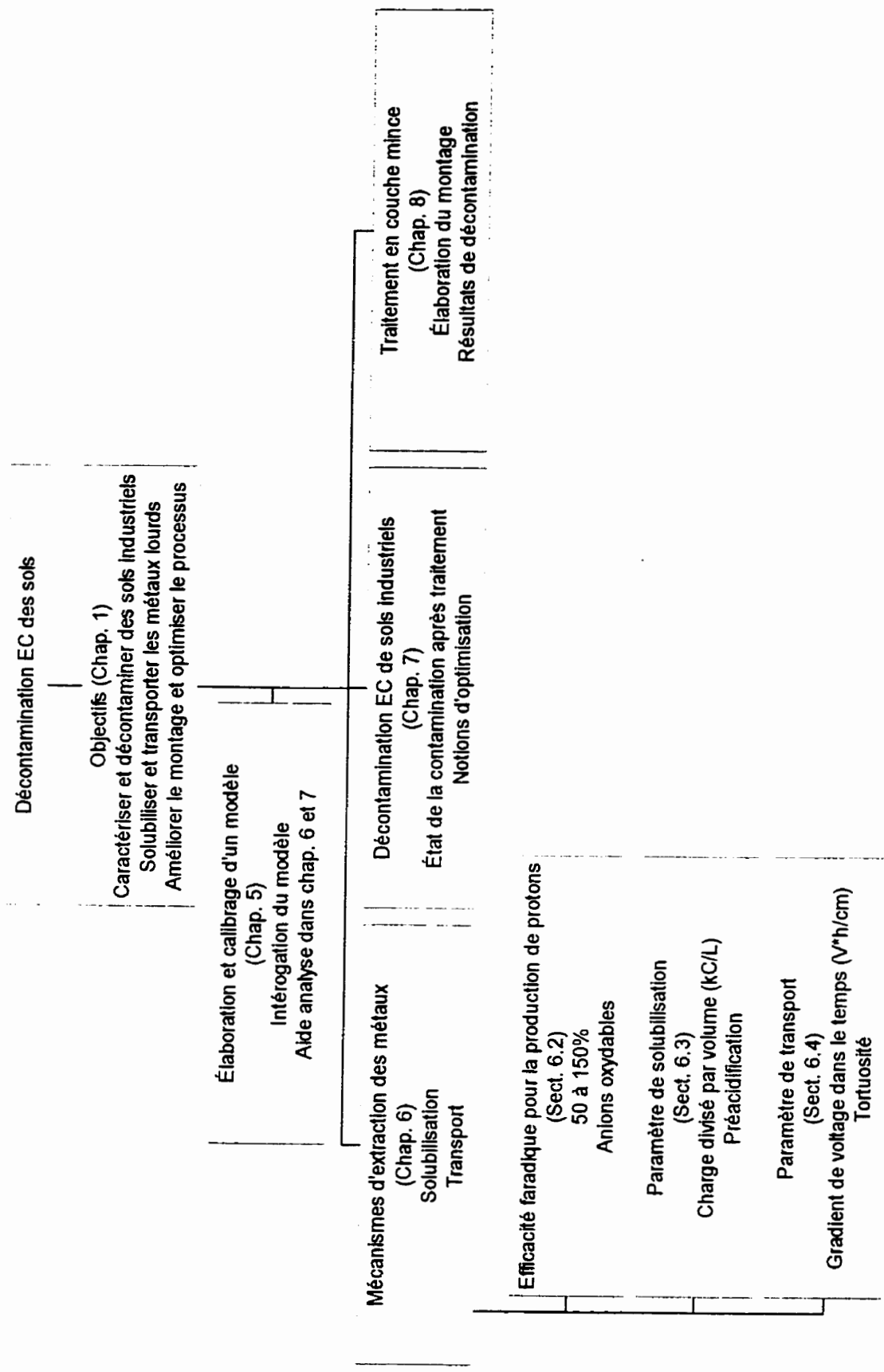


Figure 1.1 : Schéma résumé des aspects présentés dans la thèse

2. ÉTAT DES CONNAISSANCES

2.1 Généralités

Le traitement électrocinétique des sols force l'ingénieur en géotechnique à élargir le champ de ses connaissances. Il doit intégrer à son expertise sur les sols et leurs comportements des notions de chimie et d'électrochimie. Dans cette optique, le présent chapitre introduit certaines de ces notions. Étant donné l'étendue de ces sciences, seuls les points d'intérêt relatifs au cadre de la présente étude sont abordés. Dans le présent chapitre, il y a seulement les concepts de base qui sont présentés. Lorsque nécessaire, des notions plus approfondies sont présentées comme préambule de certains des chapitres subséquents.

La figure 2.1 présente une schématisation des différentes phases et de leur interaction, impliquées dans la décontamination des sols par électrocinétique. D'abord, il y a les constituants du sol (1) et l'eau interstitielle contenue dans les pores du sol (2). L'interaction entre ces deux phases (3) joue un rôle important dans le traitement des sols parce qu'elle est en partie responsable de l'immobilisation des métaux lourds. Les contaminants doivent être présents dans l'eau des pores pour leur extraction. Cette extraction des métaux lourds se fait par les différents mécanismes de transport (4).

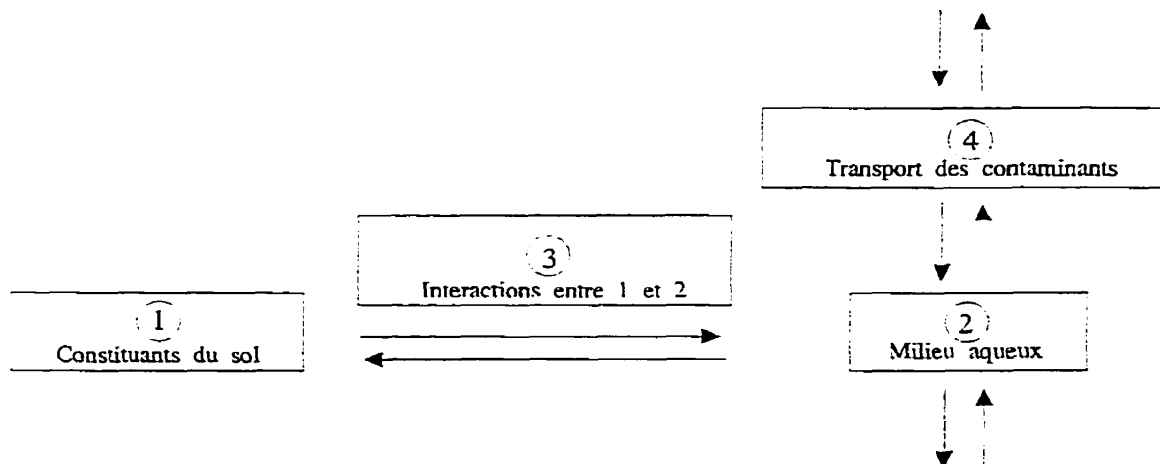


Figure 2.1 : Phénomènes impliqués dans la décontamination électrocinétique des sols [BEAULIEU, 1995]

Les constituants des sols interagissent avec les métaux lourds et les immobilisent dans le sol par sorption. Yong et coll. (1992) affirment que les mécanismes de rétention des métaux lourds dans les sols n'agissent pas de façon exclusive, chacun des mécanismes pouvant être plus ou moins dominant en fonction de l'environnement chimique. Pour cette raison, il peut être difficile de faire la distinction entre l'adsorption non spécifique, l'adsorption spécifique et la précipitation

[YONG et coll., 1992]. Le terme sorption, proposé par Yong et coll. (1992), sera utilisé dans le présent document pour indiquer la fixation de matière sur ou dans le sol.

L'organisation du chapitre 2 est basée sur la figure 2.1 et, par souci de concision, certaines parties de cette dernière ont été placées en annexe. Les notions présentées dans le chapitre 2 concernent les interactions qui existent entre le sol et l'eau des pores ainsi que la sorption des métaux lourds. On introduit aussi les différents mécanismes de transport des métaux lourds en milieux aqueux et la théorie des réactions aux électrodes. Les connaissances pertinentes à la décontamination des sols qui sont liées à la chimie des sols et des solutions sont présentées dans les annexes A et B respectivement. Enfin, une brève revue de la littérature sur la décontamination des sols par électrocinétique est présentée afin de démontrer la pertinence des travaux réalisés et présentés dans la thèse.

2.2 Interactions sol - fluide interstitiel et sorption des métaux lourds

2.2.1 Forces et énergie impliquées dans la sorption

La principale force impliquée dans la sorption des métaux lourds dans les sols est la force électromagnétique [YONG et coll., 1992]. Les forces nucléaires et la force de gravitation sont négligeables parce que les distances sont trop grandes et que les masses ne le sont pas assez respectivement.

La loi de Coulomb (éq. 2.1) exprime la force électromagnétique qui s'exerce entre deux particules de charge électrique q_1 et q_2 et distantes de r :

$$F = \frac{1}{4\pi\epsilon_0 D} \frac{q_1 \times q_2}{r^2} \quad (2.1)$$

où: ϵ_0 = la permittivité du vide

D = la constante diélectrique

L'énergie reliée à cette force peut être exprimée par :

$$E = K \frac{q_1 \times q_2}{r} \quad (2.2)$$

où: K = constante de proportionnalité ($9 \times 10^9 \text{ Nm}^2/\text{C}^2$)

La figure 2.2 présente un exemple de la force et de l'énergie reliées à l'interaction qui se produit entre deux charges dans un solide.

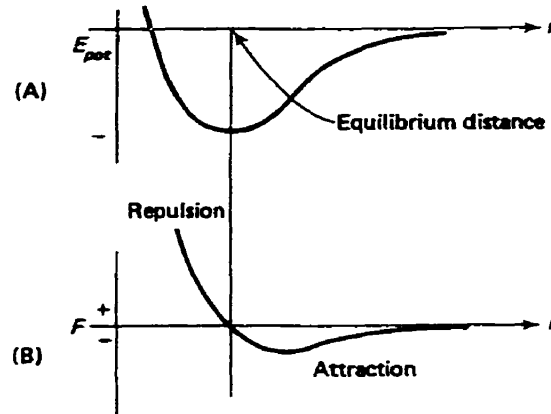


Figure 2.2 : Force (b) et énergie potentielle (a) en fonction de la distance pour un solide [SWARTZ et GOLDFARB, 1974]

On sait que, de façon générale, le comportement de la sorption des métaux lourds dans le sol donne lieu à un puits d'énergie (fig. 2.2(a)). Ce que l'on ne connaît pas c'est la forme et la profondeur du puits ou, en d'autres mots, l'énergie de liaison.

On tire de l'équation 2.1, toutes choses étant égales par ailleurs, que plus la valence d'un cation est grande et plus son pouvoir de déplacement est grand d'une part, et plus il est difficile à déplacer d'autre part [YONG et coll., 1992 ; RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. Les ions en solution s'associent aux molécules d'eau par attraction électrostatique et ponts hydrogènes; on dit alors qu'ils sont hydratés (section B.4). Ainsi en présence d'eau, la charge des ions est partiellement neutralisée par celle des molécules d'eau voisines. Cette hydratation peut, dans certains cas, diminuer la force d'attraction entre les ions et la surface des sols (éq. 2.1).

La sorption des métaux lourds dans les sols peut se faire par adsorption ou par précipitation. L'adsorption, c'est la rétention des métaux lourds à la surface des composants solides du sol. On distingue deux différents types d'adsorption : l'adsorption non spécifique et l'adsorption spécifique (annexe A).

L'adsorption non spécifique est de nature relativement faible [EVANS, 1989]. En raison de cette faible liaison, les cations adsorbés peuvent être facilement remplacés ou échangés par d'autres cations [EVANS, 1989]. Un cation est adsorbé de façon non spécifique ou non sélective lorsque sa liaison avec la surface négative d'un sol n'entraîne pas la perte de son eau d'hydratation.

[EVANS, 1989]. Evans (1989) affirme que le processus d'échange cationique est rapide et facilement réversible.

L'autre mécanisme d'adsorption d'ions implique une réaction avec des liens de type covalent ou ionique et une énergie d'activation plus importante que pour l'adsorption nonspécifique. On parle alors d'adsorption spécifique, de chimisorption ou d'échange de ligands. Dans le cas de l'adsorption spécifique, la désorption peut être difficile à effectuer. Sur le type de surface "charge variable" (annexe A) l'adsorption spécifique est particulièrement importante pour les métaux qui s'hydrolysent facilement et pour les métaux qui forment des oxyanions comme le chromate (CrO_4^{2-}) [EVANS, 1989].

2.2.2 Notions de double couche

Autour d'une particule chargée négativement (annexe A), plongée dans une solution d'électrolyte, les anions et les cations se distribuent dans un certain espace, formant un nuage d'ions, dont la structure dépend de la densité de charge de la particule, de la nature des ions, de la température et de la concentration en électrolytes. On appelle cet ensemble la double couche diffuse. La couche interne est représentée par les charges négatives appartenant à la particule, la couche externe par le nuage d'ions qui entoure et neutralise les charges de la première couche. L'ensemble est neutre; les charges négatives portées par la particule sont exactement compensées par les charges positives des cations du nuage. La tendance des cations du nuage à diffuser vers l'eau libre des pores s'oppose à l'attraction électrostatique des particules de sol. Le résultat de ces forces opposées engendre la distribution des cations et des anions montrée à la figure 2.3 [MITCHELL, 1976].

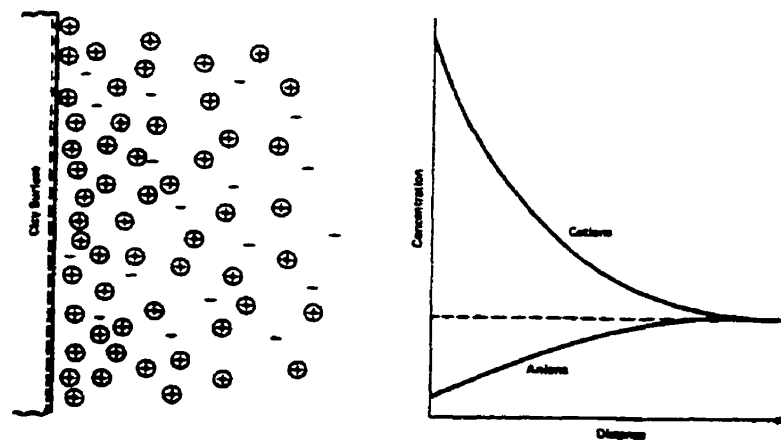


Figure 2.3 : Distribution des ions adjacents à une surface d'argile [MITCHELL, 1976]

La double couche diffuse est sensible à la variation de la densité de charge à la surface des particules de sol, à la concentration des électrolytes dans l'eau des pores et à leur valence, à la constante diélectrique du milieu et à la température. Une indication de l'influence de ces variables sur la double couche diffuse peut être considérée en termes d'épaisseur de cette dernière. L'épaisseur de la double couche peut être exprimée par la relation [MITCHELL, 1976]:

$$\frac{1}{\kappa} = \left(\frac{DkT}{8\pi N_o e^2 z^2} \right)^{1/2} \quad (2.3)$$

où :

(1/κ) : épaisseur de la double couche ;

N_o : concentration ionique ;

D : constante diélectrique ;

e : charge d'un électron (1,6 x 10⁻¹⁹ C)

k : constante de Boltzmann (1,38 x 10⁻²³ J / K) ;

z : valence des ions.

T : température en Kelvin ;

De cette relation, on peut déduire que l'épaisseur de la double couche diffuse diminue inversement avec la valence des ions et avec la racine carrée de la concentration. De même, l'épaisseur de la double couche diffuse augmente avec la racine carrée de la constante diélectrique et de la température [MITCHELL, 1976].

Le potentiel zêta (PZ) est une mesure liée à la double couche. Pour une valeur élevée du potentiel zêta, toutes choses étant égales par ailleurs, la double couche sera plus épaisse [MITCHELL, 1976]. Le potentiel zêta (PZ) est défini comme étant le potentiel au plan de cisaillement entre la couche fixe et la couche mobile du fluide [ADAMSON, 1986 ; CUISSET, 1980]. Comme la localisation exacte du plan de cisaillement est inconnue, Stern, en 1924, proposait de l'approximer par un plan situé à un rayon d'ions hydratés de la surface chargée. En chimie des colloïdes, le potentiel ψ_d au plan Stern est couramment considéré identique au potentiel zêta (ζ), même s'il est en fait très légèrement supérieur en valeur absolue à ce dernier [SHAW, 1980].

Selon Cuisset (1980), il existe trois types d'électrolyte qui agissent différemment sur la double couche diffuse suivant qu'il y a adsorption ou non au niveau de la couche Stern. Il s'agit des électrolytes indifférents (K⁺, Na⁺, Cl⁻) qui n'agissent que sur l'épaisseur de la double couche, des

ions qui font varier le potentiel (H^+ , OH^- , ions du réseau cristallin) et enfin, des ions qui s'adsorbent au niveau de la double couche (ions de valence élevée ou ions organiques). Dans les deux derniers cas le PZ dépend du degré d'adsorption et le renversement du signe du PZ est possible.

2.2.3 Capacité d'échange cationique (CEC)

Les sols possèdent la propriété de retenir différentes substances. Cette sorption porte surtout sur des anions et des cations [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. La nature des phénomènes qui régissent la fixation peut différer.

L'échange cationique dans les sols fait référence à des ions chargés positivement dans l'eau des pores qui sont attirés par la surface des particules de sol dans le processus qui leur permet d'être électriquement neutres. Les premières études sur l'échange cationique ont été réalisées par Thompson et Way à Rotterdam aux Pays-Bas. Ils ont démontré qu'en faisant passer un sulfate d'ammonium à travers un sol, ce dernier se transforme en sulfate de calcium. Le cation prédominant dans la solution avait changé de l'ammonium au calcium à cause d'échanges avec le sol. Thompson et Way, en 1850, ont trouvé que les échanges cationiques sont réversibles, rapides et, pour que l'électroneutralité soit respectée, stoechiométriques. Bien que plusieurs raffinements aient été apportés depuis, leurs résultats demeurent valides.

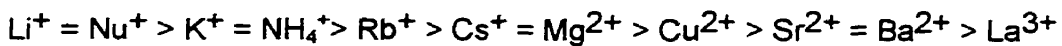
La capacité d'échange cationique (CEC) se définit comme étant le nombre de milliéquivalent de cations échangeables dans un échantillon qui possède une masse sèche de 100 g. La capacité d'échange cationique est une mesure indirecte de l'activité d'un sol. Dans la mesure de la CEC, les ions H^+ ne sont pas comptabilisés. La CEC varie donc avec le pH ; elle diminue en milieu acide et augmente en milieu basique [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. De plus, la CEC de la matière organique (150 à 450 meq/100 g [GIESEKING, 1975]), et des argiles (10 à 100 meq/100 g [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]) est beaucoup plus élevée que celle du quartz (0,1 à 10 meq/100 g, [CUISSET, 1980]).

L'affinité avec laquelle les ions ont tendance à s'adsorber augmente avec leur valence et leur concentration dans la solution [FREEZE et CHERRY, 1979]. Il existe toutefois une exception ; c'est l'ion H_3O^+ . L'ion hydronium se comporte plus comme un ion trivalent [BOCKRIS, 1974].

Dans une série de mêmes valences, la force avec laquelle un ion est retenu est inversement proportionnelle à son rayon hydraté [FREEZE et CHERRY, 1979 ; MITCHELL, 1976]. Un ion

qui possède un grand rayon hydraté est retenu avec moins de force à la surface d'un sol qu'un ion qui a un plus petit rayon hydraté car ce dernier peut être plus près de la surface du sol. De plus, il y a une inversion de rayon, du plus grand au plus petit, entre les ions hydratés et non hydratés et les grands ions non hydratés deviennent les plus petits ions hydratés. Enfin, les ions qui sont partiellement ou complètement déshydratés peuvent être plus près du sol et donc retenus avec une plus grande force que les ions hydratés [YONG et coll., 1992].

Le remplacement relatif des ions ou la facilité avec laquelle on peut enlever un cation de la surface d'un sol, peut être arrangé dans une série. Dans cette série, la position des ions dépendra de l'ion qui doit être remplacé et du type de sol. Un exemple, en ordre de facilité de remplacement, peut être écrit comme suit :



2.2.4 Isothermes d'adsorption

L'isotherme d'adsorption est une formulation mathématique qui vise à quantifier la relation qui existe entre la concentration adsorbée à la concentration d'équilibre dans la phase liquide. Il existe deux équations majeures pour décrire les isothermes d'adsorption des sols. L'équation de Freundlich et de Langmuir.

L'adsorption dans les sols pour plusieurs solutions diluées peut être modélisée par l'isotherme de Freundlich [TAN, 1982] :

$$\frac{X}{m} = K c^{1/n} \quad (2.4)$$

où :

- X : quantité adsorbée ;
- m : quantité de "sorbant" ;
- c : concentration d'équilibre dans la solution ;
- K, n : constante.

L'isotherme de Freundlich n'a pas de fondement théorique. La courbe de l'équation 2.4 est habituellement parabolique.

Une autre méthode pour exprimer l'adsorption des sols nous vient de Langmuir [YONG et coll., 1992]. Elle est décrite par l'équation 2.5:

$$\frac{X}{m} = \frac{K_1 c}{1 + K_2 c} \quad (2.5)$$

où :

- X : quantité adsorbée
- m : quantité de "sorbant"
- c : concentration d'équilibre dans la solution
- K_1, K_2 : constantes.

La différence avec l'équation de Freundlich est que, à grande concentration, $K_2 C$ devient tellement grand que le facteur 1 peut être négligé et l'équation 2.5 devient :

$$\frac{X}{m} = \frac{K_1}{K_2} \quad (2.6)$$

L'équation 2.6 montre que X/m devient constant à concentration élevée. En d'autres mots, à des concentrations élevées, la surface de l'adsorbant devient saturée et l'adsorption atteint un maximum.

La figure 2.4 présente quelques isothermes d'adsorption de Langmuir et de Freundlich.

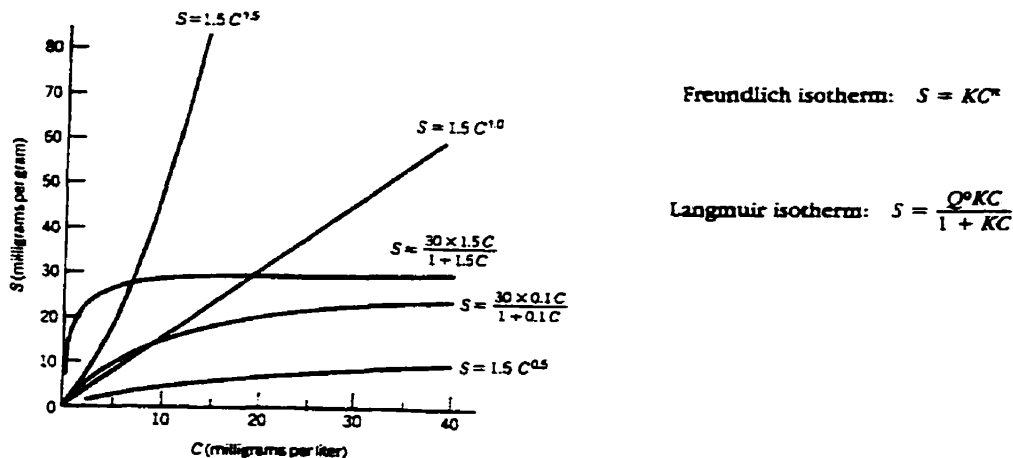


Figure 2.4 : Isotherme d'adsorption de Langmuir et de Freundlich [DOMINENCO et SCHWARTZ, 1990]

Un cas particulier de l'isotherme de Freundlich est obtenu quand $n = 1$. Dans cette éventualité, l'adsorption est linéaire et proportionnelle à la concentration d'équilibre et la constante de

proportionnalité est appelée coefficient de distribution (K_d). Dans tous les autres cas, un coefficient de partition (K_p) est défini. Le coefficient de partition représente la pente d'une isotherme d'adsorption à un point d'intérêt :

$$K_p = \frac{dX}{dc} \quad (2.7)$$

où :

X : est la concentration adsorbée exprimée en masse de soluté par masse de sol, et
 c : la concentration d'équilibre dans l'eau des pores.

Les travaux de Yong et Cabral (1992) démontrent, qu'en plus du pH et d'autres cations, la valeur de K_p est influencée par l'énergie de compaction et la procédure de saturation. De plus, ils ont observé que la rétention des contaminants est moins importante dans les sols que dans les suspensions.

Dans le cas d'ions de même valence, on dérive de la théorie de la double couche diffuse que le ratio des ions présents dans la double couche sera le même que dans l'eau libre des pores du sol. Par contre, dans le cas d'un système monovalent - divalent, le ratio des ions divalents sur monovalents est beaucoup plus grand dans la double couche que dans l'eau libre des pores du sol. L'équation de Gapon peut être pratique pour trouver les proportions contenues dans la double couche par rapport à celles contenues dans l'eau des pores [MITCHELL, 1976].

$$\frac{(M^{-m})_s}{(N^{-n})_s} = K \frac{(M^{-m})_e^{1/m}}{(N^{-n})_e^{1/n}} \quad (2.8)$$

où :

l'indice s : double couche (sol) ; M, N : concentration des cations M et N ;
 l'indice e : eau des pores ; m, n : valence respective des cations M et N.
 K : constante de sélectivité ;

2.2.5 Coefficient de retardement (R_d)

Une fois que les métaux lourds sont désorbés et qu'ils migrent vers la cathode dans la décontamination par électrocinétique, ils peuvent interagir avec le sol tout au long du trajet. Un modèle intéressant pour quantifier le retardement d'un ion qui interagit avec la surface du sol est présenté par Bear (1972) et par Freeze et Cherry (1979). Il consiste à diviser la vitesse à

laquelle voyage un ion par un coefficient de retardement R_d . Le coefficient de retardement est défini par :

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{\theta} K_p \quad (2.9)$$

où :

R_d : coefficient de retardement

ρ_d : densité du sol

K_p : coefficient de partition (Éq. 2.7).

θ : section utile des pores

$$\theta = n \times Sr \quad (2.10)$$

n : porosité

Sr : degré de saturation du sol

Pour des surfaces non réactives, $K_p = 0$ et, par conséquent, $R_d = 1$.

2.2.6 Sorption des contaminants dans les sols

Maintenant que les notions liées à l'interaction qui existe entre les sols et l'eau des pores ont été révisées, il est possible de résumer la sorption des métaux lourds dans les sols. Le tableau 2.1 fait le lien entre les différentes composantes des sols, la source de la sorption des métaux lourds à ces composantes et le type de liens de sorption. Pour les minéraux primaires (sable et silt) la sorption des métaux lourds a deux sources (annexe A). Les contaminants peuvent être précipités dans les sols contenant des carbonates ou des sulfates. Ils peuvent également être adsorbés spécifiquement par les liaisons de bordures des silicates, des pheldspaths et des oxydes – hydroxydes (annexe A).

Dans le cas des minéraux argileux, il y a aussi deux sources de sorption des métaux lourds (annexe A). Ils peuvent être adsorbés spécifiquement au sol par des liaisons de bordures provenant des bris des cristaux. Les métaux lourds peuvent aussi être adsorbés aux minéraux argileux de façon nonspécifique par l'attraction engendrée par les substitutions isomorphes (annexe A).

La matière organique retient les métaux lourds dans les sols par adsorption spécifique. Un des modes importants de la rétention des métaux lourds dans les sols par la matière organique est

la complexation. Qu'elles soient soluble ou insoluble dans le sol, la matière organique peut interagir avec les métaux lourds présents (annexe A).

TABLEAU 2.1 : SORPTION DES MÉTAUX LOURDS DANS LES SOLS

Élément du sol	Sous classe	Type sorption
Minéraux primaires (Sable et silt)	Silicates (Quartz)	Adsorption spécifique
	Feldspaths	Adsorption spécifique
	Oxydes – hydroxydes	Adsorption spécifique
	Carbonates	Précipitation
	Sulfates	Précipitation
Minéraux secondaires (Argile)	Substitutions isomorphes	Adsorption nonspécifique
	Bris de cristaux	Adsorption spécifique
Matière organique	Carbone organique soluble	Adsorption spécifique
	Carbone organique insoluble	Adsorption spécifique

2.3 Transport des métaux lourds et notions d'électrochimie

2.3.1 Généralités

Le transport de masse par électrocinétique constitue la solution à la seconde problématique pour la décontamination des sols fins de leurs métaux lourds. On voit un avantage dans l'exploitation du potentiel électrique en ce qu'il permet de mettre de côté le coefficient de conductivité hydraulique. A priori, on traite alors aussi facilement un sol à caractère argileux qu'un sol à caractère sableux. Il faut noter que le transport ionique participe aussi à la solubilisation des métaux lourds en permettant aux ions H^+ produits à l'anode de pénétrer dans le sol, de l'acidifier et de solubiliser les métaux lourds.

L'équation de base pour exprimer les différents mécanismes de transfert de masse dans un sol soumis à une différence de potentiel électrique provient de la description du transfert de masse dans une solution électrolytique. La densité du flux de chacune des espèces dissoutes dans une solution électrolytique est [BARD et FAULKNER, 1983 ; NEWMAN, 1991] :

$$N_i = \underbrace{- \mu_i \cdot c_i \cdot \nabla \phi}_{\text{flux migration}} - \underbrace{D \cdot \nabla c_i}_{\text{diffusion}} + \underbrace{c_i \cdot v}_{\text{advection}} \quad (2.11)$$

Dans cette équation, la densité du flux N_i , de l'espèce i , est exprimée en moles/cm²·s. Les trois termes de l'équation (2.11) représentent les mécanismes de transfert de masse : la migration

d'une espèce chargée dans un champ électrique, la diffusion moléculaire due à un gradient de concentration et la convection due au mouvement de la solution.

Tous les modèles mathématiques sur la décontamination des sols par électrocinétique publiés sont basés sur des modifications de l'équation 2.11 [ALSHAWANKEH et ACAR, 1996 ; YU et NERETNIEKS, 1996 ; JACOBS et coll., 1994 ; LINDGREN et coll., 1993 ; ALSHAWANKEH et ACAR, 1992]. Cette équation est modifiée pour tenir compte des influences évidentes du sol. Une prémisses qui est rarement mentionné dans ces modèles implique que les constituants solides du sol ont une résistance infinie au passage du courant et que ce sont les ions contenus dans l'eau des pores du sol qui transportent le courant.

Les sections suivantes reprennent chacun des trois modes de transport dans la décontamination des sols par électrocinétique comme décrit par l'équation 2.11.

2.3.2 L'advection

L'advection fait référence au transport des contaminants par déplacement de la solution interstitielle du sol. Ce mouvement dans les sols traités par électrocinétique peut être engendré de deux façons : par un gradient hydraulique ou par électro-osmose. Le débit hydraulique se fait par l'application d'une différence de charge hydraulique à un sol, ce qui entraîne l'eau interstitielle à se déplacer vers le point de plus faible charge hydraulique. Ce phénomène est connu sous le nom de conductivité hydraulique des sols. Darcy a proposé une équation pour décrire la relation entre la différence de charge hydraulique appliquée et le débit à l'équilibre :

$$Q_h = k_h i A \quad (2.12)$$

où : Q_h débit (cm^3/s) ;
 k_h conductivité hydraulique du milieu (cm/s) ;
 i gradient hydraulique ($\Delta h/l$) ;
 A aire de sol (cm^2).

Généralement, dans les expérimentations en laboratoire, la contribution à l'advection de la conductivité hydraulique du sol est nulle puisque le gradient de charge hydraulique est volontairement gardé à zéro. Aussi, les sols fins, ceux qui retiennent le plus les métaux lourds, ont généralement une conductivité hydraulique faible. En éliminant le débit hydraulique, une variable est soustraite ce qui permet de concentrer les efforts pour discerner la contribution au

transport des contaminants de la migration électrique par rapport à celle de l'électro-osmose. Ce point particulier a fait l'objet de plusieurs études au début des travaux sur la décontamination des sols par électrocinétique [SHAPIRO et PROBSTEIN, 1993 ; YEUNG et MITCHELL, 1993].

Le débit observé dans un sol lorsqu'un champ électrique est appliqué est défini par Shaw (1980) comme étant de l'électro-osmose. Jusqu'à maintenant, le meilleur modèle pour décrire l'écoulement électro-osmotique est basé sur la théorie de la double couche [COUTURE, 1994]. C'est donc dire que les paramètres qui influencent la double couche et son potentiel zêta (ζ) influencent également le débit électro-osmotique [MITCHELL, 1976]. Ainsi, pour un même sol, le débit électro-osmotique peut augmenter, diminuer, et même changer de direction suite à une variation du potentiel zêta causée par l'acidification du sol ou l'adsorption d'ions. La théorie d'Helmholtz-Smoluchowski suppose que le déplacement des ions présents dans la partie mobile de la double couche est responsable du mouvement de l'eau des pores, l'eau libre étant entraînée par viscosité. Lorsque soumis à un gradient électrique extérieur, les ions de la double couche se déplacent vers le pôle électrique de signe opposé. Ils entraînent par action visqueuse l'eau libre des pores dans la même direction. La figure 2.5, tirée de Casagrande (1952), reproduit de façon simplifiée le mécanisme électro-osmotique. De plus, elle distingue un écoulement électro-osmotique d'un écoulement hydraulique. Ce schéma permet de visualiser l'importance de l'écoulement électro-osmotique par rapport à un écoulement hydraulique. En effet, dans une argile, les débits électro-osmotiques sont généralement beaucoup plus importants que les débits hydrauliques.

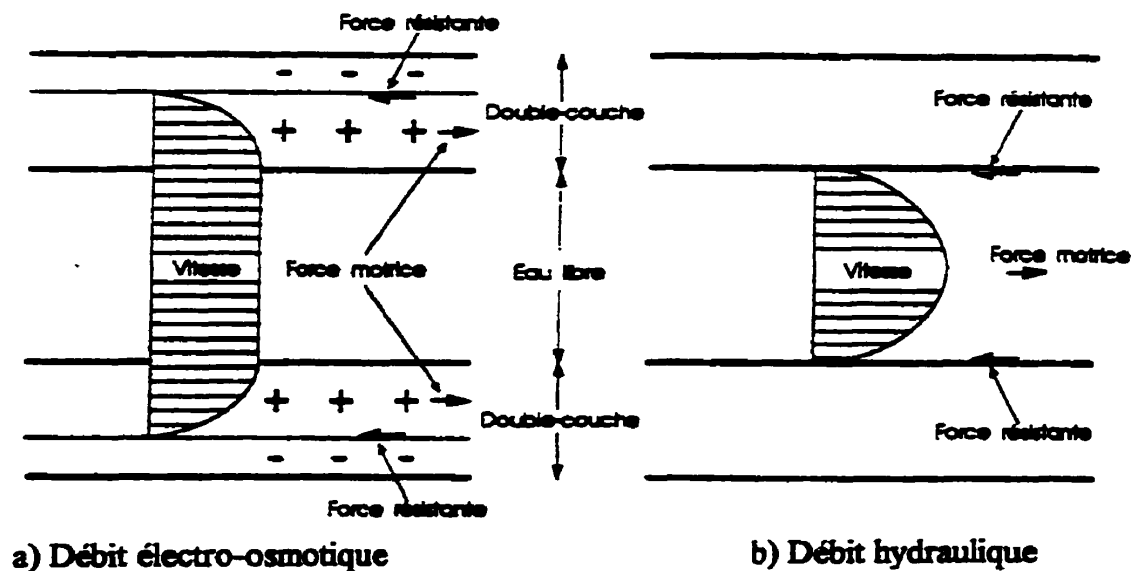


Figure 2.5 : Double couche et comparaison d'un écoulement électro-osmotique un écoulement hydraulique [CASAGRANDE, 1952]

Casagrande (1952) a établi une relation entre le débit électro-osmotique et le gradient électrique appliqué. Par analogie avec l'équation de Darcy, Casagrande a défini le coefficient de perméabilité électro-osmotique, k_e par :

$$k_e = \frac{Q_e}{i_e A} \quad (2.13)$$

où :

k_e : coefficient de perméabilité électro-osmotique (cm/s)/(V/m) ;

Q_e : débit électro-osmotique, cm³/s ;

i_e : $\nabla\phi / \Delta L$ = gradient électrique, V/cm ;

A : section du sol, cm².

Le coefficient de perméabilité électro-osmotique doit être déterminé pour chaque type de sol. Casagrande (1952) propose une valeur moyenne de 5×10^{-5} cm²/Vxs pour k_e . Enfin, selon le modèle de Helmholtz-Smoluchowski, le coefficient de perméabilité électro-osmotique est égal à :

$$k_e = \frac{\xi \cdot D \cdot n}{4\pi\eta} \quad (2.14)$$

où : ξ : potentiel zêta;

D : constante diélectrique;

n : porosité;

η : viscosité du fluide.

2.3.3 La diffusion

Le transport par diffusion se fait sous un gradient de concentration et s'exprime par la première loi de Fick en régime permanent :

$$N_i = -D_o \cdot \frac{dc}{dx} \quad (2.15)$$

où N_i est le flux de masse de l'espèce i dans la direction x (moles/s-cm²) et D_o le coefficient de diffusion (cm²/s) lorsqu'il n'y a pas d'interaction entre les solutés ou, en d'autres termes, à dilution infinie.

Shackelford et Daniel (1991) ont étudié la diffusion de contaminant dans les sols. Ils ont proposé deux modifications à l'équation 2.15 pour tenir compte des influences du sol sur la diffusion des contaminants. D'abord, ils introduisent un facteur pour tenir compte du fait que le sol offre une surface de transport réduite par rapport à une solution. En effet, les grains de sol et l'air occupent une partie de la section des sols [SHACKELFORD et DANIEL, 1991]. Ce facteur, la saturation volumétrique, est désigné par θ et correspond au produit de la porosité (n) par la saturation (S_r) du sol (éq. 2.10). L'autre facteur introduit par Shackelford et Daniel (1991) est la tortuosité apparente du sol (τ_a) et tient compte du chemin plus long que les ions ont à parcourir dans les sols par rapport à une solution et aussi de d'autres facteurs difficiles à évaluer. La tortuosité du sol n'est pas dissociée de ces autres facteurs parce que, selon Shackelford et Daniel (1991), il n'est pas possible de mesurer la tortuosité des sols de façon indépendante (ce point particulier est repris plus en détail au chapitre 6). La première loi de Fick est modifiée selon ces facteurs et devient [SHACKELFORD et DANIEL, 1991] :

$$N_i = -D_o \tau_a \theta \frac{\partial c}{\partial x} = -D^* \theta \frac{\partial c}{\partial x} \quad (2.16)$$

où D^* est le coefficient de diffusion apparent (cm^2/s). Il faut être prudent avec la définition de D^* employée car certains auteurs incluent θ dans leur définition de D^* .

2.3.4 La migration électrique

En supposant une efficacité de 100% pour l'électrolyse de l'eau aux électrodes, le passage d'une mole d'électron dans le circuit externe entraîne la formation d'une mole d'ions OH^- à la cathode et d'une mole d'ions H^+ à l'anode. Le résultat est un déséquilibre des charges d'une mole à chacune des électrodes. Pour qu'il y ait rééquilibre, une mole d'ions doit circuler dans le sol ou dans la solution comprise entre les électrodes (que ce soit des ions positifs, des ions négatifs ou une combinaison des deux). Les réactions d'électrolyses et le déplacement des ions se produisent simultanément pour respecter le principe de l'électroneutralité. Bard et Faulkner (1983) donnent l'expression unidimensionnelle du flux de masse par migration ($\text{mol}/\text{s}\cdot\text{cm}^2$) pour une espèce i en solution dans une cellule d'électrolyse :

$$N_i = -\mu_i c_i \frac{\partial \phi}{\partial x} \quad (2.17)$$

Dans cette équation ϕ est le potentiel électrique (V), c la concentration (moles/ cm^3) et μ la mobilité ionique ($\text{cm}^2/\text{s}\cdot\text{V}$). La mobilité électrique, c'est la vitesse à l'équilibre d'un ion dans un

champ électrique unitaire. Les dimensions de la mobilité sont des cm/s par V/cm, soit des cm²/V-s. Lorsque l'on applique à un ion un champ électrique $-\nabla \phi$, la vitesse de l'ion augmente jusqu'à ce que les forces de frottement équilibrent la force électrique ; à ce moment, la vitesse de l'ion est constante. La force due au champ électrique est $z_i e \nabla \phi$, où e est la charge d'un électron. Les forces de friction peuvent être approximées par la loi de Stokes, soit $6\pi\eta r v$ où η est la viscosité du milieu, r le rayon hydraté de l'ion et v sa vitesse. On obtient ainsi une approximation de la mobilité électrique par :

$$\mu = \frac{v}{\nabla \phi} = \frac{z_i e}{6\pi\eta r} \quad (2.18)$$

La vitesse d'un ion est donnée par :

$$v_i = -\mu_i \frac{\partial \phi}{\partial x} \quad (2.19)$$

La relation de Nerst – Einstein [PROBSTEIN and HICKS, 1993 ; BARD et FAULKNER, 1983] permet de faire le lien entre le coefficient de diffusion et la mobilité ionique pour une espèce i comme suit :

$$\mu_i = \frac{D_o |z_i| F}{RT} \quad (2.20)$$

où z_i est la valence de l'ion i , F la constante de Faraday, R la constante universelle des gaz (8,31 J/mol-K) et T la température absolue (K).

La mobilité des ions H^+ et OH^- est beaucoup plus élevée que celle des autres ions. On a vu que les autres ions traversent la solution à une vitesse correspondant à l'équilibre entre la force de traction du champ électrique et la force de friction à travers la solution. Les ions H^+ et OH^- voyagent également suivant ce principe mais ils profitent également du fait que le milieu environnant est en majorité constitué de H_2O . Les ions H^+ et OH^- peuvent facilement passer d'une molécule d'eau à une autre [BOCKRIS, 1974]. Tout ce qu'il faut, c'est que les molécules d'eau soient bien orientées les unes par rapport aux autres (annexe B). Un ion H^+ par exemple doit attendre que le côté oxygène d'une molécule d'eau se présente devant lui dans le sens du champ électrique pour sauter sur cette molécule d'eau. En fait, l'ion H^+ saute d'une molécule

d'eau à une autre créant des ions hydronium temporaires. Le processus de transport par migration électrique pour l'ion H^+ est montré à la figure 2.6.

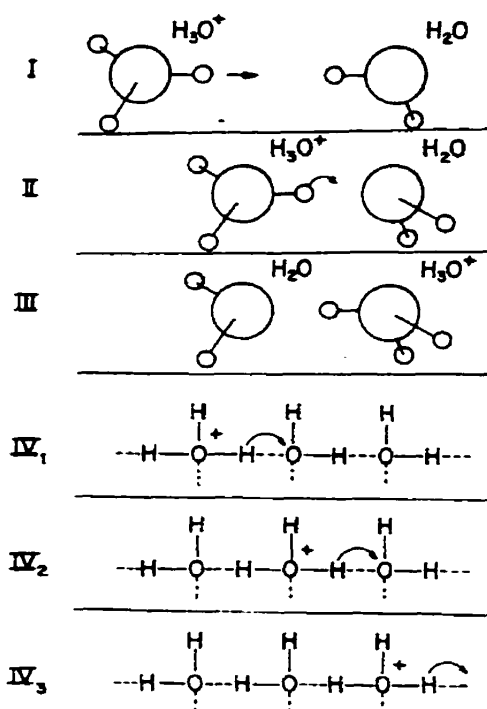


Figure 2.6 : Migration d'un H^+ [BOCKRIS, 1974]

Dans une solution électrolytique, le courant est généralement transporté par une combinaison du mouvement de l'ensemble des ions (anions et cations) qu'elle contient [BARD et FAULKNER, 1983]. Le courant associé à la migration ionique d'une espèce i est donné par :

$$i_i = -|z_i|FA \cdot \mu_i \cdot c_i \frac{\partial \phi}{\partial x} \quad (2.21)$$

Le terme de droite de cette équation est en fait le terme de droite de l'équation 2.17 multiplié par $|z_i|FA$. A est la section totale de la solution, z_i la valence de l'ion i et F la constante de Faraday. Ainsi, au sein de la solution, le courant est transporté par les ions en mouvement, chacun contribuant au courant total par la quantité i_i . La fraction du courant total véhiculé par une espèce i en un point et un temps donné est le nombre de transport t_i , dont l'expression mathématique s'écrit [NEWMAN, 1991 ; BARD et FAULKNER, 1983] :

$$t_j = \frac{z_j \cdot \mu_j \cdot c_j}{\sum_i z_i \cdot \mu_i \cdot c_i} \quad (2.22)$$

On peut reprendre l'équation (2.11) et exprimer séparément les éléments qui contribuent au transport du courant dans une solution.

$$i = -F\nabla\phi \sum_i z_i \cdot \mu_i \cdot c_i - F \sum_i z_i \cdot D_i \cdot \nabla c_i + Fv \sum_i z_i \cdot c_i \quad (2.23)$$

Par électroneutralité, le dernier terme à droite est zéro [NEWMAN, 1991]. Cela revient à dire que le mouvement d'un fluide qui est neutre ne contribue en rien au courant. Ce n'est toutefois pas vrai pour un liquide situé dans la double couche d'un sol. Quand il n'y a pas de gradient de concentration, l'équation (2.23) peut être réduite au concept connu de la conductance [BARD et FAULKNER, 1983] :

$$i = -\kappa \nabla\phi \quad (2.24)$$

où :

$$\kappa = F \sum_i z_i \cdot \mu_i \cdot c_i \quad (2.25)$$

Le terme κ est appelé la conductivité d'une solution [NEWMAN, 1991 ; BARD et FAULKNER, 1983]. Ceci est une expression de la loi de Ohm qui est valide pour les solutions électrolytiques dans lesquelles il n'y a pas de gradient de concentration.

Quand on est en présence d'un gradient de concentration, la densité de courant n'est plus proportionnelle au champ électrique et la loi de Ohm n'est plus respectée. Dû au courant induit par la diffusion, le courant peut même circuler en sens inverse du champ électrique [NEWMAN, 1991]. On peut transformer l'équation (2.23) et écrire :

$$\nabla\phi = -\frac{i}{\kappa} - \frac{F}{\kappa} \sum_i z_i \cdot D_i \cdot \nabla c_i \quad (2.26)$$

Même en l'absence de courant, on peut observer une différence de potentiel électrique. Le second terme de l'équation 2.26 représente ce qui est connu en électrochimie comme étant le potentiel de jonction liquide [NEWMAN, 1991 ; BARD et FAULKNER, 1983]. Si tous les coefficients de diffusion étaient égaux, ce potentiel serait zéro par électroneutralité. Quand on

mesure la conductivité d'une solution, on utilise du courant alternatif pour qu'il n'y ait pas de potentiel de jonction liquide qui fausse les mesures.

Enfin, il faut noter que la migration électrique des ions dans un sol est diminuée par la saturation volumétrique (θ) et la tortuosité (τ_α) du sol. L'influence de ces facteurs est reprise plus en détail au chapitre 6. Notons toutefois que l'on réfère à la migration électrique dans un sol par μ^* , avec $\mu^* = \mu \cdot \tau_\alpha$.

2.3.5 Contribution relative des différents mécanismes de transport

Dans les sections précédentes, la description des différents mécanismes de transport impliqués dans la décontamination des sols par électrocinétique a été présentée. Toutefois, cette description compartimentée ne permet pas, a priori, de bien discerner le ou les mécanismes de transport prépondérants. Afin de comprendre l'importance relative des différents mécanismes de transport, les coefficients qui leur sont rattachés sont rassemblés dans le tableau 2.2.

TABLEAU 2.2 : COEFFICIENTS RELIÉS AUX DIFFÉRENTS MODES DE TRANSPORT

Forme de transport	Coefficient	«Moteur»	Source
Advection			
Hydraulique (sols fins)	$0,001 \times 10^{-6} - 10 \times 10^{-6}$ (cm/s)	Gradient hydraulique	HOLTZ et coll, (1990)
Électro-osmotique	50×10^{-6} (cm ² /s.V)	Gradient électrique	CASAGRANDE(1952)
Diffusion			
H ⁺	$93,1 \times 10^{-6}$ (cm ² /s)	Gradient concentration	SHACKELFORD et coll., (1991)
OH ⁻	$52,8 \times 10^{-6}$ (cm ² /s)		
Métaux lourds (Cu ²⁺)	$7,13 \times 10^{-6}$ (cm ² /s)		
Migration			
H ⁺	3635×10^{-6} (cm ² /s.V)	Gradient électrique	LIDE (1993)
OH ⁻	2050×10^{-6} (cm ² /s.V)		
Métaux lourds (Cu ²⁺)	556×10^{-6} (cm ² /s.V)		

Le gradient hydraulique appliqué dans la plupart des traitements par électrocinétique est nul. Le traitement s'appliquant généralement à des sols fins, la faible conductivité hydraulique du sol rend inutile l'application de ce gradient. Pour ce qui est de la diffusion, Bard et Faulkner, (1983) affirment, que loin des électrodes, les gradients de concentration sont généralement faibles et la contribution de la migration au courant est largement prépondérante. De plus, le tableau 2.2

montre que les coefficients de diffusion sont plus faibles que ceux de l'advection électro-osmotique et de la migration électrique pour les métaux lourds.

Reste à départir la contribution de l'électro-osmose de la migration électrique. Dans les deux cas, le moteur du mouvement est un gradient électrique. Il faut noter qu'au début des travaux, les choses n'apparaissent pas aussi claires que dans le tableau 2.2. Plusieurs recherches basées sur l'électro-osmose comme mécanisme principal de transport ont été entreprises [SHAPIRO et PROBSTEIN, 1993 ; YEUNG et MITCHELL, 1993]. Maintenant, la migration électrique est reconnue comme mécanisme principal de transport en électrocinétique [ACAR et coll., 1996 ; CLARKE et coll., 1995]. Les coefficients de migration sont généralement au moins dix fois plus élevés que le coefficient du débit électro-osmotique. De plus, suite à l'acidification du sol, pour solubiliser les métaux lourds, le débit électro-osmotique diminue grandement et, quelquefois même, s'inverse [BEAULIEU, 1995]. Une observation bien documentée confirme la dominance de la migration électrique sur l'électro-osmose comme mécanisme de transport. Elle consiste en la pénétration des ions OH^- , générés à la cathode par électrolyse de l'eau, qui précipitent les métaux lourds et neutralisent les ions H^+ dans le sol. L'existence de cet endroit, appelé *isoelectric focusing point*, confirme que les ions OH^- pénètrent le sol par migration électrique malgré le débit électro-osmotique [JACOBS et coll., 1994]. Enfin, la figure 2.7 présente les vitesses relatives de la migration électrique efficace par rapport à la vitesse due au débit électro-osmotique. Cette figure proposée par Clarke et coll. (1995) montre que la migration électrique est le mécanisme de transport dominant pour des k_e de 1×10^{-4} cm/s ou moins.

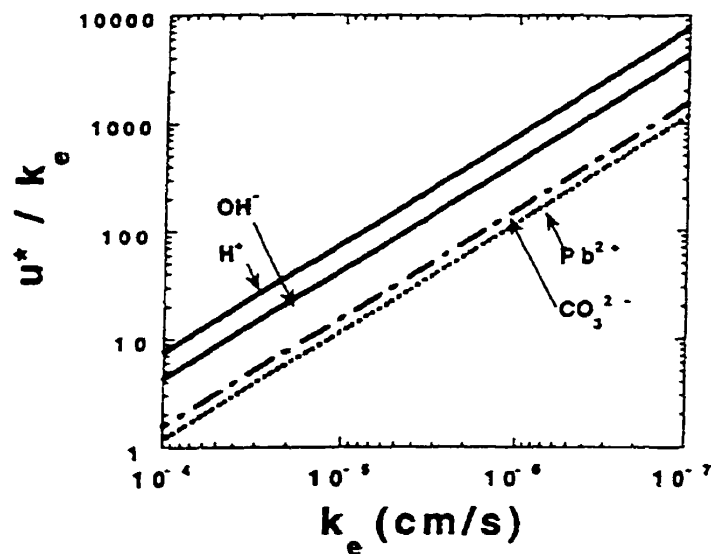


Figure 2.7 : Vitesse relative générée par migration électrique efficace par rapport à l'électro-osmose [CLARKE et coll., 1995]

Le rapport μ^*/k_e exprime l'apport relatif du transport des contaminants de la migration électrique par rapport au débit électro-osmotique. Ce rapport est défini comme étant le nombre de Pecklet [ACAR et coll., 1994].

2.3.6 Réactions aux électrodes

Les champs électriques appliqués aux sols le sont par l'intermédiaire d'un circuit électrique et d'électrodes. Dans le circuit de décontamination des sols, il y a en série, une phase qui conduit le courant électroniquement et une seconde phase, l'eau des pores du sol, qui conduit ioniquement. Par continuité, il doit y avoir des transferts d'électrons entre ces deux phases et ce transfert implique la conversion d'énergie électrique en énergie chimique, et vice versa.

Le potentiel électrique est analogue à l'élévation. Quand on mesure une élévation, on le fait toujours par rapport à un point donné. Il n'existe pas de point d'élévation zéro connu comme dans le cas de la température. On a donc défini un point d'élévation zéro qui, par convention, est le niveau moyen des mers. Pour le potentiel électrique c'est la même chose. Il n'existe pas de potentiel électrique zéro connu de l'homme. Par convention, le potentiel zéro est considéré comme étant le potentiel de l'électrode normale à l'hydrogène (ENH) [HARRIS, 1991]. Les potentiels sont toutefois souvent mesurés par rapport à des électrodes de référence autres que l'ENH qui n'est pas d'un emploi très commode du point de vue expérimental. L'électrode de référence, de loin la plus communément utilisée, est l'électrode au calomel saturé (ECS). Son potentiel est 0,241 V par rapport à l'ENH [BARD et FAULKNER, 1983].

On peut contrôler le potentiel d'une électrode dans un montage d'électrocinétique. Ce contrôle équivaut au contrôle du niveau d'énergie des électrons dans l'électrode. En portant une électrode à des potentiels plus négatifs, l'énergie des électrons est accrue et ils peuvent éventuellement atteindre un niveau d'énergie suffisant pour occuper des positions vacantes qui existent sur certaines espèces dans l'électrolyte. Lorsqu'il en est ainsi, un flux d'électrons circule de l'électrode vers la solution : un courant de réduction (fig. 2.8a) [BARD et FAULKNER, 1983]. Inversement, on peut diminuer l'énergie des électrons en imposant un potentiel plus positif, et il peut en résulter que des électrons des solutés de l'électrolyte trouvent des conditions d'énergie plus favorables dans l'électrode et y sont transférés. Ce flux, de la solution vers l'électrode, est un courant d'oxydation (fig. 2.8b) [BARD et FAULKNER, 1993]. Les potentiels critiques, auxquels ces processus ont lieu, sont liés au potentiel standard (E°) des substances chimiques considérées par l'équation de Nerst. [HARRIS, 1991].

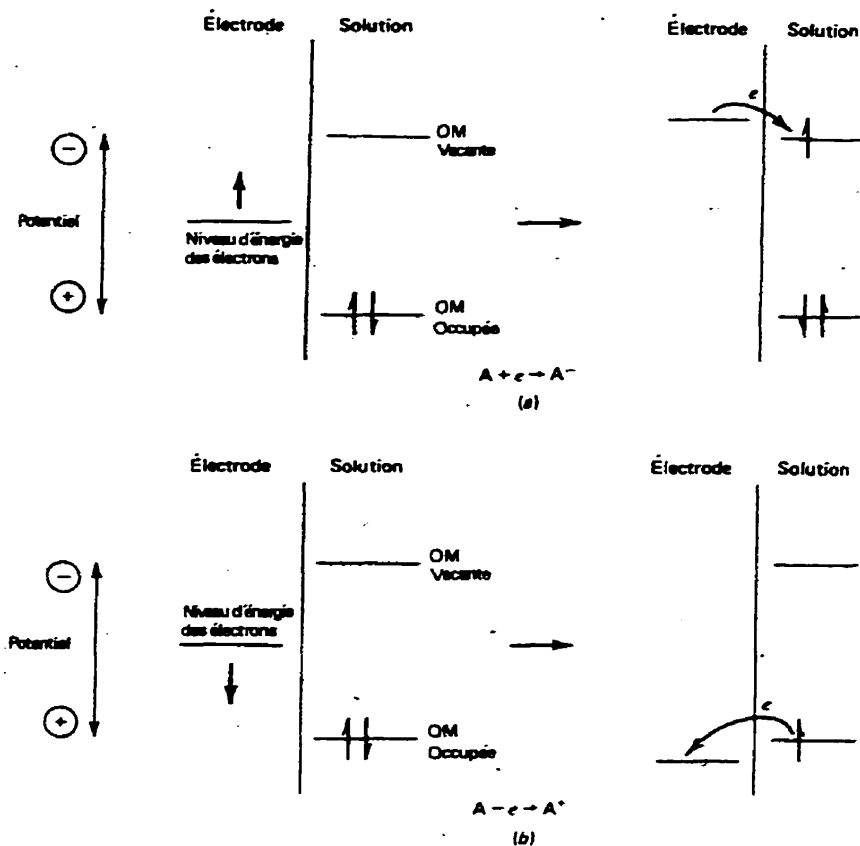


Figure 2.8 : Représentation de la réduction (a) et de l'oxydation (b) d'une espèce A en solution [BARD et FAULKNER, 1983]

En général, lorsque le potentiel d'une électrode passe de sa valeur à l'équilibre à des valeurs plus négatives, la substance qui est réduite la première est l'oxydant du couple dont le potentiel normal E° est le plus grand [HARRIS, 1991 ; BARD et FAULKNER, 1983]. Le potentiel d'un couple est exprimé par l'équation de Nerst qui inclut deux termes. Le premier terme correspond au potentiel standard, E° , et le second terme exprime l'effet de l'activité et de la température [HARRIS, 1991 ; BARD et FAULKNER, 1983].

$$E = E^\circ - \frac{RT}{nF} \ln \left(\frac{\text{Activité des produits}}{\text{Activité des réactants}} \right) \quad (2.27)$$

Il est important de remarquer que dans l'équation de Nerst (éq. 2.27), l'activité des produits et des réactants correspond aux concentrations près de la surface de l'électrode. Si la concentration des réactants en contact avec l'électrode diminue parce que les réactants sont consommés plus rapidement que leur vitesse d'arrivée à l'électrode ou que la concentration des produits augmente parce que les produits sont générés plus rapidement qu'ils ne peuvent être

transportés hors de portée de l'électrode, alors le voltage appliqué devra être plus élevé pour soutenir la réaction. On parle alors de polarisation de concentration de l'électrode. Dans certains cas, cette surtension de polarisation pourra permettre à d'autres réactions de se produire à l'électrode si l'augmentation de voltage est suffisante.

Le matériel d'électrode peut également engendrer une surtension [BARD et FAULKNER, 1983]. Cette surtension dépend de la nature du matériel d'électrode et des ions qui sont en contact avec l'électrode. La vitesse à laquelle la réaction se produit peut influencer cette surtension. Le potentiel appliqué à l'électrode dépend du potentiel standard de la réaction d'intérêt, de l'effet de la température et de l'activité des réactants et des produits en contact avec l'électrode et de la surtension de l'électrode. Ainsi, bien que les potentiels standard des réactions donnent une bonne idée de l'ordre dans lequel elles se produiront, d'autres facteurs peuvent changer cet ordre.

Faraday a énoncé deux lois qui permettent de quantifier les réactions d'électrolyse. L'électrolyse est définie comme étant les transformations chimiques qui accompagnent les réactions aux électrodes en contact avec un électrolyte [BARD et FAULKNER, 1983]. La première loi de Faraday stipule que l'action chimique d'un courant électrique est proportionnelle à la quantité absolue d'électricité qui passe dans l'électrolyte. La seconde loi affirme que les poids en grammes des ions libérés par le passage d'une même quantité d'électricité sont proportionnels à leur équivalent électrochimique. Un équivalent électrochimique d'une substance désigne la masse convertie par 1 Coulomb. Les deux lois de Faraday sont exprimées par l'équation :

$$Q = \frac{F \times W \times z}{A} \quad (2.28)$$

où :

Q = charges (C) ;

F = constante de Faraday, $9,65 \times 10^4$ C/mole ;

W = masse de substance (g) ;

z = valence de l'élément ;

A = masse atomique de l'élément (g/mole).

On a vu à la section 2.3.5 que c'est la migration qui assure le passage du courant dans le sol, loin des électrodes, pendant l'électrolyse. Il apparaît toutefois, au voisinage de l'électrode, un transport par diffusion. La meilleure façon d'expliquer le transport des ions près d'une électrode se fait par un exemple.

Exemple (tiré de Bard et Faulkner 1983):

Considérons l'électrolyse d'une solution d'acide chlorhydrique entre deux électrodes inertes. Puisque la mobilité des ions H^+ est à peu près quatre fois plus élevée que celle des ions Cl^- , on déduit de l'équation 2.22 que les nombres de transport sont: $t_{H^+} = 0,8$ et $t_{Cl^-} = 0,2$. Supposons qu'un courant total (flux = $N = 10$ é/s) équivalent à 10 électrons par seconde traverse la cellule, produisant 5 molécules de H_2 à la cathode et 5 molécules de Cl_2 à l'anode. Le courant total au sein de la solution résulte du mouvement de 8 H^+ vers la cathode et de 2 Cl^- vers l'anode (fig. 2.9).

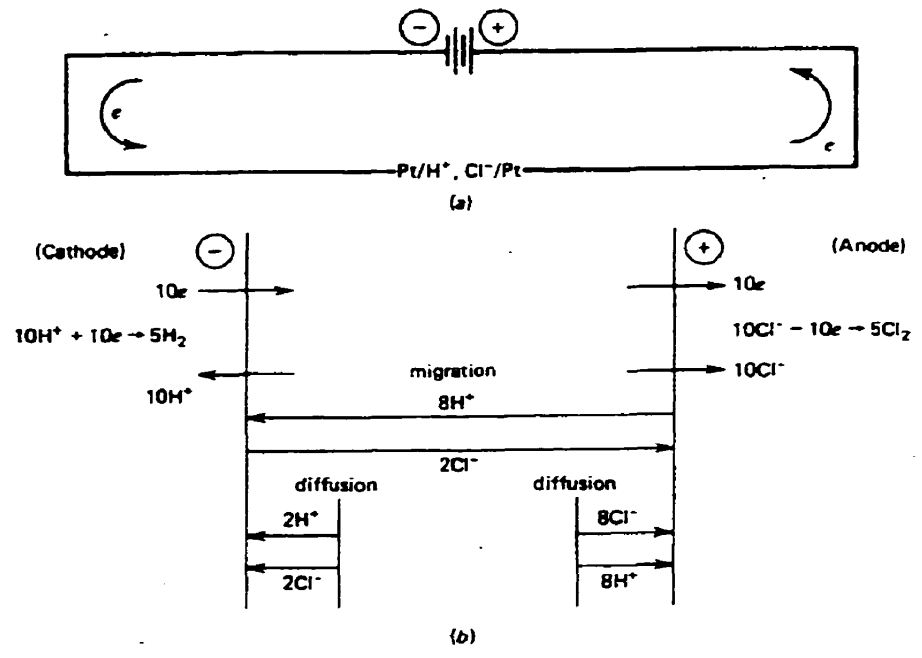


Figure 2.9 : Transport du courant dans une solution d'acide chlorhydrique [BARD et FAULKNER, 1983]

Cependant, par continuité à la cathode, il faut que 10 H^+ soient fournis par seconde pour que les 5 molécules de H_2 mentionnées ci-haut, se forment. Il en résulte que 2 H^+ supplémentaires doivent diffuser vers l'électrode. Les 2 H^+ sont accompagnés de 2 Cl^- pour maintenir l'électroneutralité. De même, à l'anode, pour fournir 10 Cl^- par seconde, 8 Cl^- doivent être apportés par diffusion avec 8 H^+ . Ainsi, les différents courants près des électrodes sont : pour

H^+ , $i_d = 2$, $i_m = 8$; pour Cl^- , $i_d = 8$, $i_m = 2$. Le courant total est 10. De façon générale, on reconnaît que :

$$i = i_d + i_m \quad (2.29)$$

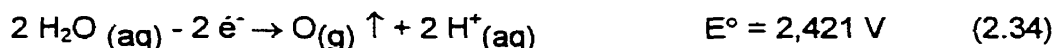
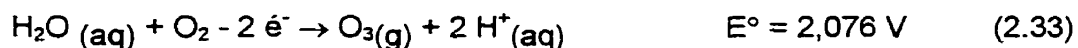
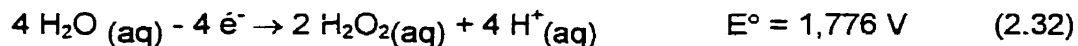
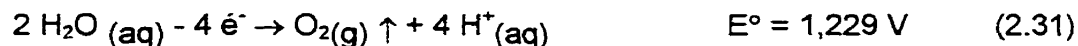
Notons que les courants d'intensité i_m et i_d , aux électrodes, peuvent être de même sens ou de sens opposé selon la direction du champ électrique et le signe de la charge de l'espèce électroactive. De façon générale, le courant transporté par migration pour une espèce j est :

$$i_m = \pm \frac{N}{z_j} t_j \cdot i \quad (2.30)$$

Le signe + s'applique à la réduction de j et le signe - concerne son oxydation. Connaissant i_m et i , on peut déduire i_d de l'équation 2.29.

2.3.6.1 Réactions à l'anode

Comme présenté précédemment, lorsque le potentiel d'une électrode passe de sa valeur à l'équilibre à des valeurs plus positives, la substance qui est oxydée la première est l'oxydant du couple dont le potentiel (E) est le plus faible. Certaines réactions d'oxydation impliquent la production de gaz. Les réactifs à l'oxydation peuvent aussi bien être le ou les matériaux constituant l'anode ou les solutés en contact avec cette dernière. Comme l'acidification du sol est primordiale pour solubiliser les métaux lourds, un matériau inerte (carbone) est choisi pour l'anode afin de favoriser la réaction d'oxydation de l'eau qui produit des ions H^+ . Cette réaction importante en électrocinétique peut se produire de quatre façons. Les réactions possibles s'écrivent [LIDE, 1993]. :



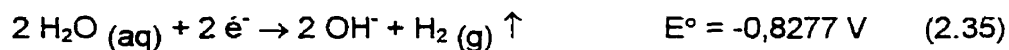
L'équation 2.31 montre que la réaction d'oxydation de l'eau, en plus de produire des ions H⁺, produit de l'oxygène. Cette réaction a un potentiel standard de 1,229 V, potentiel qui augmente avec la saturation en oxygène de l'eau à l'anode suivant l'équation de NERST (éq 2.27). La saturation en oxygène peut éventuellement faire augmenter le potentiel à un niveau tel que la réaction 2.32 pourrait prendre la relève. Cette dernière réaction produit du peroxyde d'hydrogène qui est un très bon oxydant pour la matière organique, mais ne produit pas de gaz. À un potentiel encore plus élevé se produit la réaction 2.33 qui consomme de l'oxygène. Enfin, la réaction 2.34 décrit une autre réaction d'oxydation de l'eau avec un potentiel de 2,421 V. Ces quatre équations produisent des ions H⁺ avec la même efficacité mais la production de gaz n'est pas la même dans tous les cas. Les potentiels généralement obtenus à l'anode dans les essais de décontamination des sols par électrocinétique, bien que mesurés de façon grossière, ne dépassent généralement pas 1,3 V, ce qui indique que la réaction 2.31 est probablement la réaction dominante [BEAUREGARD, 1996 ; BEAULIEU, 1995].

Plusieurs autres réactions peuvent se produire à l'anode. Pour établir lesquelles sont possibles, on doit considérer tous les réactants qui peuvent être en contact avec l'anode et leur potentiel standard d'oxydation. La température, les concentrations et le surpotentiel de l'électrode sont aussi des facteurs qui peuvent influencer la possibilité d'oxydation des réactants par rapport à leur potentiel standard.

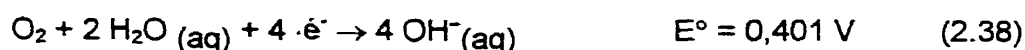
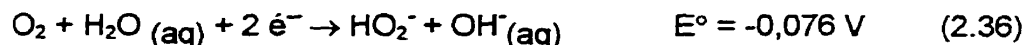
2.3.6.2 Réactions à la cathode

La réduction est une réaction électrochimique qui se produit quand le potentiel d'une électrode passe de sa valeur à l'équilibre à des valeurs plus négatives. La substance qui est réduite la première est le réducteur du couple dont le potentiel (E) est le plus élevé. De plus, il est important de noter que certaines réactions de réduction impliquent la production de gaz. Les réactifs à la réduction sont les solutés en contact avec la cathode. Plusieurs réactions peuvent se produire à la cathode et elles consistent en la réduction de cations qui viennent en contact avec la cathode suite à leur déplacement.

L'eau, qui sert de support aux électrolytes, peut être réduite à la cathode. Les réactions relatives à la réduction de l'eau sont [LIDE, 1993] :



En présence d'oxygène, plusieurs réactions de réduction de l'eau sont également possibles telles [LIDE, 1993] :



Ces équations permettent de constater que c'est la réaction décrite par l'équation 2.38 qui se produira en premier et ce jusqu'à épuisement de l'oxygène. Ensuite, étant donné l'absence d'oxygène, c'est la réaction de réduction de l'eau selon l'équation 2.35 qui prendra la relève. Il faut remarquer qu'en milieu acide, la réaction qui prévaudra sur la réduction de l'eau (éq. 2.35) sera la réduction de l'hydrogène comme [LIDE, 1993] :



Cette réaction produit de l'hydrogène gazeux.

2.4 Revue de littérature

2.4.1 Généralités

Au début des travaux sur l'électrocinétique réalisés au Département de génie civil de l'Université de Sherbrooke en 1990, plusieurs revues de littérature sur l'électrocinétique ont été réalisées et présentées dans les travaux de Dermoune (1992), Éthier (1993), Burnotte (1993), Couture (1994), Beaulieu (1995), Beauregard (1996) et Mathieu (1996). Le néophyte en électrocinétique peut consulter ces ouvrages pour se familiariser avec plusieurs aspects de l'électrocinétique appliquée aux sols. La revue de littérature présentée ici est brève et a comme objectif de bien définir les limites des connaissances actuelles et ainsi de mettre en évidence la pertinence des travaux réalisés et présentés dans la thèse.

2.4.2 Sols et métaux utilisés

La kaolinite est, de loin, le sol le plus utilisé pour l'étude de la décontamination par électrocinétique [SHARIATMADARI, 1997 ; ÉTHIER, 1993 ; PROBSTEIN et HICKS, 1993 ; ACAR et coll., 1990]. Plusieurs autres études ont plutôt utilisé des sols fins comme des silts ou des tills

[REED et coll., 1995 ; COUTURE, 1994 ; KHAN et ALAM, 1994]. La plage de métaux étudiés est impressionnante et inclut, entre autres, le cadmium, le cuivre, le plomb, le zinc, le chrome, le manganèse, etc.

Dans la plupart des cas, les sols étudiés ont été artificiellement contaminés en laboratoire. Il existe quelques travaux de décontamination réalisés sur des sols autres que de la kaolinite ou du silt. Clarke et coll. (1995) rapportent avoir testé de la tourbe, de l'argile, du sable et des sédiments. Beaugard (1996) et Mathieu (1996) ont également travaillé sur des sols contaminés de provenance "industriels".

2.4.3 Contrôle du pH à la cathode

Plusieurs des premières études de décontamination des sols par électrocinétique ont été réalisées sans aucun contrôle des pH [PROBSTEIN et HICKS, 1993 ; HAMED et coll., 1991 ; ACAR et coll., 1990]. Dans ces expériences, le sol était acidifié du côté de l'anode et cette acidification solubilisait les métaux lourds présents qui, par la suite, étaient déplacés, généralement vers la cathode. Suite aux réactions de réduction à la cathode, le pH dans les expériences sans contrôle devenait très élevé et un front basique pénétrait le sol vers l'anode. *L'isoelectric focusing point* est le lieu de rencontre entre les deux fronts (acide et basique) où les ions H^+ et les OH^- se neutralisent et les métaux se concentrent sous forme de précipité d'hydroxyde. Plusieurs chercheurs rapportent que ce point de rencontre change peu de position dans le sol avec le temps [ÉTHIER, 1993 ; HAMED et coll., 1991]. De cette façon les contaminants sont concentrés sur environ 25% de la longueur de sol [ÉTHIER, 1993 ; PROBSTEIN et HICKS, 1993].

Pool (1995) a proposé un procédé qui consiste à contrôler le contenu en électrolyte des liquides en contact avec les électrodes dans la décontamination des sols par électrocinétique. Le contrôle du pH à la cathode change la réaction d'oxydation à la cathode ou remplace les ions OH^- produits par les anions de l'acide. Ainsi, ce sont les anions de l'acide de contrôle qui pénètrent le sol plutôt que les hydroxydes. Avec cette nouvelle approche, Acar et coll. (1995) mentionnent que les anions remplaçants ne doivent pas former de précipité avec les métaux à extraire. Ils mentionnent qu'il est moins coûteux de contrôler le pH à la cathode que d'attendre que le front acide traverse complètement le sol. Avec un contrôle du pH, le front acide et les métaux sont alors libres de traverser le sol complètement et ainsi être extraits du sol. Entre autres, Beaulieu (1995) et Reed et coll. (1995) ont étudié les impacts du contrôle du pH à la

cathode sur l'extraction des métaux lourds. Cette approche permet d'extraire plus de 95% des métaux initialement contenus dans les sols [BEAULIEU, 1995 ; REED et coll., 1995]. Il faut aussi mentionner que l'acide de contrôle choisi peut influencer l'évolution de la résistivité du sol durant le traitement.

2.4.4 Mécanismes de désorption des métaux et suivi

Plusieurs auteurs mentionnent qu'il existe une corrélation entre le pH final du sol et sa décontamination par électrocinétique [YEUNG et MITCHELL, 1996 ; REED, 1995 ; ACAR, 1990 ; PUTNAM, 1988]. Certains auteurs vont plus loin et affirment même que le principal mécanisme de désorption des métaux lourds dans la décontamination des sols par électrocinétique est l'acidification du sol qui est réalisée par ce qui est décrit dans la littérature comme étant un front acide qui progresse dans le sol de l'anode vers la cathode [ACAR et coll., 1993 ; HAMED et coll., 1991].

Reed et coll. (1995) mentionnent que le pH critique de désorption est plus élevé pour la décontamination des sols par électrocinétique que dans des essais en "batch". Ils attribuent cette différence au fait que les métaux désorbés sont déplacés au fur et à mesure de leur solubilisation dans la décontamination des sols par électrocinétique plutôt que de s'accumuler dans l'eau des pores dans les essais en "batch". Enfin, plusieurs chercheurs rapportent une augmentation de la conductivité ou une diminution de sa résistivité avec l'acidification du sol [ACAR, 1996 ; HAMED et coll., 1991 ; PUTNAM, 1988].

Comme le front acide désorbe les métaux lourds et qu'il augmente la conductivité du sol, la désorption pourrait théoriquement être fait en suivant l'évolution de la conductivité à divers endroits dans le sol durant un essai. Beaulieu (1995) a tenté cette approche avec des résultats encourageants. Autrement, le seul "suivi" du front acide réalisé a été fait par modélisation [ALSHAWABKEH et ACAR, 1996 ; JACOBS et coll., 1994]. Le modèle présenté par Alshawabkeh et Acar, (1996) montre que le front acide avance linéairement avec la charge passée dans le sol. Aucun résultat expérimental publié confirme ce résultat de modélisation.

2.4.5 Mécanismes de transport des contaminants et suivi

Plusieurs des premières études sur la décontamination des sols par électrocinétique se sont concentrées sur la détermination du principal mécanisme de transport des contaminants. Il ressort maintenant que le principal mécanisme de transport des contaminants est la migration

électrique [ACAR et coll., 1996 ; CLARKE et coll., 1995]. Aucun mécanisme de suivi n'a été proposé dans la littérature à ce jour. Plusieurs équipes de recherche ont plutôt cherché à modéliser l'électrocinétique afin de prédire le transport des contaminants. Enfin, Khan et Alam (1994) constatent qu'avec plus de voltage appliqué à un sol, plus de contaminants sont extraits.

2.4.6 Évolution de la résistivité du sol et son impact sur le traitement

Il n'y a pratiquement aucun auteur qui traite de l'évolution de la résistivité dans le sol dans les articles. Dans la plupart des montages utilisés, la seule mesure de voltage faite est globale, ce qui inclut les pertes aux électrodes. Hamed et coll., (1991) montrent que la résistivité globale durant ses essais augmente. Ils attribuent cette augmentation au développement de *l'isoelectric focusing point*. Quelques montages incluent des points de mesure intermédiaire mais lorsque c'est le cas, aucun résultat relatif à ces mesures n'est présenté et/ou discuté.

La seule équipe qui ait abordé ce point est celle de l'Université de Sherbrooke avec les travaux de Beauregard (1996), de Mathieu (1996), de Beaulieu (1995), de Couture (1994), et de Éthier (1993). Les travaux de Éthier (1993) montrent que sans contrôle du pH à la cathode, la résistivité du sol demeure inchangée pour la première partie du traitement. Ensuite, se développe un front résistant du côté de la cathode. Ce front contrôle la résistivité globale de l'échantillon de sol traité. Éthier (1993) note aussi que le front résistant se propage très lentement vers l'anode. Suite aux essais de Couture (1994) qui ont permis d'apprendre à bien contrôler le pH à la cathode, les essais de Beaulieu (1995) montrent que l'acide utilisé pour le contrôle du pH à la cathode influence l'évolution des résistivités dans le sol. Un acide faible implique une augmentation de la résistivité du sol alors qu'un acide fort entraîne une diminution. Enfin, Beauregard (1996), Mathieu (1996) et Beaulieu (1995), constatent que l'augmentation de la résistivité du sol (contrôle du pH par un acide faible) permet de traiter le sol avec moins de charges.

2.4.7 Impacts d'une préacidification

Les travaux disponibles sur l'impact de la préacidification des sols proviennent de Beauregard (1996) et Mathieu (1996). Le nombre d'essais réalisés avec une préacidification est limité. Ils font ressortir que la préacidification a permis de mettre en solution une partie des métaux lourds dans le sol. L'ajout de beaucoup d'ions dans le sol provoque une diminution de la résistivité initiale, du gradient électrique et, par conséquent, de la vitesse des ions [BEAUREGARD, 1996]. Également, une forte préacidification peut engendrer une complexation des métaux sous forme

anionique et ainsi nuire à la décontamination [BEAUREGARD, 1996]. Mathieu (1996) conclut que le meilleur acide de préacidification est l'acide nitrique alors que Beauregard (1996), qui a travaillé sur des sols différents de Mathieu (1996), conclut que l'acide acétique est plus performant que l'acide chlorhydrique. Enfin, Beauregard (1996) a constaté la difficulté de mettre en solution les métaux lourds dans un sol particulier malgré plusieurs stratégies de préacidification.

2.4.8 Modélisation

Plusieurs chercheurs ont développé des modèles mathématiques comme outil de prédiction pour la décontamination des sols par électrocinétique [SHARIATMADARI, 1997; ALSHAWABKEH et ACAR, 1996 ; YU et NERETNIEKS, 1996 ; YEUNG et MITCHELL, 1995; JACOBS et coll., 1994 ; LINDGREN et coll., 1993; ALSHAWABKEH et ACAR, 1992]. Chaque auteur souligne qu'il obtient une bonne corrélation avec les données expérimentales. Clarke et coll., (1995) mentionnent que le consensus général sur la modélisation apparaît être qu'encore beaucoup de travaux devront être entrepris avant que l'on puisse compter sur les résultats de la modélisation. La méthode utilisée par Clarke et ses collaborateurs (1995) combine des essais de capacité tampon, de mesures de résistivité du sol et des essais électrocinétiques en laboratoire pour prédire la performance d'un traitement.

Plusieurs modèles assument 100% d'efficacité faradique pour l'électrolyse de l'eau à l'anode et donc que tout le courant sert à produire des ions H^+ [YEUNG et MITCHELL, 1995 ; JACOBS et coll., 1994 ; ALSHAWABKEH et ACAR, 1992]. Aussi, maints modèles négligent la sorption des métaux sur le sol [YU et NERETNIEKS, 1996 ; JACOBS et coll., 1994]. Il faut dire que de modéliser simultanément l'advection par électro-osmose, la diffusion et la migration électrique de toutes les espèces ioniques présentes dans le sol, la sorption désorption des H^+ et des métaux lourds, plusieurs réactions chimiques de précipitation et de neutralisation, les réactions aux électrodes, etc. dans un sol est une mission quasi impossible. Plusieurs hypothèses non vérifiées sont faites pour la modélisation de l'électrocinétique, comme de supposer un coefficient de retardement (R_d) constant durant l'essai [YEUNG et MITCHELL, 1995 ; ALSHAWABKEH et ACAR, 1992] ou un coefficient de débit électro-osmotique constant ou nul [YEUNG et MITCHELL, 1995 ; JACOBS et coll., 1994 ; ALSHAWABKEH et ACAR, 1992]. Aussi tous les modèles révisés se basent sur des coefficients de diffusion et de migration à dilution infinie et donc négligent l'effet de la concentration sur les vitesses de déplacement des ions.

3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 Description des sols utilisés

3.1.1 Généralités

Au total sept sols ont été utilisés durant cette recherche. Quatre des sept sols ont été contaminés aux métaux lourds par des activités industrielles. Deux des trois sols restants ont été prélevés dans la région de l'Estrie (Québec, Canada) et l'un d'eux a été contaminé avec des métaux en laboratoire pour certains tests d'électrocinétique. Le dernier sol est une kaolinite achetée chez Thiele Kaolin Company (Wrens, É-U) où elle porte le nom de RC32 Air Floated.

Tout au long de la thèse, la convention suivante sera utilisée pour les concentrations de métaux. Lorsque les métaux sont dans le sol, les unités seront des mg/kg et lorsqu'ils sont dans un liquide les unités seront des mg/L. Dans les deux cas, il s'agit de ppm et la convention sert à déterminer si les métaux sont dans le sol ou dans l'eau des pores.

3.1.2 Sols industriels

Les sols contaminés par des activités industrielles sont caractérisés dans le but de pouvoir faire des liens entre les propriétés des sols et certains paramètres des traitements électrocinétiques. La description des sols se limite aux échantillons prélevés et il n'y a aucune garantie qu'ils soient représentatifs de la contamination qui se trouve sur les sites respectifs.

3.1.2.1 Sol #1

Ce sol provient d'une ancienne gare de train où il y a jadis eu une intense activité industrielle. Le sol #1 est contaminé par trois métaux lourds : du cuivre, du plomb et du zinc. Deux échantillons de sol #1 ont été prélevés sur le site et la contamination de ces échantillons diffère. Le sol #1a contient 3000 mg/kg de cuivre, 13 000 mg/kg de plomb et enfin, 1500 mg/kg de zinc. L'échantillon #1b est globalement moins contaminé et il contient 1000 mg/kg de cuivre, 1500 mg/kg de plomb et 2100 mg/kg de zinc.

Les autres caractéristiques des spécimens a et b du sol #1 sont pratiquement identiques. La figure 3.2 montre que le sol #1 a une granulométrie étalée. Il s'agit majoritairement d'un sable (45%) avec 42% de gravier, 11% de silt et 2% d'argile. Comme c'est la portion fine du sol qui détermine la conductivité hydraulique, le sol #1 est peu perméable avec un D_{10} de 0,02 mm. Le sol #1 contient 16% de solides volatils (550 °C), a un pH de 7,4 et une capacité tampon (section A.6) de 40 mmole H^+ /kg de sol sec. La courbe tampon du sol #1 est présentée à la figure 3.3.

Les résultats des extractions séquentielles sélectives réalisées sur le sol #1a sont présentés dans le tableau 3.1. La répartition des métaux lourds y est présentée en mg/kg (ppm) et en

pourcentage pour chacun des métaux. Pour fins de comparaison entre les sols, la contamination totale est aussi présentée en meq/100 g et en pourcentage.

TABLEAU 3.1 : SPÉCIATION INITIALE DES MÉTAUX DANS LE SOL #1a

Phase	Cu		Pb		Zn		Total	
	(mg/kg - %)		(mg/kg - %)		(mg/kg - %)		(meq/100g - %)	
Échangeable	6	0	6	0	4	0	0,039	0
Carbonates	320	10	5600	36	170	11	6,9	24
Oxydes – Hydroxydes	900	30	7200	46	580	39	12	41
Matière organique	1500	51	2400	16	570	38	8,8	30
Résiduelle	260	9	230	2	180	12	1,6	5
Total	3000	100	15 000	100	1500	100	29	100

3.1.2.2 Sol #2

Ce sol est en fait une argile contaminée au plomb. La concentration de la contamination du sol provenant de ce site varie entre 10 000 et 120 000 mg/kg [GARAND et NORMAND, 1993]. Cette contamination provient de deux activités industrielles différentes qui ont eu lieu dans les années 60 et 70. Premièrement, des industries du côté sud du site ont rejeté des poussières de plomb dans l'air. Aussi, une des industries a recyclé des batteries en les détruisant directement sur le sol et en récupérant les électrodes pour le plomb. Ainsi, une partie de la contamination est diffuse et est présente dans la partie fine du sol tandis que l'autre est plus ponctuelle et consiste en des particules solides de plomb [GARAND et NORMAND, 1993].

Le sol #2 prélevé pour réaliser des essais d'électrocinétique correspond au sol contaminé par des poussières de plomb et sa contamination est présente dans la partie fine du sol. Le sol #2 contient 5% de solides volatils (550 °C), a un pH de 7,2 et résiste fortement à l'acidification avec une capacité tampon de 50 mmole H⁺/kg de sol sec. La courbe tampon du sol #2 est présentée à la figure 3.3. Deux échantillons distincts ont été prélevés sur ce site. Le premier échantillon (sol #2a) a servi pour les essais CC5 et CC6 et il contient 13 000 mg/kg de plomb. Le second échantillon (sol #2b) a servi pour l'essai CC7 et il contient 21 000 mg/kg de plomb.

Les résultats de l'extraction séquentielle sélective réalisée sur le sol #2a sont présentés dans le tableau 3.2. L'échantillon de sol utilisé pour l'extraction contenait toutefois un peu moins de plomb avec une concentration de 11 000 mg/kg.

TABLEAU 3.2 : SPÉCIATION INITIALE DU PLOMB DANS LE SOL #2a

Phase	Pb		Total	
	(mg/kg - %)		(meq/100g - %)	
Échangeable	340	3	0,33	3
Carbonates	7500	68	7,2	68
Oxydes – Hydroxydes	2900	27	2,8	27
Matière organique	130	1	0,13	1
Résiduelle	110	1	0,097	1
Total	11 000	100	11	100

3.1.2.3 Sol #3

Ce sol provient d'un centre de transbordement de minerais situé au Québec. Le sol #3 a aussi été utilisé par Mathieu (1996) dans ses travaux de maîtrise, réalisés parallèlement à la présente étude. Le sol #3 est un minerai [MATHIEU, 1996] qui, lorsqu'en quantité suffisante, peut être considéré comme une matière première mais qui, dans le présent cas, est abordé comme un sol contaminé.

Le sol #3 contient du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc. Deux échantillons du sol #3 ont été testés dans cette étude. Le premier échantillon (sol #3a) a servi pour l'essai CC8 et il est contaminé par 1200 mg/kg de cadmium, 9000 mg/kg de cuivre, 2300 mg/kg de plomb et 200 000 mg/kg de zinc. Vingt pour cent de la masse du sol #3a provient de la présence de zinc. Le deuxième échantillon (sol #3b) a servi pour les essais CC9, CC10, CC11 et CC12 et il contient 64 mg/kg de cadmium, 8600 mg/kg de cuivre, 480 mg/kg de plomb et 10 000 mg/kg de zinc.

Les deux échantillons de sol #3 possèdent une forte teneur en solides volatils (24%) dont une partie est présente sous la forme de débris de bois et de charbon [MATHIEU, 1996]. Le sol #3 est légèrement acide avec un pH naturel de 5,3 et il possède une capacité tampon évaluée à 24 mmole H⁺/kg de sol sec. La figure 3.3 présente la courbe tampon du sol #3.

Le tableau 3.3 présente les résultats de l'extraction séquentielle sélective réalisée sur le sol #3b. Le cadmium n'est pas présenté dans le tableau puisque le sol #3b en contient seulement 64 mg/kg.

TABLEAU 3.3 : SPÉCIATION INITIALE DES MÉTAUX DANS LE SOL #3b

Phase	Cu		Pb		Zn		Total	
	(mg/kg - %)		(mg/kg - %)		(mg/kg - %)		(meq/100g - %)	
Échangeable	340	3	2	0	3000	30	9,8	16
Carbonates	2200	25	9	2	2900	29	16	27
Oxydes – Hydroxydes	140	1	30	6	960	10	3,4	6
Matière organique	6300	71	450	89	3100	30	30	50
Résiduelle	65	1	13	3	33	1	0,62	1
Total	9000	100	500	100	10 000	100	59	100

3.1.2.4 Sol #6

Le sol #6 est un sédiment contaminé par 3000 mg/kg de zinc. Ce sol provient d'un canal et sa contamination est le résultat de rejets industriels dans l'eau du bief. Le zinc rejeté s'est adsorbé aux particules en suspension et ces particules contaminées se sont déposées par gravité au fond du canal dans les zones moins turbulentes. La courbe granulométrique (fig. 3.2) montre que ce sédiment est un silt argileux. Le sol #6 a une teneur en matière organique relativement élevée avec 16% de solides volatils (550 °C). Une forte odeur caractéristique de la présence de produits pétroliers se dégage du sol #6 ce qui indique qu'une partie de la matière organique est présente sous cette forme. Le sol #6 a un pH légèrement acide de 6,1 et sa capacité tampon est de 15 mmole H⁺/kg. La courbe tampon du sol #6 est présentée à la figure 3.3.

Le tableau 3.4 présente les résultats de l'extraction séquentielle sélective réalisée sur le sol #6.

TABLEAU 3.4 : SPÉCIATION INITIALE DU ZINC DANS LE SOL #6

Phase	Zn		Total	
	(mg/kg - %)		(meq/100g - %)	
Échangeable	21	1	0,064	1
Carbonates	600	20	1,8	20
Oxydes – Hydroxydes	2100	69	6,4	69
Matière organique	200	7	0,61	7
Résiduelle	100	3	0,31	3
Total	3000	100	11	100

3.1.3 Autres sols

3.1.3.1 Silt d'Ascot

Le silt d'Ascot (As) provient d'une ancienne carrière de sable dans la municipalité d'Ascot, située en Estrie. Le sol prélevé à même la pente a une teneur en eau de 15% et un pH légèrement acide de 6,1. La courbe granulométrique (fig. 3.2) montre que le sol d'Ascot est un silt avec 60% des grains plus fins que 0.075 mm et seulement 2% d'argile (2 μm). Les cations solubilisés par une digestion à l'acide du silt d'Ascot (tableau 3.5) et son spectre de diffraction au rayon X (fig. 3.1) indiquent que le quartz (SiO_2) et le silicate d'aluminium sont les principaux constituants de ce sol. Le potentiel zêta du silt d'Ascot a été évalué par Couture (1994) à - 4 mV, ce qui indique une charge de surface négative et la sorption de cations. Le silt d'Ascot a une capacité tampon de seulement 1,3 mmole/kg de sol sec et sa teneur en solides volatils est également faible à 0,86%. La courbe tampon du sol d'Ascot est présentée à la figure 3.3 où l'on peut constater que le silt d'Ascot est le moins tampon des sols décontaminés par électrocinétique.

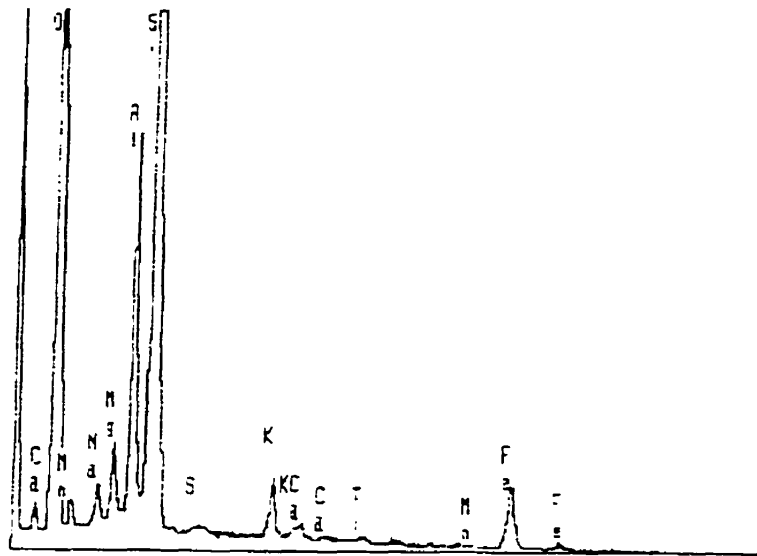


Figure 3.1 : Spectre au Rayon X du silt d'Ascot

Le silt d'Ascot séché à 105°C a été contaminé par du plomb ou du zinc par l'ajout de solution de nitrate de plomb à 8333 mg/L (de plomb) ou de sulfate de zinc à 16 667 mg/L (de zinc). L'ajout de solution contaminante jusqu'à une teneur en eau de 18% donne un sol contaminé avec 1500 mg/kg de plomb ou 3000 mg/kg de zinc. Le sol contaminé a séjourné dans une chambre humide (100%) pour une période d'au moins 24 heures avant d'être traité. La contamination du silt d'Ascot a pour effet de diminuer le pH du sol à 4,5, ce qui confirme sa faible capacité à résister à un changement de pH. L'eau des pores du sol a été extraite par centrifugation avant

le traitement pour établir la quantité de métaux qui est retenue par le sol. Bien que les concentrations de plomb et de zinc introduites étaient de 8333 et 16 667 mg/L, après contact avec le silt d'Ascot on a retrouvé 1000 et 15 000 mg/L (Pb et Zn) ce qui indique que 90% du plomb et 10% du zinc est retenu par le sol.

TABLEAU 3.5 : CARACTÉRISTIQUES DU SILT SABLEUX D'ASCOT

Paramètre	Sol d'Ascot
% silt (0,075 mm)	60
% argile (0,02 mm)	2
ρ_s	2,71 g/cm ³
C_u	3,6
C_c	0,5
Conductivité hydraulique (k)	$7,1 \times 10^{-6}$ cm/s
pH naturel	6,1
Solides volatils	0,86 %
Pb	10 mg/kg
Cu	26 mg/kg
Zn	37 mg/kg
Ca	1400 mg/kg
Fe	14 500 mg/kg
S	32 mg/kg
Mg	3400 mg/kg
Ni	310 mg/kg
K	450 mg/kg
Mn	300 mg/kg
P	240 mg/kg

Les tableaux 3.6 et 3.7 présentent les résultats des extractions séquentielles sélectives réalisées sur le sol d'Ascot contaminé au plomb et au zinc respectivement.

TABLEAU 3.6 : SPÉCIATION INITIALE DU PLOMB DANS LE SOL D'ASCOT

Phase	Pb		Total	
	(mg/kg - %)		(meq/100g - %)	
Échangeable	950	56	0,92	56
Carbonates	480	28	0,46	28
Oxydes – Hydroxydes	220	13	0,21	13
Matière organique	32	2	0,029	2
Résiduelle	19	1	0,019	1
Total	1700	100	1,6	100

TABLEAU 3.7 : SPÉCIATION INITIALE DU ZINC DANS LE SOL D'ASCOT

Phase	Zn		Total	
	(mg/kg - %)		(meq/100g - %)	
Échangeable	2700	89	8,2	89
Carbonates	65	2	0,20	2
Oxydes – Hydroxydes	210	7	0,63	7
Matière organique	55	2	0,17	2
Résiduelle	10	0	0,031	0
Total	3000	100	9,2	100

3.1.3.2 Till de Coaticook

Le sol de Coaticook est prélevé sur la face d'un dépôt glacière à l'arrière d'une école de Coaticook en Estrie. Ce sol est caractérisé par une très forte capacité tampon dû à la présence de carbonates de calcium (CaCO_3). On peut observer une effervescence du sol à l'application d'acide chlorhydrique (10% v/v). La courbe granulométrique montre que le sol de Coaticook est un sable silteux contenant 3% d'argile ($2 \mu\text{m}$). Sa conductivité hydraulique est de l'ordre de 10^{-5} cm/s [BURNOTTE, 1993]. Le sol a un pH de 7,5, sa capacité tampon est de 900 mmoles/kg de sol sec et il contient 2,3% de solides volatils. La courbe tampon du sol de Coaticook montre bien comment la présence de calcite rend ce sol résistant à l'acidification. Le sol de Coaticook est utilisé pour établir l'efficacité de l'anode à produire des ions H^+ et à acidifier le sol. Il n'a pas été contaminé en laboratoire. Les principaux cations relâchés par une digestion acide du till de Coaticook sont présentés dans le tableau 3.8.

TABLEAU 3.8 : CATIONS DU TILL DE COATICOOK [BURNOTTE, 1993]

Cations	Concentration (mg/kg)
Fe	15 000
Ca	15 000
Mg	2500
Al	900
P	250
Ti	120
Cu	50
S	50

3.1.3.3 Kaolinite

La kaolinite a servi à évaluer les problèmes liés à la production de gaz à la cathode. Elle n'a pas été contaminée en laboratoire comme dans les cas présentés par Éthier (1993) et Couture (1994). La kaolinite a une certaine cohésion qui lui permet de faire un contact peu perméable à l'air avec les parois des cellules et ainsi permettre d'apprécier les effets de la production de gaz à la cathode. La conductivité hydraulique de cette argile est de l'ordre de $10^{-6} - 10^{-7}$ cm/s [ÉTHIER, 1993]. Le tableau 3.9 présente certaines caractéristiques de la kaolinite utilisée.

TABEAU 3.9 : CARACTÉRISTIQUES DE LA KAOLINITE UTILISÉE [ÉTHIER, 1993]

Composition chimique (% masse)	
SiO ₂	43,5 – 44,5
Al ₂ O ₃	38,0 – 40,5
Fe ₂ O ₃	0,9 – 1,3
TiO ₂	1,4 – 3,5
Composition minéralogique (% masse)	
Kaolinite	98
Illite	2
Principaux ions du sumageant	
Na ⁺ - SO ₄ ²⁻	
Limites d'Atterberg	
Limite liquide	64%
Limite plastique	34%
Indice de plasticité	30
Fraction argileuse (< 2µm)	
90%	

3.1.4 Courbes granulométriques

La figure 3.2 présente les courbes granulométriques de cinq des sept sols utilisés dans cette étude. Les courbes granulométriques de la kaolinite et du sol #2 ne sont pas disponibles, mais même sans ces courbes on peut affirmer que ces sols sont des argiles. La fraction argileuse ($\leq 2 \mu\text{m}$) de la kaolinite est de 90% et celle du sol #2 est évaluée à au moins 60%.

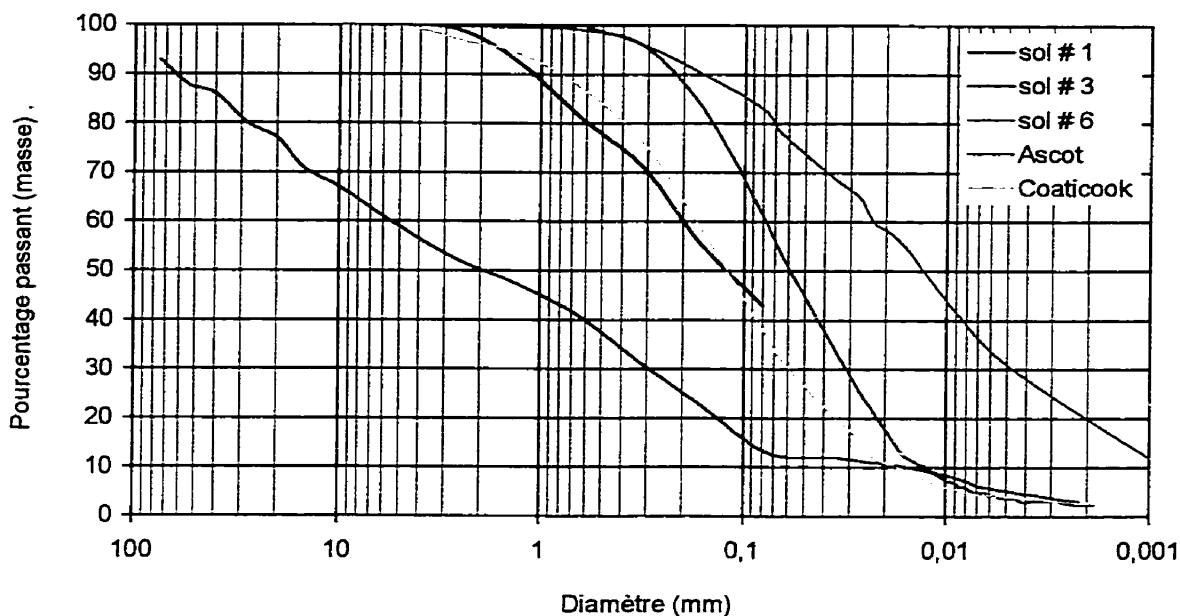


Figure 3.2 : Courbes granulométriques des sols utilisés

3.1.5 Courbes tampons

La figure 3.3 présente les courbes tampons des sols utilisés dans cette étude à l'exception de celle de la kaolinite qui n'a pas été décontaminée par électrocinétique.

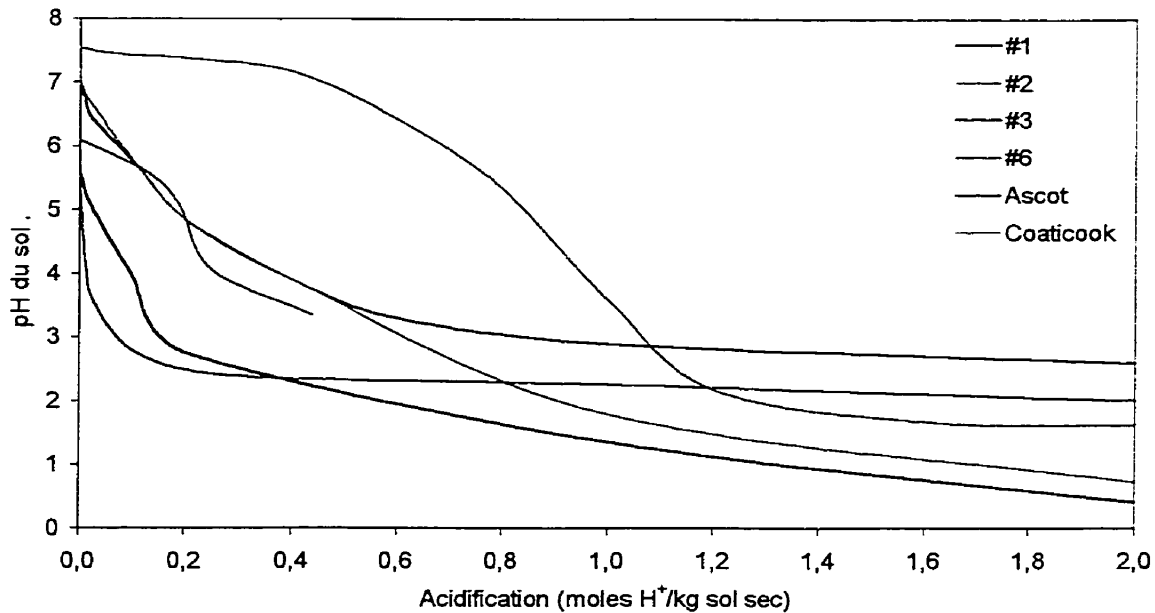


Figure 3.3 : Courbes tampons des sols décontaminés

3.1.6 Résumé des caractéristiques des sols

Les caractéristiques des sept sols présentés ci-dessus sont résumées dans le tableau 3.10.

TABLEAU 3.10 : RÉSUMÉ DES CARACTÉRISTIQUES DES SOLS UTILISÉS

Caractéristiques	Sol #1	Sol #2	Sol #3	Sol #6	Ascot	Coaticook	Kaolinite
Sol	Sable	Argile	Silt	Silt	Silt	Sable (Till)	Argile
pH	7,4	7,2	5,3	6,1	6,1	7,5	4,7
Capacité tampon (mmole H ⁺ /kg)	40	50	24	≈ 15	1,3	900	n/d
Solides volatiles (%)	16	5	24	16	0,86	2,3	n/d
Contamination sol (mg/kg)	(#1a)	(#2a)	(#3b)			(Pb ou Zn)	
Cd	n/a	n/a	64	n/a	n/a	n/a	n/a
Cu	3000	n/a	8600	n/a	n/a	n/a	n/a
Pb	13 000	13 000	480	n/a	1500	n/a	n/a
Zn	1500	n/a	10 000	3000	3000	n/a	n/a
Contamination eau pores (%)		(#2a)	(#3b)			(Pb ou Zn)	
Cd	n/a	n/a	9,8	n/a	n/a	n/a	n/a
Cu	0,0	n/a	0,4	n/a	n/a	n/a	n/a
Pb	0,0	n/d	0,2	n/a	9,8	n/a	n/a
Zn	0,0	n/a	20,1	0,0	88,6	n/a	n/a
ESS (meq/100 g - %)						(Pb)	
Échangeable	0,039 – 0	0,33 – 3	9,8 – 16	0,064 – 1	0,92 – 56	n/a	n/a
Carbonates	6,9 – 24	7,2 – 68	16 – 27	1,8 – 20	0,46 – 28	n/a	n/a
Oxydes – hydroxydes	12 – 41	2,8 – 27	3,4 – 6	6,4 – 69	0,21 – 13	n/a	n/a
Matière organique	8,8 – 30	0,13 – 1	30 – 50	0,61 – 7	0,029 – 2	n/a	n/a
Résiduelle	1,6 – 5	0,097 – 1	0,62 – 1	0,31 – 3	0,019 – 1	n/a	n/a

Les sols contaminés par des activités industrielles présentés dans le tableau 3.10 ont une capacité tampon qui est plus élevée que celle des sols artificiellement contaminés en laboratoire. De même, la teneur en solides volatils, indicatrice de la matière organique contenue dans un sol, est plus élevée dans les sols industriels présentés que pour la kaolinite ou le silt d'Ascot. Enfin, les sols industriels ont tendance à contenir plus d'un contaminant à la fois. Il y a donc des différences notables entre les sols qui ont vraiment besoin d'être décontaminés (industriels) et ceux largement utilisés (kaolinite et silt) pour évaluer le potentiel de l'électrocinétique comme technologie de décontamination des sols pollués par des métaux lourds.

Seulement quatre sols industriels ont été caractérisés en profondeur, mais on peut tout de même constater avec les résultats des extractions séquentielles sélectives que la majeure partie de la contamination n'est pas dans la phase échangeable de ces sols contrairement au silt d'Ascot. Les métaux lourds dans les sols pollués par des activités industrielles sont donc immobilisés dans les sols par des liens spécifiques (section 2.4.6) plutôt que par des liaisons non spécifiques moins fortes comme c'est le cas dans le sol d'Ascot. Même dans le sol #2 qui est une argile, seulement 3% du plomb a été retracé dans la phase échangeable. Le plus grand pourcentage de la contamination répertorié dans la phase échangeable est de 16% pour le sol #3 et quand l'analyse est plus poussée, on constate que plus de 60% des métaux retracés cette phase sont présent dans l'eau des pores du sol #3 qui a un pH légèrement acide de 5,3 (tableau 6.12). En réalité, il y a seulement 6% de la contamination effectivement lié à la phase échangeable du sol #3. En résumé, le résultat des extractions séquentielles sélectives réalisées montre que les métaux lourds présents dans les quatre sols contaminés par des activités industrielles sont plus fortement liés au sol que dans le silt d'Ascot.

En termes de répartition, les résultats sont variables avec relativement peu de métaux lourds dans la phase résiduelle de l'extraction séquentielle sélective. Il y a une certaine corrélation entre la quantité de métaux lourds présents dans la phase matière organique de l'ESS et la teneur en solides volatils des sols mais il faut se rappeler que les contaminants varient d'un sol à un autre, ce qui influence les affinités de sorption entre les métaux lourds et la matière organique. La majeure partie de la contamination est présente dans la combinaison des phases carbonates, oxydes – hydroxydes et matière organique des sols industriels caractérisés.

3.2 Montages

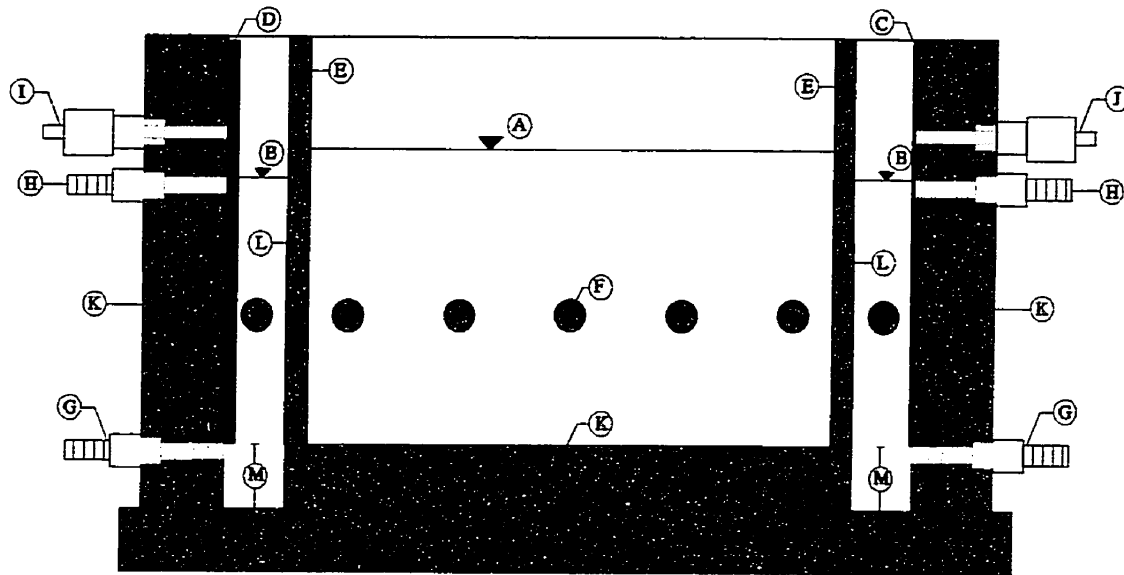
3.2.1 Généralités

Dans la présente étude trois différentes cellules sont utilisées dans des montages d'électrocinétique. La première cellule contient environ un litre de sol réparti sur 16,5 cm de longueur. Un des éléments importants du montage réalisé avec cette cellule est le contrôle de la chimie des solutions en contact avec les électrodes. On réfère à cette cellule comme étant celle avec contrôle (CC). La seconde cellule d'un diamètre de 8,9 cm sert à traiter le sol en couche mince avec un contrôle du pH à la cathode par un ou des milieux poreux. Dans le montage réalisé avec cette cellule, seule la constitution initiale des solutions introduites dans les milieux poreux placés entre le sol et la cathode est contrôlée. On réfère à cette cellule comme étant la cellule avec milieux poreux (MP). La troisième et dernière cellule possède une surface de traitement quinze fois supérieure à celle des deux autres. Le montage réalisé avec cette cellule sert à évaluer l'efficacité de deux modes d'évacuation des gaz produits à la cathode. On réfère à cette cellule par cellule à grande surface (GS).

3.2.2 Cellule avec contrôle

La figure 3.4 montre un schéma de la cellule avec contrôle (Essais Acid, B et CC, sections 4.2, 4.3 et 4.4). Cette cellule est construite entièrement en plexiglas et le sol est séparé des réservoirs par des plaques perforées et des papiers filtres. Dans cette cellule, le sol occupe un espace de 16,5 cm de longueur par 7,7 cm de largeur et une hauteur qui varie entre 7,7 et 8,5 cm. Les réservoirs de solutions en contact avec l'anode et la cathode ont un volume de 125 ± 5 ml et ils séparent les électrodes du sol par une distance de 3,0 cm. Les réservoirs possèdent une surprofondeur de 2 cm par rapport au sol pour accumuler les métaux électroplaqués à la cathode. Cette surprofondeur permet d'éviter que les métaux électrosolidifiés à la cathode viennent en contact avec le sol et, par prolongement du contact électrique, y soient électroplaqués.

La cellule possède sept plots en acier inoxydable 316 qui sont en contact avec le sol ou les solutions des réservoirs. Les cinq plots dans le sol sont espacés de 3,5 cm et il y a aussi un plot placé dans le centre de chacun des réservoirs. Les plots du sol sont numérotés V1 à V5 de l'anode jusqu'à la cathode. La cellule est pourvue de contacts en acier inoxydable 316 pour transmettre le courant à l'anode et à la cathode. Enfin, des raccords à tube (acier inoxydable 316) sont présents pour les contrôles hydrauliques des réservoirs. L'entrée des réservoirs est située dans le bas et le liquide est distribué par une série de trous de diamètre variable.



LÉGENDE

A	Niveau du sol	H	Déversoir (sortie)
B	Niveau du liquide dans les réservoirs	I	Contact (Anode)
C	Cathode	J	Contact (Cathode)
D	Anode	K	Structure de la cellule (Plexiglas)
E	Papiers-filtres	L	Plaques de plastique
F	Plots (V1 à V5)	M	Surprofondeurs
G	Raccords à tube (entrée)		

Figure 3.4 : Schéma de la cellule avec contrôle

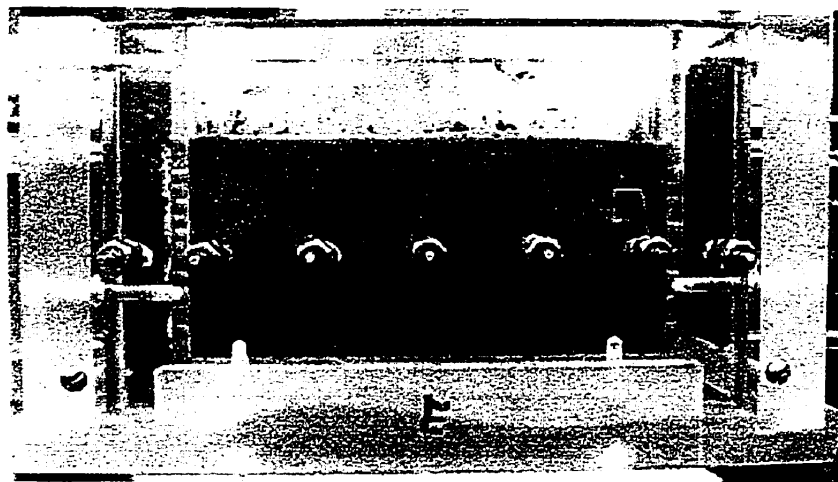


Figure 3.5 : Cellule avec contrôle

Les plaques perforées servent à séparer le sol des réservoirs. Ces plaques sont en plexiglas ; elles mesurent 6,0 mm d'épaisseur et elles sont perforées par des trous de 7,8 mm de diamètre. La surface ouverte des plaques est de 30% de l'aire totale. Des papiers-filtres sont placés entre le sol et les plaques perforées pour empêcher le sol de se déverser dans les réservoirs.

Les matériaux utilisés pour les électrodes sont de natures différentes. L'acier inoxydable 304 sert de matériau pour la cathode. Cet acier n'est pas corrodé par l'acide circulé dans le réservoir cathodique. Le matériau de l'anode est le carbone. Ce matériau n'a pas tendance à s'oxyder, même lorsqu'il sert d'anode, ce qui favorise l'oxydation de l'eau. Les électrodes sont perforées à deux endroits. Le premier trou sert de contact électrique et de support aux électrodes. Ce contact est effectué à l'aide d'une vis en acier inoxydable situé au-dessus du niveau des solutions. Le second trou permet d'évacuer le surplus de liquide hors des réservoirs.

Le contrôle du pH à la cathode se fait par la circulation d'une solution acide dans le réservoir. L'acide est circulé par une pompe péristaltique *Masterflex Easy-load 7553-80 (Cole-Parmer instrument co.)* à un débit qui varie d'un essai à un autre. Le surplus de solution du réservoir est évacué par un déversoir dans un contenant. À l'anode, le système comprend une burette à charge hydraulique constante qui est connectée avec l'entrée du réservoir. La burette est ajustée de façon à tenir la charge hydraulique constante sans qu'il y ait de gradient hydraulique appliqué au sol. Ainsi, on peut mesurer directement les débits électro-osmotiques. Quand le débit est inversé, le surplus de liquide du réservoir anodique est évacué par un déversoir dans un contenant.

3.2.3 Cellule avec milieux poreux

La cellule utilisée pour réaliser les essais avec milieux poreux (Essais MP, section 4.5) est fabriquée à partir d'un tube de plexiglas de 0,635 cm d'épaisseur. Le tube mesure 17,1 cm de longueur et son diamètre intérieur est de 8,9 cm pour une section de 62,1 cm². Cette cellule est également pourvue de cinq plots en acier inoxydable 316. La figure 3.6 présente un schéma de la cellule avec milieux poreux où on peut voir l'arrangement des plots. Toutes les mesures de la figure 3.6 sont en cm. Les plots sont numérotés de V1 à V5 de l'anode (à gauche) à la cathode (à droite) comme pour la cellule avec contrôle. Bien que la figure 3.6 montre la cellule horizontalement, durant le traitement le montage est vertical, de telle façon que la cathode est placée sous le sol. La figure 3.7 montre la cellule avec milieux poreux durant le traitement d'un sol.

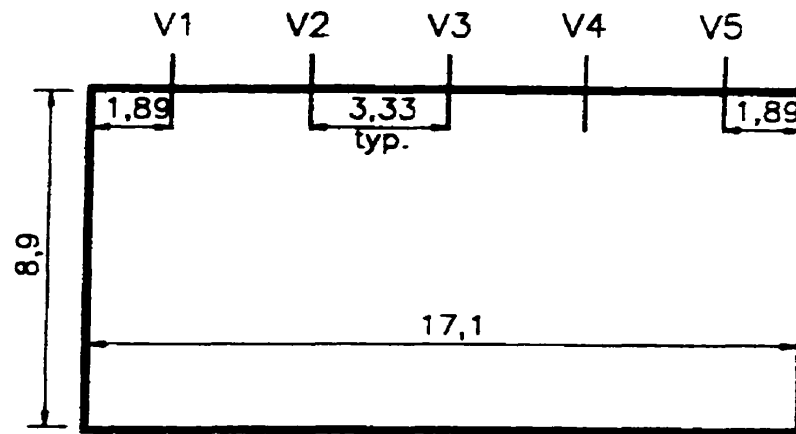


Figure 3.6 : Schéma de la cellule avec milieux poreux [ÉTHIER, 1993]

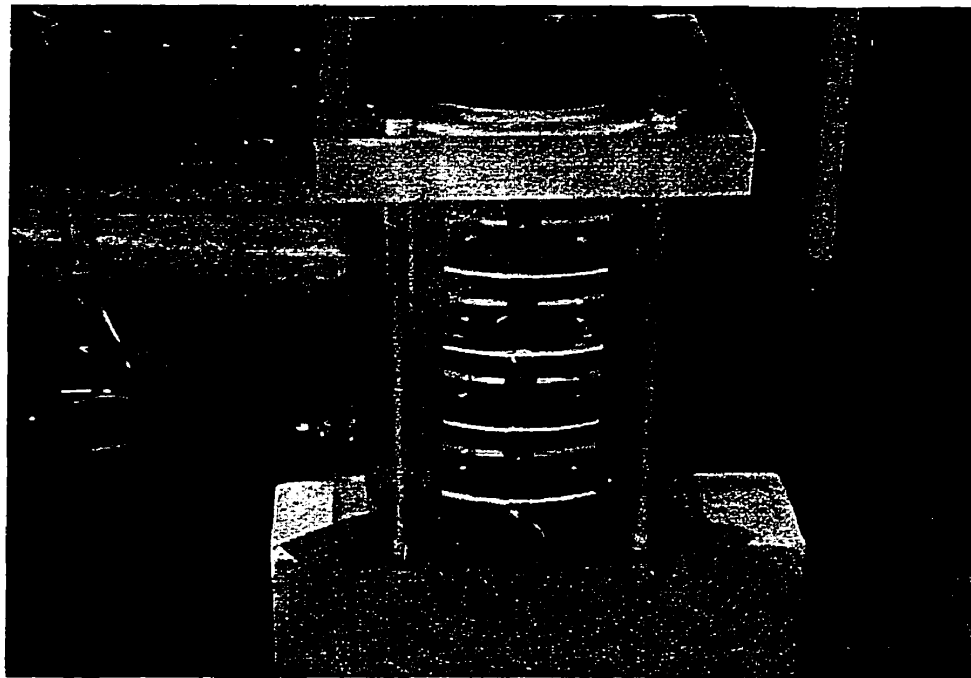


Figure 3.7 : Cellule avec milieux poreux durant le traitement d'un sol

Dans ce montage l'anode en carbone est placée directement sur le dessus du sol. Le contact entre le circuit électrique et l'anode circulaire est réalisé à l'aide d'un fil de cuivre collé sur la face supérieure de l'anode. La cathode, pleine surface, en acier inoxydable 304 est branchée au circuit électrique par un fil de cuivre soudé à l'argent à la face inférieure de l'électrode circulaire.

La cathode est séparée du sol par une série de milieux poreux remplis de solution généralement acide. L'acide sert à neutraliser l'avancée des ions OH^- produits à la cathode afin d'éviter qu'ils pénètrent le sol. Deux types de milieux poreux ont été utilisés. Le premier est un géotextile aiguilleté fait de polypropylène. Le polypropylène se comporte bien en présence d'acide jusqu'à une concentration de 10 M. Ce milieu poreux a une conductivité hydraulique de $1,6 \times 10^{-1}$ cm/s et l'ouverture de ses pores varie entre 50 et 65 μm . Ce géotextile à une porosité de $0,85 \pm 0,05$ et deux épaisseurs ont été utilisées pour les essais de décontamination : une de 7,1 mm et l'autre de 4,0 mm. Le deuxième type de milieu poreux utilisé est rigide et il est fabriqué de polyéthylène à haute densité (PEHD). Le PEHD résiste aux acides commerciaux sans se dégrader. La conductivité hydraulique du milieu poreux en PEHD est de $2,0 \times 10^{-2}$ cm/s et l'ouverture de ses pores varie entre 45 et 90 μm . Ce milieu poreux a une épaisseur de 6,4 mm et sa porosité est de $0,39 \pm 0,02$. Aucun contrôle hydraulique n'est effectué durant la réalisation d'essais dans un montage avec milieux poreux.

3.2.4 Cellule à grande surface

La cellule à grande surface mesure 30 cm de largeur par 30 cm de longueur (Essais GS, section 4.5). Elle est fabriquée en chlorures de polyvinyle (CPV) avec une paroi en plexiglas qui permet de faire des observations visuelles sur le sol durant le traitement. La figure 3.8 montre un schéma et la figure 3.9 une photo de la cellule à grande surface pendant un essai.

La cellule à grande surface utilise quatre anodes carrées en carbone qui mesurent 10 cm par 10 cm. Les anodes sont placées directement en contact avec la surface supérieure du sol. Les contacts entre le circuit électrique et les anodes sont réalisés à l'aide de fils de cuivre collés au centre de la face supérieure des anodes. Deux cathodes en acier inoxydable 304 qui couvrent 30 cm par 30 cm ont été utilisées. La première des deux cathodes est perforée alors que la seconde est pleine. Les cathodes sont branchées au circuit électrique par quatre fils de cuivre soudés à l'argent aux quatre coins des cathodes.

Dans le montage de la cellule à grande surface la cathode est séparée du sol par deux milieux poreux en polypropylène de 5,8 mm d'épaisseur remplis de solution d'acide chlorhydrique. Les propriétés de ce milieu poreux ont déjà été décrites à la section 3.2.3. Enfin, tout comme pour les essais réalisés dans la cellule avec milieux poreux, aucun contrôle hydraulique n'est réalisé dans la cellule à grande surface.

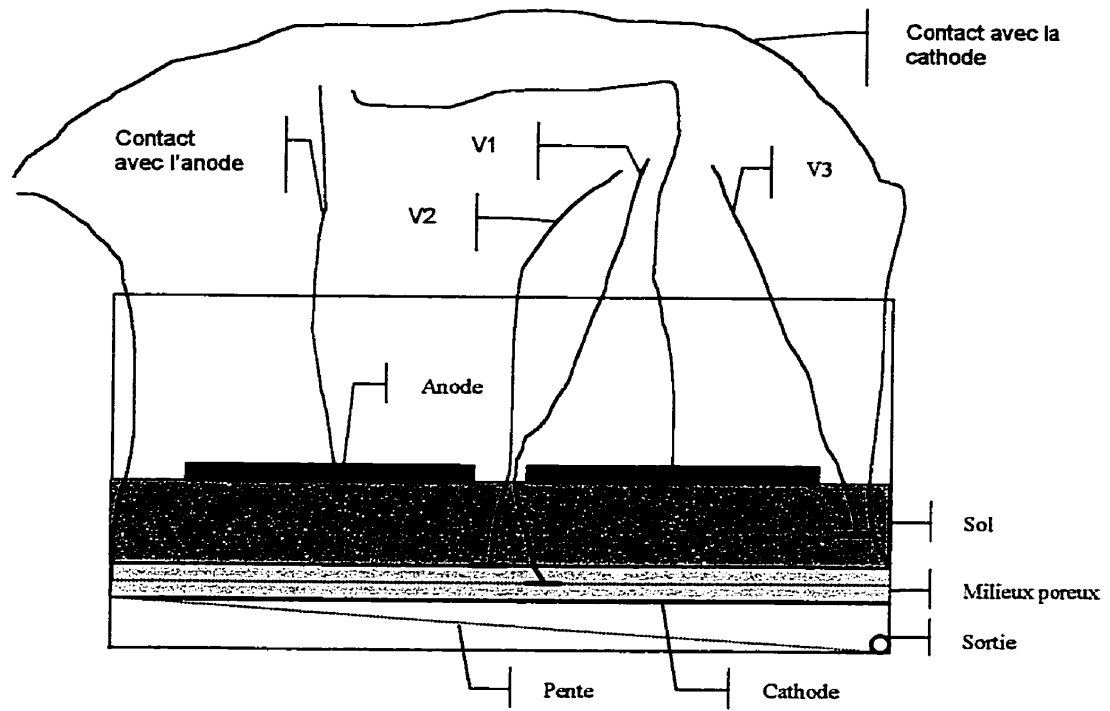


Figure 3.8 : Schéma de la cellule à grande surface

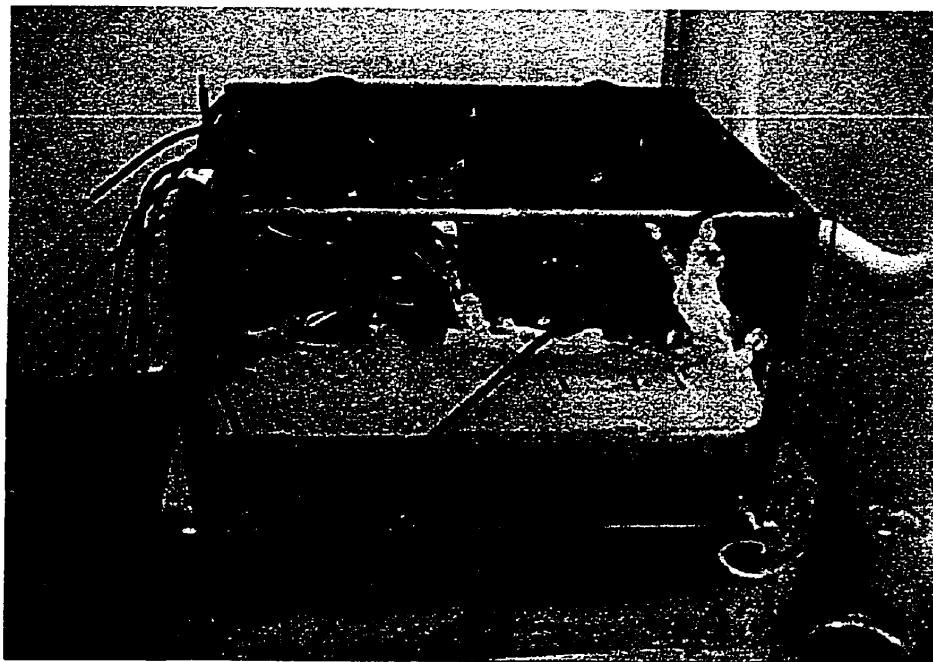


Figure 3.9 : Cellule à grande surface

Les mesures de voltage dans ce montage ne sont pas effectuées par des plots installés à même la structure de la cellule comme c'est le cas pour les deux cellules précédentes, mais plutôt par des fils de cuivre au bout desquels une petite plaque d'acier inoxydable ($\approx 2 \text{ mm} \times 2 \text{ mm}$) est soudée à l'argent. Trois fils sont placés dans chaque montage afin de pouvoir suivre l'évolution des pertes de potentiel électrique durant un essai. L'extrémité du premier fil (V1) est placée entre les deux milieux poreux. Le second fil (V2) est placé à l'interface entre les milieux poreux et le sol alors que le dernier fil (V3) se trouve à mi-hauteur de la couche de sol.

3.2.5 Systeme électrique

Dans les trois montages, une source de courant continu est utilisée pour appliquer un potentiel électrique entre l'anode et la cathode. La source est un appareil fabriqué par *Goodwill Instrument Co. modèle GPR-6030* et elle permet d'appliquer un courant constant jusqu'à 3 ampères ou une différence de potentiel constante jusqu'à 62 volts. Les potentiels et courants électriques sont mesurés par des multimètres *Fluke modèle 23 Series II*.

3.3 **Déroulement des essais**

3.3.1 Préparation des sols et des solutions

Pour décrire leur préparation, les sols utilisés dans cette étude peuvent être divisés en trois catégories. Il s'agit premièrement du sol d'Ascot artificiellement contaminé en laboratoire, deuxièmement du sol de Coaticook et de la kaolinite et troisièmement des sols contaminés par des activités industrielles.

Le silt d'Ascot a été artificiellement contaminé en laboratoire (section 3.1.3.1). Le sol non contaminé a premièrement été séché dans une étuve ventilée. Ensuite, le sol a été mélangé à la teneur en eau désirée dans un contenant en céramique avec une solution contenant du plomb ou du zinc. Ces solutions contaminantes ont été préparées en mélangeant une quantité de sels de nitrate de plomb ou de sulfate de zinc avec une quantité d'eau distillée. Les concentrations des solutions préparées visaient à obtenir la concentration en métal et la teneur en eau désirées de façon simultanée. Par exemple, si on veut contaminer un sol pour obtenir une concentration de 1500 mg/Kg de plomb et une teneur en eau de 18%, il faut le faire avec une solution qui contient 8333 mg/L ($1500 \div 0,18$) de plomb. Enfin, le sol contaminé a séjourné au moins 24 heures dans une chambre humide avant d'être traité.

Le silt de Coaticook et la kaolinite ne sont pas des sols contaminés par des métaux lourds et aucune contamination ne leur a été ajoutée. Le sol de Coaticook a simplement été séché dans une étuve ventilée et il a été humidifié à nouveau à la teneur en eau désirée dans un plat de céramique, où il a séjourné au moins 24 heures avant d'être introduit dans la cellule de traitement. La kaolinite a été préparée à la teneur en eau désirée et elle a été entreposée dans un plat en céramique dans une chambre humide avant d'être utilisée.

Les sols contaminés par des activités industrielles ont été mélangés dans un plat de céramique avec une certaine quantité de solution pour obtenir la teneur en eau visée avant le début du traitement. Dans certains cas la solution était de l'eau distillée alors que dans d'autres, la solution pouvait être de l'acide (préacidification). La concentration de l'acide est fonction de la quantité d'ions H^+ que l'on veut introduire par kilogramme de sol sec. Le sol humidifié et quelquefois préacidifié a séjourné au moins 24 heures dans une chambre humide avant d'être traité. La préacidification est un prétraitement strictement réservé pour les sols traités ex-situ.

Toutes les solutions d'acide ont été préparées en diluant des acides concentrés de grade laboratoire avec de l'eau distillée. Les autres solutions ont été obtenues en dissolvant des sels dans un ballon volumétrique avec de l'eau distillée.

3.3.2 Mise en place des sols

La mise en place du sol dans les cellules de traitement est réalisée à l'intérieur d'une chambre humide. Les cellules sont pesées avant de procéder à la mise en place du sol. Pour les traitements qui utilisent la cellule avec milieux poreux ou la cellule à grande surface, la cathode et les milieux poreux remplis d'acide sont introduits dans la cellule avant le sol. Dans le cas de la cellule avec contrôle, les plaques de plastique et les papiers-filtres sont mis en place avant de compacter le sol directement au fond de la cellule. Le sol est introduit dans les cellules par couche successive de 2 cm avec une cuillère en acier inoxydable et il est ensuite compacté à l'aide d'un pilon. Ce pilon d'acier est recouvert d'une pellicule de plastique, il pèse 320 g et a un diamètre de 2,5 cm. Le sol est compacté jusqu'à ce qu'un suintement caractéristique qui montre que l'optimum est dépassé soit observé.

Pour tous les essais réalisés avec des sols contaminés, trois échantillons ont été prélevés durant la mise en place pour établir la contamination initiale du sol.

3.3.3 Démarrage des essais

Une fois le sol mis en place dans la cellule, cette dernière est pesée à nouveau puis elle est amenée à l'endroit où l'essai sera réalisé.

Pour un traitement réalisé dans une cellule avec contrôle, les différents tubages sont d'abord branchés. Les réservoirs anodique et cathodique sont ensuite remplis avec leurs solutions de traitement respectives. La charge hydraulique à l'anode est ajustée de telle façon qu'aucun gradient hydraulique n'est appliqué au sol. La pompe péristaltique qui fait circuler l'acide de contrôle du pH dans le réservoir cathodique est démarrée et les lectures initiales des différents niveaux de fluide sont effectuées. Les fils qui relient la source de courant à la cellule de traitement sont branchés aux deux électrodes et le circuit est alors mis sous tension en réglant le courant à une valeur donnée, le voltage s'ajuste pour fournir le courant demandé. Les lectures initiales de voltages et du courant sont notés.

Dans le cas d'un traitement réalisé par une cellule avec milieux poreux ou à grande surface, on place l'anode à la surface du sol et on relie les électrodes à la source de courant. Le circuit est alors mis sous tension en réglant le courant à une valeur donnée, le voltage s'ajuste pour fournir le courant demandé. Les lectures initiales de voltages et du courant sont notés.

3.3.4 Mesures et contrôle durant les essais

En cours d'essai plusieurs observations et manipulations sont effectuées et notées à intervalles réguliers. La durée des intervalles dépend de la durée totale de l'essai. Les mesures et les manipulations réalisées en cours d'essai ne sont pas les mêmes pour un essai avec contrôle que pour un essai avec milieux poreux ou à grande surface. En fait, les essais avec milieux poreux et à grande surface sont beaucoup plus simples à réaliser que les essais avec contrôle.

Pour chacune des observations effectuées, la date et l'heure sont notées. Pour tous les essais, des mesures de potentiel et de courant électrique sont effectuées.

Pour les essais avec contrôle du pH à la cathode, on mesure d'abord la différence de voltage entre l'anode et le plot en contact avec la solution anodique. Ensuite, on mesure la différence de potentiel entre le plot de la solution anodique et le premier plot en contact avec le sol (V1), et ainsi de suite jusqu'à la cathode. Les figures 3.3 et 3.4 permettent de visualiser les points de mesures. On note également le voltage entre l'anode et la cathode et on compare cette valeur à

la somme des voltages mesurés entre chacun des plots. Le courant électrique est aussi mesuré et noté et il permet d'établir la résistivité du sol. Le niveau des burettes et des contenants gradués est lu et noté. Au besoin, les contenants d'injection sont remplis et ceux qui accumulent des liquides sont vidés. Chaque opération est notée. Les échantillons de solution prélevés pour analyse sont d'abord homogénéisés. Ils sont placés dans une bouteille en plastique propre et prévue à cet effet. Le pH de l'échantillon est mesuré à l'aide d'un papier indicateur pour s'assurer que les métaux lourds pourront rester en solution. Dans le cas où une acidification s'avérerait nécessaire, la conductivité du liquide est mesurée avant d'introduire l'acide. Une fois le pH adéquat, les échantillons sont conservés à 4°C.

Pour les essais avec milieux poreux et à grande surface, la différence de potentiel électrique entre l'anode et la cathode et le courant électrique sont mesurés et notés. Les voltages entre les différents points de mesure de la cellule sont aussi mesurés et notés. On note également toutes observations jugées pertinentes.

3.3.5 Démontage des essais

Les essais avec contrôle implique beaucoup plus d'attention lors du démontage que les essais avec milieux poreux et à grande surface. Un bilan de masse des métaux est réalisé dans les essais avec contrôle alors que pour les essais avec milieux poreux, on caractérise seulement le sol traité. Les essais réalisés dans la cellule à grande surface n'ont jamais impliqué de sols contaminés et, par conséquent, le démontage de ces essais a simplement consisté à retirer le sol et les milieux poreux de la cellule.

Pour les essais avec contrôle, le démontage est réalisé dans une chambre humide et il se fait de l'anode vers la cathode. La figure 3.10 montre la numérotation des échantillons, leur position et les paramètres mesurés. La teneur en eau (w%), le pH et la teneur en métaux ($[Mx]_{sol}$) de chaque échantillon de sol sont mesurés. Selon le cas, pour les échantillons 10, 13, 20, 23, 30, 33, 40 et 43 (fig. 3.9) la concentration des métaux présents dans l'eau des pores du sol ($[Mx]_{eau}$) est aussi mesurée. La première étape du démontage consiste à vidanger les réservoirs anodique et cathodique dans des bouteilles prévues à cet effet et préidentifiées. L'anode est prélevée et placée dans un cristalliseur pour y être digérée. On retire ensuite la plaque perforée du côté de l'anode et on la place dans un second cristalliseur où elle sera digérée à l'acide. Le papier-filtre est décollé du sol et il est placé dans un becher dans lequel il y sera digéré. Le sol peut maintenant être découpé en huit tranches en utilisant la position des plots comme gabarit.

Chaque tranche est divisée en deux : la partie du haut et la partie du bas. Le sol de chaque demi-tranche est homogénéisé et une partie du sol est placée dans une tare en aluminium pré-identifiée et prépesée. Le sol et la tare sont pesés et placés dans une étuve à $105 \pm 5^\circ\text{C}$ pour y être séchés [APHA, 1992]. Le sol restant est immédiatement centrifugé pour les échantillons désignés $[\text{Mx}]_{\text{eau}}$ à la figure 3.10. Le liquide recueilli après la centrifugation est placé à 4°C en attendant d'être analysé. Le papier-filtre, la plaque de plastique et la cathode sont traités de la même façon qu'à l'anode. Une attention particulière est prise pour s'assurer que tous les métaux lourds présents sous forme solide sont transférés avec la cathode. Enfin, il est important de noter qu'entre chaque échantillon, les instruments sont nettoyés pour éliminer toute contamination.

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10
w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH
$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$
	$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$		$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$		$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$		$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$
#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11
w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH	w%, pH
$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$	$[\text{Mx}]_{\text{sol}}$
$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$		$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$		$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$		$[\text{Mx}]_{\text{eau}}$	

Figure 3.10 : Échantillonnage des sols après les essais avec contrôle

Pour les essais avec milieux poreux, la cellule est premièrement séparée de la cathode. On applique ensuite une pression sur l'anode, ce qui fait sortir les milieux poreux et le sol du côté cathodique du tube de plexiglas. Le pH des milieux poreux est mesuré à sept endroits en utilisant un gabarit afin de toujours avoir les mêmes points de mesure. Le pH est mesuré à la surface des milieux poreux et ce sur leurs deux cotés. Le sol est coupé en tranches de 1 cm d'épaisseur et la quantité de tranches obtenues varie avec l'épaisseur initial du sol (3 - 15 cm).

Pour chaque tranche de sol obtenus lors du démontage d'un essai avec milieux poreux et pour les échantillons de sol prélevés initialement lors de la mise en place du sol dans les cellules, la teneur en eau, le pH et la concentration des métaux lourds présents dans le sol et dans l'eau

des pores sont établis. Ces échantillons de sol reçoivent le même traitement qui est décrit dans le paragraphe précédent pour le démontage des essais avec contrôle.

3.4 Méthodes

3.4.1 Teneur en eau

Dans la section précédente (3.3.5), on a vu que des échantillons de sol sont placés dans une étuve à $105 \pm 5^\circ\text{C}$ [APHA,1992]. Les sols y sont laissés jusqu'à ce que leur masse soit constante ($\approx 12\text{h}$). La teneur en eau est obtenue comme suit :

$$w(\%) = \frac{M_h - M_s}{M_s} \times 100\% \quad (3.1)$$

où :

w (%) : teneur en eau ;

M_h : masse sol humide ;

M_s : masse sol sec.

3.4.2 Teneur en matière organique

La méthode utilisée pour évaluer la teneur en matière organique des sols est la perte au brûlage [APHA, 1992]. Un échantillon de sol séché à $105 \pm 5^\circ\text{C}$ jusqu'à masse constante d'environ 50 g est pesé à $\pm 0,01$ g. Le sol est placé dans un creuset de céramique préalablement chauffé trente minutes à au moins 550°C . Le sol est ensuite chauffé à $500 \pm 50^\circ\text{C}$ pendant au moins une heure. Le sol est retiré du four et il est placé dans un dessiccateur pour refroidir. La perte au brûlage et incidemment la teneur en matière organique est évalué par :

$$\text{s.v.}(\%) = \frac{M_s - M_B}{M_s} \times 100\% \quad (3.2)$$

où :

s.v.(%) : solides volatiles ;

M_s : masse sol sec (105°C) ;

M_B : masse sol brûlé (500°C).

La perte au brûlage dans les sols qui contiennent de l'argile inclut aussi une perte d'eau d'hydratation. Cette perte d'eau d'hydratation des minéraux argileux équivaut à $5 \pm 5\%$ de la masse sèche de sol [APHA,1992]. D'autres pertes de masse peuvent également se produire comme la décomposition des carbonates, des Mg, etc.

3.4.3 Conductivité

La conductivité des liquides est mesurée à l'aide d'un appareil fabriqué par *Yellow Springs Instruments Co.* Le modèle utilisé est le *YS1 Model 31 Conductivity Bridge* et la cellule de mesure, modèle *YS1 3401*, a des proportions qui font en sorte que les valeurs de conductivité mesurées correspondent aussi aux valeurs de conductance de la solution. Les mesures de conductivité ont été effectuées avant l'acidification des échantillons et les mesures de pH, deux manipulations qui modifient la teneur en ions des solutions et incidemment leur conductivité.

3.4.4 Mesure du pH

Les pH sont déterminés à l'aide d'un pH-mètre portatif *Hach one* modèle 43800-00. Durant les travaux, deux électrodes ont été utilisées. Il s'agit de l'électrode à pH *Hach One combination electrode* modèle 42200-21 et de l'électrode à pH *Hach One combination electrode* modèle 48600-00. Ces deux électrodes sont munies d'une cartouche de KCl qui permet de réduire l'effet du potentiel de jonction liquide sur la mesure du pH. Ces électrodes possèdent également une sonde de température et le pH-mètre ramène automatiquement les valeurs de pH obtenues à la température ambiante pour une température de 25°C. Avant chaque série de mesures la sonde de pH est calibrée en utilisant deux solutions tampons de pH de 4,00 et 7,00 fournies par la compagnie *Fisher Scientific*. Le pH des solutions est mesuré en plongeant l'électrode directement dans la solution et en suivant la procédure décrite dans le manuel d'utilisation du pH-mètre *Hach One*. Le pH des sols est déterminé sur un mélange de sol et d'eau distillée. Pour se faire, on broie et homogénéise le sol utilisé pour déterminer la teneur en eau après qu'il a été séché. Un échantillon de sol sec de 5 g est prélevé et placé dans un contenant en verre propre auquel on ajoute 5 g d'eau distillée. On recouvre le mélange de sol et d'eau et on le laisse reposer pour une période d'au moins douze heures. L'électrode du pH-mètre est alors introduite dans le mélange et après avoir agité pendant environ trente secondes, on obtient une lecture stable du pH.

3.4.5 Capacité tampon des sols

La capacité tampon est définie à la section 2.2.8 du chapitre précédent. La méthode utilisée pour établir les courbes de pH versus la quantité d'ions H^+ ajoutés au sol et incidemment la capacité tampon est basée sur les méthodes utilisées par Yong et coll., (1990), Federer et coll., (1985) et Agriculture Canada (1984). La méthode consiste à ajouter à des échantillons de sol de masse connue, des volumes de solutions acides de concentrations connues et variables. Les suspensions de sol sont bien mélangées et on mesure le pH de la mixture à plusieurs

reprises jusqu'à ce que ce dernier soit stable (≈ 24 h). Les résultats sont exprimés en termes de mmoles de H^+ par kg de sol sec. La méthode est décrite plus en détail au chapitre 6.

3.4.6 Méthodes de digestion

Pour les essais réalisés dans des cellules avec contrôle, un bilan de masse des métaux lourds a été réalisé. La réalisation de ce bilan implique que toutes les composantes de la cellule, susceptibles de contenir une quantité non négligeable de métaux lourds, doivent être traitées pour récupérer ces contaminants. Pour les essais avec milieux poreux, seul la concentration en métaux lourds présente dans le sol avant et après le traitement est caractérisée.

Pour la digestion des sols, la procédure est la suivante. Les sols séchés à l'étuve ($105^\circ C$) sont broyés en fines particules avec un mortier et $1,0000 \pm 0,00050$ g de sol est placé dans un becher de 100 mL. La procédure de digestion utilisée est basée sur les méthodes proposées par l'APHA, (1992) :

- ajout de 20 mL d' HNO_3 15,9 M et chauffage jusqu'à ≈ 5 mL ;
- ajout, par volume de 1 mL, de 20 mL d' H_2O_2 30% (v/v) et chauffage jusqu'à ≈ 5 mL ;
- ajout, par volume de 1 mL, de 20 mL d'eau régale et chauffage jusqu'à ≈ 5 mL ;
- rinçage du bēcher avec 20 mL d' HNO_3 10% (v/v) et chauffage jusqu'à ≈ 10 mL.

Le mélange de sol et de liquide obtenu de la digestion est filtré sur un papier-filtre *Whatman* 934-AH. Le filtrat est ensuite transvidé dans un ballon volumétrique de 50 mL et le ballon est complété avec de l'acide nitrique 10% (v/v). La solution obtenue du ballon est transférée dans une bouteille préidentifiée. Un blanc de digestion est fait avec chaque série de digestion.

Les pièces de la cellule avec contrôle qui ont été mises de côté pour la digestion, comme décrit à la section 3.3.5, sont aussi digérées. Ces pièces sont mises à tremper dans de l' HNO_3 10% (v/v) pour une période d'au moins douze heures. Par la suite, les liquides sont filtrés en suivant la même procédure que pour les sols.

3.4.7 Dosage des métaux par spectrophotométrie d'absorption atomique

L'appareil utilisé pour le dosage des métaux est un spectrophotomètre à flamme air - acétylène de marque *Varian* modèle AA-1275. Pour l'analyse de chaque métal l'appareil est calibré avec

des solutions standards préparées à partir d'étalons. La régression des valeurs obtenues des standards donne une droite avec un r^2 toujours supérieur à 0,96 dans les travaux exécutés.

Tous les échantillons sont analysés et dilués, si nécessaire, par un chimiste qualifié et d'expérience. Toutes les dilutions encourues sont notées. Des calculs tenant compte des facteurs de dilution et du volume de dilution initial permettent de retrouver les masses de contaminant. Dans le cas des sols, ces masses sont divisées par la masse de sol digérée et on obtient la concentration de métaux lourds dans le sol.

3.4.8 Diffraction aux rayons X et microscope électronique

Des analyses de caractérisation par microscope électronique à balayage (MEB) et par diffraction aux rayons X (DRX) ont été effectuées dans cette étude. La préparation des échantillons ainsi que l'ensemble des manipulations ont été prises en charge par un technicien spécialiste du microscope électronique et de l'analyse par diffraction aux rayons X. L'appareil DRX utilisé est un *Rigaku Geigerflex*.

3.4.9 Extraction séquentielle sélective

La procédure d'extraction séquentielle sélective utilisée pour évaluer la spéciation des métaux des sols est celle utilisée par Cabral et Lefebvre (1997) et Zagury (1997). Cette méthode a été mise au point à partir des méthodes développées par YONG et coll., (1993) et TESSIER et coll., (1979).

La méthode utilisée comporte cinq étapes, décrites ci-dessous, ce qui permet de quantifier cinq états des métaux dans les sols. Les réactifs d'extraction utilisés permettent de séparer et de quantifier les métaux lourds solubles et échangeables, liés aux carbonates (spécifiquement adsorbés), liés aux oxydes et hydroxydes de Fe, d'Al ou de Mn, liés à la matière organique ou aux sulfures et liés à la fraction minérale résiduelle.

Étape 1 : Échangeable

Les métaux de cette phase sont non spécifiquement adsorbés et échangeables. On retrouve ces métaux échangeables principalement sur les minéraux argileux, la matière organique et les composés amorphes tel le quartz.

Les sols ont été traités avec 8 mL de $MgCl_2$ (1 M, pH 7) en agitant continuellement pendant une heure à la température de la pièce.

Étape 2 : Carbonates (phase soluble dans l'acide)

Les métaux de cette phase sont précipités sous forme de carbonates [YONG et coll., 1992]. Couture (1994) explique que le plomb a tendance à s'associer aux carbonates des sols basiques par déplacement du calcium. Les métaux lourds contenus dans cette phase peuvent être relâchés par l'application d'un acide à un pH plus faible que 6,0.

Le résidu de l'étape 1 a été traité avec 8 mL de NaOAc (1M, pH 5) en agitant continuellement pendant cinq heures à la température de la pièce.

Étape 3 : Oxydes-hydroxydes (Phase réductible)

Les métaux lourds de cette phase sont ceux liés aux oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse faiblement cristallisés ou amorphes.

Le résidu de l'étape 2 a été extrait avec 20 mL d'hydroxylamine hydrochlorure (NH₂OH·HCl) dilué à 0,04 M dans 25 % (v/v) d'acide acétique à 96 ± 3 °C en agitant à toutes les heures pendant 6 heures.

Étape 4 : Matière organique (phase oxydable)

Cette catégorie comprend les métaux adsorbés sur la matière organique mais est constituée principalement des cations complexés par des composés organiques. Il faut noter que des recouvrements peuvent se produire avec les agents d'extraction utilisés pour les cations échangeables. Le but recherché lors de cette étape est l'oxydation de la matière organique.

Le résidu de l'étape 3 a été extrait avec 3 mL d'HNO₃ à 15,9 M et 5 mL d'H₂O₂ à 30% (v/v) ajusté à pH 2 avec HNO₃. Le mélange était chauffé à 85 ± 2 °C pendant deux heures en agitant occasionnellement.

Étape 5 : Fraction résiduelle

Les métaux inclus dans cette phase sont considérés comme étant à l'intérieur de la structure cristalline des minéraux primaires et secondaires. Ces métaux ne devraient pas être mobilisés dans les conditions normalement rencontrées dans la nature [TESSIER et coll., 1979].

Le résidu de l'étape 4 a été digéré dans HNO₃, HF et HClO₄ selon les directives de l'APHA (1992).

L'extraction séquentielle sélective a été réalisée en duplicata sur des échantillons de sol de $1,0000 \pm 0,0050$ g dans des tubes de centrifugation de 50 mL en polypropylène copolymérisé (PPCO). Entre chaque extraction, une séparation solide-liquide a été effectuée par centrifugation (*Baxter, Biofuge* modèle 17 R) à 10 000 rpm ($12\,000 \times g$) pendant trente minutes. Le surnageant a été pipeté et analysé au spectrophotomètre à absorption atomique afin de déterminer les teneurs en métaux.

Les résidus solides étaient rincés avec 8 mL d'eau déionisée, agités continuellement pendant une heure à la température de la pièce et centrifugés une seconde fois pendant trente minutes entre chaque étape de l'extraction. Le surnageant obtenu après chaque lavage était également pipeté et analysé au spectrophotomètre à absorption atomique. Le métal retrouvé dans le surnageant du rinçage était ajouté à la concentration obtenue lors de l'étape précédente. Un seul rinçage était normalement effectué entre chaque étape. Toutefois, l'eau de rinçage obtenue après l'extraction de la fraction métallique liée aux oxydes et hydroxydes contenait une quantité de métal non négligeable. Pour cette raison, un second lavage était effectué avant de procéder à l'étape 4 de l'ESS. Le volume d'eau déionisée ajouté pour le rinçage du résidu solide a été de seulement 8 mL afin d'éviter une solubilisation excessive du résidu solide et plus particulièrement de la matière organique [TESSIER et coll., 1979].

4. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

4.1 Généralités

Les résultats obtenus des expériences réalisées dans la présente étude sont présentés en annexes. Les résultats complets y sont présentés sous forme de tableaux et/ou de graphiques pour tous les essais. Certains des résultats présentés en annexes sont repris dans le texte pour l'analyse mais les résultats repris sont seulement partiels. Le lecteur sera fréquemment invité à consulter les différentes annexes pour apprécier adéquatement les résultats discutés et la consultation des annexes demeure la meilleure façon d'apprécier les résultats ainsi que leur analyse.

Les résultats des travaux réalisés peuvent être divisés en cinq parties. D'abord, les résultats des simulations faites pour venir compléter et appuyer les tests expérimentaux. Ces résultats seront présentés au chapitre 5 en même temps que le modèle MiDi. En deuxième lieu, il y a les essais d'acidification du sol (tests Acid) réalisés pour établir l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des ions H^+ à l'anode. En troisième lieu, il y a les expériences de Beaulieu (1995) reprises dans cette thèse (essais B). Ensuite, il y a les traitements de sols industriels réalisés en cellule avec contrôle (essais CC) et enfin, les résultats de traitement en milieux poreux (essais MP).

4.2 Résultats des essais d'acidification du sol (Essais Acid)

Les expériences réalisées pour établir l'efficacité faradique d'un traitement à produire des protons à l'anode ont été réalisées dans des cellules avec contrôles (3.2.2) et les résultats de ces essais sont présentés dans l'annexe D. Le tableau D1 présente les paramètres de traitement et certains éléments de résultats des essais d'acidification Acid1 à Acid10. Ce tableau inclut le sol utilisé, le matériau de l'anode, le type d'acide de contrôle du pH, la durée de traitement, le voltage appliqué, le courant et la charge de l'essai, les débits électro-osmotiques et le pH de la solution anodique à la fin des expériences.

Le sommaire des résultats des essais est montré dans le tableau D2. Ce sommaire compare la charge appliquée au sol à la quantité d'ions H^+ retracés dans la solution anodique et dans le sol à la fin des essais. La dernière ligne de ce tableau correspond à l'efficacité faradique d'un traitement à produire des protons.

Les figures D.1 et D.2 présentent les courbes tampons établies pour le sol de Coaticook et d'Ascot respectivement. La figure D3 présente le profil de pH du sol à la fin des expériences Acid1, Acid2, Acid3 et Acid6 qui avaient un contrôle du pH à la cathode fait avec de l'acide nitrique. Les tableaux D3 à D6 présentent la transformation des pH du sol en quantité d'acide produit pour les quatre essais présentés à la figure D3. L'équivalence du pH en termes d'ions H^+ ajoutés au sol qui est présentée dans ces tableaux provient des courbes tampons. La masse de sol de chaque tranche était de 291 g et la quantité de protons des tranches de sol est calculée en multipliant la masse de sol par la concentration équivalente de H^+ . Le reste des résultats est présenté suivant la même logique dans la figure D4 et les tableaux D7 à D9 pour les résultats des essais Acid4, Acid5 et Acid7, et dans la figure D5 et les tableaux D10 à D12 pour les résultats des expériences Acid8, Acid9 et Acid10.

4.3 Résultats des essais de décontamination du sol d'Ascot (Essais B)

Certaines des expériences de Beaulieu (1995) réalisées en cellule avec contrôle (3.2.2) sont reprises dans la thèse et les résultats utilisés sont représentés dans l'annexe E. Le tableau E.1 résume l'ensemble des résultats des essais B de Beaulieu (1995) mais seuls certains résultats des tests B1, B3, B4, B5, B6, B8 et B12 sont présentés dans l'annexe E.

Chaque essai est présenté par trois tableaux et quatre figures. Le premier tableau de chaque essai présente la caractérisation du sol avant et après les expériences pour la teneur en eau, le pH et le plomb dans le sol et dans l'eau des pores. Les pourcentages de décontamination, de plomb extrait par rapport à celui transportable et de plomb solubilisé par rapport à celui initialement sorbé sont aussi présentés dans ce tableau avec les paramètres de traitement ; ceci permet de rapidement déterminer le facteur limitant des expériences. Le deuxième tableau présente le bilan de masse du plomb fait sur les divers éléments caractérisés à la fin des essais en plus du sol (section 3.3.5). Enfin, le troisième tableau présente l'évolution des caractéristiques électriques des essais, incluant les paramètres de traitement (section 3.3.4).

La première figure de chaque essai présente le profil de contamination en plomb dans le sol à la fin des traitements. La deuxième présente le profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin des essais. La troisième figure montre le profil de pH du sol après les tests et la quatrième figure de chaque essai présente l'évolution dans le temps de la concentration en plomb du liquide évacué du réservoir cathodique. Enfin, la dernière présente l'évolution dans le temps de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5.

4.4 Résultats des essais de décontamination des sols industriels (Essais CC)

Au total, douze essais de décontamination de sol industriel ont été réalisés en cellule avec contrôle (3.2.2) et les résultats de ces expériences sont présentés à l'annexe F. Il y a eu quatre expériences sur le sol #1, trois sur le sol #2 et cinq sur le sol #3. Le tableau F.1 résume les caractéristiques importantes des douze essais et les résultats plus détaillés sont présentés dans les tableaux F.2 à F.76 et dans les figures F.1 à F.69.

Les premiers tableaux de chaque essai présentent la caractérisation de sol avant et après les tests pour la teneur en eau, le pH, et la concentration des métaux lourds dans le sol et dans l'eau des pores. Les pourcentages de décontamination, de métaux extraits par rapport à ceux transportables et solubilisés par rapport à ceux initialement sorbés sont aussi présentés dans ce tableau avec les paramètres de traitement, ce qui permet de rapidement déterminer le facteur limitant des expériences par rapport à chaque métal. Les tableaux qui viennent ensuite présentent les bilans de masse pour les métaux lourds présents dans le sol et sur les divers éléments caractérisés à la fin des essais (section 3.3.5). Enfin, les derniers tableaux des expériences présentent l'évolution des caractéristiques électriques des essais, incluant les paramètres de traitement (section 3.3.4).

Les deux premières figures de chaque essai présentent le profil de la contamination pour les différents métaux lourds dans le sol et dans l'eau interstitielle respectivement, sauf pour les essais CC5 à CC8 où l'eau des pores n'a pas été caractérisée. Ensuite, le profil de pH du sol avant et après traitement est présenté ainsi que l'évolution dans le temps du débit électro-osmotique. Enfin, les deux dernières figures montrent l'évolution dans le temps de la concentration en métaux lourds dans le liquide évacué du réservoir cathodique et de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5.

4.5 Résultats des essais en couche mince (Essais MP)

Les résultats des vingt-sept expériences en couche mince (3.2.3) sont présentés à l'annexe G. Les tableaux G.1, G.2 et G.3 résument les conditions initiales, finales et les paramètres de traitement de ces tests. Le tableau G.1 a trait aux essais réalisés sur du sol d'Ascot artificiellement contaminé en laboratoire par du plomb ou du zinc (essais MP1 à MP12 – tableaux G.4 à G.27), le tableau G.2 résume les tests faits sur le sol industriel #6 contaminé au zinc (essais MP13 à MP20 – tableaux G.28 à G.43) et le tableau G.3 présente les résultats des essais faits pour évaluer la production et l'évacuation du gaz (essais MP21 à MP25 et GS1 à GS2 – tableaux G.44 à G.50).

Les essais de décontamination sont présentés sur deux tableaux. Le premier montre la caractérisation du sol avant et après le traitement. Cette caractérisation inclut la teneur en eau et le pH du sol ainsi que la concentration en métaux lourds du sol et de l'eau interstitielle. De plus, les paramètres de traitement sont présentés avec les pourcentages de décontamination, de métaux extraits par rapport à ceux transportables et solubilisés par rapport à ceux initialement sorbés. Enfin, le deuxième tableau de chaque expérience présente l'évolution des paramètres électriques durant le traitement, incluant les paramètres de traitement.

Les essais réalisés pour établir la production de gaz à la cathode et l'efficacité de deux méthodes d'évacuation sont présentés sur un seul tableau (G3) qui montre l'évolution des paramètres électriques durant ces tests. Le volume de gaz produit ou la méthode d'évacuation de ces derniers est indiquée avec la description de l'essai.

5. MODÉLISATION ET SIMULATION NUMÉRIQUE

5.1 Objectifs

Il serait bien sûr erroné et dangereux de croire qu'un modèle est une version miniature ou mathématique d'un système réel et qu'il peut reproduire le comportement exact de ce système. Un système réel peut être approché de différentes façons et chaque approche génère une perspective différente. L'approche utilisée dépend de l'observateur. Le vrai système existe sans que l'image que l'observateur s'en fait soit véritable ou non. Tous les modèles sont des abstractions et l'approche choisie afin de modéliser un système est une question de jugement vis-à-vis le but à atteindre.

Le but visé ici est d'obtenir un complément aux expériences réalisées ainsi qu'un outil supplémentaire d'interprétation des résultats. La réalisation d'un modèle et de simulations permettra également de développer une meilleure compréhension de l'évolution dans le temps et dans l'espace de l'enlèvement des métaux lourds des sols. Il devient alors possible d'identifier les éléments qui influencent l'extraction des métaux lourds et de quantifier l'importance relative de ces facteurs. Enfin, dans certains cas le modèle sera utilisé pour extrapoler des essais prometteurs sans avoir à recommencer toutes les procédures expérimentales.

5.2 Modélisation

5.2.1 Méthode utilisée

Le modèle choisi pour atteindre les objectifs visés est un modèle simple, utilisant la méthode des différences finies, bien connue comme mode de discrétisation d'équations différentielles. Le degré de complexité de cette méthode est cohérent avec la géométrie unidimensionnelle du système à modéliser. La modélisation consiste à diviser le sol en une série de compartiments et à établir l'état initial dans chacune des divisions. Pour suivre l'évolution dans le temps et dans l'espace du procédé électrocinétique, le flux ionique entre chaque compartiment est calculé pour un pas de temps donné et ensuite les variables d'état sont modifiées en fonction des flux d'ions entrant et sortant. La figure 5.1 montre une schématisation de la compartimentation et de l'interaction entre les différents compartiments utilisés pour modéliser le traitement électrocinétique des sols.

Dans la figure 5.1, les compartiments sont numérotés de 1 à 4 et chaque division comprend une partie où les ions sont présents dans l'eau des pores et une autre où les cations sont sorbés dans le sol. Les ions positifs sorbés sont en équilibre avec les ions présents dans l'eau des

pores d'un même compartiment. Enfin, les ions présents dans l'eau des pores peuvent changer de compartiment par Migration électrique et/ou par Diffusion et le modèle est nommé MiDi. Le débit électro-osmotique n'a pas été inclus dans le modèle car les essais d'intérêt sur le sol d'Ascot (B1, B3, B4 et B5) ont généré des débits de seulement quelques millilitres, ce qui est clairement négligeable.

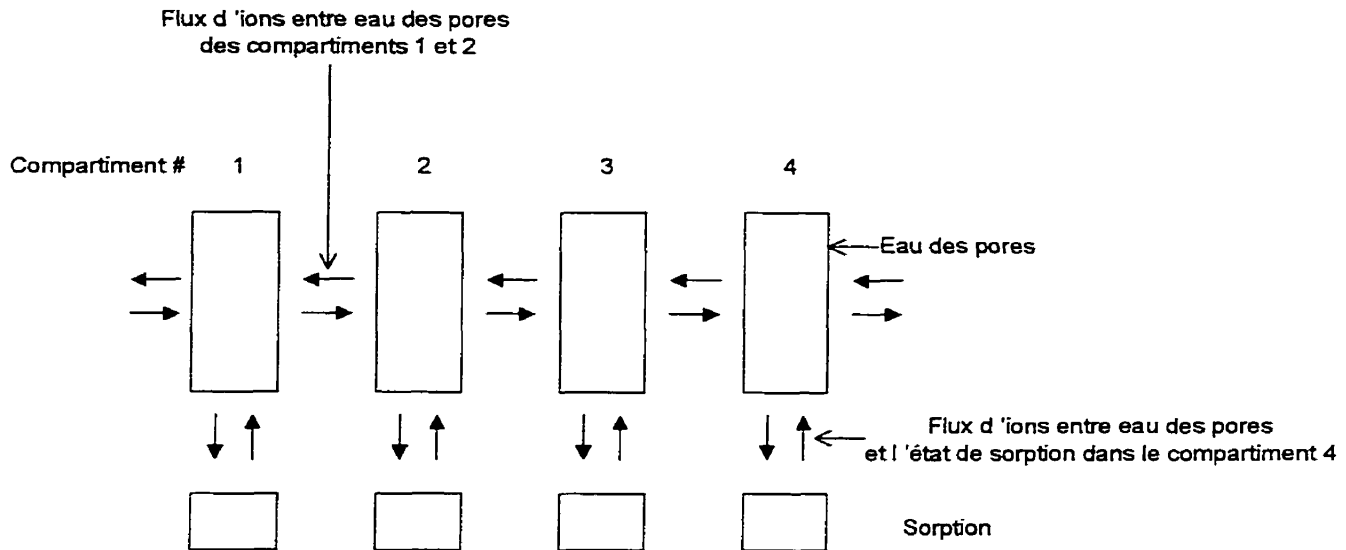


Figure 5.1 : Compartimentation du sol pour la modélisation

Le sol est ainsi divisé en un nombre d'éléments (N_s) et pour chacun des compartiments, on définit autant de variables qu'il y a d'espèces ioniques. Les variables pour les espèces ioniques positives sont doublées pour tenir compte de la phase sorbée. Par exemple, un sol contaminé avec du nitrate de plomb ($Pb(NO_3)_2$) et traité dans une cellule avec contrôle par acide nitrique (HNO_3) nécessitera huit variables pour suivre l'évolution des concentrations. Ces variables sont A^- , NO_3^- , Pb^{2+} , H^+ , A^+ , Pb^{2+}_s , H^+_s , A^+_s . Les espèces ioniques A^- et A^+ correspondent aux ions déjà présents dans le sol avant la contamination et leur présence est nécessaire pour calibrer le modèle. L'indice "s" sert à décrire la phase sorbée des cations. Ces huit variables, pour chacune des N_s tranches de sol, sont inscrites dans une matrice de N_s par 8.

5.2.2 Calculs des flux et électroneutralité

Le calcul du flux par migration électrique se base sur la notion du nombre de transport, bien connu en électrochimie (voir section 2.3.4). Pour ce faire, on considère que le courant est constant dans l'espace. Le nombre de transport de chaque espèce d'ion correspondant au pourcentage du courant transporté par une espèce ionique est calculé avec l'équation 2.22 en

considérant tous les ions présents dans l'eau des pores de tous les compartiments. Le flux d'une espèce ionique par migration électrique hors de son compartiment correspond au produit de la charge (courant \times Δt) appliquée au sol par le nombre de transport pour ce même compartiment de l'espèce ionique concernée. Par exemple, pour un courant de 250 mA et un pas de temps (Δt) de 1 seconde, la charge électrique correspond à 0,25 Coulomb soit à $2,6 \times 10^{-6}$ moles de charge ionique. Si le nombre de transport des nitrates dans un compartiment donné est de 0,50, alors $1,3 \times 10^{-6}$ moles d'ions nitrate (NO_3^-) devront être soustraits du compartiment en question et additionnés à la tranche de sol suivante vers l'anode. Le mouvement des anions se fait vers l'anode alors que celui des cations se fait vers la cathode.

Durant le même intervalle de temps, le flux des ions par diffusion est aussi calculé. Le moteur de la diffusion est un gradient de concentration et le modèle calcule ce gradient pour chacune des espèces ioniques entre tous les compartiments. Les flux par diffusion correspondent aux produits des gradients par les coefficients de diffusion et le modèle tient aussi compte de l'effet de la saturation volumétrique (θ) et de la tortuosité du sol (τ^2 – voir section 6.4.2.2). Les coefficients de diffusion utilisés sont propres à chaque espèce ionique et ceux des espèces A^+ et A^- correspondent à une valeur moyenne de $7,2 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{V} \times \text{cm}$.

Une fois les flux par migration électrique et par diffusion obtenus, le nombre d'ions qui entrent et sortent de chaque compartiment pour un certain intervalle de temps (Δt) est calculé. La quantité d'ions présents dans tous les compartiments est ensuite modifiée pour tenir compte de tous les flux et de leurs directions. Les erreurs de troncatures, les différences dans les coefficients de diffusion ainsi que la migration des ions aux interfaces engendrent parfois un déséquilibre électrique de la solution. Pour assurer la stabilité du modèle à long terme, l'électroneutralité de la solution doit être préservée à chaque pas de temps pour tous les compartiments. Une correction est faite à 50% sur les deux espèces d'ions, A^+ et A^- , qui représentent les ions présents avant la contamination du sol, en modifiant leur concentration soit en retirant ou en ajoutant des ions pour électriquement rééquilibrer la solution. Ce sont avec les espèces A^+ et A^- que la correction est faite parce que la concentration finale de ces ions n'est pas un des objectifs de la modélisation. La correction pour l'électroneutralité est répartie moitié-moitié entre les ions A^+ et A^- afin de disperser également la correction sur les deux espèces les moins importantes. Ces corrections sont de faible importance ($\leq 2\%$) en terme de charge ionique par rapport à celle contenue dans les réservoirs mais elles sont nécessaires car après plusieurs pas de calcul elle peuvent faire diverger le modèle si elle ne sont pas corrigées au fur et à mesure. Enfin, les

calculs liés aux flux ainsi que la correction pour l'électroneutralité sont répétés par intervalle de temps constant jusqu'à ce que le temps total de la simulation soit atteint.

5.2.3 Sorption des métaux et capacité tampon

Quelques algorithmes simples ont été testés pour simuler la sorption des métaux et le mode de calcul retenu donne priorité à la sorption des ions H^+ avec ensuite les ions Pb^{2+} et, le cas échéant, le reste de la capacité d'échange cationique du sol aux ions A^+ . Le potentiel de sorption cationique est constant, en nombre de charge ionique, sur toute la longueur de sol pour l'entière durée des simulations. La quantité de chacune des espèces de cations sorbés est basée sur le nombre total (sorbés et eau des pores) d'ions présents dans les tranches de sol et elle correspond à une fraction de ce nombre total d'ions. Ce mode de calcul est basé sur l'isotherme de sorption de Freundlich [TAN, 1982] qui est cependant modifié pour utiliser la quantité totale d'ions présents dans les compartiments de sol plutôt que seulement les ions de l'eau des pores à l'équilibre. Cette modification est efficace en termes de nombre d'opérations dans le calcul car elle permet d'obtenir la sorption directement sans passer par un algorithme bouclé. Le calibrage, par essai et erreur, a permis de déterminer que le meilleur algorithme pour calculer la sorption des ions H^+ dans le sol d'Ascot est :

$$H^+_{\text{sorbé}} = (\text{Total des } H^+)^{1,020} \quad (5.1)$$

L'exposant de 1,020 permet d'assurer qu'une certaine quantité d'ions H^+ demeure présente dans l'eau des pores. L'algorithme retenu pour la sorption du plomb dans le silt d'Ascot est :

$$Pb^{2+}_{\text{sorbé}} = 0,1507 \times (\text{Total des } Pb^{2+})^{0,715} \quad (5.2)$$

Le calcul de la sorption du plomb est basé sur un exposant 0,715 et un multiplicateur d'environ 0,1507 qui est légèrement modifié pour respecter les conditions initiales de chaque expérience. Ces deux facteurs permettent de reproduire les conditions initiales de sorption du plomb et donnent les meilleurs résultats de simulation. La quantité de plomb sorbée peut être limitée par la présence d'ions H^+ qui ont priorité pour être sorbés au sol.

Le bilan ionique de la sorption est toujours conservé car les ions désorbés sont ajoutés à l'eau des pores et vice versa pour ceux qui sont sorbés. Cette logique s'applique à tous les cations dans toutes les tranches de sol. Les calculs de sorption sont refaits après chaque pas de temps

une fois que les flux, dus à la migration électrique et à la diffusion, ont été imputés aux compartiments.

La capacité du sol à résister à un changement de pH est ajustée par la présence d'ions A^+ initialement sorbés au sol. Pour que le front acide progresse dans le sol, les ions H^+ doivent être échangés avec les cations sorbés au sol (A^+ et Pb^{2+}). Plus il y a de cations initialement sorbés, plus le sol est tampon ce qui ralentit l'avancée du front acide. C'est par essais et erreurs durant le calibrage du modèle que la quantité initiale d'ions A^+ sorbés est déterminée.

5.3 Simulation

La méthode utilisée pour réaliser l'intégration numérique est celle d'Euler. L'utilisation de cette méthode simple et directe permet d'atteindre un des objectifs fixés pour la modélisation et la simulation du traitement électrocinétique. En effet, cette méthode permet d'obtenir les flux d'ions entre les compartiments et l'évolution de la quantité de métaux lourds présents dans tous les compartiments pour chaque intervalle de temps. On peut ainsi mieux comprendre l'évolution du traitement.

La quantité de calcul dans une simulation augmente avec le nombre de compartiments de sol mais ce nombre accru d'opération résulte en une meilleure résolution (précision) du problème. Si le nombre de réservoirs augmente, cela implique que la quantité d'ions contenue dans chaque tranche de sol est plus petite. Cette diminution du nombre d'ions dans les compartiments demande un pas de temps plus petit pour l'intégration afin que le flux ionique entre chaque compartiment soit relativement petit par rapport au nombre total d'ions contenu dans les tranches de sol. C'est donc dire qu'une plus grande discrétisation du problème, bien qu'elle améliore la résolution, augmente doublement le nombre de calcul. Il est alors nécessaire de faire un choix entre la résolution et le pragmatisme dans la réalisation des calculs. Le nombre de compartiments de sol utilisé pour les simulations a été de 80 pour une longueur de sol de 16,5 cm et de 16 pour les réservoirs de 2,5 cm de longueur.

L'utilisation de la méthode d'Euler implique qu'il faut choisir un intervalle de temps suffisamment petit pour que l'on puisse supposer, sans trop d'erreur, la linéarité des flux durant cet intervalle. Un pas de temps initial est arbitrairement choisi et ce pas est diminué par un facteur de 2 jusqu'à ce que la variation relative des concentrations d'espèces à des temps donnés soit inférieure à 1%. Le pas de temps retenu pour les simulations varie entre 1 et 60 secondes.

Puisque le sol est divisé en plusieurs compartiments et que pour chacun de ces compartiments il faut calculer la concentration dans l'eau des pores et l'équilibre avec les métaux sorbés par l'algorithme d'Euler, on doit utiliser un langage de programmation qui peut faire des boucles. La modélisation a été réalisée en Fortran, un langage de programmation bien connu et utilisé en génie civil. La combinaison d'un grand nombre de tranches de sol et d'un petit pas d'intégration rendent le nombre de calculs important. Une certaine simplicité a été conservée dans l'élaboration du modèle pour permettre de simuler un traitement dans un temps raisonnable (≈ 30 minutes).

5.4 Présentation et calibrage du modèle

Le listage du modèle est présenté à l'annexe H et la nomenclature de toutes les variables utilisées est d'abord décrite. Les indices liés aux différentes espèces ioniques et aux réservoirs sont aussi indiqués. Les commentaires sont précédés d'un astérisque dans le listage du modèle et ces lignes servent à situer le lecteur dans les différentes étapes du modèle.

Le calibrage est un exercice fastidieux parce que le modèle comporte plusieurs variables et que chacune d'elles a une influence sur le résultat d'une simulation. De plus, les variables sont sensibles aux changements des autres variables ; il faut donc toutes les calibrer simultanément. Le nombre de compartiments pour le sol et pour les réservoirs ainsi que le pas d'intégration ont été préalablement déterminés pour obtenir un équilibre entre la résolution des résultats et la calculabilité du modèle. Ensuite, il faut ajuster, pour réaliser une simulation, les concentrations des ions dans l'eau des pores pour reproduire la conductivité électrique du sol à modéliser. Ces ions dans le modèle de l'annexe H sont le Pb^{2+} , le H^+ , le A^+ , le NO_3^- , et le A^- . Il faut aussi régler les concentrations des cations sorbés pour que la capacité tampon du sol soit reproduite et que la sorption du plomb soit représentative des conditions initiales du sol. Les paramètres des algorithmes de sorption sont également calibrés pour reproduire le comportement du sol lors du traitement ainsi que les conditions initiales. Les coefficients de migration électrique, de diffusion, de tortuosité et de saturation volumétrique doivent être choisis. Il faut aussi calibrer le taux de réaction des ions en contact avec les électrodes, le débit de circulation de l'acide de contrôle et l'algorithme de correction et ses variables pour préserver l'électroneutralité de la solution.

Le calibrage du modèle a été réalisé en se basant sur des résultats expérimentaux qui incluent le profil de concentration du plomb dans le sol et dans l'eau des pores à la fin des essais ainsi que l'évolution de la résistivité du sol et de la concentration en plomb dans le réservoir

cathodique. La priorité lors du calibrage est donnée au profil de concentration total du plomb dans le sol à la fin des expériences parce que ce résultat est le plus représentatif de l'extraction du plomb.

Les caractéristiques de sorption du sol et sa capacité tampon influencent le moment où le plomb atteint le réservoir de la cathode ainsi que la variation de concentration dans le temps de ce dernier. L'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode a donc servi à établir les paramètres de sorption présentés dans les équations 5.1 et 5.2. L'évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode ne peut toutefois pas être considérée comme un absolu pour calibrer les paramètres de sorption du plomb au sol parce que le taux de plaquage a aussi une influence importante. Il suffit simplement qu'un morceau de plomb plaqué se détache, tombe au fond du réservoir et soit remis en solution dans l'acide de contrôle pour que la concentration de plomb dans le réservoir cathodique soit changée. Il reste que les données expérimentales de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode sont les meilleurs éléments disponibles pour calibrer les paramètres de la sorption du sol. La figure 5.2 présente un exemple où l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode par simulation est calibré sur le résultat expérimental de l'essai B1. Les profils d'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode des essais B3 et B5 ont aussi permis de calibrer les paramètres de sorption du sol (fig. C.18 et C.24).

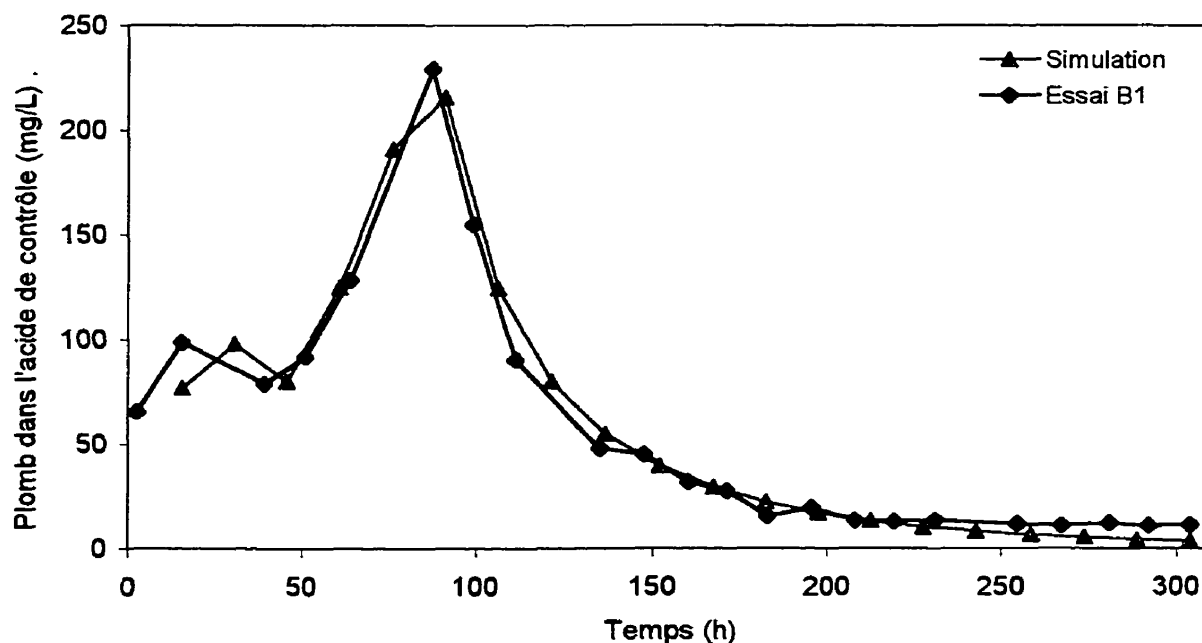


Figure 5.2 : Évolution de la concentration en plomb dans le réservoir cathodique de l'essai B1

Le calibrage du modèle a été réalisé en utilisant les résultats des essais B1, B3, B4 et B5 pour le sol d'Ascot dont la contamination visée est de 1500 mg/kg de plomb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$). Ce calibrage, basé sur quatre expériences dont certaines caractéristiques varient par un facteur de dix, est beaucoup plus difficile à réaliser que pour les résultats d'un seul ou même de deux expériences. Le principe de base utilisé pour modéliser la migration électrique est linéaire, ce qui implique que le modèle doit être calibré avec les résultats de plus de deux essais différents pour valider la procédure. Plus de mille simulations ont été réalisées en combinant les variables à calibrer de différentes façons pour atteindre les meilleurs résultats possibles.

Dans un premier temps, le calibrage du modèle a consisté à atteindre un seul objectif comme, par exemple, le profil de concentration du plomb à la fin du traitement. Ensuite, le calibrage visait à simuler adéquatement l'évolution du profil de la résistivité du sol et/ou de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode tout en atteignant le profil de concentration à la fin du traitement pour un essai. Finalement, le calibrage visait à reproduire l'ensemble de tous les résultats pour les quatre essais utilisés soit B1, B3, B4 et B5.

5.5 Résultats

Les résultats bruts produits par le modèle consistent en des séries de chiffres qui correspondent aux concentrations des différentes espèces ioniques. Pour les seize éléments des deux réservoirs il y a cinq espèces ioniques et il y en a huit (5 eau pores et 3 sorbés) pour les quatre-vingts éléments représentant le sol. À chaque pas de temps la modélisation tient donc compte de huit cents valeurs pour représenter l'état des contaminants dans tous les compartiments et de près de deux mille variables pour les flux. Si on multiplie ce chiffre par les 1 100 000 pas de temps nécessaires pour simuler l'essai B1 (304 h), on obtient $2,2 \times 10^9$ valeurs de flux et $8,8 \times 10^8$ valeurs d'état. On conserve seulement 16 000 des valeurs d'état pour analyse, soit à tous les 5% d'avancement.

Le tableau 5.1 présente un exemple de données conservées par le modèle pour un pas de temps. La première colonne correspond au numéro des éléments avec d'abord, les seize tranches du réservoir de la cathode et ensuite, quatorze des quatre-vingts éléments de sol. Les cinq colonnes suivantes présentent la concentration dans l'eau de Pb^{2+} , NO_3^- , H^+ , A^- et de A^+ respectivement. Enfin, les trois dernières colonnes présentent les quantités de Pb^{2+} , H^+ et de A^+ sorbés dans le sol.

TABLEAU 5.1 : EXEMPLE DE VALEURS PRODUITES PAR LE MODÈLE

tranche #	Pb ²⁺	NO ₃ ⁻	H ⁺	A ⁻	A ⁺	Pb ²⁺ (s)	H ⁺ (s)	A ⁺ (s)
1	2,01E-07	9,37E-05	9,31E-05	1,83E-08	1,92E-07			
2	6,10E-07	9,34E-05	9,19E-05	2,73E-08	2,74E-07			
3	1,01E-06	9,32E-05	9,08E-05	4,21E-08	3,46E-07			
4	1,39E-06	9,29E-05	8,98E-05	5,70E-08	4,16E-07			
5	1,75E-06	9,27E-05	8,88E-05	7,17E-08	4,82E-07			
6	2,09E-06	9,26E-05	8,79E-05	8,63E-08	5,45E-07			
7	2,42E-06	9,24E-05	8,71E-05	1,01E-07	6,05E-07			
8	2,73E-06	9,23E-05	8,63E-05	1,14E-07	6,62E-07			
9	3,02E-06	9,22E-05	8,56E-05	1,28E-07	7,15E-07			
10	3,29E-06	9,22E-05	8,50E-05	1,40E-07	7,66E-07			
11	3,53E-06	9,21E-05	8,44E-05	1,52E-07	8,13E-07			
12	3,76E-06	9,21E-05	8,39E-05	1,63E-07	8,56E-07			
13	3,97E-06	9,21E-05	8,35E-05	1,73E-07	8,97E-07			
14	4,15E-06	9,22E-05	8,31E-05	1,83E-07	9,34E-07			
15	4,32E-06	9,22E-05	8,28E-05	1,91E-07	9,68E-07			
16	4,46E-06	9,23E-05	8,26E-05	1,97E-07	9,99E-07			
1	4,65E-06	9,25E-05	8,24E-05	2,08E-07	1,04E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
2	5,08E-06	9,31E-05	8,21E-05	2,59E-07	1,11E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
3	5,44E-06	9,37E-05	8,20E-05	3,08E-07	1,18E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
4	5,74E-06	9,44E-05	8,21E-05	3,56E-07	1,25E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
5	5,99E-06	9,52E-05	8,23E-05	4,01E-07	1,31E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
6	6,19E-06	9,60E-05	8,27E-05	4,45E-07	1,36E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
7	6,35E-06	9,69E-05	8,33E-05	4,87E-07	1,41E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
8	6,48E-06	9,78E-05	8,39E-05	5,29E-07	1,46E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
9	6,57E-06	9,87E-05	8,46E-05	5,69E-07	1,50E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
10	6,64E-06	9,96E-05	8,54E-05	6,09E-07	1,54E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
11	6,69E-06	1,01E-04	8,63E-05	6,48E-07	1,57E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
12	6,71E-06	1,02E-04	8,72E-05	6,86E-07	1,60E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
13	6,71E-06	1,02E-04	8,81E-05	7,24E-07	1,63E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00
14	6,70E-06	1,03E-04	8,90E-05	7,61E-07	1,65E-06	0,00E+00	4,20E-04	0,00E+00

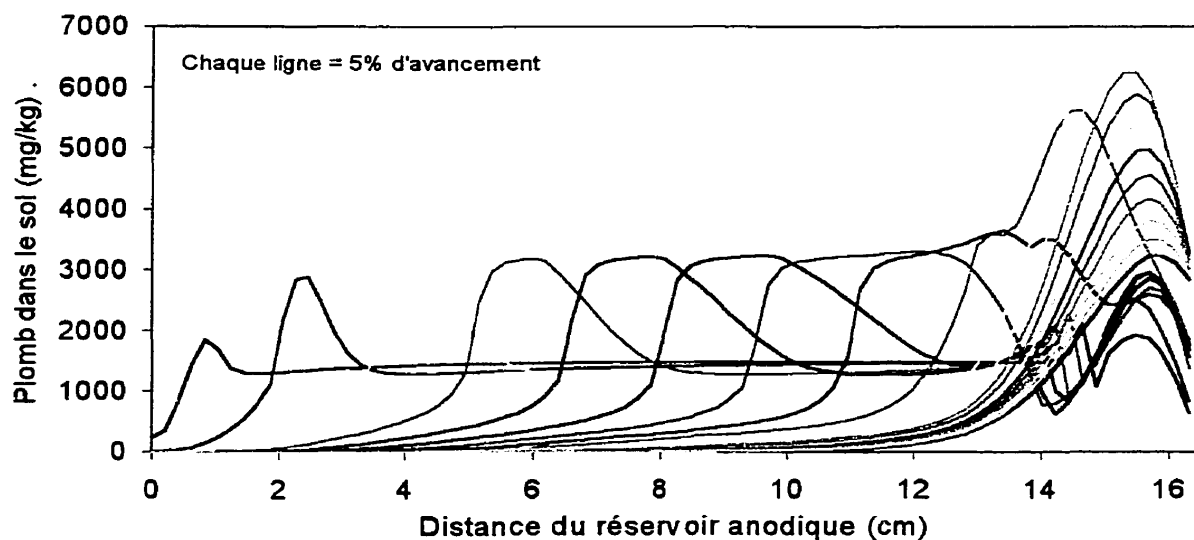


Figure 5.3 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'essai B5

L'ensemble des valeurs conservées est importé dans un tableur où les données brutes sont mises en graphique pour analyse. Les quelques figures qui suivent montrent des exemples de constructions faites à partir des données produites par le modèle durant son calibrage. Il s'agit

de l'évolution du profil de concentration en plomb durant l'essai B5 à la figure 5.3 où chaque ligne correspond à 5% d'avancement du traitement en termes de charge ou de temps. La dernière courbe de la figure 5.3 mène à la comparaison du profil obtenu à la fin de l'expérience B5 et par la simulation à la figure 5.4. Les figure 5.5 et 5.6 présentent la comparaison du profil final en plomb expérimental avec celui simulé pour les essais B4 et B1 respectivement.

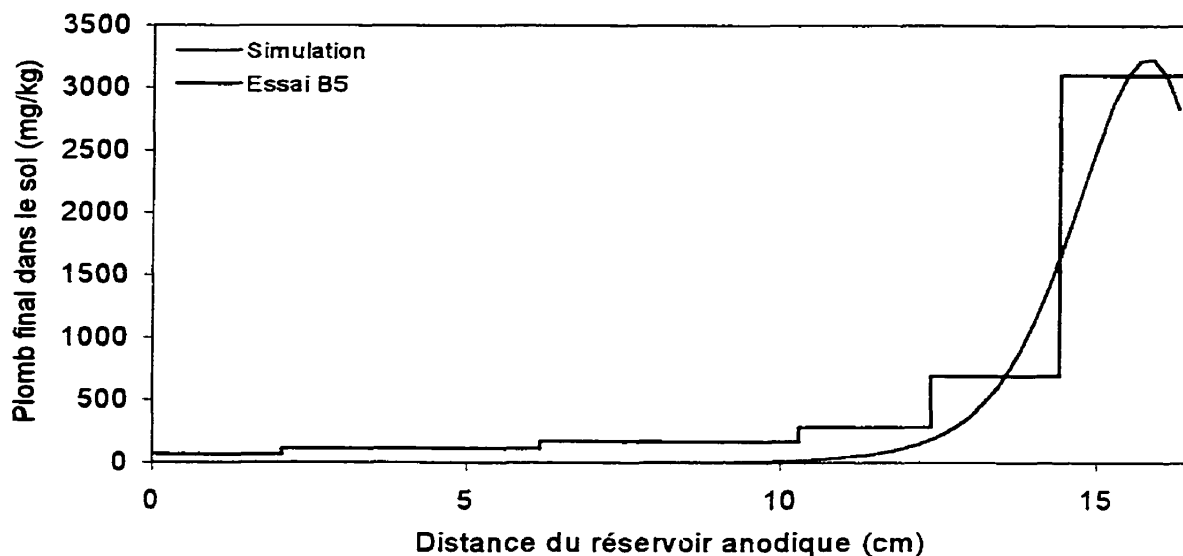


Figure 5.4 : Comparaison du profil de concentration final en plomb expérimental et simulé pour l'essai B5

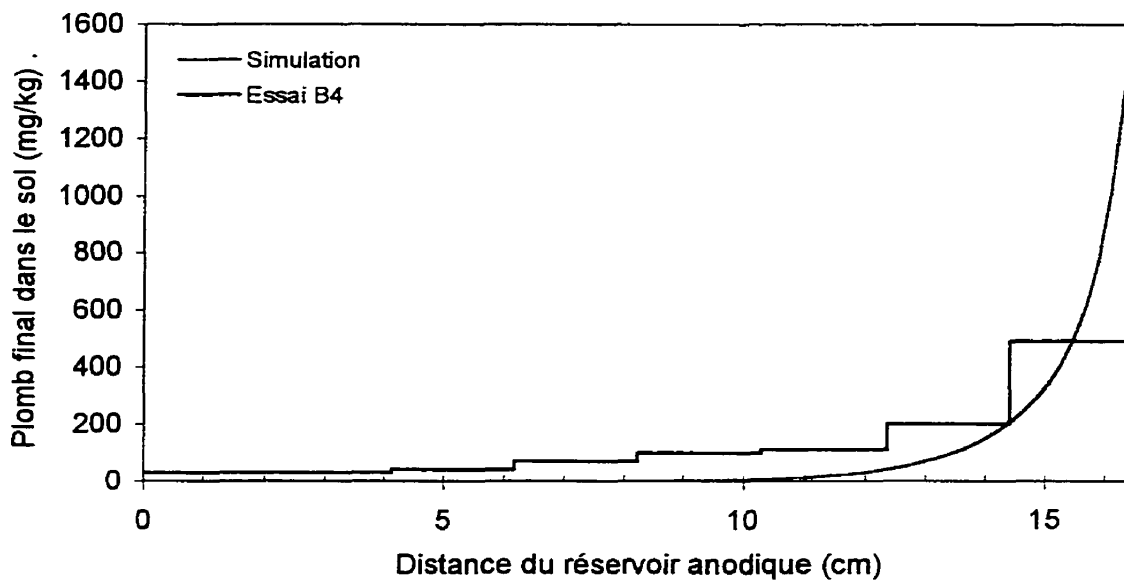


Figure 5.5 : Comparaison du profil de concentration final en plomb expérimental et simulé pour l'essai B4

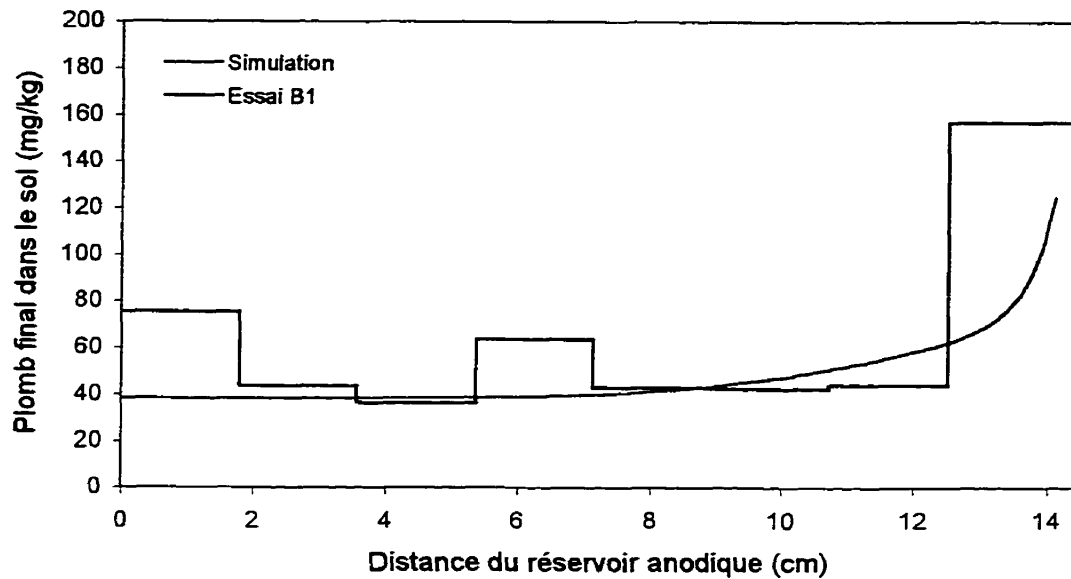


Figure 5.6 : Comparaison du profil de concentration final en plomb expérimental et simulé pour l'essai B1

Les résultats des simulations présentées dans les figures 5.4 à 5.6 ont été obtenus à partir des mêmes paramètres de sol déterminés à partir du calibrage du modèle.

5.6 Présentation des résultats de simulation numérique

5.6.1 Généralités

Les résultats de simulation sont présentés à l'annexe C et ils peuvent être divisés en trois. D'abord, il y a les résultats de simulation pour calibrer le modèle principalement à partir des résultats des essais B1, B3, B4 et B5 de Beaulieu (1995) qui sont présentés dans le tableau C.1 et dans les figures C.1 à C.24. Ensuite, il y a les résultats des simulations réalisées pour répondre à certaines questions à partir du modèle calibré qui sont présentés dans les tableaux C.2 et C.3 et dans les figures C.25 à C.47. Enfin, il y a les résultats de calibrage et d'extrapolation pour la décontamination du sol #2 qui sont présentés dans le tableau C.3 et dans les figures C.48 à C.57.

Par souci de concision, la présentation des résultats des modélisations numériques est faite grâce à l'utilisation de figures pour résumer les quelque seize mille valeurs produites par chaque simulation. Seulement treize des quelque mille simulations effectuées sont présentées dans l'annexe C.

Les données nécessaires pour refaire les simulations qui ont servi à construire les figures présentées à l'annexe C sont présentées dans les tableaux C.1, C.2 et C.3. Ces données incluent la durée des essais, le courant appliqué, le pas de temps, la surface et la longueur de sol. Ces tableaux présentent aussi les conditions initiales de sept des huit variables nécessaires pour réaliser la modélisation ; la huitième peut être obtenue en additionnant la valeur #3 à deux fois la valeur #1. Enfin, les rangées ph et pp correspondent aux éléments de calibrage de la sorption.

5.6.2 Simulations de calibrage du modèle

Six figures présentent les résultats de calibrage du modèle fait à partir des résultats des essais B1, B3, B4 et B5 (figures C.1 à C.24). D'abord, l'évolution du profil de concentration en plomb dans le sol pour chaque 5% d'avancement dans le temps est présentée. Ensuite, les profils finaux simulés et expérimentaux sont comparés. Les figures suivantes présentent les mêmes graphiques mais cette fois, il s'agit du plomb dans l'eau des pores. L'avant-dernière figure présente l'évolution de la résistivité du sol entre les différents points de mesure V1 à V5. Enfin, on présente la comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental.

5.6.3 Résultats d'interrogation du modèle

Les résultats d'interrogation du modèle basé sur le calibrage fait avec les essais B1, B3, B4 et B5, sont présentés par quatre figures pour chaque simulation (C.25 à C.44). On présente pour ces essais l'évolution des profils de concentration en plomb dans le sol et dans l'eau des pores. Les deux dernières figures montrent, de deux façons différentes, l'évolution de la résistivité du sol durant le traitement.

Les simulations réalisées pour montrer l'effet de l'oxydation à l'anode (figures C. 45 à C.47) sont présentées par l'évolution des profils de concentration relatifs à la concentration initiale. La présentation des résultats pour ces expériences inclut les réservoirs à l'anode et à la cathode.

5.6.4 Calibrage et interrogation du modèle avec le sol #2

Les résultats des simulations de calibrage pour le sol #2 sont présentés par cinq figures pour chaque modélisation (C.48 à C.57). Elles montrent l'évolution des profils de concentration dans le sol et dans l'eau interstitielle ainsi qu'une comparaison des profils finaux simulés et

expérimentaux pour le plomb dans le sol. Les deux dernières figures présentent l'évolution de la résistivité du sol.

5.7 Conclusions

Le modèle présenté est, en plusieurs points, comparable à d'autres modèles déjà proposés [YU et NERETNIEKS, 1996 ; YEUNG ET MITCHELL, 1995 ; JACOBS ET COLL. 1994 ; ALSHAWABKEH ET ACAR 1992]. Les équations et principes de base pour la migration électrique et la diffusion sont identiques. Certains modèles dans la littérature incluent, en plus de la migration électrique et de la diffusion, un transport par débit électro-osmotique et/ou hydraulique, mais l'apport respectif de ces modes de transport n'est pas quantifié dans l'analyse des résultats. La solution des équations générées dans les modèles publiés est toujours, lorsque décrite, faite par différences finies et par une méthode d'intégration par pas de temps.

Toutefois, aucun modèle publié n'utilise le nombre de transport pour calculer le flux des ions par migration électrique. Yu et Neretnieks (1996) confirment toutefois la supposition selon laquelle le courant est constant tout au long de la cellule de traitement. Cette supposition est une prémisses nécessaire à l'utilisation du nombre de transport pour le calcul des flux par migration électrique. Il y a aussi la description des cations dans le modèle proposé qui diffère des modèles déjà publiés car ces derniers utilisent tous une isotherme d'adsorption linéaire (K_d) ce qui se traduit dans les équations de flux par un facteur de retardement (R_d). L'adaptation de l'isotherme de Freundlich, non linéaire et calibré sur des résultats expérimentaux, est une exclusivité du modèle proposé.

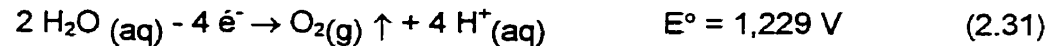
Un sujet qui revient dans tous les modèles publiés mais qui ne fait pas l'unanimité est la conservation de l'électroneutralité avec les divers mouvements d'ions. Certains auteurs [LINDGREN et coll. 1995 ; JACOBS et coll. 1994] affirment que la migration électrique assure par elle-même l'électroneutralité de la solution dans le temps et dans l'espace. Cette affirmation est vraie dans une solution uniforme mais aux interfaces, avec différents ions à différentes concentrations, l'électroneutralité n'est pas préservée avec des flux par migration électrique et par diffusion. Il faut appliquer certaines restrictions ou corrections pour permettre de garder la solution électriquement neutre et, incidemment, la stabilité du modèle [YU et NERETNIEKS 1996 ; ALSHAWABKEH et ACAR 1992]. Le modèle proposé réalise des corrections pour l'électroneutralité sur les ions A^+ et A^- qui servent à calibrer la conductivité électrique initiale de la solution. Ce point particulier devrait faire l'objet d'études plus poussées.

Dans aucun des modèles répertoriés, on ne mentionne un ajustement de certains paramètres pour mieux reproduire les résultats expérimentaux. Le choix des coefficients de retardement (sorption et capacité tampon) est souvent arbitraire puisque la moitié des modèles répertoriés ne compare pas les résultats simulés avec des résultats expérimentaux. Dans le modèle présenté, les paramètres de sorption sont calibrés en fonction de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir cathodique et la capacité tampon du sol en fonction de l'obtention d'un profil de concentration final en plomb. L'atteinte simultanée de ces deux critères pour trois expériences qui possèdent des paramètres de traitement différents (densité de courant, concentration de l'acide de contrôle, durée, volume de sol, etc.) améliore la confiance envers le modèle proposé mais est, bien entendu, valable pour un sol donné, soit le sol d'Ascot sur lequel ont été réalisés les essais B.

6. MÉCANISMES D'EXTRACTION DES MÉTAUX

6.1 Problématique et objectifs

Pour que le champ électrique ait un effet extractant sur les métaux lourds, ces derniers doivent être sous forme ionique dans l'eau des pores du sol ce qui n'est généralement pas le cas. La description des sols présentée au chapitre 3 illustre bien l'état initial des métaux lourds. Le principal mécanisme de solubilisation dans le traitement électrocinétique est l'acidification du sol par les protons produits à l'anode selon l'équation :



Dans cette équation, l'eau est oxydée et un ion H^+ est produit pour chaque électron ce qui correspond à une efficacité faradique de 100%. La plupart des modèles publiés sur la décontamination électrocinétique des sols supposent une efficacité de 100% pour la production d'ions H^+ à l'anode [YEUNG et MITCHELL, 1995 ; JACOBS et coll., 1994 ; ALSHAWABKEH et ACAR, 1992] ; il existe cependant d'autres réactions qui peuvent se produire et ainsi entrer en compétition avec la production des protons. L'efficacité faradique pour la production d'ions H^+ dans la décontamination électrocinétique des sols reste à être établie expérimentalement.

La solubilisation des métaux lourds dans le contexte d'un traitement électrocinétique des sols doit être mieux étudiée. La capacité tampon du sol, la spéciation des métaux et leur vitesse de migration sont des exemples de paramètres qui peuvent influencer la mise en solution.

Une fois solubilisés, les métaux sont sous forme ioniques et ils sont transportés hors du sol principalement par migration électrique. Le débit électro-osmotique et la diffusion jouent également un certain rôle dans le transport des métaux. Il reste à établir un paramètre pour quantifier le transport des contaminants ioniques par migration électrique et à établir l'influence des autres modes de transport, notamment celui de la diffusion.

Le chapitre 6 est le plus important de la thèse et il comprend trois grandes parties. La première (6.2) traite de l'efficacité faradique de la décontamination des sols par électrocinétique à produire des ions H^+ à l'anode et à acidifier le sol. La seconde partie (6.3) aborde la problématique de la solubilisation des métaux lourds. Enfin, la dernière partie (6.4) traite des modes de transport des contaminants une fois que ces derniers ont été solubilisés.

6.2 Efficacité faradique d'un traitement à produire des ions H⁺ et à acidifier le sol

6.2.1 Principe de mesure des protons

Le traitement électrocinétique acidifie le sol par les ions H⁺ générés à l'anode et aussi, indirectement, par le contrôle du pH à la cathode. Pour quantifier les protons produits à l'anode, le sol est placé dans une cellule de traitement et on y fait circuler une quantité de courant électrique connue. Après l'essai, le pH du sol est mesuré par section et transformé en une quantité d'ions H⁺ produits en utilisant la courbe tampon du sol en supposant que l'acidification du sol par le traitement électrocinétique est la même qu'avec des solutions acides.

6.2.1.1 Programme expérimental

Dix essais d'électrocinétique ont été réalisés sur deux sols dans le but d'établir l'efficacité faradique de l'électrocinétique à produire des ions H⁺ et à acidifier le sol. Le till de Coaticook (Ck) a servi pour les sept premiers essais et le silt d'Ascot pour les trois derniers. Le tableau 6.1 résume les paramètres de ces essais.

Les trois premiers tests faits sur le sol de Coaticook visaient à valider la procédure utilisée et la reproductibilité des résultats. Ces expériences ont été réalisées simultanément, branchées en série sur la même source de courant, elles ont ainsi reçu la même charge électrique.

On a aussi mesuré l'effet de l'acide de contrôle du pH à la cathode puisque les anions de cet acide peuvent migrer à travers le sol jusqu'à l'anode et ainsi affecter l'efficacité faradique du traitement à produire des protons. Les quatre acides de contrôle testés sont le HNO₃ (nitrique), le HCl (chlorhydrique), le H₂SO₄ (sulfurique), et le H₃PO₄ (phosphorique). A priori, seuls les ions Cl⁻ peuvent être oxydés si le potentiel de l'anode est suffisant et compétitionner avec la production de protons à l'anode.

Les expériences réalisées permettent également de comparer l'effet de deux matériaux d'anode sur l'efficacité faradique de l'électrocinétique à produire des protons. Les cinq premiers essais utilisaient une anode en carbone et les cinq derniers une anode en titane recouverte d'un oxyde d'iridium (Ebonex). C'est l'essai Acid6, par comparaison avec les essais Acid1, Acid2 et Acid3, qui permet d'établir l'influence du matériau de l'anode.

Finalement, les essais Acid8, Acid9 et Acid10 réalisés sur le silt d'Ascot avec trois différents acides de contrôle (HNO₃, HCl et H₂SO₄) servent à établir l'effet du sol sur l'efficacité faradique de l'électrocinétique à produire des ions H⁺ par comparaison avec les résultats obtenus sur le till de Coaticook.

TABLEAU 6.1: CARACTÉRISTIQUES DES ESSAIS D'ACIDIFICATION

Essai	Acid1	Acid2	Acid3	Acid4	Acid5	Acid6	Acid7	Acid8	Acid9	Acid10
Sol	Ck	Ck	Ck	Ck	Ck	Ck	Ck	Ascot	Ascot	Ascot
Matériau anode	Carbone	Carbone	Carbone	Carbone	Carbone	Ebonex	Ebonex	Ebonex	Ebonex	Ebonex
Acide de contrôle	HNO ₃	HNO ₃	HNO ₃	HCl	H ₂ SO ₄	HNO ₃	H ₃ PO ₄	HNO ₃	HCl	H ₂ SO ₄
Durée (h)	165	165	165	338	338	169	446	68	68	68
Voltage (V)	66→21	61→21	65→21	31→16	32→110	63→18	62	62→22	53→24	64→81
Courant (mA)	15→253	15→253	15→253	9→124	9→124	15→250	12→221	11→49	11→49	11→49
Charge (kC)	122,0	122,0	122,0	106,0	106,0	128,5	108,4	7,27	7,27	7,27
Débit (mL)	+309 -138	+306 -155	+398 -162	+412 -65	+1680 -0	+358 -77	+4863 -0	+239 -45	+236 -56	+809 -0
pH anode	0,89	0,92	0,93	1,40	1,47	0,78	1,95	1,49	1,80	2,15

6.2.1.2 Mesures de pH et établissement des courbes tampons

Idéalement, le pH d'un sol doit être mesuré à une teneur en eau d'au moins 100% pour qu'il y ait un bon contact entre l'électrode de verre et la solution. Les sols utilisés dans cette étude avaient une teneur en eau d'environ 16% lorsqu'en place dans la cellule de traitement. Pour mesurer le pH de ces sols, il faudrait ajouter du liquide afin de ramener leur teneur en eau à 100%. Cependant, on ne connaît pas précisément la teneur en eau du sol à la fin des essais et, par conséquent, la quantité d'eau à ajouter. Ce problème est résolu en faisant complètement sécher le sol avant d'établir son pH. Ainsi, les variables de la mesure du pH des sols sont parfaitement contrôlées puisqu'on mélange une quantité de sol sec avec un volume d'eau distillée. Les conséquences de ce séchage du sol seront revues à la section 6.2.2.1.

Le pH du sol après traitement est établi selon la procédure suivante. D'abord, le sol traité est découpé en huit tranches d'égales épaisseurs sur la longueur de l'échantillon. Les huit tranches de sol sont placées dans autant de tares en aluminium et séchées à l'étuve à $105 \pm 5^\circ\text{C}$ [APHA, 1992] pour une période d'environ 12 heures jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Ensuite, le sol séché est broyé et 50 g sont prélevés et placés dans un becher auquel 50 mL d'eau distillée sont ajoutés. Le mélange est ensuite agité jusqu'à l'obtention d'un pH stable (≈ 24 h).

La procédure servant à établir les courbes tampons des sols est basée sur les méthodes proposées par Yong et coll. (1990), Federer et coll. (1985) et Agriculture Canada (1984). Ces méthodes ont été mises à l'essai et la procédure retenue ici pour établir les courbes tampons diffère quelque peu puisqu'elle utilise 50 g de sol plutôt que 5 g et qu'elle est réalisée à une teneur en eau de 100% plutôt que de 200%. En effet, les essais ont démontré que la reproductibilité, et, par conséquent, la précision des résultats, est meilleure quand les essais tampons sont réalisés avec 50 g de sol plutôt que 5 g. De plus, comme la teneur en eau est d'environ 16% lorsque le sol est acidifié durant un traitement électrocinétique et que la procédure proposée demande une teneur en eau de 200%, des essais d'acidification à plusieurs teneurs en eau ont démontré que le meilleur compromis entre l'homogénéité du mélange sol – acide et un résultat représentatif de l'acidification en cellule de traitement se situe à 100%.

La méthode retenue pour établir les courbes tampons consiste à acidifier 55 g de sol avec 55 mL d'une solution acide. La concentration de la solution dépend de la quantité d'acide que l'on veut ajouter au sol. Généralement, on débute la procédure avec des solutions de 0,00, 0,02, 0,10, 0,20, 1,00, 2,00 et 10,00 M. Puis, au besoin, on peut ajouter certaines

concentrations dans les zones où se situe le pH du sol après traitement afin de préciser la courbe à cet endroit. Par exemple on a ajouté des essais tampons avec des solutions de 0,04, 0,40, 0,60, 0,80, 1,20 et 1,60 M pour le sol de Coaticook afin d'y préciser la courbe tampon. Le mélange sol – acide est agité à plusieurs reprises pour une période d'environ 24 heures, jusqu'à ce que le mélange ait un pH stable. Si le sol n'est pas bien mélangé ou que le pH ne s'est pas stabilisé avant de continuer la procédure les résultats seront faussés. Le mélange est ensuite séché dans une étuve à $105 \pm 5^\circ\text{C}$ [APHA, 1992] pour une période d'environ 12 heures jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Le sol acidifié et séché est ensuite sorti de l'étuve et il est laissé à refroidir à la température de la pièce. Une fois refroidi, le sol est broyé et 50 g sont prélevés et placés dans un becher dans lequel on ajoute 50 mL d'eau distillée. Encore une fois ce mélange est agité jusqu'à l'obtention d'un pH stable qui servira à établir la courbe tampon du sol. Ainsi, le pH du sol acidifié par le traitement électrocinétique et, par la suite séché, peut être comparé à une courbe tampon de sol acidifié et séché.

6.2.2 Présentation et analyse des résultats

6.2.2.1 Courbes tampons

La figure 6.1 présente la moyenne des courbes tampons du sol de Coaticook. On présente la courbe moyenne parce que les courbes obtenues avec l'acide nitrique, chlorhydrique et sulfurique sont pratiquement identiques. D'ailleurs, c'est pourquoi la courbe tampon du sol de Coaticook n'a pas été réalisée avec de l'acide phosphorique.

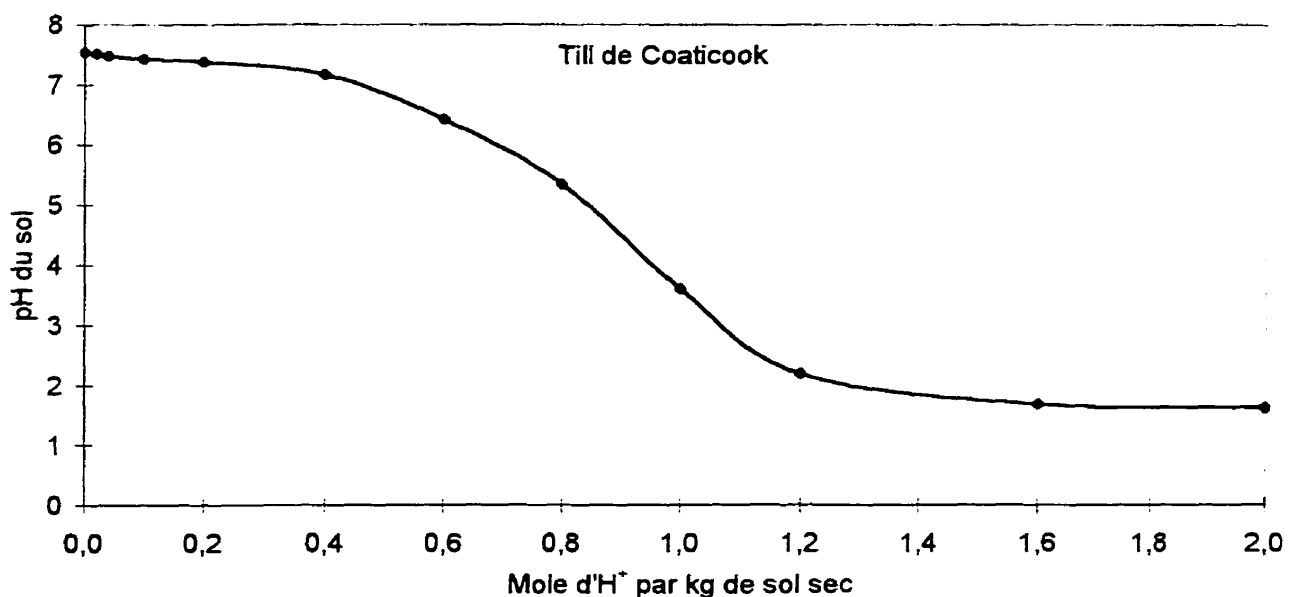


Figure 6.1 : Courbe tampon du Till de Coaticook

La courbe tampon du till de Coaticook (fig. 6.1) montre que l'ajout de 0,4 mole d'acide par kilogramme de sol engendre une différence de pH de seulement 0,37. Ce sol est fortement tamponné par la présence de carbonate qui engendre une effervescence de CO_2 à l'ajout d'acide. Il faut être méticuleux dans l'établissement de la courbe tampon du till de Coaticook parce qu'un faible changement de pH implique l'ajout de beaucoup plus d'acide que pour un sol faiblement tampon.

La figure 6.2 montre les trois courbes tampons (HNO_3 , HCl , H_2SO_4) obtenues sur le silt d'Ascot. On remarque qu'à partir d'un pH d'environ 3,7, la courbe de l'acide nitrique commence à dévier. À des concentrations d'acide plus élevées que 0,02 mole/kg de sol sec, la courbe de l'acide nitrique s'écarte des courbes de l'acide chlorhydrique et sulfurique qu'elle suivait pour des concentrations plus faibles. En fait, le pH tend à demeurer constant et même à remonter à partir d'une concentration d'acide de 0,02 mole/kg de sol sec, ce qui correspond à un pH de 3,7.

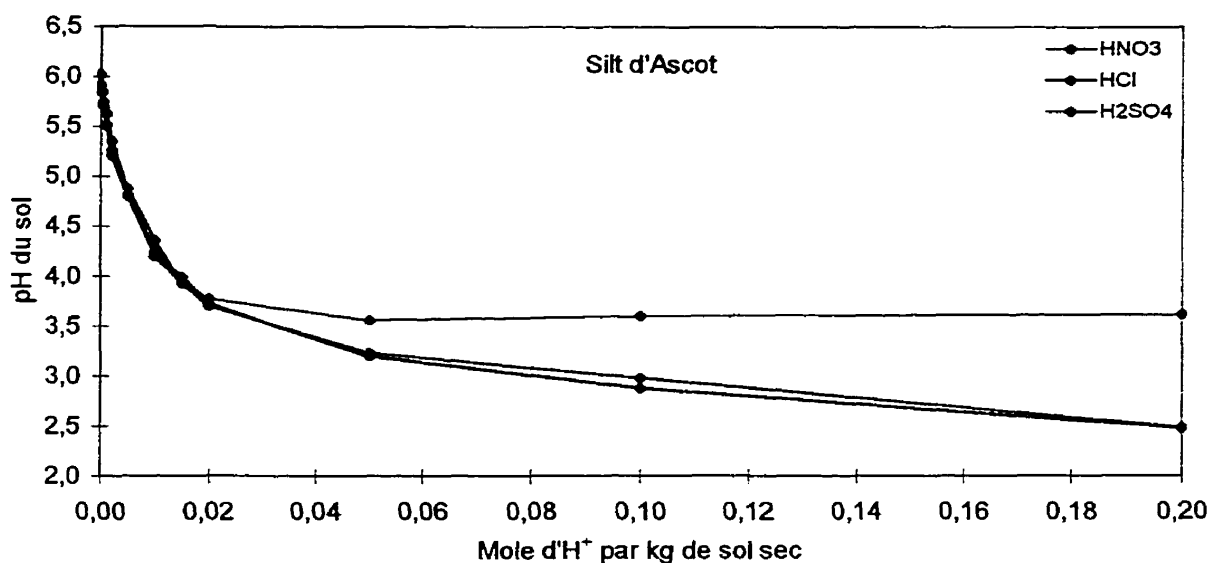


Figure 6.2 : Courbes tampons du silt d'Ascot

Les courbes tampons du silt d'Ascot ne sont pas les mêmes pour les trois acides utilisés comme le montre la figure 6.2. L'utilisation d'acide nitrique fait en sorte que le pH ne diminue pas en deçà de 3,7. C'est durant le séchage que le pH du sol change et qu'il retourne à une valeur qui varie entre 3,7 et 4,0. La figure 6.3 montre que jusqu'à un pH de 4,0, les trois acides donnent les mêmes résultats avant et après séchage du sol. À partir d'un pH d'environ 4,0 la courbe de l'acide nitrique dévie et il devient alors impossible de faire un lien entre le pH du sol et la quantité d'ions H^+ ajoutée. En effet, on peut obtenir un pH du sol identique pour différentes

quantités d'acide ajoutées et même un pH du sol moins acide pour une quantité supérieur d'acide.

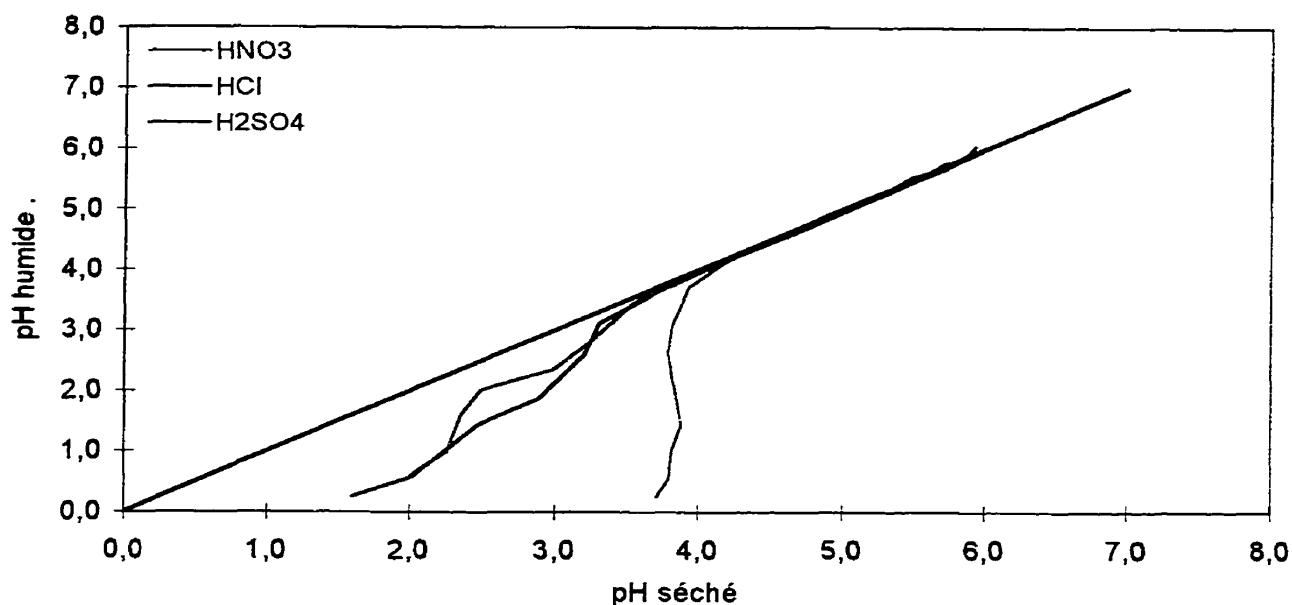
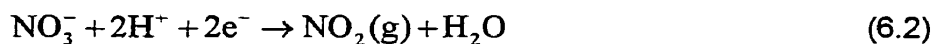


Figure 6.3 : pH du sol d'Ascot avant et après séchage

Ce comportement du sol d'Ascot avec l'acide nitrique est attribué à la transformation des ions nitrate en nitrite ou en oxyde d'azote au séchage selon les équations :



Les équations 6.1 et 6.2 montrent que la transformation des nitrates consomment des ions H^+ , ce qui augmente le pH du sol. Les réactions présentées ci-dessus nécessitent la présence de donneurs d'électrons pour se produire ce qui indique que le silt d'Ascot contient une ou des substances qui peuvent être oxydées par les nitrates lors du séchage. C'est la présence de cette ou ces substances oxydables qui distingue le comportement du silt d'Ascot de celui du till de Coaticook. On constate ici une des limitations de la mesure du pH après séchage du sol.

6.2.2.2 Profils de pH après traitement

La figure 6.4 présente les profils de pH dans le sol à la fin des essais Acid1 à Acid3 et Acid6.

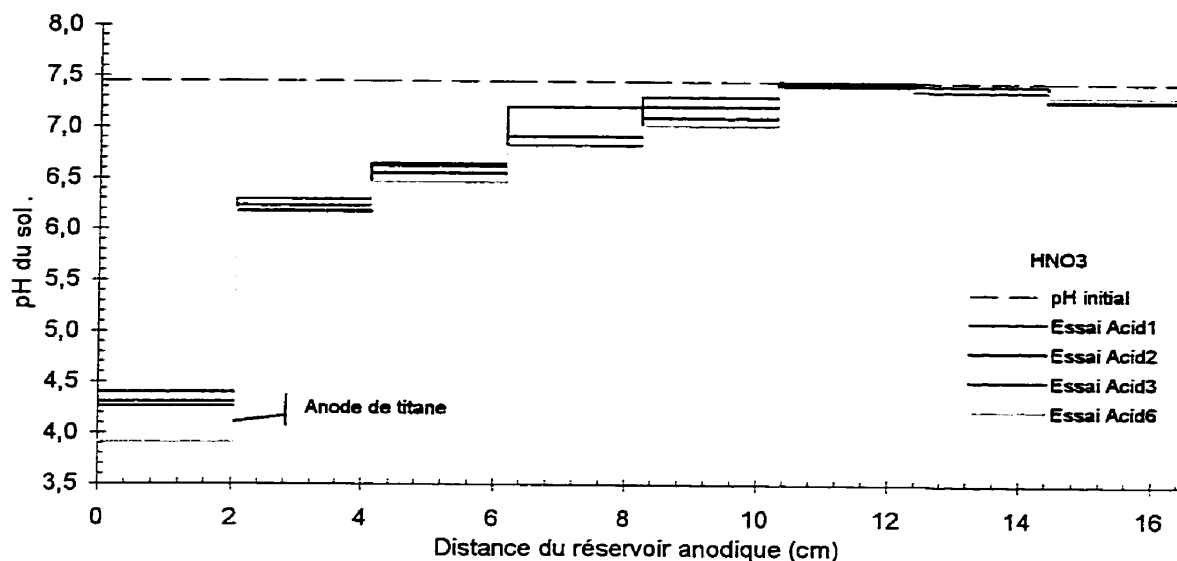


Figure 6.4 : pH du sol de Coaticook à la fin des essais Acid1, Acid2, Acid3 et Acid6

Les quatre essais présentés à la figure 6.4 ont été réalisés sur le till de Coaticook avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide nitrique. La figure 6.5 présente les profils de pH du sol (Ck) à la fin du traitement avec un contrôle du pH par de l'acide chlorhydrique pour l'essai Acid4, de l'acide sulfurique pour l'essai Acid5 et de l'acide phosphorique pour l'essai Acid7.

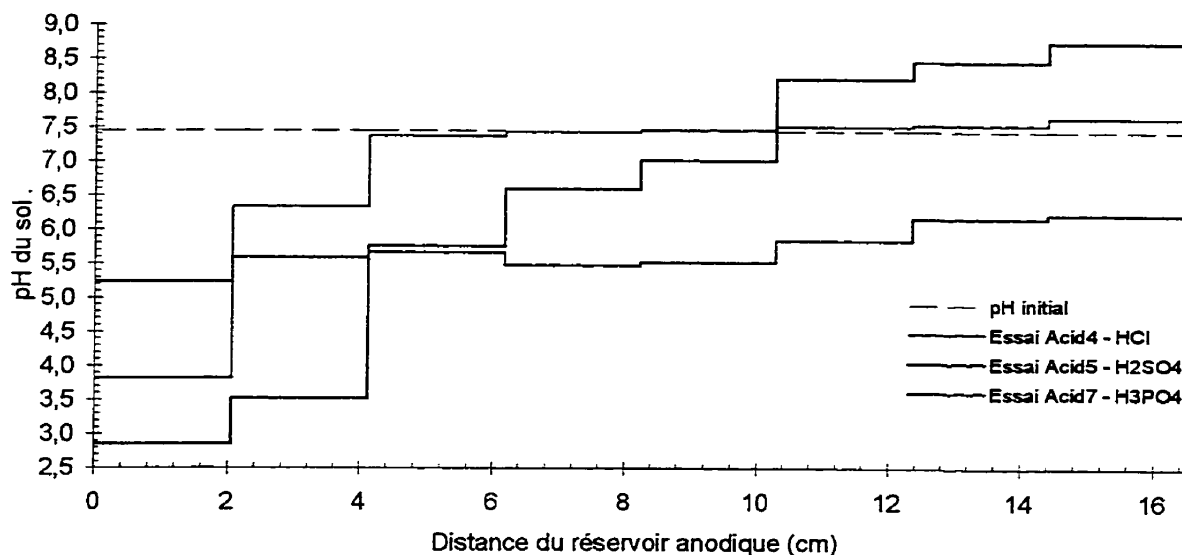


Figure 6.5 : pH du sol de Coaticook à la fin des essais Acid4, Acid5 et Acid7

La figure 6.6 présente les profils de pH après le traitement du silt d'Ascot avec un contrôle à la cathode par de l'acide nitrique pour l'essai Acid8, de l'acide chlorhydrique pour l'essai Acid9 et de l'acide sulfurique pour l'essai Acid10.

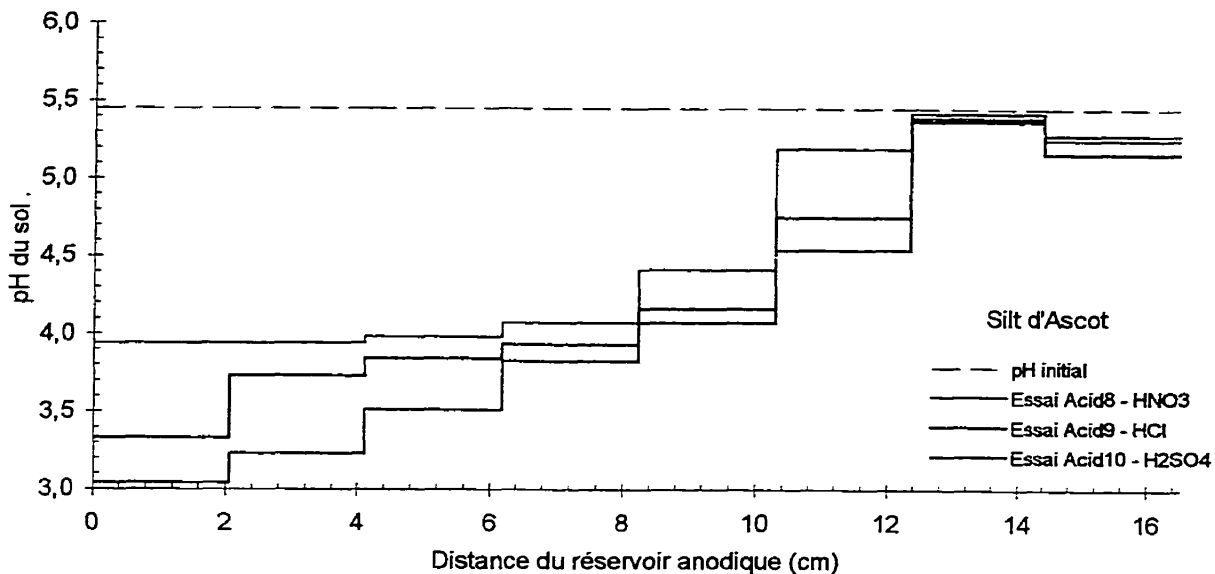


Figure 6.6 : pH du sol d'Ascot à la fin des essais Acid8, Acid9 et Acid10

Les profils de pH présentés aux figures 6.4, 6.5 et 6.6 montrent, que pour la majorité des essais, le front acide n'a pas complètement traversé le sol au moment de l'arrêt du traitement ce qui est essentiel pour être en mesure de retracer tous les protons produits à l'anode. À partir du moment où un ion H^+ produit à l'anode atteint le réservoir cathodique, il se perd dans l'acide de contrôle et on ne peut plus faire de bilan.

Les profils de pH montrent qu'après le traitement, le sol du côté cathodique est encore près de son pH initial ce qui indique que le front acide ne s'y est pas rendu. On note cependant que les dernières tranches de sol, celles près du réservoir cathodique, sont légèrement acidifiées et ce changement de pH est attribué à la diffusion d'acide de contrôle dans le sol. La diffusion de l'acide de contrôle sera reprise à la section 6.4. On remarque finalement que l'essai Acid7, contrôlé par de l'acide phosphorique, est acidifié sur toute la longueur du sol et l'interprétation de cette observation sera faite à la section 6.2.2.5.

6.2.2.3 Transformation du pH du sol en quantité d'ions H^+

Le tableau 6.2 présente un exemple de transformation du pH du sol après traitement en quantité d'ions H^+ . Cet exemple est basé sur l'essai Acid1 et les calculs réalisés pour cet essai et toutes les autres expériences sont présentés à l'annexe D.

TABLEAU 6.2 : EXEMPLE DE TRANSFORMATION DU pH EN NOMBRE D'IONS H⁺ (Acid1)

Échantillon de sol (Ck)	1	2	3	4	5	6	7	8
pH du sol	4,26	6,29	6,64	6,88	7,30	7,45	7,42	7,31
Équivalence (mole/kg)	0,924	0,624	0,543	0,481	0,284	0,070	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,269	0,181	0,158	0,140	0,083	0,020	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,851							

La première étape réalisée dans le tableau 6.2 consiste à établir, à partir de la courbe tampon du sol de Coaticook, l'équivalence qui existe entre le pH du sol de chaque tranche et le nombre d'ions H⁺ nécessaire pour atteindre ce pH à partir du pH initial. La quantité de protons attribuée aux tranches est obtenue en faisant le produit de la masse de sol des tranches par l'équivalence pH – H⁺ ajouté. Les tranches 7 et 8 ne sont pas incluses dans le calcul puisque leur acidification est attribuée à la diffusion de l'acide de contrôle dans le sol et non à des ions H⁺ produits à l'anode.

6.2.2.4 Reproductibilité et précision des résultats

Les trois premiers essais (Acid1, Acid2 et Acid3) visaient à valider la procédure utilisée et à établir la reproductibilité des résultats. Le tableau 6.3 résume les résultats obtenus pour ces expériences effectuées avec du sol de Coaticook.

TABLEAU 6.3 : PRODUCTION D'ACIDE POUR ESSAIS Acid1, Acid2 ET Acid3

	Sol de Coaticook	Essai Acid1	Essai Acid2	Essai Acid3
1	Charge (kC)	122,0	122,0	122,0
2	Équivalent de la charge (mole)	1,264	1,264	1,264
3	H ⁺ du sol (mole)	0,851	0,911	0,885
4	H ⁺ anode (mole)	0,037	0,037	0,038
5	H ⁺ total	0,888	0,948	0,923
6	H ⁺ du sol (%)	67,3	72,1	70,0
7	H ⁺ anode (%)	2,9	2,9	3,0
8	H ⁺ total (%)	70,2	75,0	73,0

La première rangée du tableau 6.3 présente la charge électrique (en kilo – Coulomb) appliquée au sol et, comme les essais Acid1, Acid2 et Acid3 étaient branchés en série, ils ont reçu la même charge. La deuxième ligne correspond à la quantité d'ions H⁺ qui seraient produits par la

charge électrique si l'efficacité faradique était de 100%. Les rangées 3 et 4 montrent la quantité d'ions H^+ retracés dans le sol et dans le réservoir de l'anode après le traitement. Les ions H^+ du réservoir anodique sont obtenus en mesurant le pH de la solution puis en multipliant la concentration équivalente au pH par le volume de liquide du réservoir et du débit inverse. La 5^{ème} ligne présente la quantité totale d'ions H^+ relevée. Enfin, les trois dernières lignes du tableau 6.3 correspondent simplement aux pourcentages des ions H^+ retracés dans le sol (# 3), dans le réservoir anodique (# 4) et totaux (# 5) sur la quantité d'ions H^+ qui auraient été produits en supposant une efficacité faradique de 100% (# 2). En fait, la dernière ligne du tableau 6.3 présente l'efficacité faradique d'un essai électrocinétique à produire des ions H^+ .

Les résultats des expériences Acid1, Acid2 et Acid3 montrent que l'efficacité faradique des essais électrocinétiques n'est pas de 100% lorsque le contrôle du pH à la cathode est réalisé avec de l'acide nitrique. La moyenne de l'efficacité faradique de ces trois essais est de 72,7% avec un écart type de 2,4. Ces données montrent que la précision, en assumant une fonction gaussienne, est de plus ou moins 5% pour un intervalle de confiance de 96%.

Les mesures à l'anode, bien qu'elles ne représentent que 4% des ions H^+ retracés, sont plus précises avec un écart type de seulement 0,058. Les résultats obtenus permettent d'établir avec un intervalle de confiance de 96%, qu'à la fin d'un essai électrocinétique contrôlé à la cathode par de l'acide nitrique $2,93 \pm 0,12\%$ de la charge électrique sera retrouvé sous forme d'ions H^+ à l'anode.

L'acidification du sol par un traitement électrocinétique implique la production d'ions H^+ à l'anode, le transport de ces protons dans le sol et finalement la réaction des protons avec le sol, ce qui altère son pH. Le fait que l'on soit en mesure d'établir la reproductibilité de l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des protons et à acidifier le sol signifie qu'il y a une reproductibilité des trois mécanismes décrits ci-dessus. Ainsi, la reproductibilité établie ici peut être étendue à des essais de décontamination électrocinétique puisque ce sont les mêmes mécanismes qui sont en cause dans l'extraction des métaux lourds.

Le tableau 6.1 montre les débits électro-osmotiques positifs et négatifs mesurés durant le traitement des sols. Les débits inverses (vers l'anode) sont généralement attribués à un renversement de la charge de surface du sol (PZ) qui survient avec l'acidification du sol. On remarque dans le tableau 6.1 que le débit électro-osmotique positif (vers la cathode) de l'essai Acid3 est presque 30% plus élevé que celui mesuré dans les essais Acid1 et Acid2. On note

également que les débits inverses des essais Acid2 et Acid3 sont presque 15% plus élevés que celui de l'expérience Acid1. Malgré ces différences importantes dans les débits électro-osmotiques des essais Acid1, Acid2 et Acid3, on obtient une bonne reproductibilité des résultats en termes d'efficacité faradique. Cette observation signifie que le débit électro-osmotique n'est pas un des modes de transport prépondérant dans le traitement électrocinétique des sols. Cette conclusion est confirmée en calculant que le nombre de protons transportés par les 309 mL de débit positif de l'essai Acid1 (tab 6.1) où le pH dans le réservoir anodique était de 0,89 (tab. 6.1) est de 0,04 mole, ce qui correspond à un peu moins de 5% des ions H⁺ retracés dans le sol.

6.2.2.5 Influence du type d'anode

Le tableau 6.4 compare la moyenne des résultats des essais Acid1, Acid2, Acid3 avec les résultats de l'expérience Acid6. Ces quatre essais ont été réalisés avec du sol de Coaticook et avaient un contrôle du pH à la cathode par de l'acide nitrique. Les essais Acid1, Acid2 et Acid3 avaient une anode en graphite alors que l'essai Acid6 avait une anode en titane recouverte d'un oxyde d'iridium (Ebonex).

TABLEAU 6.4 : EFFET DU MATÉRIAU DE L'ANODE

Sol de Coaticook	Acid1, Acid2 et Acid3	Acid6
Matériau anode	Graphite	Titane & oxyde d'iridium
Charge (kC)	122,0	128,5
Équivalent de la charge (mole)	1,264	1,332
H ⁺ du sol (mole)	0,882	0,956
H ⁺ anode (mole)	0,037	0,052
H ⁺ total	0,919	1,008
H ⁺ du sol (%)	69,8	71,8
H ⁺ anode (%)	2,9	3,9
H ⁺ total (%)	72,7	75,7

Le tableau 6.4 montre que l'utilisation d'une anode en titane recouverte d'un oxyde d'iridium a engendré une efficacité faradique 3,0% plus élevée que pour une anode de graphite. La différence d'acidification se fait sentir à l'anode et dans la première tranche de sol (fig. 6.4). Il est important de noter que plus d'ions H⁺ ont été retracés à l'anode pour l'essai Acid6 même si le débit inverse (Tab. 6.1) pour cet essai est de seulement 50% de la moyenne du débit inverse des essais Acid1, Acid2 et Acid3.

Globalement, il n'est pas possible d'établir que la différence de 3% entre les résultats montrés au tableau 6.4 est significative, mais le fait que 3,9% de la charge ait été retracé sous forme d'ions H⁺ à l'anode confirme une meilleure efficacité faradique avec une anode en titane recouverte d'un oxyde d'iridium. Il est difficile d'attribuer cette différence d'efficacité à une caractéristique spécifique du graphite puisqu'une revue de littérature sur le sujet montre qu'une production d'ions H⁺ accompagne l'oxydation du carbone. Pour chaque électron impliqué dans l'oxydation du carbone, il y a au moins un ion H⁺ généré et, par conséquent, l'efficacité faradique de l'oxydation du carbone à produire des protons serait d'au moins 100%.

6.2.2.6 Influence de l'acide de contrôle

Le tableau 6.5 résume le résultat des essais réalisés sur du sol de Coaticook avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide nitrique, de l'acide chlorhydrique, de l'acide sulfurique et de l'acide phosphorique.

TABLEAU 6.5 : EFFET DE L'ACIDE DE CONTRÔLE (SOL DE COATICOOK)

Acide	Nitrique	Chlorhydrique	Sulfurique	Phosphorique
Matériau anode	Graphite	Graphite	Graphite	Titane
Essais (Acid)	Moy. 1, 2 et 3	4	5	7
Charge (kC)	122,0	106,0	106,0	108,4
Équivalent de la charge (mole)	1,264	1,098	1,098	1,123
H ⁺ du sol (mole)	0,882	0,562	1,112	1,698
H ⁺ anode (mole)	0,037	0,008	0,005	0,001
H ⁺ total	0,919	0,570	1,117	1,699
H ⁺ du sol (%)	69,8	51,1	101,3	151,2
H ⁺ anode (%)	2,9	0,7	0,5	0,0
H ⁺ total (%)	72,7	51,8	101,8	151,2

On peut constater que le choix de l'acide de contrôle du pH affecte du simple au triple l'efficacité d'un traitement électrocinétique à produire des ions H⁺ et à acidifier le sol. La plus faible valeur d'efficacité est obtenue quand l'acide chlorhydrique est utilisé à la cathode. Les ions Cl⁻ sont les seuls ions qui, à priori, peuvent être oxydés à l'anode selon l'équation :



L'équation 6.3 montre que l'oxydation des ions Cl⁻ en chlore gazeux utilise du courant électrique sans produire d'ions H⁺. Mathieu (1996), Beaugard (1996) et Beaulieu (1995) ont tous les

trois observé des odeurs de chlore à l'anode lorsque le pH était contrôlé par de l'acide chlorhydrique à la cathode malgré le fait que le potentiel standard pour l'oxydation de l'eau est légèrement inférieur à celui de l'eau (1,229 V - éq. 2.31). Il y a probablement un surpotentiel à l'anode qui permet l'oxydation du chlore à l'anode.

L'oxydation du chlore peut se produire tant que la quantité d'ions Cl^- qui parvient à l'anode est suffisante pour fournir le courant électrique imposé et que le potentiel de l'électrode est assez élevé. Généralement, il y a seulement la moitié du courant électrique qui est transporté par les anions (nombre de transport anionique λ^-) puisque les solutions électrolytiques contiennent autant de charges positives que de négatives (électroneutralité) et qu'en moyenne les anions ont la même mobilité électrique que les cations. Par conséquent, les ions Cl^- ne peuvent fournir tout le courant électrique.

Les ions Cl^- qui partent du réservoir cathodique mettent un certain temps avant d'atteindre l'anode. Pour l'essai Acid4, les ions Cl^- ont pris environ 6 heures pour atteindre l'anode sur une durée totale de traitement de 338 heures, ce qui correspond à un peu moins de 2% de la durée totale de l'essai. Globalement, on calcule que les ions Cl^- peuvent fournir des électrons à l'anode pour approximativement 50% du courant durant 98% de l'essai. La valeur mesurée de 51,8% d'efficacité faradique pour produire des protons pour un essai contrôlé par de l'acide chlorhydrique confirmerait que le transport du courant par des anions serait d'environ 50%.

Les résultats du tableau 6.5 montrent qu'avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide sulfurique l'efficacité faradique d'un traitement à produire des ions H^+ est de 101,8%. Les ions sulfate (SO_4^{2-}) et bisulfate (HSO_4^-) ne peuvent être oxydés à l'anode puisque leur oxydation requiert un voltage de près de 2.0 V [BARD et coll., 1983] ce qui est bien plus élevé que le voltage requis pour oxyder l'eau. Par conséquent, la totalité du courant électrique qui circule à travers l'anode servirait à produire des ions H^+ et l'efficacité faradique de 101,8% observée vient appuyer ce raisonnement.

On constate que moins de 0,5% des ions H^+ retracés sont présents dans le réservoir de l'anode pour l'essai contrôlé par de l'acide sulfurique. Si on considère que le nombre de transport des protons est d'environ 50% comme pour celui des ions Cl^- , la migration électrique a pu transporter environ la moitié des ions H^+ produits à l'anode. Le débit électro-osmotique de 1680 mL de cet essai, en considérant un pH de 1,47 pour la solution anodique, indique que le

transport par ce mécanisme correspond à 5% des protons produits. Le reste doit avoir été transporté par diffusion. Le gradient de concentration élevé entre le réservoir anodique et le sol pour les protons justifie cette grande quantité d'ions H^+ transportés par diffusion.

Dans l'essai contrôlé avec de l'acide sulfurique, on constate également que le pH du sol près de la cathode augmente de 7,5 jusqu'à 8,8 (fig. 6.5). Cette augmentation de pH est observée dans le till de Coaticook mais pas dans le silt d'Ascot. Par conséquent, ce doit être la combinaison des carbonates présents dans le till de Coaticook et les caractéristiques des anions de l'acide sulfurique qui engendrent ce phénomène.

L'utilisation d'acide phosphorique pour contrôler le pH à la cathode résulte en une efficacité faradique de 151,2%. L'analyse faite à la section 6.2.2.5 montre que le titane permet d'obtenir une efficacité faradique 3% plus élevée que le carbone ce qui ramène l'efficacité faradique pour cet essai à 148,2%. Selon Bard et ses collaborateurs (1983), les anions de l'acide phosphorique sont à leur état d'oxydation maximum et ils ne pourraient être oxydés. Par conséquent, le courant électrique qui circule à travers l'anode oxyde des molécules d'eau, ce qui produit des ions H^+ avec une efficacité faradique de 100%. L'anode ne pouvant fournir plus de 100% d'efficacité faradique, les ions H^+ supplémentaires doivent provenir de la cathode et c'est ce que le profil de pH du sol montre (fig. 6.5). C'est seulement quand le pH est contrôlé par de l'acide phosphorique que le sol des trois dernières tranches est acidifié à un pH plus faible que 7,3, ce qui implique un apport d'ions H^+ de la cathode. Cet apport provient des anions de l'acide phosphorique ($H_2PO_4^-$) qui peuvent transporter des ions H^+ de la cathode vers l'anode et les relâcher en se dissociant dans le sol ($H^+ + HPO_4^{2-}$).

Le débit électro-osmotique de l'essai Acid7 est le plus important observé avec 4863 mL (tab. 6.1). En considérant le pH de 1,95 dans le réservoir anodique, on calcule que le débit électro-osmotique a pu contribuer au transport de 0,055 mole de proton ce qui correspond à 3,2% des protons produits à l'anode. Cependant, à un pH de 1,95, il est possible qu'une certaine quantité de H_3PO_4 non dissocié ait pu contribuer au transport de protons dans le sol à travers le débit électro-osmotique. Si on suppose qu'à un pH de 1,95 il y a 60% des ions H^+ qui sont sous forme de H_3PO_4 , la contribution du débit électro-osmotique au transport des protons passe de 3,2 à 5,1%.

L'efficacité faradique mesurée lorsque le pH à la cathode est contrôlé par de l'acide nitrique est de 72,7%. Cette valeur indique qu'une réaction autre que celle de l'oxydation de l'eau s'est

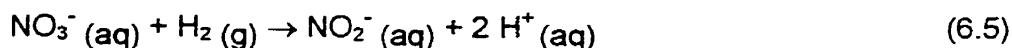
produite à l'anode. Les nitrates introduits dans le réservoir de la cathode sont à leur état d'oxydation maximale [BARD et coll., 1983] et ils ne peuvent être oxydés. L'utilisation de l'acide sulfurique et phosphorique a permis d'obtenir une efficacité faradique pour l'oxydation de l'eau à l'anode de 100%, ce qui indique que le sol ne contient pas d'anions qui pourraient être oxydés à l'anode et diminuer l'efficacité faradique. Mais une des caractéristiques importantes des nitrates est leur forte tendance à oxyder les espèces qui viennent en contact avec eux. Un exemple de cette tendance des nitrates est donné par Bard et ses collaborateurs (1983) :



Cette tendance des nitrates à oxyder d'autres ions est plus forte que la tendance de l'hydrogène gazeux produit à la cathode à demeurer sous cette forme [BARD et coll., 1983] :



Ainsi, l'hydrogène gazeux produit à la cathode lorsqu'il vient en contact avec les nitrates du réservoir cathodique peut être transformé en protons, ce qui permet aux nitrates de se transformer en nitrite. L'équation globale devient :



Dans l'équation 6.5, les ions H^+ produits demeurent dans le réservoir cathodique et ne sont pas comptabilisés dans le bilan. Les ions NO_2^- générés par la réaction 6.5 peuvent migrer à travers le sol jusqu'à l'anode pour y être oxydés et produire du $\text{N}_2\text{O}_4 (\text{g})$ ou du $\text{NO}_2 (\text{g})$ selon les réactions [BARD et coll., 1983] :



Les équations 6.6 et 6.7 montrent que l'oxydation du NO_2^- peut consommer des électrons sans produire d'ions H^+ , ce qui diminue l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des protons. L'acide nitrique demeure quand même intéressante d'utilisation quand tous les critères sont considérés. Par exemple, les ions SO_4^{2-} de l'acide sulfurique précipitent

avec et le plomb, ce qui limite l'utilisation de cet acide qui est efficace en termes de production de protons à l'anode.

Le fait que l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des ions H^+ soit de 72,7% plutôt que de 100% quand le pH est contrôlé par de l'acide nitrique à la cathode est attribué à la tendance des nitrates à oxyder l'hydrogène gazeux produit à la cathode. D'autres évidences expérimentales de cette tendance des nitrates à oxyder l'hydrogène gazeux produits à la cathode seront présentées au chapitre 8.

6.2.2.7 Influence du sol

Le tableau 6.6 présente les résultats obtenus sur le silt d'Ascot avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide nitrique, chlorhydrique et sulfurique. La capacité tampon du silt d'Ascot (fig. 6.2) est beaucoup plus faible que celle du till de Coaticook (fig. 6.1) et la quantité de charge électrique appliquée pour acidifier le silt d'Ascot a été approximativement dix-sept fois moins importante que pour les essais avec le till de Coaticook (tableaux 6.3, 6.4 et 6.5).

Les résultats présentés au tableau 6.6 montre que l'efficacité faradique à produire des ions H^+ est de 34,7, 49,3 et 82,7% lorsque le pH à la cathode est contrôlé par de l'acide nitrique, chlorhydrique et sulfurique respectivement avec du silt d'Ascot comme sol. On peut remarquer que la proportion de protons retracés dans le réservoir anodique est plus importante pour les essais réalisés avec le silt d'Ascot (tab. 6.6) qu'avec le till de Coaticook (tab 6.5). L'ordre demeure le même pour les deux sols et c'est avec un contrôle du pH par de l'acide nitrique qu'il y a le plus de H^+ retracé dans le réservoir anodique avec, en deuxième rang, l'acide chlorhydrique et en troisième l'acide sulfurique.

TABLEAU 6.6 : INFLUENCE DU SOL SUR L'EFFICACITÉ FARADIQUE (SOL D'ASCOT)

Acide (Essai Acid)	Nitrique (8)	Chlorhydrique (9)	Sulfurique (10)
Charge (kC)	7,27	7,27	7,27
Équivalent de la charge (mole)	0,075	0,075	0,075
H^+ du sol (mole)	0,020	0,034	0,061
H^+ anode (mole)	0,006	0,003	0,001
H^+ total	0,026	0,037	0,062
H^+ du sol (%)	26,7	45,3	81,3
H^+ anode (%)	8,0	4,0	1,3
H^+ total (%)	34,7	49,3	82,7

Le comportement du silt d'Ascot en présence de nitrate fait en sorte que les résultats obtenus ne paraissent pas fiables pour l'essai Acid8. Les trois tranches de sol du côté anodique avaient un pH de 3,94, 3,94 et 3,98 après le traitement. Ce profil de pH (fig. 6.6) n'est pas consistant avec les autres résultats obtenus et il laisse présager une réaction avec les nitrates qui affecteraient le pH du sol durant son séchage. Par conséquent, la valeur d'efficacité faradique obtenue est probablement biaisée.

L'efficacité faradique globale obtenue avec le silt d'Ascot (tab 6.6) pour un contrôle du pH à la cathode par de l'acide chlorhydrique est de 49,3%, valeur qui se compare à 51,8% pour le till de Coaticook (tab. 6.5). La différence de 2,5% n'est pas significative mais il faut dire qu'il y a un écart de 5,8% pour les protons trouvés dans le sol. La différence pourrait être expliquée par la présence des mêmes ions qui sont les donneurs d'électrons dans la transformation des nitrates en nitrite et qui engendre une remontée du pH durant le séchage du sol d'Ascot (6.2.2.1). Ces ions oxydables seraient négatifs et, en début d'essai, avant que les chlorures atteignent l'anode, seraient oxydés, ce qui diminuerait l'efficacité faradique du traitement à produire des protons par rapport à un sol qui ne contient pas ces ions.

Avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide sulfurique, l'efficacité faradique pour la production d'ions H^+ avec le silt d'Ascot est de 82,7% (tab. 6.6) ce qui est significativement plus faible que l'efficacité de 101,8% avec le till de Coaticook (tab 6.5). Encore ici on tend à expliquer la différence par la présence d'anions oxydables dans le silt d'Ascot par rapport au till de Coaticook.

Globalement, on constate que le sol utilisé peut avoir un effet sur l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des protons. La différence d'efficacité est attribuée aux ions initialement présents dans le sol.

6.2.3 Conclusions

L'efficacité faradique pour la production de protons à l'anode est une donnée importante dans le traitement des sols par électrocinétique parce que les ions H^+ sont responsables de l'acidification du sol qui permet de solubiliser les métaux lourds. L'efficacité faradique fait le lien entre la charge appliquée au sol et la quantité d'ions H^+ produits. L'acidification du sol et la solubilisation des métaux lourds dépendent essentiellement de la capacité tampon du sol et de la quantité d'ions H^+ produits à l'anode.

Les essais réalisés permettent d'établir que les résultats obtenus sont précis à plus ou moins 5%, ce qui valide la procédure utilisée. Comme les mécanismes impliqués dans le transport des métaux lourds sont les mêmes que pour les ions H^+ , on peut extrapoler la reproductibilité des résultats au traitement électrocinétique des sols. Les résultats obtenus indiquent aussi que le débit électro-osmotique n'est pas un mécanisme de transport prépondérant.

Les résultats montrent que l'acide de contrôle du pH à la cathode influence du simple au triple l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des protons et à acidifier le sol. Le fait que les ions chlore puissent être oxydés à l'anode limite la production de protons à environ 50% de la charge électrique. Cette observation appuie le raisonnement selon lequel seulement la moitié du courant serait transportée par les anions d'un électrolyte. L'utilisation d'un acide de contrôle du pH à la cathode qui libère un anion qui n'est pas oxydable améliore l'efficacité faradique de l'électrocinétique à produire des protons à l'anode. L'acide sulfurique a permis d'obtenir une efficacité faradique de 102% et l'acide phosphorique une efficacité de 151% puisque le $H_2PO_4^-$ peut entraîner des protons dans le sol par le côté cathodique. L'utilisation de l'acide nitrique, un autre acide qui libère un anion non oxydable, a donné une efficacité faradique de 73% parce que les nitrates peuvent être transformés en nitrite dans le réservoir cathodique avant de pénétrer le sol et être oxydés à l'anode limitant l'efficacité faradique pour la production d'ions H^+ .

L'utilisation d'une anode en Ebonex pour un essai a permis d'obtenir une efficacité faradique pour la production de protons à l'anode pratiquement identique mais qui est quand même 3% plus élevée par rapport au carbone. Ce meilleur rendement se fait surtout sentir dans le réservoir de l'anode et dans la première tranche de sol.

Seulement deux essais donnent des résultats valides sur le silt d'Ascot. Ces tests montrent que dans des expériences de plus faible charge électrique, il y a une plus grande proportion de protons retrouvés à l'anode en fin d'essai. Les tests montrent également que le silt d'Ascot engendre une efficacité faradique moins élevée que le till de Coaticook. Cette différence est attribuée à la présence des mêmes ions qui sont donneurs d'électrons dans la transformation des nitrates en nitrite et qui engendre une remontée du pH durant le séchage du sol d'Ascot. Le sol peut donc avoir une influence sur l'efficacité faradique à produire des protons.

6.3 Solubilisation des métaux lourds

6.3.1 Problématique et objectifs

Dans la plupart des terrains contaminés, la majeure partie des métaux lourds est sorbée aux sols et le traitement électrocinétique ne peut extraire les métaux qui sont sous cette forme. La migration électrique affecte seulement les métaux lourds qui ont préalablement été solubilisés et, par conséquent, qui sont sous forme ionique dans l'eau des pores. La solubilisation des métaux lourds dans le traitement électrocinétique des sols est un phénomène important qui doit être mieux compris.

Dans la présente section, un paramètre de solubilisation des métaux lourds sera introduit et le lien entre la solubilisation des métaux et ce paramètre sera établi. Bien qu'établi dans la présente section, le paramètre de solubilisation sera surtout utilisé dans les chapitres 7 et 8 où les notions d'équilibre et d'optimisation seront étudiées. L'avancée du front acide dans le sol sera ensuite regardée plus en détail. Des résultats de spéciation des métaux lourds dans des sols prélevés près de l'anode, au centre du sol et près de la cathode mettront en évidence l'évolution de la solubilisation des métaux lourds le long d'un échantillon. Enfin, les résultats des premiers tests réalisés sur des sols contaminés par des activités industrielles seront présentés. Ces expériences ont amené l'étude de la préacidification du sol pour favoriser la solubilisation des métaux lourds. Les effets de ce prétraitement sur la mise en solution seront présentés.

6.3.2 Paramètre de solubilisation

Dans la section précédente, il a été établi qu'il est faux d'assumer que l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des protons est toujours de 100%. Il ressort toutefois que la quantité de protons produits dans un traitement est proportionnelle à la quantité de courant électrique circulée. On constate également que l'acidification du sol est fonction de la quantité d'ions H^+ produits. Il est reconnu que plus un sol est acide, plus les métaux sont présents dans l'eau des pores [YONG ET coll., 1992 ; RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. On est donc porté à faire un lien entre la charge électrique circulée dans un essai électrocinétique et la solubilisation des métaux lourds. Cette liaison n'a toujours pas été démontrée expérimentalement et aucun paramètre servant à quantifier la solubilisation des métaux lourds n'a été suggéré.

Pour combler ce manque on propose un paramètre pour quantifier le potentiel de solubilisation des métaux lourds dans un traitement électrocinétique. Ce paramètre de solubilisation est lié à la quantité de courant électrique appliquée au sol et cette charge électrique est exprimée en kilo-Coulomb (kC). Les protons produits à l'anode pénètrent et acidifient le sol et on doit tenir compte dans le paramètre de solubilisation de la quantité de sol mis en relation avec la charge

circulée dans un essai. Plus il y a de sol, moins les protons produits à l'anode auront d'effet puisqu'ils seront dilués dans plus de matière. La charge circulée est donc divisée par le volume de sol traité (en litre - L) et il en résulte un paramètre de solubilisation des métaux lourds qui est exprimé en kilo-Coulomb par litre (kC/L). On référera au paramètre de solubilisation par le symbole \check{S} .

La figure 6.7 présente les résultats de trente-deux essais réalisés sur le silt d'Ascot. Sur cette figure la forme des points sert à distinguer les différents auteurs des essais. Les triangles présentent les résultats de Couture (1994), les losanges les essais de Beaulieu (1995), les carrés les expériences de Mathieu (1996) et les cercles les tests de Beauregard (1996). De plus, les couleurs servent à différencier les trois métaux utilisés. Le rouge montre les résultats obtenus avec du cuivre, le bleu la désorption du plomb et le vert sert à décrire le zinc. Certains essais ont été réalisés avec plus d'un contaminant et dans ce cas, seuls les deux métaux les plus présents sont montrés à l'aide de deux couleurs.

La quantité de métaux lourds solubilisés dans un essai est calculée en soustrayant les contaminants sorbés au sol à la fin d'un essai de ceux qui l'étaient avant le traitement. Les métaux lourds initialement présents dans l'eau des pores du sol ne sont donc pas comptabilisés comme ayant été solubilisés par le traitement.

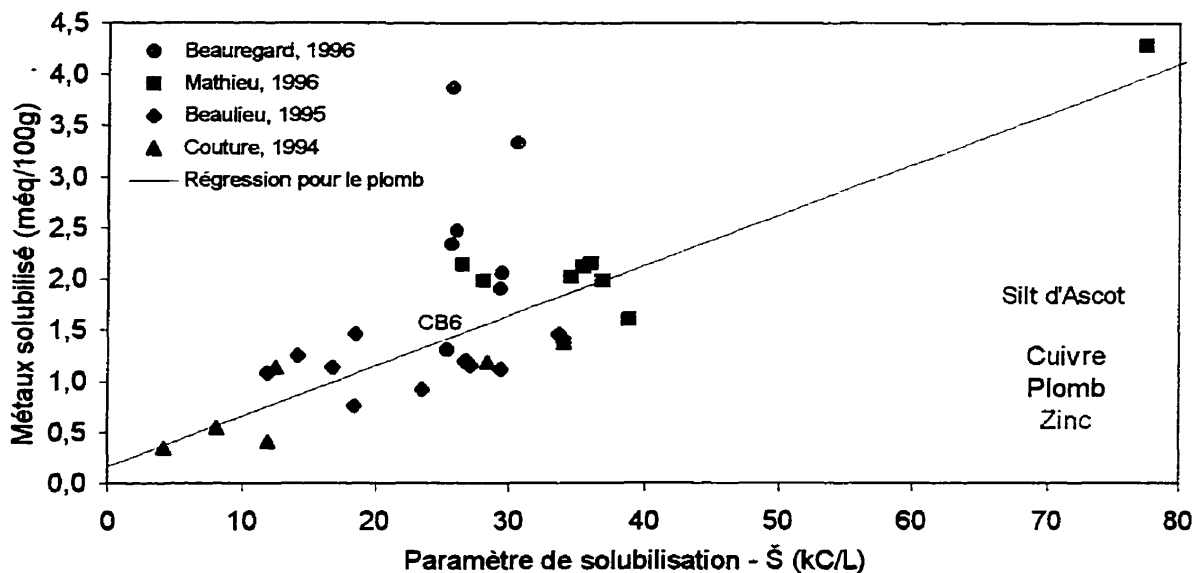


Figure 6.7 : Métaux solubilisés en fonction du paramètre de désorption

Tous les essais présentés à la figure 6.7 ont été réalisés sur un volume de sol d'environ un litre à l'exception de l'essai CB6 de Beauregard (1996) qui en contenait cent. Cet essai est

clairement identifié sur la figure 6.7 et on constate que le paramètre de solubilisation (\bar{S}) permet de ramener la charge électrique d'essais de différents volumes à des valeurs qui permettent aux résultats d'être comparés entre eux. La figure 6.7 montre qu'il y a une relation entre le paramètre de solubilisation (\bar{S}) et la quantité de métaux lourds mis en solution. Plus un essai reçoit une grande charge électrique, plus il y a de métaux qui sont mis en solution.

La plus haute valeur de désorption a été obtenue par Mathieu (1996) dans son essai M12 avec 4,30 méq/100g de métaux désorbés pour un paramètre de désorption de 77,5 kC/L. La plus petite quantité de métaux désorbés a été obtenue par Couture dans son essai CIII avec seulement 0,35 méq/100g de métaux solubilisés pour un paramètre de désorption de 4,1 kC/L.

Les résultats obtenus par Beauregard (1996) montrent que le zinc est plus facile à solubiliser que le cuivre et le plomb. Les points verts sur la figure 6.7 sont clairement à l'extérieur de la tendance observée pour le cuivre (rouge) et le plomb (bleu) qui nécessitent plus de charge pour être désorbés.

La figure 6.7 montre que la désorption des métaux lourds varie pratiquement du simple au double pour un même paramètre de désorption. Cette variabilité des résultats est attribuée aux différentes efficacités faradiques des traitements à produire des protons et à acidifier le sol. Ainsi, les mêmes paramètres qui influencent l'efficacité faradique affectent également la solubilisation des métaux. Mais la vitesse d'extraction des contaminants désorbés influence aussi la solubilisation des métaux lourds. Le tableau 6.7 montre certaines données des essais CI et CIV réalisés par Couture (1994) et de l'essai B6 réalisé par Beaulieu (1995). Ces trois expériences ont été réalisées sur du silt d'Ascot contaminé par 1500 mg/kg de plomb.

TABLEAU 6.7 : EFFET DE LA MIGRATION SUR LA SOLUBILISATION DES MÉTAUX

Essai	CI	CIV	B6
Paramètre de solubilisation – \bar{S} (kC/L)	11,9	12,5	11,8
Désorption (méq/100 g)	0,41	1,14	1,08
Métal soluble dans le sol en fin d'essai (mg/L)	1030	30	40
Pourcentage de la contamination finale dans l'eau des pores	90	3	3

On constate que les trois essais présentés au tableau 6.7 avaient pratiquement le même paramètre de solubilisation mais la quantité de plomb solubilisée varie par un facteur de 2,8.

Les deux essais où la solubilisation du plomb a été la plus efficace (CIV et B6) contiennent de 30 à 40 mg/L de plomb dans l'eau des pores alors que le test où la solubilisation a été moins élevée en contient environ trente fois plus à la fin du traitement. Ces chiffres indiquent que le plomb solubilisé dans les essais CIV et B6 était transporté hors du sol au fur et à mesure qu'il était solubilisé alors qu'il y a eu une accumulation dans l'eau des pores pour l'essai C1. Cette accumulation est due à un manque de transport et elle est en partie responsable de la moins grande efficacité pour la solubilisation du plomb de l'essai C1. Ce manque de transport est dû à un manque de voltage appliqué au sol dans l'essai C1 qui a été engendré par une résistivité du sol plus faible que dans les essais CIV et B6. Ce point sera repris plus en détail à la section 6.4.

6.3.3 Avancée du front acide

Les premiers résultats obtenus sur des sols traités par électrocinétique ont suggéré que l'acidification du sol progresse comme un front. Les profils de pH des essais, où le front acide n'avait pas complètement traversé le sol, sont particulièrement évocateurs à cet effet [COUTURE (1995) ; ÉTHIER, (1994) ; HAMED et coll., (1991)]. La solubilisation des métaux lourds dépend du comportement de ce front et c'est un des éléments qui doit être mieux compris.

6.3.3.1 Influence du pH sur la conductivité du sol

La capacité d'un sol à transmettre un courant électrique dépend essentiellement de sa phase liquide. La conductivité électrique du sol est essentiellement liée à la quantité d'ions présents dans l'eau interstitielle, de leur charge et de leur mobilité électrique (éq. 2.38).

Acar et coll., (1994), Thompson (1994) et Hamed (1991) affirment que la résistivité du sol diminue ou que sa conductivité augmente lorsque son pH diminue. Cette affirmation s'explique, d'une part, par le fait que les ions H^+ sont plus mobiles que les cations en général, et d'autre part, parce qu'un sol plus acide contient généralement plus d'ions dans l'eau de ses pores. En se basant sur le fait qu'un sol acide est plus conducteur qu'un sol plus basique, il devient possible d'observer l'avancée du front acide en suivant l'évolution de la conductivité ou de la résistivité du sol le long de la cellule de traitement durant un essai. Les plots (fig. 3.4) placés le long de la cellule avec contrôle permettent justement d'étudier l'évolution de la conductivité ou de la résistivité d'un sol pendant un essai.

La figure 6.8 présente l'évolution de la résistivité du sol durant l'essai B1 contrôlé à la cathode par de l'acide nitrique. On peut voir sur cette figure que la résistivité du sol diminue durant le traitement. Elle passe d'une valeur initiale moyenne de 850 $\text{Ohm}\times\text{cm}$ à une valeur finale

moyenne de 400 Ohm×cm. C'est la résistivité du sol entre les plots les plus près de l'anode (V1 – V2) qui diminue en premier. Puis la résistivité du sol diminue entre V2 et V3 et ensuite entre V3 et V4. Vers 90 h, lorsque la résistivité du sol entre V3 et V4 commence à se stabiliser, la résistivité du sol entre V4 et V5 se met à diminuer pour se stabiliser vers 135 h.

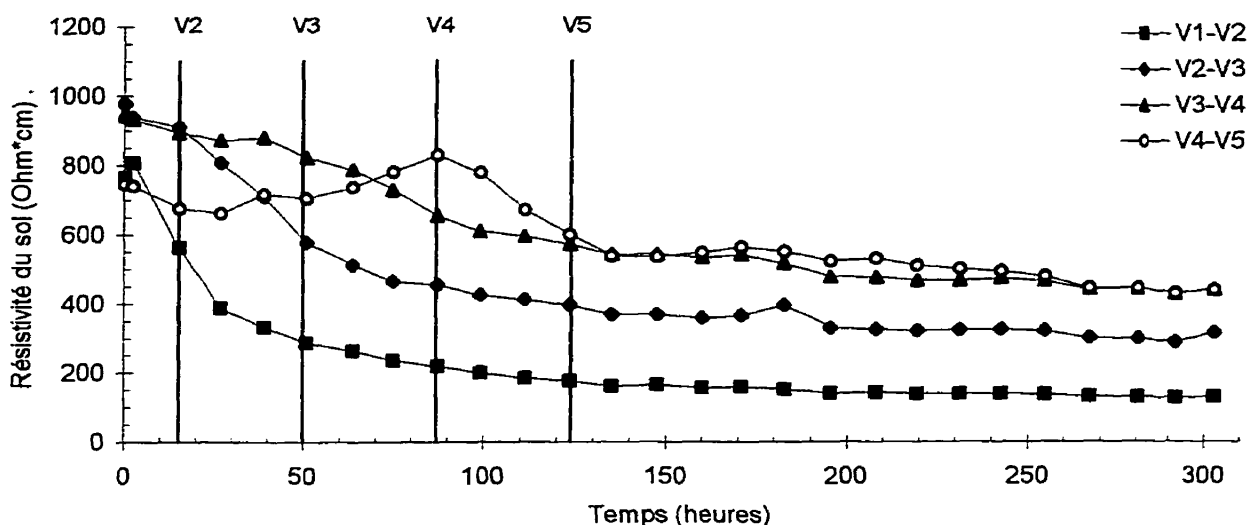


Figure 6.8 : Évolution de la résistivité du sol durant l'essai B1 [BEAULIEU, 1995]

L'évolution des résistivités du sol durant l'essai B1 est cohérente avec l'avancée d'un front conducteur qui progresse de l'anode vers la cathode. L'analyse de cette figure suggère que le front acide a complètement traversé le sol en 140 heures de traitement et c'est ce que la solubilisation du plomb de cette expérience montre avec un taux de désorption de 98,7%.

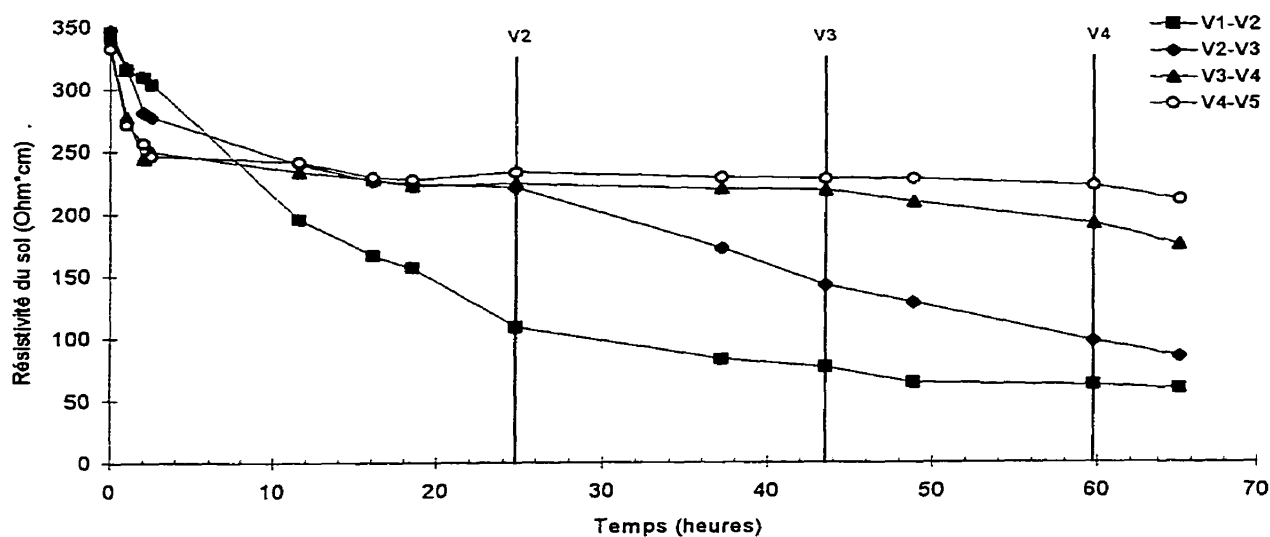


Figure 6.9 : Évolution des résistivités du sol durant l'essai M1 [MATHIEU, 1996]

La figure 6.9 présente l'évolution de la résistivité du sol durant l'expérience M1 réalisée par Mathieu (1996). Ce test a aussi été réalisé avec un contrôle du pH à la cathode par l'acide nitrique et encore ici l'évolution des résistivités du sol est cohérente avec l'avancée d'un front acide. On voit qu'après 24 heures de traitement la résistivité du sol entre les plots V1 et V2 commence à se stabiliser et qu'au même moment la résistivité du sol entre les plots V2 et V3 se met à diminuer, ce qui indique que le front acide serait rendu à V2 (4,75 cm). L'évolution des résistivités du sol montre que le front acide atteint V3 (8,25 cm) après environ 44 heures de traitement alors qu'on note un début de diminution entre V3 – V4. Après 60 heures, c'est la résistivité du sol entre V4 et V5 qui commence à diminuer ce qui indique que le front acide aurait légèrement dépassé V4 à la fin du traitement.

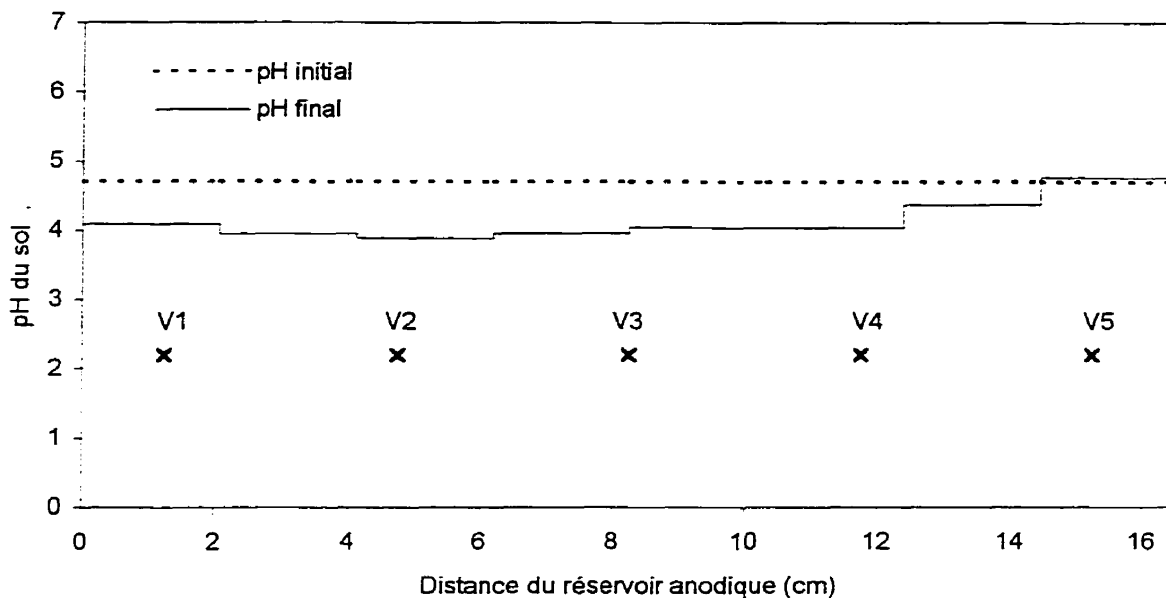


Figure 6.10 : pH du sol à la fin de l'essai M1 [MATHIEU, 1996]

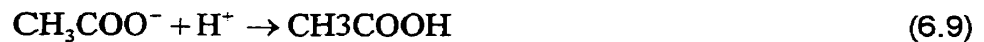
La figure 6.10 présente le profil du pH du sol à la fin de l'essai M1. Sur cette figure, on peut voir que le front acide est bien rendu entre V4 et V5 tel que le laisse présager l'analyse de l'évolution des résistivités du sol. Cette observation vient confirmer que l'acidification du sol diminue sa résistivité et qu'il est possible de suivre l'avancée du front acide en interprétant l'évolution des résistivités du sol.

Lorsque le pH à la cathode est contrôlé par de l'acide acétique, l'évolution des résistivités est différente parce que les ions acétate qui pénètrent le sol par migration électrique à partir du

réservoir cathodique réagissent avec les ions H^+ du front acide afin de respecter la constante de dissociation de cet acide faible [BEAUREGARD, 1996 ; MATHIEU, 1996 ; BEAULIEU, 1995] :

$$\frac{(CH_3COO^-) \times (H^+)}{(CH_3COOH)} = K_A = 1,75 \times 10^{-5} \quad (6.8)$$

Lorsque les ions acétate viennent en contact avec les ions H^+ du front acide, les deux ions réagissent ensemble pour former de l'acide acétique et, dans ce processus, le cation et l'anion se combinent pour former une molécule qui n'a pas de charge électrique et qui ne participe pas au transport du courant. Il résulte de cette réaction une diminution du nombre d'ions et donc une augmentation de la résistivité du sol.



La figure 6.11 montre l'évolution des résistivités dans le sol durant l'essai B8 contrôlé par de l'acide acétique.

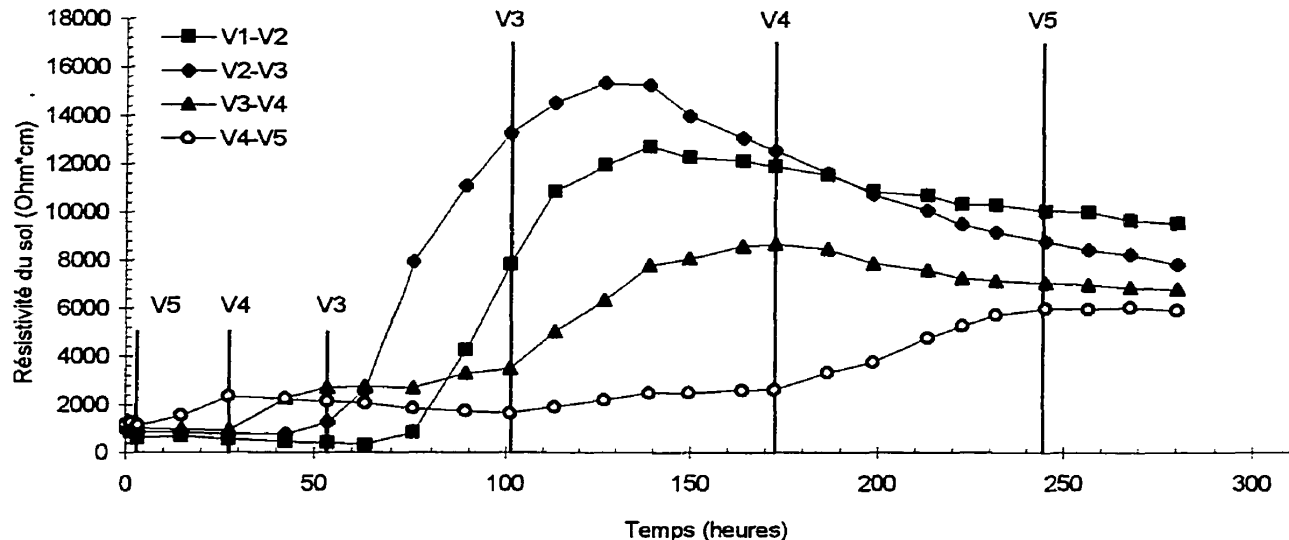


Figure 6.11 : Évolution des résistivités du sol dans l'essai B8 [BEAULIEU, 1995]

Cette figure montre que les résistivités du sol augmentent avec le passage du front acide contrairement aux essais contrôlés avec un acide fort. Sur cette figure, on peut suivre l'avancée du front acide et aussi la progression des acétates qui migrent vers l'anode. On observe que les

acétates pénètrent le sol du côté cathodique par une augmentation de la résistivité du sol entre les plots V4 et V5 puis entre V3 et V4. L'augmentation de la résistivité du sol se produit parce que des ions acétate réagissent avec des protons car le sol d'Ascot est légèrement acide avant son traitement. Le front d'acétate rencontre le front acide entre les plots V2 et V3 vers 60 heures de traitement. On peut continuer à suivre le front d'acétate qui atteint le plot V2 vers 75 heures avec la résistivité du sol entre V1 et V2 qui commence à augmenter.

On peut suivre le front acide sur cette figure à partir du moment où il rencontre le front d'acétate. Le front acide rencontre le front d'acétate entre V2 et V3 vers 60 heures de traitement. Il atteint V3 à 102 heures alors que la résistivité du sol entre les plots V3 et V4 commence à augmenter. Le front acide atteint V4 à 173 heures alors que la résistivité entre V4 et V5 commence à augmenter et que celle entre V3 et V4 se stabilise. Enfin, le front acide arrive au plot V5 après 245 heures de traitement quand la résistivité entre V4 et V5 cesse d'augmenter. L'interprétation de la figure 6.11 indique que le front acide aurait complètement traversé le sol à la fin du traitement, ce qu'indique le profil de pH du sol (fig E.28) et la solubilisation de 90,4% du plomb initialement sorbé.

La figure 6.12 présente l'évolution des résistivités du sol dans l'essai CB8 [BEAUREGARD, 1996] réalisé sur le sol #4 avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide acétique.

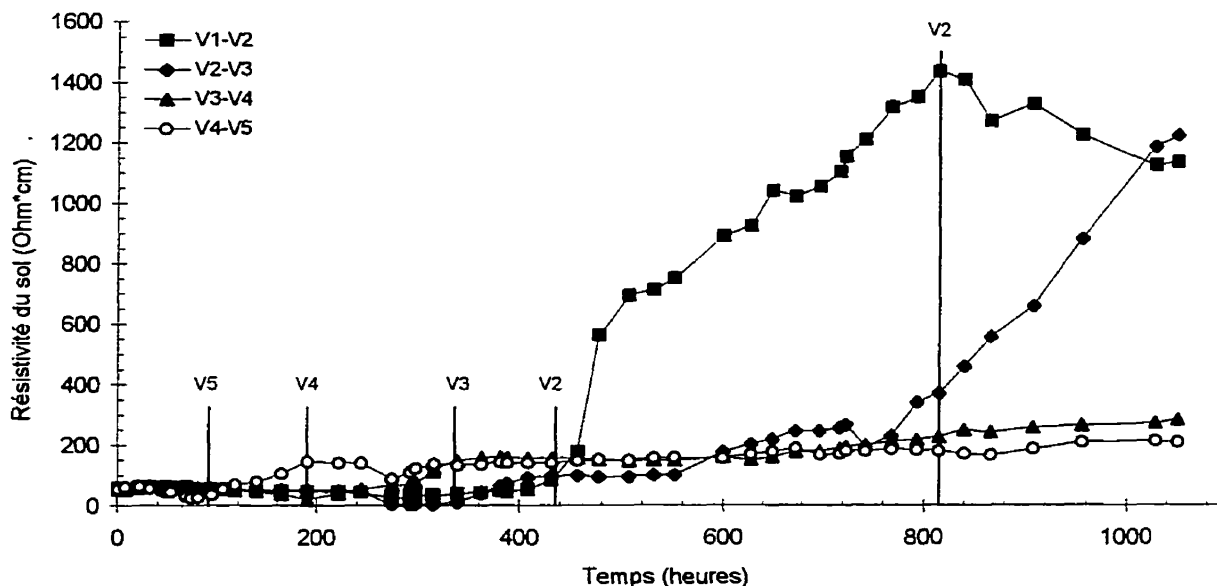


Figure 6.12 : Évolution des résistivités durant l'essai CB8 [BEAUREGARD, 1996]

L'interprétation de la figure 6.12 permet de suivre l'avancée du front d'acétate et du front acide dans le sol. Les acétates atteignent V5 vers 90 heures de traitement, moment à partir duquel la résistivité du sol entre les plots V4 et V5 commence à augmenter. Le front d'acétate arrive au plot V4 vers 195 h alors que la résistivité du sol entre les plots V4 et V5 cesse d'augmenter et que celle entre les plots V4 et V3 commence à monter. Le front d'acétate atteint le plot V3 vers 330 heures alors que la résistivité du sol entre V3 et V4 se stabilise et que celle entre V2 et V3 se met à grimper. Il faut noter que l'essai CB8 a été arrêté entre le 16 décembre 1994 et le 18 janvier 1995, ce qui correspond à une pause de 33 jours à 244 heures de traitement. Le front d'acétate est arrivé au plot V2 vers 420 heures et il a rejoint le front acide vers 435 heures entre les plots V1 et V2. Le front acide passe le plot V2 à 810 heures alors que la résistivité du sol entre les plots V1 et V2 a atteint un sommet et que celle entre les plots V2 et V3 commence à s'élever. L'interprétation de l'évolution des résistivités du sol dans cet essai indique que le front acide est rendu entre les plots V2 et V3 à la fin du traitement.

La figure 6.13 montre le profil du pH du sol #4 à la fin de l'essai CB8 [BEAUREGARD, 1996].

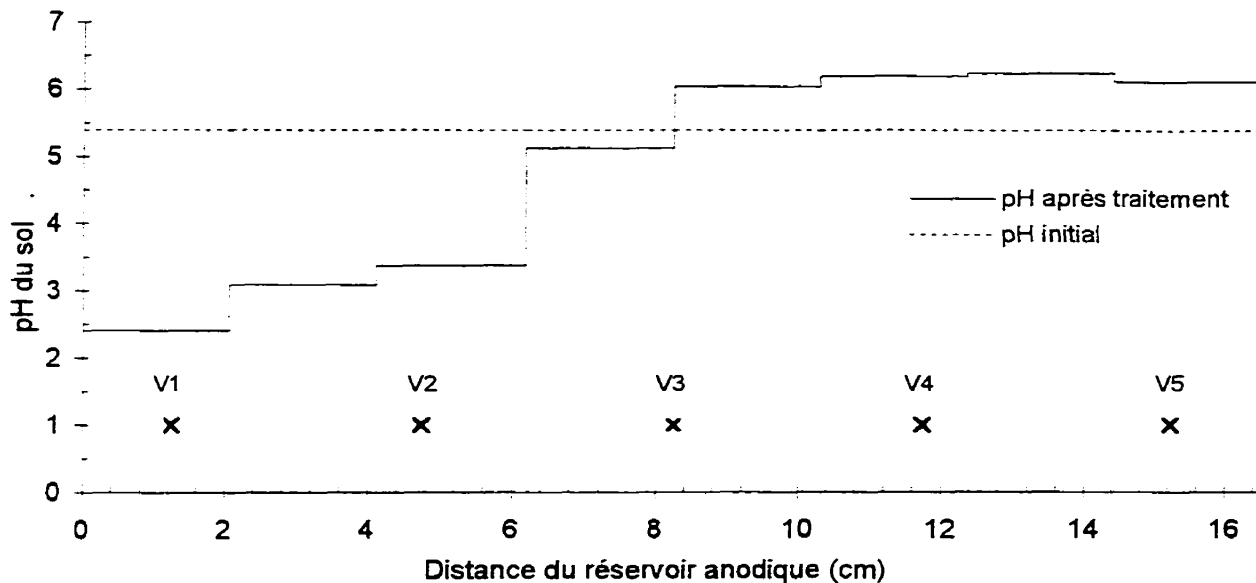


Figure 6.13 : Profil du pH dans le sol à la fin de l'essai CB8 [BEAUREGARD, 1996]

La figure 6.13 confirme la position du front acide dans le sol. C'est donc dire que l'on peut aussi suivre la position du front acide dans un sol où le pH est contrôlé à la cathode par un acide faible. Les essais CB1 à CB7 de Beauregard (1996) et le test M8 de Mathieu donnent d'autres exemples d'essais où on peut suivre le front acide par l'interprétation des résistivités et confirmer la position à l'aide du profil de pH.

6.3.3.2 Avancée du front acide en fonction de la charge

La méthode d'interprétation de l'évolution des résistivités décrite à la section précédente a été utilisée afin de déterminer la position du front acide dans le sol d'Ascot contaminé avec 1500 mg/kg de plomb pour des essais de Beaulieu (1995) contrôlés par des acides forts et faibles. Les résultats des essais CI à CIV de Couture (1994), eux aussi réalisés sur du silt d'Ascot contaminé par 1500 mg/kg de plomb, permettent d'identifier la position du front acide en utilisant le profil du pH du sol après le traitement plutôt que par interprétation des résistivités. Le tableau 6.8 résume les positions du front acide relevées ainsi que le temps et la charge correspondants.

TABLEAU 6.8 : POSITION DU FRONT ACIDE

Essai (Acide)	Position (cm)	Temps (h)	Charge (kC)
B1 HNO ₃	3,50	15,1	1,38
	7,15	50,9	4,65
	10,45	87,3	7,96
	13,75	123,8	11,26
B6 A.A.	8,25	19,3	4,59
	11,75	48,5	7,79
	15,25	86,5	11,02
B7 A.A.	8,25	18,8	7,20
	11,75	33,2	10,51
	15,25	54,2	14,25
B8 A.A.	8,25	101,3	5,45
	11,75	172,5	9,44
	15,25	245,0	13,48
B12 A.A.	8,25	19,0	6,56
	11,75	42,3	9,90
	15,25	80,3	14,34
B13 A.A.	8,25	17,0	5,64
	11,75	40,7	9,68
	15,25	77,3	13,89
CI A.A.	14,47	620	12,19
CII A.A.	11,31	235	8,38
CIII A.A.	5,79	51	4,26
CIV HNO ₃	14,34	329	12,65

La figure 6.14 présente l'ensemble des positions du front acide retracé dans les essais de Beaulieu (1995) et de Couture (1994) en fonction de la charge circulée.

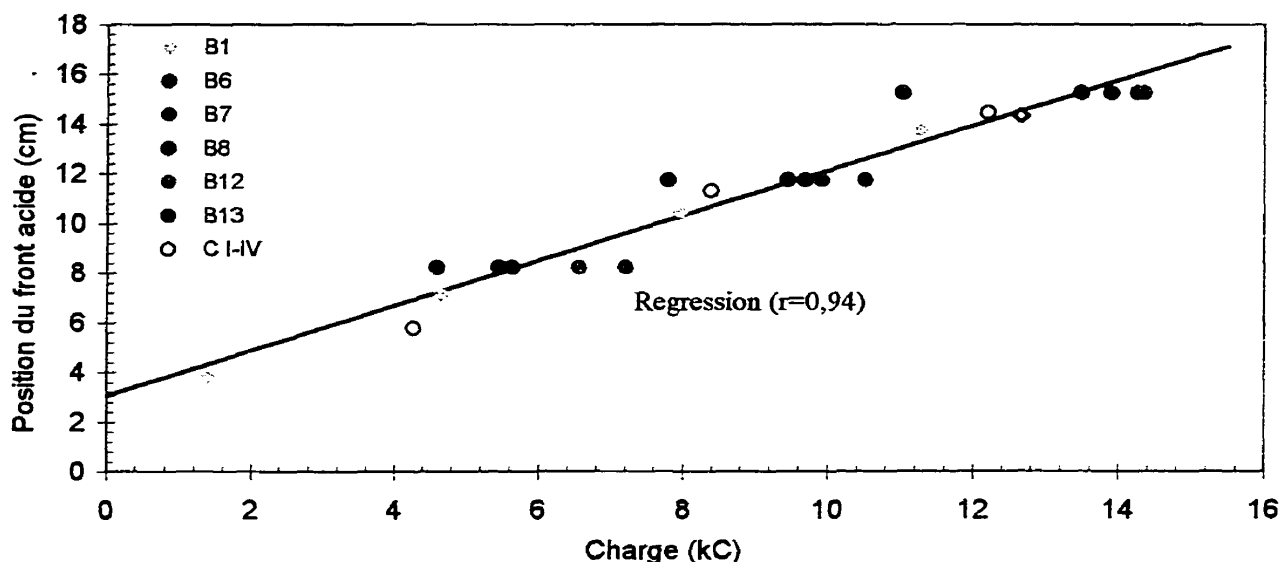


Figure 6.14 : Position du front acide en fonction de la charge

Dans la figure 6.14, les losanges présentent des essais contrôlés par un acide fort et les cercles des expériences contrôlées par un acide faible. Les tests C1 à CIV de Couture (1994) sont présentés par un cercle ou un losange vide.

La figure 6.14 montre que les points obtenus à partir d'un même essai ont un bon alignement. Seuls les points des expériences de Couture (1994) ne sont pas alignés ensemble car ils proviennent de quatre essais différents. Les points obtenus dans des essais contrôlés par un acide fort s'alignent bien avec les points obtenus pour des essais contrôlés par un acide faible, ce qui indique que l'utilisation de l'acide nitrique ou l'acide acétique donne une même avancée du front acide en fonction de nombre de charge. La méthode d'interprétation de l'évolution des résistivités utilisées pour établir les points des essais de Beaulieu (1995) s'accorde bien avec les points obtenus par le profil du pH à la fin des expériences de Couture (1994). Les points en rouge correspondent aux résultats de l'essai B6, la seule expérience sur la figure 6.14 où de l'eau a été initialement placée dans le réservoir anodique alors que les autres essais avaient de l'acide acétique à 0,87 M. La figure 6.14 indique que l'utilisation d'eau dans le réservoir de l'anode favorise la progression du front acide par rapport à l'utilisation d'acide acétique.

La meilleure régression obtenue à partir des points du tableau 6.8 donne une vitesse d'avancée du front acide de 0,91 cm/kC, une ordonnée à l'origine de 3,1 cm avec un coefficient de régression r^2 de 0,94. Ces données signifient que le front acide traverse complètement les 16,5 cm de la cellule avec contrôle pour une charge de 15 kC. Ce qui est plus difficile à expliquer, c'est la position du front acide à 3,1 cm dans le sol avant le début du traitement.

La figure 6.15 montre l'évolution du pH du sol obtenu à partir des résultats d'une simulation qui visait à reproduire le test B1 (pH initial = 4,60). Sur cette figure, chaque ligne représente 5% d'avancement du traitement en termes de charge circulée.

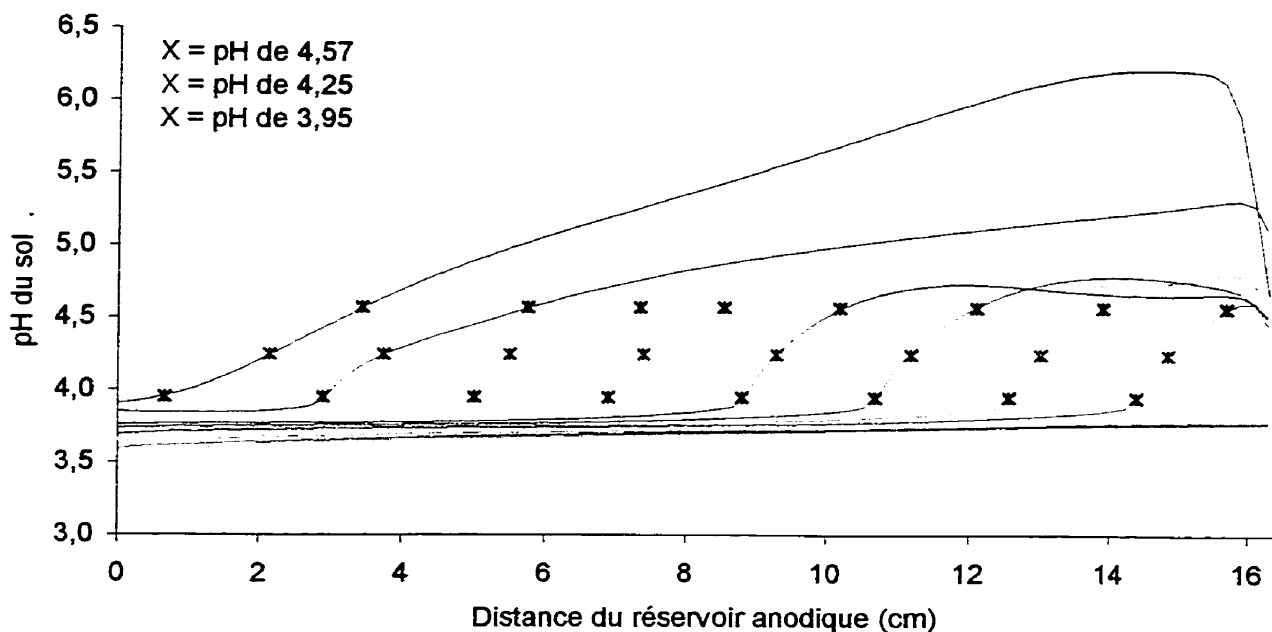


Figure 6.15 : Simulation de l'évolution des pH du sol

La position du front acide est établie sur la figure 6.15 en utilisant trois critères différents. Le premier est montré par des X bleus et ces croix correspondent à un pH de 4,57, juste au début du passage du front acide. Les X verts montrent la position du front acide pour un pH de 4,25 à la moitié du passage du front acide. Enfin, les X rouges montrent la position du front acide pour un pH du sol de 3,95 à la fin du front acide.

Les positions du front acide relevées à partir de la figure 6.15 sont reportées sur la figure 6.16 en conservant le même code de couleur. La régression obtenue sur les points du tableau 6.8 est également montrée sur la figure 6.16 par un trait noir.

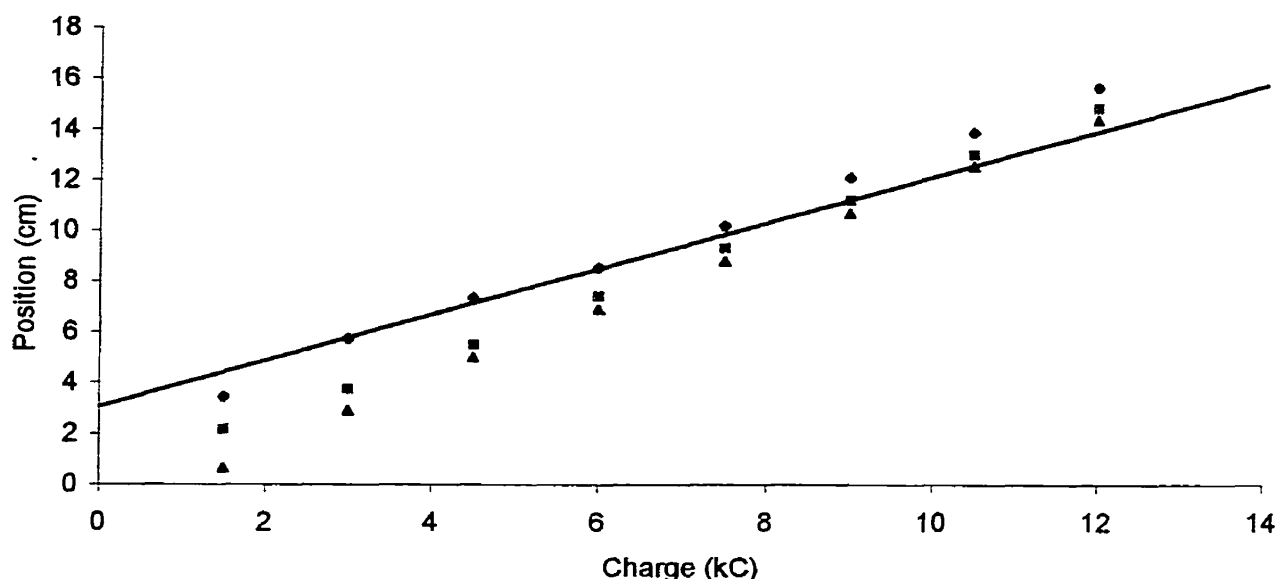


Figure 6.16 : Comparaison de l'avancée du front acide par simulation et par la méthode des résistivités

Pour avoir une bonne correspondance entre les points de la simulation et ceux de la régression (tab. 6.8), il faudrait que la méthode d'interprétation des résistivités du sol soit indicatrice du début du front acide au commencement de l'essai et de la fin de ce dernier vers l'achèvement du traitement. Il est fort possible que ce soit le cas puisque les derniers points de la figure 6.14 sont identifiés à partir de la stabilisation de la résistivité en fin d'essai alors que les premiers points le sont par un début de diminution de résistivité.

L'avancée du front acide suivi grâce à l'interprétation de l'évolution des résistivités est cohérente avec les résultats de la simulation. Il faut quand même noter que la méthode d'interprétation de l'évolution des résistivités du sol tend à sous-estimer la position du front acide vers la fin du traitement et à la surestimer au début. Le tableau 6.9 montre les résultats des régressions obtenues à partir des points du tableau 6.8 et des trois différentes avancées du front acide retracées à partir de la figure 6.15.

TABLEAU 6.9 : AVANCÉE DU FRONT ACIDE

Méthode d'identification	Ordonnée à l'origine (cm)	Vitesse d'avancée (cm/kC)	Coefficient de régression
Début (fig. 5.15)	2,00	1,13	0,9966
Milieu (fig. 5.15)	0,13	1,22	0,9995
Fin (fig. 5.15)	-1,02	1,30	0,9990
Tableau 5.8	3,06	0,91	0,9391

La meilleure régression est obtenue pour le pH médian sur la figure 6.15 et c'est pour ce pH que l'avancée du front acide est la plus linéaire avec une ordonnée à l'origine près de zéro. Une ordonnée à l'origine plus grande que zéro indique que l'on suit le début du front acide alors qu'une valeur négative signifie un suivi de la fin du passage du front acide.

En résumé, on constate que le front acide est un phénomène qui se propage linéairement dans le sol en fonction de la charge circulée. La méthode d'interprétation de l'évolution des résistivités du sol est adéquate pour suivre le passage du front acide dans le sol mais cette méthode tend à surestimer la charge nécessaire à la traversée du front acide.

6.3.4 Évolution de la mise en solution des métaux

L'acidification du sol par le front acide dans un traitement électrocinétique engendre la mise en solution des métaux lourds sorbés. Cette solubilisation est nécessaire pour pouvoir extraire les contaminants du sol. Plusieurs facteurs peuvent influencer la solubilisation des métaux lourds durant un traitement électrocinétique et cette section présente les résultats obtenus sur des sols pollués par des activités industrielles dans lesquelles les métaux lourds sont fortement sorbés. Toutefois, l'analyse est surtout descriptive puisque le nombre de paramètres impliqués dans la mise en solution des métaux est trop grand pour quantifier les différents impacts. Il demeure que cet exercice permet de mieux comprendre le processus de solubilisation des métaux lourds. Les sols dont il est question ici ont été présentés dans le chapitre 3 et leurs caractéristiques sont résumées dans le tableau 3.10. Enfin, on s'attarde également aux meilleurs résultats de décontamination pour le sol près de l'anode parce qu'ils représentent le potentiel de solubilisation du traitement et aussi ses limites.

6.3.4.1 Sol #1

Le tableau 6.10 présente la spéciation du cuivre, du plomb et du zinc obtenue par extraction séquentielle sélective dans le sol #1 (sans préacidification) avant le traitement ainsi que pour trois échantillons de sol prélevés à la fin de l'essai CC1 à 3,1, 9,3 et 13,4 cm du réservoir anodique sur une longueur totale de 16,5 cm. Les pH des échantillons de sol sont de 2,8, 3,5 et 4,6 (fig. F.3) respectivement par rapport à un pH initial de 7,4 pour le sol #1, ce qui indique que le front acide a complètement traversé l'échantillon dans cette expérience. Le sol industriel #1 est un sable qui provient d'une ancienne gare de train (3.1.2.1).

Les résultats de l'extraction séquentielle sélective sont présentés en mg/kg pour les trois métaux et on distingue les contaminants présents dans l'eau des pores de ceux qui sont sorbés dans la

phase échangeable de l'ESS. En fait, les résultats de la phase échangeable sorbée correspondent aux métaux trouvés dans la phase échangeable totale de l'ESS dont on soustrait ceux retracés dans l'eau des pores. Les valeurs sont présentées en tenant compte d'une précision de 10% et le total des métaux retracés est présenté en gras. Le pourcentage de récupération correspond au ratio des métaux récupérés par l'ESS sur ceux retrouvés par digestion. Par exemple, la valeur de 34% pour le sol près de l'anode indique que le tiers du cuivre trouvé par digestion a été retracé par l'ESS. Ce résultat est considéré comme valable puisqu'il cadre avec le profil de la contamination du cuivre à la fin de l'essai CC1 (Annexe F). C'est plutôt la digestion qui est à remettre en question mais l'ensemble des résultats indique que le comportement du cuivre dans le sol #1 est tel qu'on le retrouve parfois concentré.

TABLEAU 6.10 : SPÉCIATION DES MÉTAUX À LA FIN DE L'ESSAI CC1

Sol #1 – 16,5 cm (mg/kg)	3,1 cm anode (pH = 2,8)	9,3 cm anode (pH = 3,5)	13,4 cm anode (pH = 4,6)	Initial (pH = 7,4)
Cuivre				
Eau des pores	42	570	1300	0
Échangeable sorbée	31	640	630	3
Carbonates	170	54	630	160
Oxydes – Hydroxydes	75	100	430	450
Matière organique	500	680	2000	760
Résiduelle	130	150	110	130
Total	950	2200	5100	1500
% Récupération	34	76	115	99
Plomb				
Eau des pores	3	930	2700	0
Échangeable sorbée	54	2300	7000	6
Carbonates	18	1100	4100	5600
Oxydes – Hydroxydes	140	1500	6000	7200
Matière organique	330	3400	3300	2400
Résiduelle	170	200	200	230
Total	720	9400	23 000	15 000
% Récupération	91	123	102	109
Zinc				
Eau des pores	7	90	68	0
Échangeable sorbée	110	120	180	4
Carbonates	22	25	25	170
Oxydes – Hydroxydes	460	440	320	580
Matière organique	990	950	690	570
Résiduelle	130	150	150	180
Total	1600	1800	1400	1500
% Récupération	109	128	101	101

Le tableau 6.10 montre que 37% du cuivre est enlevé pour le sol le plus près de l'anode. Le cuivre restant à cet endroit est surtout retrouvé lié à la matière organique. Pour le sol situé au

centre de la cellule de traitement, on remarque une diminution de la concentration en cuivre dans les phases carbonates, oxydes – hydroxydes et matière organique. Par contre, la concentration en cuivre augmente dans l'eau des pores et dans la phase échangeable sorbée à cet endroit. Enfin, on note une accumulation de cuivre dans le sol près de la cathode et cela même si le pH a diminué de 7,4 à 4,6. Cette accumulation se fait surtout dans l'eau des pores ainsi que sorbée dans les phases échangeables totales et matière organique.

Le taux de 95% d'enlèvement du plomb dans le sol près de l'anode est meilleur que pour le cuivre. La majorité du plomb restant dans le sol près de l'anode après le traitement est liée à la matière organique. Au centre du sol on constate une diminution de la concentration en plomb dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes, mais par contre il y a une augmentation dans l'eau des pores et dans les phases échangeable sorbée et matière organique. Le comportement du sol le plus près de la cathode est sensiblement le même que pour celui situé au centre mais avec une solubilisation moins importante et une accumulation plus prononcée. La capacité de sorption de la phase matière organique semble être limitée à environ 3400 mg/kg de plomb et une fois cette limite atteinte, la sorption se fait surtout dans l'eau des pores et dans la phase échangeable sorbée.

Il n'y a pas de diminution globale de la concentration en zinc dans le sol le long de la cellule de traitement. Il y a une certaine solubilisation dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes mais ce zinc est déplacé vers les phases matière organique et échangeable sorbée. Le zinc présent dans le sol après le traitement est surtout lié à la matière organique.

Globalement, on constate que la solubilisation des contaminants progresse de l'anode vers la cathode. Les métaux lourds présents dans les phases échangeable sorbée, carbonates et oxydes – hydroxydes sont plus facilement solubilisés que ceux liés à la matière organique. On note une accumulation de cuivre et de plomb dans le sol du côté cathodique et cette augmentation de concentration provient de métaux solubilisés du côté anodique qui sont resorbés plus loin dans le sol lors de leur migration vers la cathode. Cette resorption ralentit le transport des contaminants ainsi que la décontamination du sol et elle est principalement due aux phases échangeable sorbée et matière organique. Enfin, la spéciation des métaux lourds dans le sol le mieux traité, celui près de l'anode, montre que la majorité des métaux restant dans le sol sont retracés dans la phase matière organique de l'extraction séquentielle sélective, ce qui indique que même à un pH de 2,8 ces métaux ne sont pas désorbés.

6.3.4.2 Sol #2

Le tableau 6.11 montre la spéciation du plomb dans le sol #2 (sans préacidification) avant le traitement ainsi que pour trois échantillons de sol prélevés à la fin de l'essai CC5 à 1,0, 7,2 et 13,4 cm du réservoir anodique sur une longueur totale de 16,5 cm. Les pH des échantillons de sol sont de 2,9, 3,5 et 5,0 (fig. F.26) respectivement par rapport à un pH initial de 7,2. Le sol industriel #2 est une argile contaminée au plomb par le recyclage de batterie et par des poussières de plomb (3.1.2.2). Le plomb dans la phase échangeable est présenté globalement et on ne fait pas la distinction entre les métaux sorbés et ceux dans l'eau des pores puisque cette dernière n'a pu être établie pour le sol #2.

TABLEAU 6.11 : SPÉCIATION DU PLOMB À LA FIN DE L'ESSAI CC5

Sol #2 – 16,5 cm Plomb (mg/kg)	1,0 cm anode (pH = 2,9)	7,2 cm anode (pH = 3,5)	13,4 cm anode (pH = 5,0)	Initial (pH = 7,2)
Échangeable totale	74	980	19 000	340
Carbonates	2	110	1500	7500
Oxydes – Hydroxydes	8	110	2000	2900
Matière organique	34	88	1500	130
Résiduelle	12	52	56	100
Total	130	1300	24 000	11 000
% Récupération	76	89	100	83

Le taux d'extraction du plomb pour le sol près de l'anode est de 99% et cette extraction indique que la contamination initiale, surtout présente dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes, a été solubilisée et extraite. La solubilisation du plomb au centre de la cellule de traitement est aussi très bonne mais elle n'est pas aussi avancée que pour le sol près de l'anode. On remarque également qu'il y a une accumulation de plomb dans la phase échangeable totale pour le sol situé au centre de la cellule de traitement. Enfin, il y a une accumulation de plomb dans le sol situé près de la cathode. Le pH du sol de 5,0 à cet endroit est suffisamment acide pour solubiliser le plomb dans la phase carbonate et aussi, mais moins efficacement, dans la phase oxydes – hydroxydes. L'accumulation du plomb se fait surtout dans la phase échangeable totale (peut être dans l'eau des pores) et aussi un peu avec la matière organique.

En résumé, la solubilisation du plomb progresse aussi de l'anode vers la cathode pour le sol #2. La contamination résiduelle dans le sol le mieux traité (près de l'anode) est principalement retrouvée dans la phase échangeable totale contrairement au sol #1. Le ralentissement du transport du plomb vers la cathode provient surtout de la phase échangeable totale et les

données disponibles pour le sol de l'essai CC5 ne permettent pas de savoir si le plomb était dans l'eau des pores ou bien dans la phase échangeable sorbée. Les valeurs pour la contamination initiale du sol #2 dans l'essai CC7 montrent qu'à un pH de 4,3, seulement 36% des 7800 mg/kg de plomb retracé dans la phase échangeable totale sont dans l'eau des pores ce qui laisse 5000 mg/kg dans la phase échangeable sorbée au sol. Ces chiffres tendent à confirmer que le plomb serait ralenti par une sorption dans la phase échangeable sorbée du sol #2 durant le traitement.

6.3.4.3 Sol #3

Le tableau 6.12 présente la spéciation du cuivre, du plomb et du zinc dans le sol #3 (sans pré-acidification) avant le traitement et pour trois échantillons de sol prélevés à la fin de l'essai CC9 à 1,0, 7,2 et 15,5 cm du réservoir anodique sur une longueur totale de 16,5 cm. Les pH des échantillons de sol sont de 1,4, 3,3 et 5,2 respectivement par rapport à un pH initial de 5,3, ce qui indique que le front acide n'a pas entièrement traversé le sol dans cet essai. Le profil du pH (fig. F.48) indique que le front acide est rendu à 9,0 cm du réservoir anodique au moment de l'arrêt de l'expérience CC9. Enfin, le sol industriel #3 provient d'un centre de transbordement de minerai situé au Québec (3.1.2.3).

Le tableau 6.12 montre que le taux d'enlèvement du cuivre dans le sol près de l'anode est de seulement 51% même si le pH du sol est très acide à 1,4. Le cuivre restant est surtout lié à la matière organique avec une concentration de 4000 mg/kg. Au centre de la cellule, la solubilisation du cuivre est bonne, mais elle est moins avancée que pour le sol situé plus près de l'anode. Encore ici, la majorité du cuivre sorbé est lié à la matière organique avec 3900 mg/kg. Pour le sol à 15,5 cm de l'anode, il n'y a pas d'accumulation globale et ce, même si le front acide n'est pas rendu à cet endroit. Cependant, on remarque que le cuivre est moins présent dans les phases carbonates, oxydes – hydroxydes et matière organique et qu'il l'est plus dans l'eau des pores ainsi que dans la phase échangeable sorbée.

L'enlèvement du plomb dans le sol #3 situé à 1,0 cm de l'anode est de seulement 14%. La solubilisation du plomb progresse de l'anode vers la cathode mais la majorité du plomb dans le sol est liée à la matière organique qui sorbe 390 mg/kg pour un pH de 1,4.

Le taux d'enlèvement du zinc pour le sol près de l'anode est de 78%. C'est le zinc lié à la matière organique qui est difficile à solubiliser avec plus de 95% de la contamination résiduelle

pour le sol situé près de l'anode et au centre de la cellule de traitement. Même si le front acide n'est pas rendu près de la cathode, il n'y a pas d'accumulation dans le sol et on constate plutôt une diminution de la concentration dans toutes les phases.

TABLEAU 6.12 : SPÉCIATION DES MÉTAUX À LA FIN DE L'ESSAI CC9

Sol #3 – 16,5 cm (mg/kg)	1,0 cm anode (pH = 1,4)	7,2 cm anode (pH = 3,3)	15,5 cm anode (pH = 5,2)	Initial (pH = 5,3)
Cuivre				
Eau des pores	35	290	1200	37
Échangeable sorbée	27	150	1500	290
Carbonates	54	210	350	2200
Oxydes – Hydroxydes	140	160	150	130
Matière organique	4000	3900	4900	6300
Résiduelle	150	130	140	70
Total	4400	4800	8200	9000
<i>% Récupération</i>	92	99	98	97
Plomb				
Eau des pores	2	1	3	0
Échangeable sorbée	11	2	4	2
Carbonates	2	1	10	9
Oxydes – Hydroxydes	9	3	32	30
Matière organique	390	440	480	450
Résiduelle	17	22	17	13
Total	430	470	550	500
<i>% Récupération</i>	95	99	110	106
Zinc				
Eau des pores	44	5	310	2000
Échangeable sorbée	34	4	230	1000
Carbonates	5	12	560	3000
Oxydes – Hydroxydes	7	76	540	960
Matière organique	2100	2200	2300	3300
Résiduelle	23	43	49	33
Total	2200	2300	4000	10 000
<i>% Récupération</i>	95	104	100	102

La solubilisation des métaux lourds dans le sol #3 progresse de l'anode vers la cathode et la principale limitation provient des métaux liés à la matière organique. Une concentration résiduelle d'environ 4000 mg/kg pour le cuivre, 400 mg/kg pour le plomb et de 2000 mg/kg pour le zinc reste liée à la matière organique du sol même à un pH de 1,4. Les métaux lourds liés à la matière organique représentent 50% de la contamination initiale du sol mais ils correspondent à plus de 90% de la pollution après le traitement. Malgré le fait que le front acide n'ait pas atteint le sol près de la cathode, il n'y a pas d'accumulation et on y constate plutôt une diminution de la concentration des métaux lourds. Enfin, plus la concentration initiale d'un métal est importante dans le sol #3 et plus le taux maximal d'enlèvement est élevé.

6.3.4.4 Sol #6

Le tableau 6.13 présente la spéciation du zinc dans le sol #6 avant et après la préacidification du sol. L'état de la contamination est aussi présenté pour cinq échantillons prélevés à la fin de l'essai MP16 à 0,5, 1,4, 2,4, 3,4 et 4,3 cm de l'anode sur une longueur totale de 4,8 cm. Les pH du sol sont de 1,0, 1,7, 2,6, 3,5 et 4,5 respectivement par rapport à un pH initial du sol préacidifié de 5,9 ce qui indique que le front acide a entièrement traversé le sol dans cet essai. Le sol industriel #6 est un sédiment contaminé par 3000 mg/kg de zinc (3.1.2.4)

TABLEAU 6.13 : SPÉCIATION DU ZINC À LA FIN DE L'ESSAI MP16

Sol #6 – 4,8 cm Zinc (mg/kg)	0,5 cm (pH=1,0)	1,4 cm (pH=1,7)	2,4 cm (pH=2,6)	3,4 cm (pH=3,5)	4,3 cm (pH=4,5)	Pré-acid (pH=5,9)	Initial (pH=6,1)
Eau des pores	710	690	1200	1700	3000	1300	0
Échangeable sorbée	65	88	160	280	750	800	21
Carbonates	6	8	55	65	130	260	600
Oxydes – Hydroxydes	8	13	120	150	210	590	2100
Matière organique	33	46	87	110	130	170	200
Résiduelle	11	12	13	17	20	22	100
Total	830	860	1600	2300	4200	3100	3000
% Récupération	109	99	100	102	105	107	n/a

Les effets de la préacidification du sol seront étudiés à la section suivante et ici la solubilisation des métaux durant le traitement est comparée à l'état du zinc une fois le sol prétraité. La mise en solution du zinc se fait de l'anode vers la cathode et les résultats du tableau 6.13 présentent des valeurs qui sont remarquablement cohérentes. Il y a une diminution de la quantité de zinc présente dans les phases échangeable sorbée, carbonates, oxydes – hydroxydes et matière organique au fur et à mesure qu'on s'approche de l'anode. Le zinc solubilisé est retrouvé dans l'eau des pores du sol et l'accumulation observée dans le sol près de la cathode se fait également dans cette phase. Enfin, on remarque que la majeure partie du zinc après le traitement est présente dans l'eau des pores du sol et ce, sur toute la longueur de l'échantillon.

6.3.4.5 Conclusions

Le comportement de la solubilisation des métaux lourds diffère d'un sol à un autre. Un point commun est que la solubilisation progresse de l'anode vers la cathode avec la diminution du pH. Dans l'ensemble, on constate aussi que les métaux lourds présents dans les phases échangeable sorbée, carbonates et oxydes – hydroxydes sont assez facilement solubilisés par l'acidification du sol. Les limitations viennent des phases matière organique et résiduelle, mais les contaminants dans la phase résiduelle font partie intégrante du réseau cristallin du sol et ils

ne sont pas considérés nocifs pour l'environnement. C'est pourquoi l'analyse des résultats ne tient pas compte des métaux présents dans cette phase. Par contre, lorsqu'il reste une quantité importante de métaux lourds sorbés dans le sol, ces contaminants sont liés à la matière organique et les dangers pour l'environnement que représentent les métaux dans cette phase ne sont pas clairs.

Le ralentissement de l'extraction des métaux lourds par accumulation dans le sol se produit seulement pour les essais où le front acide a traversé le sol (essais CC1 et CC5 – fig. F.1 et F.25). Les métaux sont captés près de la cathode pendant leur transport vers l'électrode négative dans les phases matière organique et échangeable sorbée. Bien que le nombre d'essais soit faible pour avancer cette conclusion, il semble que plus le sol est fin, plus il y a de ralentissement par sorption dans la phase échangeable sorbée.

Finalement, la solubilisation du zinc dans le sol #6 est bonne et le problème dans ce sol en est plus un de transport puisque plus de 80% des métaux restant dans le sol près de l'anode sont présents dans l'eau des pores.

6.3.5 Effets de la préacidification

6.3.5.1 Solubilisation des métaux dans les essais CC1 et CC8

Le tableau 6.14 résume certaines des caractéristiques des traitements électrocinétiques CC1 et CC8. Ces deux expériences ont été réalisées avec le sol #1b et le sol #3a respectivement et ces sols n'ont pas reçu de préacidification (section 3.3.1) avant d'être traités.

TABLEAU 6.14 : RÉSULTATS DES ESSAIS CC1 ET CC8

Contamination (mg/kg - % eau pores)	Conditions initiales		Conditions finales	
	Sol #1b (pH = 7,4)	Sol #3a (pH = 5,3)	CC1 (pH = 3,3)	CC8 (pH = 3,6)
Cd	n/a	750 – 0,0	n/a	750 – 2,3
Cu	1500 – 0,0	9000 – 0,0	1500 – 12,3	8600 – 1,1
Pb	15 500 – 0,0	1800 – 0,0	5000 – 3,6	1800 – 0,7
Zn	1500 – 0,0	200 000 – 0,0	850 – 2,2	164 000 – 1,5
Total (meq/100g - % eau pores)	24 – 0,0	640 – 0,0	12 – 6,7	530 – 1,5

Les paramètres de solubilisation sont de 431,3 et de 182,2 kC/L pour les essais CC1 et CC8 respectivement. Ces paramètres de solubilisation peuvent être comparés à une valeur de 15 kC/L pour que le front acide traverse le sol d'Ascot dans une cellule avec contrôle, ce qui donne un ratio de 29 pour l'essai CC1 et de 12 pour l'expérience CC8.

Les résultats de ces deux tests montrent que la charge appliquée a permis d'acidifier le sol d'un pH de 7,4 à 3,3 pour l'essai CC1 et de 5,3 à 3,6 pour l'expérience CC8. Cette acidification du sol a solubilisé 13 des 24 meq/100g (54%) de contaminant de l'essai CC1 et 120 des 640 meq/100g (19%) dans le test CC8. Ces deux traitements ont été efficaces à extraire les métaux lourds dans l'eau des pores puisque 12 des 13 meq/100g (92%) des contaminants solubilisés ont été transportés hors du sol dans l'expérience CC1 et 110 des 120 meq/100g (92%) pour l'essai CC8. Ces résultats montrent que le traitement électrocinétique de ces sols contaminés par des activités industrielles est limité par la solubilisation des métaux lourds plutôt que par leur extraction.

Dans le but d'avoir de meilleurs résultats, les sols industriels ont été prétraités par l'addition d'acide pour favoriser la solubilisation des métaux. Cette section présente les effets de la préacidification du sol sur la mise en solution des métaux lourds.

6.3.5.2 Effets d'un prétraitement sur le sol #1b

Le tableau 6.15 présente les effets de deux différentes préacidifications sur le sol #1b. Sans prétraitement, ce sol a un pH de 7,4 et sa conductivité est 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$ comme on peut le voir dans la deuxième et troisième colonnes respectivement. Une préacidification de 3,3 moles d'ions H^+ par litre de sol a pour effet de diminuer le pH du sol à 5,0 et sa conductivité passe à 6700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les effets de la préacidification sur la solubilisation des contaminants sont présentés par les métaux lourds présents dans l'eau des pores du sol et ceux des cinq différentes phases de l'extraction séquentielle sélective. Les quantités de métaux présents dans chaque phase sont en milli-équivalent par 100 g de sol sec dans la première ligne et en pourcentage du total en dessous. Le total des métaux est présenté dans la dernière colonne du tableau.

L'analyse du tableau 6.15 montre que la préacidification du sol #1b diminue son pH et augmente sa conductivité. Les métaux des phases carbonates, oxydes – hydroxydes, matière organique et résiduelle de l'ESS sont mis en solution par l'acidification du sol. Les métaux solubilisés sont déplacés dans l'eau des pores et dans la phase échangeable sorbée.

TABLEAU 6.15 : EFFETS DE LA PRÉACIDIFICATION SUR LE SOL #1b

Préacidification (moles H ⁺ /L)	pH	Conductivité du sol	Métaux présents dans la phase (meq/100 g) (%)							Total ESS
			Eau des pores	Échangea- ble sorbée	Carbonates	Oxydes- hydroxydes	Matière organique	Résiduelle		
			Aucune	7,4	330 μS/cm	0,000	0,040	1,6	4,1	
3,3	5,0	6 700 μS/cm	0,0	0,4	14,1	36,9	39,0	9,6	100	
			4,8	0,29	0,82	1,4	3,6	0,72	12	
15,1	4,5	17 000 μS/cm	41	2,5	7,1	11,7	31,3	6,2	100	
			7,1	0,39	0,74	0,64	1,0	0,35	10	
			69,4	3,8	7,2	6,2	10,0	3,4	100	

L'acidification du sol #1b avec 3,3 moles d'ions H⁺ par litre de sol solubilise surtout les métaux dans les phases carbonates et oxydes-hydroxydes. L'acidification du sol entre 3,3 et 15,1 moles d'ions H⁺ par litre de sol solubilise principalement les métaux présents dans la phase matière organique.

6.3.5.3 Effets d'un prétraitement sur le sol #2

Le tableau 6.16 présente les effets d'une préacidification sur le sol #2. La présentation des résultats suit la même logique que pour le sol #1b à l'exception qu'ici, on présente la phase échangeable totale parce que la concentration dans l'eau des pores n'a pas été établie dans tous les cas.

TABLEAU 6.16 : EFFETS DE LA PRÉACIDIFICATION SUR LE SOL #2

Préacidification (moles H ⁺ /L)	pH	Conductivité du sol	Métaux présents dans la phase (meq/100 g) (%)							Total ESS
			Eau des pores	Échangea- ble totale	Carbonates	Oxydes- hydroxydes	Matière organique	Résiduelle		
			Aucune	7,2	500 μS/cm	N/d	0,31	6,8	2,7	
3,0	4,3	11 100 μS/cm	N/d	3,1	68,2	26,6	1,2	0,9	100	
			1,4	8,2	2,0	0,43	0,31	0,048	11	
			13,0	74,8	18,0	4,0	2,8	0,4	100	

L'acidification du sol diminue son pH et augmente sa conductivité. L'addition de 3,0 moles d'ions H⁺ par litre de sol solubilise les métaux surtout présents dans les phases carbonates et oxydes-hydroxydes. Les métaux solubilisés sont déplacés dans la phase échangeable totale et le pourcentage présent dans l'eau des pores est de 17% comparativement à 95% pour le sol #1b. Cette différence est attribuée au fait que le sol #2 est plus fin que le sol #1.

6.3.5.4 Effets d'un prétraitement sur le sol #3b

Le tableau 6.17 présente les effets de deux préacidifications sur le sol #3b.

TABLEAU 6.17 : EFFETS DE LA PRÉACIDIFICATION SUR LE SOL #3b

Préacidification (moles H ⁺ /L)	pH	Conductivité du sol	Métaux présents dans la phase (meq/100 g) (%)						
			Eau des pores	Échangea- ble sorbée	Carbonates	Oxydes- hydroxydes	Matière organique	Résiduelle	Total ESS
			Aucune	6,0	1430 µS/cm	6,3	3,8	16	3,5
0,5	5,6	2000 µS/cm	10,5	6,3	27,0	5,8	49,4	1,0	100
			19	2,9	3,4	3,3	29	0,67	58
4,8	5,3	20 000 µS/cm	32,9	4,9	5,8	5,6	49,6	1,1	100
			32	11	3,5	4,3	7,0	0,17	58
			55,7	18,3	6,1	7,5	12,1	0,3	100

Le sol #3b est légèrement acide initialement avec un pH de 6,0 et l'ajout de 0,5 mole d'ions H⁺ par litre de sol sec solubilise surtout les métaux présents dans la phase carbonates de l'ESS. La mise en solution des métaux liés aux carbonates s'opère à un pH légèrement plus acide que 6,0. La majeure partie des métaux solubilisés par ce premier prétraitement est déplacée vers l'eau des pores.

Le deuxième prétraitement est approximativement dix fois plus important que le premier et on constate qu'il permet de mettre en solution les métaux présents dans la phase matière organique. Encore une fois, les métaux sont surtout déplacés vers l'eau des pores du sol.

6.3.5.5 Effets d'un prétraitement sur le sol #6

Le tableau 6.18 présente les effets de trois préacidification sur le sol #6.

Le sol #6 est légèrement acide et près de 90% du zinc est présent dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes de l'ESS. Seulement 6,3% des métaux sont retracés dans la phase matière organique sans prétraitement malgré le fait que le sol #6 contient 16% de solides volatiles. Par comparaison, le sol #3 contient 24% de solides volatiles et près de 50% des métaux sont liés à la matière organique dans ce sol et le sol #1 contient le même taux de solides volatiles que le sol #6, soit 16%, qui sorbent près de 40% des métaux.

La première préacidification de 1,0 mole par litre solubilise peu de métaux qui sont surtout déplacés dans l'eau des pores du sol. La seconde préacidification de 2,0 mole par litre est plus efficace pour acidifier le sol et pour solubiliser les métaux lourds. Le zinc présent dans les phases oxydes – hydroxydes et carbonates est déplacé dans l'eau des pores du sol et dans la phase échangeable sorbée. De 2,0 à 3,5 moles par litre d'acidification, le zinc des phases oxydes – hydroxydes et carbonates est encore plus mis en solution et cette fois il est déplacé seulement dans l'eau des pores du sol.

TABLEAU 6.18 : EFFETS DE LA PRÉACIDIFICATION SUR LE SOL #6

Préacidification (moles H ⁺ /L)	pH	Conductivité du sol	Métaux présents dans la phase (meq/100 g) (%)						
			Eau des pores	Échangea- ble sorbée	Carbonates	Oxydes- hydroxydes	Matière organique	Résiduelle	Total ESS
Aucune	6,1	N/d	0,000	0,061	2,9	5,9	0,61	0,34	9,8
1,0	5,9	1600 µS/cm	0,0	0,7	29,7	60,0	6,3	3,3	100
			4,2	2,1	26,5	60,3	5,7	0,8	100
2,0	4,0	3 000 µS/cm	3,4	2,5	0,73	1,7	0,49	0,061	8,9
			40,9	25,8	8,3	18,8	5,5	0,7	100
3,5	3,4	8 850 µS/cm	4,9	1,9	0,28	0,43	0,34	0,061	8,0
			61,9	24,4	3,3	5,3	4,3	0,7	100

6.3.5.6 Analyse globale

La figure 6.17 présente l'effet de la préacidification sur la conductivité du sol.

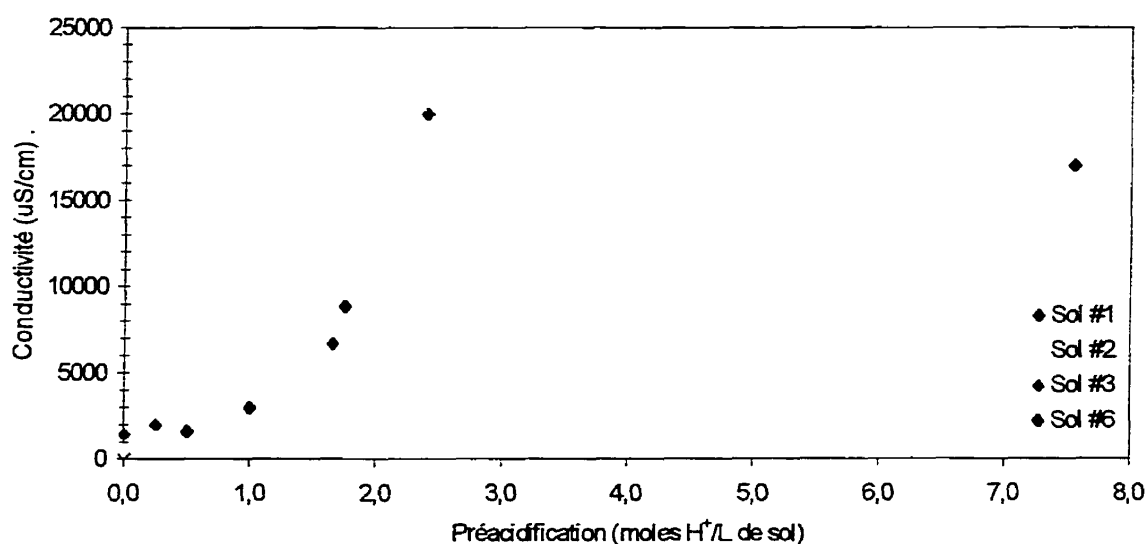


Figure 6.17 : Effet de la préacidification du sol sur sa conductivité

La conductivité d'un sol dépend de plusieurs facteurs mais elle est surtout indicatrice de la quantité d'ions présents dans l'eau des pores. L'ajout d'acide au sol augmente la quantité d'ions présents et, par conséquent, la conductivité du sol comme le montre la figure 6.17. La conductivité moyenne des sols sans prétraitement est de 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La relation entre la quantité d'acide ajoutée et la conductivité du sol n'est pas nécessairement linéaire puisque plusieurs réactions chimiques peuvent se produire dans le sol suite à l'addition d'acide. Notamment, les carbonates réagissent avec l'acide pour former du CO_2 et de l' H_2O , deux molécules neutres, ce qui réduit la conductivité du sol.



On voit dans l'équation 6.10 que quatre charges ioniques sont consommées pour former trois molécules neutres. Il y a aussi la dissociation des acides utilisés pour préacidifier le sol qui peut influencer la conductivité résultant d'une préacidification (tab.F.1)

Dans l'analyse des figures 6.18 à 6.20 à venir, il est important de noter que seuls les points correspondent à des valeurs actuellement mesurées, les traits (pleins et pointillés) sont à titre indicatif seulement et ils correspondent au "best fit". Le sol #2 n'est pas présenté dans ces figures parce qu'il a seulement une préacidification.

La figure 6.18 montre le pourcentage de la contamination total présent dans la phase oxydes – hydroxydes par les traits pleins et dans la phase carbonates par les traits pointillés en fonction de la quantité de préacidification. Cette figure, de même que les tableaux 6.15 à 6.18, montrent que les métaux présents dans ces phases sont solubilisés par une acidification qui diminue le pH du sol en deçà de 6,0. La diminution du pH sous ce seuil dépend du pH initial du sol et de sa capacité tampon. Enfin, on constate que l'effet de la préacidification sur la mise en solution des métaux dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes devient pratiquement négligeable pour des valeurs plus élevées que 3,0 moles par litre de sol sec.

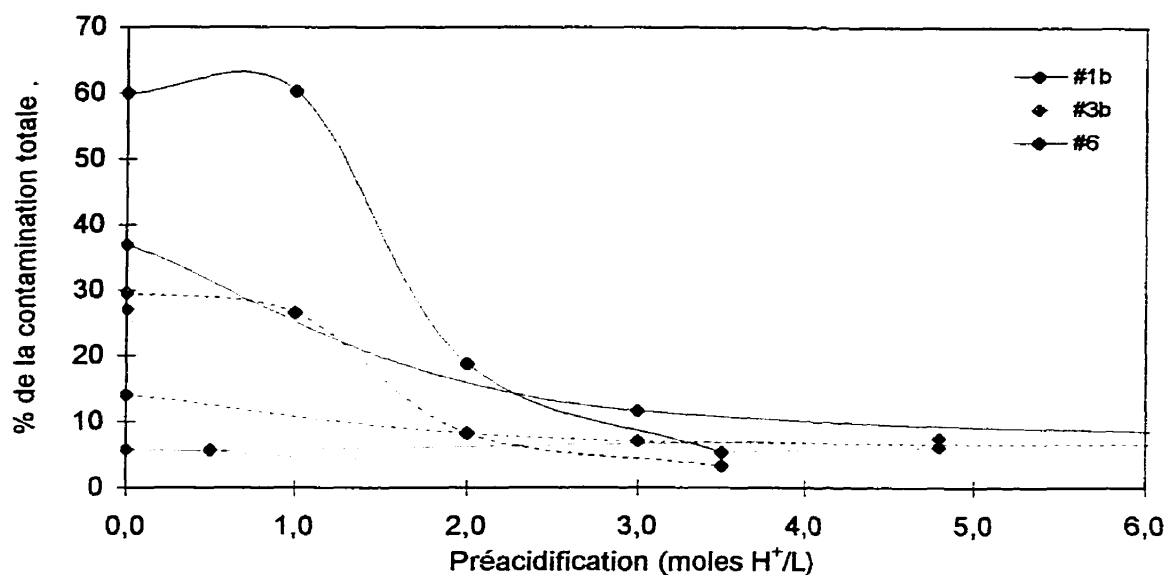


Figure 6.18 : Effets de la préacidification sur les métaux présents dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes

La figure 6.19 présente le pourcentage des métaux lourds présents dans les phases matières organiques par des traits pleins et dans la phase résiduelle par des traits pointillés en fonction de la préacidification. Comparativement à la figure 6.18, on constate par la pente des courbes, que la préacidification a moins d'effet sur la solubilisation des métaux lourds dans les phases matières organique et résiduelle que carbonates et oxydes – hydroxydes. La pente des traits pointillés est presque nulle, ce qui indique que la préacidification du sol n'a pratiquement pas d'effet sur la mise en solution des métaux de la phase résiduelle. Aussi, la pente des courbes pleines, qui correspondent à la phase matière organique, est plus importante que celle de la phase résiduelle mais moins que pour les phases carbonates et oxydes – hydroxydes. La préacidification du sol au-delà de 3,0 moles par litre de sol solubilise surtout des métaux lourds présents dans la phase matière organique.

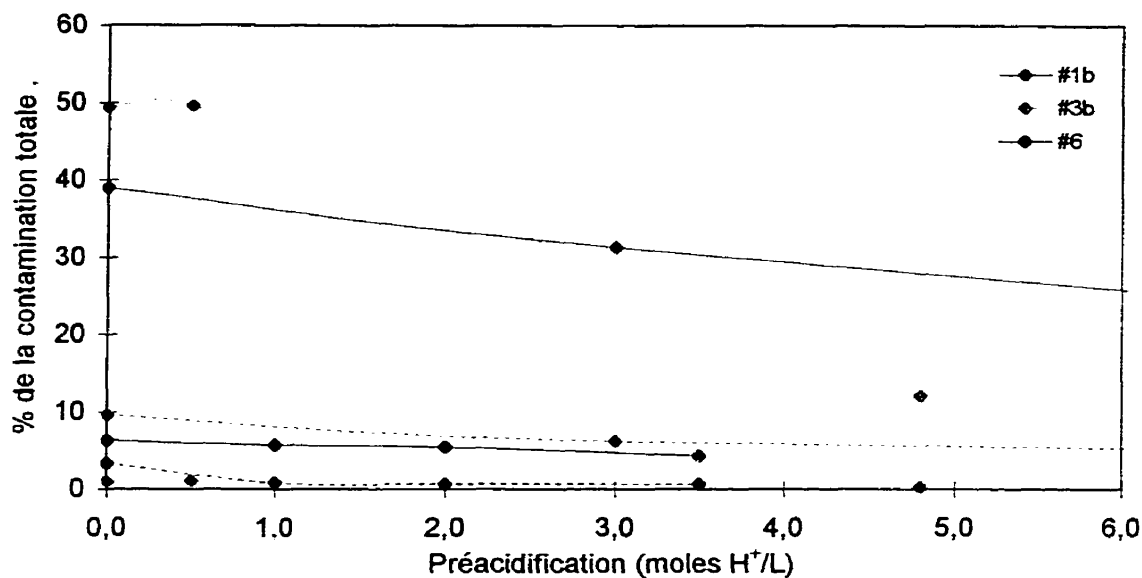


Figure 6.19 : Effets de la précacidification sur les métaux présents dans les phases matière organique et résiduelle

La figure 6.20 présente par un trait continu la quantité de métaux lourds dans la phase échangeable totale pour les sols #1, #3 et #6. Les traits pointillés représentent les métaux dans l'eau des pores du sol dont le pourcentage est toujours égal ou inférieur à celui de la phase échangeable totale.

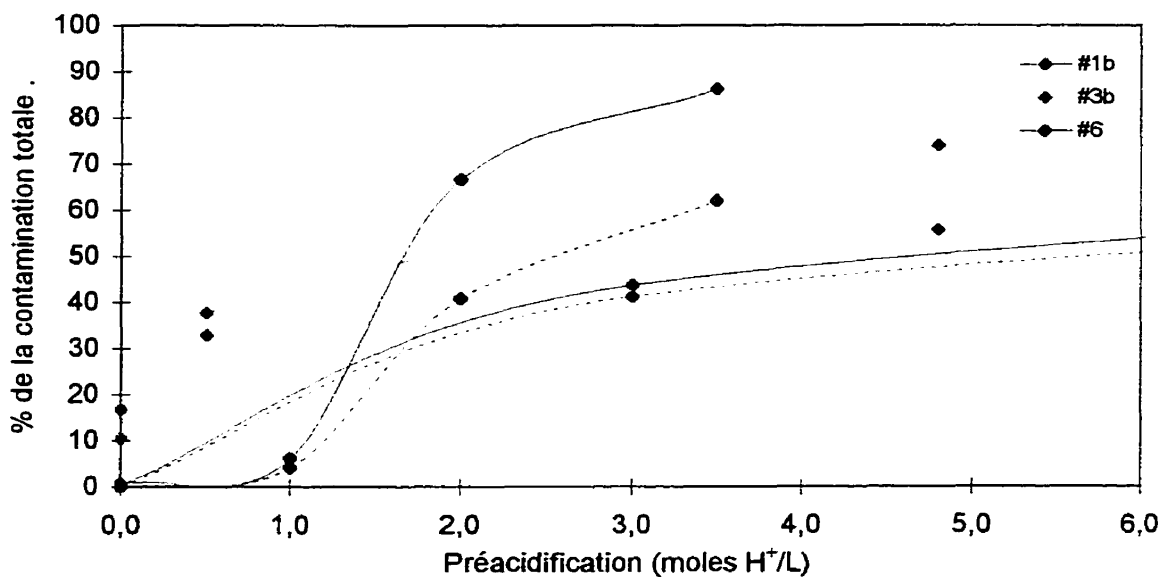


Figure 6.20 : Effets de la précacidification du sol sur les métaux présents dans la phase échangeable totale et dans l'eau des pores

Les métaux solubilisés dans les phases carbonates, oxydes – hydroxydes, matières organique et résiduelle sont déplacés dans la phase échangeable totale. Ainsi, la figure 6.20 correspond à l'inverse de la superposition des figures 6.18 et 6.19. La figure 6.20 montre que la quantité de métaux lourds dans la phase échangeable totale et dans l'eau des pores augmente avec la préacidification. L'augmentation de concentration de la phase échangeable totale est plus importante que la hausse dans l'eau des pores, ce qui indique que la préacidification accroît également la présence de métaux dans la phase échangeable sorbée. La première partie de la hausse de concentration dans la phase échangeable totale et dans l'eau des pores provient surtout de la solubilisation des métaux dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes. Une fois que la valeur de préacidification de 3,0 moles H⁺ par litre de sol est dépassée, l'augmentation dans la phase échangeable et dans l'eau des pores provient surtout de la solubilisation dans la phase matière organique qui engendre une pente plus douce sur la figure 6.20.

Les valeurs présentées dans le tableau 6.19 proviennent de la figure 3.2 et des tableaux 6.15 à 6.18. Le coefficient K correspond à la quantité de métaux retracés dans l'eau des pores des sols préacidifiés sur la quantité de métaux dans la phase échangeable totale. Ce coefficient représente le pourcentage des métaux de la phase échangeable totale qui sont dans l'eau des pores. Les sols dans le tableau 5.19 sont présentés du plus grossier (#1b) au plus fin (#2) et on constate que plus un sol est grossier, plus les métaux sont présents dans l'eau des pores plutôt que sorbés dans la phase échangeable et vice versa.

TABLEAU 6.19 : INFLUENCE DE LA GRANULOMÉTRIE SUR LA SORPTION DES MÉTAUX DANS LA PHASE ÉCHANGEABLE

Sol	< 80 µm (%)	< 2 µm (%)	K (%)
#1b	13	2	95 ± 1
#3b	44	N/d	81 ± 6
#6	85	20	67 ± 6
#2	100	≈ 30 –60	17

6.3.5.7 Conclusions

La préacidification du sol est réalisée pour aider à la solubilisation des métaux dans les sols contaminés par des activités industrielles où le traitement électrocinétique est clairement limité

par la mise en solution des contaminants plutôt que par leur extraction comme le démontre le résultat des essais CC1 et CC8 présentés à la section 6.3.5.1. Le prétraitement par l'acide diminue le pH du sol et augmente sa conductivité. La capacité tampon du sol ainsi que les réactions chimiques qui se produisent contrôlent essentiellement l'influence qu'a la préacidification sur la variation de pH et de conductivité du sol.

La préacidification du sol a un effet positif sur la solubilisation des métaux lourds. Le prétraitement par l'acide est efficace pour solubiliser les métaux présents dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes quand le pH du sol diminue en deçà de 6,0. L'atteinte de ce pH dépend du pH initial du sol et de sa capacité tampon et pour les sols présentés, (#1b, #2, #3b et #6), la solubilisation des métaux dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes devient pratiquement inefficace lorsqu'une acidification de 3,0 moles H^+ par litre de sol est dépassée (voir figure 6.18).

Les métaux lourds dans la phase matière organique sont mis en solution par la préacidification du sol mais cette solubilisation est moins efficace que pour les phases carbonates et oxydes – hydroxydes. Toutefois, la solubilisation dans la phase matière organique persiste au-delà de 3,0 moles de H^+ par litre de sol. Enfin, la solubilisation des métaux lourds présents dans la phase résiduelle est pratiquement nulle.

Les contaminants solubilisés dans les phases carbonates, oxydes – hydroxydes, matière organique et résiduelle sont déplacés dans la phase échangeable totale. Durant la partie de la préacidification qui correspond à la solubilisation des métaux dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes l'augmentation des métaux dans la phase échangeable totale est importante. Quand la solubilisation des métaux dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes est terminée l'effet de la préacidification sur la hausse de métaux dans la phase échangeable totale est moindre et elle correspond surtout aux métaux provenant de la phase matière organique. Enfin, le pourcentage des métaux de la phase échangeable totale qui sont effectivement sorbés dépend de la granulométrie du sol. Plus un sol est fin et plus les métaux de la phase échangeable totale sont effectivement sorbés par opposition à être dans l'eau des pores.

6.3.6 Conclusions

Dans la littérature, il est établi que la solubilisation des métaux lourds résulte de l'acidification des sols. Dans la présente section, il est démontré que dans un traitement électrocinétique,

l'acidification du sol et la solubilisation des métaux lourds dépendent de la charge électrique appliquée. Cette solubilisation peut être quantifiée par le paramètre de solubilisation (\check{S}) défini par la charge électrique circulée (en kilo – Coulomb) divisée par le volume de sol en litre (L).

L'acidification du sol progresse de façon linéaire en fonction du paramètre de solubilisation (\check{S}). Ainsi, on constate que la solubilisation des métaux lourds évolue de l'anode vers la cathode. Les métaux lourds des phases échangeable sorbée, carbonates et oxydes – hydroxydes sont solubilisés par une acidification du sol à un pH inférieur à 6,0 et par une extraction suffisante pour éviter une accumulation de contaminant dans l'eau des pores. Lorsqu'une accumulation survient, on constate que plus le sol est fin, plus les métaux sont présents dans la phase échangeable sorbée par opposition à être dans l'eau des pores. La capacité des sols fins à sorber des métaux lourds dans la phase échangeable peut engendrer un ralentissement du transport des contaminants.

La solubilisation des métaux lourds est limitée par la présence de ces derniers dans les phases matière organique et résiduelle de l'extraction séquentielle sélective. Les métaux lourds dans la phase résiduelle ne sont pas considérés comme nocifs pour l'environnement puisqu'ils font partie intégrante de la structure des sols. Par contre, les dangers que posent les métaux lourds présents dans la phase matière organique ne sont pas clairs et ce point devra être éclairci.

Enfin, la préacidification engendre la solubilisation des métaux dans les sols contaminés par des activités industrielles dont le traitement électrocinétique est clairement limité par la solubilisation des métaux lourds plutôt que par leur transport. Toutefois, ce prétraitement par l'acide engendre une augmentation de la conductivité du sol.

6.4 Transport des contaminants

6.4.1 Introduction

La section 2.3 présente l'état des connaissances en regard des différents mécanismes de transport impliqués dans le traitement électrocinétique des sols. La sous-section 2.3.5 résume la contribution relative des ces différents mécanismes. Il ressort de ce résumé que la migration électrique est le mode de transport le plus important et que pour le k_e moyen suggéré par Casagrande (1952) de $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{V}\times\text{s}$, la vitesse de transport des contaminants engendrée par le débit électro-osmotique correspond à seulement 7% de celle de la migration électrique.

Il reste toutefois à pouvoir quantifier le transport des contaminants dans un essai en établissant un paramètre de transport et en démontrant le lien qui existe entre ce paramètre et le mouvement des métaux lourds. Il faut aussi déterminer l'effet de la diffusion sur le transport des contaminants parce que même si les coefficients de diffusion sont environ 100 fois inférieurs aux coefficients de migration électrique (tab. 2.3), le "moteur" de la diffusion est différent de celui de la migration électrique. Ainsi, il est possible de concevoir que les gradients de concentration soient tels que la diffusion joue un rôle non négligeable dans le transport. Enfin, les effets du milieu poreux sur le mouvement des contaminants doivent être établis pour la migration électrique et la diffusion puisque la théorie de ces modes de transport est empruntée aux solutions.

6.4.2 Transport par migration électrique

6.4.2.1 Implications liées au transport par migration électrique

La figure 6.21 présente une compartimentation du sol utilisée pour modéliser la décontamination des sols par électrocinétique.

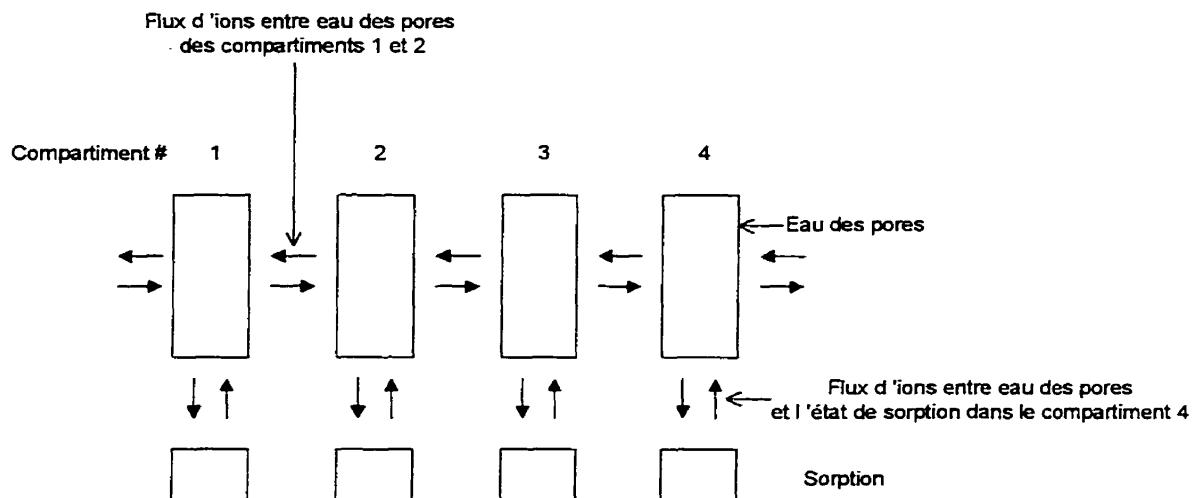


Figure 6.21 : Compartimentation du sol dans la modélisation de la décontamination des sols

La migration électrique engendre un flux d'ions entre les compartiments de l'eau des pores. Ce que l'on cherche à établir, ce sont les implications liées au mouvement des ions sous l'effet d'un champ électrique tel que décrit à la section 2.3.4. La vitesse qui découle de l'équilibre entre la force électrique et celle de friction avec l'eau environnante est assez facilement concevable pour un ion mais que ce passe-t-il lorsqu'un champ électrique est appliqué à une solution contenant plusieurs ions ? Pour répondre à cette question, la compartimentation du sol présentée à la figure 6.21 est utilisée pour simuler le mouvement des ions pour un petit pas de temps (Δt).

Le tableau 6.20 présente un exemple de simulation simplifiée d'un flux d'ions engendré par un champ électrique dans une solution uniforme.

TABLEAU 6.20 : MIGRATION ÉLECTRIQUE DANS UNE SOLUTION UNIFORME

Compartiment	#1	#2	#3	#4
État initial (# ions)				
Pb ²⁺	100	100	100	100
H ⁺	5	5	5	5
NO ₃ ⁻	200	200	200	200
OH ⁻	5	5	5	5
Mobilité (cm²/Vxs) - τ				
Pb ²⁺	70 - 0,46	70 - 0,46	70 - 0,46	70 - 0,46
H ⁺	300 - 0,05	300 - 0,05	300 - 0,05	300 - 0,05
NO ₃ ⁻	70 - 0,46	70 - 0,46	70 - 0,46	70 - 0,46
OH ⁻	150 - 0,03	150 - 0,03	150 - 0,03	150 - 0,03
Flux (# ions)				
Pb ²⁺	→ 23	→ 23	→ 23	→ 23
H ⁺	→ 5	→ 5	→ 5	→ 5
NO ₃ ⁻	← 46	← 46	← 46	← 46
OH ⁻	← 3	← 3	← 3	← 3
État final (# ions)				
Pb ²⁺	?	100	100	100
H ⁺	?	5	5	5
NO ₃ ⁻	200	200	200	?
OH ⁻	5	5	5	?

Les quatre colonnes (#1 à 4) du tableau 6.20 représentent quatre compartimentations de l'eau des pores (voir figure 5.1). La première rangée du tableau présente la quantité initiale d'ions dans chaque compartiment pour les quatre espèces présentes. On constate que la solution est uniforme et électriquement neutre. La seconde rangée présente la mobilité électrique en $\text{cm}^2/\text{V}\times\text{s}$ (éq. 2.18) suivie du nombre de transport (éq. 2.22) pour chacune des quatre espèces. Le nombre de transport correspond à la fraction du courant transporté par chaque espèce d'ions ($0,46 = 46\%$). Comme la solution est uniforme, il découle que le nombre de transport pour un ion donné est le même d'un compartiment à un autre. La troisième rangée présente la quantité et le sens du transport d'un pas de temps (Δt) pour un courant électrique de 100 charges ioniques/ Δt avec l'électrode positive à gauche. Enfin, la dernière rangée présente la quantité finale d'ions dans chaque compartiment une fois les flux imputés. Cette simulation, bien que simpliste, permet de déduire que le transport par migration électrique dans une solution uniforme implique le remplacement des ions (voir compartiments #2 et #3).

6.4.2.2 Effets du milieu poreux

La théorie sur la migration électrique provient d'ouvrages d'électrochimie où le mouvement des ions est étudié dans des solutions. Pour utiliser les théories de Bard et Faulkner (1983) ou de Newman (1973) sur le mouvement des ions par migration électrique pour des sols, il faut être en mesure de modifier ces théories établies pour des solutions afin de tenir compte des effets du milieu poreux sur le transport des ions.

La tortuosité (τ_α) est définie comme étant le ratio de la longueur mesurée entre l'entrée et la sortie d'un échantillon de sol (l_{sol}) sur la longueur effectivement parcourue pour traverser ce dernier (l_e) :

$$\tau_\alpha = \frac{l_{sol}}{l_e} \quad (6.11)$$

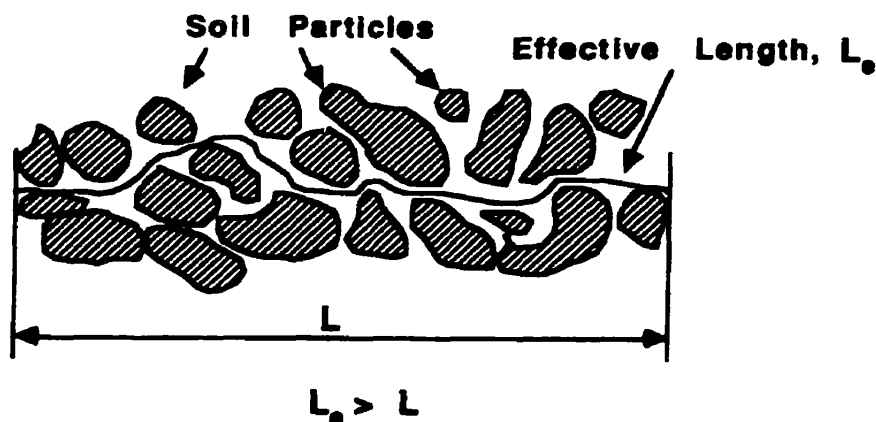


Figure 6.22 : Illustration du concept de longueur effective [SHACKELFORD et DANIELS 1991]

La figure 6.23 présente deux tubes de sol dans lesquels le volume des vides est concentré au centre et le volume des solides occupe la périphérie. Dans le cas A, la tortuosité est de 1,00 puisque la longueur à parcourir entre l'entrée et la sortie est la même que la longueur du sol (l_{sol}). Pour le cas B, la distance à parcourir par les ions (l_e) entre l'entrée et la sortie est plus grande que la longueur mesurable du sol (l_{sol}) et il en résulte une tortuosité plus petite que 1,00. La tortuosité dans le cas B est liée à l'angle α de telle façon qu'elle est égale à $\cos \alpha$ ($\tau_\alpha = \cos \alpha$).

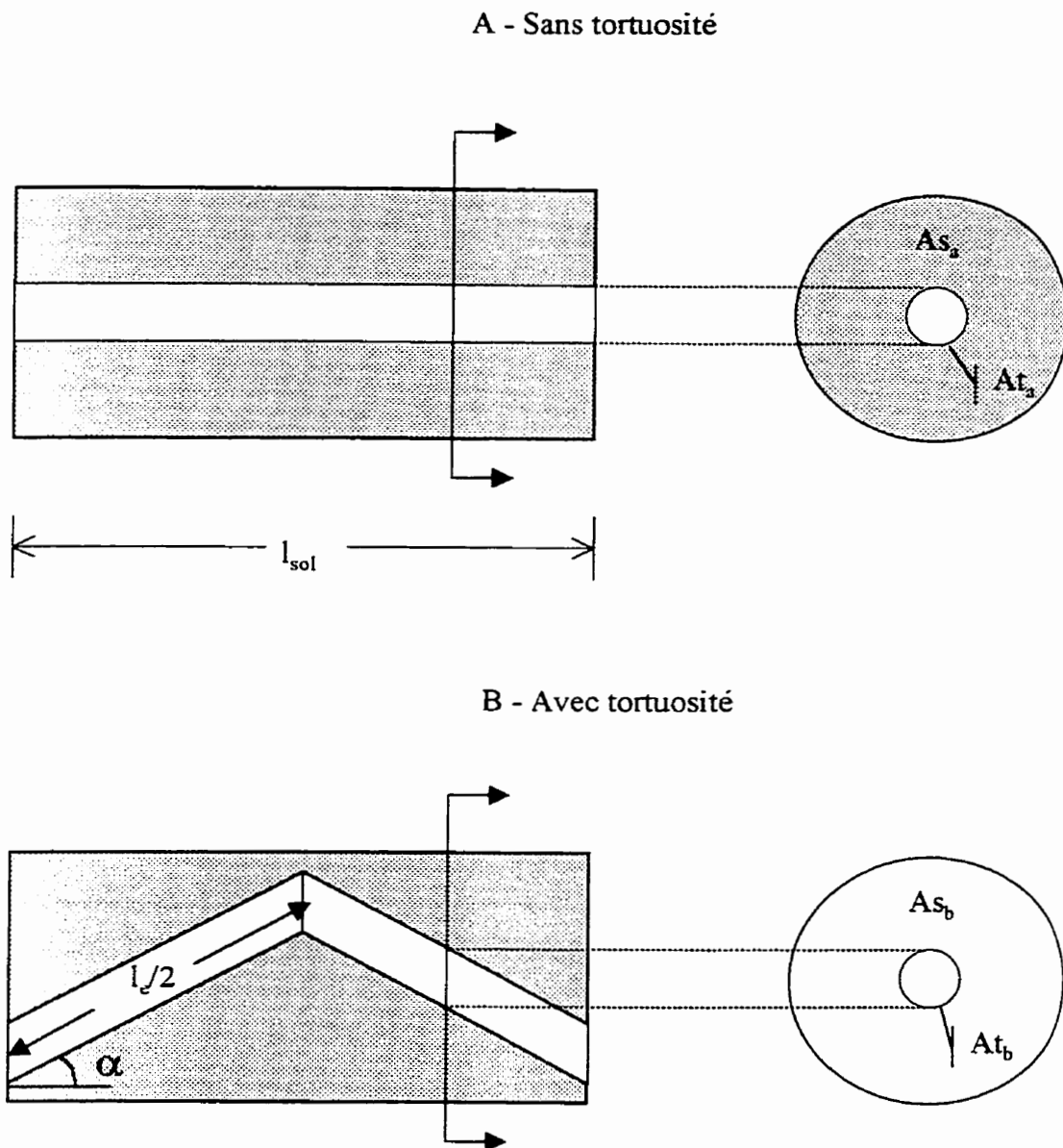


Figure 6.23 : Sol avec et sans tortuosité

Le premier facteur qui change lorsqu'il est question de flux de contaminants dans un sol par rapport à une solution c'est la différence de surface de transport. En effet, si un tube rempli de liquide avec une surface égale à As_A (fig. 6.23) est comparé avec le sol du cas A, il est évident que la surface de transport dans le sol est plus faible que dans la solution ($At_A < As_A$). La surface totale du sol doit être multipliée par un facteur égal à As_A/At_A pour obtenir la surface de transport pour le sol. Ce facteur est appelé la saturation volumétrique (θ) et il correspond aussi au produit de la porosité (n) par la saturation du sol (Sr). Ainsi, la surface de transport est proportionnelle à As_A pour la solution et à $As_A \times \theta$ pour le sol avec $As_A \times \theta = At_A$.

La tortuosité des sols affecte aussi le transport des contaminants et c'est pour démontrer ces effets que la figure 6.23 présente deux cas où la seule différence imposée est la tortuosité du sol. Ainsi, l'aire totale de sol pour le cas A (As_A) est identique à celle du cas B (As_B) mais le diamètre du tube de transport du cas A est plus grand que celui du cas B. En effet, pour que les deux sols aient la même porosité ou encore la même surface apparente de transport sur une coupe ($At_A = At_B$), il faut que l'aire perpendiculaire au mouvement dans le cas B ($A_{\perp B}$) corresponde à la surface apparente (At_B) multipliée par $\cos \alpha$. Ainsi, l'aire de transport perpendiculaire au mouvement correspond à :

$$A_{\perp B} = At_B \times \cos \alpha \quad (6.12)$$

ou à :

$$A_{\perp B} = At_B \times \tau_{\alpha} \quad (6.13)$$

Avant de démontrer l'effet de la tortuosité sur le transport, on peut d'abord montrer que les deux échantillons de la figure 6.23 ont la même porosité afin d'éliminer cette variable. La porosité correspond au ratio du volume des vides sur le volume total. Comme les deux échantillons ont le même volume total, on doit simplement comparer les volumes des vides. Dans le cas A, le volume des vides correspond à :

$$V_{V_A} = At_A \times l_{sol} \quad (6.14)$$

Dans le cas B le volume des vides correspond à :

$$V_{V_B} = A_{\perp B} \times l_e \quad (6.15)$$

On peut remplacer $A \perp t_B$ par $A t_B \times \tau_\alpha$ (éq 6.13) et l_e par l_{sol} / τ_α (éq. 6.11) dans l'équation 6.15 pour obtenir :

$$V v_B = A t_B \times \tau_\alpha \times \frac{l_{sol}}{\tau_\alpha} \quad (6.16)$$

En simplifiant on trouve que :

$$V v_B = A t_B \times l_{sol} \quad (6.17)$$

Comme $A t_A$ égale $A t_B$, il vient que $V v_A$ égale $V v_B$ ce qui prouve que les deux échantillons ont la même porosité.

Les effets de la tortuosité sur le transport par migration électrique dans les sols sont établis pour le flux et pour le mouvement en utilisant les deux cas de la figure 6.23 où la seule variable est la tortuosité du sol. Pour ce faire, on considère un voltage V_2 à gauche des échantillons de sol et un voltage V_1 à leur droite.

Le tableau 6.21 résume le raisonnement fait sur l'influence de la tortuosité sur le flux d'ions par migration électrique dans un sol. D'abord, le gradient électrique global entre l'entrée et la sortie est calculé pour les cas A et B. Le gradient global correspond à la différence de voltage divisée par la longueur apparente du sol. Ensuite, le gradient effectif, qui correspond à la différence de voltage entre l'entrée et la sortie, divisée par la longueur effectivement parcourue par les ions dans le sol, est calculé. Ce raisonnement montre que le gradient global est le même pour les cas A et B mais que le gradient effectif est plus faible dans le cas B que dans le cas A en raison de la tortuosité du sol. Les ions dans le cas B se déplacent dans le sens de la longueur effective et seule la composante du gradient global selon cette direction engendre le mouvement des ions. Il s'ensuit que le transport dépend du gradient effectif et non du gradient global. On calcule ensuite la surface de transport perpendiculaire au mouvement. Le tableau 6.21 montre que la surface de transport pour le cas B est plus faible que pour le cas A par un facteur τ_α . Enfin, le flux d'ions (moles/s) correspond au produit de la mobilité électrique ($\text{cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$) par le gradient effectif (V/cm), par la surface perpendiculaire de transport (cm^2) et par la concentration des ions (moles/ cm^3).

En considérant que la concentration en ions est la même pour les cas A et B, le tableau 6.21 montre que le flux dans le cas B est égal au flux dans le cas A multiplié par la tortuosité au carré ($J_B = J_A \times \tau_\alpha^2$). En résumé, le raisonnement présenté à l'aide du tableau 6.21 montre que la

tortuosité diminue le flux d'un facteur (τ_α^2) dû au fait que le gradient effectif est amoindri par un facteur τ_α et aussi parce que les ions ne voyagent pas dans la direction de la surface de transport apparente.

TABLEAU 6.21 : INFLUENCE DE LA TORTUOSITÉ SUR LE FLUX

	Cas A	Cas B
Gradient global	$i_A = (V_2 - V_1)/l_{sol}$	$i_B = (V_2 - V_1)/l_{sol} = i_A$
Gradient effectif	$i_{A\ effec.} = (V_2 - V_1)/l_{sol} = i_A$	$i_{B\ effec.} = (V_2 - V_1)/l_e = (V_2 - V_1) \times \tau_\alpha / l_{sol} = i_A \times \tau_\alpha$
Aire de transport	At_A	$A \perp l_B = At_B \times \tau_\alpha = At_A \times \tau_\alpha$
Flux	$J_A = -\mu \times i_{A\ effec.} \times At_A \times C$	$J_B = -\mu \times i_A \times At_A \times \tau_\alpha^2 \times C = J_A \times \tau_\alpha^2$

Le tableau 6.22 présente un raisonnement sur les effets de la tortuosité sur le mouvement d'ions par migration électrique. D'abord, le gradient effectif est calculé puisque la vitesse d'avancée des ions en dépend. Le gradient effectif dans le cas B est plus faible que dans le cas A par un facteur τ_α parce que le chemin est plus long dans le cas B. Ensuite, la vitesse des ions est calculée en multipliant le gradient effectif par la mobilité électrique. La vitesse des ions dans le cas B est plus faible que dans le cas A par un facteur τ_α en raison de la différence de gradient effectif. La distance parcourue par les ions est calculée en multipliant la vitesse par un intervalle de temps (t). Cette distance se trouve à être selon la direction du gradient effectif. Afin de comparer les distances selon un même axe, on les projette sur l'axe qui correspond à la longueur du sol. Ainsi, la distance du cas B est multipliée par $\cos \alpha$ pour la ramener selon l'axe de la longueur du sol.

TABLEAU 6.22 : INFLUENCE DE LA TORTUOSITÉ SUR LE MOUVEMENT

	Cas A	Cas B
Gradient effectif	$i_{A\ effec.} = (V_2 - V_1)/l_{sol}$	$i_{B\ effec.} = (V_2 - V_1)/l_e = (V_2 - V_1) \times \tau_\alpha / l_{sol} = i_A \times \tau_\alpha$
Vitesse	$v_A = i_A \times \mu$	$v_B = i_A \times \tau_\alpha \times \mu = v_A \times \tau_\alpha$
Distance	$d_A = v_A \times t$	$d_B = v_A \times \tau_\alpha \times t = d_A \times \tau_\alpha$
Distance projetée	$d_{A\ proj.} = d_A$	$d_{B\ proj.} = d_A \times \tau_\alpha \times \cos \theta = d_A \times \tau_\alpha^2$

La distance parcourue par les ions dans le cas B correspond à la distance du cas A multipliée par la tortuosité au carré ($d_B = d_A \times \tau_\alpha^2$). Cette différence s'explique par le fait que la tortuosité diminue le gradient effectif par un facteur τ_α et que les ions avancent selon un axe différent de celui du sol dans le cas B.

Il s'ensuit que la conductivité (κ) d'un sol est égale à la conductivité de l'eau interstitielle pondérée par les facteurs θ et τ_α^2 pour tenir compte de l'effet de la surface réduite de transport

(saturation volumétrique) et de la tortuosité du sol respectivement. Ces facteurs, lorsque traduits en équations, donnent :

$$\kappa_{sol} = \kappa_{eau_des_pores} \times \theta \times \tau_{\alpha}^2 \quad (6.18)$$

ou encore :

$$\frac{\kappa_{sol}}{\kappa_{eau_des_pores}} = \theta \times \tau_{\alpha}^2 \quad (6.19)$$

Les tableaux 6.23 à 6.25 présentent l'analyse de deux essais réalisés dans la cellule avec milieu poreux (fig. 3.5 et 3.6) pour mesurer la tortuosité du silt d'Ascot en se basant sur l'équation 6.19. Ces expériences ont été réalisées selon les procédures décrites à la section 3.3 et elles ne sont pas présentées en annexe. La procédure vise à mesurer la conductivité d'un sol (κ_{sol}) dont on prend soin de mesurer tous les paramètres nécessaires au calcul de la saturation volumétrique (θ). Ensuite, l'eau des pores est extraite du sol et sa conductivité ($\kappa_{eau_des_pores}$) est mesurée. Avec ces éléments, il est possible d'isoler la tortuosité du sol dans l'équation 6.19.

Le sol des deux essais présentés dans les tableaux 6.23 à 6.25 ont été compactés dans les mêmes conditions pour reproduire la porosité et la saturation. Seule la conductivité de la solution introduite dans ces sols a été changée afin de vérifier que la mesure de la tortuosité d'un sol est indépendante de la conductivité de son eau interstitielle.

TABLEAU 6.23 : CALCUL DE LA SATURATION VOLUMÉTRIQUE

n°	Calcul	Paramètres	Test 1	Test 2
1		Masse de sol humide (g)	655,32 ± 0,02	654,04 ± 0,02
2		Masse de sol sec (g)	560,12 ± 0,02	561,79 ± 0,02
3	1-2	Masse et volume d'eau (g·cm ³)	95,20 ± 0,04	92,25 ± 0,04
4		Densité des grains (g/cm ³)	2,71 ± 0,01	2,71 ± 0,01
5	2÷4	Volume des particules (cm ³)	207 ± 0,4%	207 ± 0,4%
6		Longueur de sol (cm)	5,47 ± 0,05	5,41 ± 0,05
7		Aire du sol (cm ²)	62,1 ± 0,1	62,1 ± 0,1
8	6×7	Volume du sol (cm ³)	340 ± 1,2%	336 ± 1,2%
9	8-5	Volume des vides (cm ³)	128 ± 3,8%	129 ± 3,8%
10	9÷8	Porosité (n)	0,376 ± 5,0%	0,384 ± 5,0%
11	3÷9	Saturation (Sr)	0,744 ± 1,2%	0,715 ± 1,2%
12	10×11	Saturation volumétrique (θ)	0,280 ± 6,2%	0,275 ± 6,2%

Le tableau 6.23 présente les étapes effectuées pour obtenir la saturation volumétrique des sols ainsi que le calcul d'erreur. La saturation volumétrique est obtenue en calculant le produit de la porosité par la saturation du sol. Toutes les lignes des tableaux 6.23 à 6.25 sont numérotées et

les différentes opérations réalisées sont présentées dans la deuxième colonne en utilisant les numéros correspondant à chacune des lignes. On constate que l'erreur de la saturation volumétrique provient surtout du volume des vides nécessaire au calcul de la porosité. La différence entre les saturations volumétriques calculées pour les tests 1 et 2 est en deçà de l'erreur engendrée par la procédure.

Le tableau 6.24 montre les étapes effectuées pour transformer la résistance moyenne du sol ; celle-ci n'inclut pas les pertes aux électrodes, des essais 1 et 2 en conductivité (κ_{sol}). Les résistances de sol correspondent à la moyenne de cinq mesures effectuées durant les essais. La conductivité du sol dans l'essai 1 est presque douze fois plus élevée que celle de l'essai 2 parce que la conductivité de la solution introduite dans les sols est différente.

TABLEAU 6.24 : CALCUL DE LA CONDUCTIVITÉ DU SOL

n°	Calcul	Paramètres	Test 1	Test 2
13		Résistance moyenne du sol (Ω)	57,5 ± 1%	684,2 ± 1%
14		Longueur du sol (cm)	3,32 ± 0,01	3,32 ± 0,01
15		Surface du sol (cm ²)	62,1 ± 0,1	62,1 ± 0,1
16	(13×15)÷14	Résistivité du sol ($\Omega \times \text{cm}$)	1075 ± 1,5%	12 800 ± 1,5%
17	16 ⁻¹	Conductivité du sol (κ_{sol} - $\mu\text{S/cm}$)	930 ± 1,5%	78 ± 1,5%

Enfin, le tableau 6.25 résume les calculs faits pour obtenir la tortuosité du sol. Ce tableau montre que le ratio de la conductivité du sol sur celle de la solution extraite des pores (éq. 6.19) est de 0,182 et de 0,188 pour les expériences 1 et 2 respectivement. Une fois l'effet de la saturation volumétrique imputée, il reste un facteur de 0,650 et de 0,684 entre la conductivité du sol et celle de l'eau des pores extraite pour les tests 1 et 2 respectivement. Selon l'équation 6.19, la tortuosité du sol correspond à la racine carrée de ces facteurs.

TABLEAU 6.25 : CALCUL DE LA TORTUOSITÉ DU SOL

n°	Calcul	Paramètres	Test 1	Test 2
18		Conductivité du liquide introduit (κ - $\mu\text{S/cm}$)	5 200 ± 2%	100 ± 2%
19		Conductivité du liquide extrait (κ - $\mu\text{S/cm}$)	5 100 ± 2%	415 ± 2%
20	17÷19	$\kappa_{\text{sol}}/\kappa_{\text{solution extraite}}$	0,182 ± 3,5%	0,188 ± 3,5%
21	=12	Saturation volumétrique (θ)	0,280 ± 6,2%	0,275 ± 6,2%
22	20÷21	Tortuosité au carré (τ_{α}^2)	0,650 ± 9,7%	0,684 ± 9,7%
23	22 ^(0,5)	Tortuosité (τ_{α})	0,806 ± 9,7%	0,827 ± 9,7%

Ces tortuosités indiquent que la longueur effectivement parcourue par les ions est 1,22 fois plus importante que la longueur mesurable du sol, ce qui diminue le flux de 33% (1/0,67) par rapport à un cas sans tortuosité. La tortuosité au carré de 0,67 pour le sol d'Ascot est cohérente avec

les valeurs proposées par Jackson et coll. (1978) comme facteur de formation (qui correspond à τ_a^2). L'analyse présentée dans la présente section permet de faire le lien entre les travaux faits sur le facteur de formation et la notion de tortuosité utilisée en transport des contaminants.

6.4.2.3 Définition d'un paramètre de transport

La migration électrique est le principal mécanisme de transport dans la décontamination des sols par électrocinétique [CLARKE et coll., 1995] et la quantification du transport passe nécessairement par les mêmes paramètres qui régissent le mouvement des ions dans un champ électrique. La section 2.3.4 présente la théorie sur la migration électrique où on constate que la vitesse des ions correspond à un équilibre entre la force induite par le champ électrique et celle de friction avec la solution. Pour simplifier les calculs, on se sert de la mobilité électrique (μ). La mobilité électrique correspond à la vitesse d'un ion dans un champ électrique unité et elle s'exprime en cm/s par V/cm ($\text{cm}^2/\text{V}\times\text{s}$). Pour obtenir la vitesse d'un ion, on multiplie la mobilité électrique par la grandeur du champ électrique puisque la relation entre le champ électrique et la vitesse des ions est considérée linéaire.

La définition du paramètre de migration est basée sur cette notion de mobilité électrique. Lorsqu'on multiplie la mobilité par la valeur du champ électrique on obtient la vitesse de l'ion. De plus, quand on intègre cette vitesse sur une certaine période de temps, on obtient la distance parcourue. Le paramètre de transport est donc défini comme correspondant au produit d'un gradient de voltage (V/cm) intégré sur une période de temps (h). Un ion chlore qui est dans un champ électrique de 2 V/cm pendant une heure aura parcouru la même distance qu'un autre ion chlore dans un champ électrique de 1 V/cm pendant deux heures. Dans les deux cas, le paramètre de transport est égal à 2 V×h/cm. Tout au long de la thèse on référera au paramètre de transport par le symbole \bar{T} .

Le paramètre de transport (\bar{T}) peut être transformé en distance en le multipliant par la mobilité électrique des ions et la tortuosité du sol. Toutefois, cette opération est souvent approximative puisque les mobilités électriques connues sont pour des conditions de dilution infinie et que la tortuosité du sol n'est pas toujours disponible. Le paramètre de transport est préféré puisqu'il est basé sur des observations directes.

6.4.2.4 Lien entre \bar{T} et le mouvement des contaminants

Il est difficile d'analyser les résultats des essais pour faire un lien entre le paramètre de migration et le mouvement des contaminants parce que le transport par la migration électrique

des métaux lourds survient seulement une fois qu'ils ont été solubilisés. Dans les essais sur les sols contaminés par des activités industrielles, où le traitement électrocinétique est clairement limité par la solubilisation des métaux lourds sauf dans les expériences fortement préacidifiées, il est pratiquement impossible de faire un lien entre le paramètre de migration et le mouvement des contaminants. L'idéal est de faire ce lien avec des contaminants anioniques, comme les nitrates, qui ne sont pas sorbés dans le sol. Il est toutefois possible d'analyser les résultats obtenus avec le sol d'Ascot, qui a une faible capacité tampon et sorbe relativement peu les métaux lourds, pour démontrer le lien qui existe entre le paramètre de transport proposé et le mouvement des contaminants dans le traitement des sols par électrocinétique.

Le tableau 6.26 présente le sommaire des caractéristiques expérimentales de six essais réalisés sur le sol d'Ascot artificiellement contaminé au plomb. Dans tous les cas, la contamination visée était de 1500 mg/kg de plomb mais celle obtenue a varié entre 1400 à 1800 mg/kg. Le pourcentage de plomb initialement sorbé dans le sol est de $89 \pm 4\%$ avec un pH moyen de 4,50. Les essais B1, B4 et B5 ont été réalisés avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide nitrique alors que pour les essais B6, B8 et B12 l'acide acétique à 0,87 M a été utilisé. La concentration d'acide nitrique a varié de 0,1 à 1,0 M en fonction de la densité du courant pour les essais B1, B4 et B5. Les paramètres des traitements sont résumés au tableau 6.26, soit la durée des essais en heures ainsi que le courant et le voltage. Si ces derniers n'ont pas été constants durant un essai on présente d'abord la valeur initiale qui est séparée par une flèche de la valeur finale. Enfin, quelques-unes des conditions finales sont présentées dans la dernière section du tableau 6.26. Le pourcentage d'extraction correspond à l'enlèvement du plomb du sol ; une valeur de 96% signifiant que seulement 4% du plomb initialement présent dans le sol y est retracé après le traitement.

TABLEAU 6.26 : SOMMAIRE DES CARACTÉRISTIQUES EXPÉRIMENTALES

Test #	Acides de contrôles	Conditions initiales			Paramètres de traitement			Conditions finales	
		Pb total (mg/kg)	Pb sorbé (%)	pH du sol	Durée (h)	Courant (mA)	Voltage (V)	pH du sol	Extraction (%)
B1	HNO ₃ 0,1M	1800	85	4,41	304	25	12→6	4,08	96
B4	HNO ₃ 0,5M	1400	88	4,46	69	126	55→13	3,86	93
B5	HNO ₃ 1,0M	1500	92	4,34	31	245	62→18	3,39	50
B12	A. A.*	1800	88	4,54	120	125→32	45→63	3,54	96
B8	A. A.*	1600	90	4,52	280	15	6→35	3,71	90
B6	A. A.*	1400	93	4,70	110	125→25	63	3,71	86

* Acide acétique 5% par volume (0,87 M)

Le tableau 6.27 présente l'ensemble des autres conditions finales dans les colonnes 3 à 5 pour les mêmes essais que ceux présentés dans le tableau 6.26. Le tableau 6.27 présente en plus le paramètre de solubilisation (\bar{S}) dans la colonne 6, le pourcentage de plomb extrait et résiduel soluble dans la colonne 7, le paramètre de transport (\bar{T}) dans la colonne 8 et enfin, le pourcentage d'extraction globale dans la dernière colonne.

TABLEAU 6.27 : SOMMAIRE DU RÉSULTAT DES ESSAIS

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
Test	Pb initial	Pb final	Pb final	Pb final	\bar{S}	Pb extrait	\bar{T}	Extraction
#	(mg/kg)	(mg/kg)	eau pores (mg/L)	Sorbé (%)	(kC/litre)	et soluble (%)	(V·h/cm)	globale (%)
B1	1800	63	220	31	33,7	99	62,6	96
B4	1400	92	280	75	29,4	95	49,8	93
B5	1500	730	3400	59	23,5	71	35,0	50
B12	1800	66	11	98	18,5	96	447,0	96
B8	1600	160	31	97	14,1	90	404,4	90
B6	1400	190	39	97	11,9	87	427,1	86

La comparaison des colonnes 6 et 7 montre que plus le paramètre de désorption est élevé et plus le pourcentage de plomb extrait et soluble est grand pour les essais dont le pH est contrôlé par un même acide. On remarque aussi que le paramètre de désorption est, en moyenne, 1,95 fois plus important pour les essais dont le pH est contrôlé par de l'acide nitrique par rapport à ceux contrôlés par de l'acide acétique. Malgré cette différence dans les paramètres de désorption pour les deux types d'acide, les taux de désorption (col. 7) sont semblables. Cette différence s'exprime premièrement par le paramètre de transport qui est en moyenne 8,68 fois plus élevé pour les essais avec un contrôle du pH par de l'acide acétique par rapport à ceux contrôlés avec de l'acide nitrique. En second lieu, on constate que le pouvoir d'extraction a été plus élevée dans les essais B6, B8 et B12 que dans les essais B1, B4 et B5 par la concentration finale de plomb dans l'eau des pores (colonne 4) qui est en moyenne cinquante-cinq fois plus élevée dans le cas du contrôle du pH par de l'acide nitrique que par de l'acide acétique.

La comparaison des colonnes 8 et 9 montre que plus le paramètre de transport est grand et plus le taux d'extraction du plomb est important dans le cas d'un contrôle du pH à la cathode par de l'acide nitrique (B1, B4 et B5). Cette observation est une preuve du lien qui existe entre le paramètre de transport et le mouvement des contaminants. Pour ces essais, le traitement est contrôlé par l'extraction du plomb et non par sa solubilisation puisque dans tous les cas, la quantité de plomb solubilisée (extrait et soluble, colonne 7) est plus élevée que la quantité de plomb extraite (colonne 9). Dans le cas des essais avec un contrôle du pH par de l'acide

acétique, le traitement est limité par la solubilisation des métaux puisque la quantité de plomb extraite (colonne 9) est presque toujours égale à la quantité de plomb solubilisée (colonne 7). Dans ces derniers cas, le lien entre le paramètre de transport et le mouvement des métaux ne peut être établi parce que le traitement du sol est limité par la solubilisation.

Pour appuyer le paramètre de transport proposé, les résultats de trois simulations réalisées au moyen du modèle MiDi sont présentés dans les figures 6.24 à 6.28. Ces simulations ont été réalisées en considérant un sol d'Ascot contaminé par 1500 mg/kg de plomb avec une résistivité initiale de 800 Ohm×cm et auquel une densité de courant de 0,4 mA/cm² est appliquée. La concentration initiale de nitrate ou de chlore est présente seulement dans le sol et elle est de zéro dans les réservoirs.

La figure 6.24 présente l'évolution du profil de concentration par rapport à la concentration initiale en nitrate durant un essai électrocinétique dans une cellule avec contrôle (fig. 3.3 et 3.4) dont le pH à la cathode est contrôlé par de l'acide chlorhydrique (HCl). Les nitrates initialement présents dans le sol sont transportés vers l'anode et, lorsqu'ils l'atteignent, il y a accumulation puisque les nitrates sont déjà à leur état d'oxydation maximale. Le profil pratiquement stable qui s'établit après 75 heures correspond à un équilibre entre la migration et la diffusion.

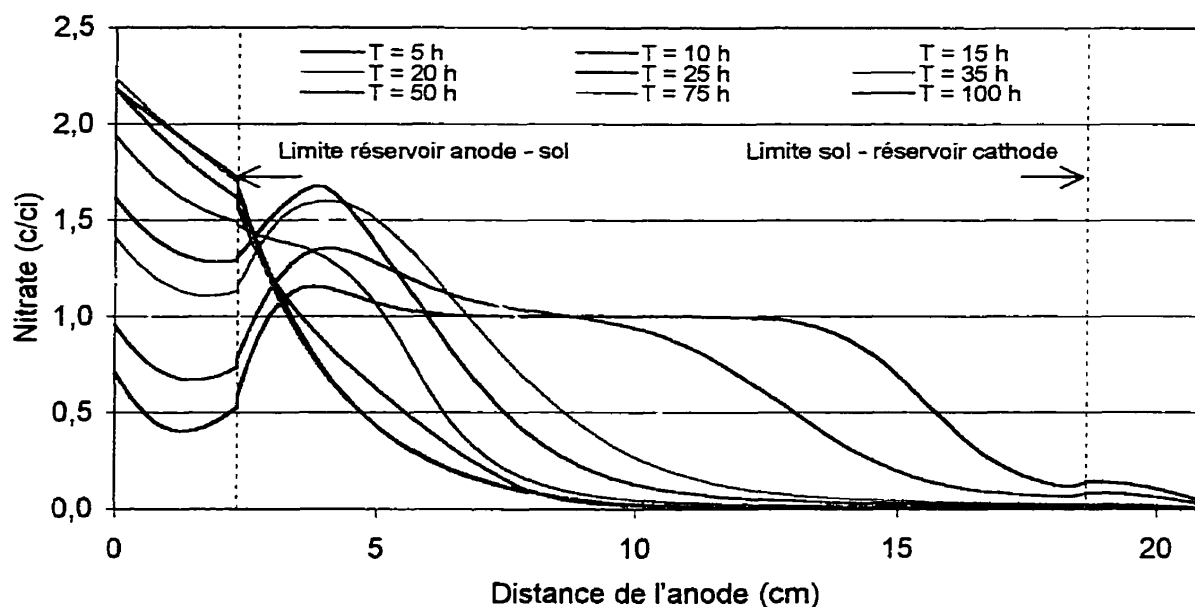


Figure 6.24 : Évolution du profil de concentration des nitrates dans le temps

La figure 6.25 présente l'évolution du profil de concentration par rapport à la concentration initiale en chlore durant un essai électrocinétique dont le pH à la cathode est contrôlé par de

l'acide nitrique. Contrairement aux nitrates, les ions Cl^- qui atteignent l'anode sont retirés par oxydation et il n'y a pas d'accumulation. Dans le cas des ions chlore et nitrate, le modèle ne considère pas de réaction entre ces ions et la surface du sol, ce qui implique qu'il n'y a pas de ralentissement de leur transport vers l'anode.

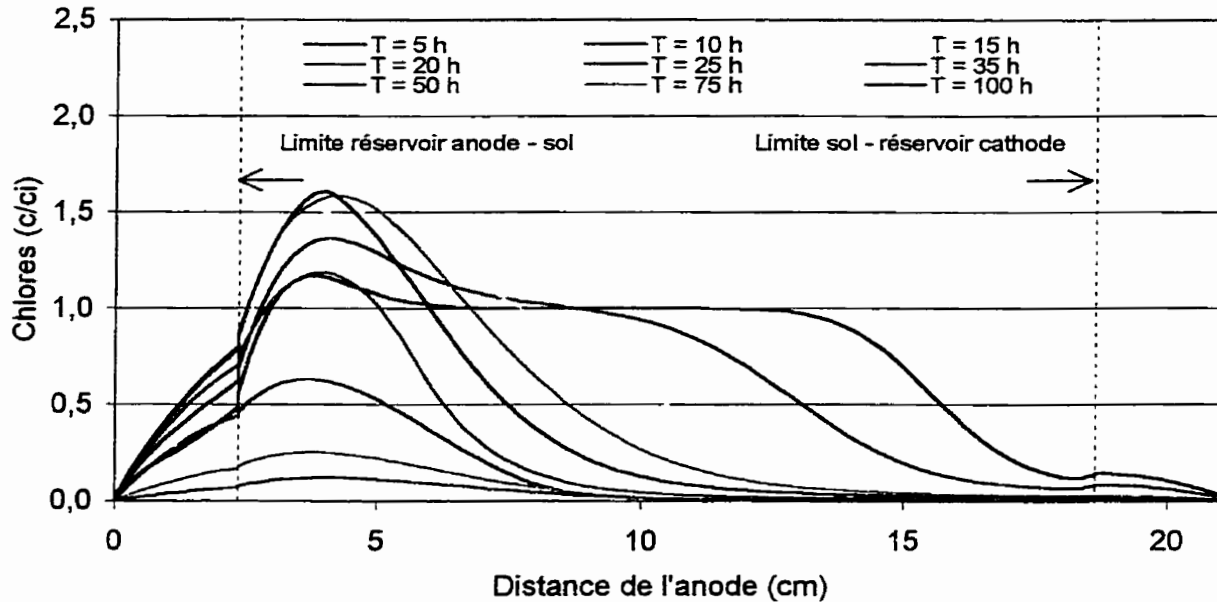


Figure 6.25 : Évolution du profil de concentration du chlore dans le temps

Enfin, la figure 6.26 présente l'évolution de l'enlèvement des nitrates et du chlore en fonction du paramètre de transport.

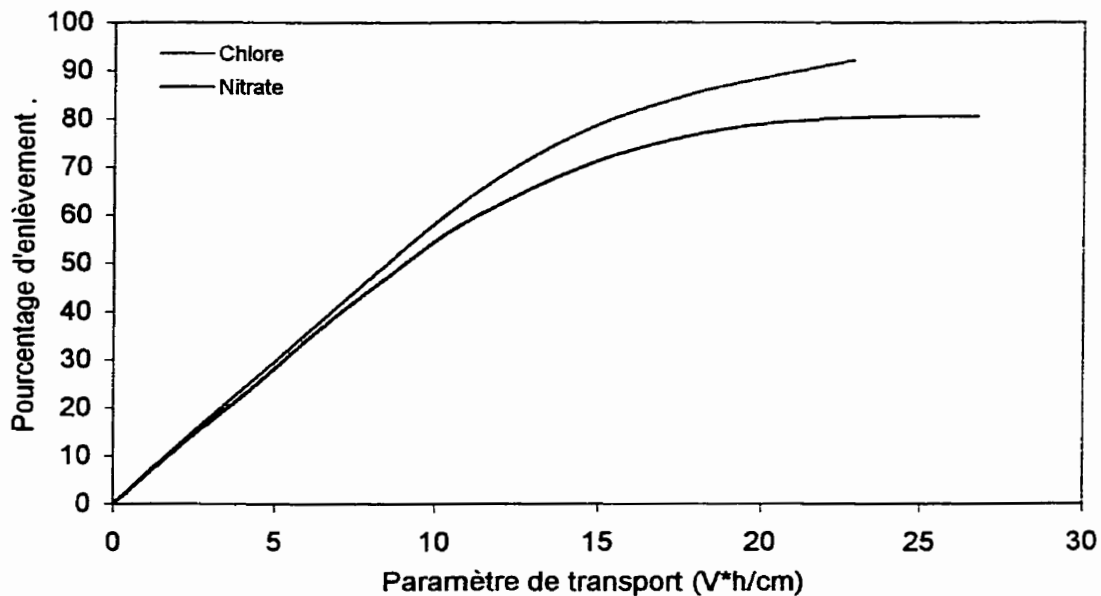


Figure 6.26 : Évolution du pourcentage d'enlèvement du chlore et des nitrate en fonction de \bar{T}

La figure 6.26 montre clairement la relation qui existe entre le pourcentage d'extraction des ions chlore et nitrate en fonction du paramètre de transport au début du traitement. Vers la fin, l'enlèvement des ions devient limité soit par l'accumulation des nitrates ou l'enlèvement presque complet des ions Cl^- .

La figure 6.27 présente l'évolution du profil de concentration du plomb dans le sol pour une concentration initiale de 1500 mg/kg dont 90% est initialement sorbé. Chaque ligne correspond à 5% d'avancement du traitement dans le temps soit à 16,5 heures pour un traitement d'une durée totale de 330 heures. La hausse subite de concentration correspond à la position du front acide où le plomb est solubilisé.

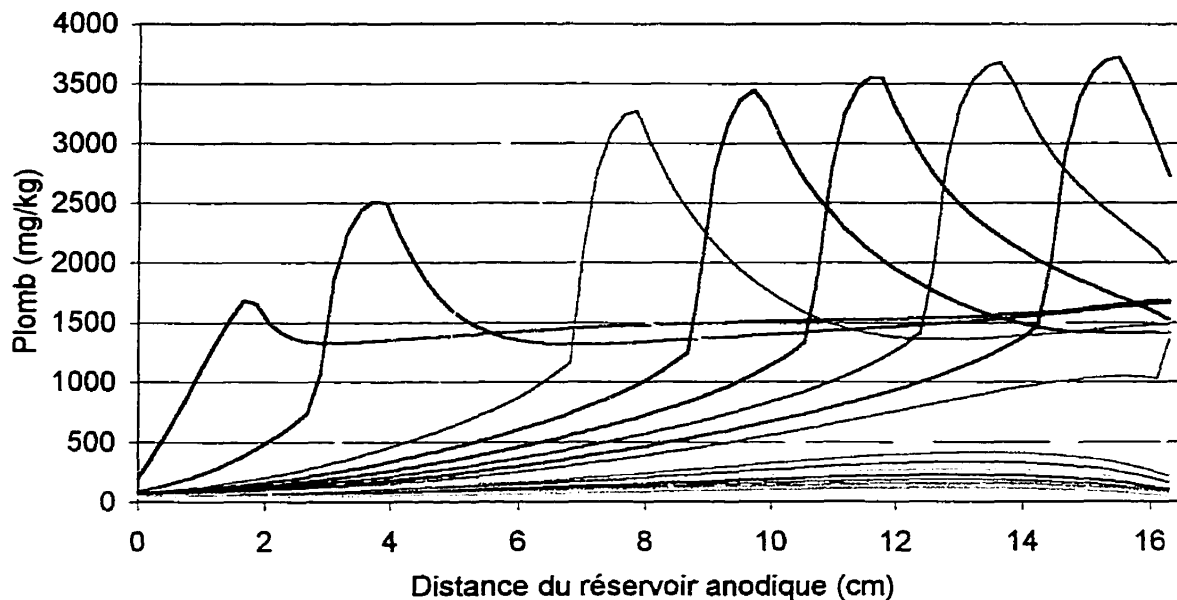


Figure 6.27 : Évolution du profil de concentration du plomb dans le temps

La figure 6.28 présente le pourcentage d'enlèvement du plomb et des ions Cl^- en fonction du paramètre de transport. Contrairement aux nitrates et aux ions Cl^- , le plomb peut réagir avec la surface du sol (tab. E.1) et c'est cette différence de comportement entre les anions et les cations qui explique la différence entre les deux courbes de la figure 6.28. La forte hausse du taux d'extraction du plomb pour un \bar{T} de 25 à 30 $V \times h/cm$ correspond à l'arrivée du front acide au réservoir cathodique. Avant l'arrivée du front acide, le taux d'extraction est pratiquement linéaire en fonction de \bar{T} mais la pente est plus faible que pour l'enlèvement des anions qui ne sont pas sorbés. Malgré la sorption du plomb, on constate tout de même que plus le paramètre de

transport est élevé, plus le taux d'extraction du plomb est important. Avec la figure 6.28 on est aussi en mesure d'observer, pour un cas particulier, l'influence de la sorption sur le transport d'ions hors du sol.

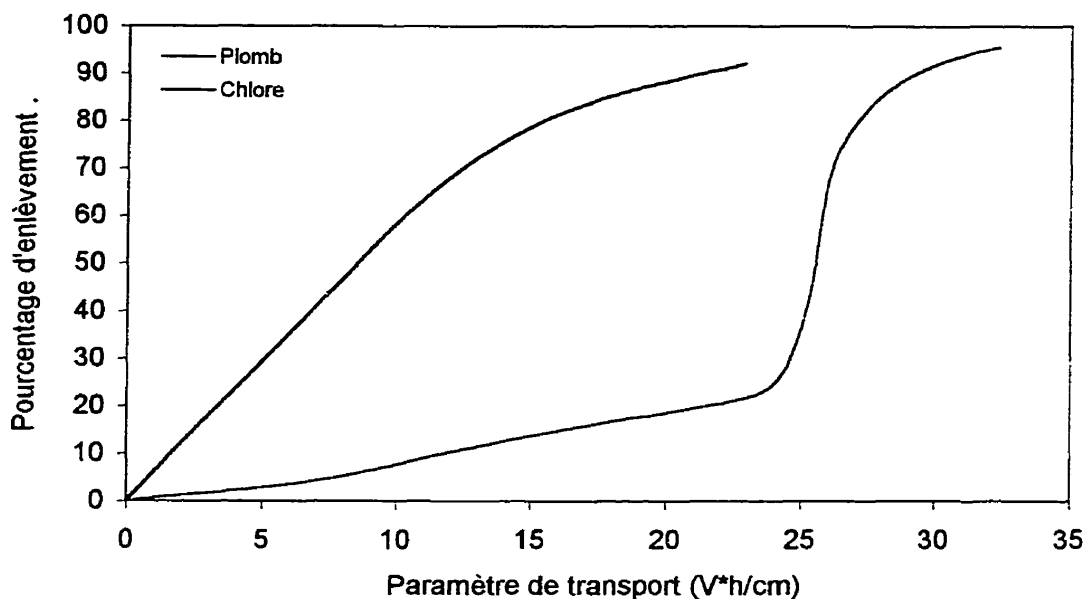


Figure 6.28 : Évolution du pourcentage d'enlèvement du chlore et du plomb en fonction de \bar{V}

La figure 6.28 permet également de mettre en évidence une des limitations du paramètre de transport. Ce dernier (\bar{V}) ne tient pas compte de l'effet de la sorption et il donne simplement le potentiel de transport des ions durant un traitement. Par exemple, la figure 5.28 montre que pour un paramètre de transport de 10 V·h/cm, il y a environ 50% des ions Cl⁻ qui ont été transportés hors du sol comparativement à 8% du plomb pour les mêmes conditions. La différence d'extraction est due à la sorption du plomb ce qui n'est pas reflété par le paramètre de transport. Il faut donc faire preuve de discernement lors de l'analyse des résultats avec \bar{V} .

Les résultats expérimentaux et ceux de la modélisation montrent que le paramètre de transport est un outil valable pour quantifier le potentiel de transport des ions dans le traitement électrocinétique des sols. Il faut cependant faire preuve de jugement dans l'interprétation des résultats en fonction du paramètre de transport puisque ce dernier ne tient pas compte de la sorption des métaux lourds.

6.4.3 Diffusion

6.4.3.1 Effets de la tortuosité

L'analyse faite à la section 6.4.2.2 tient aussi pour la diffusion dans l'eau interstitielle des sols. Les coefficients de diffusion pour des solutions doivent être pondérés par un facteur

correspondant à τ_{α}^2 pour tenir compte des effets géométriques de la tortuosité sur le transport par diffusion dans les sols.

6.4.3.2 Effets de la diffusion près des électrodes

La figure 6.24 présentée précédemment montre l'évolution du profil de concentration par rapport à la concentration initiale en nitrate durant le traitement électrocinétique d'un sol avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide chlorhydrique. Les ions nitrate sont à leur état d'oxydation maximale et ils ne peuvent pas être oxydés à l'anode. Il s'ensuit qu'ils s'accumulent à l'anode et cette accumulation crée un gradient de concentration. Il s'établit alors un équilibre entre le transport des anions par migration électrique vers l'anode et par diffusion dans la direction opposée.

La figure 6.25 présente l'évolution du profil de concentration relatif à la concentration initiale en ions Cl^- durant le traitement électrocinétique d'un sol avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide nitrique. Les ions chlore, contrairement aux ions nitrate, peuvent être oxydés et cette oxydation les retire de la solution, ce qui crée un gradient de concentration vers l'anode. Le transport des anions par diffusion se fait alors dans la même direction que celui par migration électrique.

La différence entre ces deux cas où la diffusion peut, soit aller dans le même sens que la migration électrique (chlore) ou dans le sens inverse (nitrate), peut être appréciée à la figure 6.26. Initialement, on constate que l'effet de la diffusion est pratiquement négligeable. À partir d'un paramètre de transport de $10 \text{ V}\times\text{h}/\text{cm}$ qui correspond approximativement à 50% d'extraction, l'effet de la diffusion commence à se faire sentir. À l'équilibre, la diffusion limite l'extraction des nitrates à 81% alors que l'extraction des ions chlore atteint 92% à la fin de la simulation. L'enlèvement des ions chlore peut devenir pratiquement égal à 100% pour un traitement prolongé. Toutefois, l'efficacité de l'extraction des ions chlore diminue avec l'avancement du traitement. Ainsi, pour les conditions simulées dans la cellule avec contrôle, on constate que la diffusion peut limiter le traitement ce qui se traduit par une différence d'extraction qui peut varier de 10 à 20%.

6.4.3.3 Effets de la diffusion aux interfaces sol – réservoirs

Les résultats des essais B1, B4 et B5 présentés dans l'annexe E permettent de constater l'effet de la diffusion sur l'extraction des métaux lourds du sol par électrocinétique. La densité de courant est une des variables qui change entre ces trois expériences. Les essais B1, B4 et B5

ont été réalisés avec une densité de 0,40, 2,00 et 4,00 mA/cm² respectivement. La concentration de l'acide nitrique utilisée pour contrôler le pH à la cathode a été ajustée à la densité de courant et elle était de 0,1, 0,5 et 1,0 M pour les essais B1, B4 et B5 respectivement. Les résultats de ces essais montrent une accumulation de plomb dans l'eau des pores du sol près du réservoir cathodique. Le tableau 6.28 résume les résultats de ces expériences.

TABLEAU 6.28 : EFFETS DE LA DIFFUSION DANS LES ESSAIS B1, B4 ET B5

	B1	B4	B5
Densité de courant (mA/cm ²)	0,40	2,00	4,00
Durée	303,8 h	69,2 h	30,8 h
Concentration de l'acide de contrôle (HNO ₃)	0,1 M	0,5 M	1,0 M
Concentration de plomb total retracé dans le sol à l'intérieur de 2,1 cm du réservoir cathodique à la fin du traitement.	160 mg/kg	320 mg/kg	3100 mg/kg
Concentration de plomb retracé dans l'eau des pores du sol à l'intérieur de 2,1 cm du réservoir cathodique à la fin du traitement	260 mg/L	1700 mg/L	17 000 mg/L
Pourcentage de plomb soluble dans le sol à l'intérieur de 2,1 cm du réservoir cathodique à la fin du traitement	39%	48%	92%

Ce que l'on constate des résultats des essais B1, B4 et B5, c'est une accumulation de plus en plus marquée de plomb dans le sol près du réservoir cathodique. Une analyse plus approfondie montre que cette accumulation se fait surtout dans l'eau des pores du sol et non sorbé comme le montre la concentration de plomb dans l'eau des pores et le pourcentage de plomb soluble près du réservoir cathodique. A priori, on peut expliquer l'accumulation soit par la différence de densité de courant, soit par la différence de durée des essais ou bien par la concentration de l'acide de contrôle du pH dans le réservoir cathodique.

C'est par des simulations que la réponse définitive à ce phénomène est obtenue. On constate que l'acide de contrôle du pH dans le réservoir de la cathode a tendance à diffuser dans le sol. Plus la concentration de l'acide de contrôle est élevée, plus le gradient de concentration entre le réservoir cathodique et le sol est grand. Ainsi, plus la concentration de l'acide de contrôle est grande, plus il y a d'acide qui diffuse dans le sol. Cet acide a pour effet d'augmenter la

conductivité de l'eau des pores près du réservoir cathodique ce qui diminue le gradient de voltage et, par conséquent, localement, le paramètre de transport. Les ions plomb qui migrent vers la cathode lorsqu'ils arrivent dans la zone de plus grande conductivité ralentissent considérablement et s'accumulent dans l'eau des pores.

La figure 6.29 présente le profil de concentration du plomb finale dans le sol pour trois simulations où la seule variable est la concentration de l'acide de contrôle du pH dans le réservoir de la cathode. Bien que les concentrations soient montrées dans le sol, l'accumulation se fait surtout dans l'eau des pores comme il peut être constaté dans les essais B1, B4 et B5 présentés à l'annexe E (tab. E.2, E.9, E.11 et fig. E2, E.12, E17) et dans les simulations res025_01, res025_05 et res025_10 qui correspondent aux trois courbes de la figure 6.29 présentées dans l'annexe C (fig. C.26, C.30, C.34).

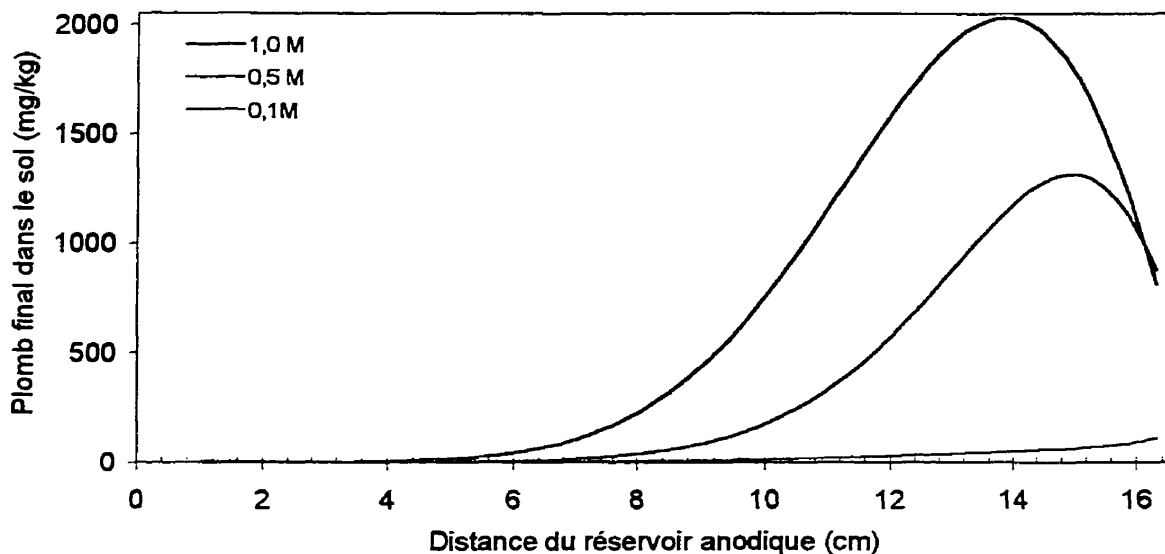


Figure 6.29 : Profil de concentration du plomb en fonction de la molarité de l'acide de contrôle

La figure 6.29 indique bien que c'est la concentration de l'acide de contrôle du pH à la cathode qui est responsable de l'accumulation du plomb dans l'eau des pores du sol près du réservoir de la cathode. La zone d'influence de la diffusion d'acide est d'environ 4 cm mais l'accumulation du plomb est surtout considérable dans les premiers 2 cm à partir du réservoir cathodique.

On constate que la diffusion joue un rôle important à l'interface sol – réservoir pour l'extraction des métaux mais ce rôle n'est pas direct. La diffusion change la conductivité de la solution dans le sol, ce qui a comme effet secondaire de changer localement le paramètre de transport. Cette diminution du paramètre de transport près du réservoir de la cathode a pour effet d'engendrer

une accumulation des métaux. Il faut donc, encore une fois, utiliser le paramètre de transport avec discernement car une valeur moyenne du paramètre de transport adéquate peut cacher un faible paramètre de transport près des réservoirs où il y aura accumulation de contaminants.

6.4.4 Débit électro-osmotique

Le tableau 6.29 résume les coefficients de perméabilité électro-osmotique pour les essais où ces derniers étaient notables (fig F.4, F.10, F.16, F.27, F.32 et F37).

TABLEAU 6.29 : K_e LES PLUS IMPORTANTS MESURÉS

Essai	Sol	Acide de contrôle	K_e moyen ($\text{cm}^2/\text{V}\times\text{s}$)	K_e maximal ($\text{cm}^2/\text{V}\times\text{s}$)	Remarque
CC1	#1	Formique 0,75 M	$1,5\times 10^{-5}$	$8,0\times 10^{-5}$	Perte anode
CC2	#1	Formique 0,75 M	$3,3\times 10^{-5}$	$9,2\times 10^{-5}$	Gonflement
CC3	#1	Acétique 0,87 M	$1,2\times 10^{-5}$	$2,3\times 10^{-5}$	
CC5	#2	Acétique 0,87 M	$0,8\times 10^{-5}$	$1,7\times 10^{-5}$	
CC6	#2	Acétique 0,87 M	$1,1\times 10^{-5}$	$1,7\times 10^{-5}$	
CC7	#2	Acétique 0,87 M	$0,7\times 10^{-5}$	$1,7\times 10^{-5}$	
Acide5	Coaticook	Sulfurique	$0,5\times 10^{-5}$	$0,9\times 10^{-5}$	
Acide10	Coaticook	Phosphorique	$1,1\times 10^{-5}$	$1,3\times 10^{-5}$	

Plusieurs facteurs influencent le débit électro-osmotique durant le traitement des sols par électrocinétique. Certains sols engendrent un débit électro-osmotique comme les sols #1 et 2 alors que d'autres, comme le sol #3 et d'Ascot, ont des débits négligeables vers la cathode ou même un faible débit vers l'anode. Le débit électro-osmotique dans le sol de Coaticook dépend fortement du type d'acide de contrôle utilisé dans le réservoir cathodique. Le débit est négligeable avec des acides forts (HCl, HNO₃) et important pour des acides dont l'anion précipite le calcium solubilisé près de l'anode. Dans tous les cas, les débits importants sont observés lorsque le contrôle du pH dans le réservoir de la cathode est fait avec un acide dont au moins un des protons à une constante de dissociation faible.

Le plus grand coefficient de débit électro-osmotique a été observé durant l'essai CC2 avec une valeur moyenne de $3,3\times 10^{-5}$ $\text{cm}^2/\text{V}\times\text{s}$ et une valeur maximale de $9,2\times 10^{-5}$ $\text{cm}^2/\text{V}\times\text{s}$. Il faut remarquer que la valeur maximale de débit électro-osmotique s'est produite au même moment

où le gonflement du sol a été observé. Si on retranche cette période de gonflement du sol le k_e moyen chute à $2,2 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$. En moyenne, le coefficient de débit électro-osmotique est de $1,1 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$ pour les expériences dans lesquelles on considère avoir observé un fort débit. Ce qu'il faut retenir de cette valeur de k_e s'est que le débit électro-osmotique moyen correspond à seulement 7% du potentiel de transport des ions par électrocinétique vers la cathode dans de bonnes conditions et au meilleur des cas à 15%. Cette conclusion peut être vue sur la figure 2.27 proposée par Clarke et coll. (1995) ou encore dans le tableau 6.30 dans lequel on compare la vitesse d'avancée des ions par migration électrique et par le débit électro-osmotique.

TABLEAU 6.30 : MIGRATION ÉLECTRIQUE VERSUS DÉBIT ÉLECTRO-OSMOTIQUE

#	Paramètre	Calculs	Migration électrique	Calculs	Électro-osmose
1	Coefficient		$7,2 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$ (Pb)		$1,1 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{V}\cdot\text{s}$
2	Gradient globale		1 V/cm		1 V/cm
3	Vitesse calculée	1×2	$7,2 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$	1×2	$1,1 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$
4	Saturation volumétrique (θ)		N/a		0,33
5	Tortuosité (τ_α^2)		0,67		N/a
6	Vitesse réelle	3×5	$4,8 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$	3÷4	$3,3 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$

Le résultat de l'analyse présentée dans le tableau 6.30 montre que la vitesse engendrée par le débit électro-osmotique correspond à seulement 7% de la vitesse par migration électrique pour un même champ électrique. Dans le meilleur des cas, ce pourcentage peut atteindre environ 15%. C'est donc la migration électrique qui est le mécanisme de transport dominant et les facteurs qui influencent le débit électro-osmotique perdent leur importance quand on réalise qu'ils ne comptent pas pour beaucoup dans l'enlèvement des ions d'un sol.

6.4.5 Conclusions

Le transport des ions dans le traitement électrocinétique des sols se fait principalement par migration électrique. La migration électrique implique le remplacement des ions et, dans un milieu poreux, la tortuosité (τ_α) influence doublement le mouvement des ions soit en diminuant leur vitesse (plus faible gradient effectif) et en augmentant la distance à parcourir. En plus de la tortuosité, il faut aussi tenir compte de la saturation volumétrique (θ) pour le flux des ions dans un sol. L'utilisation d'un paramètre de transport (\bar{T}) qui correspond à l'intégration d'un gradient de voltage sur une période de temps est proposée et les résultats expérimentaux et simulés

démontrent le lien qui existe entre ce paramètre et le transport des ions dans le traitement électrocinétique des sols. Le paramètre de transport (\bar{T}) peut donner la distance parcourue par un ion en multipliant \bar{T} par la mobilité électrique de l'ion en question et par la tortuosité au carré du milieu. Le paramètre de transport requis pour extraire un ion d'un sol est fonction de la distance à parcourir et donc de la longueur de sol entre les électrodes. De plus, le paramètre de transport requis pour un essai doit tenir compte du délai nécessaire pour solubiliser les contaminants avant que ces derniers puissent être transportés. Enfin, il faut utiliser le paramètre de transport avec discernement parce qu'il peut y avoir une valeur du paramètre de transport qui est localement plus faible que la valeur globale, ce qui engendre une accumulation des ions à l'endroit du plus faible paramètre de transport.

La diffusion peut limiter le traitement électrocinétique d'un sol lorsque les ions s'accumulent près d'une électrode. Le gradient de concentration entre le réservoir où les ions s'accumulent et le sol peut devenir assez important pour que la diffusion limite l'extraction. La diffusion entre les réservoirs et le sol peut aussi limiter le traitement de façon indirecte en changeant la conductivité de l'eau des pores près des réservoirs. Par exemple, il a été observé que l'acide de contrôle du réservoir cathodique a diffusé dans le sol et a augmenté la conductivité de l'eau des pores significativement sur une distance d'environ 2,0 cm, ce qui a diminué localement le paramètre de transport. Cette diminution locale du paramètre de transport a causé l'accumulation du plomb dans l'eau des pores du sol près du réservoir cathodique.

Enfin, le débit électro-osmotique joue également un certain rôle dans le transport des contaminants ioniques mais la contribution de l'électro-osmose dépasse rarement 7%. Elle peut atteindre 15% dans de rares cas, mais le débit électro-osmotique peut aussi aller vers l'anode ce qui ralentit le transport des métaux lourds qui migrent vers la cathode.

6.5 Conclusions

Le traitement des sols contaminés par des métaux lourds implique d'abord la solubilisation des contaminants puisque ceux-ci sont généralement sorbés, comme le montre la description des sols à la section 3.1. La solubilisation des métaux lourds passe par l'acidification du sol et cette acidité provient de l'oxydation de l'eau à l'anode et aussi, indirectement, du contrôle du pH à la cathode. L'étude de l'efficacité faradique pour la production de protons dans le traitement électrocinétique des sols montre que cette efficacité dépend essentiellement de la présence d'anions oxydables à l'anode. Ces anions peuvent provenir du sol traité et/ou de l'acide utilisé

pour contrôler le pH à la cathode. L'efficacité faradique mesurée a varié de 50% à 150%. La plus faible valeur s'explique par le fait qu'environ 50% du courant électrique est généralement transporté par les anions dans une solution électrolytique ce qui limite l'apport d'anions oxydables à l'anode à 50% du courant anodique. Le reste des électrons sert alors à oxyder l'eau ce qui résulte en une efficacité faradique pour la production d'ions H^+ de 50%. La plus grande valeur d'efficacité faradique s'explique par le fait que le $H_2PO_4^-$ entraîne un proton dans le sol à partir du réservoir cathodique et que les anions de cet acide ne peuvent être oxydés à l'anode donc que l'efficacité faradique y est de 100% pour la production de protons.

Un paramètre de solubilisation (\tilde{S}) est proposé en se basant sur le fait que les métaux lourds sont solubilisés par l'acidification du sol et que les protons sont produits à l'anode. Ce paramètre correspond à la charge électrique appliquée au sol dans un traitement en kilo – Coulomb (kC) divisée par le volume de sol traité en litre (L). Le paramètre de solubilisation proposé est validé à l'aide de résultats expérimentaux et on constate que le lien entre la désorption et le paramètre de solubilisation n'est pas parfaitement reproductible en raison des variations d'efficacité faradique et/ou à une accumulation des métaux désorbés dans l'eau des pores. L'analyse montre la progression d'un front acide qui avance dans le sol de l'anode vers la cathode. Ce front acide correspond aussi à un front de solubilisation des métaux lourds et à un front d'augmentation de la conductivité du sol. Les résultats de simulation et d'expérimentation montrent que la progression du front acide est linéaire dans le sol en fonction de la charge circulée (figures 6.14 et 6.16). Les métaux lourds présents dans les phases échangeable sorbée, carbonates et oxydes – hydroxydes de l'extraction séquentielle sélective sont efficacement solubilisés par le traitement électrocinétique et par préacidification du sol. La limitation en terme de solubilisation des métaux lourds provient surtout des métaux retracés dans les phases matière organique et résiduelle de l'ESS. Les métaux dans la phase résiduelle ne sont pas considérés comme nocifs pour l'environnement parce qu'ils font partie intégrante du réseau cristallin des sols et les dangers que posent pour l'environnement les métaux liés à la matière organique ne sont pas clairs.

Le mécanisme de transport le plus important dans la décontamination des sols par électrocinétique est la migration électrique des ions et c'est en se basant sur les éléments qui régissent la migration électrique qu'un paramètre de transport est élaboré. Les résultats de simulation et d'expérimentation valident le paramètre de transport proposé ; celui-ci correspond à un gradient de voltage en Volt par centimètre (V/cm) intégré dans le temps en heure (h). La

diffusion peut limiter l'enlèvement d'ions si ces derniers s'accumulent près d'une électrode. Le gradient de concentration entre le réservoir et le sol devient suffisant pour engendrer un transport par diffusion qui limite le traitement. Aussi, la diffusion d'acide de contrôle du pH du réservoir cathodique vers le sol peut augmenter la conductivité de l'eau des pores dans le sol près du réservoir cathodique, ce qui y diminue le paramètre de transport. Cette diminution locale de \bar{T} engendre une accumulation de contaminants ioniques dans l'eau des pores du sol à cet endroit. Enfin, le débit électro-osmotique comme mécanisme de transport est rarement plus que 7% du transport. Cette valeur peut atteindre 15% dans certains cas mais l'électro-osmose peut aussi se faire vers l'anode ce qui nuit à l'extraction des métaux lourds qui migrent vers la cathode.

7. ANALYSE DES ESSAIS DE DÉCONTAMINATION

7.1 Normalisation de l'expression de la quantité d'énergie consommée

Avant d'analyser les résultats d'essais, on doit se pencher sur l'expression de la quantité d'énergie consommée dans le traitement des sols par électrocinétique parce qu'une partie importante des coûts est liée à cette consommation. Le but visé par cette analyse est d'en venir à pouvoir adéquatement comparer la consommation énergétique de différents essais entre eux.

L'énergie consommée dans le traitement d'un sol par électrocinétique correspond à l'intégration dans le temps du voltage appliqué au sol par le courant qui y circule [BEAULIEU, 1995] :

$$E = \int_0^t V \times i \times dt \quad (7.1)$$

où :
E = énergie (W×h/m³ ou W×h/L)
V = voltage (V) ;
i = courant (A - C/s) ;
t = temps (s).

Dans les sols, on considère généralement que la loi de Ohm s'applique et donc que le voltage correspond au produit de la résistance du sol par le courant :

$$V = R \times i \quad (7.2)$$

où : R = résistance du sol (Ohm).

Le lien qui existe entre la résistance du sol et sa résistivité est :

$$R = \rho \times \frac{l}{A} \quad (7.3)$$

où :
l = longueur de sol (m ou cm) ;
A = surface de sol (m² ou cm²) ;
 ρ = résistivité du sol (Ohm×m ou Ohm×cm).

L'analyse veut démontrer qu'il y a deux facteurs qui influencent la consommation d'énergie dans l'application de l'électrocinétique aux sols, soit la vitesse de traitement (intensité du courant) et la distance entre les électrodes.

7.1.1 Atteinte d'un critère de charge

Prenons le cas d'un sol dont la capacité tampon est très élevée ce qui fait en sorte que le traitement est limité par la solubilisation des contaminants et donc, par l'acidification du sol. Dans ce cas hypothétique, le gradient de voltage appliqué au sol est toujours suffisant pour extraire les contaminants par migration électrique. La diminution du pH du sol provient de l'oxydation de l'eau à l'anode qui produit des protons. La quantité de protons générée dépend de la charge électrique circulée dans le sol. Il résulte que, dans un tel cas, le traitement est limité par le paramètre de solubilisation (critère de charge) plutôt que par le paramètre de transport (critère de voltage). Le taux d'enlèvement des métaux est donc proportionnel au paramètre de solubilisation (kC/L) appliqué au sol.

7.1.1.1 Effet de la vitesse de traitement

Le tableau 7.1 présente les données nécessaires pour déterminer la quantité d'énergie consommée dans le traitement d'un sol pour deux vitesses de décontamination différentes avec comme critère d'arrêt la charge électrique. Le courant électrique est ajusté en fonction du temps disponible pour atteindre le critère de charge imposé (27 kC/L), ce qui a également un impact sur le voltage appliqué au sol.

TABLEAU 7.1 : ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX VITESSES DE TRAITEMENT

	Essai rapide (50 heures)	Essai lent (100 heures)
Surface (cm ²)	65,0	65,0
Longueur de sol (cm)	15,4	15,4
Volume de sol (litre)	1,00	1,00
Résistivité moyenne du sol (Ohm×cm)	422	422
Résistance moyenne du sol (Ohm)	100	100
Charge nécessaire (kC)	27,0	27,0
Courant (A)	0,150	0,075
Voltage (V)	15,0	7,5
Énergie (W×h)	112,50	56,25

Les données du tableau 7.1 démontrent que plus un essai est réalisé rapidement, plus la quantité d'énergie consommée est importante avec le paramètre de solubilisation comme critère d'arrêt (taux de décontamination). L'application d'un courant deux fois moins élevé durant une période de temps deux fois plus grande diminue la quantité d'énergie consommée par un facteur deux pour un même volume de sol.

7.1.1.2 Effet de la longueur de sol

Le tableau 7.2 présente les données nécessaires à la détermination de la quantité d'énergie requise pour traiter un sol dont le critère d'arrêt est la charge électrique avec deux géométries de traitement différentes. Dans les deux cas, on considère une même résistivité du sol et la charge requise est de 27 kC/L. Avec des montages qui ont la même surface de traitement, une plus grande épaisseur de sol engendre un plus grand volume et le traitement le plus mince doit être repris deux fois pour pouvoir comparer l'énergie.

TABLEAU 7.2 : ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX GÉOMÉTRIES DE TRAITEMENT

	Courte distance (5 cm)	Longue distance (10 cm)
Surface (cm ²)	100,0	100,0
Volume de sol (litre)	2 × 0,50	1,00
Résistivité moyenne du sol (Ohm×cm)	422	422
Résistance moyenne du sol (Ohm)	21,10	42,20
Durée (heures)	2 × 50,0	100,0
Charge nécessaire (kC)	2 × 13,5	27,0
Courant (A)	0,075	0,075
Voltage (V)	1,58	3,17
Énergie (W×h)	2 × 5,93 = 11,85	23,78

Les données du tableau 7.2 montrent que plus la distance entre les électrodes est importante dans le traitement des sols par électrocinétique, plus la consommation d'énergie est élevée avec le paramètre de solubilisation comme critère d'arrêt. Le traitement d'un même volume de sol à un même taux de décontamination avec une distance entre les électrodes deux fois plus importante engendre une consommation énergétique deux fois plus élevée.

7.1.2 Atteinte d'un critère de voltage

Prenons maintenant le cas d'un sol dont les contaminants ne peuvent être sorbés ce qui implique que le traitement dépend essentiellement du transport de ces derniers. Le mouvement des ions hors du sol provient du gradient de voltage et de la durée d'application de ce gradient. Le succès du traitement dépend donc du paramètre de transport (critère de voltage) plutôt que du paramètre de solubilisation (critère de charge). Ici le taux de décontamination dépend du paramètre de transport appliqué au sol ($V \times h / \text{cm}$)

7.1.2.1 Effet de la vitesse de traitement

Le tableau 7.3 présente les données nécessaires à la détermination de la quantité d'énergie consommée dans le traitement d'un sol dont le critère d'arrêt est le paramètre de transport. Le calcul du courant passe d'abord par le voltage requis pour atteindre le paramètre de transport. Le voltage nécessaire est calculé en divisant le paramètre de transport requis/imposé (50 V×h/cm) par la durée de l'essai et en multipliant ce résultat par la longueur de sol. Le courant est ensuite déterminé en utilisant la loi de Ohm.

TABLEAU 7.3 : ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX VITESSES DE TRAITEMENT

	Essai rapide (50 heures)	Essai lent (100 heures)
Surface (cm ²)	65,0	65,0
Longueur de sol (cm)	15,4	15,4
Volume de sol (litre)	1,00	1,00
Résistivité moyenne du sol (Ohm×cm)	422	422
Résistance moyenne du sol (Ohm)	100	100
Paramètre de transport requis (V×h/cm)	50,0	50,0
Voltage (V)	15,4	7,7
Courant (A)	0,154	0,077
Charge (kC)	27,72	27,72
Énergie (W×h)	118,58	59,29

Les données du tableau 7.3 démontrent, encore une fois, que plus un essai est réalisé rapidement et plus la quantité d'énergie consommée est importante. La réalisation d'un essai deux fois plus rapidement pour atteindre un même paramètre de transport (même taux de décontamination) implique une consommation d'énergie deux fois plus grande.

7.1.2.2 Effet de la longueur de sol

Le tableau 7.4 présente les données nécessaires à la détermination de la quantité d'énergie requise pour traiter un sol dont le critère d'arrêt est le voltage avec deux géométries différentes. Ici le paramètre de transport nécessaire n'est pas le même dans les deux cas car la distance que les ions doivent parcourir pour être extraits du sol est deux fois plus élevée dans un cas que dans l'autre. Le critère d'arrêt (paramètre de transport) est deux fois plus élevé dans l'essai deux fois plus long.

TABLEAU 7.4 : ÉNERGIE CONSOMMÉE POUR DEUX GÉOMÉTRIES DE TRAITEMENT

	Courte distance (5 cm)	Longue distance (10 cm)
Surface (cm ²)	100,0	100,0
Volume de sol (litre)	0,50	1,00
Résistivité moyenne du sol (Ohm×cm)	422	422
Résistance moyenne du sol (Ohm)	21,1	42,2
Durée (heures)	2 × 50,0	100,0
Paramètre de transport requis (V×h/cm)	2 × 25,0	50,0
Voltage (V)	2,5	5,0
Courant (A)	0,1185	0,1185
Charge (kC)	2 × 21,33	42,65
Énergie (W×h)	2 × 14,81 = 29,63	59,25

Les données du tableau 7.4 montrent qu'encore ici, plus la distance entre les électrodes est importante et plus la consommation d'énergie est grande avec le paramètre de transport comme critère d'arrêt (taux de décontamination). La décontamination d'un même volume de sol dans un même temps avec le même équipement mais avec une distance interélectrode deux fois plus importante engendre une consommation énergétique deux fois plus élevée.

7.1.3 Conclusions

Peut importe le critère d'arrêt, la quantité d'énergie consommée dans le traitement électrocinétique d'un sol est proportionnelle à la vitesse de traitement pour un même taux de décontamination. De même, la consommation d'énergie utilisée pour traiter un sol est proportionnelle à la distance interélectrode et ce, pour un même taux de décontamination.

Ainsi, pour adéquatement comparer la consommation énergétique de deux traitements différents, il faut tenir compte de la durée de l'essai et de la distance interélectrode. Un coût de traitement du sol entièrement normalisé devrait donc, en plus d'être uniformisé par rapport au volume ($W \times h / m^3$), être multiplié par le ratio du temps de traitement (h) sur 720 heures (1 mois) et divisé par le ratio de la distance interélectrode sur celle d'un mètre. La quantité standardisée d'énergie consommée dans le traitement électrocinétique des sols est toujours exprimée en $W \times h / m^3$ mais la normalisation ramène l'énergie consommée à une durée de traitement raisonnable de 720 heures (1 mois) pour une distance interélectrode d'un mètre.

7.2 Expériences réalisées en cellules avec contrôle

7.2.1 Sols d'Ascot

7.2.1.1 Effets des acides forts versus les acides faibles pour le contrôle du pH

Il n'y a pratiquement aucun auteur dans la littérature qui traite de l'évolution de la résistivité dans le sol durant un traitement électrocinétique. Dans la plupart des montages utilisés, la seule mesure de voltage faite est globale et inclut donc les pertes aux électrodes. Hamed et coll., (1991) montrent que la résistivité globale durant leurs essais augmente et ils attribuent cet accroissement au développement de *l'isoelectric focusing point* qui se développe dans des essais sans contrôle du pH à la cathode. Quelques montages présentés dans la littérature incluent des points de mesure intermédiaires dans le sol mais lorsque c'est le cas, aucun des résultats relatifs aux mesures faites ne sont présentés et/ou discutés.

Les cellules avec contrôle utilisées dans la présente étude possèdent sept plots en acier inoxydable répartis sur les 21,5 cm de longueur de la cellule de traitement qui permettent de mesurer les pertes de voltage à différents endroits dans le sol (fig. 3.3 et 3.4). Ces pertes de voltage sont ensuite transformées en résistivité en tenant compte du courant, de la surface de sol et de la distance entre les points de mesure (voir p. 61). Cette répartition des plots permet de suivre l'évolution de la résistivité du sol durant un traitement.

Les essais B1 et B12 [BEAULIEU, 1995], illustrent bien les effets du type d'acide de contrôle du pH à la cathode sur la résistivité du sol. Les figures 7.1 et 7.2 présentent l'évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 et V5 pour les expériences B1 et B12 respectivement (annexe E).

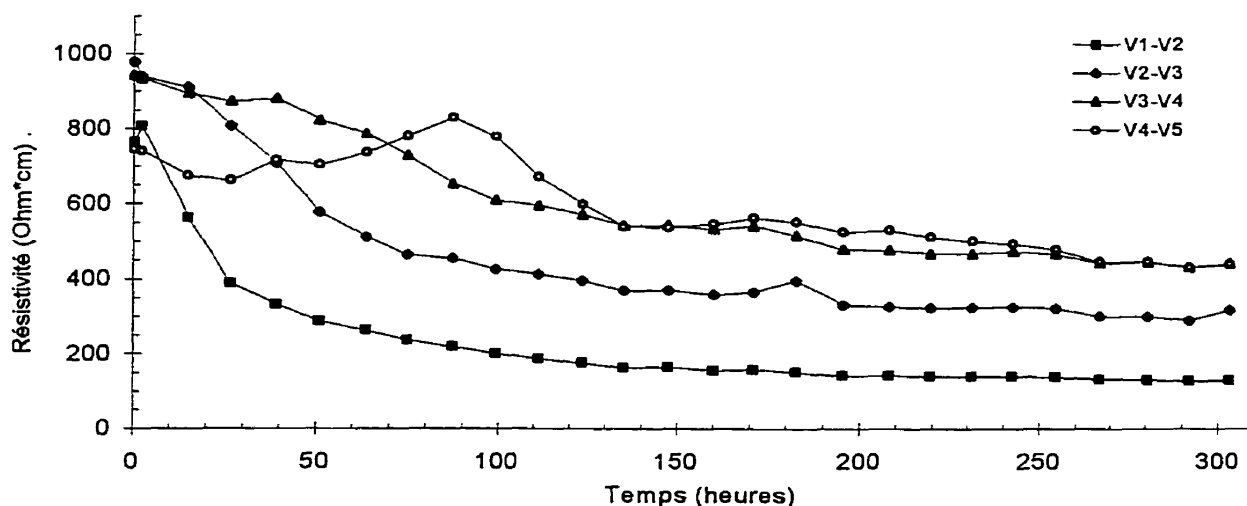


Figure 7.1 : Évolution de la résistivité du sol durant l'essai B1

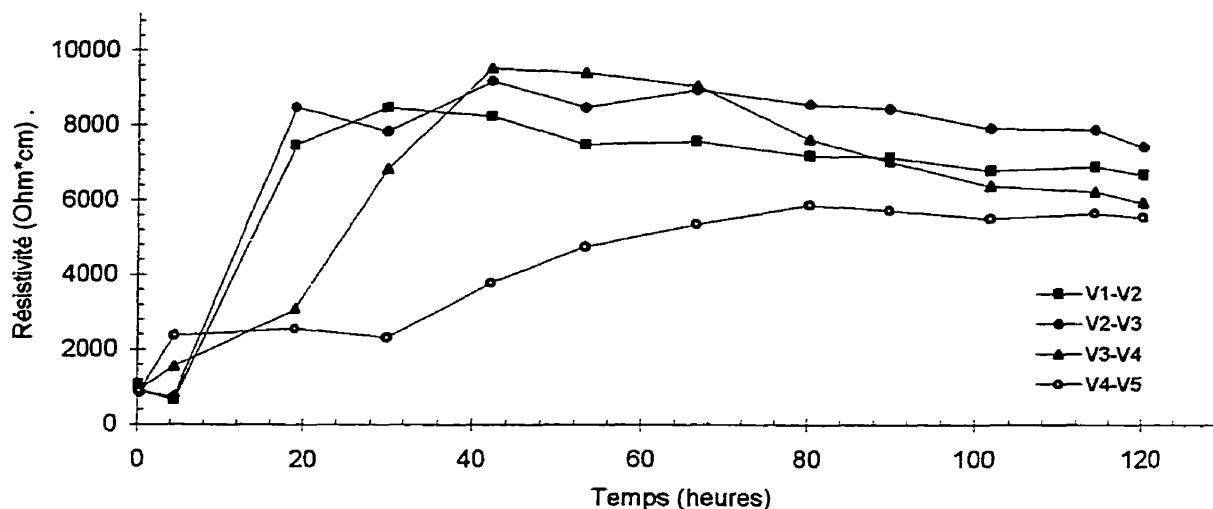


Figure 7.2 : Évolution de la résistivité du sol durant l'essai B12

Dans les deux cas, la résistivité initiale du sol se situe à $930 \pm 70 \text{ Ohm}\times\text{cm}$ (tab E.4 et E.22, et fig. E.5 et E.35). Dans l'essai B1, contrôlé avec un acide fort (HNO_3), la résistivité du sol tend à diminuer de l'anode vers la cathode avec l'avancée du front acide qui remplace les ions plomb par des protons plus rapides (fig E.5). Dans le test B12, contrôlé par un acide faible (CH_3COOH), la résistivité du sol augmente (fig. E.35) au fur et à mesure que le front acide entre en contact avec les ions acétate et que ces deux espèces ioniques réagissent ensemble pour former de l'acide acétique nondissocié (sans charge électrique), ce qui fait augmenter la résistivité du sol (éq. 6.8 et 6.9). Ainsi, on constate que le type d'acide de contrôle du pH à la cathode a une influence importante sur l'évolution de la résistivité du sol dans le traitement électrocinétique des sols. Le contrôle du pH à la cathode avec un acide fort engendre une résistivité du sol moins grande qu'avec un contrôle par un acide faible.

Le tableau 7.5 résume les conditions initiales du sol, les paramètres de traitement et les conditions finales pour les essais B1 et B12. Ces deux expériences avaient une contamination initiale de 1800 mg/kg de plomb et, dans les deux cas, le taux d'extraction obtenu était de 96% (tab E.2 et E.20). Pourtant, les paramètres de traitement sont différents entre ces deux tests. On peut se demander pourquoi deux combinaisons différentes des paramètres de traitement peuvent résulter en un même taux d'extraction du plomb et qu'est ce qui peut expliquer la différence de consommation d'énergie.

TABLEAU 7.5 : CARACTÉRISTIQUES DES EXPÉRIENCES B1 ET B12

	B1	B12	Ratio B12/B1
Conditions initiales			
Contamination totale du sol (mg/kg)	1800	1800	1,00
Contamination eau des pores (mg/L - % du total)	1500 – 15	1300 – 12	0,87 – 0,80
Résistivité du sol (Ohm×cm)	860	1000	1,16
Paramètres du traitement			
Paramètre de solubilisation – \bar{S} (kC/L)	33,7	18,4	0,6
Plomb solubilisé (mg/kg)	1510	1520	1,00
Paramètre de transport - \bar{T} (V×h/cm)	62,6	447,0	7,14
Plomb extrait (mg/kg)	1730	1730	1,00
Résistivité moyenne du sol (Ohm×cm)	460	6000	13,04
Durée des essais (h)	303,8	120,3	2,53
Consommation d'énergie (W×h/L)	69,7	303,3	4,35
Consommation d'énergie normalisée (kW×h/m ³)	178	307	1,72
Conditions finales			
Contamination totale du sol (mg/kg)	63	66	1,05
Contamination eau des pores (mg/L - % du total)	220 – 69	11 – 98	0,05 – 1,42
Résistivité du sol (Ohm×cm)	330	6400	19,39

Le tableau 7.6 présente les éléments d'une analyse plus poussée de l'influence de la résistivité du sol sur les paramètres de traitement. Cet examen des données montre que la résistivité du sol est l'élément qui contrôle le rapport entre les paramètres de solubilisation et de transport. Plus la résistivité moyenne du sol est élevée et plus le paramètre de transport sera grand pour un même paramètre de solubilisation et vice versa.

TABLEAU 7.6 : INFLUENCE DE LA RÉSISTIVITÉ SUR LES PARAMÈTRES DE TRAITEMENT

Ratio de \bar{T}/\bar{S} pour l'essai B1	1,855
Ratio de \bar{T}/\bar{S} pour l'essai B12	24,267
Ratio des ratios \bar{T}/\bar{S} entre B12 et B1	13,08
Ratio de la résistivité moyenne (B12 et B1)	13,04

Cette conclusion obtenue à partir de résultats expérimentaux confirme que la loi de Ohm s'applique dans les sols. En effet, le paramètre de transport est lié au voltage alors que le

paramètre de solubilisation est lié au courant. La loi de Ohm (éq. 7.2) indique que c'est la résistance/résistivité d'un milieu qui contrôle le rapport entre le voltage et le courant.

Cette analyse explique pourquoi les paramètres de traitement sont différents entre les essais B1 et B12. C'est la différence dans l'évolution de la résistivité du sol, en raison du type d'acide de contrôle du pH utilisé, qui a changé l'équilibre entre les paramètres de solubilisation et de transport. La préacidification du sol influence aussi la résistivité du sol comme il a été montré à la figure 6.7.

7.2.1.2 Paramètres nécessaires au traitement

On sait que le sol d'Ascot a généralement une saturation volumétrique de 0,34 et un facteur tortuosité (τ_α^2) de 0,67. En supposant que la vitesse de migration électrique du plomb est de 2,65 cm/h pour un gradient de voltage de 1 V/cm, on peut calculer que le paramètre de transport nécessaire pour extraire les ions plomb du sol, sur une distance de 16,5 cm, devrait être de 9,3 V×h/cm. Le paramètre de transport obtenu dans l'essai B1 était de 62,6 V×h/cm (tab E.2), ce qui correspond à plus de six fois le paramètre théoriquement calculé. Dans l'essai B1, l'enlèvement du plomb a été de 96% (tab E.2) et il est peu probable qu'avec un paramètre de transport de seulement 9,3 V×h/cm on aurait pu atteindre ce taux d'extraction. Ces données indiquent que le paramètre de transport requis pour traiter le sol d'Ascot dans la cellule avec contrôle devrait se situer entre 9,3 et 65 V×h/cm. Les facteurs qui peuvent influencer le paramètre de transport requis sont l'effet ions - ions, la tortuosité, la longueur de sol et une réabsorption des contaminants. On retiendra, pour fins d'analyse, une valeur requise du paramètre de transport de 50 V×h/cm pour le sol d'Ascot (voir essai, B4 tab. 6.27).

Dans l'essai B12, 1520 des 1580 mg/kg de plomb sorbé au sol (96%) ont été solubilisés par l'application d'une charge de 18,42 kC/L. On en déduit que la charge nécessaire pour solubiliser 96% de la contamination est égale ou inférieure à 18,42 kC/L. À la section 5.3.3 l'analyse des résultats de simulation montre que le front acide traverse les 16,5 cm de la cellule avec contrôle remplie de sol d'Ascot pour une charge de 15,0 kC/L. Pour fins d'analyse et de comparaison, on retient que la valeur requise du paramètre de solubilisation est de 17,0 kC/L pour le silt d'Ascot (voir essai B8, tab. 6.27). Cette valeur du paramètre de solubilisation pour le sol d'Ascot peut être associée à une capacité tampon de 1,3 mmole H⁺/kg et à une teneur en solides volatils de 0,86%.

7.2.1.3 Influence de l'équilibre entre les paramètres de traitement

Les données du tableau 7.5 montrent que la désorption du plomb dans l'essai B12 a été de 96% pour un paramètre de solubilisation de 18,42 kC/L. On constate que la désorption du plomb dans l'essai B1 a aussi été de 96% mais pour un paramètre de solubilisation 1,83 fois plus élevé que dans l'essai B12. On explique ce même taux de désorption du plomb avec deux paramètres de solubilisation différents par l'écart entre les paramètres de transport de ces expériences. Le paramètre de transport dans l'essai B12 a été 7,14 fois plus élevé que dans l'essai B1 ce qui a permis d'atteindre 96% de désorption du plomb avec un paramètre de solubilisation égal à seulement 0,55 fois celui de l'essai B1. Encore ici on constate qu'un meilleur transport des contaminants aide à leur solubilisation.

Le tableau 7.7 présente une comparaison entre les paramètres de traitement retenus pour analyse et ceux obtenus dans les essais B1 et B12. Le ratio correspond à la valeur obtenue d'un paramètre de traitement divisée par la valeur requise. Le ratio combiné est le produit des ratios pour les deux paramètres de traitement. Ce tableau permet de constater que le traitement du sol de l'essai B1 était limité par le transport alors celui de l'essai B12 par la solubilisation. En effet, si on suppose la linéarité dans l'évolution des paramètres de traitement, on constate qu'au moment où l'essai B1 avait atteint le paramètre de solubilisation requis de 17,00 kC/L, son paramètre de transport était insuffisant parce qu'il était seulement de 31,5 $V \times h/cm$ par rapport au paramètre nécessaire de 50 $V \times h/cm$. Donc, l'essai B1 a été limité par le transport des ions solubilisés. Dans l'expérience B12, quand le paramètre de transport requis de 50 $V \times h/cm$ a été atteint, le paramètre de solubilisation était rendu à seulement 1,97 kC/L, ce qui est insuffisant pour solubiliser le plomb dans le sol d'Ascot. L'essai B12 était donc limité par la solubilisation.

TABLEAU 7.7 : ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE

	Valeur retenue	B1		B12	
		Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio
Paramètre de transport ($V \times h/cm$)	50,0	62,6	1,25	474,0	9,48
Paramètre de solubilisation (kC/L)	17,00	33,74	1,98	18,63	1,10
Ratio combiné			2,48		10,43
Énergie normalisée ($kW \times h/m^3$)			178		307

Une fois normalisé, on constate que c'est l'essai B12 qui a utilisé le plus d'énergie. Cette plus grande consommation d'énergie dans l'expérience B12 est expliquée par un débalancement des

paramètres de traitement. Dans le tableau 7.7, le plus faible ratio combiné de l'essai B1 indique que ses paramètres de traitement sont plus équilibrés que ceux de l'essai B12 par rapport aux valeurs retenues (50 V×h/cm et 17 kC/L). On attribue la plus grande consommation d'énergie dans l'essai B12 au moins bon équilibre des paramètres de traitement.

7.3 Sol #1 – Paramètres de traitement et décontamination

Quatre expériences ont été réalisées dans la cellule avec contrôle sur deux échantillons du sol #1. Les tableaux 7.8 et 7.9 résument certaines des caractéristiques importantes de ces quatre essais numérotés CC1 à CC4. Les données brutes résultant de ces tests sont présentées à l'annexe F. Plusieurs éléments relatifs à ces expériences et au sol #1 ont déjà été analysés : l'état de la contamination initiale par phases à la section 3.1.2.1, l'évolution de la mise en solution des contaminants à la section 6.3.4.1 et l'effet de la préacidification à la section 6.3.5.2.

TABLEAU 7.8 : CONDITIONS INITIALES ET ÉLÉMENTS DU TRAITEMENT (CC1 À CC4)

	CC1	CC2	CC3	CC4
Conditions initiales				
Échantillon de sol	1-a	1-a	1-b	1-b
Préacidification (mole H ⁺ /L)	Aucune	1,4	1,5	7,6
Contaminants (mg/kg)				
Cuivre	3000	2900	1100	870
Plomb	14 000	12 000	1700	1200
Zinc	1500	1500	2200	1900
Total (meq/100g)	27,6	25,3	11,8	9,7
Eau des pores (mg/L - %)				
Cuivre	0 – 0	3200 – 16	1500 – 26	1600 – 65
Plomb	0 – 0	11 000 – 13	1200 – 14	870 – 26
Zinc	0 – 0	2700 – 17	6100 – 54	4300 – 80
Total (meq/100g - %)	0 – 0	4,2 – 17	4,8 – 41	6,7 – 69
pH	7,4	4,7	5,0	4,5
Résistivité (Ohm×cm)	3310	200	167	58
Éléments du traitement				
Contrôle du pH	A. F.*	A.F*	A.A**	A.A**
Courant visé (mA)	250	250	250	250

* Acide formique 0,75 M - ** Acide acétique 0,87 M

Pour les deux échantillons de sol #1 (a et b), le tableau 7.8 montre que la préacidification du sol engendre une diminution de son pH et de sa résistivité initiale et augmente la quantité de métaux dans l'eau des pores au début du traitement. Le pourcentage de métaux dans l'eau des pores qui suit les concentrations indiquées en mg/L désigne la portion des contaminants présents dans l'eau des pores par opposition à ceux qui sont sorbés dans le sol. Ce pourcentage dépend des concentrations et de la teneur en eau du sol.

La contamination du sol #1a et #1b contient respectivement 18,4 et 7,6 fois plus d'ions à extraire que dans le sol d'Ascot contaminé avec 1500 mg/kg de plomb. Les deux échantillons de sol #1 ont une capacité tampon évaluée à 40 mmole H⁺/kg de sol sec et une teneur en solides volatils de 16% comparativement à 1,3 mmole H⁺/kg et à 0,86% pour le sol d'Ascot.

TABLEAU 7.9 : PARAMÈTRES DE TRAITEMENT ET CONDITIONS FINALES (CC1 À CC4)

	CC1	CC2	CC3	CC4
Paramètres de traitement				
Paramètre solubilisation (kC/L)	501,1	227,5	407,1	151,3
Métaux solubilisés (meq/100g)	14,9	14,1	2,6	1,9
Paramètre transport (V×h/cm)	850	486	651	34
Métaux extraits (meq/100g)	13,8	17,8	7,1	6,4
% du total	50	70	60	66
% métaux solubilisés	93	97	96	74
Résistivité moyenne (Ohm×cm)	520	430	370	50
Durée (h)	668	340	516	239
Consommation énergie (W×h/L)	3720	1895	3410	345
Consom. normalisée (MW×h/m ³)	20,92	5,42	14,81	0,69
Conditions finales				
Contamination (mg/kg - % eau)				
Cuivre	2000 – 12	1200 – 11	660 – 4	340 – 58
Plomb	5000 – 4	1700 – 4	980 – 1	460 – 71
Zinc	840 – 2	690 – 2	570 – 9	570 – 74
Total (meq/100g - % eau)	13,7 – 7	7,5 – 7	4,8 – 5	3,3 – 67
pH	3,3	3,3	2,7	3,6
Résistivité (Ohm×cm)	330	774	540	10

Le tableau 7.10 présente une analyse qui se base sur plusieurs hypothèses simples et réalisée dans le but de déterminer une valeur approximative du paramètre de solubilisation requis pour le sol #1. Dans ce tableau, la préacidification du sol pour les différents essais est transformée dans un équivalent du paramètre de transport en assumant une efficacité faradique de 50% (193 kC/mole H⁺). Cet équivalent de la préacidification est ensuite additionné au paramètre de solubilisation du traitement et une règle de trois avec le pourcentage de métaux solubilisés permet de déduire une valeur du paramètre de solubilisation requise.

Il est important de souligner que la procédure décrite ci-dessus demeure approximative pour plusieurs raisons. D'abord, la préacidification n'est pas aussi efficace que l'acidification du sol durant le traitement parce que, dans ce dernier cas, les métaux lourds sont transportés au fur et à mesure qu'ils sont solubilisés plutôt que de s'accumuler dans l'eau des pores. De plus, le paramètre de solubilisation requis n'est pas constant d'un essai à l'autre puisque la solubilisation est plus efficace quand le paramètre de transport est élevé que lorsqu'il est faible. Il faut donc considérer le résultat de cette procédure avec discernement. La valeur du paramètre de solubilisation ainsi déterminé permet toutefois d'analyser la consommation d'énergie des essais en fonction de l'équilibre qui existe entre les paramètres de traitement. L'incertitude quant à la valeur du paramètre de solubilisation utilisée ne change pas les conclusions faites sur la consommation d'énergie. La procédure permet donc de tirer des conclusions importantes et c'est pourquoi elle est réalisée.

TABLEAU 7.10 : PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS POUR LE SOL #1

	CC1	CC2	CC3	CC4
Préacidification (moles H ⁺ /L)	0,0	2,8	3,0	15,1
Équivalent de la préacidification (kC/L)	0,0	540,4	579,0	2914,3
Paramètre de solubilisation (kC/L)	501,1	227,5	407,1	151,3
Solubilisation totale (kC/L)	501,1	767,9	986,1	3065,6
Métaux solubilisés (%)	54,0	72,3	62,7	88,7
Paramètre requis pour 100% solubilisation (kC/L)	928	1062	1573	3456

La moyenne des essais CC1, CC2 et CC3 montre que le paramètre de solubilisation nécessaire pour le sol #1 est de 1200 kC/l, soit soixante-dix fois plus élevé que pour le silt d'Ascot. L'essai CC4 est exclu de la moyenne parce que la grande préacidification du sol dans cet essai

engendre un paramètre de solubilisation trop élevé par rapport aux trois autres expériences. On en déduit que la préacidification du sol de l'essai CC4 était trop importante.

Les données du tableau 7.9 confirment la conclusion faite à la section 7.2.1.1, à savoir que c'est la résistivité moyenne du sol qui contrôle l'équilibre entre les paramètres de traitement. On est aussi à même de révéifier la conclusion faite à la section 5.3.5 à l'effet que la préacidification diminue la résistivité d'un sol. En combinant ces deux conclusions, on déduit que la préacidification, en plus de désorber une certaine quantité de métaux avant le traitement, change l'équilibre entre les paramètres de traitement en faveur de la solubilisation. Cette combinaison d'effets dans le sens de la solubilisation est intéressante pour les sols très tampons où la mise en solution des contaminants peut être difficile.

Le tableau 7.9 montre également que les paramètres de transport des essais CC1, CC2 et CC3 sont de dix à dix-sept fois plus élevés que le paramètre identifié nécessaire pour le sol d'Ascot (50 V×h/cm). On constate pour ces trois expériences que le pourcentage d'enlèvement des métaux solubilisés est plus grand que 93%, ce qui indique que les métaux désorbés ont été efficacement transportés hors du sol. À la fin des essais CC1, CC2 et CC3, moins de 10% de la contamination résiduelle a été retracée dans l'eau des pores. Ces résultats indiquent que ces expériences étaient limitées par la désorption des métaux lourds plutôt que par leur extraction.

Seul l'essai CC4 a eu un paramètre de transport insuffisant de 34 V×h/cm et dans ce cas, uniquement 74% des métaux solubilisés ont été extraits. 67% de la contamination finale a été retracé dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC4. Cette expérience est la seule dont le traitement est limité par le transport plutôt que par la solubilisation des métaux. Cette limitation est due à une préacidification trop élevée qui a déséquilibré les paramètres de traitement en faveur de la solubilisation. Il est concevable qu'un traitement avec un paramètre de transport deux fois plus grand que celui de l'essai CC4 aurait permis d'atteindre un taux d'extraction avoisinant les 90%. On en déduit que le paramètre de transport nécessaire pour le sol #1 est de 70 V×h/cm.

En termes d'énergie, le tableau 7.9 permet de constater que la préacidification est une pratique avantageuse pour le sol #1. Pour les deux échantillons de sol (a et b), la préacidification a permis d'extraire une plus grande quantité de métaux lourds avec une quantité d'énergie moins élevée. De plus, le tableau 7.11 montre, à travers le ratio combiné, que les expériences avec un

meilleur équilibre entre les paramètres de traitement obtenus et ceux requis (1200 kC/L et 70 V×h/cm) ont une consommation d'énergie moins élevée. On conclut donc que c'est la pré-acidification du sol #1 qui a engendré un meilleur équilibre entre les paramètres de traitement, ce qui a permis de diminuer la consommation d'énergie.

TABLEAU 7.11 : ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE

Paramètres & ratio	CC1		CC2		CC3		CC4	
	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio
Transport (V×h/cm)	850	12,1	486	6,9	651	9,3	34	0,5
Solubilisation (kC/L)	501,1	0,42	227,5	0,19	407,1	0,34	254,3	0,21
Ratio combiné		5,08		1,31		3,16		0,11
Énergie (MW×h/m ³)		20,92		5,42		14,81		0,69

Aucune des quatre expériences réalisées sur le sol #1 n'a donné des résultats exceptionnels. Les extractions séquentielles sélectives (section 6.3.4.1 – tableau 6.10) réalisées sur le sol #1a situé près de l'anode à la fin de l'essai CC1 montrent, en considérant les métaux des phases matière organique et résiduelle, qu'il y a 4,0 meq/100g de contaminants qui ne peuvent être solubilisés dans le sol #1a même à un pH de 2,8. Ces métaux sont considérés nondésorbables parce qu'ils proviennent du côté anodique de la cellule de traitement où la quantité d'acidification a été importante et où la migration électrique a été plus que suffisante pour transporter les contaminants désorbés. Le tableau 7.12 résume les valeurs de cette contamination considérée insoluble par rapport aux critères du MENVIQ. On constate que même avec le meilleur traitement possible, le sol #1a demeurerait contaminé au-delà du critère C du MENVIQ.

TABLEAU 7.12 : CONTAMINATION CONSIDÉRÉE NONDÉSORBABLE DANS LE SOL #1a

Contaminant	Total des phases matière organique & résiduelle	Critère du MENVIQ
Cuivre	630 mg/kg	> C
Plomb	500 mg/kg	= B
Zinc	490 mg/kg	Entre A et B

7.4 Sol #2 – Paramètres de traitement et décontamination

Trois expériences ont été réalisées dans la cellule avec contrôle sur deux échantillons du sol #2. Les tableaux 7.13 et 7.14 résument certaines des caractéristiques importantes de ces trois essais numérotés CC5 à CC7. Les données brutes de ces tests sont présentées à l'annexe F. Certains éléments relatifs à ces essais et au sol #2 ont déjà été analysés : l'état de la contamination initiale par phases à la section 3.1.2.2, l'évolution de la mise en solution des contaminants à la section 6.3.4.2 et l'effet de la précipitation à la section 6.3.5.3.

Les sols #2a et #2b contiennent respectivement 8,7 et 14,0 fois plus d'ions à extraire que dans le sol d'Ascot contaminé avec 1500 mg/kg de plomb. Les deux échantillons de sol #2 ont une capacité tampon évaluée à 50 mmole H⁺/kg de sol sec et une teneur en solides volatils de 5%. Il faut noter que les minéraux argileux ont une certaine tendance à retenir de l'eau adsorbée même après un séchage à 105°C, ce qui fausse la teneur en solides volatils. En effet, cette eau adsorbée est relâchée durant le brûlage à 550°C et elle augmente la teneur apparente en solides volatils.

TABLEAU 7.13 : CONDITIONS INITIALES ET ÉLÉMENTS DU TRAITEMENT (CC5 À CC7)

	CC5	CC6	CC7
Conditions initiales			
Échantillon de sol	2-a	2-a	2-b
Préacidification (mole H ⁺ /L)	Aucune	Aucune	3,0
Plomb (mg/kg)	13 000	13 000	21 000
Pb eau des pores (mg/L - %)	N/d – N/d	N/d – N/d	5700 – 13
pH	7,2	7,2	4,3
Résistivité (Ohm×cm)	1910	1970	220
Éléments du traitement			
Contrôle du pH	A. A.*	A.A*- Ammonium**	A.A*
Courant visé (mA)	250	250	250

* Acide acétique 0,87 M

** Acétate d'ammonium à l'anode 1,0 M

On constate que la précipitation du sol #2b a pour effet de faire passer son pH de 7,2 à 4,3 et aussi de diminuer sa résistivité. Les expériences CC5 et CC6 ont été réalisées sur le sol #2a sans précipitation et l'essai CC6 visait à évaluer l'efficacité de l'acétate d'ammonium placé dans le réservoir anodique pour aider à la solubilisation du plomb.

TABLEAU 7.14 : PARAMÈTRES DE TRAITEMENT ET CONDITIONS FINALES (CC5 À CC7)

	CC5	CC6	CC7
Paramètres de traitement			
Paramètre solubilisation (kC/L)	238,1	175,8	427,9
Plomb solubilisé (mg/kg)	≥ 5700	≥ 2000	≥ 19 800
Paramètre transport (V×h/cm)	1021	243	552
Plomb extrait (mg/kg)	5700	2000	19 800
% du total	44	15	94
Résistivité moyenne (Ohm×cm)	1030	440	260
Durée (h)	455	269	599
Consommation énergie (W×h/L)	2898	1189	2398
Consom. normalisée (MW×h/m ³)	11,10	2,69	12,09
Conditions finales			
Plomb (mg/kg)	7300	11 000	1200
pH	3,9	5,1	3,5
Résistivité (Ohm×cm)	1410	430	410

Le tableau 7.15 présente les calculs réalisés pour déterminer une valeur approximative du paramètre de solubilisation requis pour le sol #2. La préacidification est transformée dans un équivalent du paramètre de transport en assumant une efficacité faradique de 50% (193 kC/mole H⁺). La quantité de métaux désorbés est considérée égale au taux d'extraction parce qu'il n'y a pas de donnée disponible sur le plomb présent dans l'eau des pores du sol #2. La moyenne des essais CC5, CC6 et CC7 montre que le paramètre de solubilisation nécessaire pour le sol #2 est de 930 kC/L. Le paramètre de transport élevé de l'essai CC5 a certainement joué un rôle dans l'obtention d'une solubilisation de 45% du plomb avec seulement 238,1 kC/L.

TABLEAU 7.15 : PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS POUR LE SOL #2

	CC5	CC6	CC7
Préacidification (moles H ⁺ /L)	0,0	0,0	3,0
Équivalent de la préacidification (kC/L)	0,0	0,0	579,0
Paramètre de solubilisation (kC/L)	238,1	175,8	427,9
Solubilisation totale (kC/L)	238,1	175,8	1006,9
Métaux désorbés (%)	≥43,8	≥15,4	≥94,4
Paramètre solubilisation requis (kC/L)	541	1172	1071

Globalement, on observe que la désorption/extraction du plomb est plus grande quand le paramètre de désorption est plus élevé. Cette observation indique que le traitement du sol #2 est limité par la désorption plutôt que le transport des contaminants. Le meilleur résultat de décontamination de l'expérience CC7 est essentiellement dû au paramètre de solubilisation plus élevé durant le traitement.

Les résultats des essais CC5, CC6 et CC7 ne permettent pas de déterminer le paramètre de transport nécessaire pour le sol #2. Pour fins d'analyse énergétique, le paramètre de transport identifié pour le sol #1 ($70 \text{ V}\times\text{h}/\text{cm}$) est retenu.

En termes d'énergie, le tableau 7.14 permet de constater que c'est l'essai CC7, préacidifié, qui a permis d'obtenir le meilleur taux d'extraction par $\text{MW}\times\text{h}/\text{m}^3$. Le tableau 7.16 présente l'effet de l'équilibre entre les paramètres de traitement requis ($930 \text{ kC}/\text{L}$ et $70 \text{ V}\times\text{h}/\text{cm}$) et ceux obtenus sur la consommation d'énergie. Ce tableau montre que les expériences CC5 et CC7 avec des paramètres de traitement inégaux mais un ratio combiné presque identique engendrent pratiquement la même consommation d'énergie normalisée. La combinaison des paramètres de traitement de l'essai CC7 a toutefois permis d'obtenir un meilleur taux d'extraction du plomb par rapport à l'expérience CC5. Le paramètre de transport 1,85 fois plus élevé dans l'essai CC5 par rapport à l'expérience CC7 compense le paramètre de solubilisation 1,82 fois moins élevée ce qui engendre une même consommation d'énergie dans les deux cas. Toutefois, le paramètre de solubilisation de l'essai CC5 est le facteur qui a limité le traitement et l'énergie consommée pour obtenir un paramètre de transport élevé n'a pas été efficace. Il découle de cette observation que l'optimisation de la décontamination électrocinétique des sols en termes d'extraction des métaux et de consommation d'énergie exige que les deux paramètres de traitement doivent simultanément atteindre le minimum requis.

TABLEAU 7.16 : ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE

Paramètres & ratio	CC5		CC6		CC7	
	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio
Transport ($\text{V}\times\text{h}/\text{cm}$)	1021	14,6	243	3,4	552	7,9
Solubilisation (kC/L)	238,1	0,26	175,8	0,19	427,9	0,46
Ratio combiné		3,80		0,65		3,63
Énergie ($\text{MW}\times\text{h}/\text{m}^3$)		11,10		2,69		12,09

Les résultats des expériences réalisées sur le sol #2 sont les meilleurs obtenus sur un sol industriel. L'essai CC7 a extrait 94% des 21 000 mg/kg de plomb contenu dans le sol #2b. Les extractions séquentielles sélectives (section 6.3.4.2 – tableau 6.11) réalisées sur le sol #2a situé près de l'anode à la fin de l'essai CC5 montrent qu'il y a seulement 40 mg/kg de plomb qui ne peut être solubilisé. C'est donc dire qu'il est théoriquement possible d'extraire 99,7% du plomb du sol #2a, ce qui ramènerait la contamination finale sous le critère A du MENVIQ. Toutefois, dans tous les essais réalisés sur le sol #2, c'est la solubilisation du plomb qui a limité le traitement et, dans aucun cas, les paramètres étaient suffisamment équilibrés pour permettre un traitement optimum. La préacidification du sol pour l'expérience CC7 a engendré un meilleur équilibre des paramètres de traitement, ce qui a diminué le coût de décontamination. Les taux d'extraction encourageants combinés au fait que le sol #2 est contaminé seulement par du plomb ont stimulé l'utilisation du modèle numérique pour extrapoler les résultats obtenus. Ces résultats de simulation seront présentés après l'analyse des essais sur le sol #3.

7.5 Sol #3 – Paramètres de traitement et décontamination

Cinq expériences ont été réalisées dans la cellule avec contrôle sur deux échantillons du sol #3. Les tableaux 7.17 et 7.18 résument certaines des caractéristiques importantes de ces cinq essais numérotés CC8 à CC12. Les données brutes de ces tests sont présentées à l'annexe F. Certains éléments relatifs à ces essais et au sol #3 ont déjà été analysés : l'état de la contamination initiale par phases à la section 3.1.2.3, l'évolution de la mise en solution des contaminants à la section 6.3.4.3 et l'effet de la préacidification à la section 6.3.5.4.

Le sol #3 contient la plus grande charge de métaux lourds des sols industriels (#1, #2, #3 et #6) présentés et la contamination des échantillons #3a et #3b correspond respectivement à 445 et 40 fois plus d'ions à extraire que dans le sol d'Ascot contaminé avec 1500 mg/kg de plomb. Un peu plus de 20% de la masse sèche de l'échantillon #3a est constitué de métaux lourds. Les deux échantillons de sol #3 ont une capacité tampon évaluée à 24 mmole H⁺/kg de sol sec et une teneur en solides volatils de 24%. Une certaine partie de la matière organique contenue dans le sol #3 peut être directement observée sous forme de charbon et de débris de bois.

TABLEAU 7.17 : CONDITIONS INITIALES ET ÉLÉMENTS DU TRAITEMENT (CC8 À CC12)

	CC8	CC9	CC10	CC11	CC12
Conditions initiales					15% d'H ₂ O ₂
Échantillon de sol	3-a	3-b	3-b	3-b	3-b
Préacidification (mole H ⁺ /L)	0,5	Aucune	0,5	3,2	1,5
Contaminants (mg/kg)					
Cadmium	1200	69	63	61	61
Cuivre	9000	8900	8300	8300	8900
Plomb	2300	500	520	430	450
Zinc	200 000	10 000	10 000	10 000	11 000
Total (meq/100g)	644,7	59,2	57,4	57,3	62,2
Eau des pores (mg/L - %)					
Cadmium	410 - 8	26 - 10	92 - 38	220 - 100	270 - 92
Cuivre	1300 - 3	150 - 0	5800 - 18	19 000 - 68	22 000 - 51
Plomb	29 - 0	4 - 0	6 - 0	710 - 49	540 - 25
Zinc	94 000 -11	7800 - 20	18 000 - 46	41 000-100	46 000 - 87
Total (meq/100g - %)	68,3 -11	6,1 - 10	18,8- 33	48,7 -85	43,8 -70
pH	5,3	5,3	5,7	5,4	4,0
Résistivité (Ohm×cm)	225	720	480	51	86
Éléments du traitement				HNO ₃ anode**	HCl 0,01M anode
Contrôle du pH	A. A.*	A.A*	A.A*	A.A*	HCl recirculé
Courant visé (mA)	250	250	250	250	250

* Acide acétique 0,87 M

** Acide nitrique 8,0 M à l'anode

De l'acide nitrique 8,0 M a été placé dans le réservoir anodique de l'essai CC11 dans le but d'aider à l'acidification du sol. Le sol de l'expérience CC12 a été préacidifié avec 1,5 moles de H⁺ par litre de sol et aussi avec 0,04 mole par litre de peroxyde pour aider à libérer les métaux lourds retenus par la matière organique. Le contrôle du pH dans l'essai CC12 a été réalisé par de l'acide chlorhydrique recirculé et reconditionné.

TABLEAU 7.18 : PARAMÈTRES DE TRAITEMENT ET CONDITIONS FINALES (CC8 À CC12)

	CC8	CC9	CC10	CC11	CC12
Paramètres de traitement					
Paramètre solubilisation (kC/L)	184,1	228,3	361,3	466,2	470,0
Métaux solubilisés (meq/100g)	33,3	22,6	12,9	1,1	-6,88
Paramètre transport (V×h/cm)	397	872	1371	1628	184
Métaux extraits (meq/100g)	92,5	24,9	31,2	48,1	37,6
% du total	14	42	54	84	60
% métaux solubilisés	91	87	98	97	98
Résistivité moy. (Ohm×cm)	490	790	840	750	85
Durée (h)	303	335	527	730	653
Consommation énergie (W×h/L)	1381	2822	4395	5285	1320
Cons. normalisée (MW×h/m ³)	3,52	7,95	19,52	32,44	7,26
Conditions finales					
Contamination (mg/kg - % eau)					
Cadmium	1100 - 2	31 - 20	16 - 1	4 - 3	12 - 2
Cuivre	8600 - 1	7900 - 13	5200 - 3	2500 - 7	5800 - 4
Plomb	2300 - 1	490 - 1	520 - 0	420 - 2	350 - 2
Zinc	170000 - 2	2900 - 8	3000 - 1	290 - 9	2000 - 1
Total (meq/100g - % eau)	551,5 - 2	34,3 - 12	26,1 - 2	9,2 - 7	24,7 - 3
pH	3,6	3,7	3,1	2,1	3,0
Résistivité (Ohm×cm)	580	620	1900	1530	56

Le tableau 7.19 présente les calculs réalisés pour déterminer une valeur approximative du paramètre de solubilisation requis pour le sol #3. La préacidification est transformée dans un équivalent du paramètre de transport en assumant une efficacité faradique de 50% (193 kC/mole H⁺). L'essai CC8 indique que le paramètre de solubilisation nécessaire dans le sol #3a est de 1780 kC/L et qu'il est de 960 kC/L pour le sol #3b comme le montre la moyenne obtenue à partir des résultats des expériences CC9, CC10, CC11 et CC12.

TABLEAU 7.19 : PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS POUR LE SOL #3

	CC8	CC9	CC10	CC11	CC12
Préacidification (moies H ⁺ /L)	0,5	0,0	0,5	3,2	1,5
Équivalent préacidification (kC/L)	96,5	0,0	96,5	617,6	289,5
Paramètre de solubilisation (kC/L)	184,1	228,3	361,3	466,2	470,0
Solubilisation totale (kC/L)	289,6	228,3	457,8	1083,8	759,5
Métaux solubilisés (%)	15,8	42,5	55,2	86,9	59,4
Paramètre requis (kC/L)	1776	471	829	1247	1279

Le tableau 7.17 montre que pour tous les essais réalisés sur le sol #3, plus de 90% de la contamination solubilisée a été extraite. Cette constatation implique que les traitements CC8 à CC12 étaient limités par la solubilisation et non pas par le transport des métaux lourds. Le meilleur résultat en termes de décontamination du sol provient de l'expérience CC11 et c'est également dans cet essai que le paramètre de solubilisation a été le plus élevé. Le pré-traitement du sol avec du peroxyde avant l'essai CC12 montre initialement une certaine efficacité mais une partie des métaux lourds désorbés lors du prétraitement a été réadsorbé durant le traitement.

Les paramètres de transport appliqués au sol #3 durant les essais ont été suffisants pour extraire entre 87 et 98% des métaux solubilisés. C'est dans l'essai CC12 que le plus faible paramètre de traitement a été appliqué avec une valeur de 184 V×h/cm. Dans ce cas particulier, 98% de la contamination solubilisée a été extraite du sol ce qui indique que le paramètre de transport requis doit avoir une valeur de moins de 184 V×h/cm. Pour fins d'analyse énergétique, la même valeur que pour le sol #1 sera retenue soit 70 V×h/cm.

Le tableau 7.20 présente l'effet de l'équilibre entre les paramètres de traitement requis (1780 kC/L #3a, 960 kC/L #3b et 70 V×h/cm) et ceux obtenus sur la consommation d'énergie. Les résultats de décontamination du sol #3 montrent que la consommation d'énergie normalisée est plus grande dans les essais où le ratio combiné est plus important.

TABLEAU 7.20 : ÉQUILIBRE ENTRE LES PARAMÈTRES ET CONSOMMATION D'ÉNERGIE

Paramètres & ratio	CC8		CC9		CC10		CC11		CC12	
	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio	Obtenu	Ratio
Transport (V×h/cm)	400	5,7	872	12,5	1370	19,6	1640	23,4	184	2,6
Solubilisation (kC/L)	184,1	0,10	228,3	0,24	361,3	0,38	466,2	0,49	470,0	0,49
Ratio combiné		0,57		3,00		7,45		11,47		1,27
Énergie (MW×h/m ³)		3,52		7,95		19,52		32,44		7,26

Aucune des cinq expériences réalisées sur le sol #3 n'a donné de bons résultats. Dans tous les cas, la décontamination a été limitée par la solubilisation des métaux lourds. De plus, les extractions séquentielles sélectives (section 6.3.4.3 — tableau 6.12) réalisées sur le sol #3b situé près de l'anode à la fin de l'essai CC9 montrent, en considérant les métaux des phases matière organique et résiduelle comme insoluble, qu'il y a 20,0 meq/100g de contaminants qui ne peuvent être solubilisés dans le sol #3b à un pH de 1,4. Le tableau 7.21 résume les valeurs de cette contamination considérée insoluble par rapport aux critères du MENVIQ. Comme pour le sol #1, les métaux lourds considérés comme nondésorbables font en sorte que même avec le meilleur traitement possible, le sol #3 demeurerait contaminé au-delà du critère C du MENVIQ.

TABLEAU 7.21 : CONTAMINATION CONSIDÉRÉE NONDÉSORBABLE DANS LE SOL #3

Contaminant	Total phases matière organique & résiduelle (mg/kg)	Critère du MENVIQ
Cuivre	4200	>C
Plomb	400	Entre A et B
Zinc	2100	>C

7.6 Simulation sur le sol #2

7.6.1 Calibrage du modèle

La figure 7.3 présente l'évolution du profil de la contamination dans une simulation réalisée dans le but de reproduire l'essai CC5. Dans cette figure, chaque courbe représente le profil de concentration en plomb pour chaque 5% d'avancement dans le temps. La simulation voulait reproduire l'expérience CC5 qui a duré 454,5 heures et dans laquelle le courant est passé de 125 à 250 mA après 294,2 heures de traitement. La figure 7.3 montre bien que le front de décontamination change de vitesse durant la simulation.

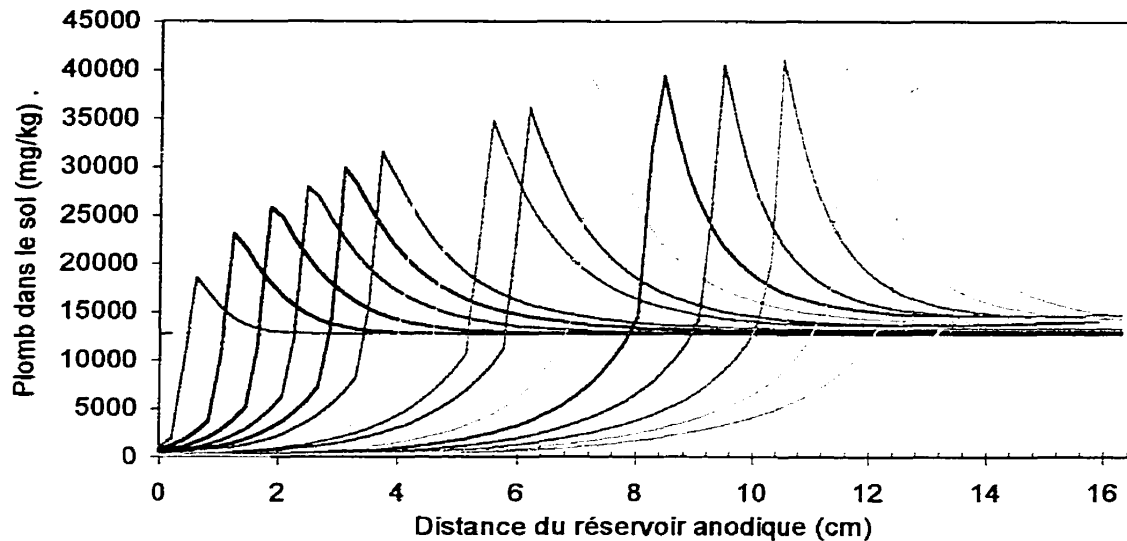


Figure 7.3 : Évolution simulée du profil de la concentration en plomb durant l'essai CC5

Le contrôle du pH à la cathode dans l'essai CC5 a été simulé avec un acide fort alors que dans l'expérience CC5 le pH était contrôlé par de l'acide acétique. C'est parce que les calculs liés à l'équilibre d'un acide faible rendent la simulation trop lourde qu'un acide fort a été utilisé. La simulation avec un acide fort plutôt que faible est considérée valable parce que c'est la désorption des métaux qui contrôle le traitement dans les essais simulés et donc l'effet de la conductivité différente perd son importance.

L'effet bénéfique d'un paramètre de transport plus élevé sur la solubilisation du plomb lorsqu'un acide faible est utilisé pour contrôler le pH par rapport à un acide fort, est intégré au modèle à même le calibrage réalisé avec l'expérience CC5. Il faut donc garder en tête que dans la réalité, la décontamination du sol #2 avec un contrôle du pH par un acide fort nécessiterait probablement plus de charge que ce que donne le résultat des simulations.

Le seul élément retenu pour calibrer le modèle dans le cas de l'expérience CC5 a été le profil de contamination à la fin du traitement. La capacité tampon du sol a été ajustée par essai - erreur jusqu'à l'obtention du profil en plomb désiré à la fin du traitement en modifiant la quantité d'ions A^+ initialement sorbés au sol. Le modèle a aussi été modifié pour tenir compte que la saturation volumétrique et la tortuosité du sol #2 sont de 0,50 et de 0,90 respectivement comparativement à 0,34 et 0,66 pour le silt d'Ascot. La figure 7.4 présente une comparaison des profils finaux de la contamination en plomb expérimental et simulé pour le test CC5.

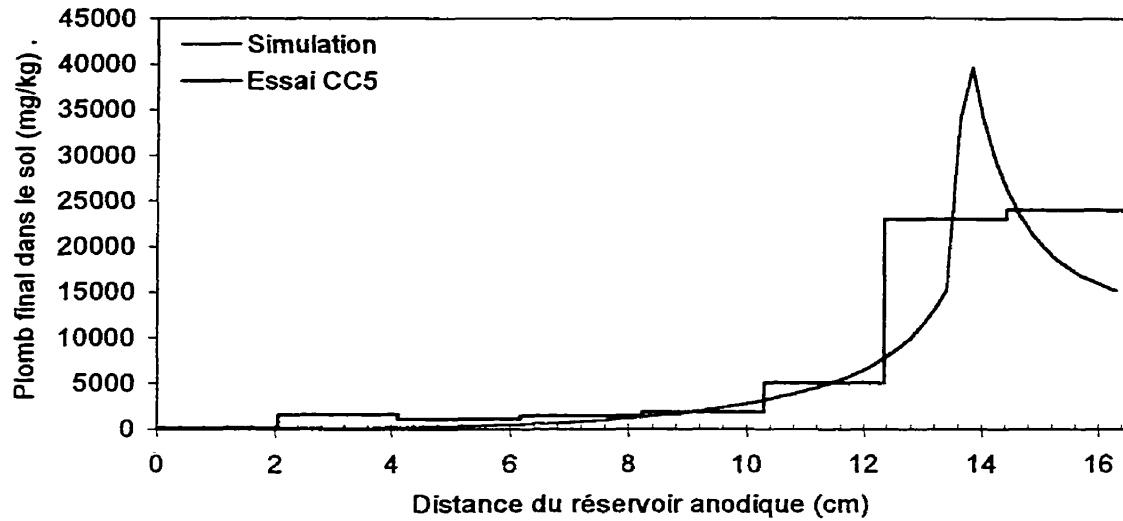


Figure 7.4 : Comparaison du profil final en plomb simulé et expérimental à la fin de l'essai CC5

La figure 7.5 présente la comparaison du profil de concentration expérimental et simulé pour l'expérience CC6. La simulation de l'essai CC6 est basée sur les mêmes éléments de calibrage obtenus de l'essai CC5. La simulation ne tient toutefois pas compte de la présence d'ammonium dans le réservoir de l'anode alors que dans l'expérience CC6, la solution anodique en contenait 1 molaire. La figure 7.5 montre une bonne corrélation entre le profil final de l'essai CC6 et celui simulé, ce qui confirme le calibrage du modèle fait avec l'expérience CC5. De plus, ce résultat indique que la présence d'acétate d'ammonium n'aurait pas d'effet significatif sur la solubilisation du plomb. Le front acide est l'élément responsable de la solubilisation du plomb.

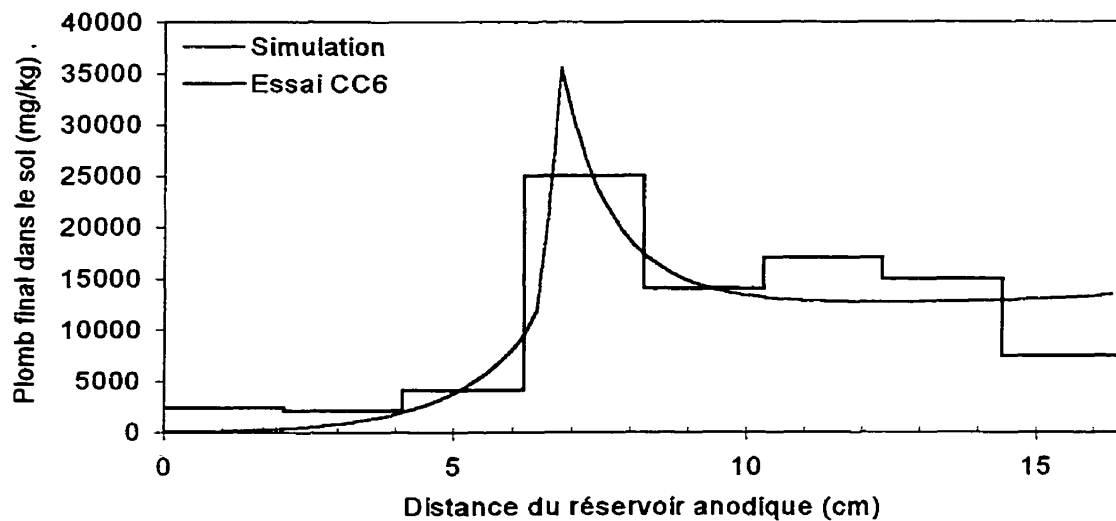


Figure 7.5 : Comparaison du profil final en plomb simulé et expérimental à la fin de l'essai CC6

7.6.2 Simulation de l'effet de la préacidification

Le modèle calibré sur l'essai CC5 et validé sur l'expérience CC6 a été utilisé pour extrapoler les résultats de décontamination du sol #2. Onze simulations ont été réalisées en changeant les conditions initiales du sol pour imiter une préacidification du sol qui a varié de 0,00 à 2,00 moles de H^+ par litre de sol (traitement ex-situ). Le critère d'arrêt de ces simulations sur le sol #2 a été l'atteinte d'un taux d'enlèvement du plomb de 95%. La figure 7.6 présente l'énergie standardisée nécessaire pour extraire 95% du plomb contenu dans le sol #2a en fonction de la pré-acidification du sol.

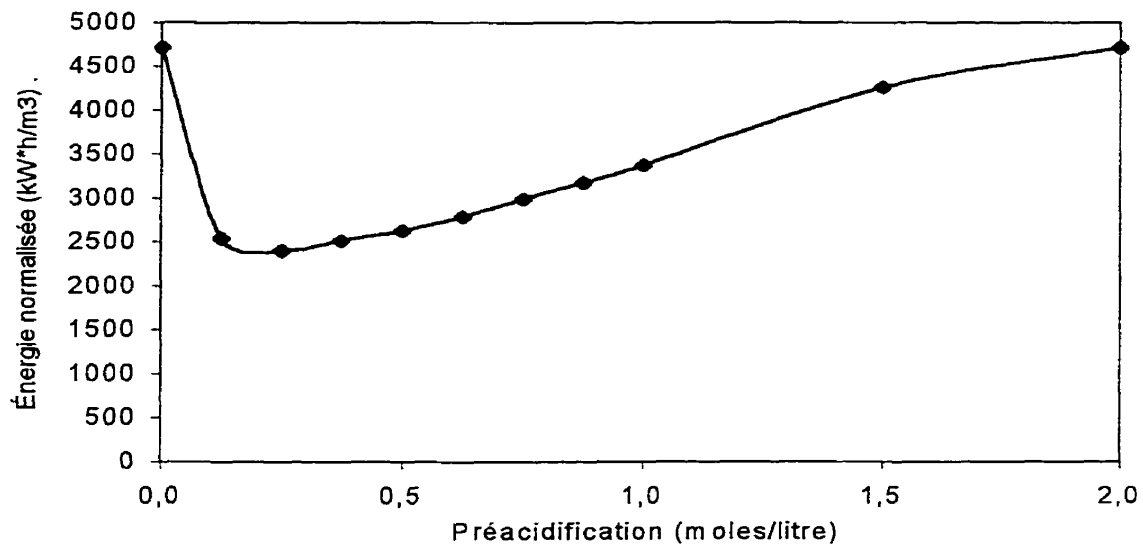


Figure 7.6 : Énergie consommée pour extraire 95% du plomb en fonction de la préacidification

La figure 7.6 montre que la préacidification du sol peut diminuer la consommation d'énergie si elle est bien dosée. Selon le modèle MiDi, la préacidification optimale du sol #2 serait de 0,25 mole de H^+ par litre de sol. Ainsi, les coûts liés à l'excavation, au transport et à la préacidification du sol peuvent être plus ou moins compensés par une diminution des coûts d'énergie engendrée par le prétraitement du sol. Le tableau 7.22 présente les paramètres de traitement à la fin des essais simulés avec 0,00, 0,25 et 1,50 moles de H^+ /litre de préacidification.

TABLEAU 7.22 : PARAMÈTRE DE TRAITEMENT POUR 95% D'EXTRACTION EN FONCTION DE LA PRÉACIDIFICATION

Préacidification (moles de H^+ /litre)	\bar{S} (kC/L)	\bar{T} (V×h/cm)
0,00	455	228,4
0,25	482	34,9
1,50	727	14,5

La valeur minimale du paramètre de solubilisation de 455 kC/L a été obtenue dans l'essai sans préacidification où la désorption contrôlait le traitement. La plus faible valeur du paramètre de transport de 14,5 V×h/cm provient de l'essai préacidifié avec 1,5 moles de H⁺/litre où c'est le transport qui a limité le traitement. Cette valeur de 14,5 V×h/cm est consistante avec une vitesse du plomb de 2,65 cm/h dans un champ électrique de 1 V/cm, une tortuosité de 0,65 et une longueur de sol de 16,5 cm. Il est intéressant de constater que le paramètre de transport à l'optimum correspond (34,9 V×h/cm) à 2,4 fois le paramètre théoriquement calculé (14,5 V×h/cm). Les figures 7.7 et 7.8 présentent l'évolution de la décontamination du sol en fonction des paramètres de traitement.

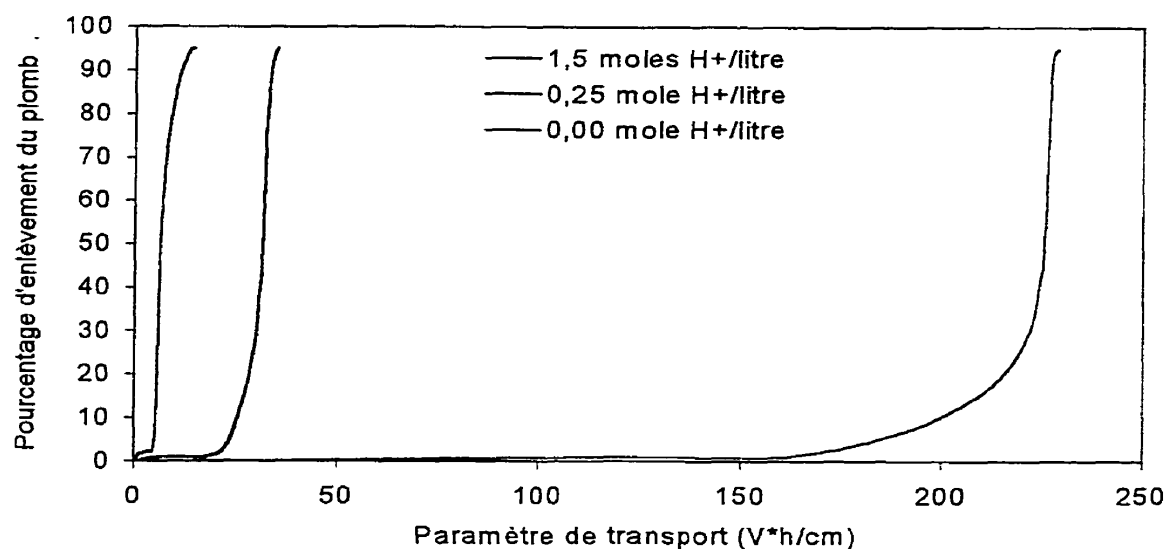


Figure 7.7 : Évolution de l'enlèvement du plomb en fonction de \bar{T}

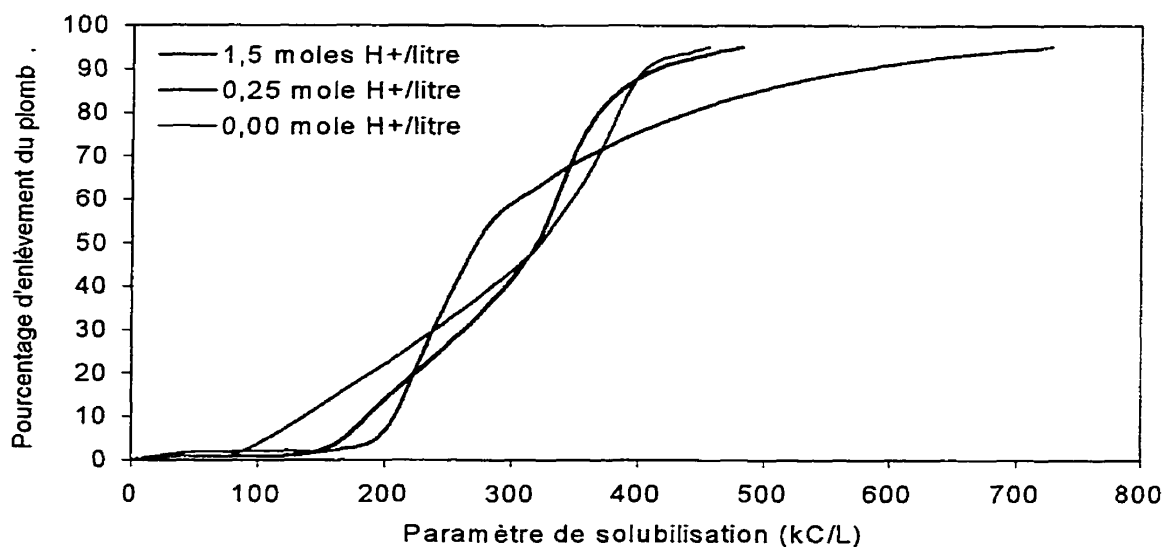


Figure 7.8 : Évolution de l'enlèvement du plomb en fonction de \bar{S}

Ce que l'on peut tirer des figures 7.6 à 7.8 et du tableau 7.21 c'est que le traitement optimal est obtenu quand les deux paramètres de traitement requis pour traiter le sol sont atteints simultanément. La préacidification, qui contrôle la résistivité du sol et par conséquent l'équilibre entre les paramètres de traitement, est l'élément qui permet d'obtenir un traitement optimum. Avec une préacidification plus faible qu'à l'optimum, le traitement devient limité par la solubilisation, ce qui peut être observé sur la figure 7.7 où l'on constate que l'extraction commence seulement après 150 V×h/cm. Dans ce cas, la quantité d'ions H⁺ produits à l'anode est insuffisante pour solubiliser les métaux lourds et le voltage appliqué au sol est inefficace parce que les contaminants sont encore sorbés. Avec une préacidification trop forte, la décontamination du sol est restreinte par le transport des contaminants ce qui peut être observé sur la figure 7.7 où l'on constate que l'extraction commence avec un faible paramètre de transport. Dans ces deux cas, le traitement n'est pas optimal, ce qui engendre une consommation d'énergie plus élevée.

Les données de l'ensemble des modélisations qui ont permis de produire les figures 7.6 à 7.8 peuvent ne pas reproduire exactement ce que serait la réalité pour le sol #2. Il reste que le modèle démontre qu'un traitement optimisé est obtenu quand les deux paramètres de traitement atteignent la valeur requise simultanément et que l'atteinte de ce point optimum dépend essentiellement de trouver la bonne préacidification. Cette conclusion obtenue à partir de simulations est cohérente avec les résultats expérimentaux présentés.

7.7 Conclusions

La vitesse de décontamination et la distance interélectrode influencent la quantité d'énergie nécessaire pour traiter un sol par électrocinétique. Le besoin énergétique est proportionnel à la vitesse de traitement et à la distance entre les électrodes. Les consommations énergétiques résultant de divers traitements doivent être exprimées en fonction de ces deux facteurs pour pouvoir être comparées entre elles.

Pour obtenir un bon traitement en termes d'enlèvement des métaux lourds, les deux critères de décontamination (\bar{S} et \bar{T}) doivent être atteints. Ainsi, la charge circulée dans le sol doit être suffisante pour engendrer la solubilisation des métaux lourds et le voltage appliqué doit permettre d'extraire ces derniers principalement par migration électrique. Un traitement efficace en termes de consommation d'énergie est obtenu quand le ratio combiné des paramètres de traitement est faible. Pour qu'un traitement soit efficace en termes d'enlèvement des métaux lourds et de

consommation d'énergie, il faut donc que les deux critères (\bar{S} et \bar{T}) de traitement soient atteints simultanément.

La résistivité du sol est le facteur qui détermine l'équilibre entre les paramètres de traitement. Les éléments qui ont un impact sur la résistivité du sol et qui peuvent être contrôlés pour atteindre simultanément les deux paramètres de traitement sont la préacidification du sol et le type d'acide de contrôle du pH à la cathode. La préacidification du sol a pour effet de changer l'équilibre entre les paramètres de traitement en faveur de la solubilisation. L'utilisation d'un acide faible pour le contrôle du pH par rapport à un acide fort favorise le paramètre de transport. Dans les sols industriels, c'est la solubilisation des métaux lourds qui limite le traitement, ce qui demande une préacidification et un contrôle du pH par un acide fort pour obtenir un traitement optimal.

Le paramètre de transport nécessaire ne varie pas beaucoup d'un sol à un autre. Pour une longueur de sol de 16,5 cm, le paramètre de transport requis est de 35 à 70 $V \times h/cm$. Le modèle indique que le paramètre de transport à l'optimum correspond à 2,4 fois le paramètre théoriquement calculé. Enfin, la valeur du paramètre de transport doit être modifiée en fonction de la longueur de sol à traiter.

Le paramètre de solubilisation requis pour désorber les contaminants varie de deux ordre de grandeur entre le sol d'Ascot (17 kC/L) et le sol #3b (1780 kC/L). Le tableau 7.23 présente les éléments qui influencent le paramètre de solubilisation requis. La colonne combinaison présente simplement le produit de la capacité tampon par les solides volatils. C'est cette combinaison qui semble déterminer la valeur du paramètre de solubilisation nécessaire.

TABLEAU 7.23 : FACTEURS INFLUENÇANT LE PARAMÈTRE DE SOLUBILISATION REQUIS

Sols	Capacité tampon (mmole H ⁺ /kg)	Solides volatils (%)	Combinaison	Paramètre solubilisation (kC/L)
Ascot	1,3	0,86	1,12	17
#1	40	16	640	1200
#2	50	≤ 5	250	930
#3	24	24	576	960 – 1780

Enfin, le tableau 7.24 présente la quantité de métaux lourds considérés nondésorbables dans les sols d'Ascot, #1, #2 et #3 avec les teneurs en solides volatils respectives. Ces métaux

lourds sont considérés nondésorbables parce qu'ils proviennent des phases matières organique et résiduelle de sols traités et prélevés du côté anodique de la cellule de traitement où la quantité d'acidification a été importante et où la migration électrique a été plus que suffisante pour transporter les contaminants désorbés. Le tableau 7.24 indique que la teneur en solides volatils est un bon indicateur de la quantité de métaux lourds qui ne peuvent être extraits du sol parce que liés à la matière organique ou à la matrice du sol. Ces métaux lourds sont cependant si fortement liés au sol qu'il y a lieu de se demander s'ils représentent vraiment un danger pour l'environnement.

TABLEAU 7.24 : FACTEURS INFLUENÇANT LA QUANTITÉ DE MÉTAUX NONDÉSORBABLES

Sol	Solides volatils (%)	Métaux nondésorbables (meq/100g) Liés aux phases matière organique et résiduelle
Ascot	0,86	0,05 – 0,10
#1	16	4,00
#2	≤ 5	0,04
#3	24	19,88

8. TRAITEMENT DU SOL EN COUCHE MINCE

8.1 Objectifs visés

L'analyse des résultats de décontamination dans la cellule avec contrôle montre que la consommation d'énergie normalisée est de $180 \text{ kW}\times\text{h}/\text{m}^3$ pour le silt d'Ascot contaminé avec $1500 \text{ mg}/\text{kg}$ de plomb et d'environ $2,5 \text{ MW}\times\text{h}/\text{m}^3$ pour un traitement optimum sur le sol #2 (simulation). En supposant une valeur conservatrice pour le prix de l'énergie électrique de $0,10 \text{ \$ le kW}\times\text{h}$, on calcule que le coût lié à la consommation d'énergie pour traiter un mètre cube de sol #2 avec une distance interélectrode d'un mètre et un temps de décontamination de 720 heures serait de 250 \$. Ce coût doit être comparé à celui de l'enfouissement dans des cellules à haute sécurité qui varie de 250 à $500 \text{ \$/m}^3$ en fonction de la contamination du sol. Quand on ajoute le prix des équipements, celui des acides de contrôle du pH et de la main d'œuvre, le traitement électrocinétique devient moins compétitif. Il faut donc chercher à diminuer les coûts de traitement et une façon de faire consiste à diminuer la distance interélectrodes (voir section 7.1). Le concept de traitement en couche mince prend forme mais la méthode doit d'abord être adéquatement mise au point et testée.

Le contrôle du pH à la cathode, qui permet au front acide de complètement traverser le sol et ainsi d'extraire les métaux lourds, est une technologie déjà brevetée. Le traitement des sols par électrocinétique devient donc encore moins avantageux puisqu'il faut payer des redevances. La méthode de décontamination des sols en couche mince cherche donc, en plus de diminuer le coût de traitement en diminuant la distance interélectrodes, à utiliser une méthode de contrôle du pH à la cathode qui n'implique pas le contrôle (renouvellement) de la solution cathodique.

Le montage utilisé pour décontaminer le sol en couche mince est décrit à la section 3.2.3 et les figures 3.6 et 3.7 présentent la cellule de traitement. Dans un montage en couche mince, la cathode est placée sous le sol et elle est recouverte de milieux poreux remplis d'acide qui servent à neutraliser l'avancée du front basique. Le sol traité a une épaisseur de 3 à 5 cm, et il est placé directement sous l'anode et au-dessus des milieux poreux. Ce montage sera utilisé ex-situ avec du sol excavé et préacidifié dans des grandes cellules à couche mince.

8.2 Analyse des résultats de traitement en couche mince

8.2.1 Traitement du sol d'Ascot contaminé au plomb

8.2.1.1 Couche mince de 3 cm

Le tableau 8.1 résume les résultats de décontamination obtenus en couche mince de 3 cm. Les résultats complets de ces tests sont présentés à l'annexe G (tab. G.4 à G.13). Le sol des essais

MP1 à MP5 était du silt d'Ascot contaminé avec 1700 mg/kg de plomb. En moyenne, 92% de la contamination initiale était sorbée avec un pH du sol de 4,6. L'épaisseur de sol pour les expériences MP1 à MP5 a varié entre 2,9 et 3,1 cm, comme il est indiqué entre parenthèses dans la troisième colonne du tableau 8.1. Le front basique a été contrôlé par la présence d'un ou deux milieux poreux de polyéthylène à haute densité (PEHD) de 6,4 mm d'épaisseur remplis d'une solution acide et placés entre la cathode et le sol. La deuxième colonne du tableau 8.1 indique le type, le volume et la concentration de l'acide placé dans les milieux poreux. Les paramètres de traitement des essais sont présentés dans la troisième colonne avec le paramètre de transport, suivi de l'épaisseur de sol et, dans la quatrième colonne, par le paramètre de solubilisation. La colonne "Contamination finale" présente la concentration moyenne de plomb à la fin du traitement, le pourcentage sorbé au sol ainsi que le taux d'extraction en gras. Enfin, la dernière colonne présente, dans la première ligne, le plomb retracé dans la tranche de sol en contact avec les milieux poreux et le pourcentage de plomb sorbé au sol dans cette tranche, sur la deuxième ligne, le plomb dans le reste du sol avec le pourcentage sorbé correspondant dans la deuxième ligne et enfin, le pH final du sol après traitement.

TABLEAU 8.1 : RÉSULTATS DE TRAITEMENT EN COUCHE MINCE DE 3 cm

Essai	Milieux poreux	$\bar{T} - V \times h / \text{cm}$ (l – cm)	\bar{S} (kC/L)	Contamination finale	Conditions finales
MP1	A.A. 0,87 M 1 × 15,4 mL	70,3 (3,1)	11,1	500 mg/kg Pb 88% sorbé 71% extraction	500 mg/kg – 59% 490 mg/kg – 97% pH : 3,78
MP2	A.A. 0,87 M 1 × 15,4 mL	88,6 (2,9)	15,2	460 mg/kg Pb 89% sorbé 73% extraction	1000 mg/kg – 85% 170 mg/kg – 91% pH : 3,81
MP3	A.A. 0,87 M 1 × 15,4 mL	93,3 (2,9)	15,2	960 mg/kg Pb 85% sorbé 44% extraction	3100 mg/kg – 87% 300 mg/kg – 89% pH : 3,82
MP4	A.A. 0,87 M 2 × 15,4 mL	82,3 (2,9)	15,2	260 mg/kg Pb 94% sorbé 85% extraction	330 mg/kg – 97% 220 mg/kg – 90% pH : 3,80
MP5	HNO ₃ 0,60 M A.A. 0,87 M 2 × 15,4 mL	37,8 (3,0)	25,3	200 mg/kg Pb 73% sorbé 88% extraction	230 mg/kg – 96% 180 mg/kg – 58% pH : 3,91

Les résultats du premier essai réalisé en couche mince indiquent que la décontamination a été limitée par la désorption. En effet, le paramètre de solubilisation dans cette expérience a été de seulement 11,1 kC/L. De plus, 89% de la contamination retracée à la fin du test était sorbée. Le paramètre de transport de cet essai était suffisant avec 70 $V \times h / \text{cm}$ pour 3,1 cm de sol. En

effet, cette valeur se compare avantageusement au 50 V×h/cm retenu pour le sol d'Ascot en cellule avec contrôle (16,5 cm).

La charge appliquée au sol des deux essais subséquents (MP2 et MP3) a été augmentée pour solubiliser plus de plomb. Cette augmentation du paramètre de solubilisation a été efficace comme le montre la concentration de plomb sorbé dans le sol loin des milieux poreux qui était de 160 et 270 mg/kg pour les expériences MP2 et MP3 respectivement par rapport à 480 mg/kg à la fin de l'essai MP1. On utilise les concentrations de plomb loin des milieux poreux parce que le front basique a pénétré dans le sol près des milieux poreux à la fin des tests MP2 et MP3. La remontée du pH due au front basique a fait précipiter les métaux lourds présents dans le sol près des milieux poreux et cette précipitation a changé les données sur la désorption du plomb et donc sur l'efficacité du paramètre de solubilisation (tab. G.6 et G.8).

La meilleure désorption du plomb dans les essais MP2 et MP3 a cependant mis en évidence une limitation importante, souvent rencontrée dans la décontamination des sols en couche mince. Ce problème se révèle par des résultats de traitement qui ne sont pas uniformes ; le plomb près des milieux poreux est plus difficile à extraire que celui du reste du sol. Ce problème d'uniformité du traitement est important parce qu'il touche environ 20% de la longueur du sol traité en couche mince (tab. G.6 et G.8).

Le sol le plus près des milieux poreux à la fin des essais MP2 et MP3 contenait respectivement 1000 et 3100 mg/kg de plomb par rapport à 170 et 300 mg/kg dans le reste de l'échantillon (tab. G.6 et G.8). Cette concentration plus élevée des métaux lourds près des milieux poreux par rapport au reste du sol a limité le traitement de ces essais et deux hypothèses sont avancées pour expliquer ce phénomène. La première, une diffusion d'acide des milieux poreux vers le sol qui aurait pour effet de localement diminuer le paramètre de transport et d'engendrer une concentration plus élevée que dans le reste du sol comme il a été observé et simulé dans les essais B1, B4 et B5. La seconde hypothèse est un manque au niveau de la capacité d'emmagasinage des milieux poreux. Ce manque de capacité serait dû à une trop faible épaisseur des milieux poreux qui ne limiterait pas suffisamment le plaquage des métaux en aiguille de la cathode jusque dans le sol et/ou leur diffusion des milieux poreux vers le sol.

Deux milieux poreux plutôt qu'un seul ont été utilisés afin d'augmenter la capacité d'accumulation du plomb pour les essais MP4 et MP5. Dans les deux cas, le taux d'extraction a été amélioré et le profil de contamination à la fin des essais ne montrait plus d'accumulation

marquée près des milieux poreux. Les acides de contrôle du pH utilisés dans les essais MP4 et MP5 étaient placés directement en contact avec le sol. Cette constatation indique que le problème d'accumulation des expériences MP2 et MP3 était lié au manque de capacité emmagasinantes des milieux poreux et non pas à la diffusion d'acide dans le sol. Un volume de 30,8 ml de milieu poreux sur une longueur de 12,8 mm a été suffisant pour accumuler le plomb de 3 cm de sol contaminé à 1700 mg/kg.

8.2.1.2 Couche mince de 5 cm

Le tableau 8.2 présente les résultats de décontamination du sol d'Ascot en couche mince de 5 cm. Les résultats complets de ces expériences sont présentés à l'annexe G (tab. G.14 à G.23). On constate dans les essais MP6 à MP10 que la mise au point du traitement a évolué pour utiliser moins d'acide faible et plus d'acide fort pour diminuer le coût en équilibrant les paramètres de traitement. Le sol des essais MP6 à MP10 était du silt d'Ascot et sa contamination était de 1500 et de 1550 mg/kg de plomb pour les essais MP6 et MP7 respectivement et de 1800 mg/kg pour les expériences MP8 à MP10. Le plomb initialement présent était sorbé à 94% avec un pH de 4,5 pour les essais MP6 et MP7 et il était sorbé à 79% avec un pH de 4,0 pour les essais MP8 à MP10. Le front basique a été contrôlé par la présence d'un, deux ou trois milieux poreux de polypropylène de 4,0 mm (22,8 mL) ou de 7,1 mm (40,0 mL) d'épaisseur remplis d'une solution acide et placés entre la cathode et le sol. Dans l'essai MP9, un milieu poreux de polyéthylène à haute densité rempli d'eau a été ajouté entre le sol et les milieux poreux remplis d'acide.

TABLEAU 8.2 : RÉSULTATS DE TRAITEMENT EN COUCHE MINCE DE 5 cm

Essai	Milieux poreux	$\bar{T} - V \times h / \text{cm}$ (l – cm)	\bar{S} (KC/L)	Contamination finale	Conditions finales
MP6	HNO ₃ 0,4 M A.A. 0,87 M 3 × 22,8 mL	27,0 (4,9)	16,4	280 mg/kg Pb 85% sorbé 81% extraction	430 mg/kg – 95% 230 mg/kg – 69% pH : 4,15
MP7	HNO ₃ 2,2 M 3 × 22,8 mL	12,0 (5,1)	29,4	290 mg/kg Pb 22% sorbé 81% extraction	780 mg/kg – 16% 170 mg/kg – 44% pH : 3,65
MP8	HNO ₃ 3,2 M 1 × 40,0 mL 1×40,0 mL H ₂ O	15,2 (5,2)	30,5	330 mg/kg Pb 47% sorbé 82% extraction	1300 mg/kg – 44% 87 mg/kg – 64% pH : 4,03
MP9	HNO ₃ 2,5 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	20,8 (5,0)	71,6	93 mg/kg Pb 39% sorbé 95% extraction	120 mg/kg – 53% 86 mg/kg – 35% pH : 3,84
MP10	HNO ₃ 2,5 M 2 × 40,0 mL	20,7 (5,0)	71,9	480 mg/kg Pb 10% sorbé 73% extraction	1600 mg/kg – 15% 200 mg/kg – 28% pH : 3,77

L'essai MP6 a permis d'atteindre un taux d'extraction du plomb de 81% et ce test a été limité par un manque d'acide dans les milieux poreux. Les trois milieux poreux totalisant 12,0 mm d'épaisseur et un volume de 68,4 mL ainsi que le mélange d'acide qu'il contenait n'ont pas créé de concentration plus importante de plomb dans le sol près des milieux poreux.

Le front basique dans l'essai MP7 a été contrôlé par de l'acide nitrique à 2,2 M pour pouvoir prolonger le traitement plus longtemps. Les 29,4 kC/L de cet essai ont permis de solubiliser 95% du plomb et ce test a été surtout limité par l'hétérogénéité du traitement (tab. G.16). La concentration plus élevée de plomb près des milieux poreux par rapport au reste du sol a pu se produire pour trois raisons. D'abord, ce profil de contamination peut être dû au faible paramètre de transport appliqué au sol ($12,0 V \times h/cm$). En deuxième lieu, le phénomène a pu se produire à cause d'une diffusion d'acide nitrique dans le sol. Comme la concentration d'acide nitrique utilisé est plus élevée dans l'essai MP7 que MP6 la diffusion d'acide est plus probable. Enfin, il est possible que les milieux poreux ne pouvaient pas accueillir tous les métaux lourds parce qu'il y en avait plus à emmagasiner que dans l'essai MP6.

Pour résoudre ces problèmes potentiels, les milieux poreux ont été augmentés en volume et en longueur et l'un d'eux a été rempli d'eau du robinet et placé entre l'acide et le sol de l'essai MP8 pour ralentir la diffusion d'acide dans le sol. L'acide de contrôle de ce test a été placé dans un seul milieu poreux placé directement en contact avec la cathode. De plus, la quantité d'acide utilisée était plus grande que dans l'essai MP7 afin d'augmenter le paramètre de transport appliqué au sol. L'essai MP8 a atteint un paramètre de transport de $15,2 V \times h/cm$ pour une longueur de sol de 5,2 cm ce qui a diminué la concentration de plomb dans le sol loin des milieux poreux par rapport à l'essai MP7. Toutefois, il y avait une accumulation marquée de plomb dans l'eau interstitielle du sol près des milieux poreux à la fin de l'essai MP8 (tab. G.18). L'hypothèse de la diffusion d'acide dans le sol ne peut pas expliquer cette accumulation parce que le milieu poreux en contact avec le sol était initialement rempli d'eau. Il faut donc que le phénomène soit dû à une déficience des milieux poreux. Pourtant leur volume par rapport au plomb à accumuler dans l'essai MP8 est plus grand que celui des essais MP4 et MP5. En effet, les 30,8 mL de milieu poreux des essais MP4 et MP5 ont été suffisants pour emmagasiner le plomb de 3 cm de sol contaminé avec 1700 mg/kg (≈ 21 ug de Pb par mL de milieux poreux). Les 80 mL de l'essai MP8 devraient donc suffire pour 5 cm de sol contaminé avec 1800 mg/kg de plomb mais ce n'est pas le cas (≈ 14 ug/mL). Il semble plutôt que c'est l'épaisseur des milieux poreux qui fait défaut. En effet, les milieux poreux des essais MP4 et MP5 mesuraient

12,8 mm de long pour contenir le plomb de 3 cm de sol contaminé à 1700 mg/kg (≈ 50 ug de Pb par cm de milieux poreux). Pour conserver ce ratio de 50 ug par cm, il faudrait que les milieux poreux de l'essai MP8 mesurent 22,6 mm alors que leur épaisseur était de seulement 14,2 mm.

Trois milieux poreux ont été utilisés dans l'essai MP9 pour une longueur totale de 20,6 mm. L'acide de contrôle du pH a été placé dans deux milieux poreux en polypropylène avec une concentration suffisante pour obtenir un paramètre de transport encore plus important que dans l'essai MP8. Un milieu poreux en polyéthylène à haute densité rempli d'eau a été utilisé pour faire la coupure entre l'acide et le sol parce que ce matériau est moins poreux et fait donc une meilleure séparation. Cet arrangement a deux avantages : il permet d'augmenter la longueur des milieux poreux pour emmagasiner le plomb et il fait une meilleure coupure entre l'acide et le sol. Le traitement du sol dans l'essai MP9 a permis d'extraire 95% des 1800 mg/kg de plomb initialement présents avec un paramètre de transport relativisé de $20,8 V \times h / \text{cm}$ pour 5,0 cm d'épaisseur de sol. Il n'y a pas eu de problème d'hétérogénéité important dans la décontamination du sol de ce test (tab. G.20).

Enfin, le test MP10, avec comme seule différence l'absence du milieu poreux en PEHD rempli d'eau par rapport à l'essai MP9, démontre son influence sur le traitement. Son absence a eu pour conséquence d'engendrer une concentration élevée de plomb dans l'eau interstitielle du sol près des milieux poreux (tab.G.22). Cette hétérogénéité a diminué le taux d'extraction du plomb de 95 à 73% pour des paramètres de traitement identique.

La comparaison des résultats des essais MP8 et MP10 permet de constater que la diffusion d'acide des milieux poreux vers le sol a une certaine influence sur le traitement. En effet, l'essai MP8, qui avait un de ses milieux poreux rempli d'eau pour limiter la diffusion d'acide, a eu moins d'accumulation de plomb que l'essai MP10 avec de l'acide concentré directement en contact avec le sol. Le traitement MP8 a permis d'obtenir un meilleur taux d'extraction avec des paramètres de traitement nettement moins élevés que dans l'essai MP10.

La présence d'une concentration élevée en plomb dans le sol près des milieux poreux à la fin des traitements est due à un manque de capacité de ces derniers à emmagasiner le plomb. Ce manque de capacité est lié à une trop faible épaisseur des milieux poreux plutôt qu'à un volume trop petit. Si on révisé les possibilités soulevées, le phénomène doit être causé par la diffusion des métaux des milieux poreux vers le sol ou par le plaquage en aiguille de la cathode jusque

dans le sol. Le fait que le plomb présent près des milieux poreux à la fin des essais est, en grande partie, dans l'eau interstitielle du sol indique que le phénomène n'est pas dû au plaquage en aiguille mais plutôt à la diffusion. Cette conclusion rappelle les données présentées dans la figure 6.24 (p. 143) où on peut voir l'accumulation simulée des nitrates dans le réservoir anodique qui débordent jusque dans le sol à cause de la diffusion.

Les essais en couche mince réalisés sur du sol d'Ascot contaminé au plomb ont permis d'établir la nécessité d'avoir une longueur des milieux poreux suffisamment grande pour permettre l'emmagasinage des contaminants. De plus, il a été établi qu'il est nécessaire de limiter la diffusion d'acide des milieux poreux vers le sol si on veut obtenir de bons résultats. Lorsque ces deux éléments sont respectés, la décontamination du sol en couche mince dépend essentiellement des paramètres de traitement.

8.2.1.3 Comparaison de l'efficacité de traitement

La décontamination des sols en couche mince a permis d'atteindre un taux d'extraction du plomb pratiquement identique au traitement en cellule avec contrôle. En effet, l'essai MP9 a permis d'extraire 95% des 1800 mg/kg de plomb comparativement à 96% dans les expériences B1 et B12.

En termes d'énergie consommée, les données disponibles ne permettent pas de tirer de conclusions hors de tout doute. En effet, les valeurs présentées au tableau 8.3 montrent que les résultats pour les différentes épaisseurs de sol ne correspondent pas à un même équilibre entre les paramètres de traitement. Les essais à 3 cm (MP4 et MP5) étaient déséquilibrés avec trop de transport considérant que $4,2 \text{ V}\times\text{h}/\text{cm}^2$ a été suffisant pour atteindre 95% d'extraction. L'essai MP9 avait trop de charge appliquée au sol avec 71,6 kC/L. L'essai MP6 est le plus équilibré avec un paramètre de solubilisation de 16,1 kC/L et un paramètre de transport relativisé de $5,5 \text{ V}\times\text{h}/\text{cm}^2$ et c'est cet essai qui a consommé le moins d'énergie. Globalement, on constate que la décontamination en couche mince consomme moins d'énergie que dans la cellule avec contrôle. Pour clairement démontrer l'effet de la distance interélectrode sur la consommation d'énergie, il faudrait d'autres résultats où l'équilibre entre les paramètres de traitement seraient les mêmes. Ainsi, il n'y aurait qu'un seul paramètre d'influence sur la consommation d'énergie qui serait pris en compte.

TABLEAU 8.3 : EFFET DE LA LONGUEUR DU SOL SUR LA CONSOMMATION D'ÉNERGIE

Essai	Longueur de sol (cm)	\bar{S} (kC/L)	\bar{T} normalisé (V×h/cm ²)	% extraction	Énergie normalisée (kW×h/m ³)
MP4	2,9	15,2	28,4	85	70
MP5	3,0	25,3	12,6	87	50
MP6	4,9	16,4	5,5	81	23
MP9	5,0	71,6	4,2	95	91
B1	16,5	33,7	3,8	96	178
B12	16,5	18,4	27,1	96	307

8.2.2 Traitement du sol d'Ascot contaminé au zinc

Deux expériences ont été réalisées avec du sol d'Ascot contaminé au zinc pour faire la transition avec le sol #6. Ce dernier est contaminé par 3000 mg/kg de zinc et il est le seul sol industriel traité en couche mince. Le silt d'Ascot a été contaminé par 3000 mg/kg de zinc ce qui correspond à une charge de contamination en moles presque sept fois plus importante qu'avec 1500 mg/kg de plomb. Le tableau 8.4 présente les éléments de traitement et les résultats pour les deux tests réalisés avec du sol d'Ascot contaminé par du zinc. Les résultats de ces essais sont présentés à l'annexe G (tab. G.24 à .27).

TABLEAU 8.4 : RÉSULTATS DE TRAITEMENT EN COUCHE MINCE DU SOL D'ASCOT CONTAMINÉ AU ZINC

Essai	Milieux poreux	$\bar{T} - V \times h / \text{cm}$ (l – cm)	Charge (kC/L)	Contamination finale	Conditions finales
MP11	H ₂ SO ₄ 3,67 M A.A. 1,22 M 3 × 22,8 mL	22,9 (6,0)	58,3	740 mg/kg Zn 0% sorbé 77% extraction	3200 mg/kg – 0% 360 mg/kg – 14% pH : 2,52
MP12	H ₂ SO ₄ 7,35 M A.A. 7,35 M 3 × 22,8 mL	279,9 (15,0)	53,5	500 mg/kg Zn 89% sorbé 83% extraction	2500 mg/kg – 93% 94 mg/kg – 75% pH : 3,42

Le contrôle du front acide pour les tests MP11 et MP12 a été réalisé par un mélange d'acide sulfurique et d'acide acétique placé dans trois milieux poreux de polypropylène de 4,0 mm d'épaisseur. Au moment de la réalisation de ces essais, la nécessité d'insérer un milieu poreux rempli d'eau entre l'acide et le sol ainsi que le besoin d'avoir une longueur d'emmagasinement suffisante n'étaient pas encore établis. De toute évidence, la décontamination du sol dans les expériences MP11 et MP12 a été limitée par la présence d'une concentration élevée en zinc près des milieux poreux à la fin des essais due à un manque de longueur de ces derniers.

L'état de la contamination loin des milieux poreux à la fin de l'essai MP11 montre que le zinc était surtout présent dans l'eau interstitielle du sol ce qui indique que le paramètre de transport de 22,9 V×h/cm pour 6,0 cm de sol était trop faible. La présence de 3000 mg/kg de zinc demande donc un paramètre de transport relativisé plus élevé qu'avec 1500 mg/kg de plomb.

Dans l'expérience MP12, le paramètre de transport de 279,9 V×h/cm pour 15,0 cm de sol a été suffisant comme le montre la présence de seulement 94 mg/kg de zinc sorbé à 75% dans le sol loin des milieux poreux. Si on fait abstraction des 2500 mg/kg de zinc dans la couche de sol près des milieux poreux (tab.G.26), le taux d'extraction de cet essai est de 97%.

Pour les essais MP11 et MP12 le paramètre de solubilisation appliquée de plus de 50 kC/L a été suffisant pour désorber le zinc. Enfin, il n'est pas possible d'établir l'effet de la distance inter-électrode sur la consommation énergétique, parce que l'équilibre entre les paramètres de traitement des essais MP11 et MP12 n'est pas le même.

8.2.3 Traitement du sol #6

8.2.3.1 Généralités

Huit essais ont été réalisés sur du sol #6 (voir 3.1.2.4) et ce parallèlement au développement de la méthode en couche mince. L'ajustement de l'épaisseur des milieux poreux pour qu'ils puissent contenir les métaux ainsi que l'ajout d'un milieu poreux plein d'eau entre le sol et l'acide de contrôle du front basique s'est fait au fur et à mesure de l'avancement des essais.

Les données brutes des tests MP13 à MP20 sont présentées à l'annexe G (tab G.28 à G.43). Certains éléments relatifs à ces essais et au sol #6 ont déjà été analysés comme l'état de la contamination initiale par phase à la section 3.1.2.4, l'évolution de la mise en solution des contaminants à la section 6.3.4.4 et l'effet de la préacidification à la section 6.3.5.5.

Le sol industriel #6 est un sédiment de canal contaminé par 3000 mg/kg de zinc. Il a une capacité tampon évalué à 15 mmole H⁺/kg de sol sec, une teneur en solides volatils de 16% et un pH de 6,1. Le sol #6 dégage une forte odeur de produits pétroliers, ce qui peut expliquer une certaine partie de la matière organique qu'il contient.

8.4.3.2 Conditions initiales du sol

Le tableau 8.5 résume la contamination initiale du sol #6 utilisé dans les expériences MP13 à MP20. Le tableau 8.5 présente également les différentes préacidifications que le sol #6 a

reçues et l'effet qu'a eu ce prétraitement sur le pH du sol et sur la quantité de zinc sorbé avant le traitement.

TABLEAU 8.5 : CONTAMINATION ET CONDITIONS INITIALES DU SOL #6

Essai	Contamination initiale	Préacidification et pH	Solubilisation initiale
MP13	2600 mg/kg Zn 7,96 meq/100 g	3,5 moles H ⁺ /L A.S pH : 3,35	1900 mg/L soluble 46% sorbé
MP14	3000 mg/kg Zn 9,18 meq/100 g	3,5 moles H ⁺ /L A.S pH : 3,35	1900 mg/L soluble 46% sorbé
MP15	2900 mg/kg Zn 8,87 meq/100 g	1,0 mole H ⁺ /L A.S pH : 5,89	140 mg/L soluble 96% sorbé
MP16	2900 mg/kg Zn 8,87 meq/100 g	2,0 moles H ⁺ /L A.S pH : 3,96	1400 mg/L soluble 59% sorbé
MP17	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g	2,0 moles H ⁺ /L A.S pH : 3,99	940 mg/L soluble 76% sorbé
MP18	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g	1,5 moles H ⁺ /L A.N pH : 5,09	1800 mg/L soluble 38% sorbé
MP19	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g	1,0 mole H ⁺ /L A.N pH : 5,31	220 mg/L soluble 92% sorbé
MP20	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g	2,0 moles H ⁺ /L A.S pH : 4,23	1600 mg/L soluble 49% sorbé

8.2.3.3 Analyse du résultat des expériences

Les essais MP13 à MP17, réalisés sur le sol #6 et avec un contrôle du front basique par de l'acide sulfurique, ont été affectés par des problèmes de contact électrique à la cathode. Ce problème peut être constaté à l'annexe G par l'analyse des tableaux qui présentent les données électriques (tab. G.29, G.31, G.33, G.35 et G.37). Un des milieux poreux en contact avec la cathode dans les essais problématiques a été analysé au microscope électronique et par diffraction aux rayons X. De plus, un échantillon prélevé dans l'essai Acid7, réalisé sur du sol de Coaticook avec un contrôle du pH à la cathode par de l'acide sulfurique, a également été analysé. Ces analyses ont montré que le problème de contact électrique provient de la précipitation du calcium qui est initialement présent dans le sol de Coaticook et #6. Le calcium migre vers la cathode durant le traitement, et il précipite avec le sulfate présent dans les milieux poreux. Il résulte de cette précipitation un problème de contact électrique tel qu'observé dans les essais MP13 à MP17 et dans le test Acid7. Le sol d'Ascot qui contient peu de calcium n'a pas engendré ce problème.

L'acide sulfurique est donc idéal pour préacidifier les sols qui contiennent beaucoup de calcium. Son utilisation permet de solubiliser les métaux sans augmenter la conductivité du sol autant qu'avec de l'acide nitrique ou chlorhydrique. En effet, puisque le sulfate précipite avec le calcium, ces espèces ioniques ne se retrouvent pas dans l'eau des pores pour participer au transport du courant.

Le tableau 8.6 présente les résultats des essais MP13 à MP20 selon le même format que pour les tests réalisés sur le sol d'Ascot. La première ligne de la colonne "Conditions finales" présente la concentration de zinc dans le sol directement en contact avec les milieux poreux alors que la deuxième colonne présente la concentration moyenne en zinc dans le reste du sol (vers l'anode). Le contrôle du front basique a été réalisé par de l'acide acétique, sulfurique ou par une combinaison des deux pour les cinq premiers essais. Après avoir réalisé que c'est le sulfate qui cause des problèmes de contact électrique, l'acide utilisé a été changé pour de l'acide nitrique dans les trois derniers essais.

TABLEAU 8.6 : RÉSULTATS DE TRAITEMENT DU SOL #6 EN COUCHE MINCE

Essai	Milieux poreux	$\bar{T} - V \times h / \text{cm} (l - \text{cm})$	\bar{S} (kC/L)	Contamination finale	Conditions finales
MP13	H ₂ SO ₄ 6,10 M A.A. 2,10 M 4 × 22,8 mL	28,1 (5,0)	255,8	830 mg/kg Zn 0% sorbé 72% extraction	780 mg/kg – 2% 840 mg/kg – 2% pH : 1,50
MP14	A.A. 14,34 M 4 × 22,8 mL	76,7 (5,0)	162,9	550 mg/kg Zn 19% sorbé 82% extraction	920 mg/kg – 30% 480 mg/kg – 43% pH : 2,39
MP15	H ₂ SO ₄ 2,20 M A.A. 10,10 M 4 × 22,8 mL	127,0 (4,8)	179,6	500 mg/kg Zn 73% sorbé 83% extraction	970 mg/kg – 59% 380 mg/kg – 75% pH : 2,66
MP16	H ₂ SO ₄ 6,40 M 2 × 40 mL	21,4 (5,3)	106,5	1900 mg/kg Zn 31% sorbé 34% extraction	4000 mg/kg – 29% 1400 mg/kg – 25% pH : 2,43
MP17	H ₂ SO ₄ 18,0 M 1 × 40,0 mL 1×40,0 mL H ₂ O	33,8 (4,5)	165,0	1300 mg/kg Zn 22% sorbé 54% extraction	3000 mg/kg – 25% 900 mg/kg – 19% pH : 1,95
MP18	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	10,2 (4,5)	160,9	890 mg/kg Zn 34% sorbé 68% extraction	1700 mg/kg – 62% 690 mg/kg – 14% pH : 4,09
MP19	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	15,9 (5,0)	221,1	800 mg/kg Zn 12% sorbé 71% extraction	1200 mg/kg – 27% 700 mg/kg – 5% pH : 3,58
MP20	HNO ₃ 10,0 M 3 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	23,1 (5,1)	259,7	660 mg/kg Zn 8% sorbé 77% extraction	630 mg/kg – 10% 660 mg/kg – 7% pH : 3,77

Les taux d'extraction obtenus dans les tests sur le sol #6 varient de 34% pour l'essai MP16 à 83% dans l'expérience MP15. Une accumulation de zinc dans le sol près des milieux poreux a limité le traitement dans six des huit traitements avec le sol #6. Les quatre milieux poreux de 4,0 mm d'épaisseur utilisés dans l'essai MP13 ont permis d'obtenir un taux d'extraction de 68% sans engendrer d'hétérogénéité importante dans la concentration de zinc dans le sol (tab. G.28). C'est seulement quand les paramètres de traitement ont été augmentés que la diffusion a limité l'extraction du zinc à environ 80% dans les essais MP14 et MP15 qui avait le même arrangement de milieux poreux que dans l'essai MP13 (tab. G.30 et G.32). La disposition des milieux poreux des essais MP16 et MP17 était moins bonne que celle des essais MP13 à MP15 avec seulement 2 milieux poreux de 7,1 mm d'épaisseur. Cette épaisseur moins importante des milieux poreux a fait en sorte que la diffusion a limité la décontamination de façon plus marquée pour les essais MP16 et MP17 (tab. G.34 et G.36) que dans les tests MP13 à MP15. La longueur d'emmagasinage a été augmentée par l'ajout d'un troisième milieu poreux en PEDH rempli d'eau dans les essais MP18 et MP19 (tab. G.38 et G.40). Cet ajout a amélioré l'homogénéité du traitement mais la diffusion a quand même limité la décontamination. Enfin, le problème d'hétérogénéité a été réglé par l'ajout d'un quatrième milieu poreux dans l'essai MP20 pour lequel le taux d'extraction du zinc a été de 77% (tab G.42).

Les résultats obtenus avec le sol #6 décontaminé en couche mince confirment que la concentration de métaux lourds plus élevée près des milieux poreux comparativement au reste du sol dépend de l'épaisseur des milieux poreux. Ce phénomène d'hétérogénéité est dû à la diffusion des métaux lourds préalablement transportés par migration électrique jusque dans les milieux poreux de ces derniers vers le sol. Ainsi, plus la quantité de métaux lourds à enlever du sol est importante et plus l'épaisseur des milieux poreux devra être grande. Le traitement de 5 cm de sol #6 requiert au moins 2,8 cm d'épaisseur de milieu poreux pour emmagasiner 3000 mg/kg de zinc.

Le tableau 8.7 présente les résultats relatifs au traitement du sol #6 en couche mince en termes de solubilisation et d'extraction des métaux lourds. Les données de désorption du zinc sont présentées avec la préacidification et le pourcentage de zinc solubilisé par le prétraitement, le paramètre de solubilisation et le pourcentage total de zinc solubilisé dû à la préacidification et au traitement. Les données de transport sont présentées avec le paramètre de transport et les pourcentages d'extraction de zinc dans le sol loin des milieux poreux pour éliminer le plus possible l'effet de l'hétérogénéité du traitement dû à la diffusion. Ces pourcentages

correspondent au zinc extrait du sol par rapport au zinc initialement présent et par rapport à celui désorbé.

TABLEAU 8.7 : ANALYSE DES PARAMÈTRES DE TRAITEMENT SUR LE SOL #6

Essai	Préacidification et zinc solubilisé (mole H ⁺ /L - %)	\bar{S} (kC/L)	Zinc total solubilisé (% du total)	\bar{T}/l (V×h/cm)	Extraction dans le sol loin des milieux poreux (% total - % solubilisé)
MP13	3,5 – 54	255,8	99	28,1	68 – 68
MP14	3,5 – 54	162,9	93	76,7	84 – 90
MP15	1,0 - 4	179,6	88	127,0	87 – 99
MP16	2,0 – 41	106,5	83	21,4	52 – 62
MP17	2,0 – 24	165,0	91	33,8	68 – 75
MP18	1,5 – 62	160,9	93	10,2	75 – 81
MP19	1,0 - 8	221,1	97	15,9	75 – 77
MP20	2,0 – 51	259,7	98	23,1	76 – 78

Les résultats présentés montrent que la solubilisation du zinc a varié de 83% dans l'essai MP16 jusqu'à 99% dans le test MP13. Les résultats de désorption les plus instructifs sont ceux des essais MP14 et MP18. Dans les deux cas, 93% du zinc a été désorbé avec un paramètre de solubilisation de ≈ 160 kC/L. Cependant, la préacidification du sol de l'essai MP14 était 2,33 fois plus importante que celle de l'essai MP18, ce qui devrait avoir avantage la solubilisation du zinc de l'essai MP14. De plus, le paramètre de transport plus élevé dans l'essai MP14 que dans le test MP18 devrait aussi avoir contribué à la solubilisation du zinc. Ces données indiquent que la désorption du zinc dans le sol #6 dépend surtout du paramètre de solubilisation appliqué au sol. Une forte préacidification du sol #6 est donc inutile pour solubiliser le zinc, comme le montrent les résultats des essais MP15 et MP19 qui ont reçu la plus faible préacidification appliquée au sol #6. L'essai MP19 a reçu une préacidification de 1,0 mole H⁺/L et 97% du zinc a quand même été désorbé avec un paramètre de transport de 221 kC/L.

Le seul traitement limité par la désorption a été le test MP15 avec 99% du zinc solubilisé qui a été extrait. Dans cet essai, le prétraitement de 1,0 moles de H⁺ par litre et le paramètre de solubilisation de 180 kC par litre de sol ont permis de désorber 88% du zinc. Le paramètre de transport qui a transporté le zinc était très élevé avec une valeur de 127,0 V×h/cm pour 4,8 cm de sol. Le test MP14 avec un paramètre de transport un peu moins élevé de 76,7 V×h/cm pour

5,0 cm de sol a extrait 90% du zinc désorbé. Dans ces deux cas, c'est l'utilisation d'acide acétique qui a permis d'obtenir ces paramètres de transport élevés.

Pour le reste des essais, le transport a été plus limitatif sur la décontamination du sol avec des taux d'extraction des métaux solubilisés qui varient de 62 à 81%. Les données disponibles montrent qu'il n'y a pas de corrélation apparente entre le paramètre de transport relativisé et le taux d'extraction des métaux solubilisés. D'autres essais seraient nécessaires pour en venir à optimiser les paramètres de traitement requis pour décontaminer le sol #6 en couche mince.

En termes de décontamination potentielle, les données disponibles sont très encourageantes. En effet, les extractions séquentielles sélectives réalisées sur du sol #6 après traitement (tableau 6.13), montrent que la majeure partie du zinc laissé dans le sol après traitement est présente dans l'eau des pores. De plus, les résultats de l'essai MP15 (tab. G.32 et G.33) montrent qu'il est possible de diminuer la concentration de zinc dans l'eau des pores pour atteindre des concentrations aussi faibles que 20 mg/L. Enfin, les ESS montrent qu'il n'y a pratiquement pas de zinc présent dans les phases matières organique et résiduelle du sol. En extrapolant à partir de ces éléments, on déduit qu'il serait probablement possible de décontaminer le sol #6 jusqu'à l'obtention d'une concentration résiduelle de 50 à 100 mg/kg de zinc, ce qui est sous le critère A du MENVIQ.

Le tableau 8.8 présente un résumé des coûts engendrés par le traitement du sol #6 en couche mince. Dans ce tableau, l'énergie est normalisée pour un traitement de 36 heures avec une longueur de sol de 5 cm. L'énergie normalisée est transformée dans un prix en supposant un coût de 0,10 \$ le kW×h. Les frais liés aux acides sont calculés en considérant que l'acide sulfurique (A.S.) revient à 0,01 \$ par mole, que l'acide nitrique (A.N.) coûte 0,03 \$ par mole et enfin, que le prix de l'acide acétique (A.A.) est de 0,075 \$ par mole.

Le tableau 8.8 montre clairement que l'utilisation d'acide acétique n'est pas avantageuse d'un point de vue des coûts de traitement. D'abord, son utilisation pour contrôler le front basique engendre une consommation énergétique plus grande qu'avec des acides forts. Ensuite, son prix de revient à la mole est plus élevé que celui de l'acide sulfurique, nitrique et chlorhydrique.

TABLEAU 8.8 : COÛTS DE TRAITEMENT DU SOL #6 EN COUCHE MINCE

Essai	Énergie normalisée (kW×h/m ³)	Coût de l'énergie (\$/m ³)	Acides utilisés (moles/m ³)	Coût de l'acide (\$/m ³)	Coût total (\$/m ³)
MP13	3080	308	7080 A.S. 620 A.A.	117	425
MP15	1770	177	2350 A.S. 3090 A.A.	255	432
MP18	349	35	4360 A.N.	131	166
MP19	674	67	3580 A.N.	107	174
MP20	528	53	2000 A.S. 3790 A.N.	134	187
Sol #2	125	13	200 A.S. 5200 A.N.	158	171

Le coût des traitements effectués sur le sol #6 varie de 166 à 425 \$ par mètre cube. Si on se concentre pour effectuer un bon traitement à bas prix (acides forts), il est probable que le coût de décontamination sera d'environ 150 à 200 \$ le mètre cube pour ramener la contamination sous le critère A du MENVIQ. Cette affirmation reste toutefois à confirmer par des résultats expérimentaux.

Les coûts liés au traitement optimal (basé sur des simulations) du sol #2 sont présentés dans la dernière ligne du tableau 8.8. Les coûts présentés sont pour un traitement de trente-six heures et une longueur de sol de 5 cm. Si on se fie aux résultats des simulations, le coût de décontamination en couche mince du sol #2 serait de 170 \$ le mètre cube.

Enfin, on constate dans le tableau 8.8 que les coûts liés au traitement du sol en couche mince sont principalement liés aux acides utilisés. En effet, la consommation d'énergie dans un traitement en couche mince est faible parce que la longueur de sol traité est petite. Le pourcentage du coût dû aux acides utilisés pour traiter le sol est inversement proportionnel avec la longueur de ce dernier. De plus, les coûts présentés n'incluent pas les frais liés à l'excavation et au transport des sols parce que ces derniers sont difficiles à évaluer. Ces coûts devront éventuellement être ajoutés à ceux présentés dans le tableau 8.8 pour avoir un prix total plus juste. Comme il a été vu au chapitre précédent, la préacidification permet toutefois de diminuer les coûts liés à l'excavation et au transport des sols.

8.3 Choix et utilisation des milieux poreux

8.3.1 Problématique et objectifs

Les milieux poreux remplissent principalement trois fonctions. D'abord, ils contiennent l'acide qui tamponne l'avancée du front basique produit à la cathode. En second lieu, ils servent de réservoir pour accumuler les métaux lourds extraits. Enfin, ils supportent le sol placé directement au-dessus pour le traitement. En résumé, les milieux poreux doivent avoir une porosité élevée pour contenir l'acide et les métaux tout en étant capable de supporter le sol à décontaminer.

Deux types de milieux poreux ont été testés pour remplir les fonctions décrites ci-dessus. Le premier est fait de polyéthylène à haute densité (PEHD), il est rigide ce qui est idéal pour soutenir le poids du sol et il a une porosité de 0,39. Le second type de milieu poreux est fait de fibres de polypropylène aiguilletées, il est souple et compressible et il a une porosité élevée de 0,85. La conductivité hydraulique des milieux poreux en géotextile (polypropylène) est environ 10 fois plus élevée que pour le milieu poreux en PEDH avec des valeurs qui sont respectivement de $2,0 \times 10^{-1}$ et de $2,0 \times 10^{-2}$ cm/s.

Pour que la technologie de traitement des sols en couche mince soit viable d'un point de vue économique lorsqu'utilisée à grande échelle, les milieux poreux doivent être réutilisés. Il faut donc considérer dans le choix des milieux poreux qu'ils devront être nettoyés pour enlever les métaux lourds accumulés et remplis plusieurs fois d'acide pour pouvoir tamponner l'avancée du front basique dans d'autres essais.

8.3.2 Perte d'acide sous chargement

À prime abord, les milieux poreux en géotextile faits de fibres de polypropylène aiguilletées sont au moins deux fois plus poreux que ceux faits en polyéthylène à haute densité. Ils peuvent donc, à volume égal, contenir plus d'acide de contrôle. Cependant, le géotextile se comprime sous une charge, ce qui diminue sa porosité. Pour pouvoir faire une comparaison adéquate entre les deux types de milieux poreux, des essais de perte sous une charge de 1 kPa ont été effectués sur le géotextile. Cette charge de 1 kPa équivaut à 5 cm de sol, ce qui correspond à l'objectif de traitement en couche mince.

Trois différentes épaisseurs du même géotextile ont été testées soit 4,0, 7,1 et 8,1 mm. Le tableau 8.9 présente la moyenne des résultats de ces essais réalisés en duplicata sur une surface de géotextile de 169 cm².

TABLEAU 8.9 : ÉVALUATION DE LA PERTE D'ACIDE AVEC UN CHARGEMENT DE 1 kPa

Épaisseur	4,0 mm	7,1 mm	8,1 mm
Volume (cm ³)	67,60	119,99	136,89
Masse sèche (g)	7,25	17,52	28,15
Masse humide (g)	69,25	127,70	137,70
Porosité efficace	0,92	0,92	0,80
Masse après chargement (g)	62,85	121,30	131,50
Porosité efficace chargée	0,82	0,86	0,75
Perte de porosité	0,10 – 11%	0,06 – 7%	0,05 – 6%

Les carrés de géotextile de 13 cm × 13 cm ont été pesés à sec, submergés dans l'eau et ensuite leur poids a été mesuré humide. Par la suite, les géotextiles ont été placés sur une surface lisse et une charge de 1 kPa leur a été appliquée. L'eau expulsée par l'application de la charge a été récupérée à l'aide d'une pipette de verre sur le pourtour, avant de peser une dernière fois les milieux poreux.

La conclusion la plus importante tirée de l'analyse des données du tableau 8.1 est que l'utilisation de milieux poreux sous forme de géotextile est plus efficace que le polyéthylène à haute densité (PEHD). À volume égal, le polypropylène aiguilleté, même lorsqu'il supporte l'équivalent de 5 cm de sol, contient plus d'acide que le PEHD.

L'analyse des résultats montre également que le géotextile perd entre 6 et 11% de sa capacité à contenir un liquide lorsqu'une pression de 1 kPa lui est appliquée. On constate que plus le géotextile est épais et moins la perte de porosité efficace est importante. Enfin, le géotextile avec la meilleure performance est celui de 7,1 mm d'épaisseur qui permet d'avoir une quantité d'acide équivalente au géotextile de 8,1 mm malgré son volume plus faible.

8.3.3 Nettoyage des milieux poreux

Une fois la décontamination du sol terminée, l'acide de contrôle du front basique placé dans les milieux poreux est épuisé et ces derniers contiennent des métaux lourds sous forme ionique et métallique. Avant de pouvoir réutiliser le géotextile, les métaux lourds accumulés ainsi que la solution restante devront être retirés et remplacés par du nouvel acide. Le nettoyage des milieux poreux doit pouvoir être réalisé rapidement et à un coût aussi faible que possible. La solution retenue pour réaliser ce nettoyage consiste à expulser le liquide contenu dans les

milieux poreux après traitement par une pression d'air. Cette méthode a été testée sur les milieux poreux de polypropylène de 13 cm × 13 cm utilisés pour établir l'effet du chargement. La conductivité hydraulique dix fois plus faible du PEHD rend cette méthode de nettoyage pratiquement impossible sur ce milieu poreux.

La procédure utilisée consiste à diriger de l'air sur le dessus des milieux poreux à l'aide d'un répartiteur déplacé à une vitesse de 0,5 cm par minute. Le répartiteur d'air couvre toute la largeur des milieux poreux (13 cm) et sa longueur est de 0,5 cm. Le débit d'air utilisé pour expulser l'eau est évalué à 150 litres par minute. La figure 8.1 présente l'effet du nombre de passages d'air sur la quantité d'eau retirée du milieu poreux de 7,1 mm d'épaisseur.

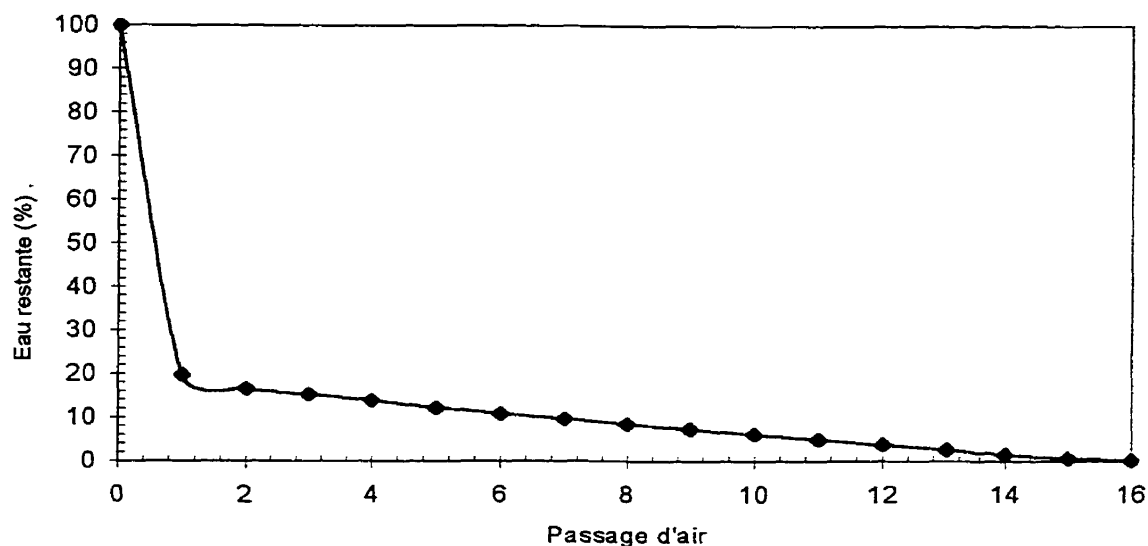


Figure 8.1 : Effet du nombre de passages d'air sur l'enlèvement de l'eau des milieux poreux

La figure 8.1 montre qu'un peu plus de 80% de l'eau présente dans le milieu poreux est enlevée par le premier passage d'air. Il faut quinze autres passages pour complètement retirer l'eau et, à ce stade, il semble plus s'agir d'un séchage que d'une expulsion de l'eau. Globalement, on constate que la méthode essayée est suffisamment efficace pour être envisagée dans le nettoyage des milieux poreux en polypropylène aiguilleté.

Enfin, il a été noté que la réutilisation des milieux poreux en polypropylène et en PEHD engendre une diminution de leur résistance mécanique. Cette diminution de résistance n'a pas été

mesurée mais elle était suffisante pour être remarquée. Des précautions devraient être prises pour ne pas trop solliciter les milieux poreux dans un contexte de traitement à grande échelle.

On a aussi remarqué que la capacité des milieux poreux en polypropylène à contenir de l'acide de contrôle du pH diminue avec leur réutilisation. Après le nettoyage des milieux poreux de 7,1 mm d'épaisseur utilisés dans l'expérience MP16, ces derniers absorbaient seulement 37,5 mL d'acide comparativement à 40,0 mL initialement. Dans ce cas, la capacité après le nettoyage correspond à 94% de la capacité initiale.

8.4 Problématique liée à la production de gaz

8.4.1 Évaluation de la production de gaz

Les essais MP21 à MP24 visaient à évaluer la quantité de gaz produite à la cathode durant le traitement électrocinétique des sols et à identifier jusqu'à quel point cette production de gaz peut limiter la décontamination. Ces expériences ont été réalisées dans une cellule complètement scellée avec de la kaolinite car ce sol est saturé et donc peu perméable aux gaz. Les gaz produits à la cathode sont alors emprisonnés sous le sol à l'intérieur de la cellule de traitement.

Les réactions susceptibles de se produire à la cathode sont la réduction des protons selon l'équation :



et la réduction de l'eau selon :



Dans les deux cas, 2 moles d'électrons produisent 1 mole d'hydrogène gazeux ce qui se traduit, en utilisant la loi des gaz ($P \times V = n \times R \times T$), par 125 cm³ de gaz produit pour chaque kilo-Coulomb de charge appliquée au sol.

Le tableau 8.10 présente un résumé des principales caractéristiques des expériences MP21 à MP24. La colonne "milieux poreux" présente les solutions utilisées pour neutraliser le front basique durant le traitement. Pour ces quatre expériences, deux milieux poreux de polypropylène de 7,1 mm d'épaisseur et contenant chacun 40 mL d'acide ont été placés directement au-dessus de la cathode. Ces milieux poreux remplis d'acide concentré ont été séparés du sol par l'ajout d'un milieu poreux en PEHD contenant 15,4 mL d'eau du robinet. La colonne

"charge" du tableau 8.10 indique quelle quantité de charge électrique a été appliquée au sol avant que le traitement ne devienne limité par la production de gaz. Le volume théorique indique combien de gaz devrait avoir été produit en assumant une efficacité faradique de 100% pour la production de gaz à la cathode et le respect de la loi des gaz. Enfin, ce volume théorique est suivi du volume de gaz mesuré à la fin du traitement. Le volume observé a été mesuré en multipliant la surface du tube par la hauteur moyenne de soulèvement du sol qui a engendré l'arrêt des expériences.

TABLEAU 8.10 : ÉVALUATION DE LA PRODUCTION DE GAZ

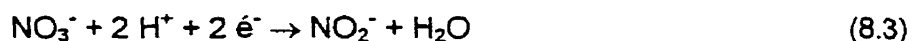
Essai	Milieux poreux	Charge (kC)	Volume théorique (cm ³)	Volume observé (cm ³)
MP21	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	9,76	1230	≈ 60
MP22	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	16,30	2050	≈ 60
MP23	HCl 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	0,075	9,4	9,3
MP24	H ₂ SO ₄ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	0,56	70,5	70,2

L'acide introduit dans les milieux poreux des expériences MP21 et MP22 était de l'acide nitrique 10 M (2 × 40 mL) ce qui, théoriquement, permettrait de neutraliser le front basique pour une charge de 77,2 kC. Les résultats des expériences conduites dans ces conditions ont cependant été limités à une charge de 9,76 et 16,30 kC par la présence de gaz nitreux (brunâtre) observé dans les milieux poreux des essais MP21 et MP22 respectivement, lors de leur démontage. Ces charges auraient dû produire 1230 et 2050 cm³ de gaz alors que les milieux poreux ont un volume total de seulement 95,4 cm³. La reproduction des résultats de l'essai MP21 avec l'expérience MP22 confirme les données obtenues par rapport à l'étanchéité de la cellule, à la production de gaz et à la charge circulée. Les données observées dans les essais MP21 et MP22 peuvent être expliquées par le fait que la loi des gaz n'est pas respectée, que l'efficacité faradique pour la production de gaz à la cathode n'est pas de 100%, ou bien par une combinaison de ces deux facteurs.

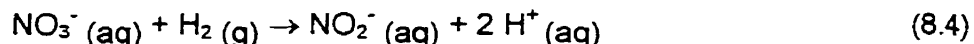
Dans l'essai MP23 le front basique a été contrôlé par de l'acide chlorhydrique placé dans les milieux poreux alors que de l'acide sulfurique a été utilisé dans l'expérience MP24. Pour ces

deux tests la production de gaz a limité le traitement de façon beaucoup plus marquée que dans les essais avec de l'acide nitrique. Le gaz produit à la cathode a soulevé le sol à la jonction sol - milieux poreux et ainsi, coupé le lien électrique entre l'anode et la cathode. Ce soulèvement a permis de mieux mesurer la quantité de gaz produite pendant ces essais. La charge circulée dans les expériences avec de l'acide chlorhydrique et de l'acide sulfurique a été trente fois moins importante que dans les essais avec de l'acide nitrique. De plus, la quantité de gaz théorique et celle mesurée dans les essais MP23 et MP24 est cohérente avec une efficacité faradique de 100% pour la production de gaz à la cathode et la loi des gaz (tab. 8.2).

Comme la loi des gaz est respectée dans les essais MP23 et MP24, il faut que l'efficacité faradique pour la production de gaz à la cathode dans les essais MP21 et MP22 soit inférieure à 100% pour expliquer les résultats de ces expériences. Les ions nitrate doivent donc être réduits du côté cathodique de la cellule de traitement pour diminuer la production de gaz. La réduction des nitrates à la cathode peut se produire selon :



Et aussi, dans le cas où de l'hydrogène gazeux serait produit à la cathode selon les équations 8.1 et/ou 8.2, les ions nitrate peuvent réagir selon l'équation :



Dans les deux cas, les ions nitrate sont réduits et ces réactions diminuent la quantité de gaz produits.

Les observations faites sur la production de gaz à la cathode en présence d'acide nitrique sont cohérentes avec les résultats et leur analyse à la section 6.2 sur l'efficacité faradique d'un traitement à produire des protons et à acidifier le sol. En effet, si les ions nitrate sont réduits en nitrite dans le réservoir cathodique, ces derniers peuvent alors être oxydés à l'anode ce qui diminuerait l'efficacité faradique pour la production de protons comme il a été observé. En effet, l'efficacité faradique d'un traitement avec contrôle à produire des protons à l'anode lorsque le pH est contrôlé par de l'acide nitrique à la cathode est de 74%, ce qui indique que certains des ions qui atteignent l'anode sont oxydables. La production plus faible de gaz dans un traitement en couche mince et l'efficacité faradique réduite pour la production de protons à l'anode sont deux

observations faites sur des montages différents qui indiquent que les nitrates peuvent être transformés en nitrites en cours de traitement.

8.4.2 Évacuation du gaz

Il faut trouver une solution à la production de gaz à la cathode parce que ces gaz limitent la décontamination des sols en couche mince. Deux approches ont été testées dans les essais MP25 à MP27 pour évacuer les gaz produits. D'abord, un tube semi-circulaire a été collé sur la surface intérieure de la cellule avec milieux poreux pour l'essai MP25. Ce tube fait le lien entre les milieux poreux et l'air libre au-dessus de l'anode pour permettre l'évacuation des gaz produits à la cathode. L'utilisation de tubes a été reprise dans l'essai MP26 réalisé dans une cellule à grande surface. Dans cette expérience, les gaz ont été évacués par cinq tubes en plexiglas d'un diamètre intérieur de 1,9 cm. Ces tubes, totalisant une surface d'évacuation de 14,3 cm², devaient servir à évacuer le gaz produit sur une surface de traitement de 900 cm². Les tubes étaient regroupés sur la face transparente de la cellule de traitement ce qui forçait les gaz à parcourir jusqu'à 29 cm horizontalement avant d'être évacués. Enfin, les gaz ont été évacués à travers la surface perforée à 19% de la cathode dans l'essai MP27. Dans tous les cas, de l'acide chlorhydrique a été utilisé dans les milieux poreux pour neutraliser l'avancée du front basique parce que cet acide engendre une efficacité faradique de 100% pour la production de gaz. Le tableau 8.11 résume les caractéristiques importantes des trois essais réalisés pour tester l'évacuation des gaz produits à la cathode.

TABLEAU 8.11 : EFFICACITÉ D'ÉVACUATION DES GAZ

	Cellule	Évacuation du gaz	Acide – Charge équivalente	Charge de l'essai
MP25	Milieux poreux	Tube	80 mL HCl à 10 M – 87,2 kC	114,1 kC
MP26	Grande surface	Tubes	1200 mL HCl à 4,0 M – 463,2 kC	481,2 kC
MP27	Grande surface	Cathode perforée	950 mL HCl à 4,5 M – 412,5 kC	374,8 kC

La méthode d'évacuation du gaz par les tubes est efficace en termes de charge circulée puisque pour les essais MP25 et MP26, la charge appliquée au sol a été plus importante que la charge théoriquement calculée avant de constater l'épuisement de l'acide par une augmentation de résistivité. Les tubes ont permis d'observer la sortie du gaz tout au long du traitement. Cette évacuation se faisait par coup, ce qui indique que le gaz s'accumulait dans les milieux poreux jusqu'au point où le trop plein était évacué. Ce mode de sortie du gaz indique qu'il y a probablement des bulles de gaz qui ont tendance à être immobilisées aux points hauts dans les

milieux poreux. Les pertes de charge ont été plus élevées dans les milieux poreux avec évacuation du gaz par tubes qu'avec la cathode perforée, ce qui confirme l'accumulation d'air à des points mort dans les milieux poreux. Ces bulles de gaz aux points hauts pourraient nuire à l'enlèvement des métaux lourds parce que ces derniers seraient forcés de contourner les poches de gaz pour atteindre les milieux poreux.

L'évacuation du gaz par les trous d'une cathode perforée a été plus efficace qu'avec les tubes comme indiqué par la résistivité des milieux poreux (tab. G.49, G.50). Cependant, la cathode perforée a été moins efficace en termes de charge appliquée au sol. En effet, la quantité d'acide initialement introduite dans les milieux poreux a été de seulement 950 mL par rapport à 1200 mL dans l'essai MP25. Cette différence est attribuable aux trous de la cathode qui laissent sortir l'acide introduit quand la contrainte due au poids des sols est appliquée aux milieux poreux. De plus, un volume additionnel de 100 mL d'acide à un pH moyen de 1,00 a été perdu durant le traitement probablement à cause du débit électro-osmotique.

Les deux solutions testées ont permis d'évacuer les gaz et de mieux utiliser l'acide de contrôle dans les milieux poreux. À concentration d'acide égale, les tubes sont 40% plus efficace que la cathode perforée en termes de charge applicable au sol. Par contre, l'utilisation de la cathode perforée est probablement plus efficace pour extraire les métaux lourds mais elle ne peut être utilisée dans les cas où le traitement engendre un débit électro-osmotique élevé vers la cathode.

8.5 Conclusions

La décontamination des sols en couche mince implique l'utilisation de milieux poreux pour contenir l'acide de contrôle du front basique. Les milieux poreux en fibres de polypropylène aiguilletées ont comme avantage d'être plus faciles à nettoyer que ceux faits en polyéthylène à haute densité. Le facteur limitant par rapport aux milieux poreux est leur épaisseur plutôt que leur capacité à contenir de l'acide. La longueur des milieux poreux doit être suffisante pour permettre d'emmagasiner les métaux lourds extraits du sol sans qu'un mur de diffusion limite la décontamination. De plus, il est avantageux de placer un milieu poreux rempli d'eau entre l'acide de contrôle du front basique et le sol pour empêcher la diffusion de l'acide dans le sol ce qui nuit au traitement. Enfin, on note que les milieux poreux perdent de leur résistance mécanique avec un contact prolongé avec des acides concentrés.

Les gaz produits par les réactions de réduction à la cathode doivent être évacués car leur présence peut complètement bloquer le traitement. Deux méthodes d'évacuation du gaz ont été testées et elles se sont avérées efficaces. L'utilisation d'une cathode perforée, bien que moins efficace en termes de charge applicable au sol, semble préférable pour décontaminer le sol par rapport aux tubes d'évacuation du gaz.

Le traitement des sols en couche mince permet d'atteindre un taux de décontamination pratiquement identique à celui obtenu dans des cellules avec contrôle. La consommation d'énergie dans un traitement en couche mince est moins importante que dans un traitement plus épais. Il reste toutefois d'autres expériences à conduire pour pouvoir chiffrer l'économie réelle d'énergie dans un traitement en couche mince. Enfin, le traitement en couche mince change l'équilibre du traitement pour favoriser la solubilisation par rapport au transport.

Les données obtenues du traitement du sol #6 et #2 indiquent qu'il serait probablement possible de décontaminer ces sols sous le critère A du MENVIQ pour environ 200 à 250 \$/m³. Ce coût inclut seulement l'énergie et les acides utilisés. Il faudra leur ajouter les coûts liés à l'excavation et le transport des sols, la capitalisation et la main d'œuvre. À ce prix et avec l'avantage de vraiment dépolluer le sol, la décontamination par électrocinétique en couche mince semble plus avantageuse que l'enfouissement. Enfin, il faut noter que le procédé de décontamination des sols en couche mince fait l'objet d'un brevet détenu par l'Université de Sherbrooke et des informations et/ou des licences d'utilisation peuvent être obtenues en s'adressant au Bureau de Liaison Entreprise Université.

9. CONCLUSIONS

9.1 Objectifs

Les objectifs de la présente étude étaient de pousser la recherche sur la décontamination des sols par électrocinétique dans le but de rendre cette méthode utilisable sur des sols contaminés par des activités industrielles. La caractérisation des sols industriels visait à établir l'état de la contamination dans ces sols et aussi certains paramètres de référence pour décrire ces sols. Aussi, pour que l'électrocinétique soit utilisée comme méthode de traitement des sols, il faut que la décontamination puisse être planifiée et réalisée en fonction de paramètres de traitement (objectifs) quantifiables ce que la présente étude visait à établir. Enfin, l'optimisation du traitement de décontamination faisait également partie des objectifs de la recherche.

Les conclusions tirées des travaux de la présente étude, ainsi que leur analyse, sont divisées en cinq aspects. Il s'agit de la caractérisation des sols industriels, la désorption des métaux lourds, le transport de ces derniers hors du sol, la décontamination de sols industriels en cellule avec contrôle et le traitement du sol en couche mince. Le modèle développé ainsi que les simulations réalisées ont servi à appuyer, et dans certains cas, à extrapoler, les conclusions tirées à partir de l'analyse des résultats expérimentaux.

9.2 État de la contamination dans les sols industriels

Quatre sols contaminés par des activités industrielles ont été caractérisés, et bien que chaque sol contaminé soit un cas particulier en soi, il est quand même intéressant de souligner les aspects communs des quatre sols industriels étudiés. Ces sols ont une capacité tampon qui est plus élevée que celle des sols artificiellement contaminés en laboratoire comme le silt d'Ascot ou la kaolinite. De même, la teneur en solides volatils, indicatrice de la matière organique contenue dans un sol, est plus élevée dans ces sols industriels que pour la kaolinite ou le silt d'Ascot. Enfin, les sols industriels ont tendance à contenir plus d'un contaminant à la fois.

Les métaux lourds présents dans les sols industriels sont surtout sorbés. Les résultats des extractions séquentielles sélectives permettent de constater que la majeure partie de la contamination n'est pas dans la phase échangeable mais immobilisée dans les sols par des liens spécifiques (section 2.4.6) plutôt que par des liaisons non spécifiques moins fortes. En termes de répartition, les résultats sont variables avec relativement peu de métaux lourds dans la phase résiduelle de l'extraction séquentielle sélective. Il y a une certaine corrélation entre la quantité de métaux lourds présents dans la phase matière organique de l'ESS et la teneur en solides volatils des sols, mais il faut se rappeler que les contaminants varient d'un sol à un autre, ce qui influence les affinités de sorption entre les métaux lourds et la matière organique. La majeure partie de la contamination des sols pollués par des activités industrielles est présente dans la combinaison des phases carbonates, oxydes – hydroxydes et matière organique.

9.3 Désorption des métaux lourds

Le champ électrique permet d'extraire les métaux lourds sous forme ionique dans l'eau interstitielle ou dans la partie mobile de la double couche des sols. La caractérisation des sols montre que la majorité des métaux lourds sont plutôt sorbés et ils doivent d'abord être mis en solution pour que le procédé électrocinétique puisse les extraire. Cette solubilisation se fait par l'acidification du sol qui provient des protons produits à l'anode par oxydation de l'eau et aussi, indirectement, par le contrôle du pH à la cathode. Dans un premier temps, la présente étude s'est penchée sur la quantification de l'efficacité faradique d'un traitement électrocinétique à produire des protons à l'anode et à acidifier le sol. En deuxième lieu, c'est la progression du front acide de l'anode vers la cathode ainsi que la désorption des métaux qui résulte, qui ont été étudiés. Les effets d'un prétraitement des sols à l'acide sur la solubilisation des métaux lourds ont aussi été étudiés. Enfin, un paramètre de solubilisation a été proposé et validé.

9.3.1 Efficacité faradique pour la production de protons à l'anode

Les protons produits par oxydation de l'eau à l'anode sont responsables de l'acidification du sol qui est le principal mécanisme de la désorption des métaux lourds. La quantification de l'efficacité faradique d'un traitement à produire des ions H^+ est nécessaire parce qu'elle correspond aussi à la désorption des métaux lourds. Les travaux réalisés pour établir cette efficacité ont permis de tirer plusieurs conclusions et de valider la procédure. Cette validation a montré que la précision des résultats d'essais réalisés pour établir l'efficacité faradique de l'électrocinétique à produire des protons à l'anode est de 5%. Comme les mécanismes de transport des ions H^+ dans le sol sont les mêmes que pour les métaux lourds, la reproductibilité des résultats pour l'acidification du sol peut être extrapolée à l'enlèvement des métaux lourds.

L'efficacité faradique pour la production de protons à l'anode est de 50 % pour un contrôle du pH à la cathode avec de l'acide chlorhydrique, de 73% avec de l'acide nitrique et de 100% avec de l'acide sulfurique et phosphorique. Cependant, lorsque le pH à la cathode est contrôlé par de l'acide phosphorique, les anions de l'acide phosphorique transportent des ions H^+ du réservoir cathodique vers l'anode et amènent une efficacité faradique apparente de 150%. Enfin, il n'y a pas que l'efficacité faradique pour la production de protons à l'anode qui compte dans le choix d'un acide de contrôle du pH. Il faut aussi tenir compte de la solubilité des métaux à extraire avec les anions de l'acide choisi.

L'efficacité faradique pour la production de protons à l'anode est diminuée par la présence d'anions oxydables qui viennent en contact avec l'électrode positive. Les anions oxydables peuvent avoir deux provenances. D'abord, ils peuvent déjà être présents dans le sol avant sa

décontamination et être transportés vers l'anode au début du traitement (sol d'Ascot). Ils peuvent aussi provenir du réservoir cathodique ou des milieux poreux et traverser le sol durant le traitement pour atteindre l'anode. Comme le déplacement des métaux lourds dans les sols est ralenti par leur sorption, il faut appliquer un potentiel de transport plus grand que celui de la longueur du sol, ce qui implique que les anions, qui ne sont pas ralentis, peuvent traverser plusieurs fois l'échantillon de sol traité. Ainsi, les anions de l'acide de contrôle jouent un rôle plus important que ceux déjà présents dans le sol sur l'efficacité faradique pour la production de protons à l'anode. Enfin, le transport du courant par des anions correspond approximativement à 50% du courant total parce que le sol contient autant de charges positives que négatives et que les cations et les anions ont, en moyenne, la même mobilité électrique.

Lorsqu'ils atteignent l'anode, les ions Cl^- sont oxydés alors que les anions de l'acide sulfurique et phosphorique ne le sont pas. Une partie (46%) des ions nitrate est transformée en nitrite dans le réservoir cathodique et/ou dans le sol et lorsque les nitrites arrivent à l'anode, ils sont oxydés, ce qui diminue l'efficacité faradique pour la production de protons à l'anode.

Enfin, l'utilisation d'une anode en Ebonex permet d'obtenir une efficacité faradique pour la production de protons 3% plus élevée qu'avec une anode en carbone.

9.3.2 Solubilisation des métaux lourds

La caractérisation des sols présentée dans le chapitre trois montre que la majeure partie des métaux lourds est sorbée dans les sols. Les métaux doivent être solubilisés pour être transportés hors du sol. Les travaux réalisés ainsi que leur analyse en regard de la solubilisation des métaux ont permis de tirer plusieurs conclusions.

La solubilisation des métaux lourds dépend de l'acidification du sol. De plus, l'acidification du sol durant le traitement électrocinétique engendre une diminution de la résistivité du sol quand le pH à la cathode est contrôlé par un acide fort, alors que la résistivité du sol augmente quand le pH est contrôlé par un acide faible. Peu importe que le pH à la cathode soit contrôlé par un acide fort ou faible, il est possible d'interpréter l'évolution de la résistivité du sol dans un traitement électrocinétique pour suivre son acidification. Cette méthode de suivi du front acide, bien qu'elle tende à surestimer la position du front acide au début d'un traitement et à le sous-estimer vers la fin, montre que l'acidification du sol progresse de l'anode vers la cathode comme un front. De plus, on constate que la progression du front acide dans le sol est proportionnelle et linéaire avec la charge électrique appliquée. Enfin, il a été démontré que l'acidification du sol, et, par conséquent, la désorption des métaux lourds, peut être quantifiée par un paramètre de solubilisation (\tilde{S}) défini comme le ratio entre la charge électrique appliquée (kC) et le volume de sol en litre (L).

L'étude, par la méthode de l'extraction séquentielle sélective (ESS), de l'état des métaux lourds à divers endroits le long de la cellule de traitement a permis de déterminer que les métaux lourds présents dans les phases échangeable sorbée, carbonates et oxydes – hydroxydes de l'ESS sont solubilisés durant la décontamination électrocinétique par une acidification du sol à un pH inférieur à 6,0. Les métaux solubilisés dans le sol sont déplacés dans l'eau des pores et dans la phase échangeable sorbée. Enfin, la décontamination électrocinétique des sols industriels testés (#1, #2, #3 et #6) est limitée par la solubilisation des métaux lourds présents dans les phases matière organique et résiduelle de l'ESS.

Afin d'équilibrer les paramètres de traitement et ainsi obtenir un traitement optimum, les sols peuvent nécessiter une préacidification. Il a été constaté que le prétraitement à l'acide diminue le pH et augmente la conductivité des sols. Tout comme pour l'acidification du sol par le traitement électrocinétique, la préacidification a été efficace pour solubiliser les métaux lourds présents dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes des sols testés (#1, #2, #3, #6) quand leur pH a diminué en deçà de 6,0. Dépassé 3,0 moles d'acide par litre de sol, la solubilisation des métaux lourds dans les phases carbonates et oxydes – hydroxydes devient pratiquement inexistante. Les métaux lourds présents dans les phases matière organique et résiduelle sont plus difficilement solubilisés par la préacidification que ceux des phases carbonates et oxydes – hydroxydes mais leur désorption persiste au-delà de 3,0 moles d'acide par litre de sol.

Enfin, les contaminants solubilisés dans les phases carbonates, oxydes – hydroxydes, matière organique et résiduelle par la pré-acidification sont déplacés dans la phase échangeable du sol (eau des pores incluse). Plus un sol est fin, plus les métaux solubilisés par la préacidification sont retracés dans la phase échangeable sorbée des sols plutôt que dans la l'eau des pores.

9.4 Transport des contaminants

Il y a trois mécanismes de transport impliqués dans la décontamination des sols par électrocinétique : la migration électrique, l'advection hydraulique et/ou électro-osmotique et la diffusion. Pour décontaminer le sol, les mécanismes de transport mentionnés ci-dessus doivent extraire les métaux lourds solubilisés. Les travaux réalisés dans cette étude ainsi que leur analyse permettent d'avancer les conclusions suivantes.

D'abord, le transport des ions dans le traitement électrocinétique des sols se fait principalement par migration électrique qui, dans une solution uniforme, implique le remplacement des ions. La capacité d'un traitement électrocinétique à transporter des ions peut être quantifiée par le

paramètre de transport (\bar{T}) suggéré et validé qui correspond à l'intégration d'un gradient de voltage sur une période de temps ($V \times h/cm$). La distance parcourue par les ions peut être calculée à partir du paramètre de transport en le multipliant par la mobilité électrique ($\approx 2,65 \text{ cm}^2/V \times h$) et par la tortuosité du sol au carré.

Le sol est un milieu poreux et les influences de ce dernier impliquent, par rapport à une solution, une surface de transport des ions réduite et une longueur de transport plus grande en raison de la tortuosité. Cette dernière diminue doublement le mouvement des ions en réduisant leur vitesse et en augmentant la distance à parcourir.

La contribution du débit électro-osmotique au transport des ions est, en général, de l'ordre de 7% de celle de la migration électrique et elle peut atteindre 15% dans de rares cas.

Enfin, la diffusion peut limiter la décontamination des sols lorsque les ions à extraire s'accumulent près d'une électrode et qu'un équilibre s'établit entre la migration électrique vers l'électrode et la diffusion vers le sol. Aussi, la diffusion d'acide, du réservoir cathodique vers le sol, augmente localement la conductivité du sol, ce qui diminue à cet endroit le paramètre de transport et engendre une accumulation des métaux à extraire dans l'eau des pores.

9.5 Essai de décontamination de sols industriels en cellule avec contrôle

Douze essais de décontamination en cellule avec contrôle ont été réalisés sur trois sols industriels différents. Les paramètres de traitement (\bar{S} et \bar{T}) se sont avérés de puissants outils pour analyser et comparer les résultats de ces essais. Les résultats des tests CC1 à CC12 et leur analyse ont permis certaines constatations.

D'abord, l'analyse théorique de l'influence de la vitesse de traitement indique que la consommation d'énergie liée à la décontamination d'un volume de sol est proportionnelle à la vitesse de traitement, et ce, peu importe que la décontamination soit limitée par la désorption ou par le transport des contaminants. De plus, l'analyse théorique de l'influence de la distance interélectrodes montre que la consommation d'énergie nécessaire pour décontaminer un volume de sol est proportionnelle à la distance entre les électrodes, et ce, peu importe que le traitement soit limité par la désorption ou par le transport des contaminants. Il faut donc, pour comparer adéquatement la consommation d'énergie de traitements différents, tenir compte de la durée des essais et de leur distance interélectrodes.

Pour obtenir un bon traitement en termes d'enlèvement des métaux, il faut que la charge et le voltage appliqués au sol soient suffisants pour désorber les métaux lourds et transporter ces

demiers hors du sol respectivement. De plus, pour obtenir un traitement efficace en termes de décontamination et de consommation d'énergie, il faut que les deux paramètres de traitement atteignent leur valeur requise simultanément. C'est la résistivité moyenne du sol pendant un traitement qui contrôle le rapport entre le paramètre de transport et celui de solubilisation. Pour optimiser la décontamination des sols par électrocinétique, la résistivité moyenne du sol devrait idéalement être telle que les deux paramètres de traitement arrivent à leur valeur requise en même temps. La préacidification diminue la résistivité moyenne du sol, ce qui favorise la désorption. À l'opposé, le contrôle du pH à la cathode par un acide faible augmente la résistivité du sol, ce qui favorise le transport.

Pour les sols où la désorption des métaux lourds est l'élément qui limite le traitement, comme pour les sols industriels #1, #2, #3 et #6, il y a avantage à préacidifier le sol et à contrôler le pH à la cathode avec un acide fort pour diminuer la résistivité moyenne du sol, ce qui favorise la désorption. Quand la préacidification des sols industriels est insuffisante, la résistivité du sol est trop grande et c'est la désorption qui limite le traitement, ce qui engendre une consommation d'énergie plus élevée par rapport à un traitement optimal. Par contre, quand la préacidification est trop élevée, la résistivité du sol est trop faible et c'est le transport qui limite le traitement, ce qui engendre une consommation d'énergie plus élevée par rapport à un traitement optimal.

La combinaison de la capacité tampon et des solides volatils contenus dans les sols est un bon indicateur du paramètre de solubilisation requis pour décontaminer un sol. C'est surtout la solubilisation des métaux lourds présents dans la phase matière organique et, à un moindre niveau, dans la phase résiduelle qui limitent la décontamination des sols industriels. La teneur en solides volatils est un bon indicateur de la quantité de métaux lourds présents dans les phases matière organique et résiduelle des sols et donc de la limitation du traitement. Enfin, la quantité de métaux lourds présents dans les phases matière organique et résiduelle des sols 1 et 3 traités, fait en sorte que ces sols ne peuvent être décontaminés en deçà du critère C du MENVIQ.

9.6 Traitement du sol en couche mince

Comme la quantité d'énergie consommée pour décontaminer les sols par électrocinétique est proportionnelle à la distance interélectrodes, il est avantageux d'effectuer le traitement dans un montage aussi mince que possible. Les travaux effectués pour tester une méthode de décontamination électrocinétique des sols en couche mince ont amené les conclusions suivantes.

Le traitement des sols en couche mince a permis d'atteindre un taux de décontamination du sol pratiquement identique à celui obtenu dans une cellule avec contrôle. De plus, la consommation

d'énergie dans un traitement du sol en couche mince est moins grande que dans un traitement en cellule avec contrôle. La décontamination des sols en couche mince est applicable pour des sols excavés (ex-situ) et les coûts liés à cette manipulation peuvent être récupérés, en tout ou en partie, par l'économie d'énergie que procure la préacidification du sol.

La diffusion est un mécanisme de transport qui peut limiter le traitement en couche mince. La capacité des milieux poreux d'emmagasiner les métaux lourds (surtout leur épaisseur) doit être suffisante pour empêcher qu'un mur de diffusion des métaux limite le traitement. Aussi, il est avantageux de placer un milieu poreux rempli d'eau entre l'acide de contrôle du front basique et le sol pour ralentir la diffusion de l'acide de contrôle dans le sol, ce qui contribue à limiter le traitement en couche mince en diminuant la résistivité du sol près des milieux poreux ; ceci crée une accumulation des métaux dans l'eau des pores à cet endroit.

Les milieux poreux en polypropylène testés peuvent contenir plus d'acide que ceux en polyéthylène à haute densité même lorsqu'une pression de 1 kPa leur est appliquée. De plus, il est possible de nettoyer les milieux poreux en polypropylène par l'application d'une pression d'air pour enlever le liquide contaminé. Il a aussi été noté que les milieux poreux deviennent plus fragiles lorsque mis en contact avec des acides concentrés. Enfin, les milieux poreux en polypropylène perdent environ 6% de leur capacité à emmagasiner de l'acide après un cycle (traitement et lavage).

La production de gaz à la cathode peut limiter le traitement en coupant le contact électrique entre l'anode et la cathode par soulèvement du sol. Les données obtenues montrent que les gaz produits à la cathode respectent la loi des gaz ($P \times V = n \times R \times T$). L'utilisation d'acide nitrique pour contrôler l'avancée du front basique a permis d'appliquer au sol une charge électrique plus élevée qu'avec l'acide chlorhydrique parce que les nitrates sont oxydés en nitrites dans les milieux poreux près de la cathode durant le traitement en couche mince, ce qui diminue la quantité de gaz produit. Enfin, il est possible d'évacuer le gaz généré à la cathode par l'utilisation de tubes ou d'une cathode perforée.

9.7 Considérations pratiques

La décontamination des sols par électrocinétique a avantage à être réalisée avec un sol préacidifié et une distance interélectrode aussi faible que possible. Pour ces raisons un traitement ex-situ, en couche mince (5 à 20 cm) est avantageux (voir 9.6).

La préacidification du sol devrait être faite avec un acide fort, peu coûteux, qui possède un anion soluble avec les métaux à solubiliser et non oxydable à l'anode. De plus, lorsque c'est possible, l'anion de l'acide de prétraitement devrait précipiter d'autres ions qui ne doivent pas être enlevés

du sol comme le calcium. L'acide sulfurique répond généralement à ces critères mais ne peut pas être utilisé pour solubiliser du plomb. La préacidification doit engendrer une résistivité du sol qui permet d'atteindre les deux critères de traitement simultanément. Le critère de transport doit correspondre à approximativement 2,5 fois la longueur sol pondéré par la tortuosité au carrée. Par exemple, pour une épaisseur de traitement de 10 cm avec une tortuosité de 0,67, le sol a une longueur pour les calculs de 15 cm est le paramètre de transport devra être de $14,2 \text{ V}\times\text{h}/\text{cm}$ ($15 \text{ cm} \times 2,5 \div 2,65 \text{ cm}^2/\text{V}\times\text{h}$). Enfin, le critère pour le paramètre de solubilisation dépend du sol à traiter et de la préacidification et il doit être établi par essai erreur.

Les électrodes doivent être durables et l'acier inoxydable pour la cathode et le titane remplissent bien ce rôle. Le champ électrique appliqué dépend de la vitesse du traitement que l'on veut obtenir. Il faut garder en tête que le coût énergétique est directement proportionnel à la vitesse de traitement.

9.8 Recommandations

Comme pour toute recherche, les travaux réalisés ont permis de soulever certaines questions qui méritent d'être étudiées plus en profondeur. Certains aspects de la recherche réalisée méritent également d'être étudiés plus à fond. Ces questions et aspects soulevés par les travaux réalisés et leur analyse sont les suivants :

1. D'abord, les dangers que représentent pour l'environnement les métaux lourds liés à la matière organique des sols devront être éclaircis parce que ce sont surtout ces métaux qui restent dans les sols traités par électrocinétique.
2. Les effets de la vitesse de traitement ainsi que de la distance interélectrodes sur la consommation d'énergie devraient être établis expérimentalement dans des conditions où les paramètres de traitement entre les expériences sont identiques.
3. La méthode de traitement des sols en couche mince devrait être amenée à l'étape de projet pilote.
4. Les sols décontaminés par électrocinétique sont inévitablement acidifiés et une méthode de neutralisation de cette acidité devrait être mise au point.
5. Le rôle de la pression osmotique dans les débits électro-osmotiques devrait être établi.
6. La compréhension du transport ionique à l'interface de deux solutions différentes, où il s'établit généralement un potentiel de jonction liquide, devrait être améliorée et éventuellement incorporée au modèle développé. De plus, les réactions de neutralisation devraient être incorporées dans le modèle présenté pour permettre de mieux représenter la conductivité du sol.

ANNEXE A

MINÉRALOGIE ET CHIMIE DES SOLS

A. MINÉRALOGIE ET CHIMIE DES SOLS

A.1 Généralités

Dans cette section on présente les composantes des sols. On introduit également certaines notions de chimie des sols afin de mieux cerner les sources de la sorption des métaux lourds. Enfin, on définit certains paramètres relatifs aux sols qui reviennent souvent en géotechnique environnementale.

A.2 Provenance et composition des sols

On retrouve deux types de minéraux qui composent les sols. Les minéraux primaires sont des produits de l'altération physique de la roche. Ils sont, en fait, des minéraux dérivés de la roche mère qui n'a pas été altérée chimiquement. Ils comprennent la majeure partie des graviers, des sables et des silts. Les minéraux secondaires proviennent d'altérations physiques et également chimiques de la roche mère. Ils comprennent la majeure partie de la portion argileuse des sols.

Le minéral le plus présent dans les sols est le silicate. Une large portion de silicate constituant les sols consiste en du silicate d'aluminium [TAN, 1982]. Les éléments dominants de l'écorce terrestre sont donc l'oxygène, le silicium et l'aluminium. Les cations qui balancent les charges des silicates forment le second groupe en importance. Un silicate est présenté à la figure A.1.

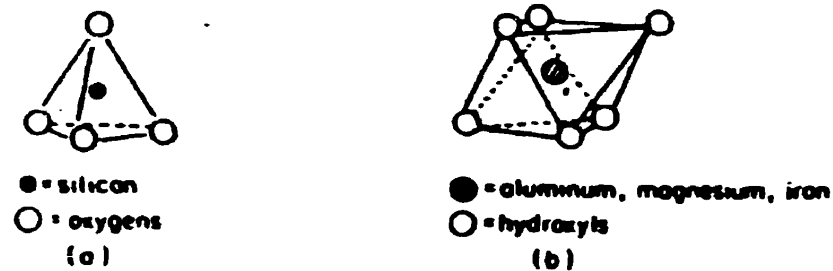


Figure A.1 : Diagramme d'un (a) tétraèdre de silicate et (b) un octaèdre d'aluminium, de magnésium ou de fer [TAN, 1982]

On trouve également dans les sols des composés organiques. Ces composés représentent généralement de 0,5 à 5% du poids du sol [YONG et coll., 1992 ; BEAR, 1964]. Cette fraction organique des sols consiste en des organismes vivants, des plantes mortes et des résidus végétaux et animaux.

A.2.1 Le sable et le silt

Le sable et le silt sont des particules de sol ayant un diamètre plus grand que $2 \mu\text{m}$. Les sables sont composés à 90% de quartz qui est un minéral abondant dans les sols [YONG et coll.,

1992]. Dana (1957) classe le quartz (SiO_2) dans la catégorie des silicates plutôt que dans la catégorie des oxydes parce que dans sa structure, le quartz montre le même tétraèdre que l'on retrouve dans la structure des argiles. Cependant, l'arrangement des tétraèdres est tridimensionnel plutôt qu'en feuillet. La figure A.2 montre la structure du quartz où l'on peut voir que chacun des atomes d'oxygène est partagé par deux tétraèdres, d'où la formulation SiO_2 .

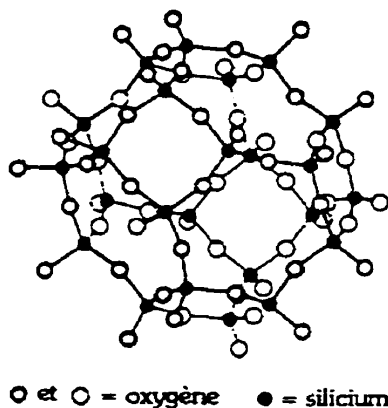


Figure A.2 : Structure du quartz [DANA, 1957]

Les feldspaths sont parmi les minéraux primaires abondants dans les sols. Ce sont des silicates d'aluminium incluant du potassium, du sodium, du calcium, et dont la structure est aussi un réseau tridimensionnel. L'orthoclase (KAlSi_3O_8), l'albite ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) et l'anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) sont des exemples de feldspaths très communs [DANA, 1957].

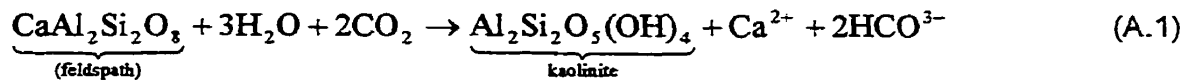
Tout comme les silicates, les oxydes constituent une classe distincte de minéral. Cette classe englobe les oxydes simples et multiples [DANA, 1957]. Le quartz, bien qu'on le retrouve répertorié parmi les silicates, est aussi classé parmi les oxydes par certains auteurs [YONG et coll., 1992 ; PARKS, 1966]. Outre le quartz, on retrouve l'hématite (Fe_2O_3) parmi les oxydes communs. La goéthite ($\text{FeO}(\text{OH})$) est un oxyhydroxyde de fer aussi très répandu [YONG et coll., 1992 ; DANA, 1957]. Dans le sol, les oxydes et les oxyhydroxydes ne se retrouvent pas nécessairement sous forme de grains bien cristallisés ayant le diamètre d'un silt ou d'un sable. Jenne, cité par Gadde et coll. (1974) soutient que les oxyhydroxydes se trouvent généralement sous forme d'une couche enrobant les grains de sol tels les silicates. Enfin, Yong et coll. (1992) mentionnent que l'on peut retrouver la silice et le fer sous forme amorphe dans le sol.

Les carbonates font partie d'une famille de minéraux qui contiennent le radical CO_3^- dans leurs compositions chimiques. La calcite (CaCO_3) est un minéral commun et répandu. On trouve la

calcite dans d'énormes masses de roche sédimentaire où elle est le minéral dominant, et dans certains calcaires, c'est le seul minéral présent [DANA, 1957]. Les sols dérivés de ces roches contiennent de la calcite que l'on retrouve sous forme de particules ou d'enveloppe recouvrant d'autres particules [YONG et coll., 1992].

A.2.2 L'argile

Le terme «argile» peut faire référence à la fraction argileuse, c'est à dire les particules de sol plus petites que 2 µm ou bien à l'argile en tant que minéral. Les minéraux argileux sont des aluminosilicates, particules très petites ayant un diamètre inférieur à 1 µm [HOLTZ et KOVACS, 1981]. L'équation A.1 décrit la dissolution d'un feldspath et sa transformation en kaolinite, un minéral argileux [YONG et coll., 1992].



Il existe deux unités de structure de base qui sont impliquées dans la composition atomique de la plupart des argiles [GRIM, 1968]. La première unité est le feuillet en tétraèdre. Il consiste en une combinaison d'unités tétraédriques de silice composées de quatre atomes d'oxygène aux sommets entourant un atome unique de silicium (fig. A.3) [HOLTZ et KOVACS, 1981].

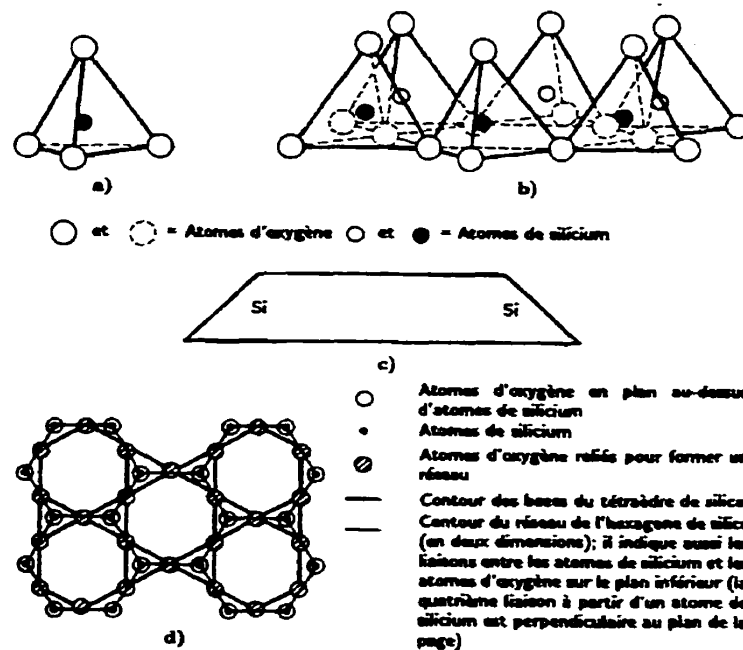


Figure A.3 : Tétraèdre de silice [HOLTZ et KOVACS, 1981]

La seconde unité est le feuillet en octaèdre. Il consiste en une combinaison d'unités octaédriques composées de six atomes d'oxygène ou d'hydroxyle entourant un atome d'aluminium (fig. A.4) [GRIM, 1968].

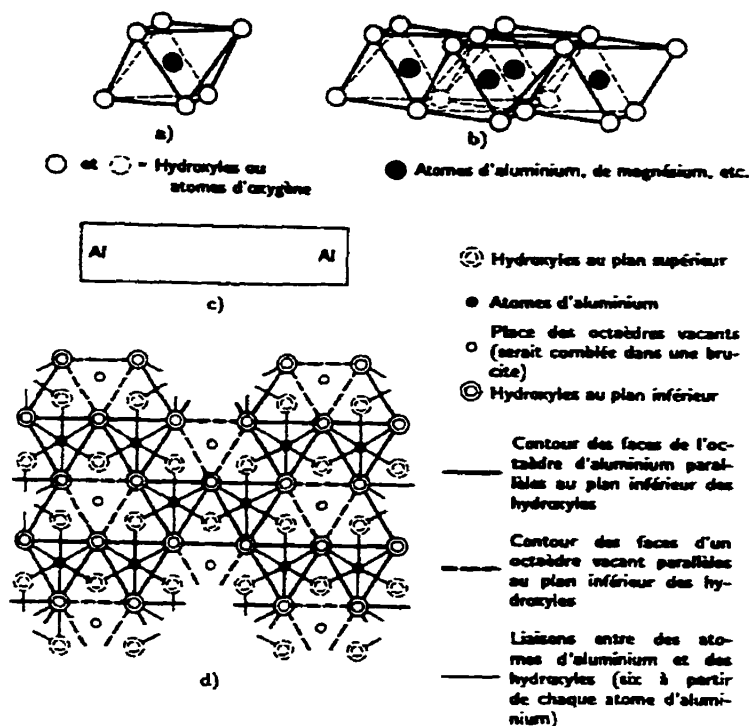


Figure A.4 : Octaèdre d'aluminium [GRIM, 1968]

L'agencement de ces feuillets en couches, les liens entre ces couches, et la présence de différents cations sont la source des différents minéraux argileux [YONG et coll., 1992]. En terme de charge électrique, on considère qu'un tétraèdre qui possède un ion silicium ou un octaèdre un ion aluminium en leur centre sont électriquement neutres.

A.2.3 La matière organique

Les sols contiennent une large variété de composé organique, molécules composées de carbone et d'hydrogène avec le carbone formant le squelette de la molécule. Dans les sols, la matière organique prend son origine de sources animale et végétale. La classification de la matière organique des sols peut être faite en terme d'état de dégradation ou en terme de matière humique et non humique. Certaines des ses substances humiques peuvent être solubles dans l'eau des pores des sols.

Par unité de masse, la matière organique est la fraction la plus chimiquement active des sols. La figure A.5 présente la structure hypothétique de l'humus. L'humus est un résidu très stable

de la biodégradation et il peut être vieux dans le sol de quelques milliers d'années. La structure de l'humus donne lieu à une densité très élevée de groupements fonctionnels. Ces derniers consistent, entre autres, en des hydroxydes (OH^-), des carboxyles (COOH^-) des phénols (^-OH) et des amines (NH_x^+) [YONG et coll., 1992].

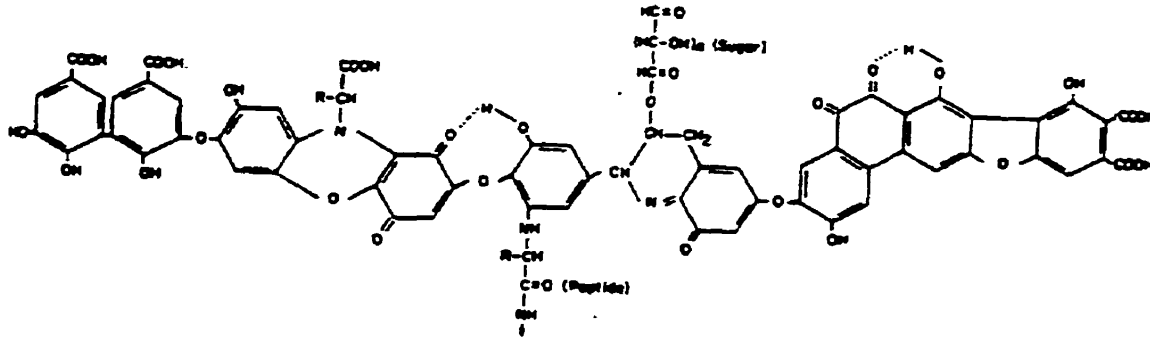


Figure A.5 : Structure hypothétique d'un acide humique [BOHN, 1985]

A.3 Origines de la surface chargées des sols

A.3.1 Généralités

Les particules de sol ont fréquemment la caractéristique d'être chargées électriquement [EVANS, 1989]. C'est cette charge électrique qui est en partie responsable de la sorption des métaux dans les sols [YONG et coll., 1992].

A.3.2 Les sols grossiers

La capacité d'échange des sols grossiers tels le sable et le silt provient des liaisons de surface [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. Afin d'illustrer le cas des sols plus grossiers un exemple est choisi. C'est le cas du SiO_2 , un matériau amphotère, tel que décrit par Schindler et coll. (1976). La figure A.6 montre la matrice du SiO_2 , ainsi que le développement d'une charge à sa surface.

Lorsque le fragment est exposé à l'eau, les sites chargés sont convertis en groupement MOH , où M représente le métal faisant partie de la surface (dans ce cas le silicium). Une surface «hydroxylée» comme celle de la figure A.6 (c) devrait se former à la surface de tous les oxydes en équilibre avec un milieu aqueux [PARKS, 1966]. Une charge se développe sur une surface «hydroxylée» via l'association ou la dissociation des ions H^+ avec les groupements MOH . L'amplitude et le signe de la charge dépendent alors du pH du sol [EVANS, 1989]. Cette nature amphotère de certains minéraux est attribuable à leur structure chimique, qui leur permet à la fois de relâcher des protons (H^+) ou de se combiner avec eux. Le point de charge zéro (PCZ)

remplacé ; la géométrie générale de l'unité n'est pas modifiée, d'où l'adjectif isomorphe. Cependant, il est très commun que l'ion remplaçant ait une valence inférieure à celle de l'ion remplacé. Des substitutions peuvent se produire à l'intérieur des tétraèdres et des octaèdres qui constituent les feuillets d'argile. Ces substitutions se produisent en position octaédrique par le remplacement des ions Al^{3+} par des ions Mg^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} ou Fe^{2+} . En position tétraédrique elles se produisent par le remplacement d'une partie des ions Si^{4+} par des ions Al^{3+} ou par des ions Fe^{3+} [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. Comme il n'y a généralement pas assez d'espace pour que des cations qui balanceraient ces charges soient intégrées au sein du cristal, il en résulte une charge nette négative originaire de l'intérieur du cristal mais qui se manifeste à sa surface. Notons cependant que quelquefois, ces déficits de charge sont en partie contrebalancés à l'intérieur même des feuillets par d'autres substitutions comme des ions O^{2-} remplacés par OH^- [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. De façon à donner un ordre de grandeur, on calcul que si seulement 1/6 des ions Al^{3+} sont remplacés par des ions Mg^{2+} , il en résulte une CEC de 100 meq/100 g de sol sec [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. Cette charge qui provient des substitutions isomorphes est fonction des imperfections cristallines et elle est insensible aux variations de l'environnement du cristal.

La figure A.7 montre ce qui arrive aux cotés d'un cristal de kaolinite lorsqu'il est brisé.

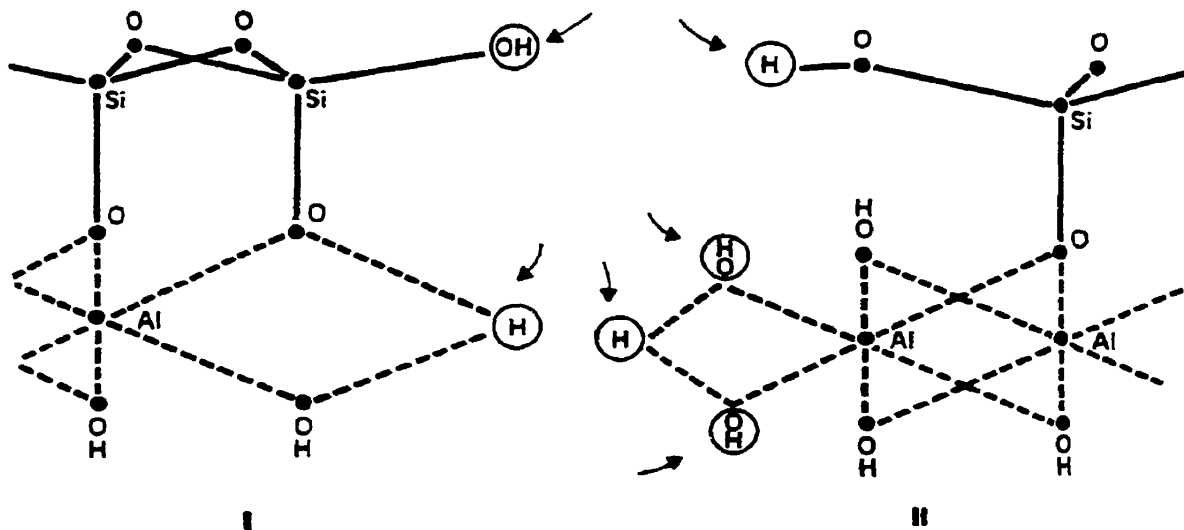


Figure A.7 : Bris d'un cristal de kaolinite [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]

On voit que de chaque côté apparaissent des valences libres qui s'appellent des liaisons de bordure. En supposant que c'est l'eau qui s'hydrolyse, on aura fixation de trois molécules d'eau. Les ions OH^- et H^+ exposés aux bordures des cristaux participent aux réactions d'échanges. De plus, la charge générée par ces liaisons de bordures varie en fonction du pH du milieu, elle est négative en milieu basique et positive en milieu acide. Le nombre de liaison de bordure par unité de volume, et par suite, la capacité d'échange due à cette cause, croît naturellement quand la taille des particules décroît. De façon générale on peut toutefois dire que la capacité d'échange due aux liaisons de bordure est beaucoup plus faible que celle due aux substitutions isomorphes [RUELLAN et DELÉTANG, 1967].

A.3.4 La matière organique

La capacité d'échange de la matière organique est due à sa grande surface spécifique et à la densité très élevée des groupements fonctionnels qu'elle possède sur cette surface. Ces groupements fonctionnels incluent entre autres des phénols ($^*\text{OH}$), des amines (NH_x^+), des carboxyles (COOH) et des hydroxydes (OH^-). Les groupements carboxyles et phénols ont été identifiés comme les groupements les plus importants de la matière organique des sols, plus spécifiquement dans le développement de la CEC et de la capacité chélatante des sols [YONG et coll., 1992]. Les groupements fonctionnels de la matière organique des sols peuvent se dissocier et libérer ou capter des ions H^+ et ainsi développer une charge positive ou négative en fonction du pH de l'eau des pores. Le pH auquel les ions H^+ sont libérés ou captés dépend du pK_a de chacun des groupes fonctionnels. Par exemple, les carboxyles peuvent libérer des ions H^+ à des pH inférieurs à 6,0, et les hydroxydes peuvent se dissocier à des pH supérieurs à 6,0.

A.4 **Classification des types de charges**

A.4.1 Généralités

On a vu à la section A.3 que les charges peuvent avoir deux origines distinctes dans les sols. Elles peuvent provenir de l'intérieur ou de la surface des particules de sol. Les sols peuvent contenir une seule ou ces deux types de charges [YONG et coll., 1992 ; EVANS, 1989]. Il est important de bien distinguer et définir ces charges car la force d'adsorption qui leur est reliée diffère.

A.4.2 Les charges constantes

Ce type de charges est exclusivement associé aux minéraux argileux. Elle provient d'un déséquilibre de charge dû à des substitutions isomorphes qui se produisent lors de la formation

des minéraux argileux [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. Comme cette charge est originaire de l'intérieur des minéraux argileux et non de leurs surfaces, la distance qui sépare les ions sorbés du déséquilibre de charge est plus élevée et la force d'adsorption est plus faible que pour les charges de surfaces.

A.4.3 Les charges variables

Les charges variables sont essentiellement reliées à la surface des particules de sol [RUELLAN et DELÉTANG, 1967]. Les charges variables sont associées avec les côtés des cristaux de kaolinite (fig. A.7), les sables et silts (fig. A.6) et avec la matière organique (fig. A.5). La figure A.6 illustre bien le développement d'une charge à la surface d'un fragment de silice en contact avec un milieu aqueux.

A.5 Surface spécifique et activité des sols

Une bonne façon d'exprimer l'étendu de surface disponible des composés d'un sol est la surface spécifique. La surface spécifique correspond à la surface disponible pour un volume ou une masse unitaire de sol, soit :

$$S.S = \frac{\text{Surface disponible}}{\text{Volume sol}} \quad (\text{A.2})$$

où: S.S. est la surface spécifique.

Elle peut être exprimée en m^2/m^3 ou en m^2/kg de sol [HOLTZ et KOVACS, 1981]. La surface spécifique est fonction de la grosseur des particules ainsi que de leur forme. De façon qualitative, on peut dire que plus une particule est petite et plus sa surface spécifique est élevée. De la même façon, plus une particule a une forme allongée et plus sa surface spécifique est élevée. Le tableau A.1 présente la surface spécifique de quelques composés de sol.

TABLEAU A.1 : SURFACE SPÉCIFIQUE DES COMPOSÉS DES SOLS

Composés	Surface spécifique, m^2/kg	Source
Montmorillonite	800	Holtz et Kovacs (1981)
Illite, chlorite	80	Holtz et Kovacs (1981)
Kaolinite	15	Holtz et Kovacs (1981)
Oxydes métalliques hydratés	600	Davis (1977)
Matière organique	40 à 500	Allison, (1973)

Pour sa part, l'activité des sols est fonction de la surface disponible des différentes composantes des sols ainsi que de la densité des sites disponibles sur cette surface. L'activité d'un sol reflète la combinaison de la surface spécifique et de la densité de charge.

A.6 pH et capacité tampon des sols

Le pH des sols est une mesure importante qui revient souvent. Les travaux de Harter (1983), effectués sur quatre sols, démontrent que l'abaissement du pH solubilise les métaux lourds dans les sols. Le pH des sols est déterminé sur un mélange sol - eau distillée. Pour ce faire, 5 g de sol, séché, broyé et homogénéisé, est mise en contact avec 5 g d'eau. Hamed et coll. (1991) affirment que le pH de la kaolinite est contrôlé par la saturation de sa surface avec des ions H^+ .

La capacité tampon d'un sol correspond au nombre de moles d'acide que l'on doit ajouter à un kilogramme de sol pour faire varier son pH d'une unité à partir du pH initial [PHADUNGCHWIT, 1990 ; FEDERER, 1985]. Elle dépend de la présence de matière organique, de phosphates, mais surtout de la teneur en carbonates et de la capacité d'échange cationique. Phadungchewit (1990) a démontré qu'une capacité tampon élevée favorise la rétention des métaux lourds sur les argiles. La capacité tampon des sols est un paramètre important à considérer dans le traitement électrocinétique puisque le principal mécanisme de solubilisation des métaux est l'acidification du sol. Si la capacité tampon du sol est élevée, des quantités importantes d'ions H^+ s'avéreront nécessaires afin de solubiliser les métaux lourds.

ANNEXE B
LE MILIEU AQUEUX

B. LE MILIEU AQUEUX

B.1 Généralités

Pour décontaminer un sol par électrocinétique le sol doit contenir une quantité minimale d'eau. L'eau sert de support dans lequel les contaminants sont transportés pour autant que les métaux y soient solubilisés et que le sol contient suffisamment d'eau pour former un film continu. Ce point particulier a été partiellement étudié par Lindgren et coll. (1993), qui montrent qu'un colorant anionique a migré dans un sol avec une teneur en eau aussi faible que 4%.

Par son interaction avec les métaux lourds dans les sols, l'eau désorbe ces derniers dans certaines conditions. Les notions présentées ici-bas ont pour objet de montrer comment l'eau joue ce rôle de solvant et qu'elles sont les facteurs qui peuvent influencer la solubilisation des métaux lourds.

B.2 La molécule d'eau

Les expériences de Cavendish et Lavoisier en 1780 ont établi que l'eau est composée d'hydrogène et d'oxygène. C'est en 1805 que le rapport de deux hydrogènes pour un oxygène a été découvert par Gay-Lussac et Humbolt.

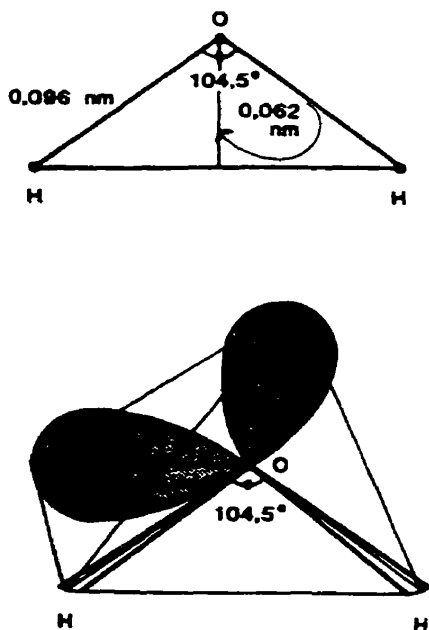


Figure B.1 : Géométrie de la molécule H₂O [EISENBERG, 1969]

On adopte généralement pour la molécule H₂O une structure triangulaire, où l'angle formé par les trois atomes est de 104,5° et où la longueur de la liaison O-H vaut 0,096 μm (Fig. B.1). En fait, l'oxygène est au centre d'un tétraèdre dont les atomes d'hydrogènes occupent deux sommets. De plus, l'oxygène possède une assez grande électronégativité, c'est-à-dire une grande tendance à attirer les électrons des liaisons qui l'unissent à ses voisins. Ceci se traduit par un déficit électronique sur les atomes d'hydrogènes et un surplus sur l'atome d'oxygène. Du fait de la géométrie non linéaire de la molécule, les centres de gravité des charges positives et négatives sont distincts et la molécule est polaire (Fig. B.2). Autrement dit, on peut l'assimiler à un dipôle électrique. On admet, pour le moment dipolaire de la molécule d'eau, la valeur de 6,138x10⁻³⁰ Cm. Le caractère souvent exceptionnel des propriétés physiques et physico-chimiques de l'eau est en grande partie attribuable à la forte polarité de sa molécule [EISENBERG, 1969].

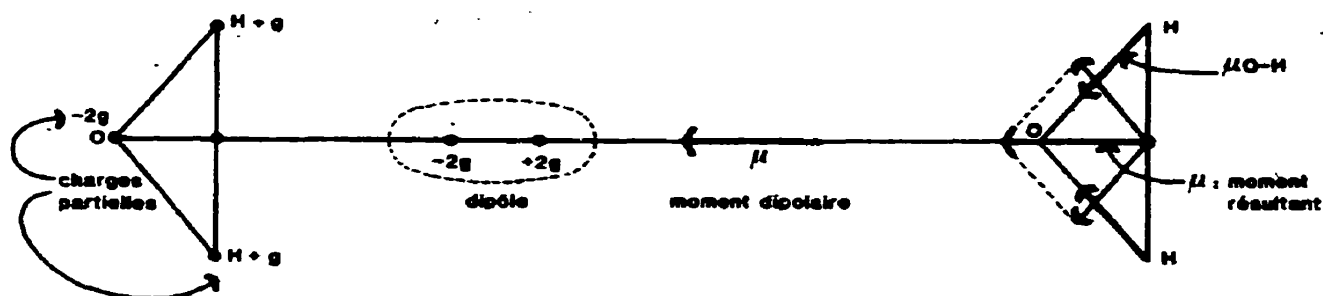


Figure B.2 : Polarité de la molécule H₂O et des liaisons O-H [EISENBERG, 1969]

B.3 La constante diélectrique

Parmi les propriétés exceptionnelles de l'eau, il faut souligner sa constante diélectrique particulièrement élevée (80,20 à 20°C). Cette constante D intervient dans la loi de Coulomb relative à la force, F, qui s'exerce entre deux particules chargées électriquement (q₁ et q₂) distantes de r :

$$F = \frac{1}{4\pi\epsilon_0 D} \frac{q_1 \times q_2}{r^2} \quad (\text{B.1})$$

où: ϵ_0 = la permittivité du vide

D = la constante diélectrique

Quand les particules sont dans le vide, D prend la valeur de 1 et lorsqu'elles sont dans un milieu quelconque, la constante diélectrique traduit l'influence du milieu matériel sur l'intensité de la

force. Le milieu, surtout s'il est polaire, réduit la charge efficace des particules et diminue l'intensité de la force de Coulomb. En effet, en présence de molécules chargées (électrodes, ions ou particules colloïdales), les molécules d'eau s'orientent et la charge de ces particules est partiellement neutralisée par celle des molécules d'eau voisines. L'eau, du fait de son moment dipolaire élevé, est l'un des liquides qui possèdent la plus forte constante diélectrique. Cette forte constante diélectrique explique que l'eau peut dissocier les substances ioniques puisqu'une fois en solution aqueuse, la force d'attraction entre les ions est grandement diminuée. Cette valeur élevée de la constante diélectrique explique également que l'eau peut ioniser et dissocier des substances à caractère covalent comme le HCl [EINSEBERG, 1969].

B.4 L'eau comme solvant

L'eau présente une forte aptitude à solubiliser un grand nombre de substances, qu'elles soient ionisables ou qu'il s'agisse de molécules non-électrolytes, mais à caractère plus ou moins polaire, susceptibles de s'associer aux molécules d'eau par attraction électrostatique et pont hydrogène. Les ions ainsi formés sont immédiatement entourés, stabilisés par un certain nombre de molécules d'eau convenablement orientées. On dit qu'ils sont hydratés et ce sont les ions les plus petits, les plus chargés qui sont les plus hydratables et qui possèdent le plus grand rayon hydraté [EISENBERG, 1969].

L'eau dissout, à des degrés variables, à peu près tous les sels, notamment ceux des métaux alcalins. Cependant, les sels dont la structure solide présente une très forte cohésion sont beaucoup moins solubles. C'est le cas de certains halogénures d'argent, de plomb, de la plupart des carbonates, des silicates, etc. [EISENBERG, 1969].

Les composés organiques ont une solubilité variable selon l'analogie de leur structure avec celle de l'eau, selon leur polarité et leur aptitude à échanger des ponts hydrogènes : les alcools, les amines, les acides légers se dissolvent bien car ils présentent une extrémité hydrophile. Leur solubilité diminue quand le nombre d'atomes de carbone de la chaîne organique hydrophobe augmente. Les sucres qui présentent plusieurs points hydrophiles sont particulièrement solubles.

B.5 La constante d'équilibre

Prenons un équilibre chimique $aA + bB \leftrightarrow cC + dD$. Les lettres majuscules désignent une espèce chimique et les lettres minuscules, les coefficients stœchiométriques. Le déplacement

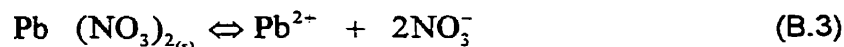
de cet équilibre est régi par le principe de Le Châtelier, selon lequel un système s'oppose à tout ce qui perturbe son état d'équilibre, état vers lequel il tend toujours à revenir. On peut observer que si on augmente la concentration de l'un des réactifs (A ou B), l'équilibre se déplace alors vers la droite pour qu'il y ait consommation de cet excès. De même, si l'un des produits est éliminé par un procédé quelconque (précipitation, évaporation, complexion...), l'équilibre se déplace encore vers la droite pour compenser cette diminution de concentration [HARRIS, 1991].

L'équilibre est habituellement décrit par une constante d'équilibre K, dans la forme :

$$K = \frac{(C)^c (D)^d}{(A)^a (B)^b} \quad (B.2)$$

Le symbole (A) représente l'activité pour le composé chimique A. Dans l'évaluation de la constante d'équilibre, l'activité des solutés doit être exprimée en moles par litre, celle des gaz, exprimée en atmosphère et celle des solides purs, des liquides purs et des solvants est omise puisqu'elle est égale à l'unité. Historiquement, c'est à partir de résultats expérimentaux que l'on a découvert l'existence d'une constante caractéristique de l'équilibre : ce sont d'ailleurs des résultats expérimentaux concernant l'étude de vitesse des réactions et non l'étude de l'équilibre chimique qui a conduit à la première formulation de l'expression de la constante d'équilibre. On sait maintenant qu'à l'équilibre deux réactions en sens opposé se déroulent à vitesses égales ; si on connaît les expressions des vitesses de la réaction directe et de la réaction inverse, on peut, en écrivant qu'elles ont la même vitesse, en déduire l'expression de la constante d'équilibre. Ce sont les Norvégiens Guldberg et Waage qui, en 1867, ont formulé la première expression de la constante d'équilibre en lui donnant le nom de loi d'action de masse.

Un cas particulièrement intéressant vis-à-vis des équilibres est celui de la solubilisation d'un sel en ions dans une solution. Par exemple, prenons la solubilisation du nitrate de plomb ($Pb(NO_3)_2$). La relation s'écrit :



La constante d'équilibre est donc :

$$K = \frac{(Pb^{2+}) (NO_3^-)^2}{(Pb(NO_3)_2)} \quad (B.4)$$

L'activité du nitrate de plomb solide est omise puisque égale à l'unité. La solubilisation d'un sel est donc un cas particulier et la constante d'équilibre ; dans ce cas elle s'appelle la constante du produit de solubilisation (K_{ps}). Elle s'écrit pour l'exemple ci haut :

$$K_{ps} = (Pb^{2+}) (NO_3^-)^2 \quad (B.5)$$

Cette dernière constante représente seulement la solubilisation maximale (la saturation) d'un sel dans un solvant. En d'autres mots, le sel peut se dissoudre jusqu'à ce que $(Pb^{2+}) (NO_3^-)^2 = K_{ps}$. Si, dans une solution, il n'y a pas d'excès de sel, il n'y a aucune garantie que $(Pb^{2+}) (NO_3^-)^2 = K_{ps}$. Des tables de constantes de produit de solubilité sont disponibles dans plusieurs références. Ces tables permettent de connaître la solubilité des sels dans l'eau. Par exemple, l'hydroxyde de plomb a un K_{ps} de $1,42 \times 10^{-20}$, valeur qui permet de calculer la concentration maximale de plomb en solution en fonction du pH [HARRIS, 1991].

Un autre exemple particulier et très intéressant pour la décontamination des sols par électrocinétique et celui de la constante d'auto-ionisation de l'eau :



Seule, une très faible proportion des molécules H_2O réagissent entre elles pour former les ions H_3O^+ et OH^- . Cela se traduit par une très petite valeur de la constante d'équilibre. À $25^\circ C$, cette constante, qui correspond au produit de la concentration des ions H_3O^+ par celle des ions OH^- , est égale à 1×10^{-14} . L'eau pure renferme donc les espèces H_2O , H_3O^+ et OH^- . En équilibre à $25^\circ C$, les concentrations de ces espèces sont :

$$[H_2O] = 55,5 \text{ moles/litre}$$

$$[H_3O^+] = [OH^-] = 1 \times 10^{-7} \text{ mole / litre.}$$

B.6 Le pH

Du fait de l'équilibre de dissociation de l'eau, le pH est relié à la teneur en ions OH^- (Éq. B.6). Plus généralement, les ions H_3O^+ interviennent dans de nombreux équilibres si bien que le pH du milieu influence la position de ces équilibres. En particulier, le pH est une mesure importante

pour évaluer la possibilité des métaux lourds à être sous forme soluble dans l'eau des pores d'un sol. La détermination du pH est donc une mesure importante qui revient souvent.

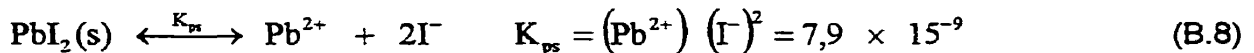
Le pH est par définition une mesure de l'activité des ions H_3O^+ contenus dans une eau [HARRIS, 1991] :

$$pH = -\log (H_3O^+) \quad (B.7)$$

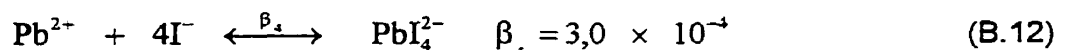
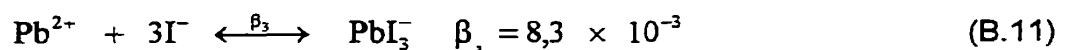
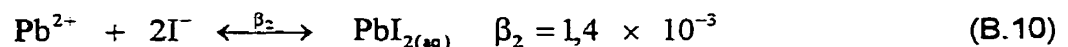
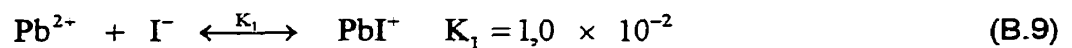
B.7 La complexation

La plupart des ions métalliques forment des complexes, c'est-à-dire qu'ils acceptent une ou plusieurs paires d'électrons fournies par un donneur. Ces complexes peuvent présenter des propriétés particulièrement différentes de celles de l'ion non complexé notamment au niveau du signe de la charge du complexe versus celle de l'ion [HARRIS, 1991].

Si un anion X^- précipite un métal M^{x+} , on observe souvent qu'en présence d'une concentration élevée de X^- , le précipité MX se redissout. Un exemple est la formation de complexes avec le Pb^{2+} en présence d'excès de I^- :



En plus de la réaction classique de la solubilisation du PbI_2 , on peut observer la formation de complexes :



où :

$$\beta_N = K_1 \cdot \beta_2 \dots \beta_N.$$

Le $\text{PbI}_2(\text{aq})$ dans la réaction B.10 est du PbI_2 dissout. Pour les espèces PbI^+ , PbI_3^- , PbI_4^{2-} et PbI_2 , l'iode est appelé le ligand du plomb. Un ligand est n'importe quel atome ou groupe d'atomes attaché à une espèce chimique d'intérêt. À de faibles concentrations d'iode, la solubilité du plomb est gouvernée par la solubilité du $\text{PbI}_2(\text{s})$. Toutefois, à de grandes concentrations d'iode, les équations B.8 à B.12 sont déplacées vers la droite (principe de Le Châtelier) et la concentration totale du plomb dissout augmente considérablement (Fig. B.3).

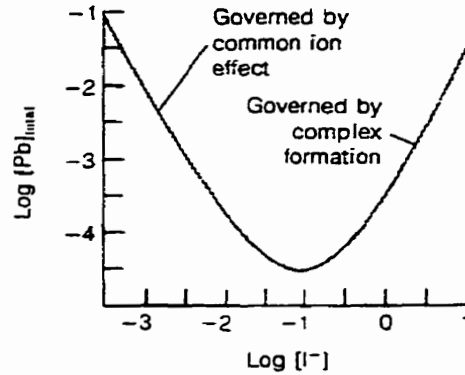


Figure B.3 : Concentration totale de plomb dissout en fonction de la concentration d'iode libre [HARRIS, 1991]

Un exemple pertinent à la décontamination des sols par électrocinétique est celui des complexes formés entre les métaux lourds et les ions OH^- . En effet, à pH élevé (12 et plus) certains métaux lourds sont remis en solution par la formation de complexes anioniques. Ceci explique le mouvement inversé des métaux lourds observé par plusieurs chercheurs vers le *isoelectric focusing point* décrit à la section 1.3. La figure B4 présente différents états sous lesquels le plomb peut être retrouvé en fonction du pH. Pour avoir le plomb sous forme de Pb^{2+} le pH doit être plus acide que 5,0 et préférablement plus bas que 4,0.

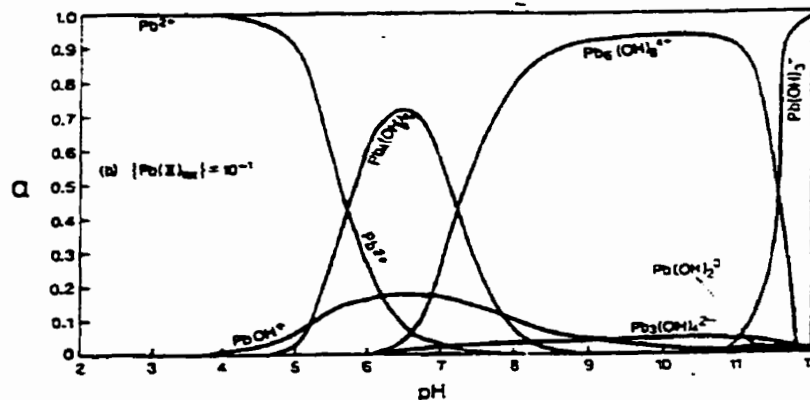


Figure B.4 : Fraction de plomb en fonction du pH de la solution [NRIAGU, 1978]

B.8 Potentiel d'oxydoréduction

La tendance d'un milieu à donner ou à recevoir des électrons s'évalue par son potentiel d'oxydoréduction (POR). Dans les eaux naturelles et dans les eaux usées, les micro-organismes agissent comme catalyseur de plusieurs réactions d'oxydoréduction [MANAHAN, 1991]. Ces réactions sont caractérisées par le transfert d'électrons entre les réactants qui passent ainsi d'un niveau d'oxydation à un autre. Ces variations ont un impact important sur le comportement des contaminants puisque à chaque niveau d'oxydation correspond des réactions de complexations, de sorptions et de précipitations spécifiques [LECKIE et JAMES, 1974]. Pour permettre l'extraction des métaux lourds ces derniers doivent préférablement être sous une forme oxydés (Pb^{2+} , Cu^{2+} , etc.) forme pour laquelle le potentiel d'oxydoréduction doit être élevé. Le potentiel d'oxydoréduction requis dépend de plusieurs facteurs et on peut noter, entre autres, le métal et le pH de la solution. La figure B.5 présente l'état d'oxydation du Cu en fonction du pH et du POR.

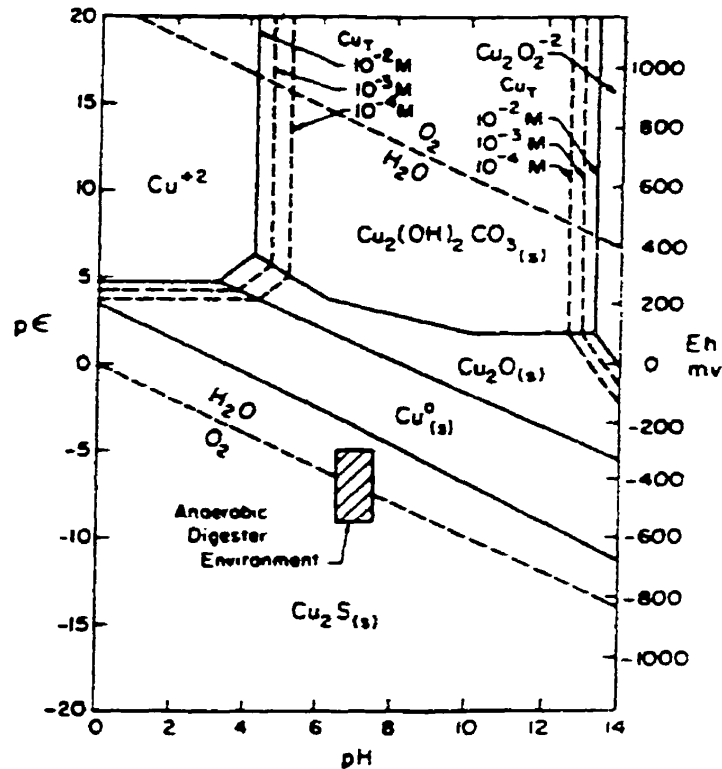


Figure B.5 : Diagramme d'équilibre pH-Eh du Cu [THEIS et coll., 1980]

ANNEXE C

PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DE SIMULATIONS

TABLEAU C.1 : PARAMÈTRES DES SIMULATIONS POUR LE CALIBRAGE DU MODÈLE MIDi

ÉLÉMENTS	B1	B4	B5	B3
Durée (h)	303,8	69,0	30,8	299,0
Courant (mA)	25,22	126,3	250,0	25,09
Δt (s)	30	10	5	30
Aire (cm ²)	57,2	64,2	70,2	61,3
Longueur (cm)	14,3	16,5	16,5	16,5
Acide de contrôle	HNO ₃	HNO ₃	HNO ₃	HNO ₃
Compartiment #*				
1	$7,24 \times 10^{-6}$	$4,5849 \times 10^{-6}$	$3,668 \times 10^{-6}$	$3,668 \times 10^{-6}$
3	$1,575 \times 10^{-7}$	$1,575 \times 10^{-7}$	$1,37 \times 10^{-7}$	$1,575 \times 10^{-7}$
4 et 5	$2,047 \times 10^{-5}$	$3,0640 \times 10^{-5}$	$2,448 \times 10^{-5}$	$3,256 \times 10^{-5}$
6	$1,3241 \times 10^{-4}$	$1,3778 \times 10^{-4}$	$1,6323 \times 10^{-4}$	$1,4416 \times 10^{-4}$
7	$1,825 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$
8	$1,532 \times 10^{-4}$	$4,0358 \times 10^{-4}$	$4,1615 \times 10^{-4}$	$1,2389 \times 10^{-4}$
Sorption**				
Ph	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}
Pp	0,1386 ^{0,715}	0,1437 ^{0,715}	0,1436 ^{0,715}	0,1493 ^{0,715}

* Voir chapitre 5 et l'annexe H pour la définition des compartiments

** Voir chapitre 5 pour l'explication des calculs de sorption

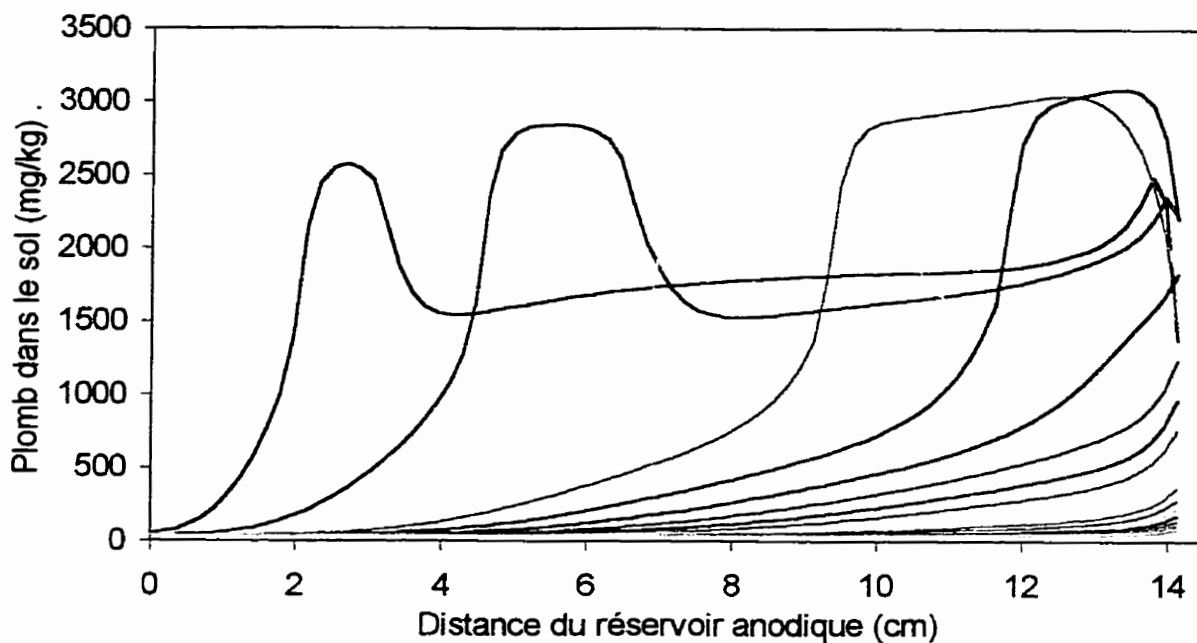


Figure C.1 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B1)

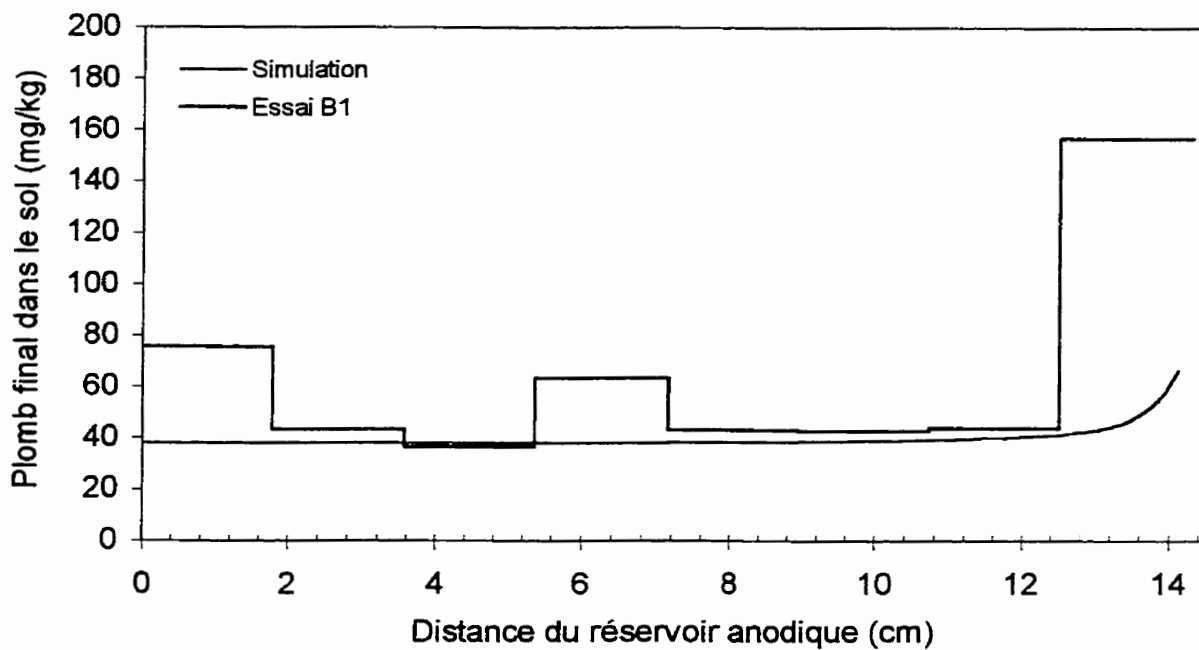


Figure C.2 : Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B1)

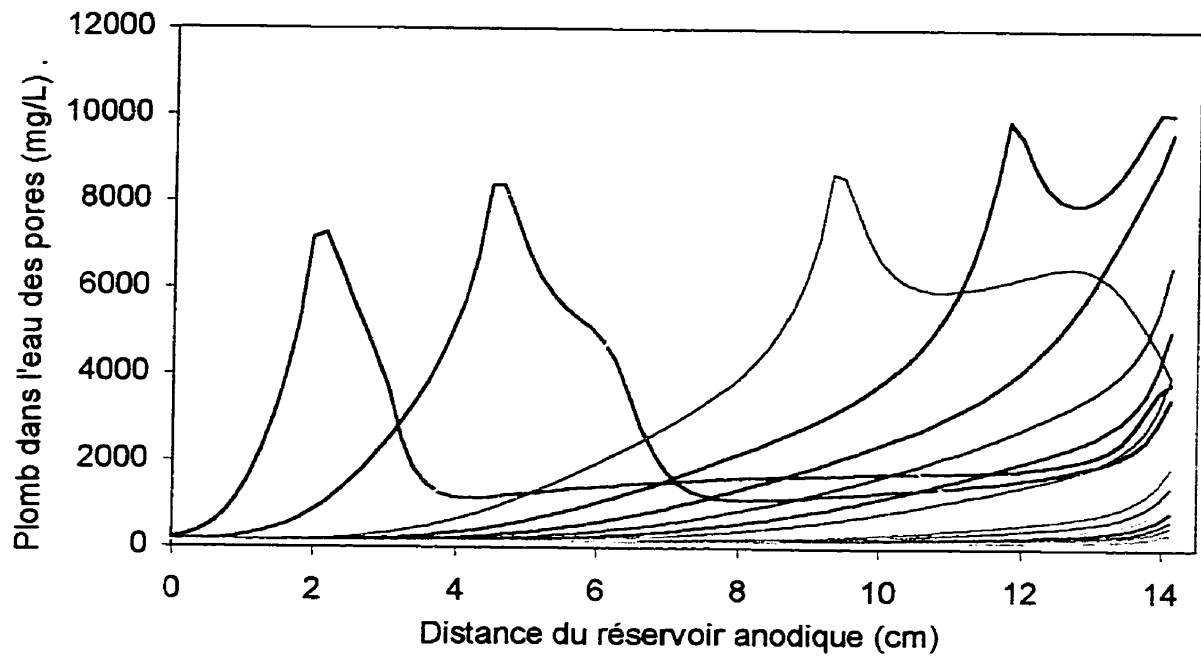


Figure C.3 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B1)

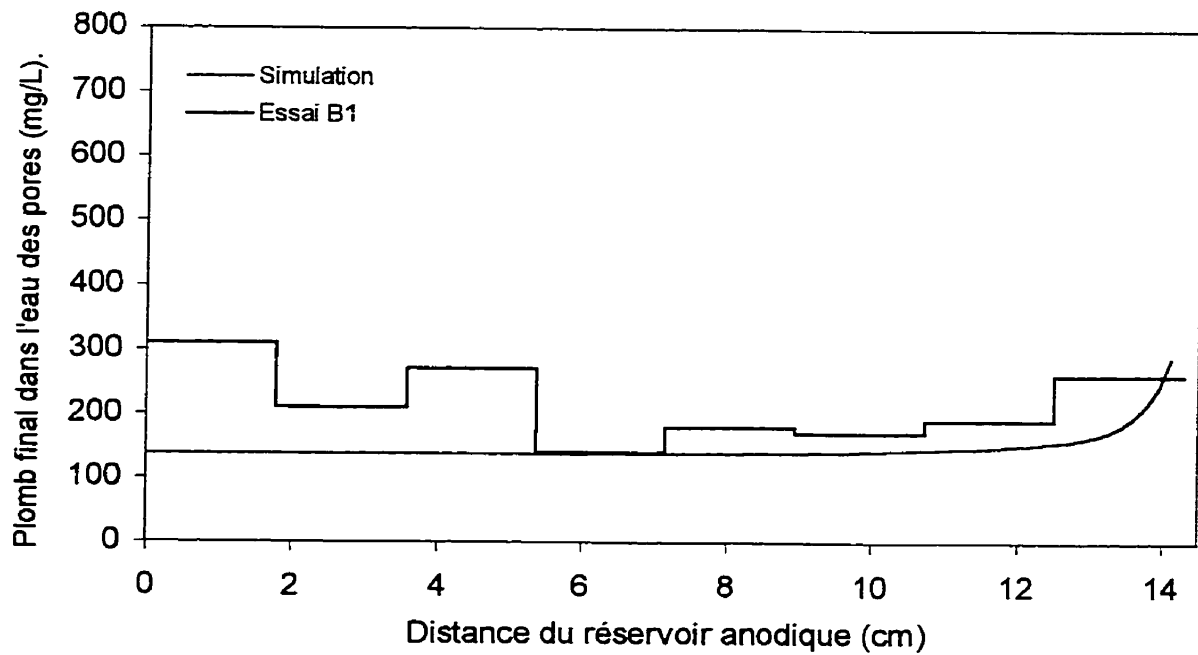


Figure C.4 : Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B1)

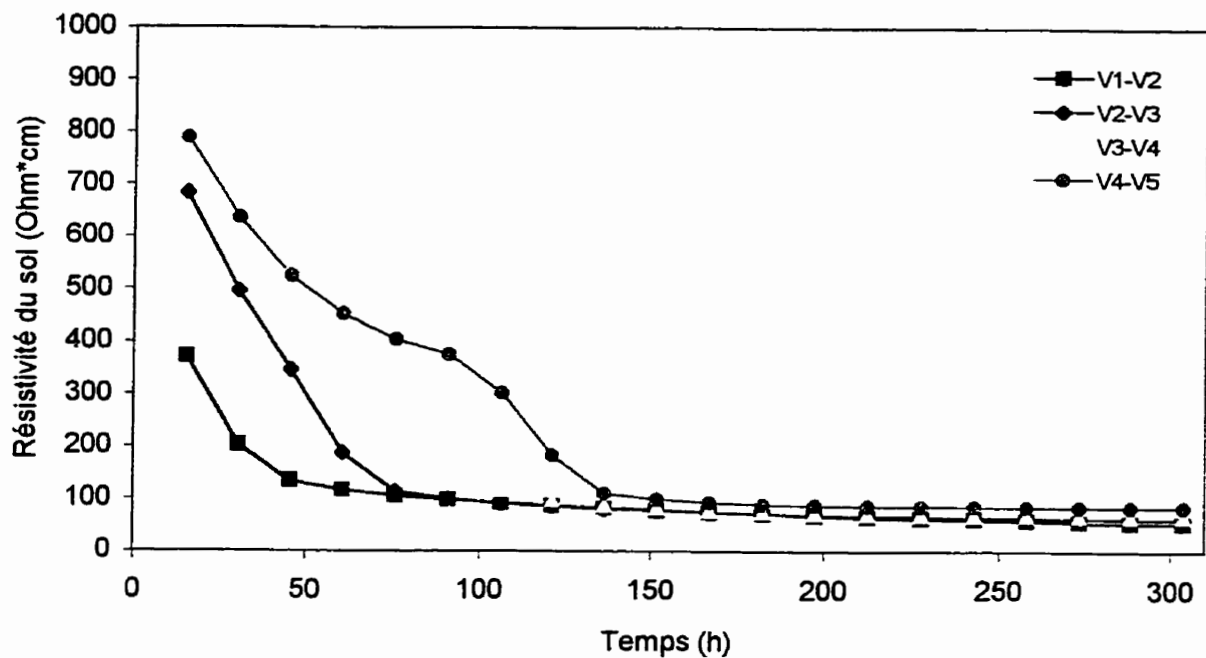


Figure C.5 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B1)

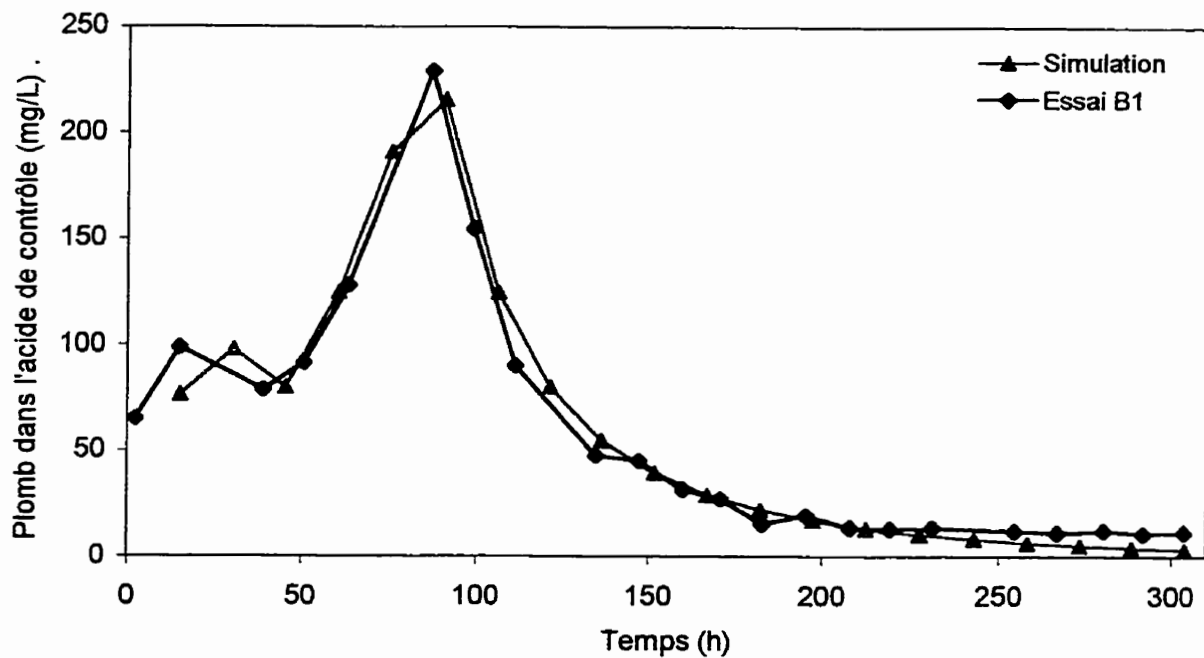


Figure C.6 : Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B1)

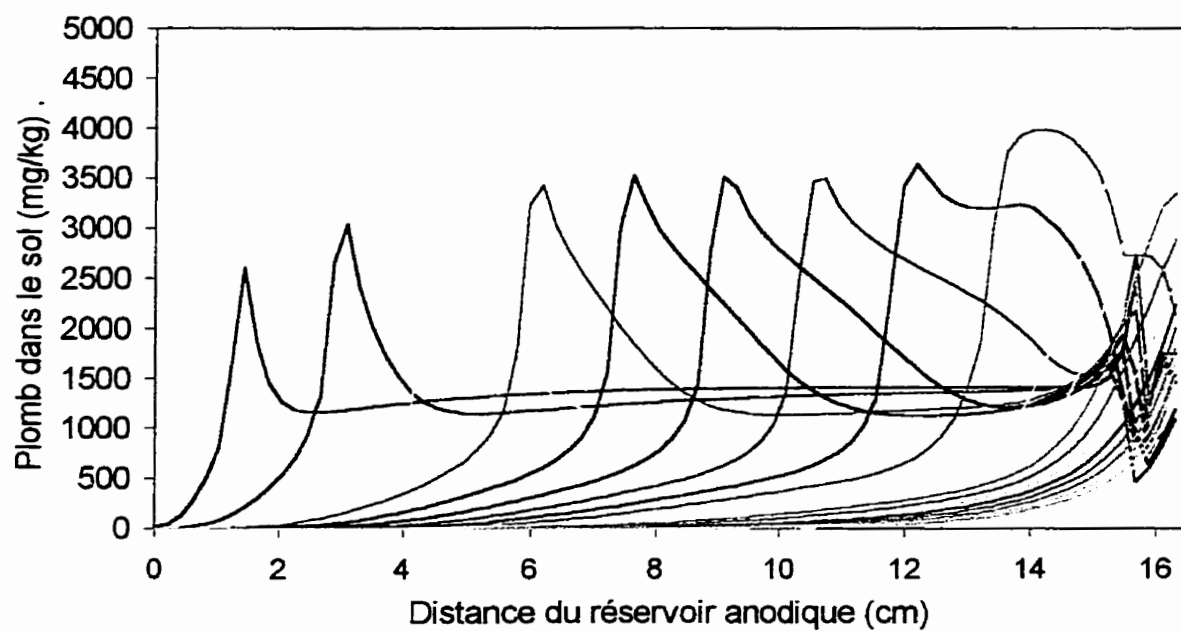


Figure C.7 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B4)

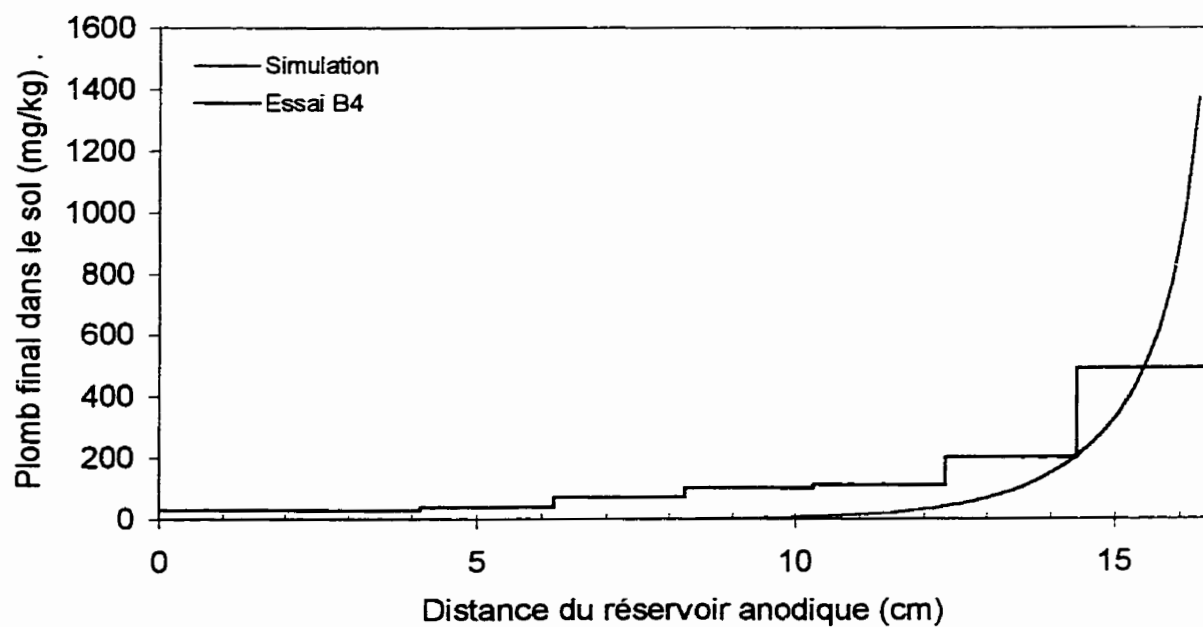


Figure C.8 : Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B4)

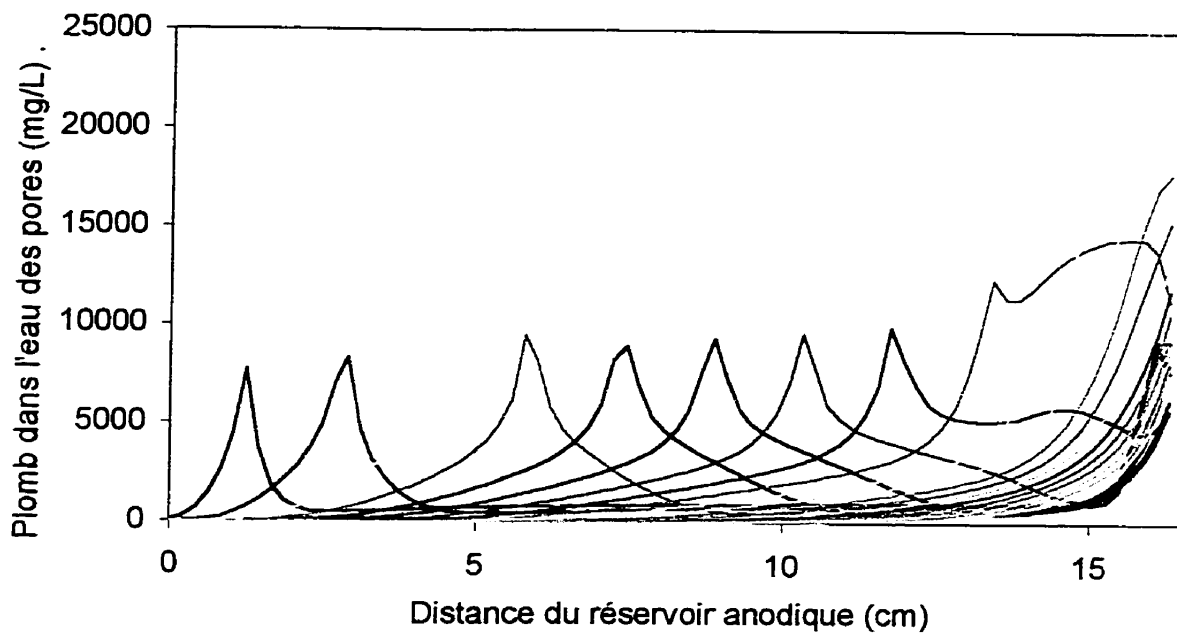


Figure C.9 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B4)

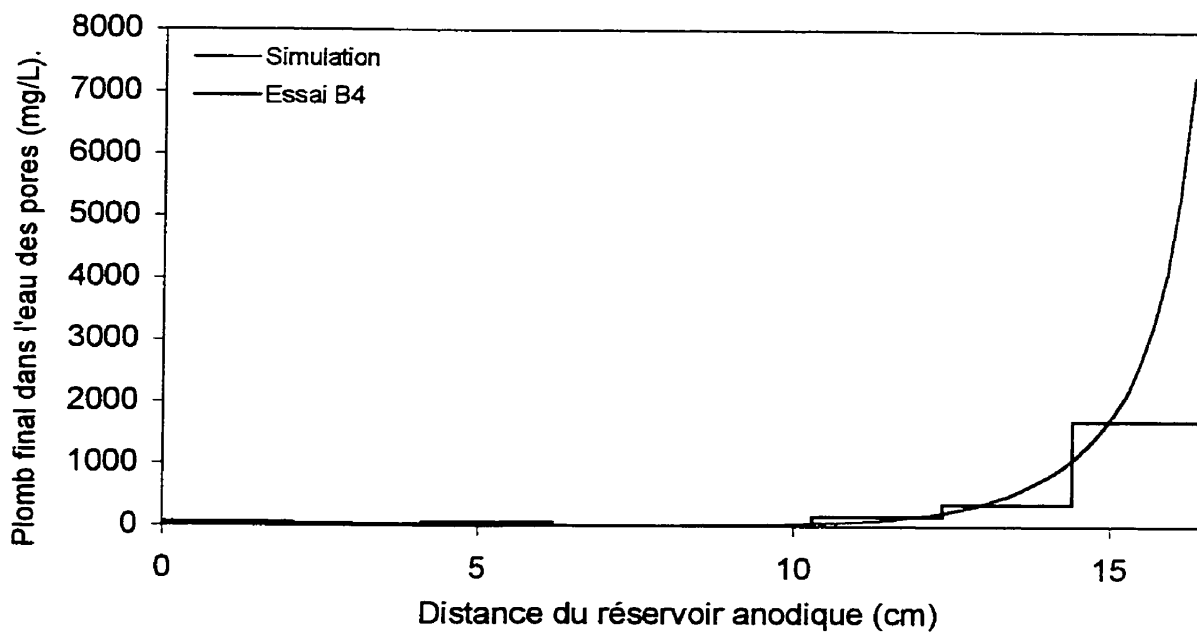


Figure C.10 : Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B4)

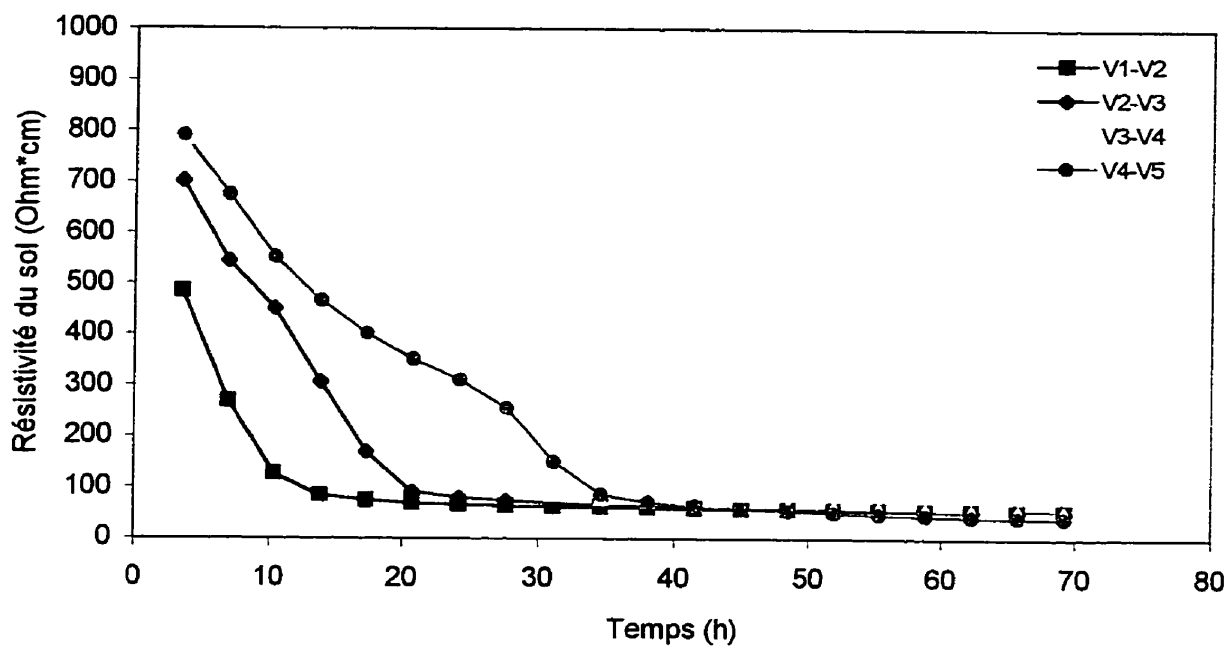


Figure C.11 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B4)

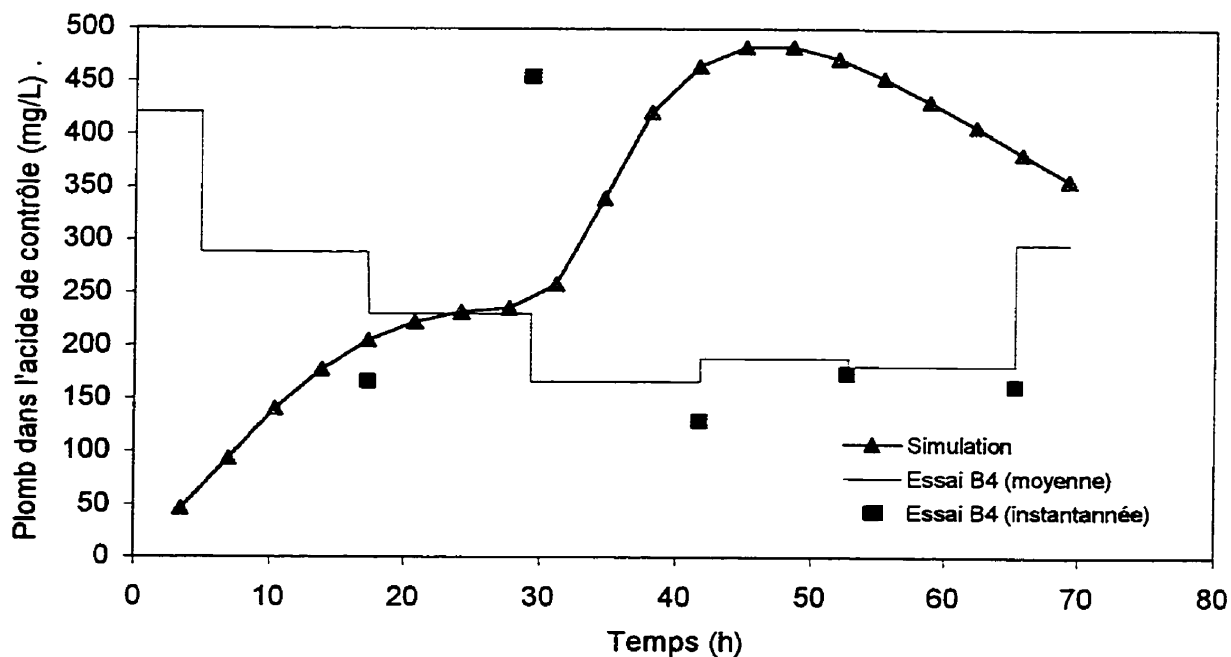


Figure C.12 : Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B4)

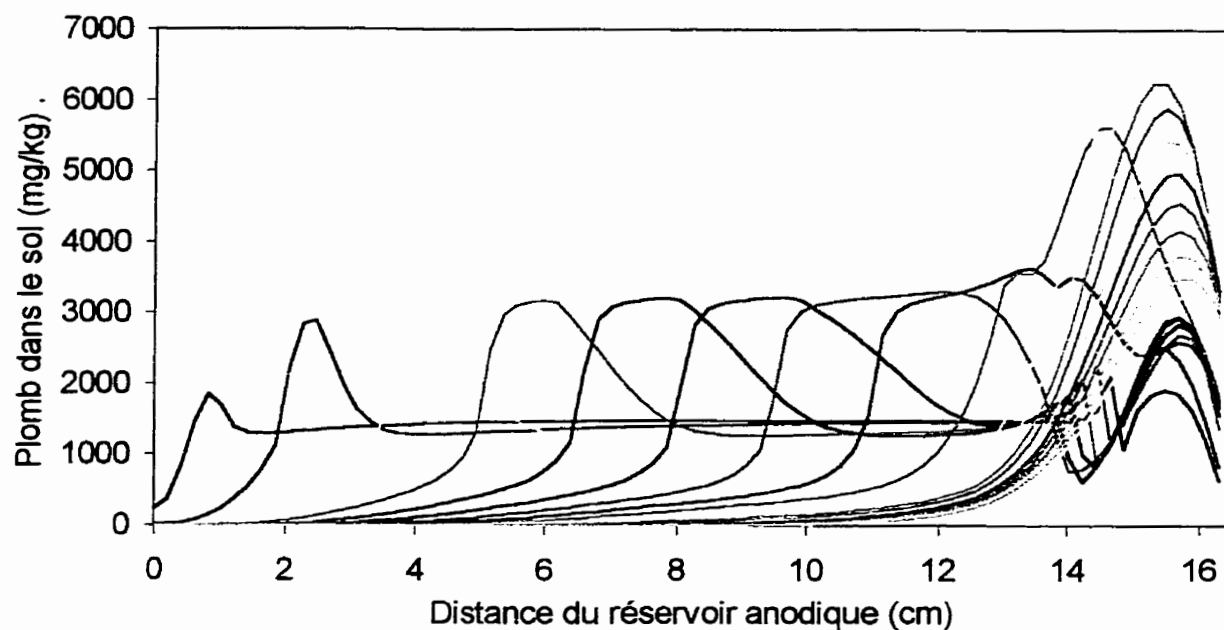


Figure C.13 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B5)

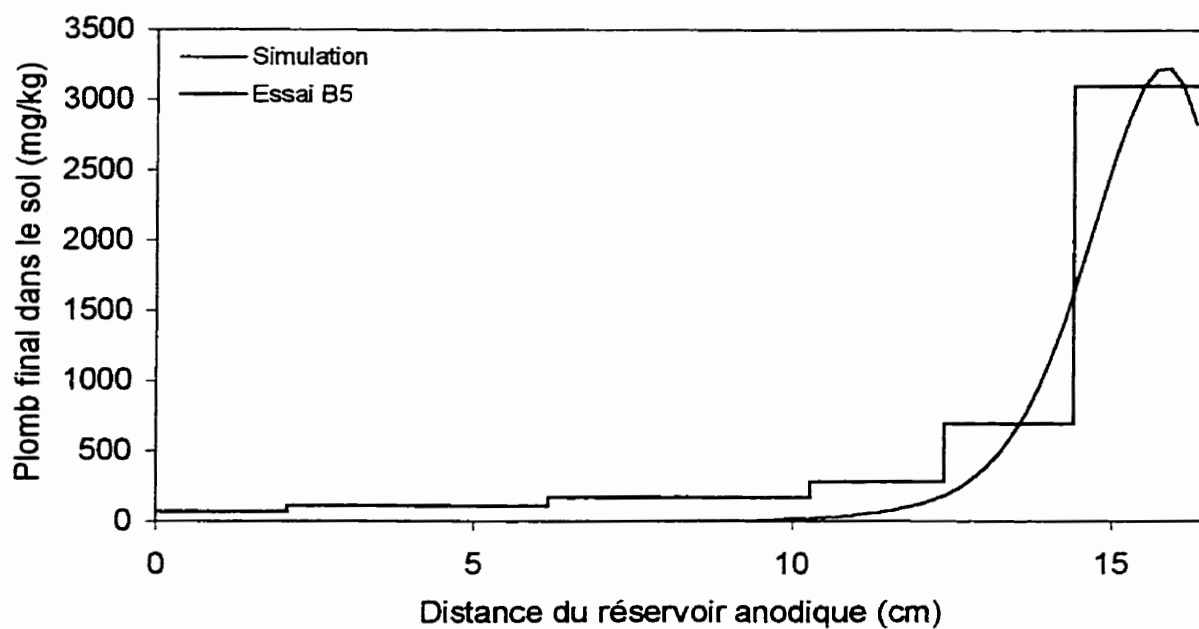


Figure C.14 : Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B5)

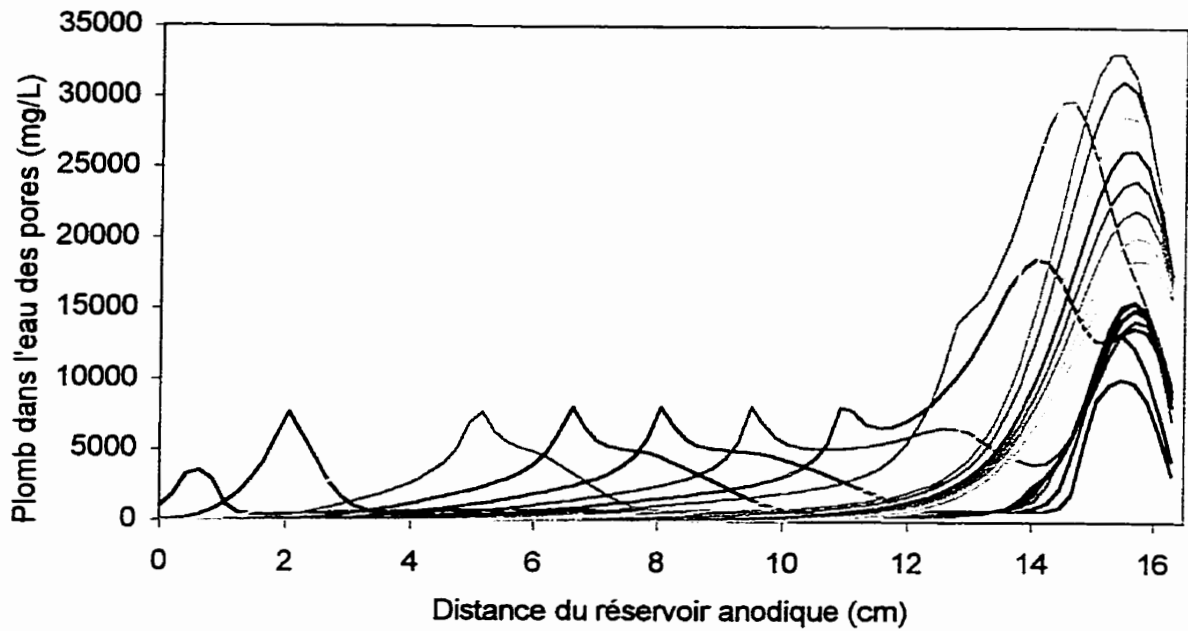


Figure C.15 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B5)

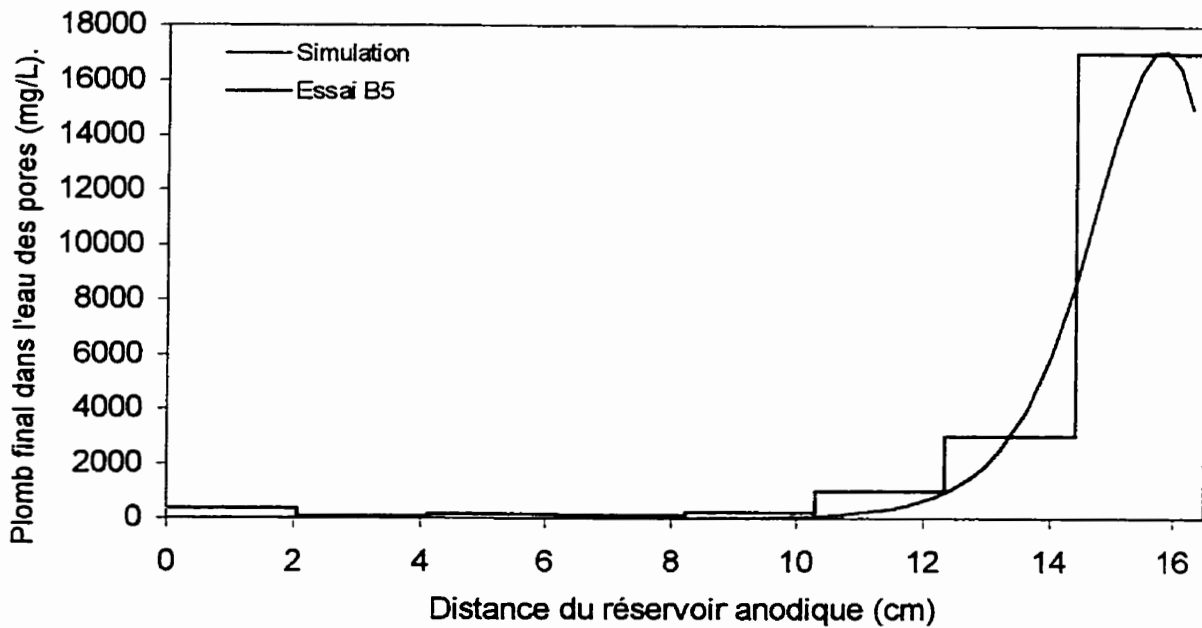


Figure C.16 : Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B5)

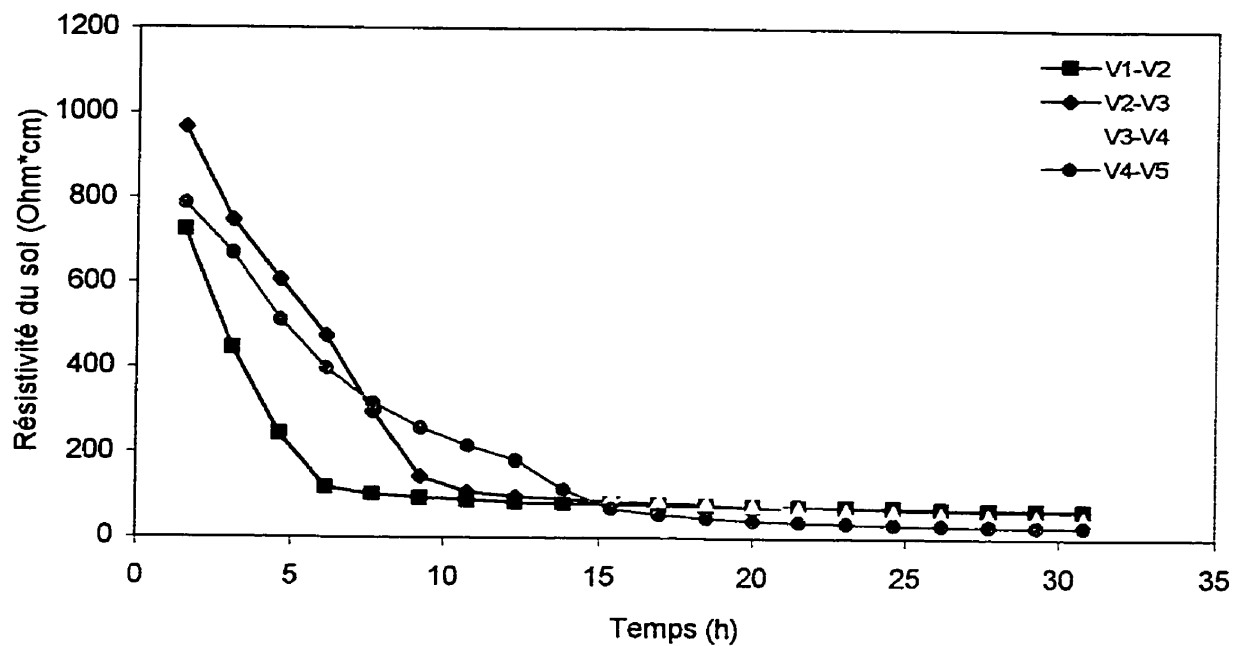


Figure C.17 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B5)

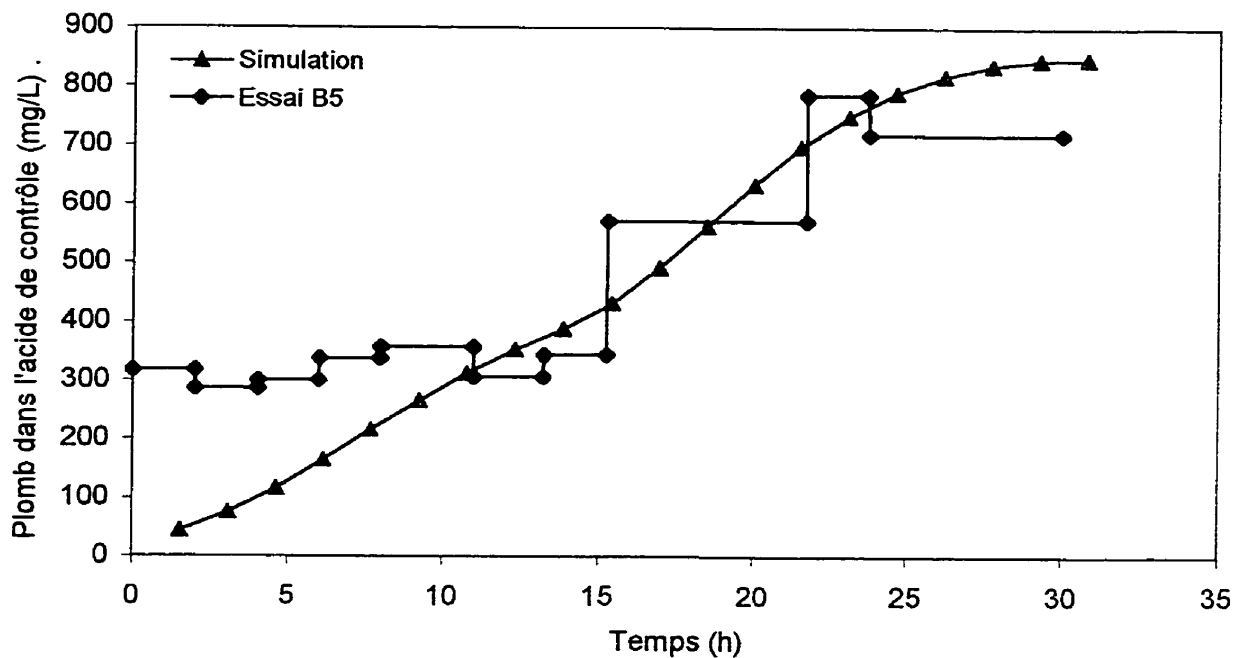


Figure C.18 : Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B5)

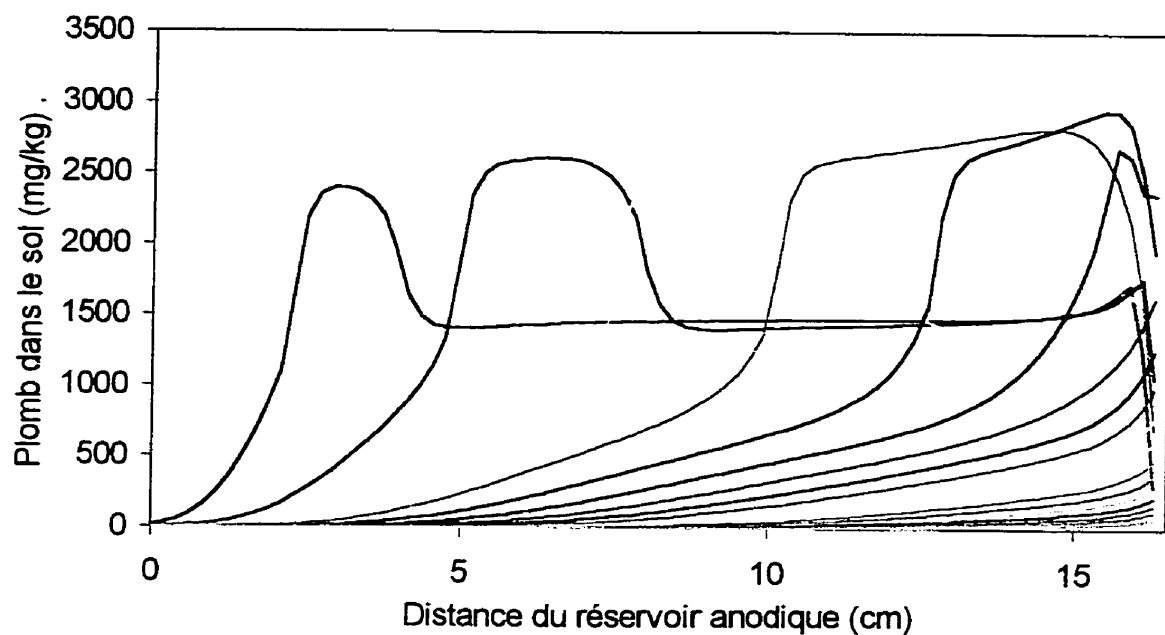


Figure C.19 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (B3)

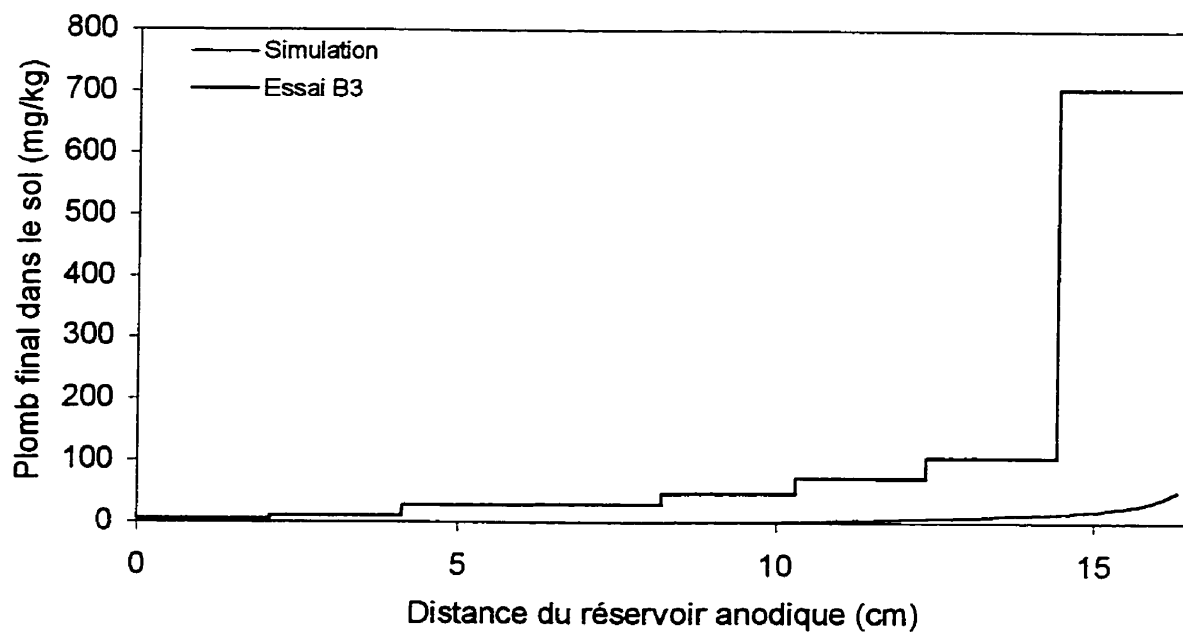


Figure C.20 : Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (B3)

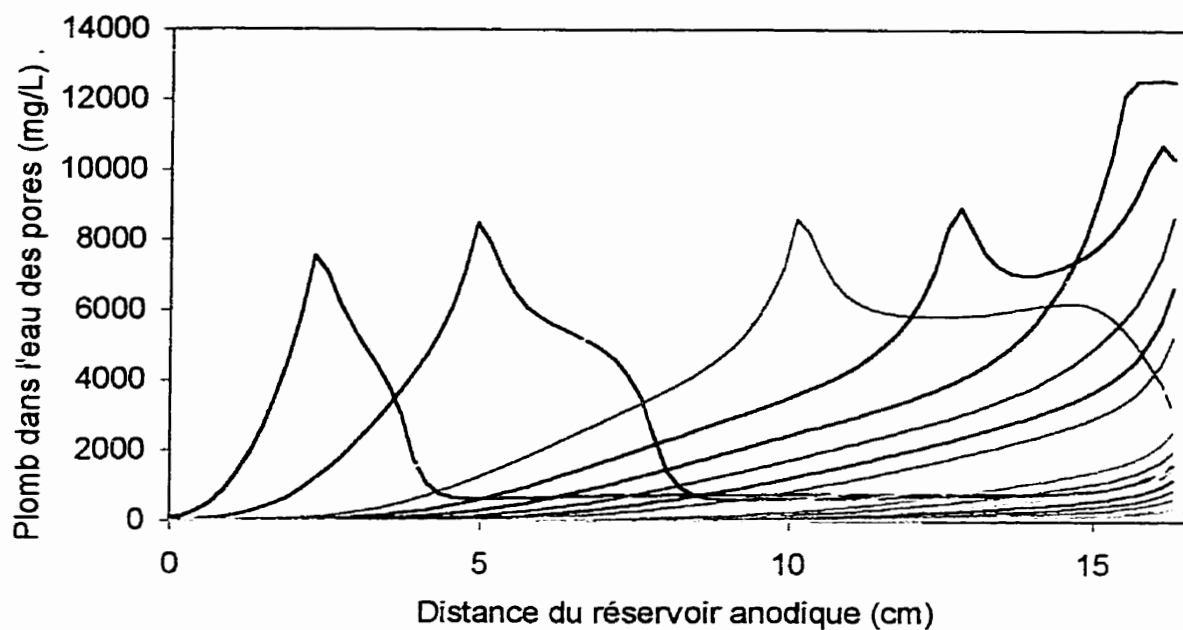


Figure C.21 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (B3)

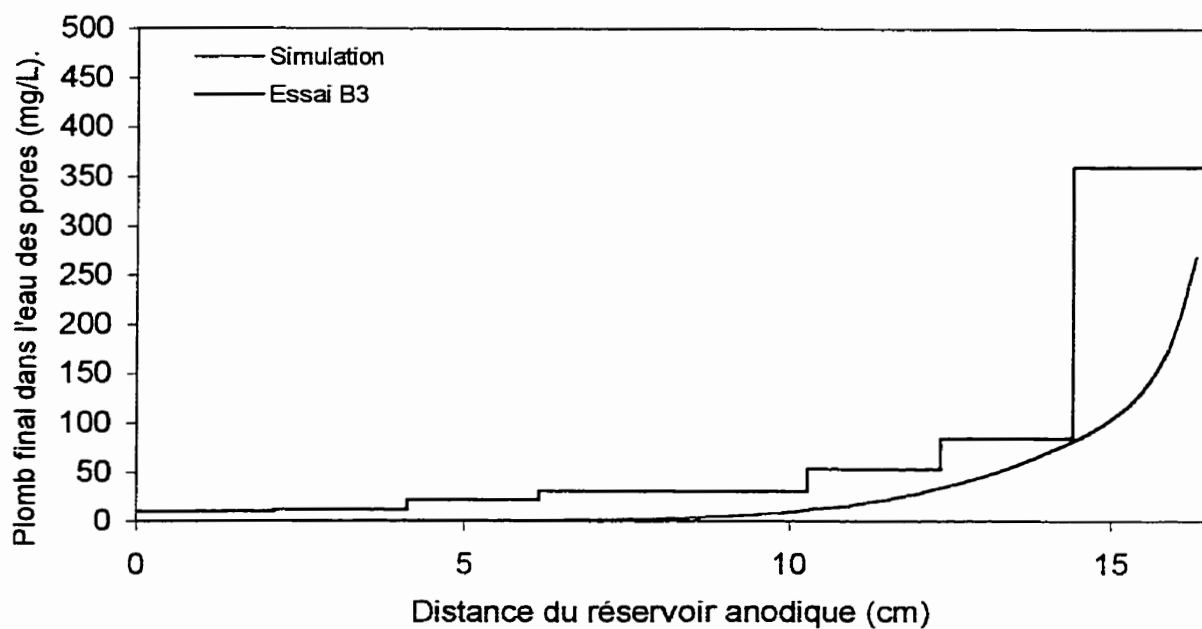


Figure C.22 : Comparaison finale du profil de plomb dans l'eau des pores simulé et expérimental (B3)

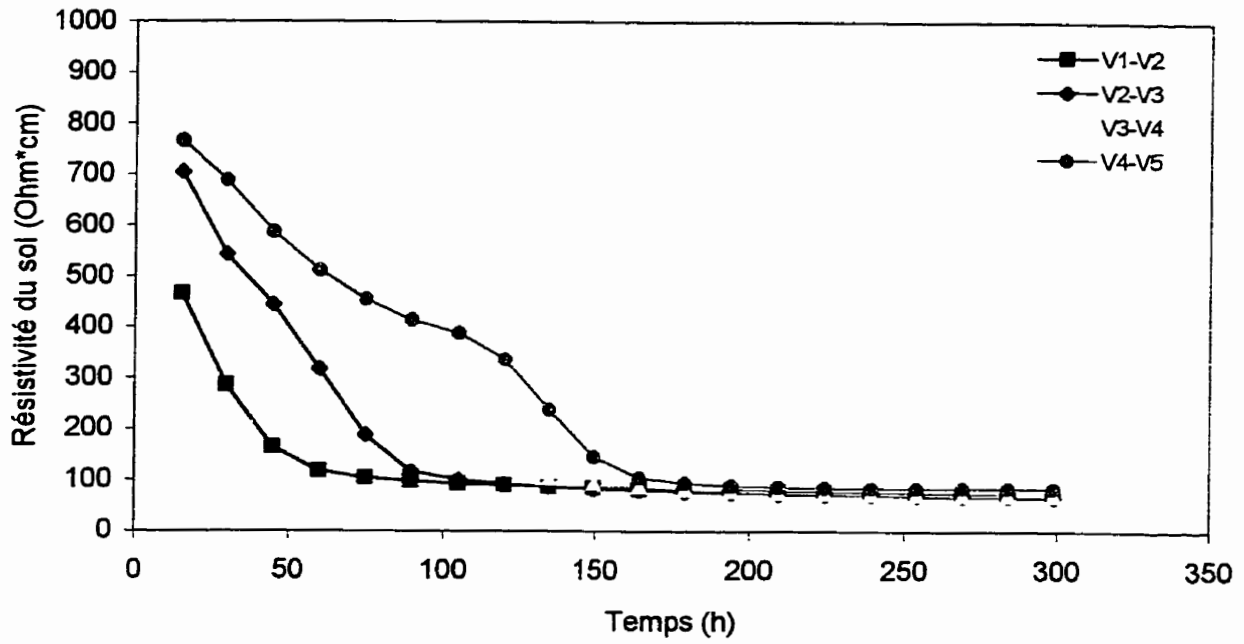


Figure C.23 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (B3)

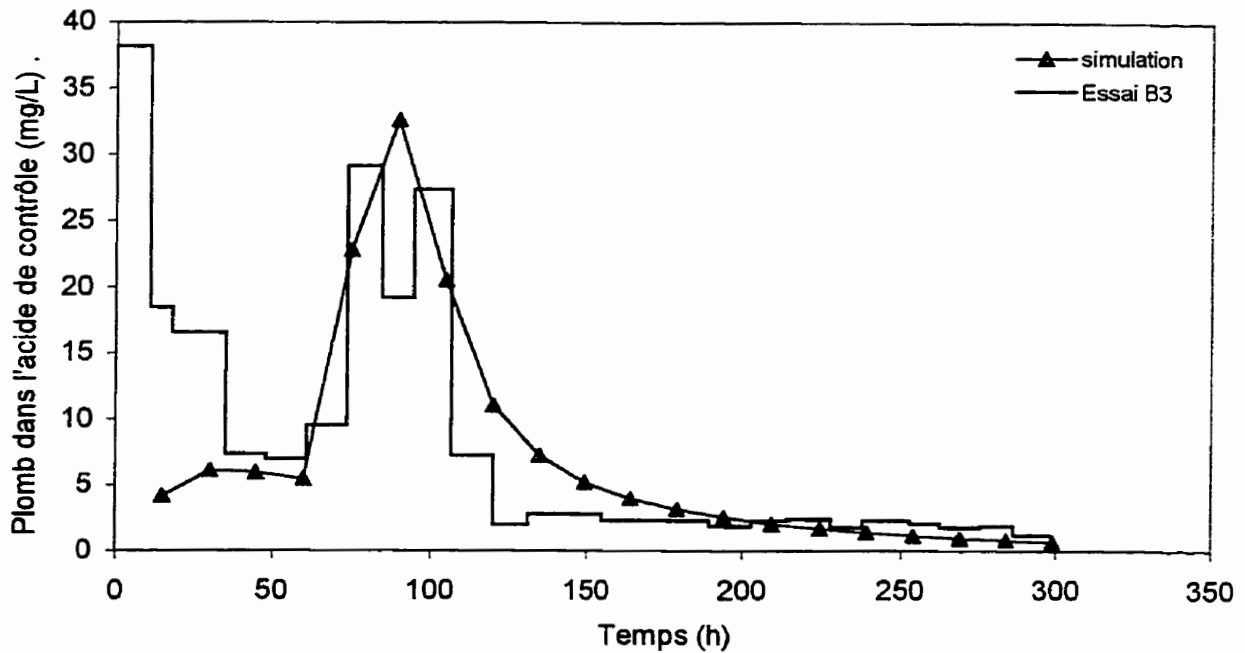


Figure C.24 : Comparaison de l'évolution de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode simulé et expérimental (B3).

TABLEAU C.2 : PARAMÈTRES DES SIMULATIONS D'INTERROGATION DU MODÈLE MiDi

ÉLÉMENTS	Res025_01	Res025_05	Res025_10	Res125_05	Res250_10
Durée (h)	330	330	330	66	33
Courant (mA)	25	25	25	125	250
Δt (s)	30	30	30	10	5
Aire (cm ²)	62,1	62,1	62,1	62,1	62,1
Longueur (cm)	16,5	16,5	16,5	16,5	16,5
Compartiment #*					
1	$3,668 \times 10^{-6}$	$3,668 \times 10^{-6}$	$3,668 \times 10^{-6}$	$3,668 \times 10^{-6}$	$3,668 \times 10^{-6}$
3	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-7}$
4 et 5	$2,7 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-5}$
6	$1,4091 \times 10^{-4}$	$1,4091 \times 10^{-4}$	$1,4091 \times 10^{-4}$	$1,4091 \times 10^{-4}$	$1,4091 \times 10^{-4}$
7	$2,335 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$
8	$5,1081 \times 10^{-4}$	$5,1081 \times 10^{-4}$	$5,1081 \times 10^{-4}$	$5,1081 \times 10^{-4}$	$5,1081 \times 10^{-4}$
Sorption**					
Ph	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}
Pp	0,1482 ^{0,715}	0,1482 ^{0,715}	0,1482 ^{0,715}	0,1482 ^{0,715}	0,1482 ^{0,715}

* Voir chapitre 5 et l'annexe H pour la définition des compartiments

** Voir chapitre 5 pour l'explication des calculs de sorption

Nomenclature :

Res025_01 : Courant de 25 mA et contrôle du pH avec acide à 0,1 M

Res025_05 : Courant de 25 mA et contrôle du pH avec acide à 0,5 M

Res025_10 : Courant de 25 mA et contrôle du pH avec acide à 1,0 M

Res125_05 : Courant de 125 mA et contrôle du pH avec acide à 0,5 M

Res250_10 : Courant de 250 mA et contrôle du pH avec acide à 1,0 M

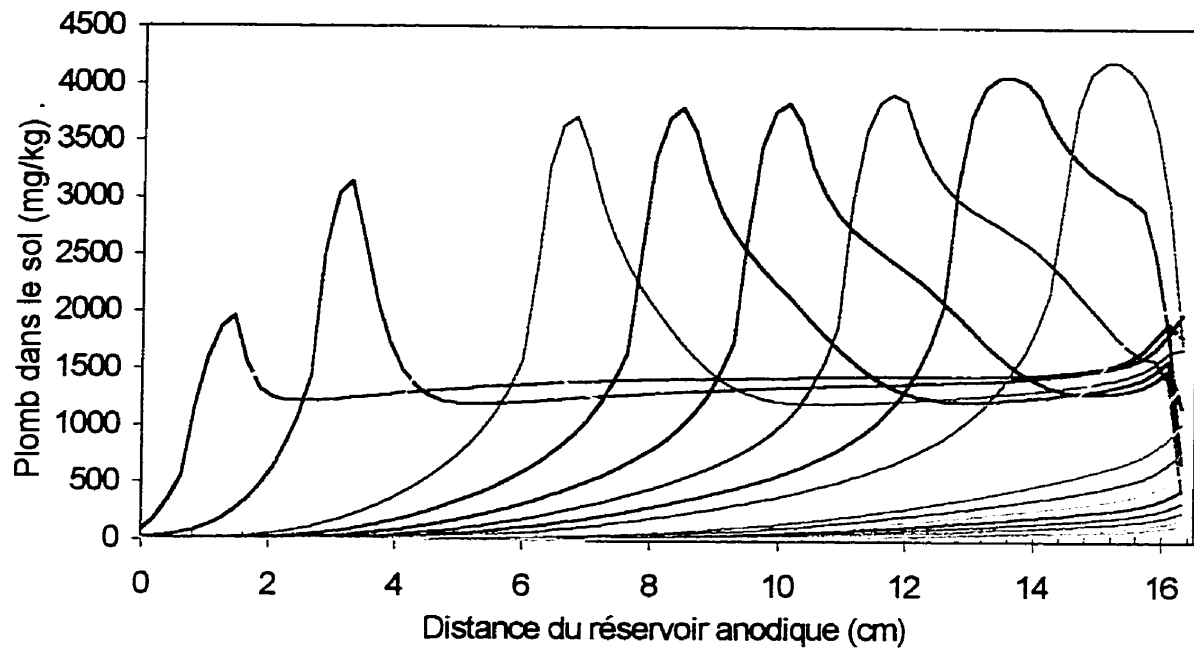


Figure C.25 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res025_01)

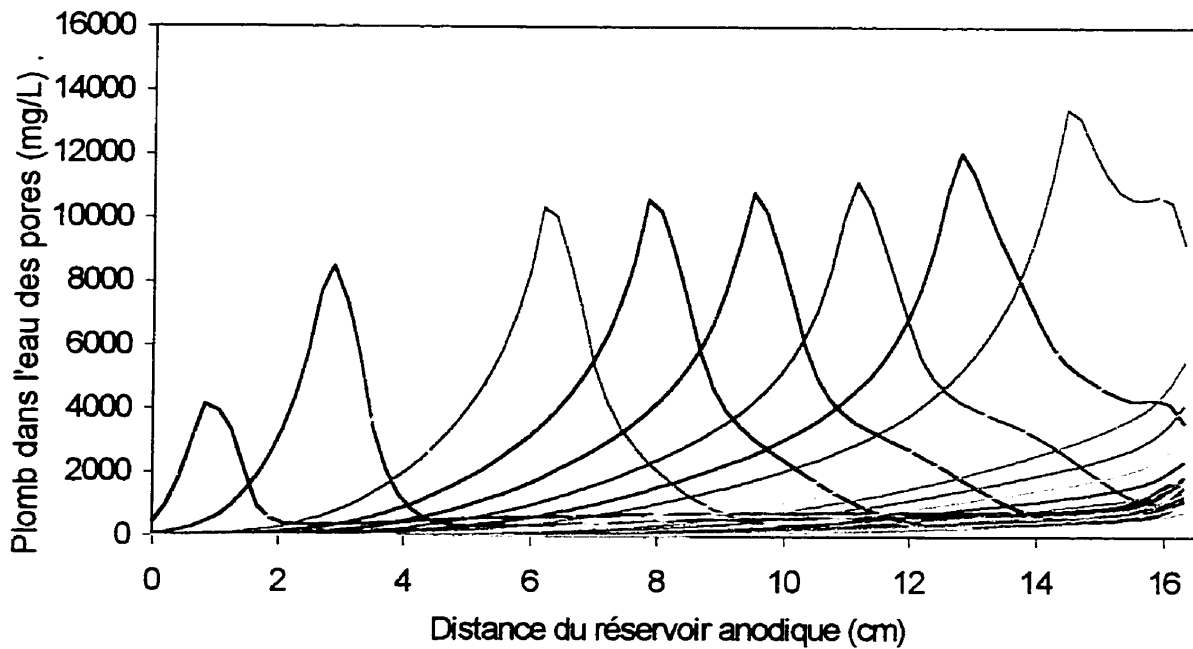


Figure C.26 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res025_01)

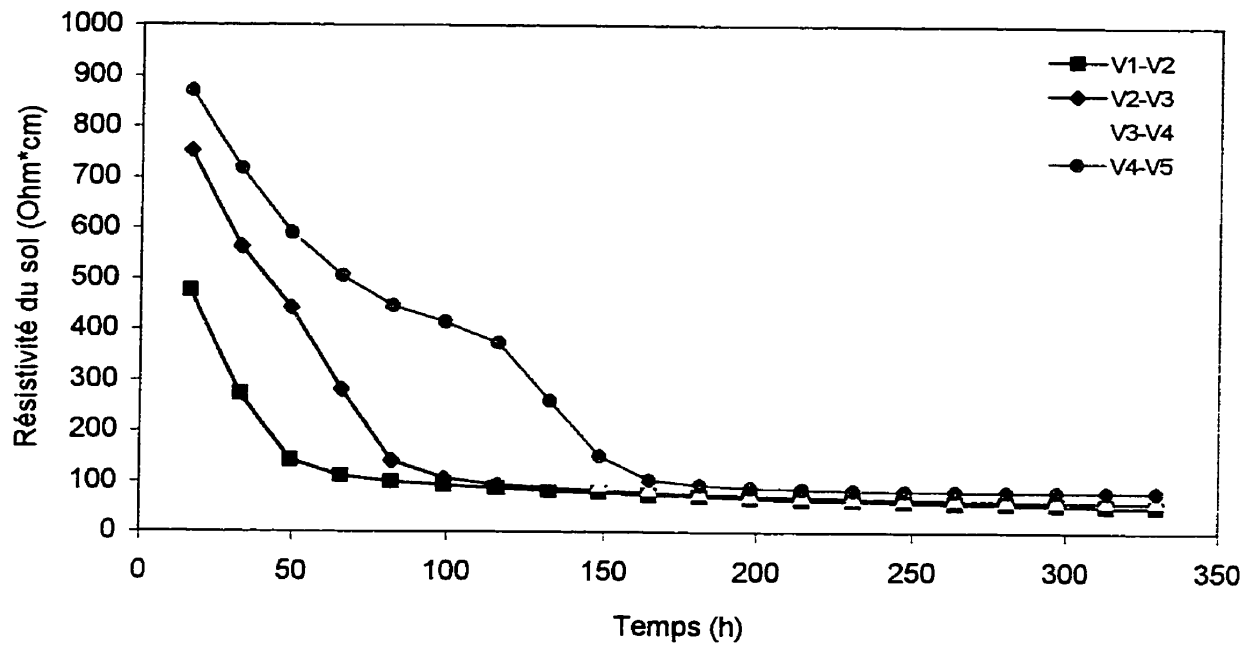


Figure C.27 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res025_01)

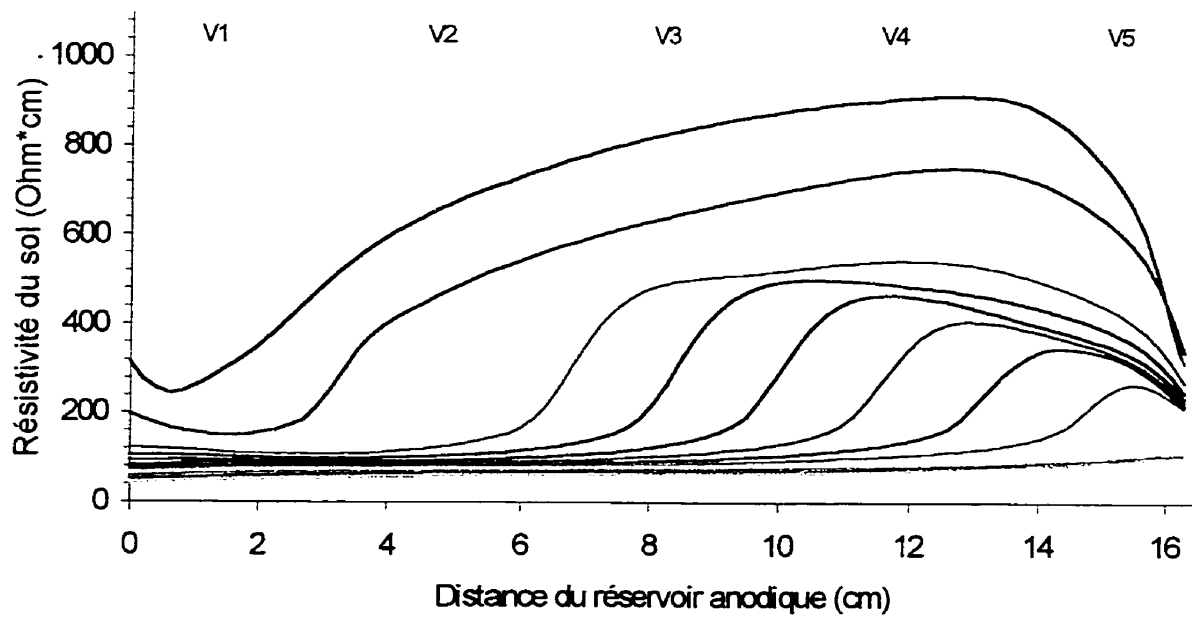


Figure C.28 : Évolution du profil de résistivité du sol (Res025_01)

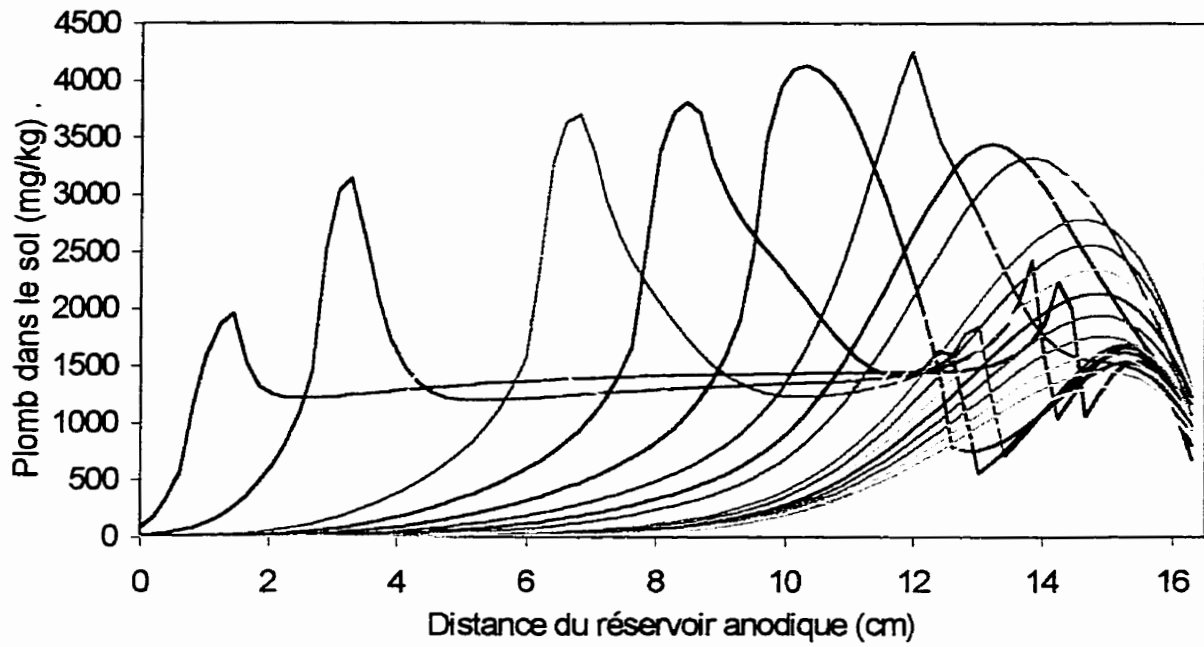


Figure C.29 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res025_05)

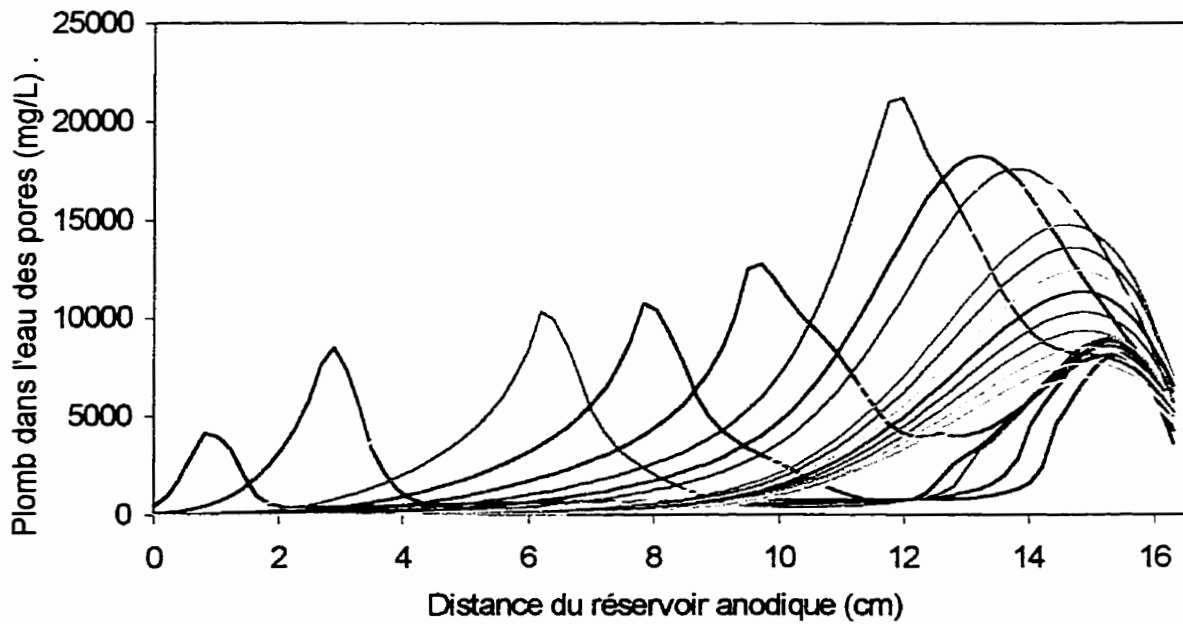


Figure C.30 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res025_05)

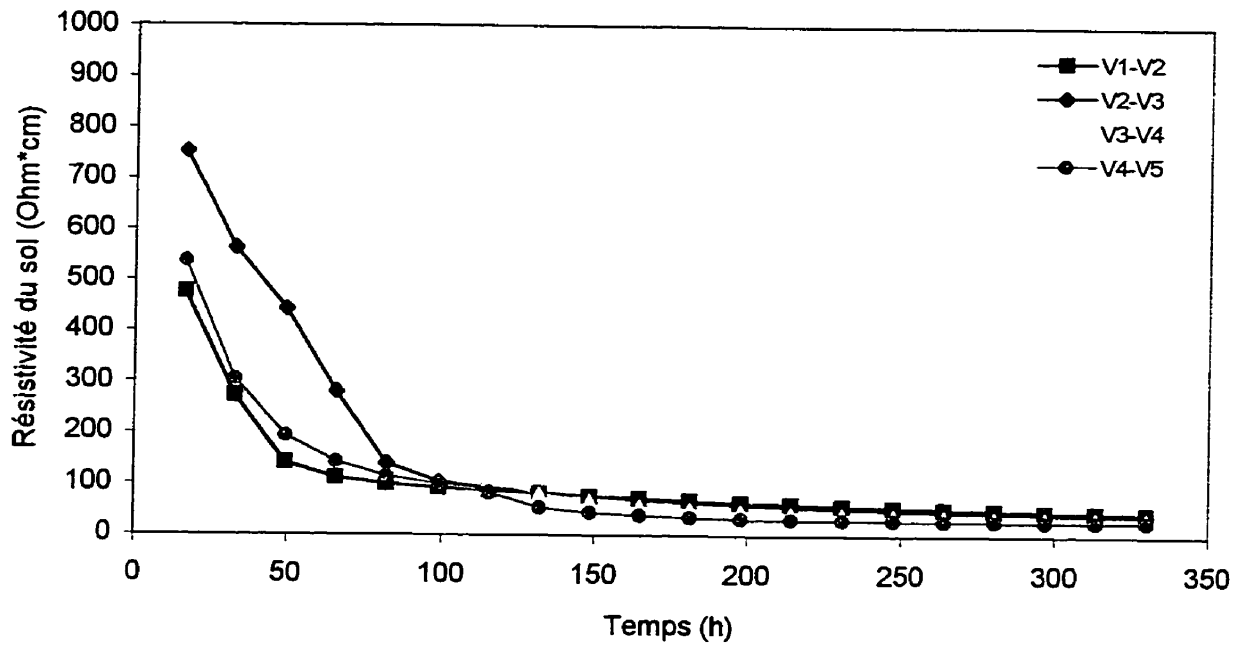


Figure C.31 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res025_05)

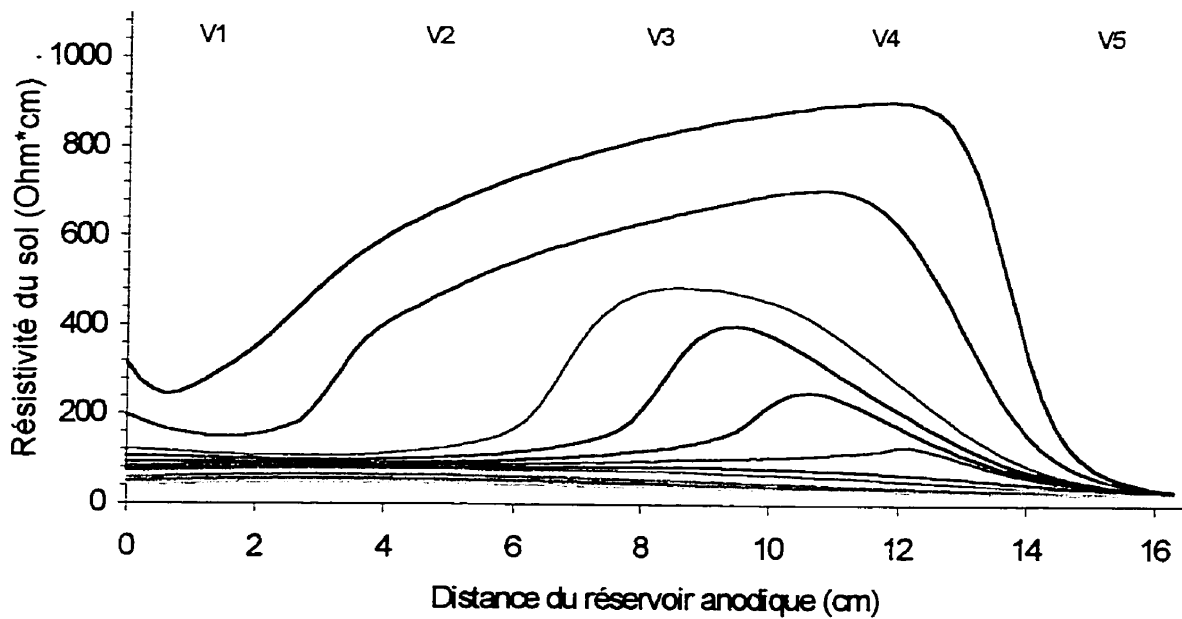


Figure C.32 : Évolution du profil de résistivité du sol (Res025_05)

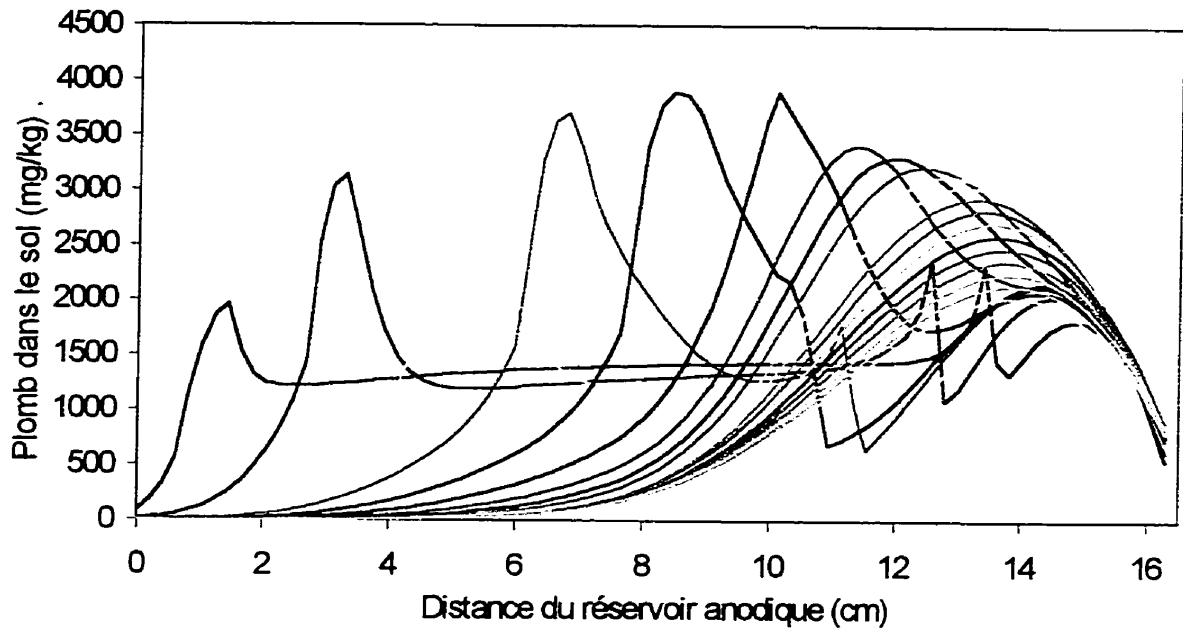


Figure C.33 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res025_10)

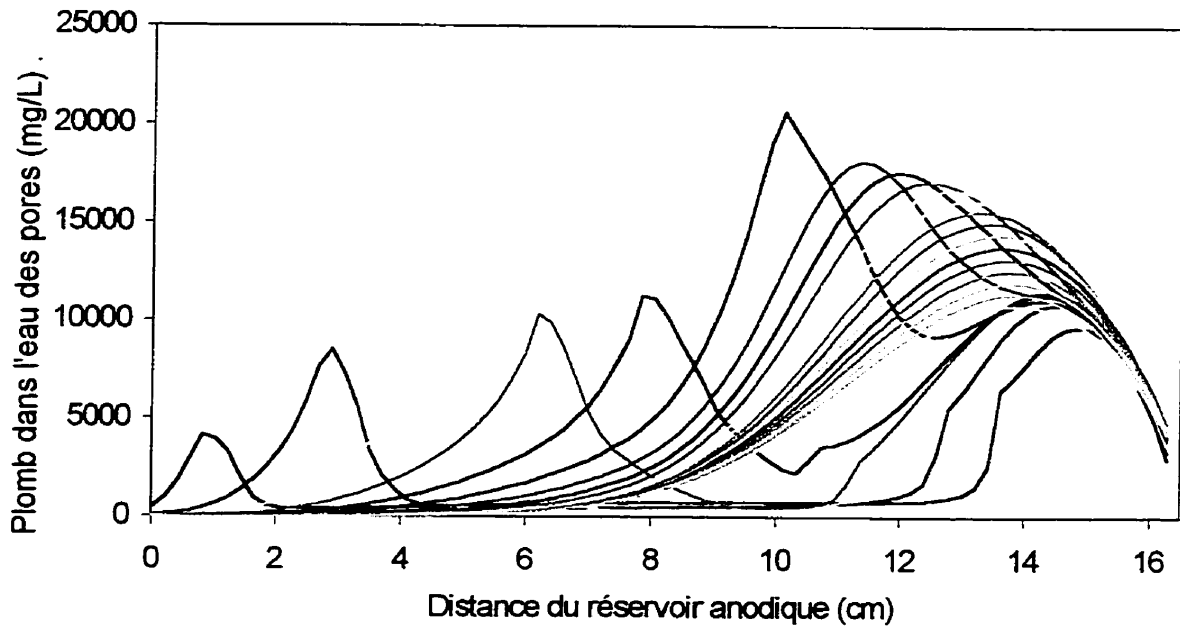


Figure C.34 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res025_10)

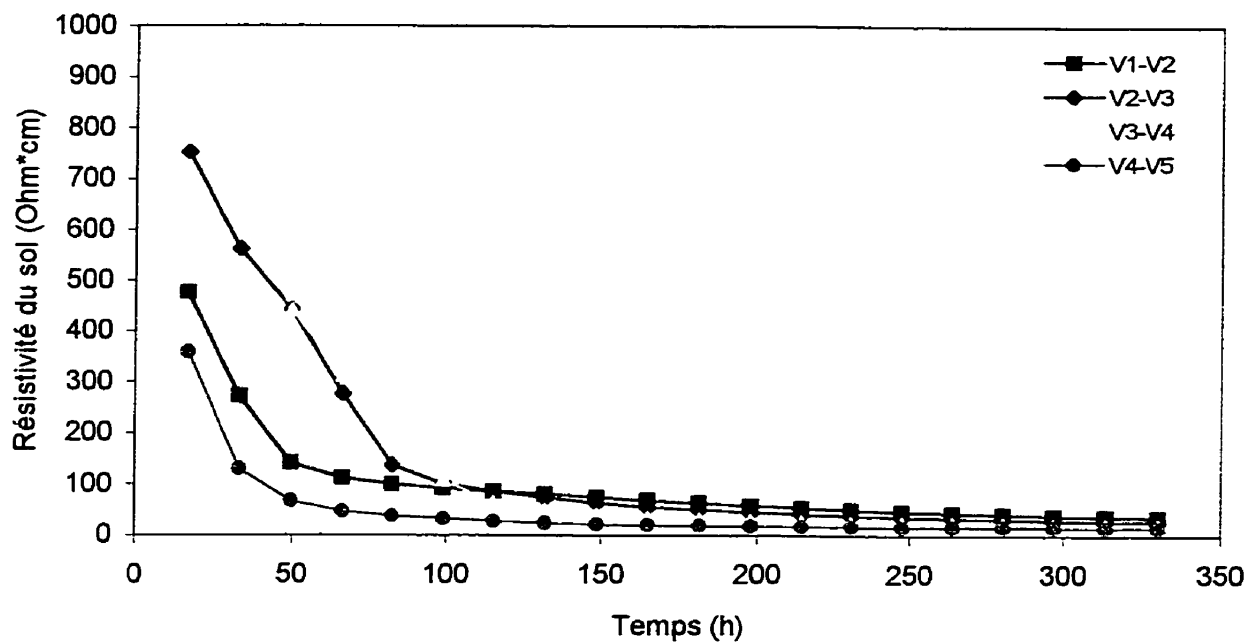


Figure C.35 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res025_10)

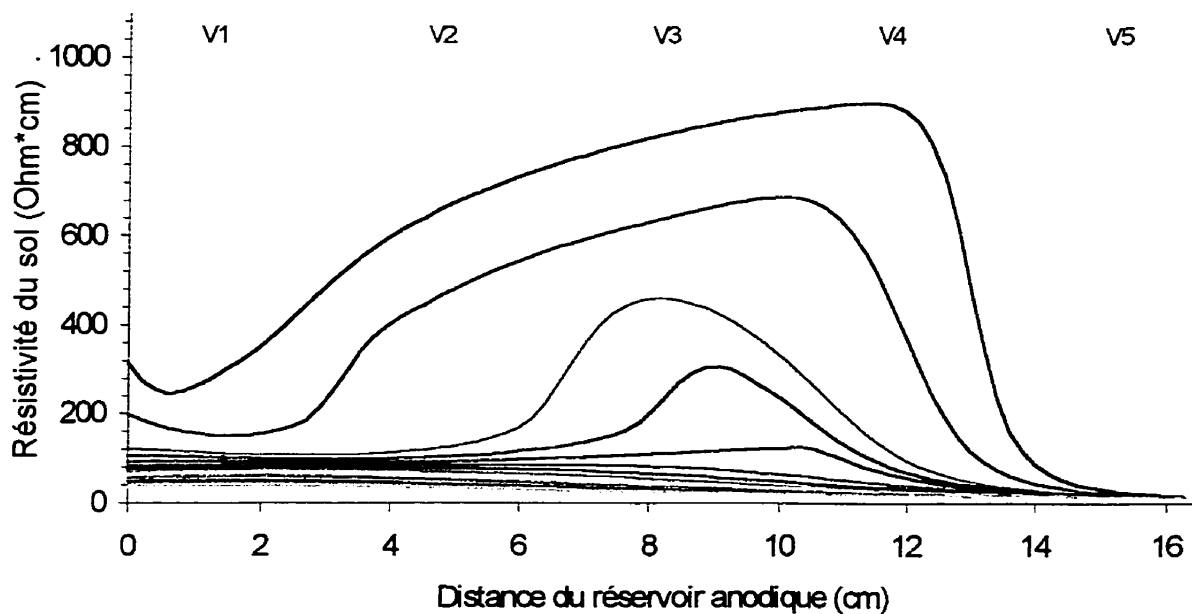


Figure C.36 : Évolution du profil de résistivité du sol (Res025_10)

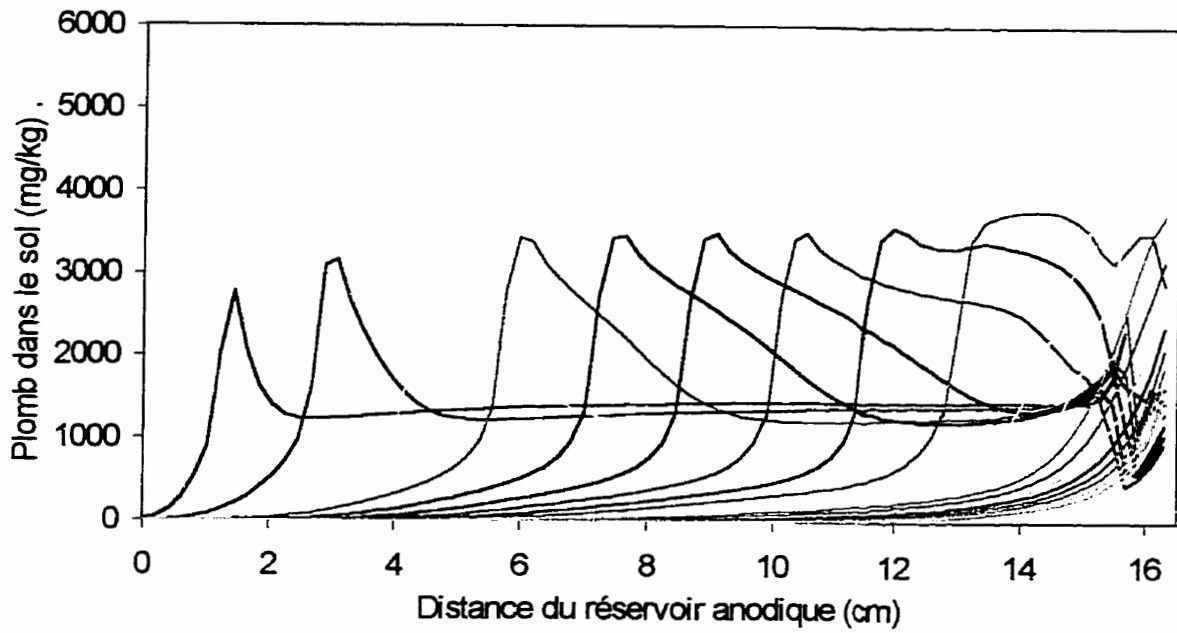


Figure C.37 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res125_05)

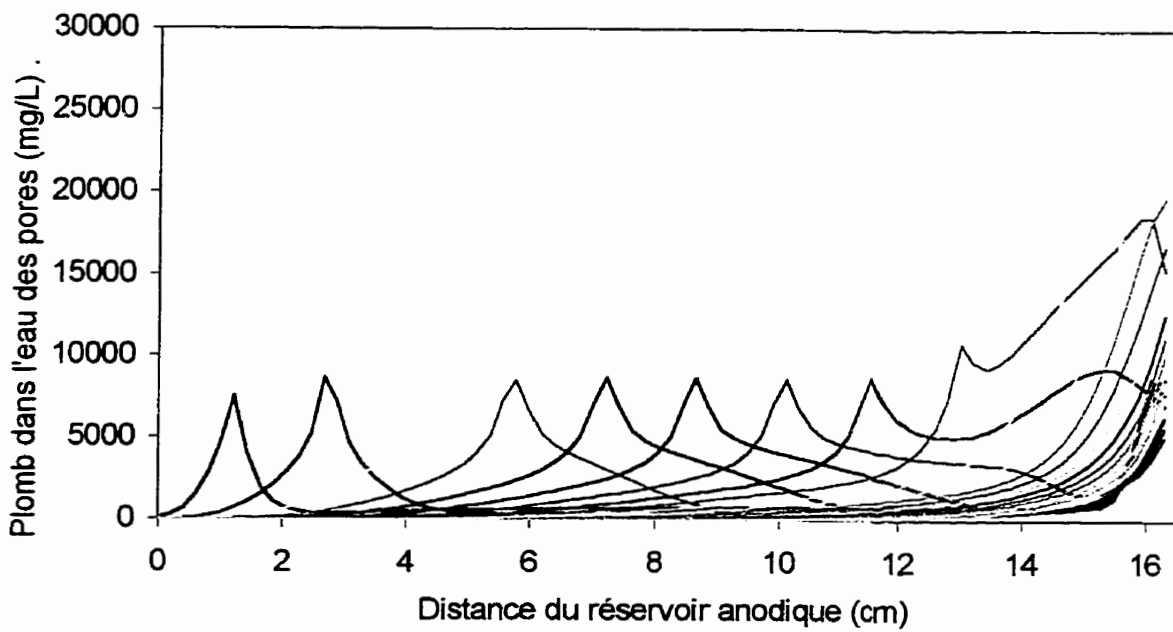


Figure C.38 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res125_05)

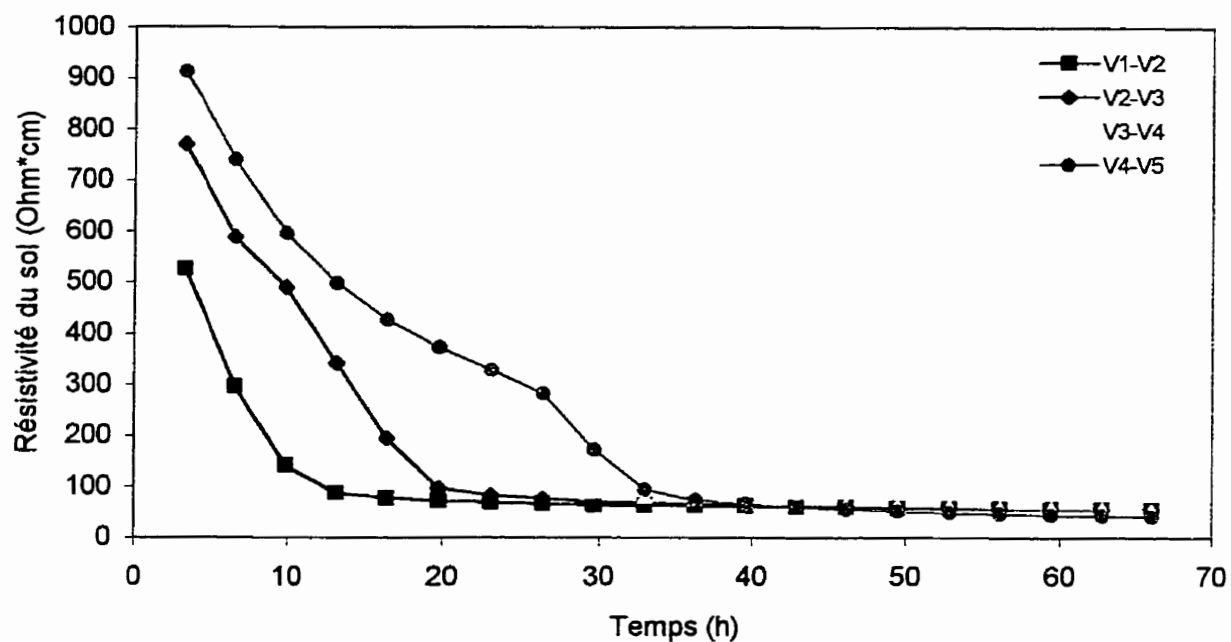


Figure C.39 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res125_05)

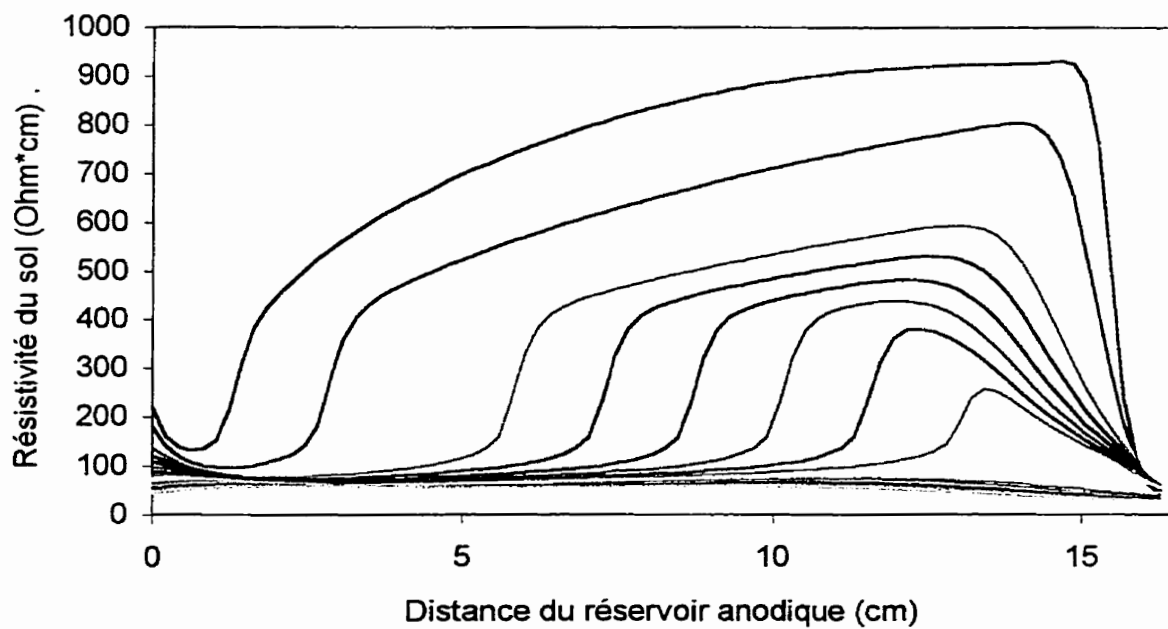


Figure C.40 : Évolution du profil de résistivité du sol (Res125_05)

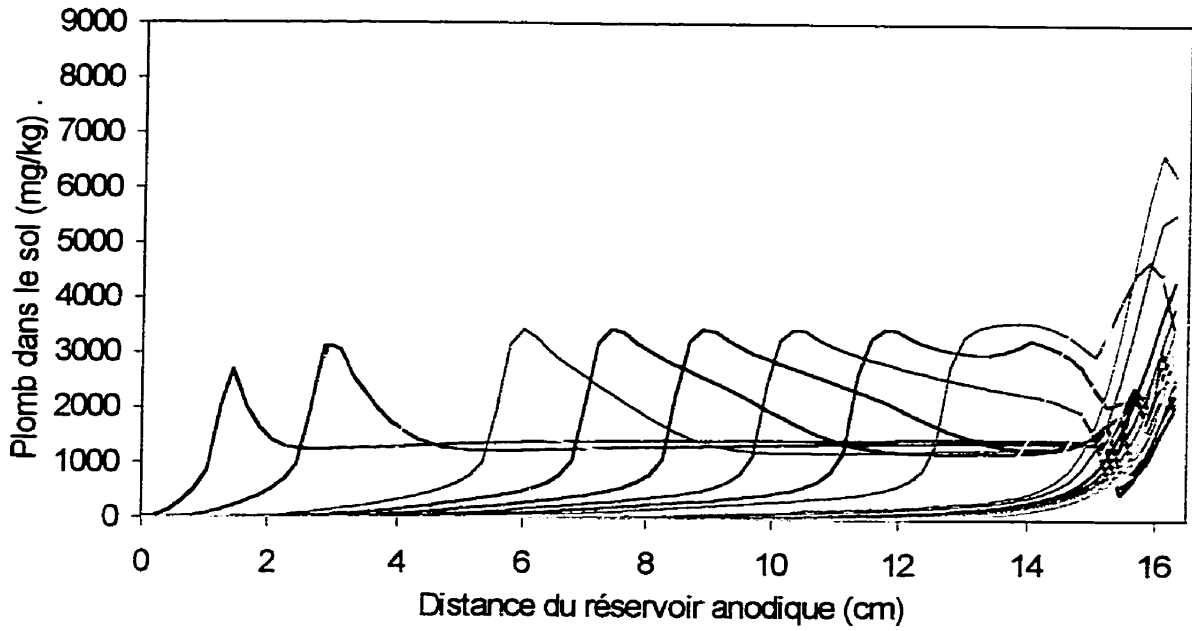


Figure C.41 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (Res250_10)

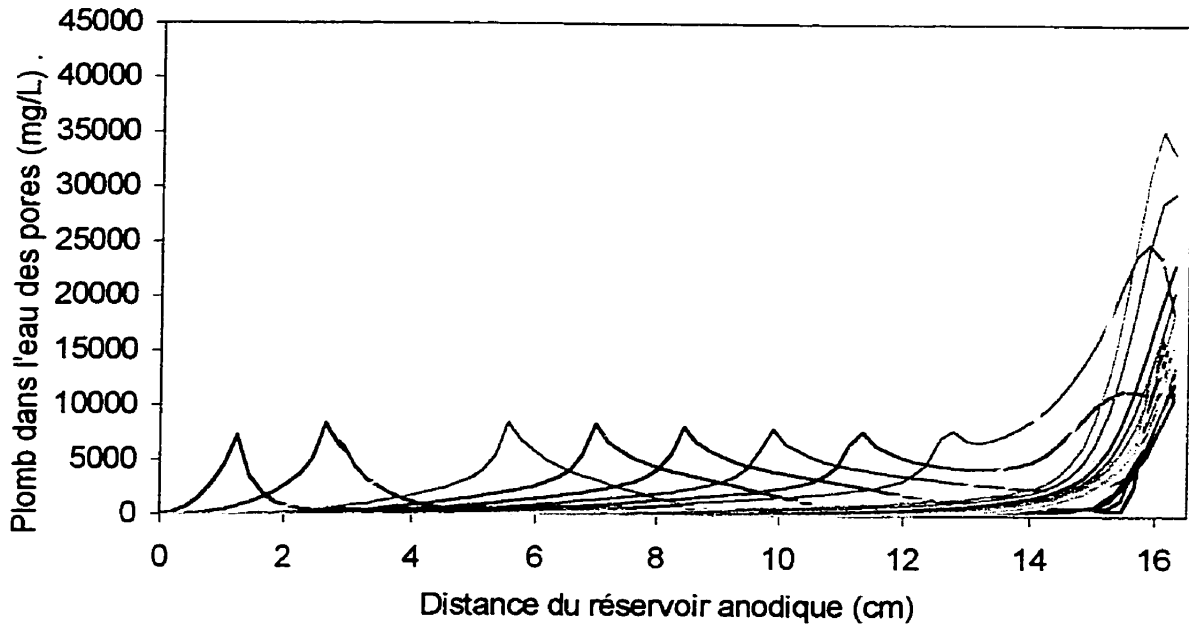


Figure C.42 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (Res250_10)

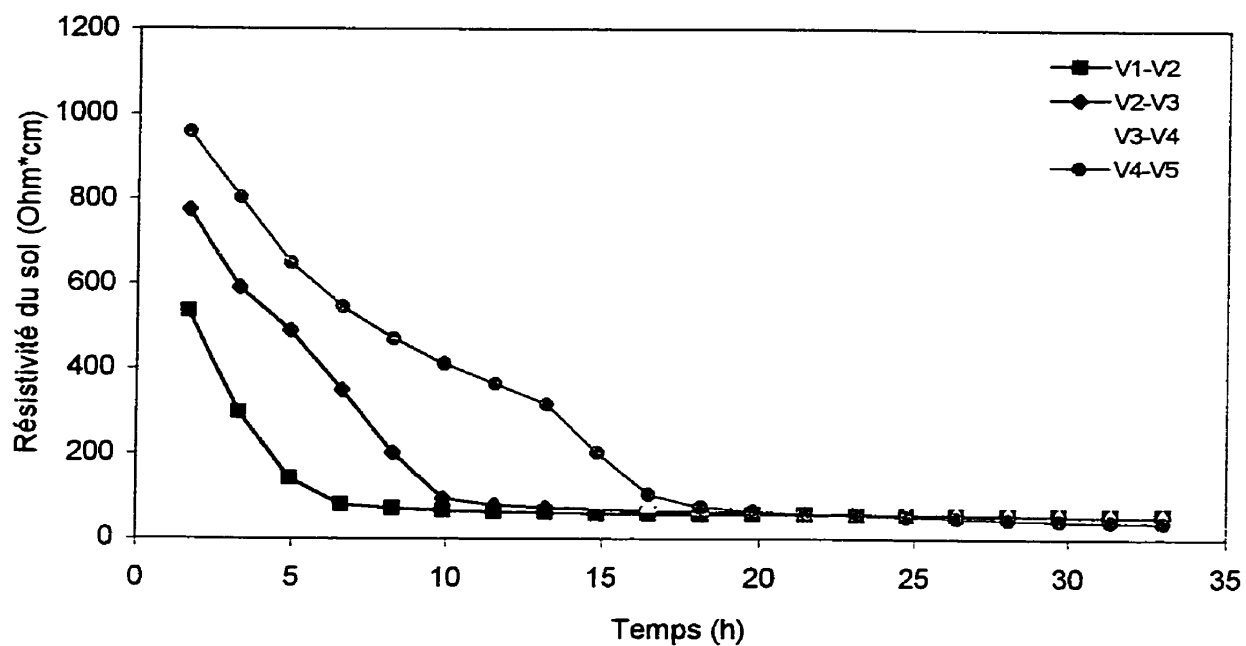


Figure C.43 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (Res250_10)

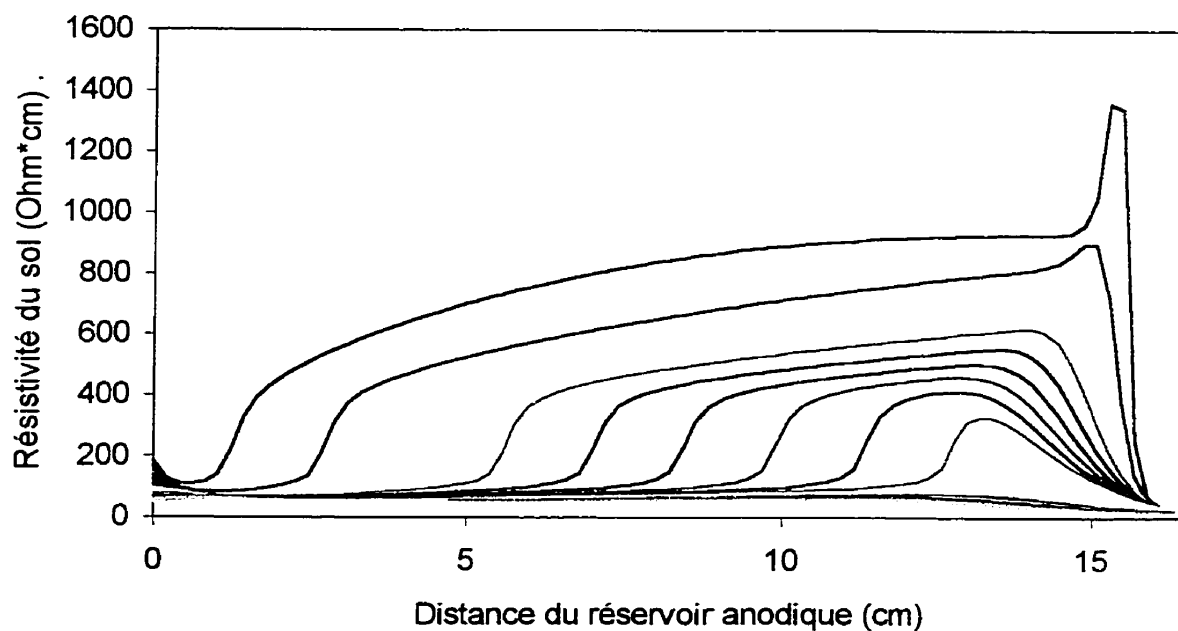


Figure C.44 : Évolution du profil de résistivité du sol (Res250_10)

TABLEAU C.3 : PARAMÈTRES DES SIMULATIONS D'INTERROGATION DU MODÈLE MiDi

ÉLÉMENTS	NITRATE	CHLORE	SIMCC5	SIMCC6
Durée (h)	100	100	454,5	268,7
Courant (mA)	25	25	125 et 250	125 et 250
Δt (s)	30	30	1	1
Aire (cm ²)	62,1	62,1	69,3	68,0
Longueur (cm)	16,5	16,5	16,5	16,5
Compartiment #*				
1	$3,668 \times 10^{-6}$	$3,668 \times 10^{-6}$	$5,0 \times 10^{-7}$	$5,0 \times 10^{-7}$
3	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,0 \times 10^{-10}$	$1,0 \times 10^{-10}$
4 et 5	$3,256 \times 10^{-5}$	$3,256 \times 10^{-5}$	$5,95 \times 10^{-6}$	$5,95 \times 10^{-6}$
6	$1,4604 \times 10^{-4}$	$1,4604 \times 10^{-4}$	$1,5419 \times 10^{-3}$	$1,5130 \times 10^{-3}$
7	$2,335 \times 10^{-6}$	$2,335 \times 10^{-6}$	$9,677 \times 10^{-10}$	$9,677 \times 10^{-10}$
8	$4,3894 \times 10^{-4}$	$4,3894 \times 10^{-4}$	$1,6716 \times 10^{-2}$	$1,6402 \times 10^{-2}$
Sorption**				
Ph	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}	1,00 ^{1,02}
Pp	0,1502 ^{0,715}	0,1502 ^{0,715}	0,1758 ^{0,615}	0,1732 ^{0,615}

* Voir chapitre 5 et annexe H pour la définition des compartiments

** Voir chapitre 5 pour l'explication des calculs de sorption

Nomenclature :

Nitrate : pas d'oxydation à l'anode

Cloro : oxydation des ions Cl⁻ dans la tranche en contact avec l'anode

SIMCC5 : Calibrage du sol #2 avec l'essai CC5

SIMCC6 : Calibrage du sol #2 avec l'essai CC6

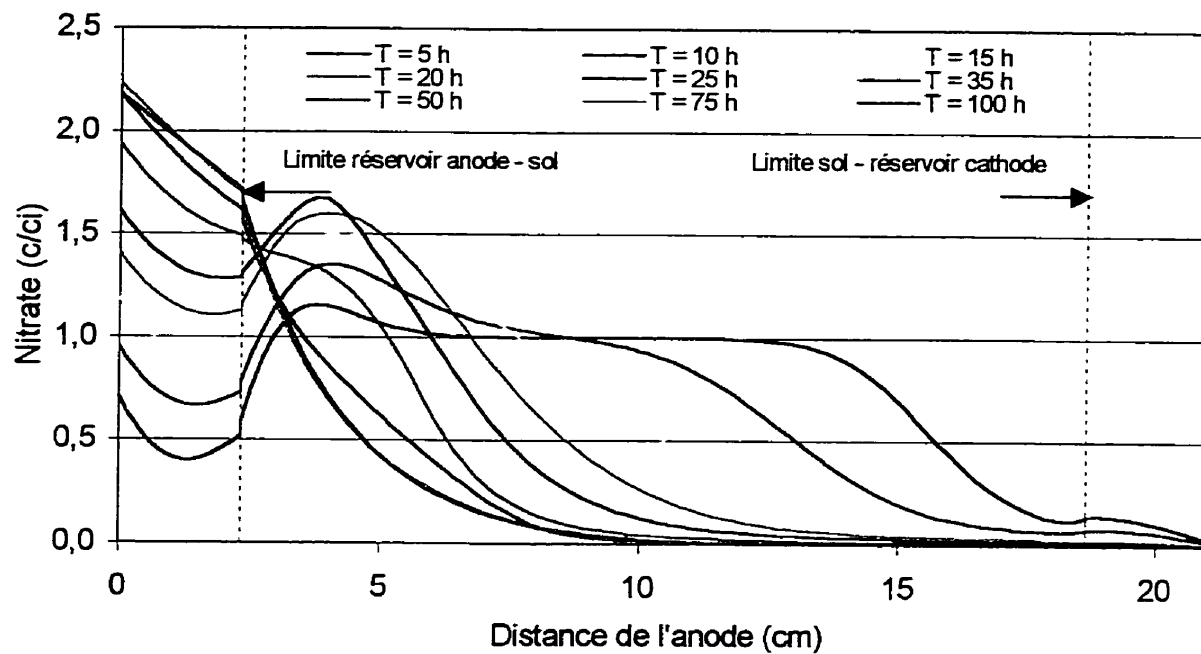


Figure C.45 : Évolution du profil de concentration relatif à la concentration initiale des nitrates

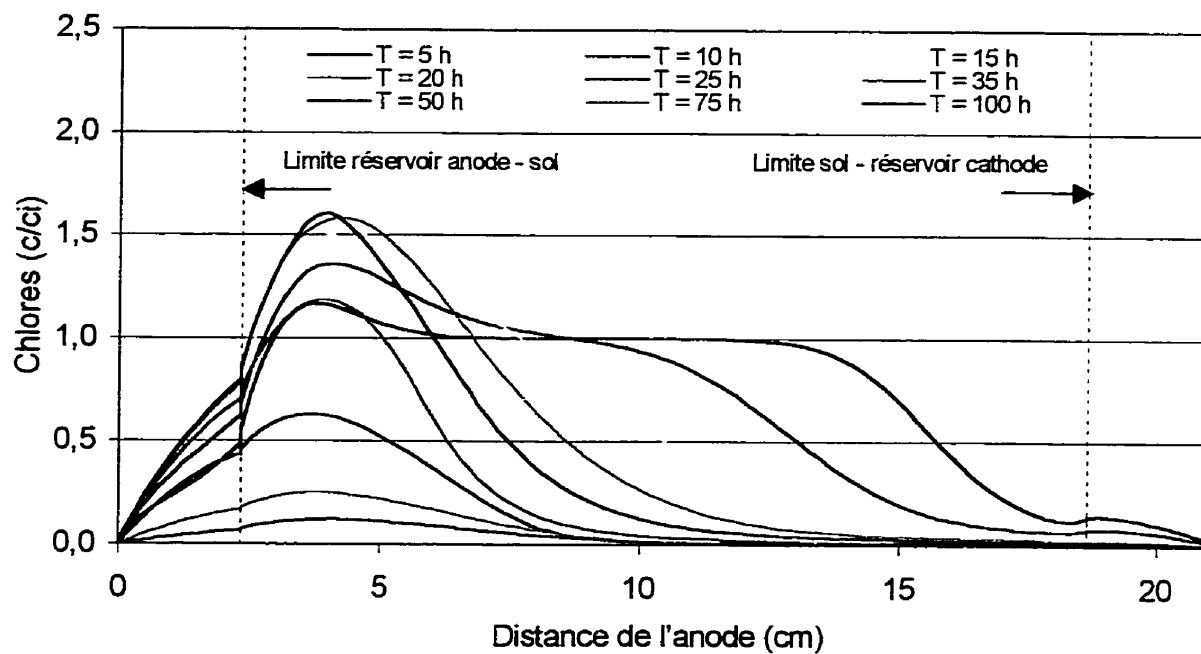


Figure C.46 : Évolution du profil de concentration relatif à la concentration initiale des ions Cl^-

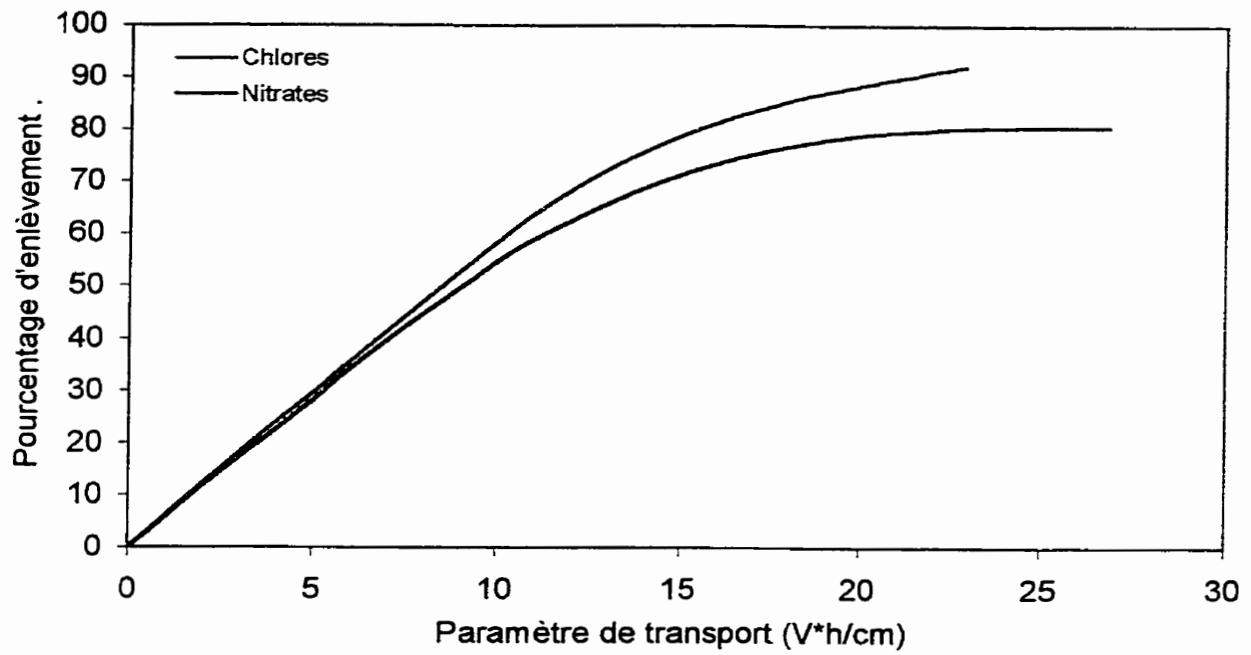


Figure C.47 : Comparaison de l'enlèvement du chlore et des nitrates en fonction de \bar{T}

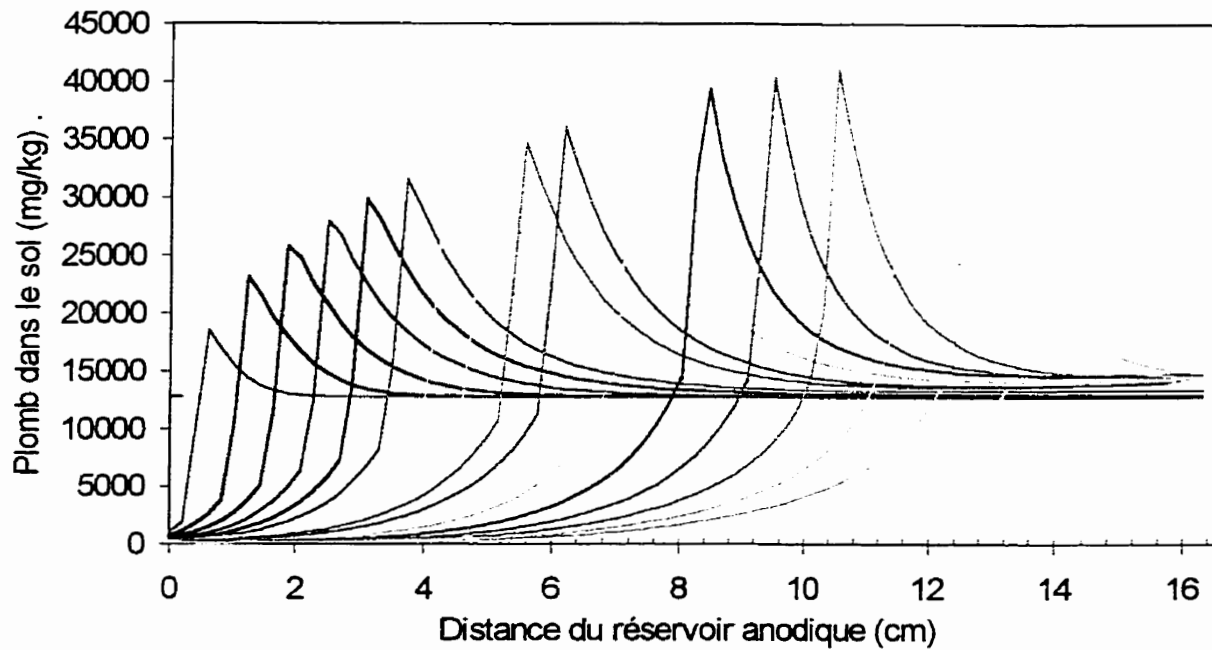


Figure C.48 :Évolution du profil de contamination en plomb (CC5)

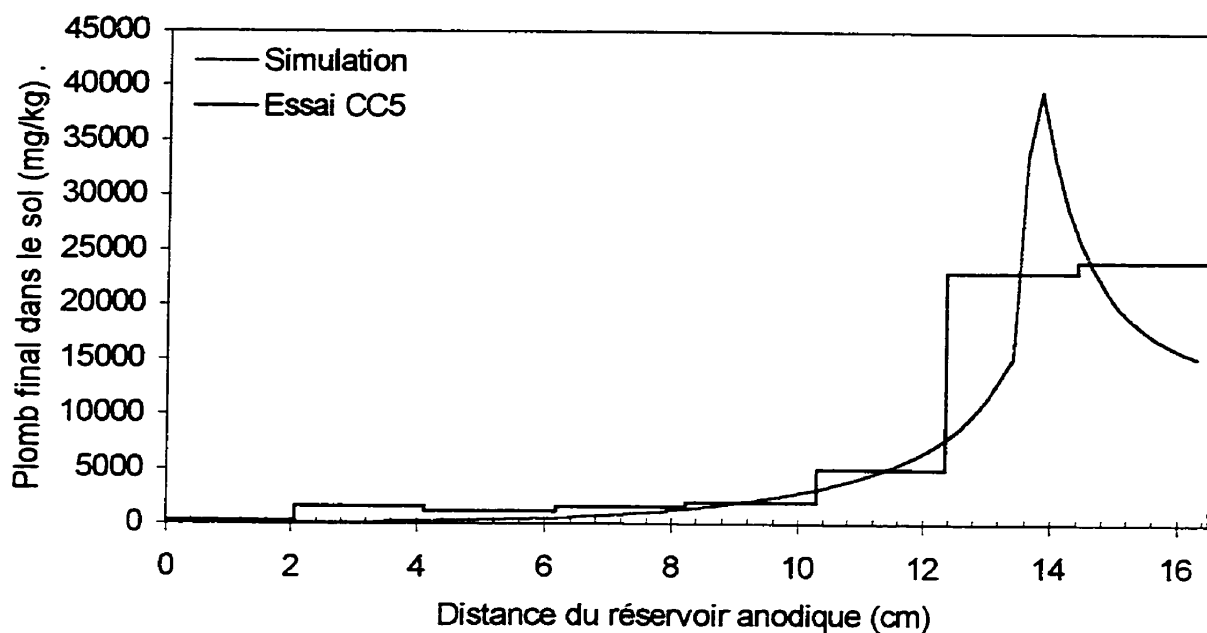


Figure C.49 : Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (CC5)

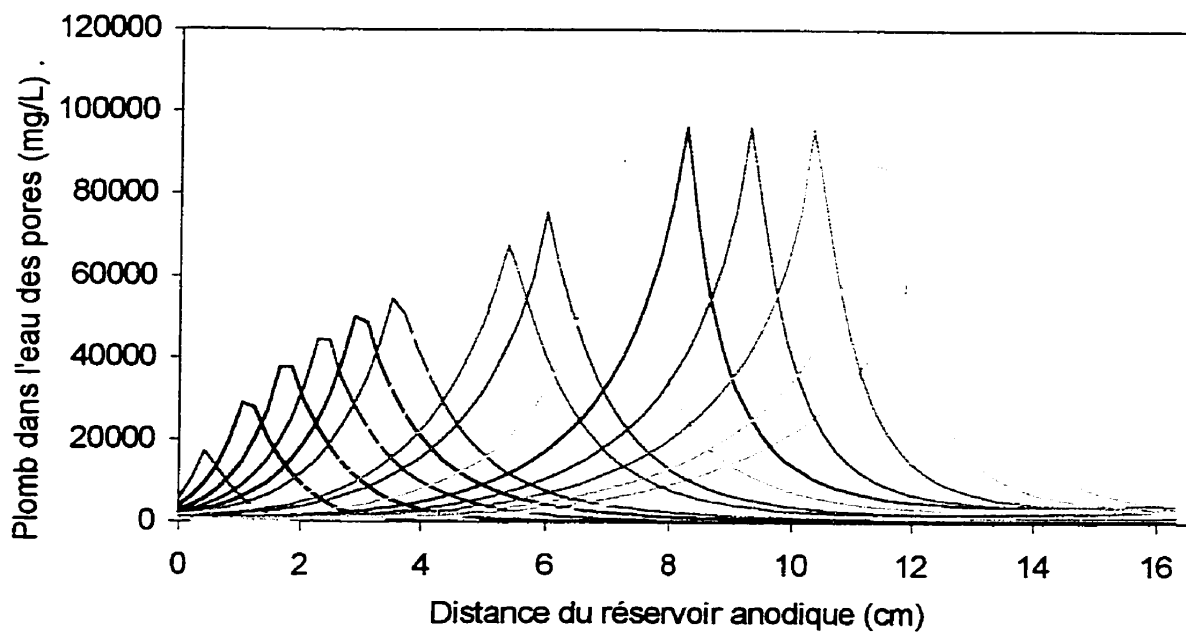


Figure C.50 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (CC5)

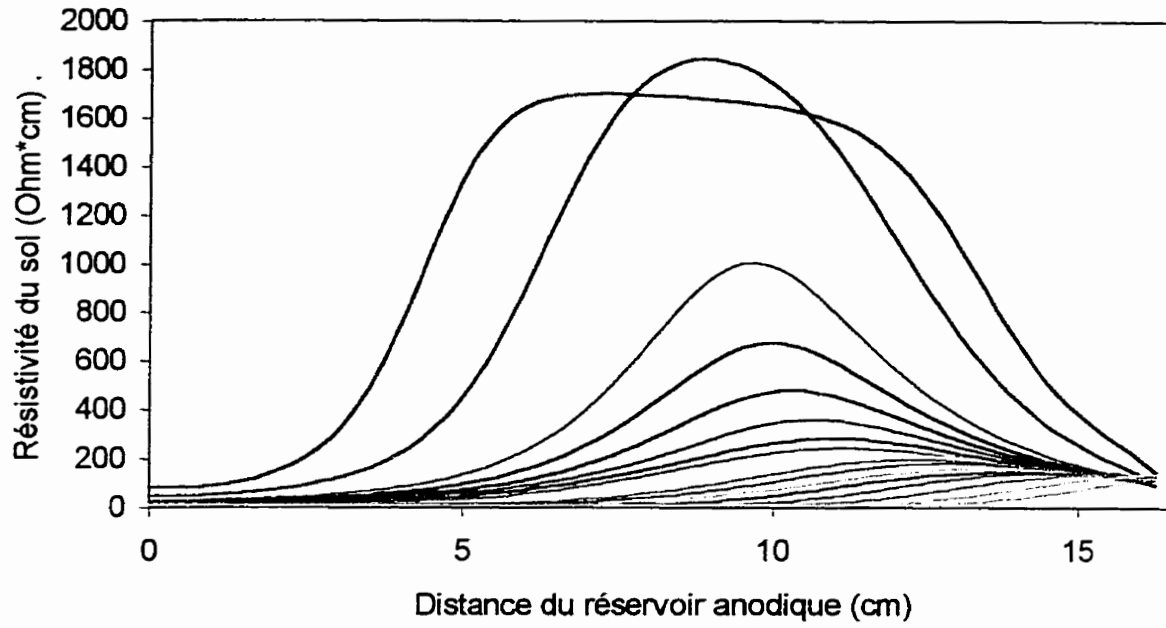


Figure C.51 :Évolution du profil de résistivité du sol (CC5)

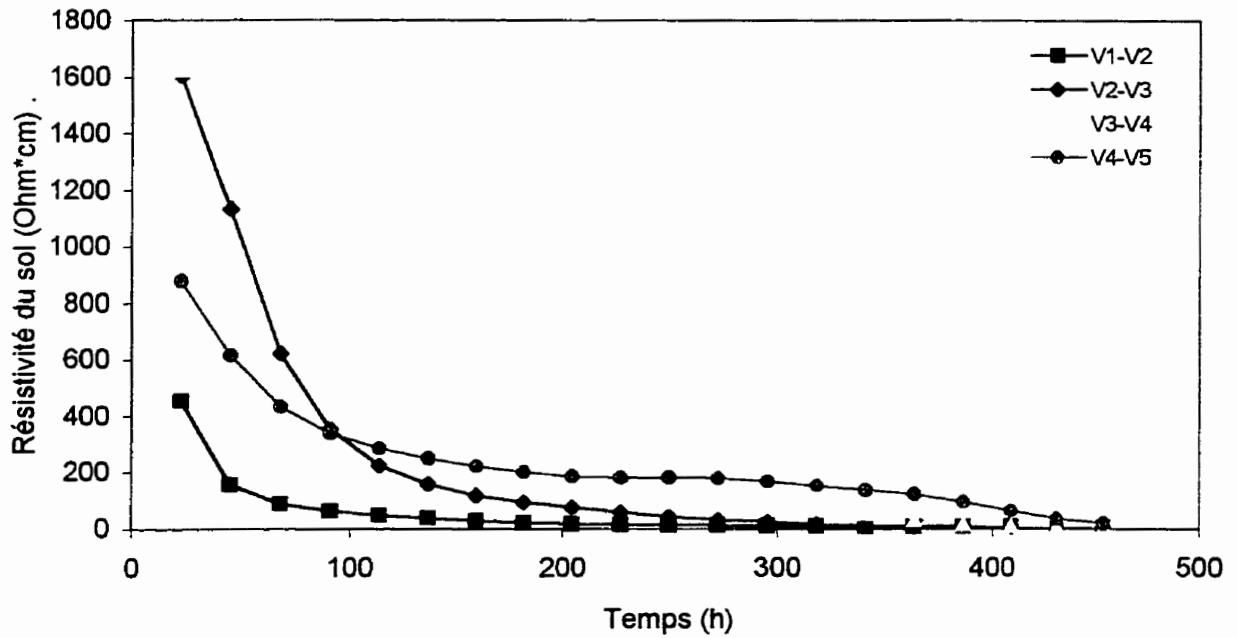


Figure C.52 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (CC5)

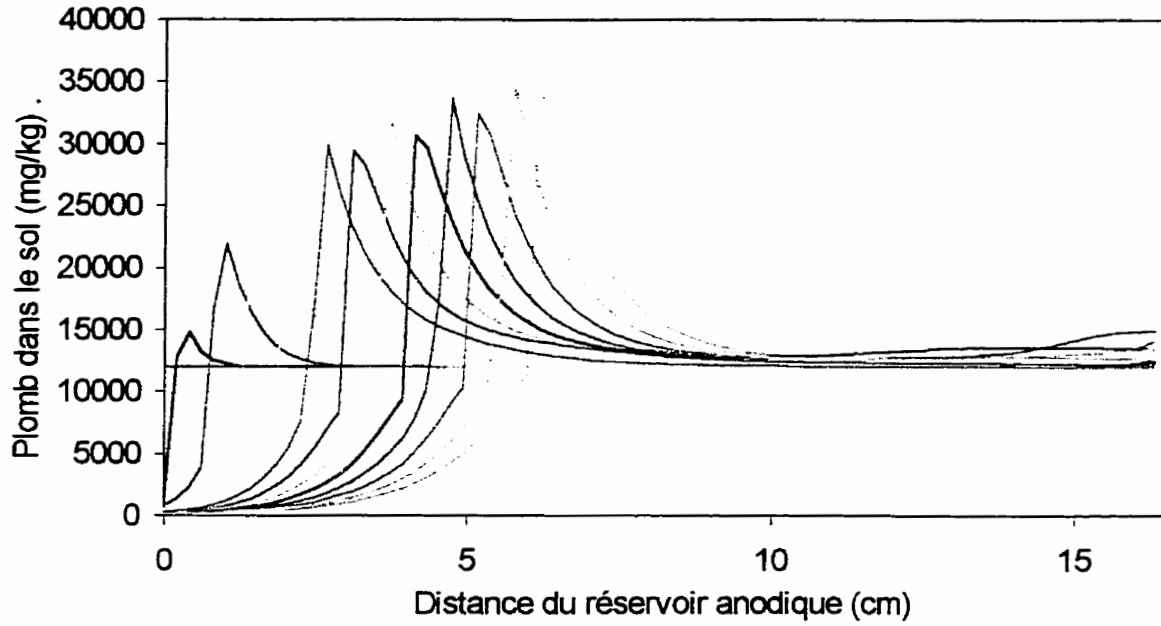


Figure C.53 : Évolution du profil de concentration en plomb dans le sol (CC6)

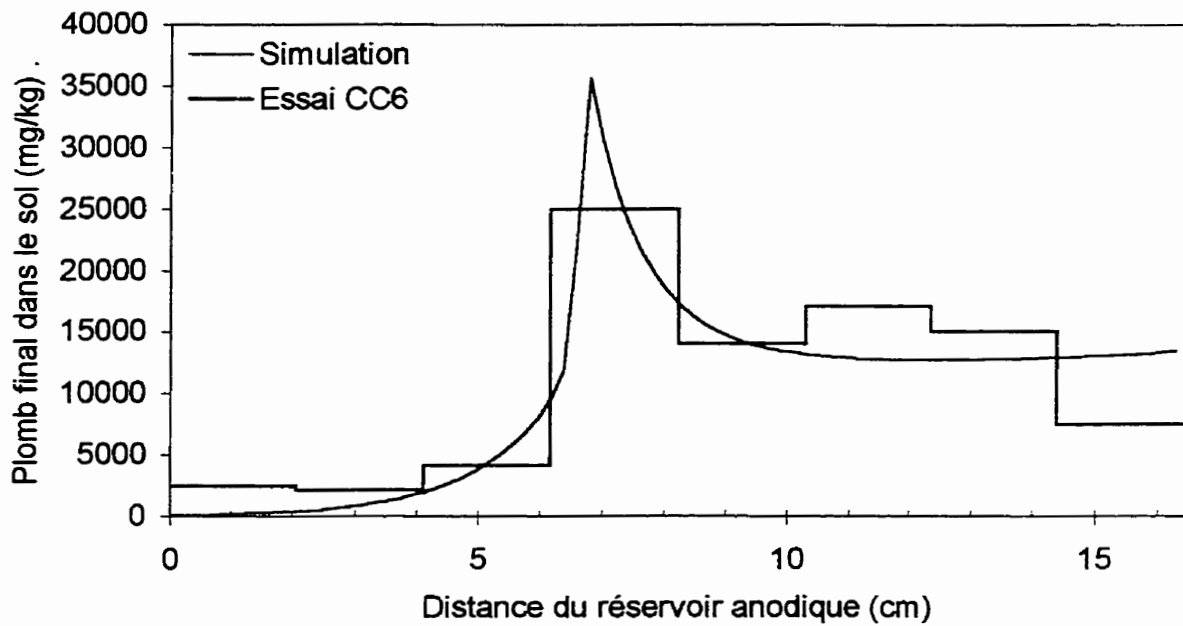


Figure C.54 : Comparaison finale du profil de plomb simulé et expérimental (CC6)

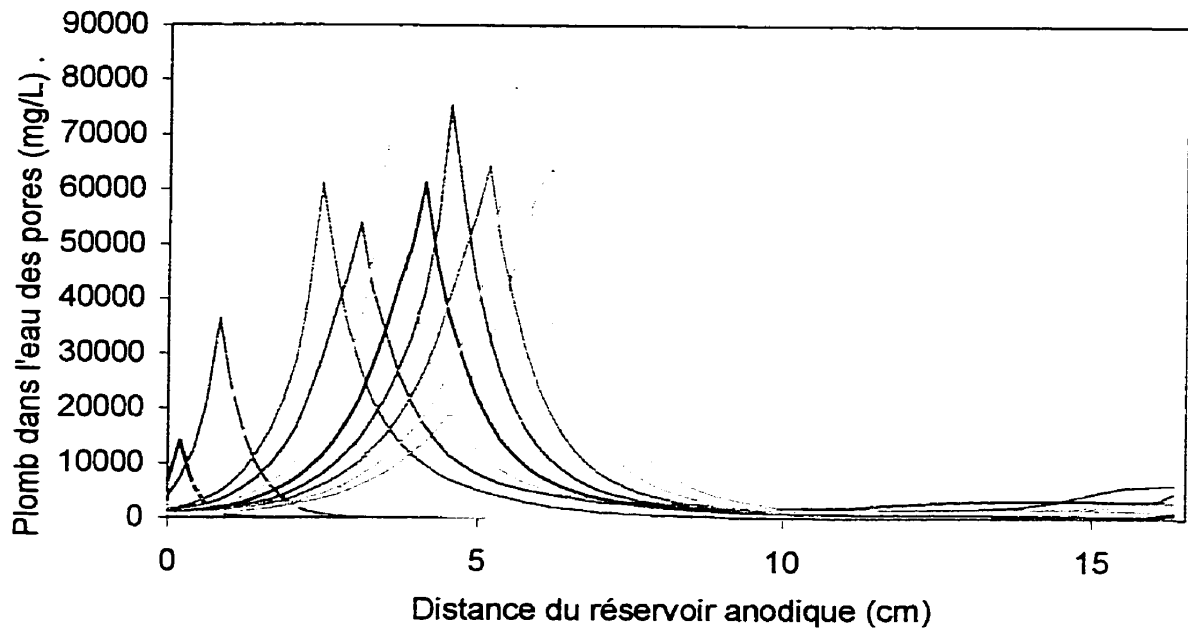


Figure C.55 : Évolution du profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol (CC6)

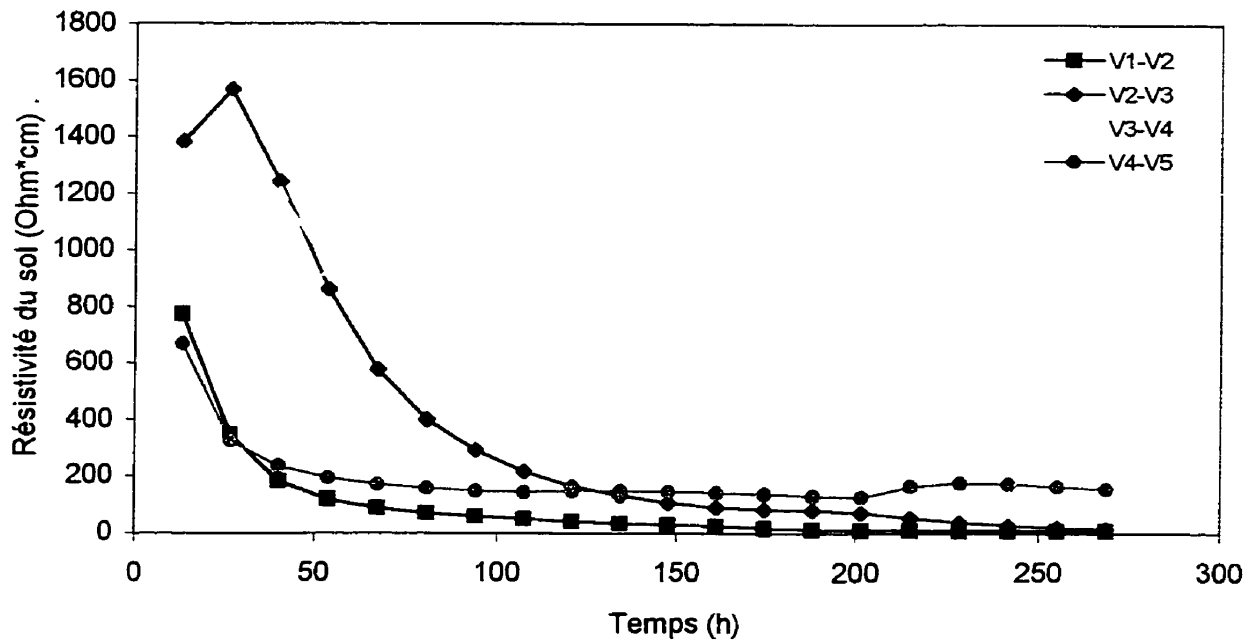


Figure C.56 : Évolution de la résistivité du sol dans l'espace et dans le temps (CC6)

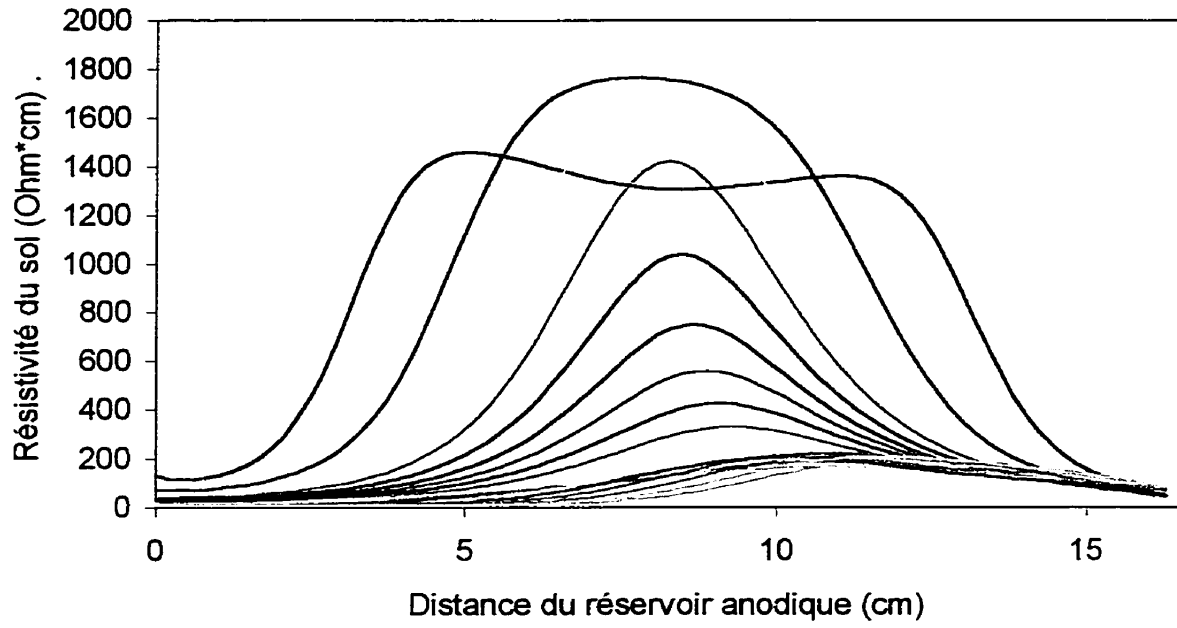


Figure C.57 :Évolution du profil de la résistivité du sol (CC6)

ANNEXE D

PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS D'ACIDIFICATION (TESTS ACID)

TABLEAU D.1 : CARACTÉRISTIQUES DES ESSAIS D'ACIDIFICATION

Essai	Acid1	Acid2	Acid3	Acid4	Acid5	Acid6	Acid7	Acid8	Acid9	Acid10
Sol	Ck	Ck	Ck	Ck	Ck	Ck	Ck	Ascot	Ascot	Ascot
Matériau anode	Carbone	Carbone	Carbone	Carbone	Carbone	Titane	Titane	Titane	Titane	Titane
Acide de contrôle	HNO ₃	HNO ₃	HNO ₃	HCl	H ₂ SO ₄	HNO ₃	H ₃ PO ₄	HNO ₃	HCl	H ₂ SO ₄
Durée (h)	165	165	165	338	338	169	446	68	68	68
Voltage (V)	66→21	61→21	65→21	31→16	32→110	63→18	62	62→22	53→24	64→81
Courant (mA)	15→253	15→253	15→253	9→124	9→124	15→250	12→221	11→49	11→49	11→49
Charge (kC)	122,0	122,0	122,0	106,0	106,0	128,5	108,4	7,27	7,27	7,27
Débit (mL)	+309	+306	+398	+412	+1680	+358	+4863	+239	+236	+809
	-138	-155	-162	-65	-0	-77	-0	-45	-56	-0
pH anode	0,89	0,92	0,93	1,40	1,47	0,78	1,95	1,49	1,80	2,15

TABLEAU D.2 : SOMMAIRE DE LA PRODUCTION D'ACIDE POUR TOUS LES ESSAIS

Essai	Acid1	Acid2	Acid3	Acid4	Acid5	Acid6	Acid7	Acid8	Acid9	Acid10
1	122,0	122,0	122,0	106,0	106,0	128,5	108,4	7,27	7,27	7,27
2	1,264	1,264	1,264	1,098	1,098	1,332	1,123	0,075	0,075	0,075
3	0,851	0,911	0,885	0,562	1,112	0,956	1,698	0,020	0,034	0,061
4	0,037	0,037	0,038	0,008	0,005	0,052	0,001	0,006	0,003	0,001
5	0,888	0,948	0,923	0,570	1,117	1,008	1,699	0,026	0,037	0,062
6	67,3	72,1	70,0	51,1	101,3	71,8	151,2	26,7	45,3	81,3
7	2,9	2,9	3,0	0,7	0,5	3,9	0,0	8,0	4,0	1,3
8	70,2	75,0	73,0	51,8	101,8	75,7	151,2	34,7	49,3	82,7

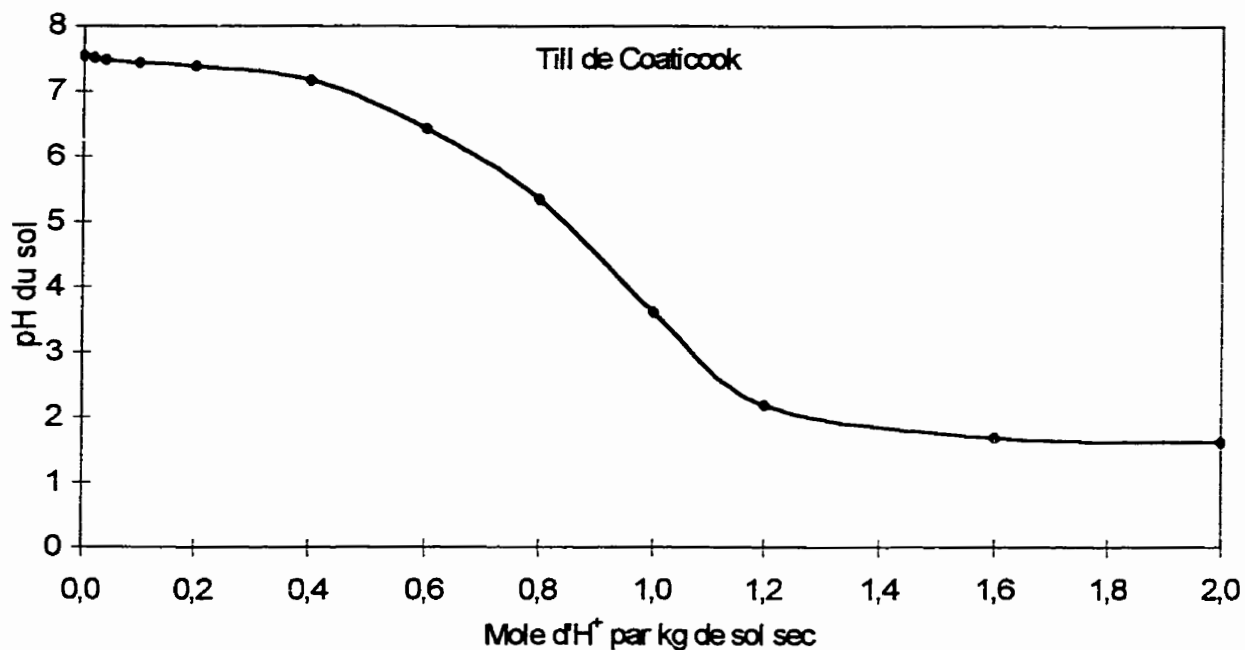


Figure D.1 : Courbe tampon du sol de Coaticook (Ck)

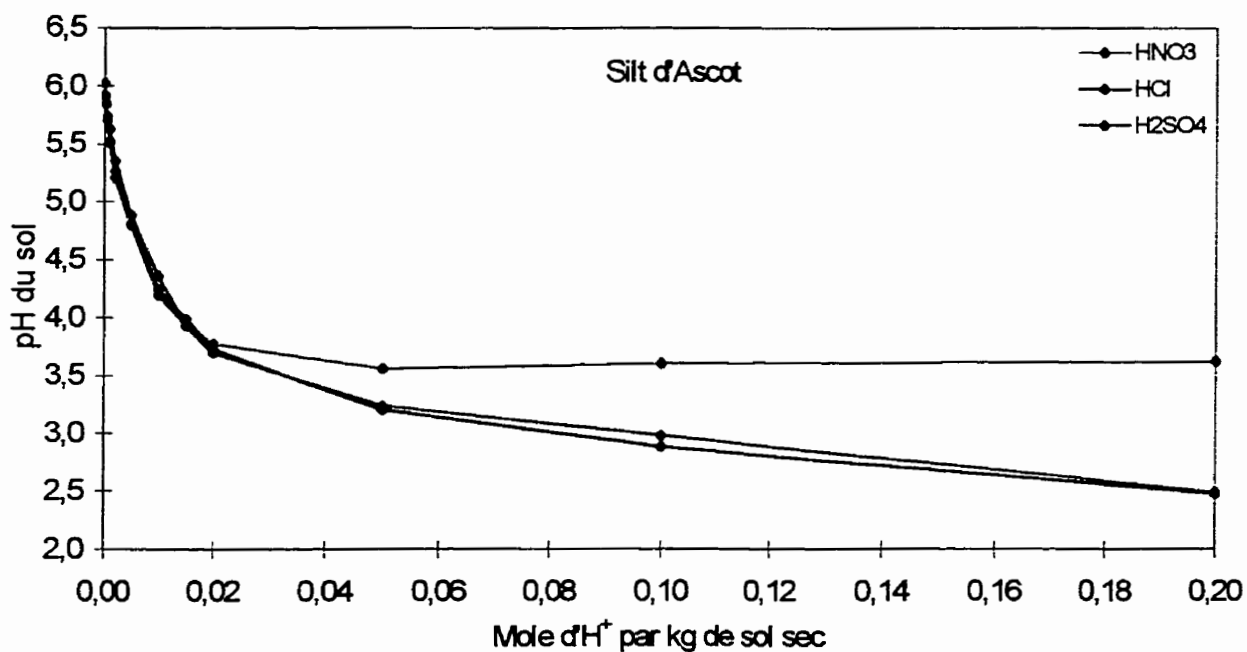


Figure D.2 : Courbes tampons du sol d'Ascot (As)

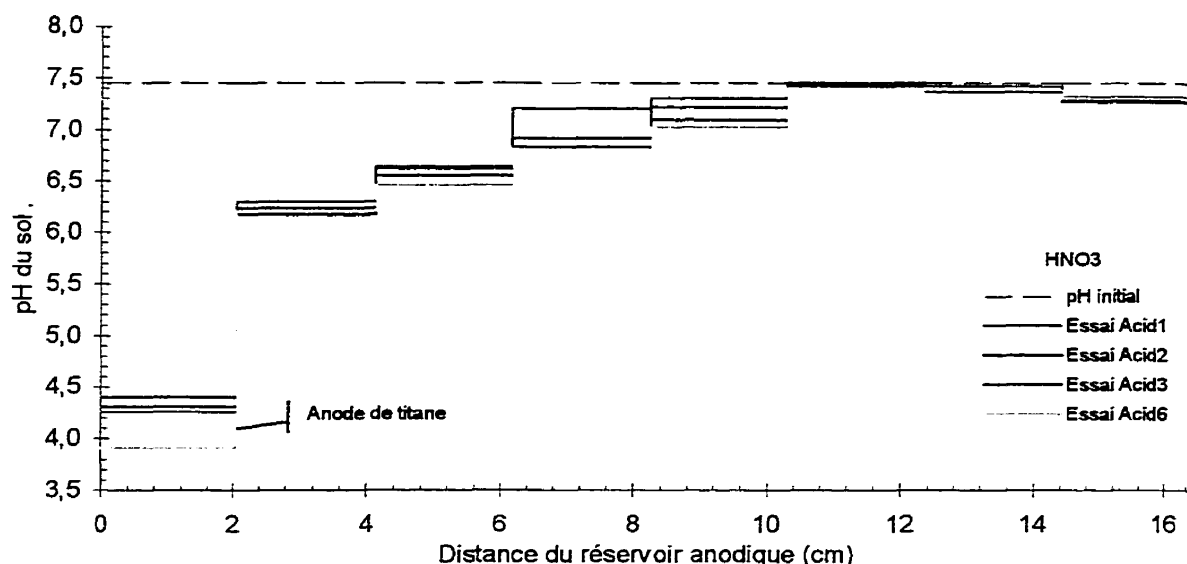


Figure D.3 : Profil de pH dans le sol pour à la fin des essais Acid1, Acid2, Acid3 et Acid6

TABLEAU D.3 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid1)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	4,26	6,29	6,64	6,88	7,30	7,45	7,42	7,31
Équivalence (mole/kg)	0,924	0,624	0,543	0,481	0,284	0,070	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,269	0,181	0,158	0,140	0,083	0,020	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,851							

TABLEAU D.4 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid2)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	4,40	6,17	6,55	6,82	7,09	7,42	7,37	7,27
Équivalence (mole/kg)	0,908	0,646	0,566	0,488	0,426	0,100	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,264	0,188	0,165	0,142	0,124	0,029	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,911							

TABLEAU D.5 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid3)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	4,31	6,23	6,62	6,91	7,21	7,43	7,38	7,29
Équivalence (mole/kg)	0,918	0,635	0,548	0,473	0,378	0,090	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,267	0,185	0,159	0,137	0,110	0,026	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,885							

TABLEAU D.6 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid6)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	3,91	6,20	6,46	6,81	7,02	7,40	7,38	7,30
Équivalence (mole/kg)	0,964	0,681	0,590	0,499	0,444	0,015	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,280	0,186	0,171	0,145	0,129	0,044	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,956							

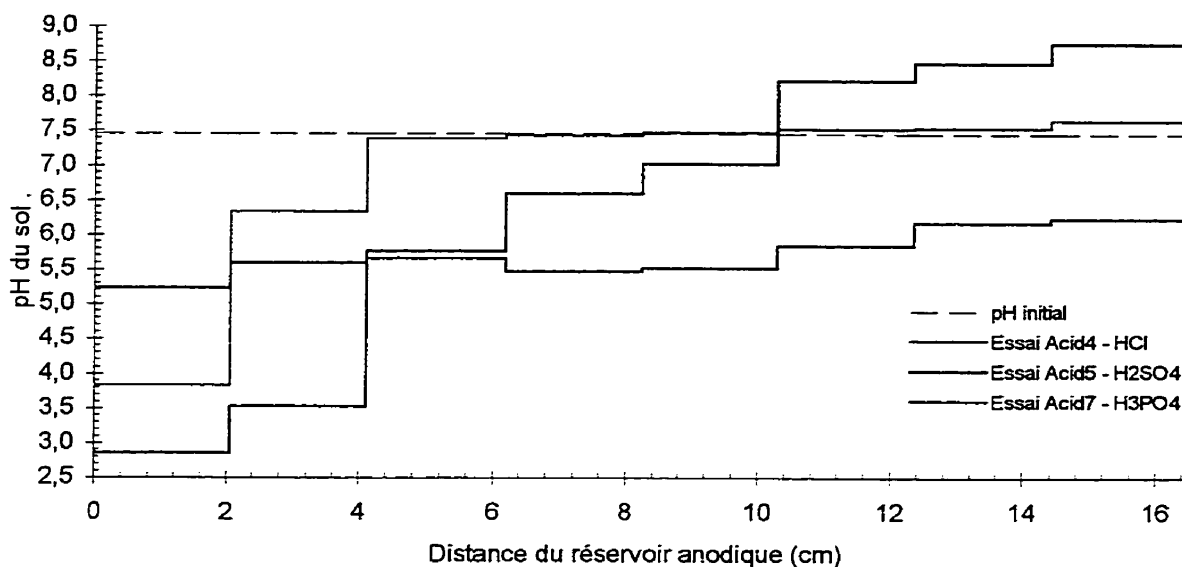


Figure D.4 : Profil de pH dans le sol pour à la fin des essais Acid4, Acid5 et Acid7

TABLEAU D.7 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid4)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	3,82	6,33	7,38	7,43	7,47	7,52	7,54	7,65
Équivalence (mole/kg)	0,975	0,617	0,200	0,090	0,050	0,000	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,283	0,179	0,058	0,026	0,015	0,000	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,562							

TABLEAU D.8 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid5)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	2,85	3,52	5,76	6,59	7,02	8,22	8,47	8,76
Équivalence (mole/kg)	1,106	1,011	0,722	0,556	0,444	0,000	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,321	0,294	0,210	0,162	0,129	0,000	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	1,112							

TABLEAU D.9 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid7)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	5,23	5,59	5,66	5,47	5,52	5,84	6,17	6,23
Équivalence (mole/kg)	0,813	0,754	0,741	0,776	0,767	0,707	0,646	0,635
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,236	0,219	0,215	0,226	0,223	0,206	0,188	0,185
H ⁺ total (mole)	1,698							

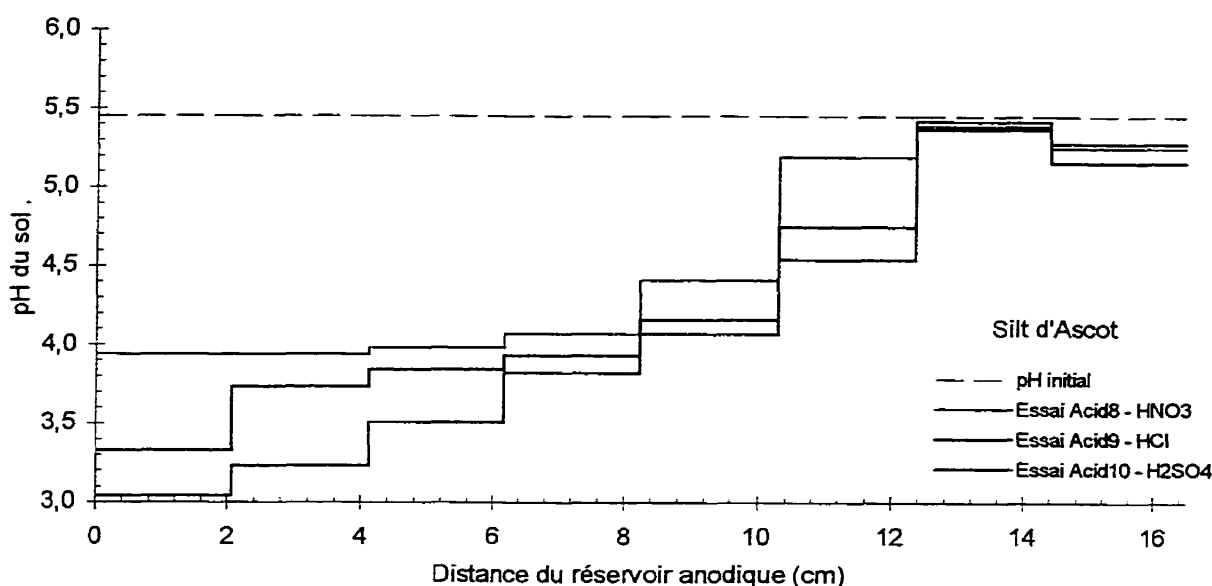


Figure D.5 : Profil de pH dans le sol pour à la fin des essais Acid8, Acid9 et Acid10

TABLEAU D.10 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid8)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	3,94	3,94	3,98	4,07	4,41	5,19	5,39	5,25
Équivalence (mole/kg)	0,015	0,015	0,014	0,012	0,008	0,020	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,004	0,004	0,004	0,004	0,002	0,001	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,020							

TABLEAU D.11 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid9)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	3,33	3,73	3,84	3,93	4,16	4,75	5,16	5,37
Équivalence (mole/kg)	0,043	0,020	0,018	0,016	0,012	0,005	0,002	0,002
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,012	0,006	0,005	0,005	0,003	0,002	0,001	0,001
H ⁺ total (mole)	0,034							

TABLEAU D.12 : CALCUL DE LA QUANTITÉ D'ACIDE PRODUIT (Acid10)

Échantillon de sol	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	3,04	3,23	3,51	3,82	4,07	4,54	5,42	5,28
Équivalence (mole/kg)	0,088	0,050	0,032	0,017	0,013	0,080	0,000	0,000
Masse de sol (g)	291	291	291	291	291	291	291	291
H ⁺ dans le sol (mole)	0,026	0,015	0,009	0,005	0,004	0,020	0,000	0,000
H ⁺ total (mole)	0,061							

ANNEXE E

**PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS DE DÉCONTAMINATION DU SOL
D'ASCOT EN CELLULE AVEC CONTRÔLE (TESTS B)**

TABLEAU E.1 : RÉSUMÉ DE L'ENSEMBLE DES ESSAIS B (Silt d'Ascot) [BEAULIEU, 1995]

Essai	Contamination	Anode	Cathode	Pré-traitement	Condition initiale	T-Vxh/cm (l) T/l	§ (kC/L)	Contamination finales	Conditions finales
B1	1800 mg/kg Pb 1,74 meq/100 g	A.A. 0,87 M	HNO ₃ 0,1 M	nil	1500 mg/L soluble 85% sorbé	62,6 (16,5) 3,79	33,7	63 mg/kg Pb 96% extraction	220 mg/L soluble 31% sorbé
B2	610 mg/kg Pb 0,59 meq/100 g	A.A. 0,87 M	HNO ₃ 1,0 M	Nil	81 mg/L soluble 99% sorbé	44,9 (16,5) 2,72	32,3	98 mg/kg Pb 84% extraction	33 mg/L soluble 93% sorbé
B3	1500 mg/kg Pb 1,45 meq/100 g	A.A. 0,87 M	HCl 0,1 M	Nil	760 mg/L soluble 90% sorbé	94,7 (16,5) 5,74	26,7	120 mg/kg Pb 92% extraction	75 mg/L soluble 86% sorbé
B4	1400 mg/kg Pb 1,35 meq/100 g	H ₂ O	HNO ₃ 0,5 M	Nil	950 mg/L soluble 88% sorbé	49,8 (16,5) 3,02	29,5	92 mg/kg Pb 93% extraction	280 mg/L soluble 75% sorbé
B5	1500 mg/kg Pb 1,45 meq/100 g	H ₂ O	HNO ₃ 1,0 M	Nil	760 mg/L soluble 92% sorbé	35,0 (16,5) 2,12	23,4	730 mg/kg Pb 50% extraction	3400 mg/L soluble 59% sorbé
B6	1400 mg/kg Pb 1,35 meq/100 g	H ₂ O	A.A. 0,87 M	Nil	590 mg/L soluble 93% sorbé	427,0 (16,5) 25,88	11,9	190 mg/kg Pb 86% extraction	39 mg/L soluble 97% sorbé
B7	1400 mg/kg Pb 1,35 meq/100 g	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	0,14 mole H ⁺ /L	3100 mg/L soluble 66% sorbé	311,7 (16,5) 18,89	18,4	140 mg/kg Pb 90% extraction	22 mg/L soluble 98% sorbé
B8	1600 mg/kg Pb 1,55 meq/100 g	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	Nil	910 mg/L soluble 91% sorbé	404,4 (16,5) 24,51	14,1	160 mg/kg Pb 90% extraction	31 mg/L soluble 97% sorbé
B9	1500 mg/kg Pb 1,45 meq/100 g	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M recond. HCl	Nil	1100 mg/L soluble 88% sorbé	178,8 (16,5) 10,84	26,7	93 mg/kg Pb 94% extraction	37 mg/L soluble 91% sorbé
B10	1500 mg/kg Pb 1,45 meq/100 g	A.F. 0,75 M	A.F. 0,75 M	Nil	1300 mg/L soluble 86% sorbé	260,7 (16,5) 15,80	27,1	90 mg/kg Pb 94% extraction	19 mg/L soluble 97% sorbé
B11	1700 mg/kg Pb 1,64 meq/100 g	H ₂ O	H ₂ O + membranc	Nil	1600 mg/L soluble 84% sorbé	229,5 (16,5) 13,91	6,6	1500 mg/kg Pb 10% extraction	780 mg/L soluble 81% sorbé
B12	1800 mg/kg Pb 1,74 meq/100 g	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	Nil	1300 mg/L soluble 88% sorbé	447,0 (16,5) 27,09	18,4	66 mg/kg Pb 96% extraction	11 mg/L soluble 98% sorbé
B13	1500 mg/kg Pb 1,45 meq/100 g	A.A. 0,87 M Acetate de Ca ²⁺	A.A. 0,87 M	Nil	1500 mg/L soluble 83% sorbé	437,7 (16,5) 26,53	16,8	64 mg/kg Pb 96% extraction	17 mg/L soluble 97% sorbé

Essai: B1
 Sol: Sable silteux d'Ascot (Couture)
 Dates: 1993-06-01 au 1993-06-14
 Cellule avec contrôle

Courant visé: 25,0 mA
 Contrôle à la cathode : HNO₃ 0,1 M
 Injection à l'anode: CH₃COOH 0,87 M

Anode					Cathode		
V1	V2		V3		V4		V5
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11-a 11-b

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	752	0,98	30,80	26,31	17,73	4,41	1600	1500	83
C#2	753	1,00	26,69	22,81	17,79	4,37	1800	1700	83
C#3	754	0,99	24,98	21,32	18,00	4,44	1900	1200	89
43	776	0,99	34,13	29,11	17,85	5,47	95	310	42
42	775	0,97	41,20	34,98	18,29	4,95	56	n/d	n/d
41	774	0,97	26,31	22,61	17,10	4,49	40	n/d	n/d
40	773	0,97	37,07	31,85	16,90	4,96	47	210	24
33	772	0,98	32,06	27,72	16,23	4,57	44	270	0
32	771	0,98	40,54	34,78	17,04	3,85	29	n/d	n/d
31	770	0,99	42,77	36,76	16,80	4,00	87	n/d	n/d
30	769	0,99	26,16	22,55	16,74	3,59	40	140	41
23	768	0,99	27,25	23,60	16,14	3,60	45	180	35
22	767	0,98	39,69	34,03	17,13	3,36	41	n/d	n/d
21	766	0,99	42,53	36,65	16,49	3,59	42	n/d	n/d
20	765	0,98	34,94	29,99	17,06	3,38	43	170	33
13	764	0,98	32,40	27,97	16,41	3,71	45	190	31
12	763	0,98	43,36	37,05	17,49	3,37	43	n/d	n/d
moy 11	762	0,98	51,86	44,80	16,11	4,74	240	n/d	n/d
10	761	0,98	30,62	26,21	17,48	3,60	74	260	39

Conditions initiales : 17,84 4,41 1800 1500 85

Conditions finales : 16,95 4,08 63 220 31

Pourcentage d'extraction : 96

Paramètre de transport (V²h/cm) : 62,6

Plomb de l'eau des pores extrait (%) : 98

Paramètre de solubilisation (kC/L) : 33,7

Plomb désorbé (mg/kg - %) : 1510 - 99

Tableau E.2 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores ainsi que la sorption de l'essai B1

Essai: B1
 Sol: Sable silteux d'Ascot (Couture)
 Dates: 1993-06-01 au 1993-06-14
 Cellule avec contrôle

ANODE		SOL							CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.		
3000	56	47	29	40	41	43	43	74	590000	mg/kg sol		
0,1	n/d	210	n/d	140	n/d	170	n/d	260	24,6	mg/L eau		
0,1	n/d	24	n/d	41	n/d	33	n/d	39	24,6	% sorbé		
0,1	4700	4000	2500	3400	3500	3600	3600	6300	25,7	ug de Pb		
Réservoir	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	Réservoir	%p/r ini cal		
96000	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	16000	%p/r ini retr.		
4,0	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,7	% p/r retr.		
4,0									0,7			
4,2									0,7			
P.P.									P.P.	Ident.		
23000									170000	ug de Pb		
1,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	7,1	%p/r ini cal		
1,0	95	40	44	87	45	42	45	240	7,1	%p/r ini retr.		
1,0	310	n/d	270	n/d	180	n/d	190	n/d	7,4	% p/r retr.		
P.F.	42	n/d	0	n/d	35	42	31	n/d	P.F.			
660	8100	3400	3700	7400	3800	3600	3800	20000	81000	Circula. cath.		
0,0	0,3	0,1	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,8	3,4	510000		
0,0	0,3	0,1	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,8	3,4	21,3		
0,0	0,4	0,1	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,9	3,5	21,3		
										22,2		
									Dépot			
									750000			
									31,3			
									31,3			
									32,6			
Total	76	44	37	64	43	43	44	157	Total	moy.mg/kg		
120000	13000	7400	6200	11000	7300	7200	7500	27000	1600000	ug Pb total		
5,1	0,5	0,3	0,3	0,5	0,3	0,3	0,3	1,1	67,0	%p/r ini cal		
5,1	0,5	0,3	0,3	0,5	0,3	0,3	0,3	1,1	67,0	%p/r ini retr.		
5,3	0,6	0,3	0,3	0,5	0,3	0,3	0,3	1,2	69,9	& p/r retr.		

Pb initial calculé (ug) : 2400000
 Pb initial retracé (ug) : 2400000 % erreur : 0
 Pb final retracé (ug) : 2300000 % erreur : 4

Tableau E.3 : Bilan de masse pour le plomb de l'essai B1

Essai: B1

Dates: 1993-06-01 au 1993-06-14

Longueur (cm) : 14,3

Section (cm²): 57,16Volume (cm³) : 817

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-ref. (V)	ref.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-ref. (V)	ref.-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Débit (ml/h)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
93-06-01 17:30	0,0	0,12	0,05	-0,02	0,01	0,00	0,00	-0,02	0,01	-0,13	0,52	0,65	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
93-06-01 17:40	0,2	1,57	2,39	0,43	1,11	1,42	1,37	1,08	1,08	0,69	0,70	11,82	0,38	25,2	860	n/d	n/d	0,01	1	0,03
93-06-01 19:50	2,3	1,57	1,48	0,17	1,17	1,35	1,35	1,07	1,09	0,84	0,67	10,78	0,37	25,0	857	1,44	27,7	0,20	4	0,85
93-06-02 08:35	15,1	1,45	0,63	0,07	0,85	1,38	1,35	1,02	1,20	0,70	0,64	9,30	0,35	26,2	763	1,39	n/d	1,38	7	5,48
93-06-02 20:20	26,8	1,41	0,40	0,06	0,56	1,16	1,26	0,96	0,99	0,91	0,63	8,51	0,30	25,0	685	n/d	n/d	2,46	9	9,27
93-06-03 08:35	39,1	1,39	0,32	0,06	0,49	1,04	1,30	1,05	1,06	1,21	0,64	8,46	0,29	25,5	661	1,37	26,9	3,57	12	12,91
93-06-03 20:25	50,9	1,37	0,27	0,06	0,42	0,83	1,19	1,02	1,21	1,16	0,63	8,11	0,28	25,0	600	1,40	n/d	4,65	14	16,20
93-06-04 09:15	63,8	1,36	0,25	0,06	0,39	0,75	1,16	1,08	1,48	1,20	0,60	8,39	0,26	25,4	576	1,37	28,2	5,81	17	19,52
93-06-04 20:30	75,0	1,35	0,22	0,06	0,35	0,68	1,06	1,14	1,26	1,06	0,54	7,74	0,25	25,3	554	n/d	n/d	6,84	19	22,34
93-06-05 08:50	87,3	1,33	0,20	0,06	0,32	0,66	0,95	1,21	1,13	1,00	0,57	7,45	0,24	25,2	540	1,54	25,5	7,96	21	25,32
93-06-05 20:40	99,2	1,33	0,19	0,06	0,29	0,62	0,88	1,13	1,10	1,11	0,57	7,28	0,22	25,1	505	1,35	n/d	9,03	23	26,04
93-06-06 08:45	111,3	1,32	0,19	0,06	0,27	0,60	0,87	0,98	1,15	1,17	0,59	7,27	0,21	25,3	468	1,32	29,4	10,12	28	30,63
93-06-06 21:15	123,8	1,14	0,18	0,06	0,26	0,58	0,83	0,88	1,18	1,20	0,57	7,13	0,19	25,3	436	n/d	n/d	11,26	28	33,13
93-06-07 08:40	135,2	1,31	0,17	0,06	0,25	0,56	0,82	0,82	1,22	1,33	0,56	7,06	0,19	26,2	404	1,34	28,9	12,32	30	35,29
93-06-07 21:00	147,5	1,31	0,18	0,06	0,24	0,55	0,80	0,79	1,19	1,29	0,55	7,05	0,18	25,6	405	1,36	25,7	13,47	32	37,55
93-06-08 09:30	160,0	1,30	0,16	0,06	0,22	0,51	0,76	0,78	1,06	1,42	0,57	6,89	0,17	24,8	400	1,39	27,4	14,61	34	39,77
93-06-08 20:25	170,9	1,30	0,16	0,06	0,22	0,51	0,75	0,79	1,01	1,39	0,55	6,72	0,17	24,1	409	1,40	n/d	15,57	36	41,66
93-06-09 08:15	182,8	1,30	0,16	0,06	0,22	0,57	0,75	0,80	0,99	1,41	0,54	6,72	0,18	25,0	405	1,37	n/d	16,61	38	43,72
93-06-09 21:00	195,5	1,30	0,17	0,09	0,22	0,52	0,75	0,82	0,92	1,65	0,56	7,03	0,18	27,2	370	1,38	n/d	17,81	41	45,97
93-06-10 09:35	208,1	1,28	0,15	0,06	0,21	0,48	0,70	0,77	0,56	1,77	0,56	6,57	0,16	25,3	370	1,39	27,7	19,00	42	48,11
93-06-10 21:00	219,5	1,28	0,15	0,06	0,20	0,47	0,68	0,74	0,56	1,72	0,55	6,43	0,16	25,1	361	1,39	n/d	20,03	44	49,94
93-06-11 08:45	231,3	1,28	0,15	0,06	0,20	0,47	0,68	0,73	0,55	1,62	0,57	6,32	0,16	25,2	359	1,36	28,0	21,09	46	51,80
93-06-11 20:05	242,8	1,28	0,14	0,06	0,20	0,47	0,69	0,72	0,57	2,16	0,56	6,32	0,16	25,2	359	n/d	n/d	22,12	48	53,59
93-06-12 08:05	254,6	1,50	0,08	0,06	0,20	0,47	0,67	0,69	0,55	1,61	0,57	6,23	0,15	25,0	352	1,36	n/d	23,21	50	55,47
93-06-12 20:30	267,0	1,29	0,10	0,06	0,19	0,43	0,63	0,64	0,47	1,62	0,55	6,02	0,14	24,8	331	1,37	n/d	24,32	52	57,32
93-06-13 10:00	280,5	1,28	0,12	0,09	0,19	0,44	0,65	0,65	0,50	1,58	0,55	6,09	0,15	25,4	331	1,32	27,2	25,54	56	59,26
93-06-13 21:30	292,0	1,27	0,10	0,09	0,19	0,42	0,62	0,62	0,68	1,36	0,56	5,92	0,14	25,1	320	1,39	26,8	26,58	57	60,94
93-06-14 08:30	303,0	1,28	0,10	0,09	0,19	0,46	0,64	0,63	0,70	1,34	0,55	5,95	0,15	25,0	332	1,36	n/d	27,58	57	62,57
93-06-14 09:15	303,8	1,10	-0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,40	-0,35	0,47	1,66	0,00	-20,3	n/a	n/d	n/d	n/a	n/a	n/a

Tableau E.4 : Variation des paramètres électriques et de la solution cathodique durant l'essai B1

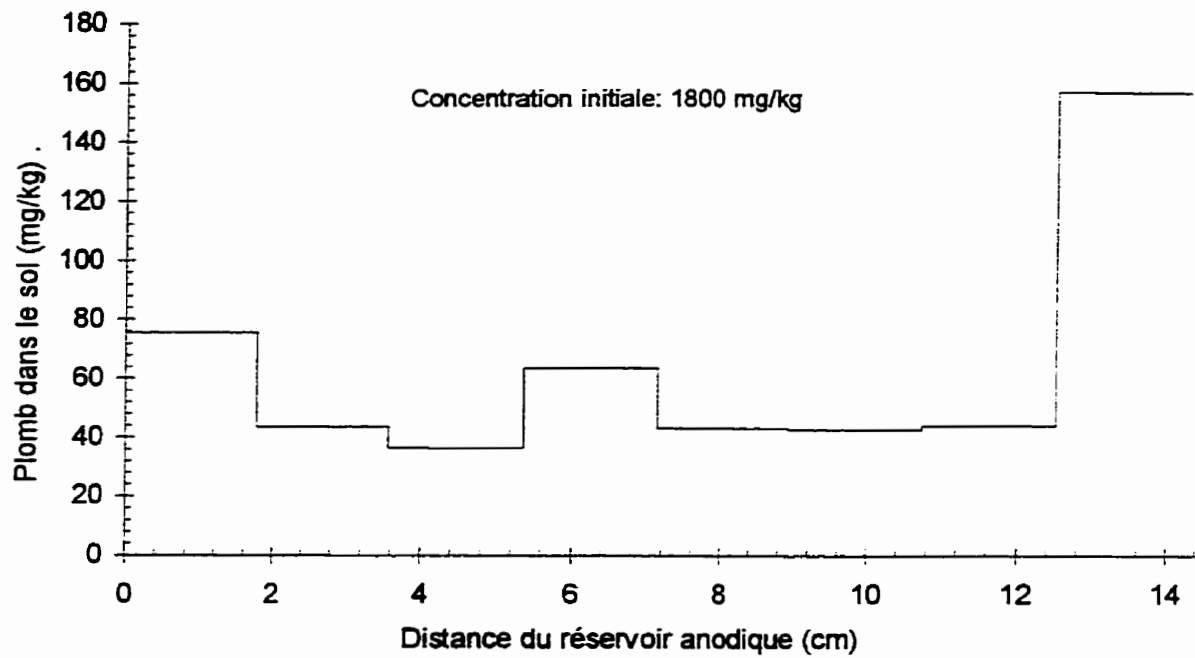


Figure E.1 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B1

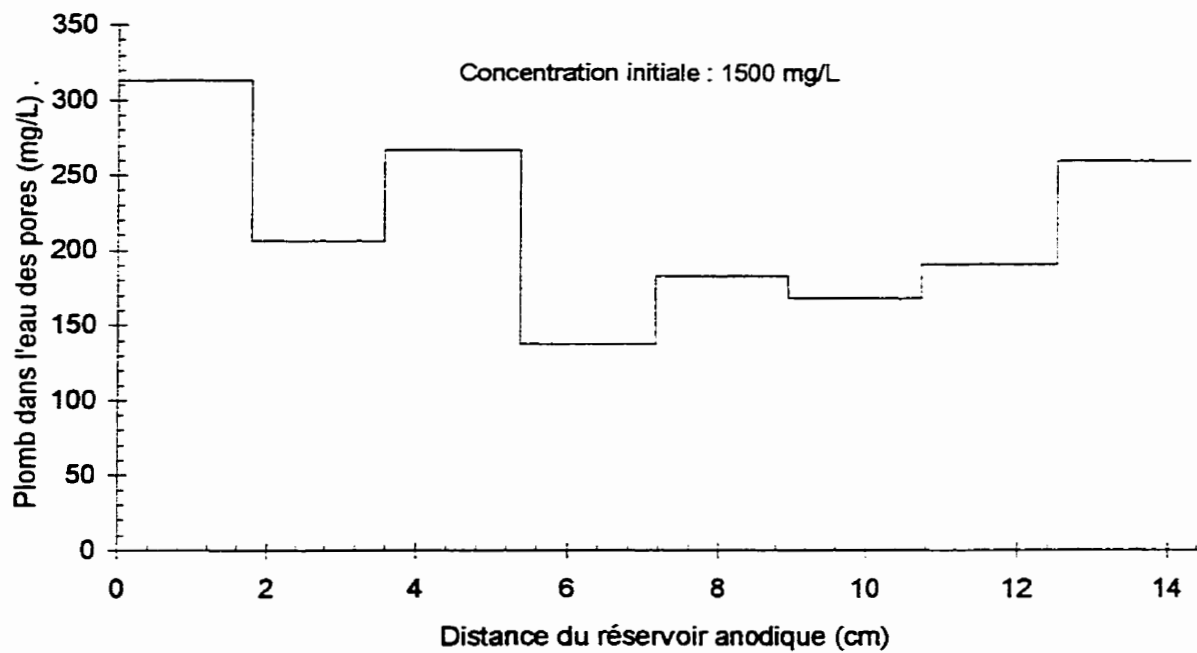


Figure E.2 : Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B1

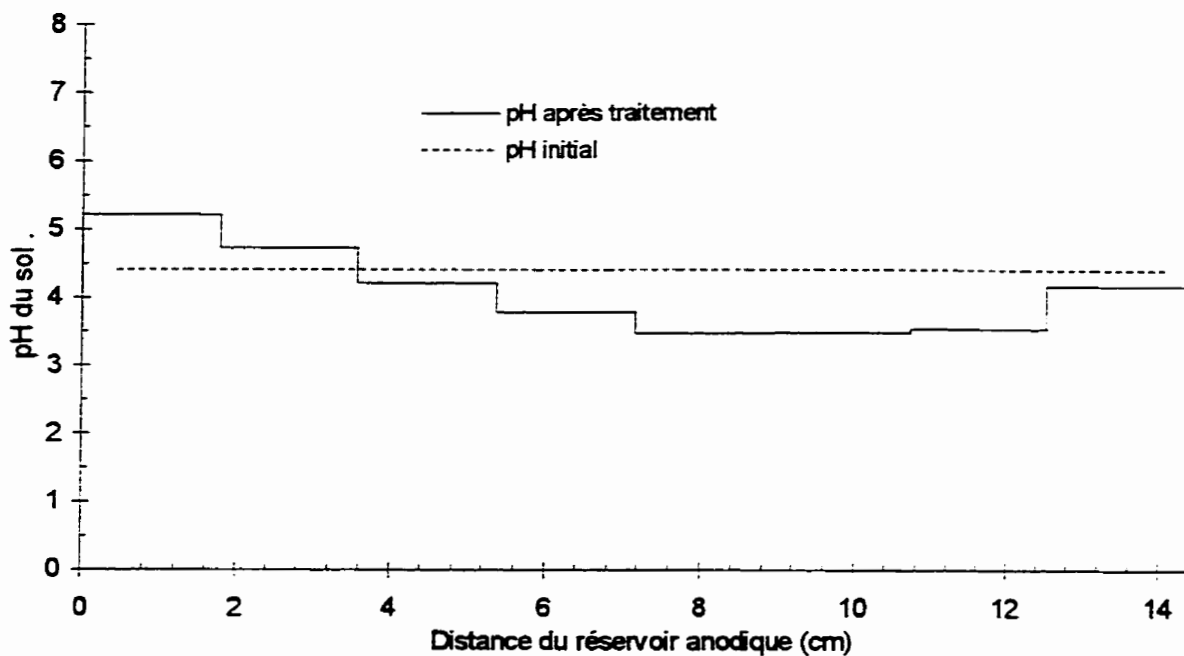


Figure E.3 : Profil de pH du sol à la fin de l'essai B1

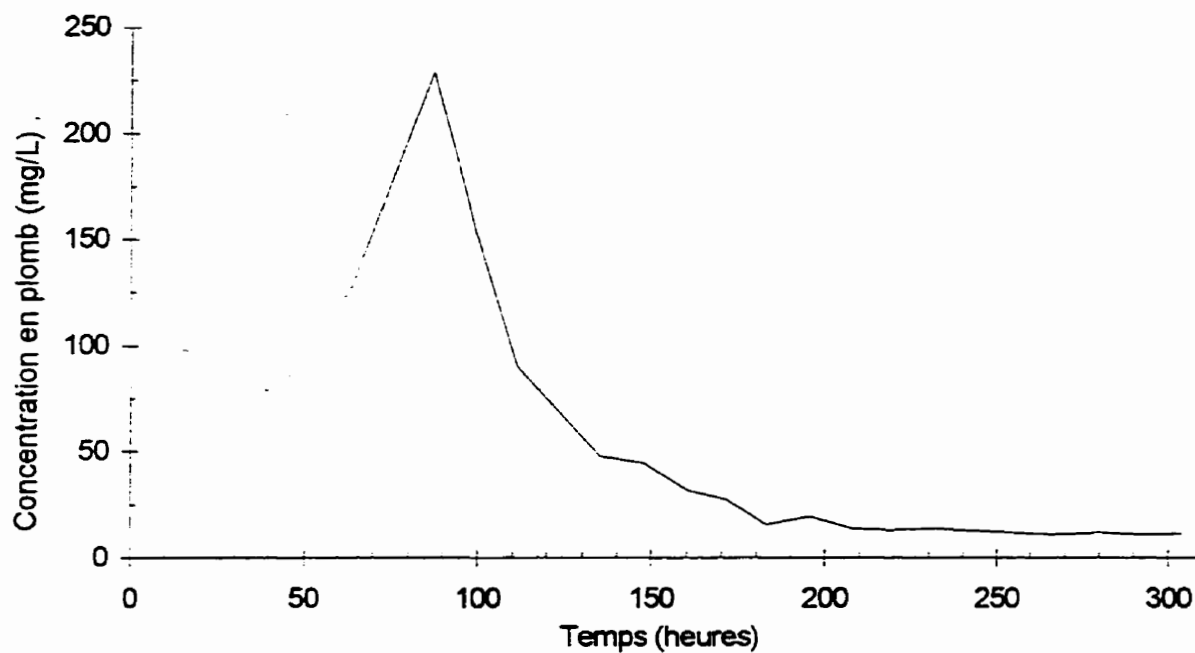


Figure E.4 : Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B1

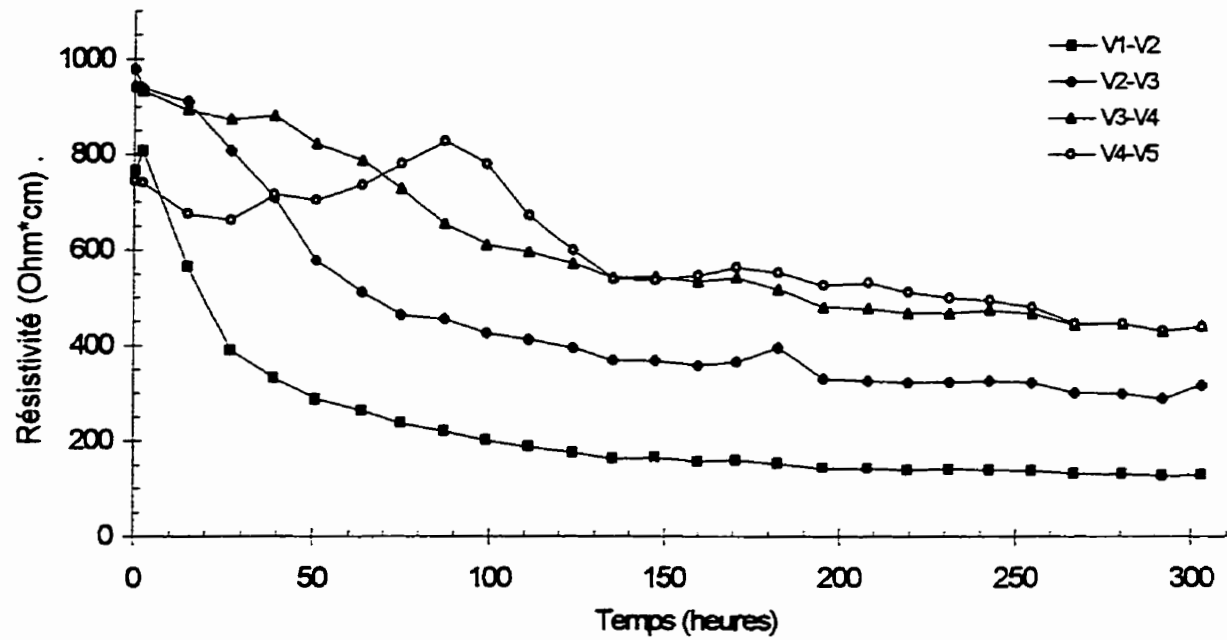


Figure E.5 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B1

Essai : B3
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1993-07-21 au 1993-08-03
 Cellule avec contrôle

Courant visé : 25,0 mA
 Contrôle à la cathode : HCl 0,1 M
 Injection à l'anode : CH₃COOH 0,87 M

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	781	1,01	50,96	43,11	18,65	4,57	1500	750	91
C#2	783	1,02	45,78	39,02	17,79	4,58	1400	770	90
43	819	1,55	49,20	42,94	15,12	3,23	7	10	77
42	818	1,56	50,49	43,73	16,03	3,39	3	n/d	n/d
41	817	1,56	54,77	47,99	14,60	3,15	3	n/d	n/d
40	816	1,54	58,70	51,15	15,22	3,06	18	12	90
33	815	1,54	49,26	43,01	15,07	3,07	30	22	89
32	814	1,56	52,38	45,75	15,00	3,14	26	n/d	n/d
31	813	1,51	53,02	46,37	14,82	3,18	26	n/d	n/d
30	812	1,55	40,68	35,48	15,33	3,02	34	31	86
23	811	1,57	51,99	45,49	14,80	3,25	52	30	91
22	810	1,58	50,46	44,07	15,04	3,19	42	n/d	n/d
21	809	1,57	68,22	59,81	14,44	3,36	82	n/d	n/d
20	808	1,58	52,36	45,77	14,91	3,21	57	53	86
13	807	1,54	50,35	44,19	14,44	3,41	140	84	91
12	806	1,59	62,12	54,41	14,60	3,24	70	n/d	n/d
11	805	1,58	60,80	53,36	14,37	4,69	1200	n/d	n/d
10	804	1,59	43,74	38,38	14,57	3,44	210	360	75

Conditions initiales : 18,22 4,58 1500 760 90

Conditions finales : 15,07 3,39 120 75 86

Pourcentage d'extraction : 92

Paramètre de transport (V*h/cm) : 94,7

Plomb de l'eau des pores extrait (%) : 99

Paramètre de solubilisation (kC/L) : 26,7

Plomb désorbé (mg/kg - %) : 1250 - 92

Tableau E.5 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores ainsi que la sorption de l'essai B3

Essai : B3
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1993-07-21 au 1993-08-03
 Cellule avec contrôle

ANODE		SOL							CATHODE		LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb %p/r ini cal %p/r ini ret % p/r retr.	
55000	3	18	26	34	42	57	70	210	190000		
2,0	n/d	12	n/d	31	n/d	53	n/d	360	70,4		
2,1	n/d	90	n/d	86	n/d	86	n/d	75	73,1		
2,1	290	2000	2900	3800	4700	6400	7800	23000	73,1		
Réservoir	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,9	Réservoir		
650	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,9	17000		
0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,9	0,6		
0,0									0,7		
0,0									0,7		
P.P									P.P	Ident. ug de Pb %p/r ini cal %p/r ini ret % p/r retr.	
3200									84000		
0,1	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	3,1		
0,1	7	3	30	26	52	82	140	1200	3,2		
0,1	10	n/d	22	n/d	30	n/d	84	n/d	3,2		
P.F	77	n/d	89	n/d	91	82	91	n/d	P.F.		
10000	730	290	3400	2900	5800	9200	16000	130000	160000		
0,4	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,6	4,8	5,9		
0,4	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,4	0,6	5,0	6,2		
0,4	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,4	0,6	5,0	6,2		
										Circula. Cath. 66000	
										Dépôt 41000 1,5 1,6 1,6	
Total	5	10	28	30	47	70	105	705	Total	moy.mg/kg ug Pb total %p/r ini cal %p/r ini ret & p/r retr.	
69000	1000	2300	6300	6700	11000	16000	23000	160000	2200000		
2,6	0,0	0,1	0,2	0,2	0,4	0,6	0,9	5,9	81,6		
2,6	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0,9	6,2	84,7		
2,6	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0,9	6,2	84,7		

Pb initial calculé (ug) : 2700000
 Pb initial retracé (ug) : 2600000 % erreur : 4
 Pb final retracé (ug) : 2600000 % erreur : 4

Tableau E.6 : Bilan de masse pour le plomb de l'essai B3

Essai : B3

Dates : 1993-07-21 au 1993-08-03

Longueur (cm) : 16,5

Section (cm²) : 61,34Volume (cm³) : 1012

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Débit (ml/h)	Charge kC	Energie (W*h)	T (N°/h/cm)
93-07-21 22:30	0,0	-0,26	0,28	-0,34	-0,35	0,13	-0,17	0,14	1,31	0,72	-0,05	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
93-07-21 22:30	0,0	1,07	3,00	0,94	1,02	1,47	1,43	3,87	1,38	14,51	0,35	25,0	852	n/d	n/a	0,00	0	0,00
93-07-22 09:30	11,0	1,00	1,55	0,97	1,04	1,52	1,48	4,35	1,52	13,42	0,36	26,5	828	1,64	242	1,02	4	3,88
93-07-22 16:30	18,0	0,66	1,48	0,90	1,02	1,52	1,45	3,47	1,48	11,91	0,35	25,5	840	1,60	190	1,67	6	6,35
93-07-23 09:30	35,0	0,55	1,50	0,79	1,09	2,04	0,82	3,88	0,89	11,64	0,34	26,0	799	1,57	378	3,25	11	12,20
93-07-23 22:30	48,0	1,17	0,64	0,61	1,09	1,45	1,25	3,57	0,80	10,70	0,31	25,5	756	1,41	325	4,48	15	18,44
93-07-24 11:15	60,8	0,57	1,13	0,43	1,14	1,38	1,29	3,42	0,07	10,16	0,30	25,0	743	1,29	324	5,61	19	20,38
93-07-25 00:00	73,5	0,53	1,04	0,50	0,91	1,39	1,30	4,07	0,81	10,58	0,29	24,8	724	1,20	325	6,78	22	24,17
93-07-25 11:00	84,5	1,17	0,41	0,84	0,63	1,38	1,25	3,42	0,71	9,98	0,28	25,0	684	1,28	300	7,74	25	27,32
93-07-25 21:00	94,5	1,30	0,26	0,88	0,50	1,42	1,25	3,58	0,93	9,93	0,28	25,4	664	1,28	272	8,65	27	30,09
93-07-26 09:00	108,5	1,32	0,24	0,39	0,69	1,45	1,35	4,02	0,90	10,40	0,28	26,0	654	1,37	345	9,78	30	33,40
93-07-26 22:00	119,5	1,21	0,45	0,06	0,53	1,43	1,22	8,81	0,89	14,61	0,23	22,8	623	1,29	384	10,90	34	36,70
93-07-27 09:30	131,0	1,22	0,62	-0,05	0,58	1,49	1,53	10,85	0,84	16,85	0,25	25,0	619	1,22	343	11,89	39	39,48
93-07-27 20:30	142,0	1,31	0,56	0,45	0,49	1,32	1,48	13,07	0,84	18,90	0,27	24,8	657	1,23	328	12,86	43	42,33
93-07-28 09:30	155,0	1,29	-0,15	0,56	0,43	1,18	1,71	8,19	0,80	14,29	0,28	27,0	630	1,23	382	14,09	49	45,86
93-07-28 21:30	167,0	1,33	-0,25	0,70	0,28	1,21	2,29	12,25	0,84	18,67	0,32	22,5	872	1,23	333	15,16	54	49,44
93-07-29 20:30	190,0	1,34	0,52	1,07	0,10	1,40	2,90	14,88	0,85	22,93	0,39	25,0	959	1,21	630	17,13	65	57,62
93-07-30 09:30	203,0	1,35	0,57	-0,07	0,47	1,57	3,20	26,46	0,76	34,50	0,37	22,2	1020	1,20	380	18,23	74	62,58
93-07-30 20:30	214,0	0,78	1,18	-0,01	0,46	1,61	2,68	20,50	0,95	28,58	0,34	25,0	827	1,20	314	19,17	82	66,44
93-07-31 10:30	228,0	1,30	0,47	0,14	0,68	1,70	2,10	15,00	0,84	22,25	0,33	28,0	723	1,22	393	20,50	92	71,11
93-07-31 20:30	238,0	1,35	0,37	0,27	0,48	1,57	2,59	9,45	0,74	16,70	0,35	25,0	861	1,23	285	21,48	97	74,52
93-08-01 11:30	253,0	1,37	0,24	0,16	0,66	1,41	2,54	12,80	0,76	20,38	0,34	23,6	886	1,27	438,0	22,77	104	79,70
93-08-01 21:15	282,7	1,30	0,25	0,37	1,38	0,86	1,78	6,99	0,77	12,82	0,31	27,3	701	1,22	286	23,66	108	82,88
93-08-02 10:00	275,5	1,39	-0,01	0,49	1,41	0,65	2,48	14,15	0,79	20,90	0,36	25,5	864	1,24	376	24,87	113	87,17
93-08-02 21:00	288,5	0,51	0,89	0,51	0,83	1,18	1,88	9,65	0,79	16,35	0,31	25,0	788	1,26	327	25,87	119	90,86
93-08-03 09:30	299,0	1,37	0,34	0,29	0,80	1,15	2,05	10,25	0,79	17,28	0,31	25,6	734	1,22	359	27,01	124	94,73
93-08-03 09:30	299,0	1,23	-0,27	-0,30	-0,12	0,03	0,09	0,01	0,70	1,33	-0,02	0,0	n/a	n/a	n/a	27,01	124	94,73

Tableau E.7 : Variation des paramètres électriques et de la solution cathodique durant l'essai B3

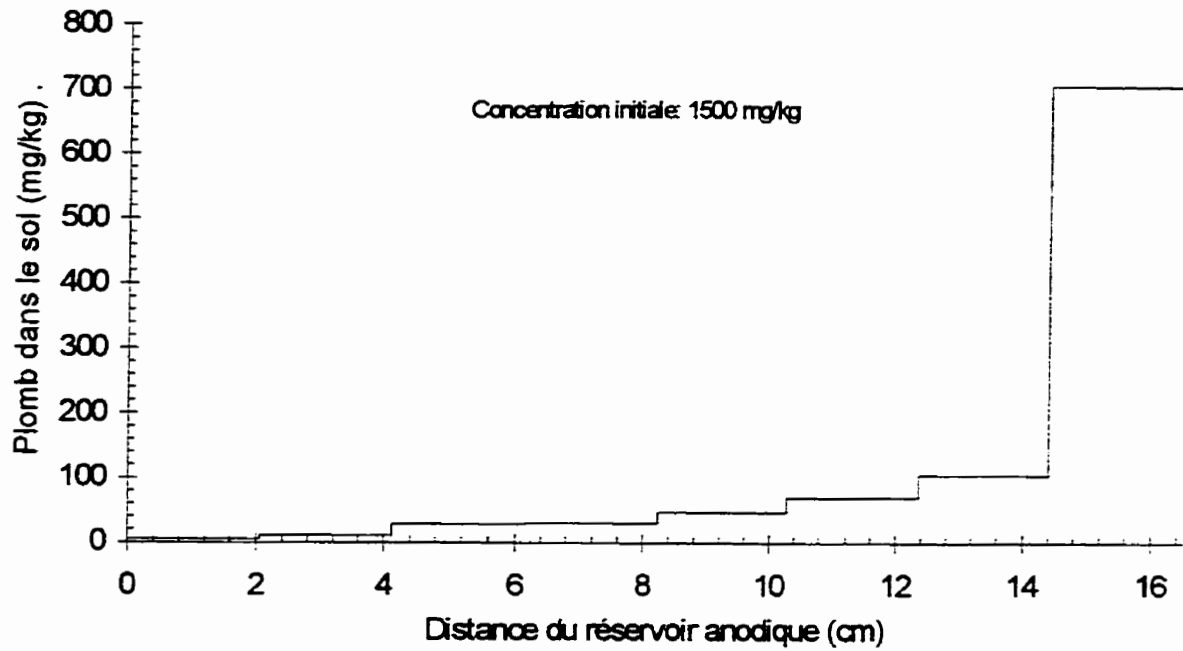


Figure E.6 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B3

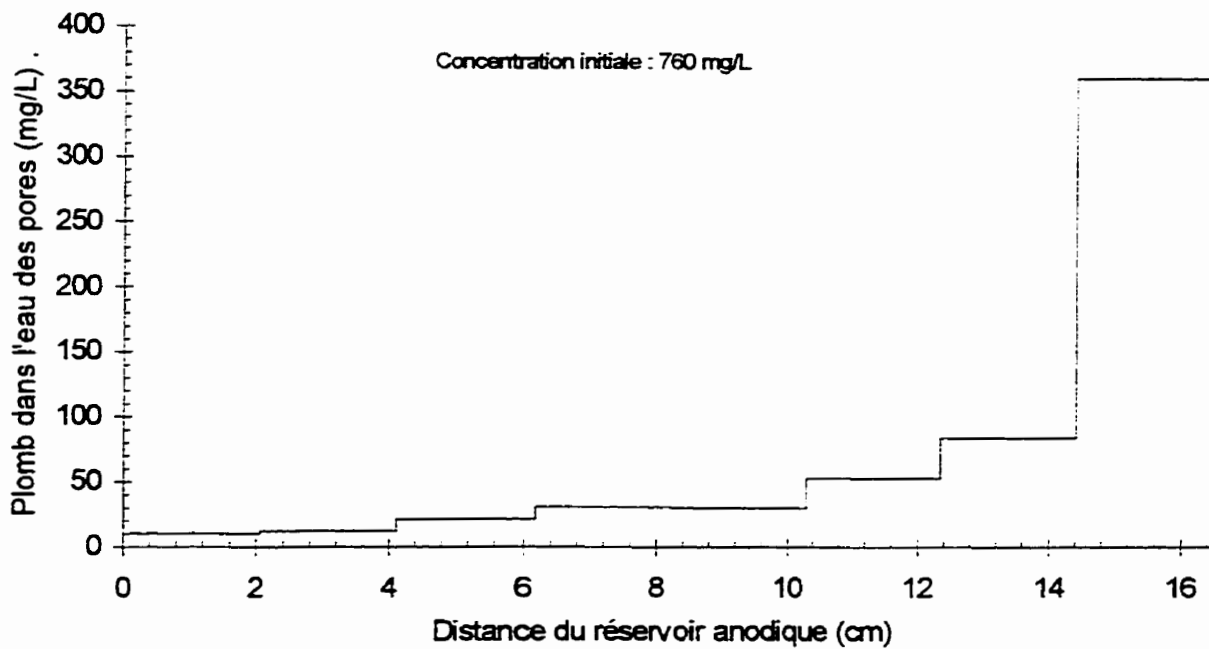


Figure E.7 : Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B3

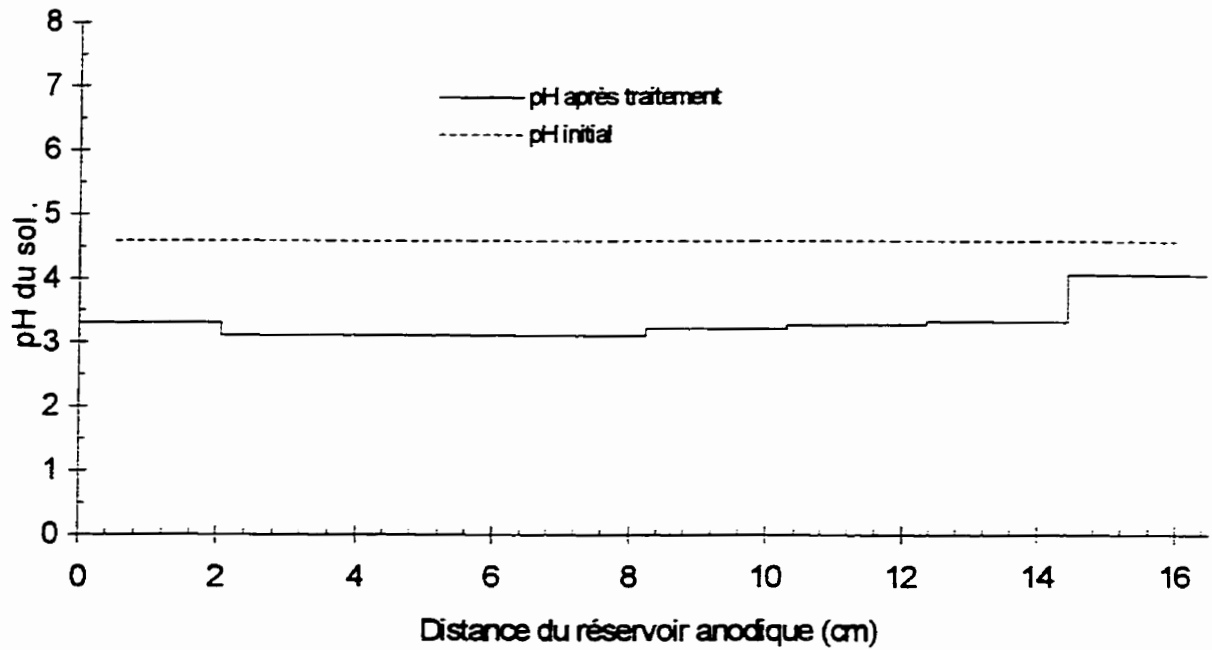


Figure E.8 : Profil de pH du sol à la fin de l'essai B3

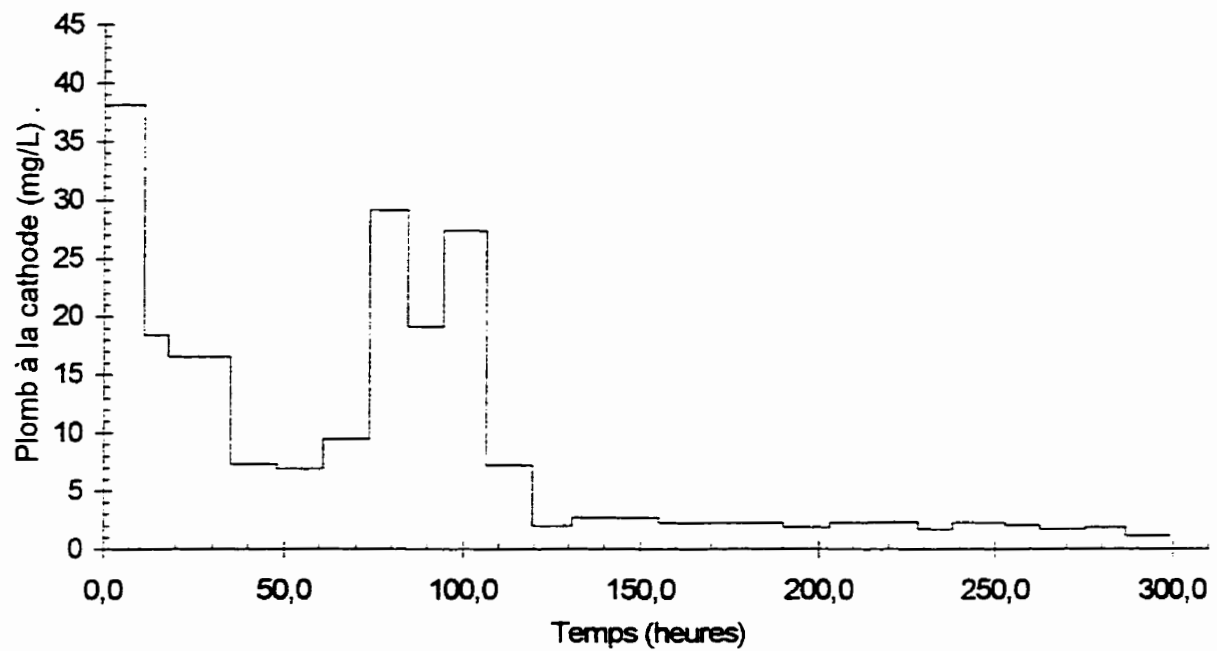


Figure E.9 : Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B3

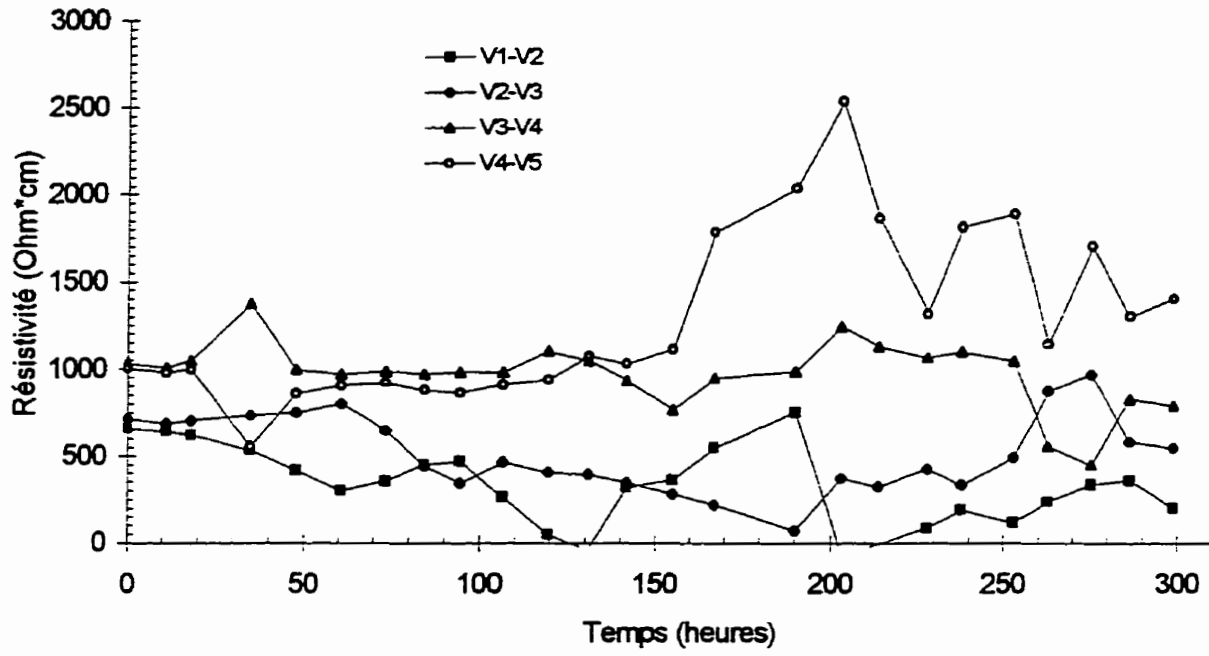


Figure E.10 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B3

Essai : B4
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1993-08-02 au 1993-08-05
 Cellule avec contrôle

Courant Visé : 125,0 mA
 Contrôle à la cathode : HN03 0,5 M
 Injection à l'anode : H2O

Anode					Cathode		
V1	V2		V3		V4		V5
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	782	1,56	29,88	25,63	17,66	4,51	1300	1100	85
C#2	802	1,56	31,27	27,10	16,33	4,41	1500	970	89
C#3	803	1,60	31,07	26,08	20,38	4,45	1400	790	88
43	839	1,59	64,46	55,17	17,34	4,00	22	49	61
42	838	1,55	59,31	51,70	15,17	3,87	29	n/d	n/d
41	837	1,58	61,77	53,70	15,48	4,16	18	n/d	n/d
40	836	1,58	56,40	49,38	14,69	3,97	29	19	90
33	835	1,57	60,63	53,03	14,77	3,98	22	43	71
32	834	1,57	73,69	64,55	14,51	3,51	41	n/d	n/d
31	833	1,57	63,87	56,15	14,14	3,70	22	n/d	n/d
30	832	1,56	60,98	53,51	14,38	3,60	70	2	100
23	831	1,54	58,64	51,59	14,09	3,92	22	16	90
22	830	1,55	57,98	50,95	14,23	3,70	100	n/d	n/d
21	829	1,58	61,34	54,01	13,98	4,01	60	n/d	n/d
20	828	1,58	55,03	48,43	14,09	3,75	110	250	68
13	827	1,56	56,00	49,25	14,15	3,92	80	170	70
12	826	1,58	64,69	57,00	13,88	3,90	200	n/d	n/d
11	825	1,57	69,13	60,43	14,78	3,91	150	n/d	n/d
10	824	1,57	50,40	44,42	13,96	3,86	490	1700	52

Conditions initiales : 18,12 4,46 1400 950 88
 Conditions finales : 14,60 3,86 92 280 75

Pourcentage d'extraction : 93

Paramètre de transport ($V \cdot h/cm$) : 49,8

Plomb de l'eau des pores extrait (%) : 98

Paramètre de solubilisation (kC/L) : 29,5

Plomb désorbé (mg/kg - %) : 1330 - 94

Tableau E.9 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores ainsi que la sorption de l'essai B4

Essai : B4
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1993-08-02 au 1993-08-05
 Cellule avec contrôle

ANODE		SOL							CATHODE		LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode		Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb %p/r ini cal %p/r ini ret % p/r retr.
3200	29	29	41	70	100	110	200	490	190000		
0,1	n/d	19	n/d	2	n/d	250	n/d	1700	7,6		
0,1	n/d	90	n/d	100	n/d	68	n/d	52	7,3		
0,1	3400	3400	4800	8200	12000	13000	23000	57000	7,6		
Réservoir	0,1	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5	0,9	2,3	Réservoir		
7900	0,1	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5	0,9	2,2	88000		
0,3	0,1	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5	0,9	2,3	3,5		
0,3									3,4		
0,3									3,5		
P.P									P.P		Ident. ug de Pb %p/r ini cal %p/r ini ret % p/r retr.
210									680		
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	22	18	22	22	22	60	80	150	0,0		
0,0	49	n/d	43	n/d	16	n/d	170	n/d	0,0		
P.F	61	n/d	71	n/d	90	60	70	n/d	P.F.		
1200	2600	2100	2600	2600	2600	7000	9300	17000	9200		
0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,7	0,4		
0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,7	0,4		
0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,7	0,4		
										Circula. Cath.	
										470000	
										Dépot	
										1500000	
										60,0	
										57,7	
										60,0	
Total	26	24	32	46	61	85	140	320	Total		moy.mg/kg ug Pb total %p/r ini cal %p/r ini ret & p/r retr.
13000	5900	5500	7300	11000	14000	20000	33000	75000	1800000		
0,5	0,2	0,2	0,3	0,4	0,6	0,8	1,3	3,0	71,5		
0,5	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5	0,8	1,3	2,9	68,8		
0,5	0,2	0,2	0,3	0,4	0,6	0,8	1,3	3,0	71,5		

Pb initial calculé (ug) : 2500000
 Pb initial retracé (ug) : 2600000 % erreur : 4
 Pb final retracé (ug) : 2500000 % erreur : 0

Tableau E.10 : Bilan de masse pour le plomb de l'essai B4

Essai : B4

Dates : 1993-08-02 au 1993-08-05

Longueur (cm) : 16,5

Section (cm²) : 64,69Volume (cm³) : 1067

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5// (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Débit (ml/h)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
93-08-02 16:15	0,0	0,23	-0,13	0,14	-0,14	-0,16	0,01	0,33	1,02	1,23	-0,01	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
93-08-02 16:15	0,0	2,22	27,30	5,27	4,91	4,96	5,20	2,82	1,29	55,50	1,45	125,0	752	n/d	n/a	0,00	0	0,00
93-08-02 21:00	4,7	1,39	4,86	3,19	4,24	4,44	4,89	2,90	1,33	28,56	1,20	124,0	825	0,81	153	2,13	25	6,29
93-08-03 09:30	17,3	2,00	2,56	1,82	3,01	4,27	4,18	2,95	1,32	23,18	0,95	128,0	479	0,79	338	7,80	66	19,70
93-08-03 21:30	29,3	1,87	2,10	1,36	2,36	3,17	2,90	2,80	1,25	18,66	0,70	126,0	359	0,76	310	13,29	97	29,59
93-08-04 10:00	41,7	1,82	1,38	1,13	1,90	2,75	2,07	3,30	1,36	16,06	0,56	128,0	283	0,77	323	19,00	125	37,47
93-08-04 21:00	52,7	1,87	1,38	1,01	1,48	2,05	1,69	3,21	0,97	13,92	0,45	125,0	230	0,76	300	24,01	146	43,00
93-08-05 09:30	65,3	1,84	1,44	0,94	1,23	1,64	1,62	3,55	1,30	13,81	0,39	126,0	199	0,78	330	29,66	168	48,20
93-08-05 13:30	69,2	1,92	1,42	0,86	1,14	1,52	2,11	2,88	1,32	13,46	0,40	125,0	208	0,74	108	31,46	175	49,78
93-08-05 13:30	69,2	0,64	0,03	0,19	-0,11	-0,11	0,70	-0,67	1,08	1,74	0,05	0,0	n/a	n/d	n/a	31,46	175	49,78

300

Tableau E.9 : Variation des paramètres électriques et de la solution cathodique durant l'essai B4

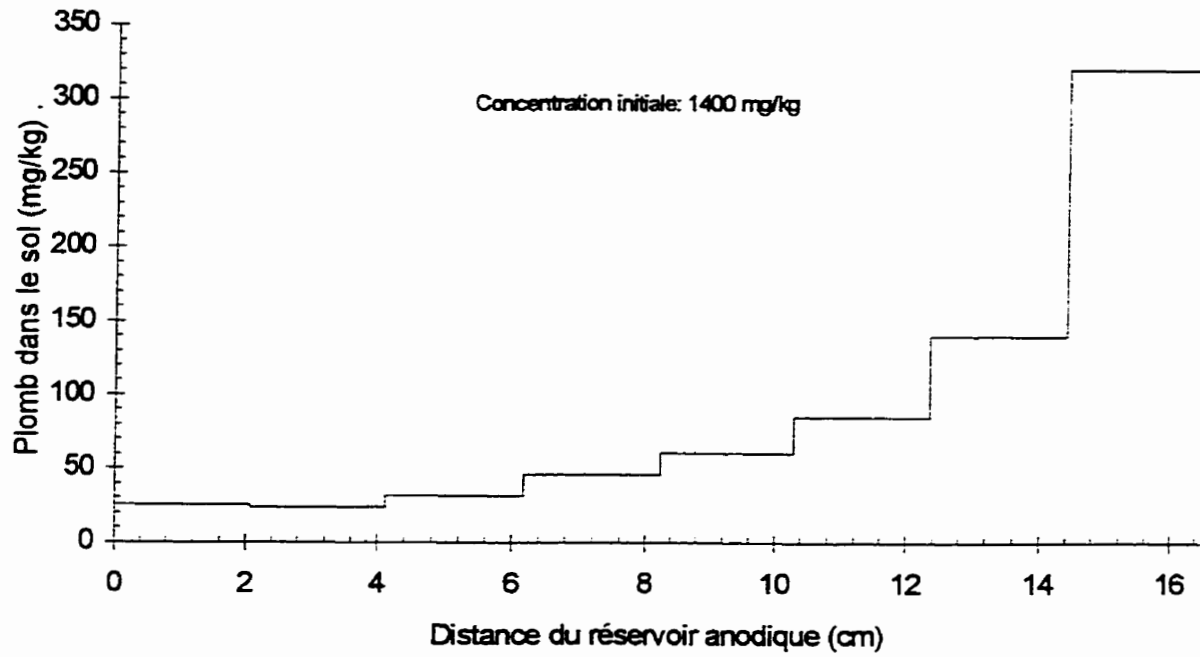


Figure E.11 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B4

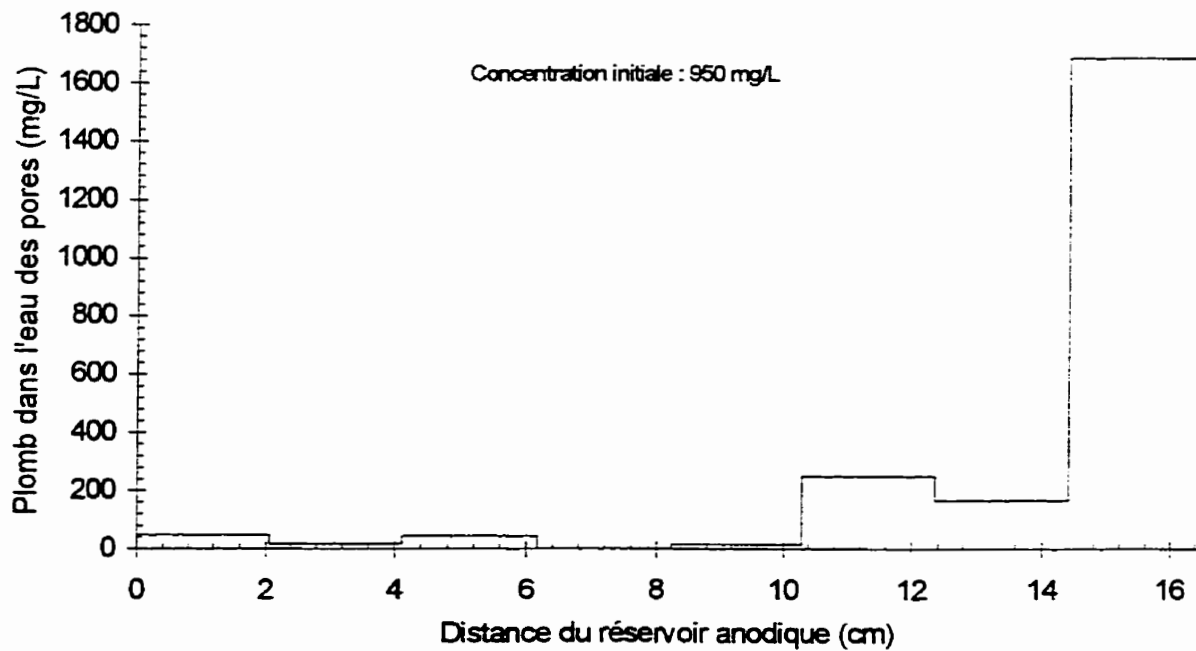


Figure E.12 : Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B4

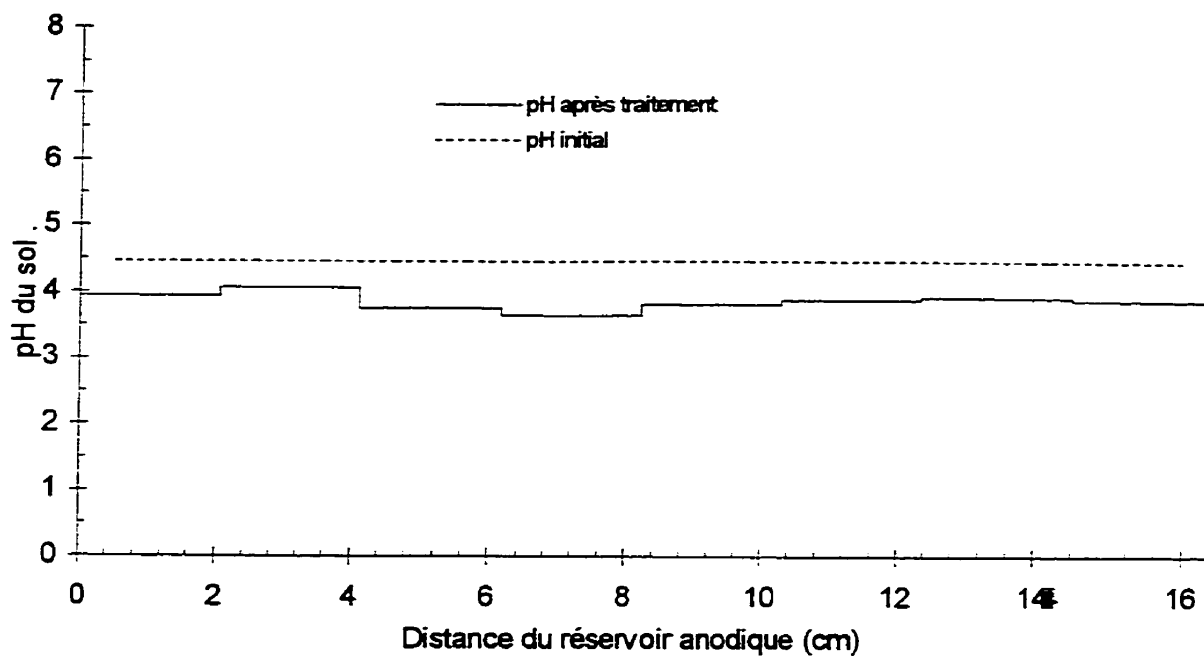


Figure E.13 : Profil de pH du sol à la fin de l'essai B4

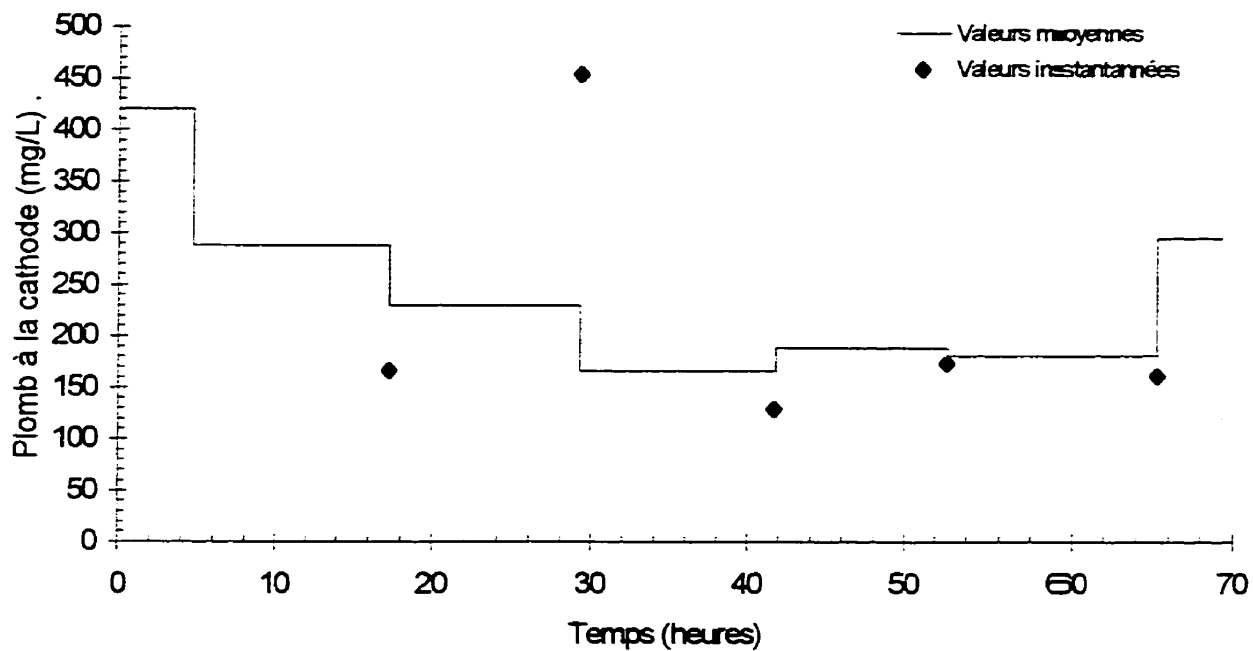


Figure E.14 : Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B4

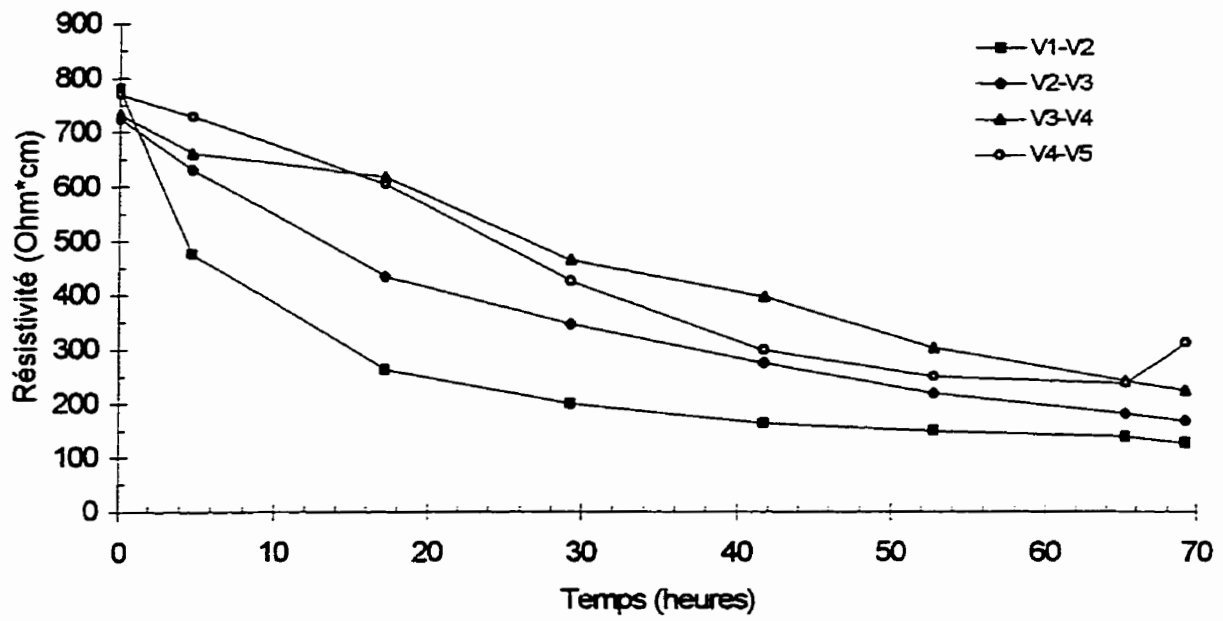


Figure E.15 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B4

Essai : B5
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1993-11-25 au 1993-11-26
 Cellule avec contrôle

Courant visé : 250,0 mA
 Contrôle à la cathode : HN03 1,0 M
 Injection à l'anode : H2O

Anode					Cathode			
V1	V2			V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10	
43	41	33	31	23	21	13	11	

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	948	1,56	23,39	20,29	16,55	4,39	1500	810	91
C#2	949	1,57	25,61	22,24	16,30	4,31	1500	730	92
C#3	950	1,54	23,03	20,01	16,35	4,32	1400	730	91
43	345	0,99	45,34	38,79	17,33	3,43	220	360	72
42	346	0,98	39,73	34,66	15,05	3,66	66	n/d	n/d
41	347	0,98	39,79	34,54	15,64	3,16	130	n/d	n/d
40	348	0,98	40,47	35,56	14,20	3,21	110	79	90
33	349	0,99	37,13	32,49	14,73	3,29	230	690	56
32	350	0,98	45,96	40,47	13,90	2,98	110	n/d	n/d
31	351	0,97	57,20	49,99	14,71	3,19	310	n/d	n/d
30	352	0,97	44,21	38,88	14,06	3,19	170	110	91
23	353	0,99	43,57	38,07	14,83	3,27	310	810	61
22	354	0,97	51,42	45,19	14,09	3,17	170	n/d	n/d
21	355	0,99	62,24	54,58	14,29	3,51	630	n/d	n/d
20	356	0,98	53,07	46,72	13,88	3,33	280	1000	50
13	357	0,99	41,11	35,66	15,72	3,76	2000	6900	46
12	358	0,97	59,21	52,22	13,64	3,75	690	n/d	n/d
11	359	0,99	60,17	51,64	16,84	3,54	3600	n/d	n/d
10	360	0,99	42,43	37,34	14,00	3,80	2600	17000	8

Conditions initiales : 16,40 4,34 1500 760 92

Conditions finales : 14,81 3,39 730 3400 59

Pourcentage d'extraction : 50

Paramètre de transport (V*h/cm) : 35,0

Plomb de l'eau des pores extrait (%) : 75

Paramètre de solubilisation (kC/L) : 23,4

Plomb désorbé (mg/kg - %) : 950 - 69

Tableau E.11 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores ainsi que la sorption de l'essai B5

Essai : B5
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1993-11-25 au 1993-11-26
 Cellule avec contrôle

ANODE		SOL							CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.		
3500	66	110	110	170	170	280	690	2600	170000	mg/kg sol		
0,1	n/d	79	n/d	110	n/d	1000	n/d	17000	6,1	mg/L eau		
0,1	n/d	90	n/d	91	n/d	50	n/d	8	5,9	% sorbé		
0,1	8000	13000	13000	21000	21000	34000	84000	320000	6,3	ug de Pb		
Réservoir	0,3	0,5	0,5	0,8	0,8	1,2	3,0	11,4	Réservoir	%p/r ini cal		
7700	0,3	0,4	0,4	0,7	0,7	1,2	2,9	11,0	140000	%p/r ini ret		
0,3	0,3	0,5	0,5	0,8	0,8	1,3	3,1	11,9	5,0	% p/r retr.		
0,3									4,8			
0,3									5,2			
P.P									P.P	Ident.		
160									2400	ug de Pb		
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,1	%p/r ini cal		
0,0	220	130	230	310	310	630	2000	3600	0,1	%p/r ini ret		
0,0	360	n/d	690	n/d	810	n/d	6900	n/d	0,1	% p/r retr.		
P.F	72	n/d	56	n/d	61	630	46	n/d	P.F.			
1000	27000	16000	28000	38000	38000	77000	240000	440000	20000	Circula. Cath.		
0,0	0,9	0,6	1,0	1,3	1,3	2,7	8,4	15,4	0,7	410000		
0,0	1,0	0,6	1,0	1,3	1,3	2,7	8,5	15,6	0,7	14,6		
0,0	1,0	0,6	1,0	1,4	1,4	2,9	8,9	16,4	0,7	14,1		
									0,7	15,2		
									Dépot			
									510000			
									18,2			
									17,6			
									18,9			
Total	143	120	170	240	240	455	1345	3100	Total	moy.mg/kg		
12000	35000	29000	41000	59000	59000	110000	330000	760000	840000	ug Pb total		
0,4	1,3	1,0	1,5	2,1	2,1	3,9	11,8	27,1	30,1	%p/r ini cal		
0,4	1,2	1,0	1,4	2,0	2,0	3,8	11,4	26,2	29,0	%p/r ini ret		
0,5	1,3	1,1	1,5	2,2	2,2	4,1	12,2	28,1	31,2	& p/r retr.		
Pb initial calculé (ug) :	2800000											
Pb initial retracé (ug) :	2900000											
Pb final retracé (ug) :	2700000											
	% erreur : 4											
	% erreur : 4											

Tableau E.12 : Bilan de masse pour le plomb de l'essai B5

Essai : B5

Dates : 1993-11-25 au 1993-11-26

Longueur (cm) : 16,5

Section (cm²) : 70,24Volume (cm³) : 1159

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I1 (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Débit (ml/h)	Charge KC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
93-11-25 09:30	0,0	0,19	0,45	-0,55	-0,12	0,47	0,19	0,00	0,78	1,07	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
93-11-25 09:30	0,0	1,78	43,00	3,22	3,16	3,55	3,66	1,60	0,89	62,60	0,97	67,6	1009	n/d	n/a	0,00	0	0,00
93-11-25 09:45	0,2	2,23	36,00	5,12	4,34	4,67	4,82	2,57	0,88	62,40	1,35	89,3	1077	n/d	n/d	0,07	1	0,29
93-11-25 10:00	0,5	2,24	31,00	5,97	5,38	5,72	5,73	3,70	0,90	62,30	1,63	110,3	1037	n/d	n/d	0,16	3	0,66
93-11-25 10:15	0,8	2,33	23,77	7,19	6,71	7,09	6,91	5,92	0,91	62,20	1,89	140,3	998	n/d	n/d	0,27	5	1,12
93-11-25 10:30	1,0	2,44	19,88	6,94	7,49	8,02	7,90	7,20	0,93	61,80	2,17	164,3	927	n/d	n/d	0,41	7	1,64
93-11-25 10:45	1,2	2,60	14,91	7,95	8,61	9,18	9,09	8,51	0,97	61,80	2,45	194,3	884	n/d	n/d	0,57	10	2,21
93-11-25 11:00	1,5	2,29	13,11	7,12	9,01	9,65	9,53	9,12	0,99	61,60	2,52	212,9	832	n/d	n/d	0,75	13	2,83
93-11-25 11:15	1,7	2,14	11,44	7,04	9,38	10,14	9,94	9,58	1,00	61,50	2,61	232,9	788	n/d	n/d	0,95	16	3,47
93-11-25 11:30	2,0	2,09	11,03	6,60	9,67	10,32	10,15	9,67	1,03	61,40	2,62	253,5	727	0,50	51	1,17	20	4,13
93-11-25 13:30	4,0	2,13	7,49	3,90	7,29	8,54	8,26	7,37	1,07	46,20	2,00	250,4	561	0,70	56	2,99	47	8,75
93-11-25 15:30	6,0	1,90	5,81	2,83	5,87	7,59	7,28	6,79	1,03	39,70	1,68	248,0	475	0,82	53	4,79	69	12,44
93-11-25 17:30	8,0	1,80	4,45	2,52	5,21	6,79	6,42	6,82	1,00	35,40	1,50	250,6	419	0,48	50	6,58	87	15,81
93-11-25 20:30	11,0	1,33	3,74	2,08	4,38	5,88	4,95	7,17	0,98	31,00	1,24	248,9	349	0,43	73	9,28	112	19,71
93-11-25 22:45	13,2	1,23	3,09	1,76	3,94	5,15	3,83	8,34	0,94	28,76	1,05	250,0	285	0,43	63	11,30	129	22,28
93-11-26 00:45	15,2	1,12	3,03	1,57	3,64	4,74	3,29	8,92	0,93	27,56	0,95	252,5	263	0,44	53	13,11	143	24,27
93-11-26 07:15	21,8	1,05	2,42	1,24	2,81	3,77	2,25	7,37	0,91	22,01	0,72	249,9	202	0,32	185	18,99	184	29,68
93-11-26 09:15	23,7	1,05	2,41	1,13	2,52	3,46	1,92	7,41	0,90	20,97	0,65	250,0	181	0,22	62	20,79	194	31,05
93-11-26 11:15	25,7	1,02	2,31	1,02	2,28	3,18	1,88	7,26	0,88	20,23	0,60	250,0	168	n/d	n/d	22,59	205	32,29
93-11-26 13:15	27,8	1,03	2,00	0,85	2,18	2,83	1,80	7,93	0,89	19,64	0,55	251,7	153	n/d	n/d	24,39	215	33,44
93-11-26 15:30	30,0	1,02	1,99	0,86	2,01	2,68	1,45	7,36	0,89	18,35	0,50	254,6	138	n/d	n/d	26,45	226	34,61
93-11-26 16:15	30,8	1,02	1,91	0,82	1,87	2,53	1,40	7,31	0,88	17,86	0,47	246,0	135	0,18	175	27,12	229	34,98
93-11-26 16:15	30,8	0,84	0,09	-0,21	-0,19	0,03	0,09	0,21	0,85	1,71	-0,02	0,0	n/a	0,73	n/a	27,12	229	34,98

Tableau E.13 : Variation des paramètres électriques et de la solution cathodique durant l'essai B5

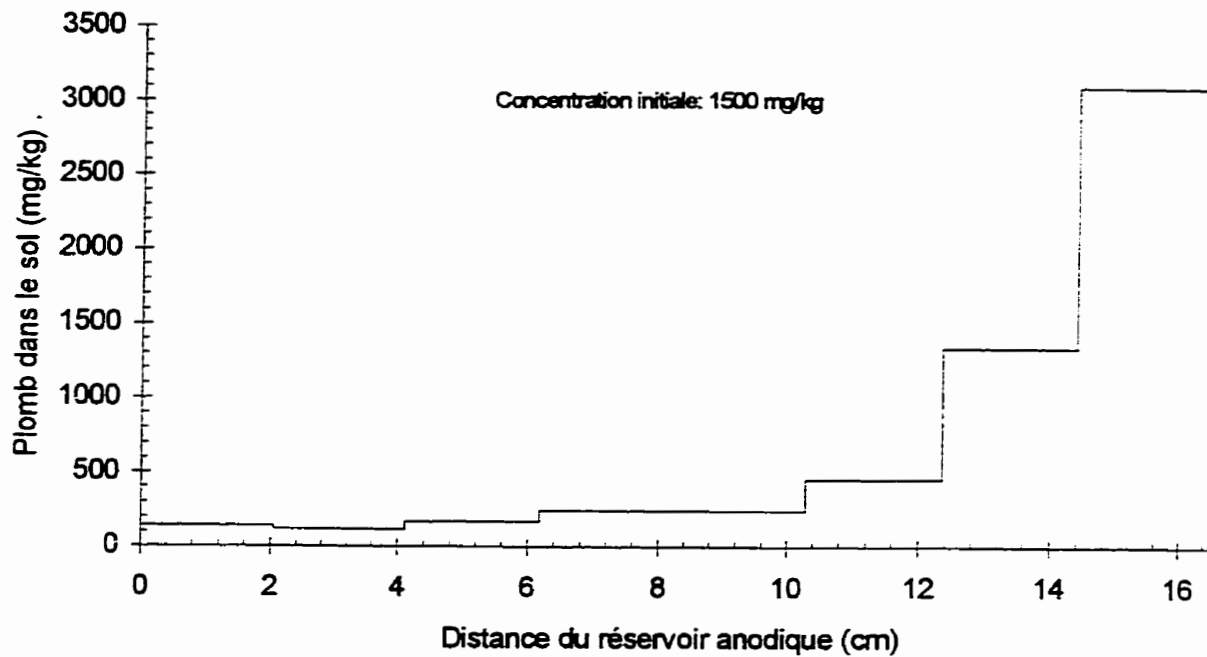


Figure E.16 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B5

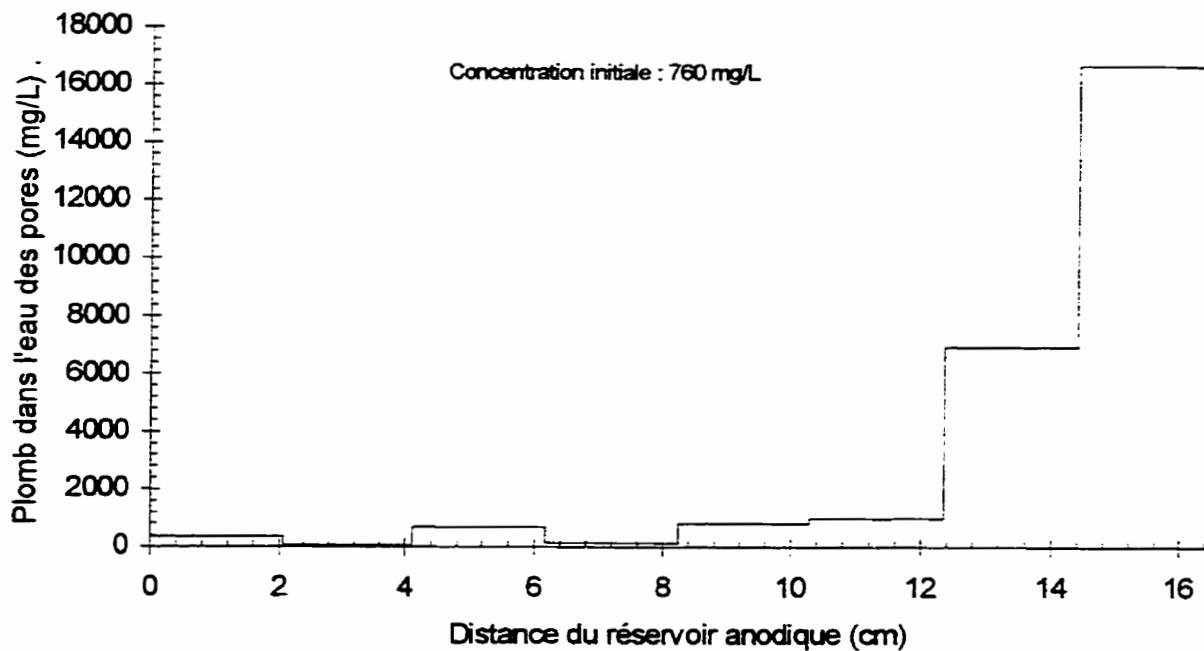


Figure E.17 : Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B5

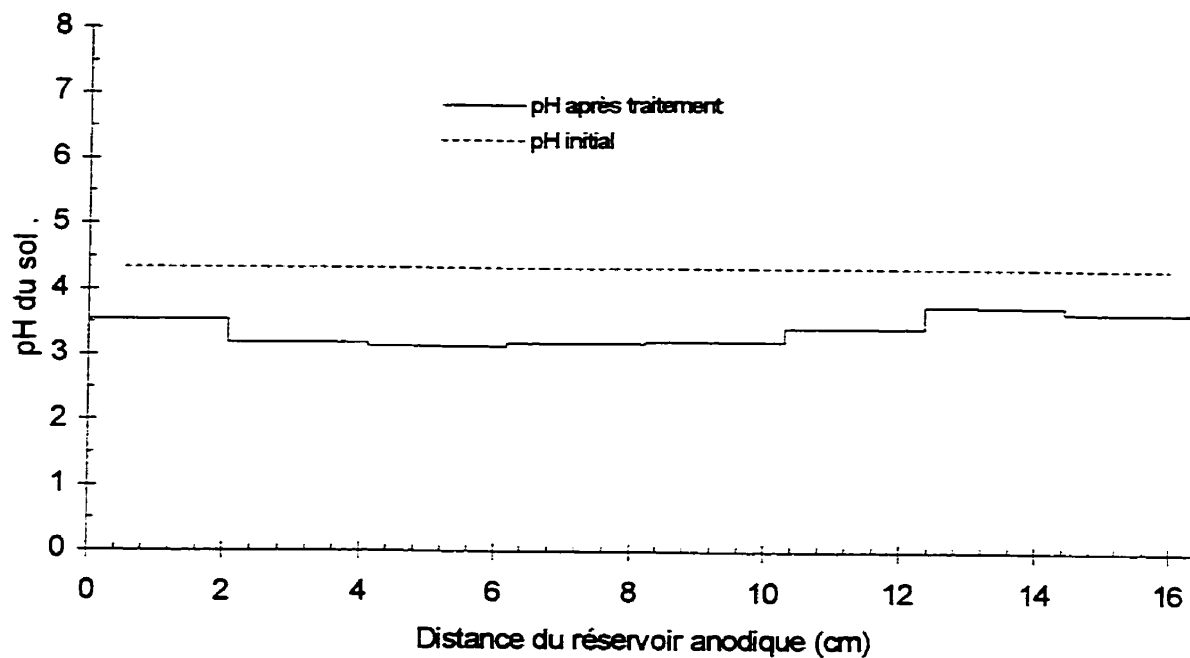


Figure E.18 : Profil de pH du sol à la fin de l'essai B5

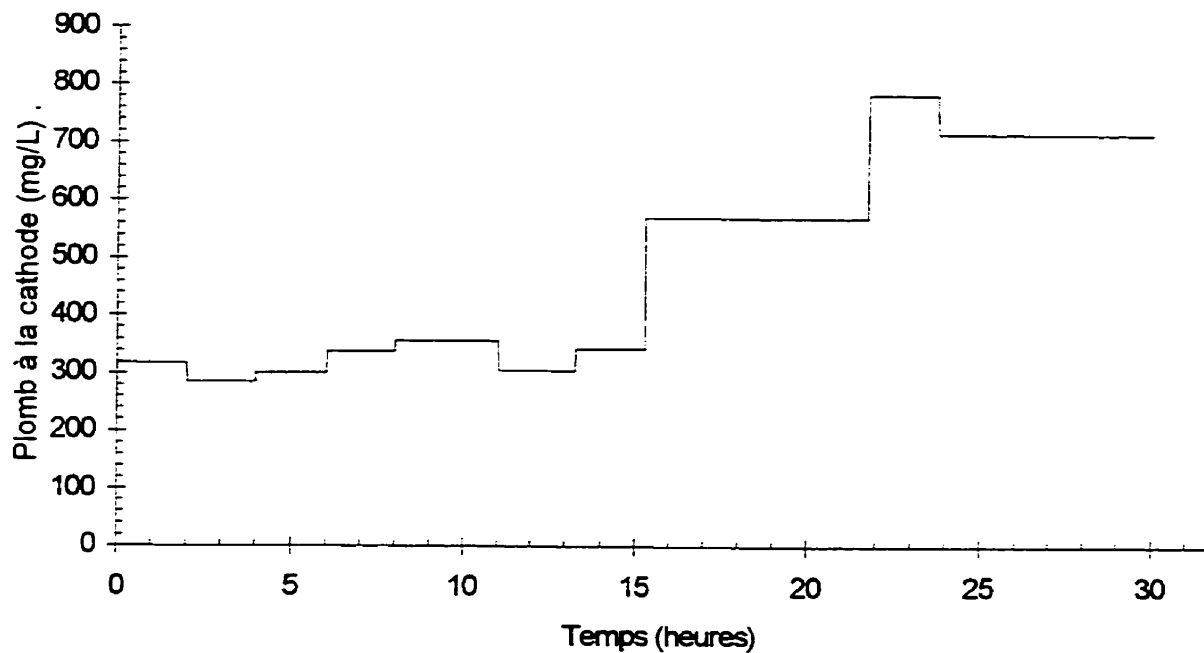


Figure E.19 : Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B5

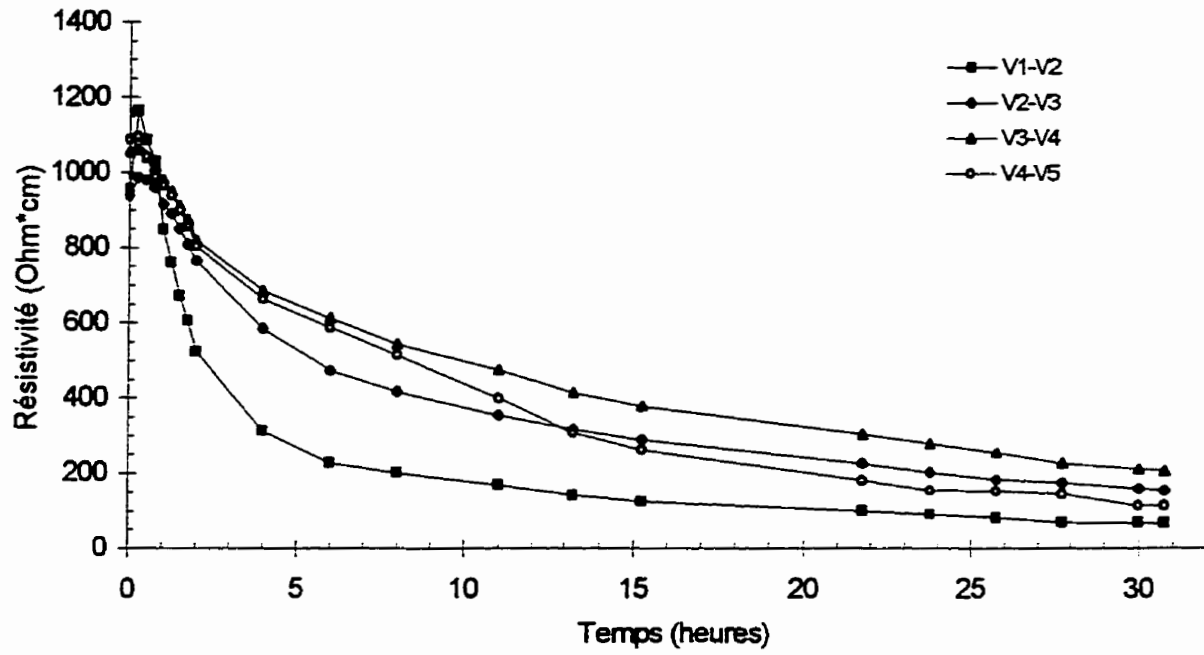


Figure E.20 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B5

Essai : B6
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1994-01-04 au 1994-01-09
 Cellule avec contrôle

Courant visé : 125,0 mA
 Contrôle à la cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Injection à l'anode : H₂O

Anode					Cathode			
V1	V2			V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10	
43	41	33	31	23	21	13	11	

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	515	1,02	28,12	24,31	16,36	4,71	1400	570	93
C#2	516	1,00	26,33	22,80	16,19	4,69	1400	600	93
C#3	517	0,96	35,25	30,53	15,96	4,71	1400	610	93
43	1042	0,99	42,34	36,50	16,45	3,44	96	9	99
42	1041	1,00	43,16	37,41	15,79	3,49	99	n/d	n/d
41	1040	1,00	63,80	55,74	14,72	3,57	120	n/d	n/d
40	1039	1,00	43,14	37,62	15,07	3,37	110	2	100
33	1038	1,00	52,10	45,63	14,50	3,83	140	8	99
32	1037	1,01	54,10	47,18	14,99	3,62	130	n/d	n/d
31	1036	1,00	47,84	41,95	14,38	3,80	190	n/d	n/d
30	1035	1,01	47,51	41,50	14,84	3,80	170	7	99
23	1034	1,01	45,36	39,71	14,60	3,77	200	29	98
22	1033	1,00	54,49	47,59	14,81	3,81	180	n/d	n/d
21	1032	1,00	47,84	41,83	14,72	3,86	240	n/d	n/d
20	1031	1,01	50,93	44,47	14,86	3,73	200	22	98
13	1030	1,00	46,11	40,34	14,67	3,77	310	140	93
12	1029	1,00	51,14	44,64	14,89	3,81	220	n/d	n/d
11	1028	1,00	55,50	47,64	16,85	3,93	390	n/d	n/d
10	1027	1,00	45,80	39,85	15,32	3,78	220	94	93

Conditions initiales : 16,17 4,70 1400 590 93
 Conditions finales : 15,09 3,71 190 39 97

Pourcentage d'extraction : 86

Paramètre de transport (V*h/cm) : 427,0 Plomb de l'eau des pores extrait (%) : 100
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 11,8 Plomb désorbé (mg/kg - %) : 1120 - 86

Tableau E.14 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores ainsi que la sorption de l'essai B6

Essai : B6
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1994-01-04 au 1994-01-09
 Cellule avec contrôle

ANODE		SOL							CATHODE		LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.	
3100	99	110	130	170	180	200	220	220	380000	mg/kg sol	
0,1	n/d	2	n/d	7	n/d	22	n/d	94	13,6	mg/L eau	
0,1	n/d	100	n/d	99	n/d	98	n/d	93	14,1	% sorbé	
0,1	12000	13000	16000	20000	22000	24000	26000	26000	15,2	ug de Pb	
Réservoir	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	0,9	0,9	Réservoir	%p/r ini cal	
3600	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,0	10000	%p/r ini ret	
0,1	0,5	0,5	0,6	0,8	0,9	1,0	1,0	1,0	0,4	% p/r retr.	
0,1									0,4		
0,1									0,4		
P.P									P.P	Ident.	
130									1000	ug de Pb	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	%p/r ini cal	
0,0	96	120	140	190	200	240	310	390	0,0	%p/r ini ret	
0,0	9	n/d	8	n/d	29	n/d	140	n/d	0,0	% p/r retr.	
0,0	99	n/d	99	n/d	98	240	93	n/d	P.F.		
P.F	12000	14000	17000	23000	24000	29000	37000	47000	3100	Circula. Cath.	
350	0,4	0,5	0,6	0,8	0,9	1,1	1,4	1,7	0,1	140000	
0,0	0,4	0,5	0,6	0,8	0,9	1,0	1,3	1,7	0,1	5,0	
0,0	0,5	0,6	0,7	0,9	1,0	1,2	1,5	1,9	0,1	5,2	
0,0									0,1	5,6	
									Dépot		
									1600000		
									57,1		
									59,3		
									64,0		
Total	98	115	135	180	190	220	265	305	Total	moy.mg/kg	
7200	23000	28000	33000	43000	46000	53000	64000	73000	2000000	ug Pb total	
0,3	0,8	1,0	1,2	1,5	1,6	1,9	2,3	2,6	71,2	%p/r ini cal	
0,3	0,9	1,0	1,2	1,6	1,7	2,0	2,4	2,7	73,9	%p/r ini ret	
0,3	0,9	1,1	1,3	1,7	1,8	2,1	2,6	2,9	79,8	& p/r retr.	
Pb initial calculé (ug)	2800000										
Pb initial retracé (ug)	2700000				% erreur : 4						
Pb final retracé (ug)	2500000				% erreur : 11						

Tableau E.15 : Bilan de masse pour le plomb de l'essai B6

Essai : B6

Dates : 1994-01-04 au 1994-01-09

Longueur (cm) : 16,5

Section (cm²) : 67,16Volume (cm³) : 1108

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5// (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Débit (ml/h)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-01-04 22:00	0,0	0,07	0,11	-0,04	-0,16	0,06	0,29	-0,22	1,05	1,20	0,01	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
94-01-04 22:00	0,0	1,18	6,90	7,51	7,44	7,71	7,83	6,49	2,76	50,30	2,18	124,1	1179	n/d	n/a	0,00	0	0,00
94-01-05 09:00	11,0	0,78	0,63	6,36	32,70	10,18	7,27	2,52	1,67	62,70	4,04	49,1	5523	3,41	380	3,43	54	34,19
94-01-05 11:00	13,0	0,79	0,49	8,86	32,12	9,45	6,51	2,22	1,87	62,70	4,07	42,6	6412	n/d	n/a	3,76	60	42,29
94-01-05 13:00	15,0	0,76	0,48	10,25	31,92	8,59	6,34	2,06	1,66	62,70	4,08	38,6	7096	n/d	n/a	4,05	65	50,44
94-01-05 15:00	17,0	0,78	0,45	11,54	30,62	8,94	6,04	1,97	1,67	62,70	4,08	35,5	7721	n/d	n/a	4,32	69	58,80
94-01-05 17:15	19,3	0,81	0,41	13,03	28,31	10,40	5,67	1,89	1,65	62,80	4,10	32,7	8422	3,28	255	4,59	74	67,80
94-01-05 22:15	24,3	1,08	0,08	15,54	24,27	12,94	4,75	1,87	1,65	62,70	4,11	28,2	9788	3,18	155	5,14	84	88,32
94-01-06 03:45	29,8	0,90	0,21	15,11	21,55	15,27	4,89	2,39	1,69	62,70	4,06	36,1	7551	3,06	166	5,78	85	110,78
94-01-06 09:45	35,8	0,75	0,14	15,42	20,49	16,35	4,73	2,34	1,64	62,70	4,07	35,4	7723	n/d	n/a	6,55	108	135,17
94-01-06 12:30	38,5	0,84	0,28	14,88	20,08	17,10	4,91	2,37	1,64	62,80	4,07	31,9	8562	3,00	280	6,88	114	146,36
94-01-06 17:15	43,3	0,87	0,70	17,15	20,19	14,90	4,60	2,05	1,54	62,90	4,06	23,1	11829	n/d	n/a	7,35	122	165,66
94-01-06 20:30	46,5	0,84	1,02	16,70	19,81	14,90	5,08	2,09	1,56	62,80	4,03	23,0	11788	n/d	n/a	7,62	127	178,82
94-01-06 22:30	48,5	0,84	1,22	16,65	19,81	14,93	5,18	2,07	1,51	62,80	4,03	22,6	11986	2,80	308	7,79	130	186,88
94-01-07 11:45	61,8	0,82	1,74	16,02	17,90	14,84	6,60	2,39	1,58	62,80	3,95	23,9	11116	2,78	400	8,90	149	239,75
94-01-07 21:45	71,8	0,81	1,68	16,14	16,69	14,10	8,42	2,49	1,62	62,80	3,95	23,7	11194	2,82	314	9,75	164	279,29
94-01-08 12:30	86,5	0,79	1,53	15,94	15,74	13,50	9,98	3,01	1,65	62,80	3,94	24,2	10939	2,86	412	11,02	186	337,50
94-01-09 00:15	98,3	0,79	1,28	15,82	15,38	13,28	9,80	3,95	1,65	62,80	3,88	24,8	10512	2,85	336	12,06	204	363,43
94-01-09 11:15	109,3	0,79	1,39	15,70	15,23	13,17	9,95	4,21	1,62	62,90	3,88	25,6	10116	2,82	352	13,06	222	425,99
94-01-09 11:45	109,8	0,88	-0,09	-0,30	-0,09	0,11	0,25	0,21	0,93	1,72	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	13,08	222	426,95

Tableau E.16 : Variation des paramètres électriques et de la solution cathodique durant l'essai B6

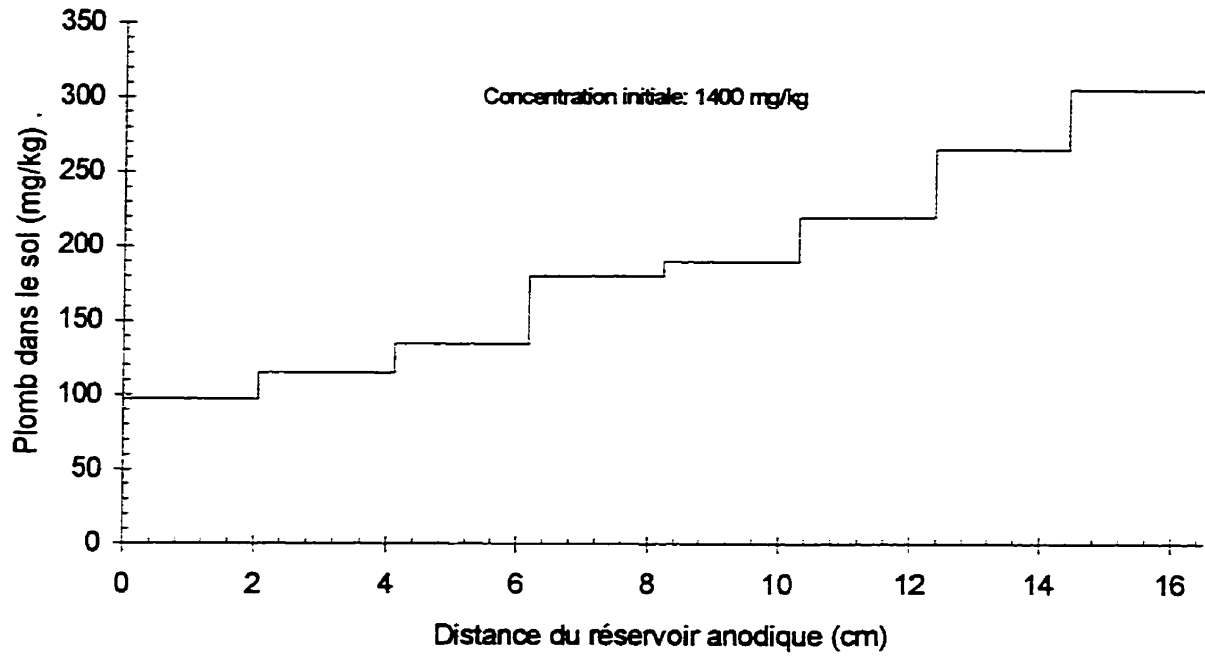


Figure E.21 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B6

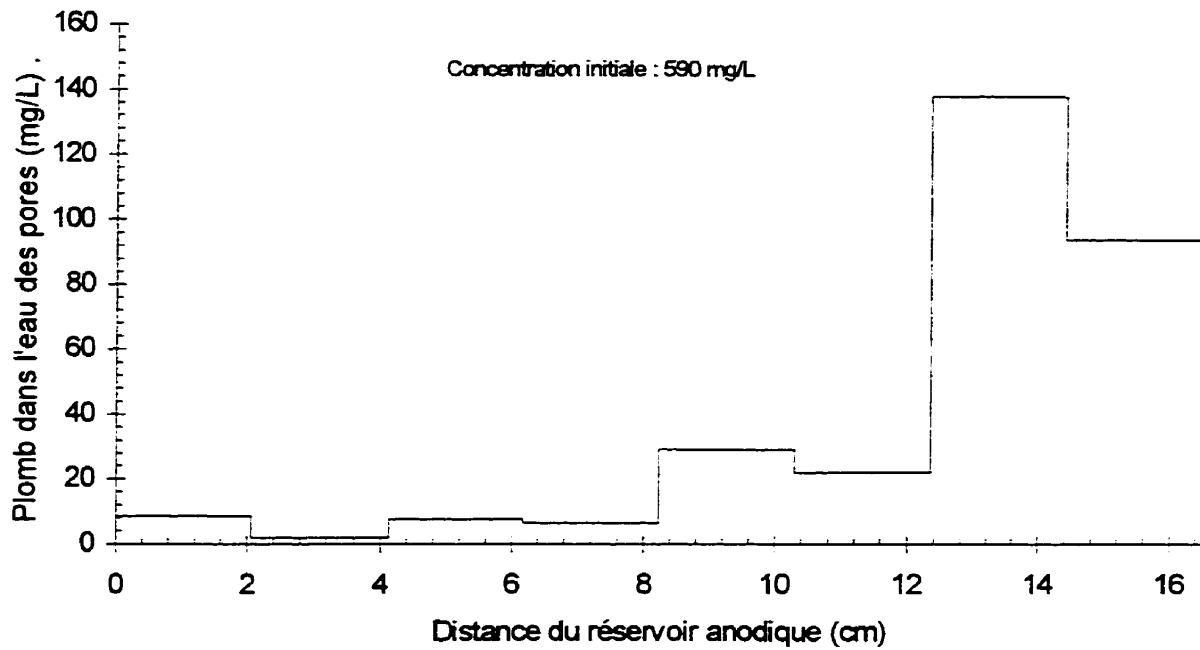


Figure E.22 : Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B6

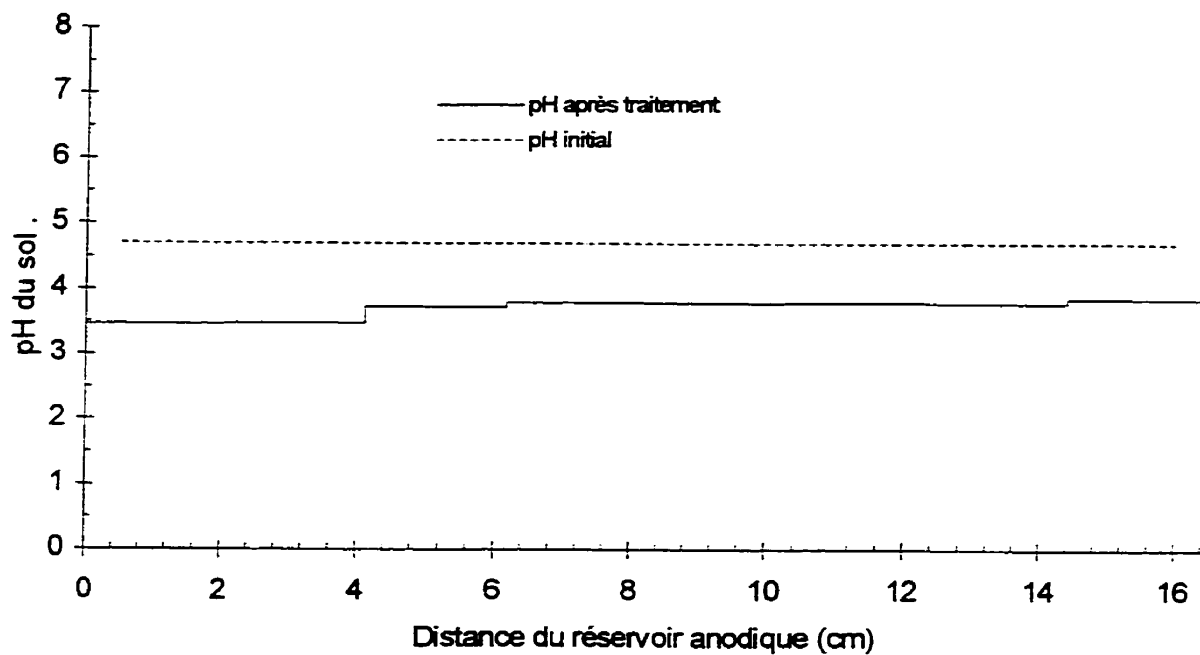


Figure E.23 : Profil de pH du sol à la fin de l'essai B6

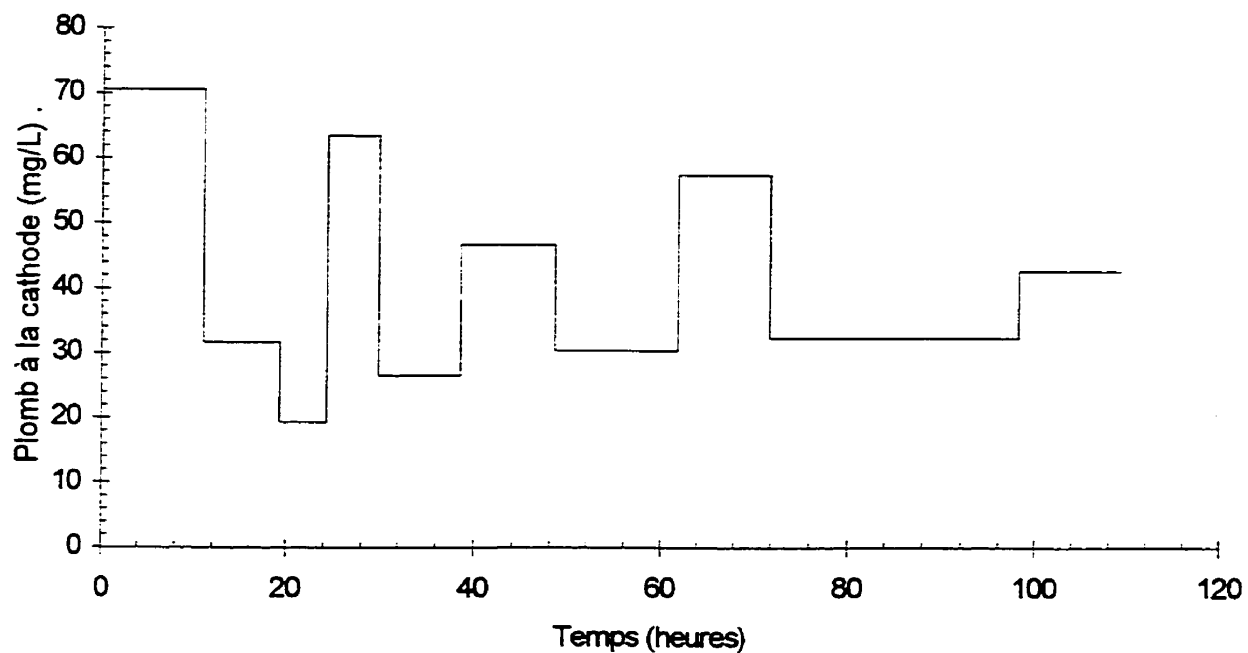


Figure E.24 : Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B6

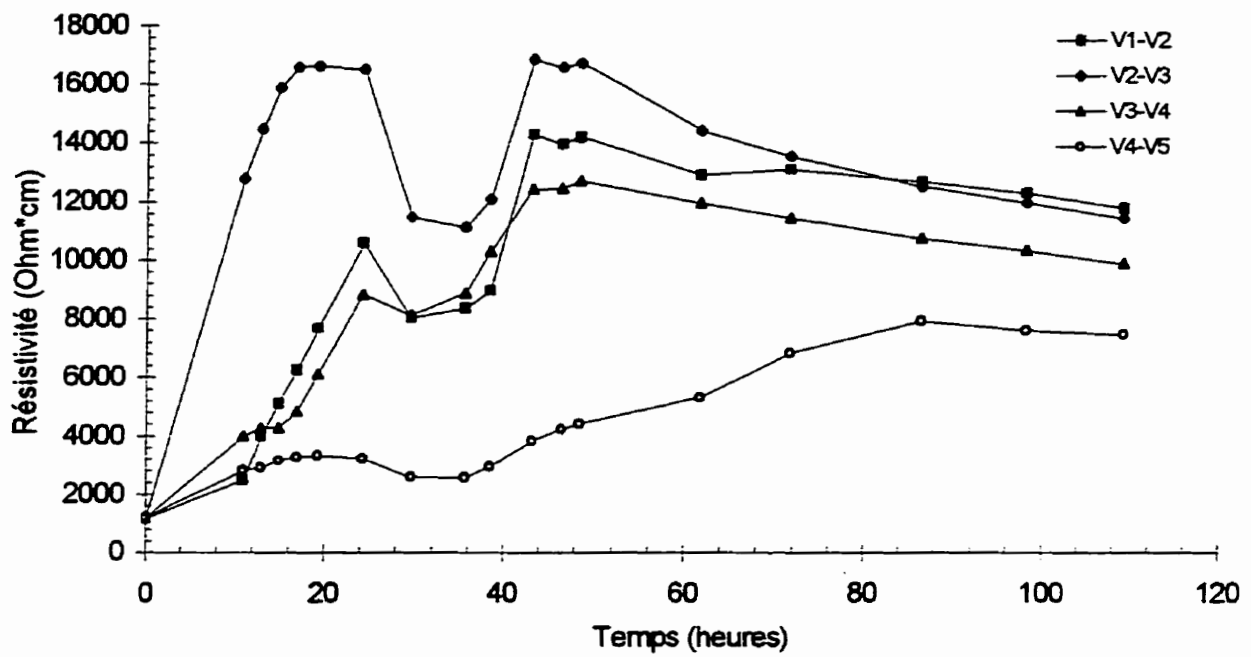


Figure E.25 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B6

Essai : B8
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1994-02-16 au 1994-02-28
 Cellule avec contrôle

Courant visé : 15,0 mA
 Contrôle à la cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Injection à l'anode : CH₃COOH 0,87 M

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1092	1,01	23,24	20,19	15,90	4,55	1600	830	92
C#2	1093	1,01	27,50	23,80	16,24	4,54	1500	920	90
C#3	1134	0,98	24,23	21,02	16,02	4,47	1700	970	91
43	1150	1,00	44,48	37,76	18,28	3,46	100	16	97
42	1149	1,00	53,67	46,22	16,48	3,52	120	n/d	n/d
41	1148	1,00	43,55	37,65	16,10	3,62	130	n/d	n/d
40	1147	1,00	50,88	44,13	15,65	3,62	120	4	100
33	1146	1,00	40,06	34,80	15,56	3,60	140	6	99
32	1145	1,00	53,91	46,79	15,55	3,57	110	n/d	n/d
31	1144	1,00	48,08	41,72	15,62	3,75	160	n/d	n/d
30	1143	1,00	51,73	44,94	15,45	3,76	130	12	99
23	1142	1,00	50,41	43,48	16,31	3,75	170	31	97
22	1141	1,00	46,97	40,87	15,30	3,76	160	n/d	n/d
21	1140	1,00	59,47	51,40	16,01	3,79	200	n/d	n/d
20	1139	1,00	46,49	40,29	15,78	3,77	180	31	97
13	1138	1,00	58,37	50,00	17,08	3,77	190	81	93
12	1137	1,00	59,23	51,29	15,79	3,79	190	n/d	n/d
11	1136	1,00	53,73	45,38	18,81	3,93	250	n/d	n/d
10	1135	1,00	48,70	41,88	16,68	3,84	190	64	94

Conditions initiales : 16,05 4,52 1600 910 91
 Conditions finales : 16,28 3,71 160 31 97

Pourcentage d'extraction : 90

Paramètre de transport (V*h/cm) : 404,3

Paramètre de solubilisation (kC/L) : 14,0

Plomb de l'eau des pores extrait (%) : 100

Plomb désorbé (mg/kg - %) : 1300 - 89

Tableau E.17 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores ainsi que la sorption de l'essai B8

Essai : B8
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1994-02-16 au 1994-02-28
 Cellule avec contrôle

ANODE		SOL							CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode		Ident.	
6000	120	120	110	130	160	180	190	190	460000		mg/kg sol	
0,2	n/d	4	n/d	12	n/d	31	n/d	64	16,4		mg/L eau	
0,2	n/d	100	n/d	99	n/d	97	n/d	94	14,8		% sorbé	
0,2	14000	14000	13000	16000	19000	22000	23000	23000	14,4		ug de Pb	
Réservoir	0,5	0,5	0,5	0,6	0,7	0,8	0,8	0,8	Réservoir		%p/r ini cal	
16000	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6	0,7	0,7	0,7	5900		%p/r ini retr.	
0,6	0,4	0,4	0,4	0,5	0,6	0,7	0,7	0,7	0,2			
0,5									0,2			
0,5									0,2			
P.P									P.P		Ident.	
51									150		ug de Pb	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		%p/r ini cal	
0,0	100	130	140	160	170	200	190	250	0,0		%p/r ini retr.	
0,0	16	n/d	6	n/d	31	n/d	81	n/d	0,0		% p/r retr.	
	97	n/d	99	n/d	97	200	93	n/d	P.F.			
P.F	340	12000	16000	17000	19000	20000	24000	30000	1500	Circula. Cath.		
0,0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	0,8	0,7	1,0	0,1	320000		
0,0	0,4	0,6	0,6	0,7	0,7	0,9	0,8	1,1	0,0	11,4		
0,0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	0,8	0,7	0,9	0,0	10,3		
									Dépot	10,0		
									1700000			
									60,7			
									54,8			
									53,1			
Total	110	125	125	145	165	190	190	220	Total		moy.mg/kg	
22000	26000	30000	30000	35000	40000	46000	46000	53000	2200000		ug Pb total	
0,8	0,9	1,1	1,1	1,3	1,4	1,6	1,6	1,9	77,4		%p/r ini cal	
0,7	0,8	1,0	1,0	1,1	1,3	1,5	1,5	1,7	69,9		%p/r ini retr.	
0,7	0,8	0,9	0,9	1,1	1,3	1,4	1,4	1,7	67,7		& p/r retr.	

Pb initial calculé (ug) : 2800000
 Pb initial retracé (ug) : 3100000 % erreur : 11
 Pb final retracé (ug) : 3200000 % erreur : 14

Tableau E.18 : Bilan de masse pour le plomb de l'essai B8

Essai : B8

Dates : 1994-02-16 au 1994-02-28

Longueur (cm) : 16,5

Section (cm²) : 66,77Volume (cm³) : 1102

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Débit (ml/h)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-02-16 18:00	0,0	0,16	0,26	-0,05	-0,06	0,02	-0,14	0,00	-0,03	0,03	-0,02	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-02-16 18:00	0,0	0,41	0,64	0,93	0,84	0,99	1,01	2,31	2,31	9,44	0,27	16,5	1090	n/d	n/a	0,00	0	0,00
94-02-16 19:30	1,5	0,57	0,63	0,80	0,82	1,00	1,16	1,68	1,30	8,16	0,27	17,8	1018	n/d	n/a	0,09	0	0,40
94-02-16 21:15	3,2	0,58	0,61	0,43	0,61	0,73	0,81	0,93	1,12	6,06	0,18	13,9	888	n/d	n/a	0,19	0	0,80
94-02-17 08:45	14,8	0,61	0,26	0,49	0,81	0,70	1,12	1,13	1,22	6,37	0,21	13,9	1006	2,83	368	0,77	1	3,06
94-02-17 21:30	27,5	0,62	0,23	0,42	0,60	0,73	1,83	1,09	1,39	7,05	0,26	14,9	1148	2,88	397	1,42	3	6,02
94-02-18 12:30	42,5	0,63	0,24	0,36	0,63	1,87	1,83	1,09	1,39	8,39	0,34	15,6	1430	2,82	469	2,25	4	10,45
94-02-18 23:30	53,5	0,63	0,24	0,31	1,00	2,16	1,70	1,07	1,42	8,78	0,37	15,3	1616	2,71	334	2,86	6	14,32
94-02-19 09:30	63,5	0,63	0,25	0,24	2,01	2,13	1,60	0,84	1,47	9,40	0,43	14,8	1923	2,74	103	3,40	7	18,31
94-02-19 21:15	75,2	0,63	0,26	0,67	6,34	2,15	1,46	0,93	1,56	14,28	0,76	15,2	3328	2,91	358	4,04	9	25,27
94-02-20 11:15	89,3	0,61	0,21	3,39	8,80	2,62	1,37	0,96	1,52	19,68	1,16	15,1	5100	2,60	442	4,80	13	38,67
94-02-20 23:15	101,3	0,62	0,23	6,08	10,30	2,72	1,27	0,89	1,58	24,21	1,46	14,8	6560	2,60	365	5,45	17	54,34
94-02-21 11:15	113,3	0,62	0,28	9,17	12,27	4,25	1,60	1,03	1,63	31,65	1,95	16,1	8084	2,61	365	6,12	22	74,76
94-02-22 01:00	127,0	0,63	0,34	9,39	12,06	4,99	1,72	1,03	1,58	32,35	2,01	15,0	8960	2,61	415	6,89	29	101,99
94-02-22 13:00	139,0	0,66	0,42	10,28	12,34	6,30	2,01	1,19	1,58	35,30	2,21	15,4	9573	2,71	421	7,54	35	127,32
94-02-22 23:45	149,8	0,65	0,53	10,10	11,51	6,63	2,04	1,24	1,58	35,00	2,16	15,7	9188	2,67	321	8,14	41	150,82
94-02-23 14:00	164,0	0,66	0,54	10,11	10,91	7,16	2,16	1,23	1,38	34,80	2,17	15,9	9095	2,66	433	8,96	49	181,67
94-02-23 22:30	172,5	0,67	0,54	9,99	10,53	7,28	2,20	1,39	1,49	34,60	2,14	16,0	8931	2,66	261	9,44	54	199,99
94-02-24 12:30	186,5	0,69	0,49	9,80	9,86	7,19	2,82	1,43	1,49	34,10	2,12	16,2	8735	2,52	421	10,26	61	229,82
94-02-25 00:45	198,8	0,66	0,44	8,38	8,27	6,07	2,91	1,30	1,49	29,74	1,83	14,7	8304	2,77	364	10,94	67	254,01
94-02-25 15:15	213,2	0,66	0,45	8,54	8,04	6,06	3,80	1,33	1,54	31,23	1,89	15,2	8274	2,61	424	11,72	74	280,88
94-02-26 00:30	222,5	0,67	0,46	8,40	7,73	5,90	4,29	1,31	1,58	30,73	1,88	15,5	8088	2,65	287	12,23	78	298,41
94-02-26 09:30	231,5	0,68	0,37	8,35	7,42	5,79	4,63	1,39	1,52	30,64	1,87	15,5	8085	2,63	285	12,73	83	315,29
94-02-26 23:00	245,0	0,68	0,32	8,14	7,12	5,72	4,85	1,62	1,53	30,38	1,85	15,5	7963	2,63	414	13,48	88,98	340,37
94-02-27 10:30	256,5	0,68	0,37	8,16	6,87	5,69	4,86	1,66	1,52	30,47	1,83	15,5	7856	2,64	352	14,13	94,40	361,48
94-02-27 21:45	267,8	0,68	0,35	7,91	6,74	5,61	4,94	1,93	1,54	30,08	1,80	15,6	7704	2,62	347	14,76	99,70	381,89
94-02-28 10:15	280,3	0,70	0,45	7,97	6,55	5,68	4,94	2,00	1,25	30,11	1,80	16,0	7508	2,61	380	15,47	105,64	404,36
94-02-28 10:15	280,3	0,58	-0,04	-0,06	-0,27	0,30	0,08	0,18	0,89	1,60	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	15,47	105,64	404,36

Tableau E.19 : Variation des paramètres électriques et de la solution cathodique durant l'essai B8

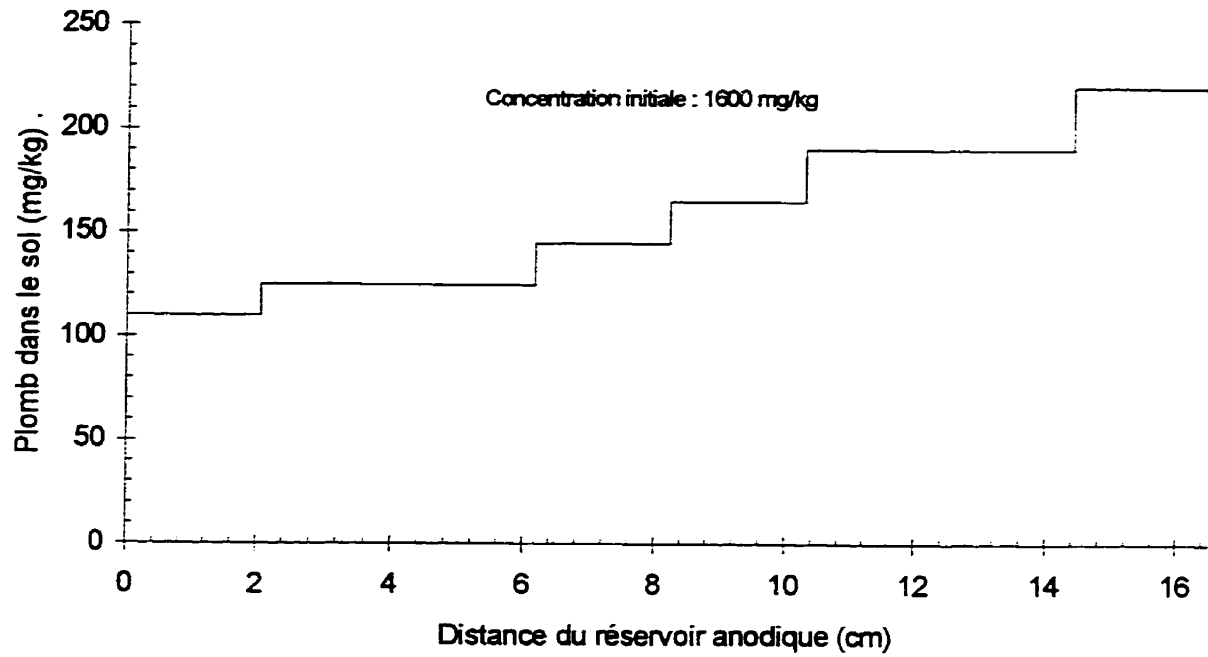


Figure E.26 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B8

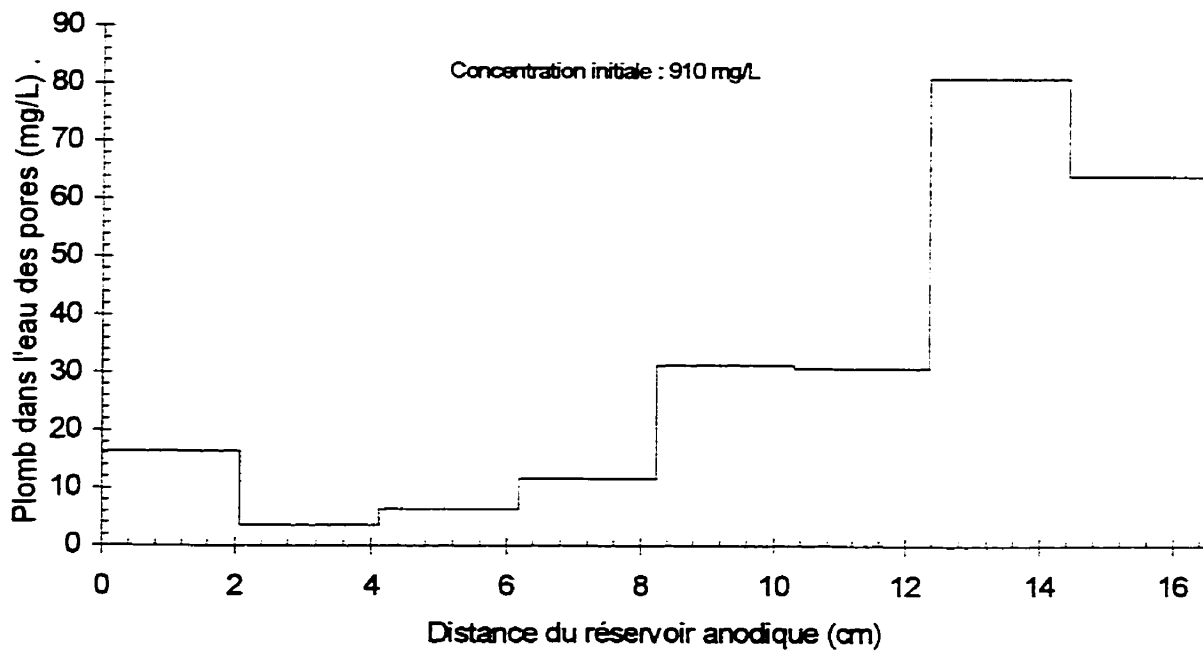


Figure E.27 : Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B8

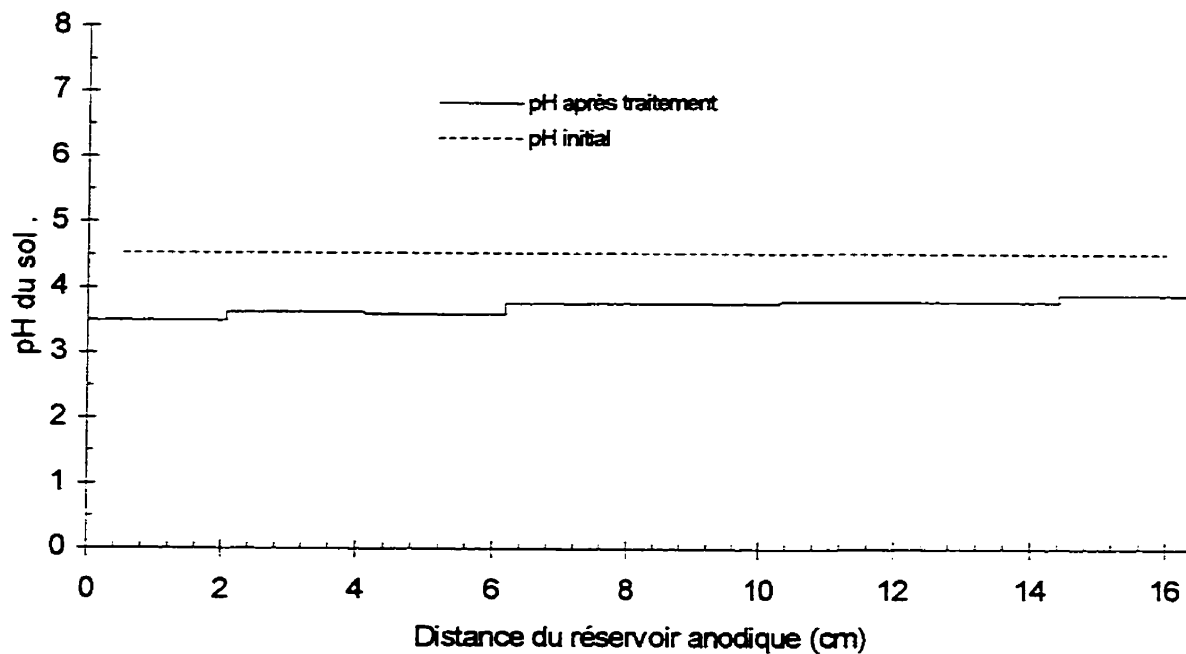


Figure E.28 : Profil de pH du sol à la fin de l'essai B8

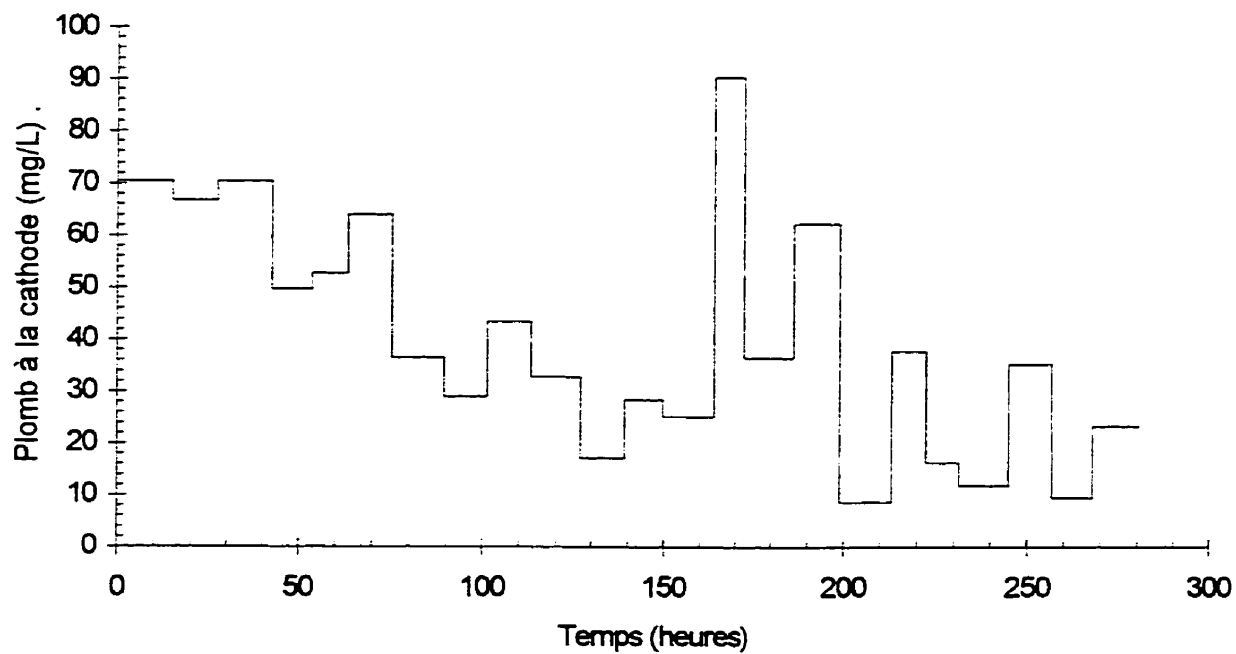


Figure E.29 : Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B8

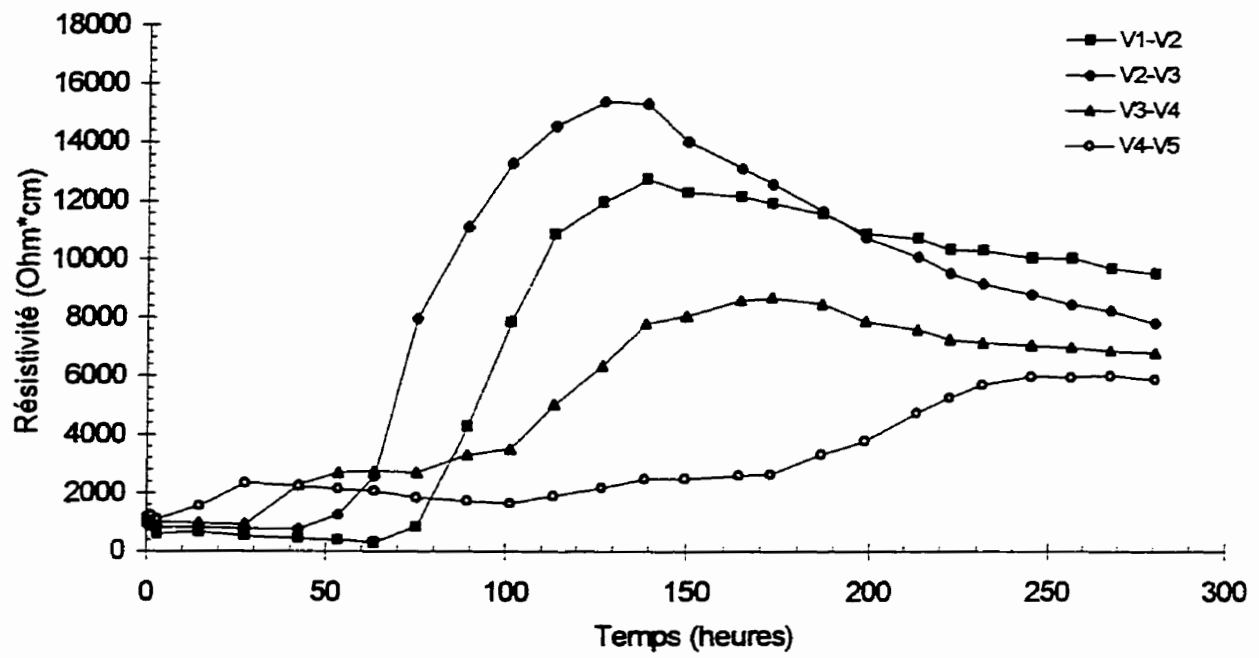


Figure E.30 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B8

Essai : B12
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1994-07-09 au 1994-07-14
 Cellule avec contrôle

Courant visé: 125,0 mA
 Contrôle à la cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Injection à l'anode : CH₃COOH 0,87 M

Anode					Cathode				
V1	V2		V3		V4		V5		
42	40	32	30	22	20	12	10		
43	41	33	31	23	21	13	11		

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1381	1,00	36,20	31,23	16,44	4,50	1800	1200	89
C#2	1382	0,99	34,40	29,10	18,85	4,56	1800	1100	88
C#3	1383	0,99	25,19	21,85	16,01	4,57	1700	1500	86
43	1399	0,99	58,27	50,09	16,66	3,15	34	1	99
42	1398	0,99	53,48	45,55	17,80	3,09	42	n/d	n/d
41	1397	0,98	65,20	56,51	15,65	3,56	41	n/d	n/d
40	1396	0,98	59,81	51,76	15,85	3,50	34	1	99
33	1395	0,98	63,68	55,60	14,79	3,57	61	2	100
32	1394	0,99	70,56	61,03	15,87	3,55	45	n/d	n/d
31	1393	1,00	56,67	49,39	15,04	3,41	59	n/d	n/d
30	1392	0,99	49,07	42,53	15,74	3,61	61	3	99
23	1391	0,99	59,15	51,70	14,69	3,71	69	10	98
22	1390	1,00	57,26	49,64	15,67	3,47	67	n/d	n/d
21	1389	0,99	59,82	52,11	15,08	3,70	78	n/d	n/d
20	1388	0,99	57,90	50,11	15,86	3,46	78	15	97
13	1387	0,99	67,70	58,63	15,74	3,81	95	21	97
12	1386	0,99	63,65	55,12	15,76	3,59	75	n/d	n/d
11	1385	0,99	49,68	42,33	17,78	3,78	130	n/d	n/d
10	1384	1,01	52,66	45,13	17,07	3,74	93	36	93

Conditions initiales : 17,10 4,54 1800 1300 88
 Conditions finales : 15,94 3,54 66 11 98

Pourcentage d'extraction : 96

Paramètre de transport (V^h/cm) : 447,0

Paramètre de solubilisation (kC/L) : 18,4

Plomb de l'eau des pores extrait (%) : 100

Plomb désorbé (mg/kg - %) : 1520 - 96

Tableau E.20 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores ainsi que la sorption de l'essai B12

Essai : B12
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1994-07-09 au 1994-07-14
 Cellule avec contrôle

ANODE		SOL							CATHODE		LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb %p/r ini cal %p/r ini ret % p/r retr.	
380	42	34	45	61	67	78	75	93	3200000		
0,0	n/d	1	n/d	3	n/d	15	n/d	36	114,3		
0,0	n/d	99	n/d	99	n/d	97	n/d	93	94,1		
0,0	4900	4000	5300	7100	7800	9100	8800	11000	94,1		
Réservoir	0,2	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	Réservoir		
110	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	2600		
0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,1		
0,0									0,1		
0,0									0,1		
P.P									P.P	Ident. ug de Pb %p/r ini cal %p/r ini ret % p/r retr.	
230	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	390		
0,0	34	41	61	59	69	78	95	130	0,0		
0,0	1	n/d	2	n/d	10	n/d	21	n/d	0,0		
0,0	99	n/d	100	n/d	98	78	97	n/d	0,0		
P.F	99	n/d	100	n/d	98	78	97	n/d	P.F.		
620	4000	4800	7100	6900	8100	9100	11000	15000	5800	Circula. Cath. 76000 2,7 2,2 2,2	
0,0	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,4	0,5	0,2		
0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2		
0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2		
									Dépot	moy.mg/kg ug Pb total %p/r ini cal %p/r ini ret & p/r retr.	
									0		
									0,0		
									0,0		
Total	38	38	53	60	68	78	85	112	Total		
1300	8900	8800	12000	14000	16000	18000	20000	26000	3200000		
0,0	0,3	0,3	0,4	0,5	0,6	0,6	0,7	0,9	114,6		
0,0	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,8	94,4		
0,0	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,8	94,4		

Pb initial calculé (ug) : 2800000
 Pb initial retracé (ug) : 3400000 % erreur : 21
 Pb final retracé (ug) : 3400000 % erreur : 21

Tableau E.21 : Bilan de masse pour le plomb de l'essai B12

Essai : B12

Dates : 1994-07-09 au 1994-07-14

Longueur (cm) : 16,5

Section (cm²) : 63,54Volume (cm³) : 1048

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Débit (ml/h)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-07-09 16:00	0,0	-1,0	0,3	-0,1	-0,2	0,3	0,0	-0,3	0,2	-0,8	0,0	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-07-09 16:00	0,0	0,7	6,6	7,4	6,6	7,0	6,8	7,1	2,6	45,0	2,0	125,0	1013	n/d	n/a	0,00	0	0,00
94-07-09 16:15	0,3	1,1	4,0	6,5	6,0	6,6	6,2	8,5	2,9	41,8	1,8	125,9	914	n/d	n/a	0,11	1	0,48
94-07-09 20:30	4,5	1,1	1,3	4,4	5,2	10,6	16,3	7,0	1,8	48,0	2,6	125,0	1326	3,20	135	2,03	25	9,87
94-07-10 11:00	19,0	0,7	2,3	19,9	22,6	8,3	6,8	2,4	1,4	62,8	4,1	48,4	5398	3,65	194	6,56	95	58,59
94-07-10 22:00	30,0	0,7	2,3	18,6	17,2	15,0	5,1	2,1	1,3	62,9	4,0	39,9	6360	3,56	138	8,31	125	103,17
94-07-11 10:15	42,3	0,7	3,7	14,7	16,4	17,0	6,8	1,9	1,3	62,9	3,9	32,4	7685	3,36	152	9,90	153	151,63
94-07-11 21:15	53,3	0,7	3,7	13,6	15,4	17,1	6,6	2,2	1,2	62,9	3,9	33,0	7529	3,29	145	11,20	176	194,68
94-07-12 10:30	66,5	0,7	3,9	13,2	15,6	15,8	9,4	2,6	1,3	62,9	3,9	31,7	7726	3,20	154	12,74	203	246,12
94-07-13 00:15	80,3	0,7	3,7	13,1	15,6	13,9	10,7	3,3	1,4	62,9	3,8	33,1	7308	3,25	178	14,34	231	298,80
94-07-13 09:45	89,8	0,7	3,8	13,1	15,5	12,9	10,5	4,8	1,3	62,9	3,7	33,3	7087	3,22	116	15,48	251	334,52
94-07-13 21:45	101,8	0,7	3,8	13,2	15,4	12,4	10,7	5,0	1,4	62,9	3,7	35,3	6647	3,15	155	16,96	277	378,98
94-07-14 10:15	114,3	0,8	3,7	13,3	15,2	12,0	10,9	5,2	1,5	62,9	3,7	35,0	6665	n/d	n/a	18,54	304	424,99
94-07-14 16:15	120,3	0,7	3,8	13,4	14,9	11,9	11,1	5,3	1,4	62,8	3,7	36,4	6396	3,14	210	19,31	318	447,00
94-07-14 16:15	120,3	0,5	0,0	0,0	-0,4	0,4	0,1	0,1	0,8	1,5	0,0	0,0	n/a	n/a	n/a	19,31	318	447,00

324

Tableau E.22 : Variation des paramètres électriques et de la solution cathodique durant l'essai B12

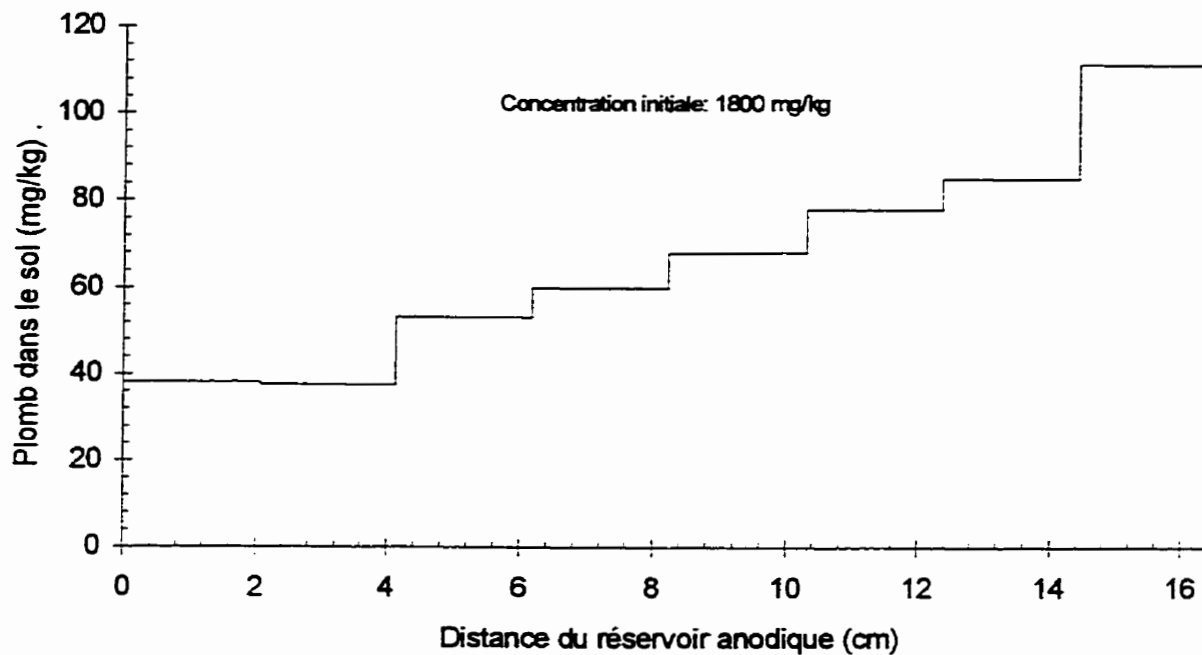


Figure E.31 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai B12

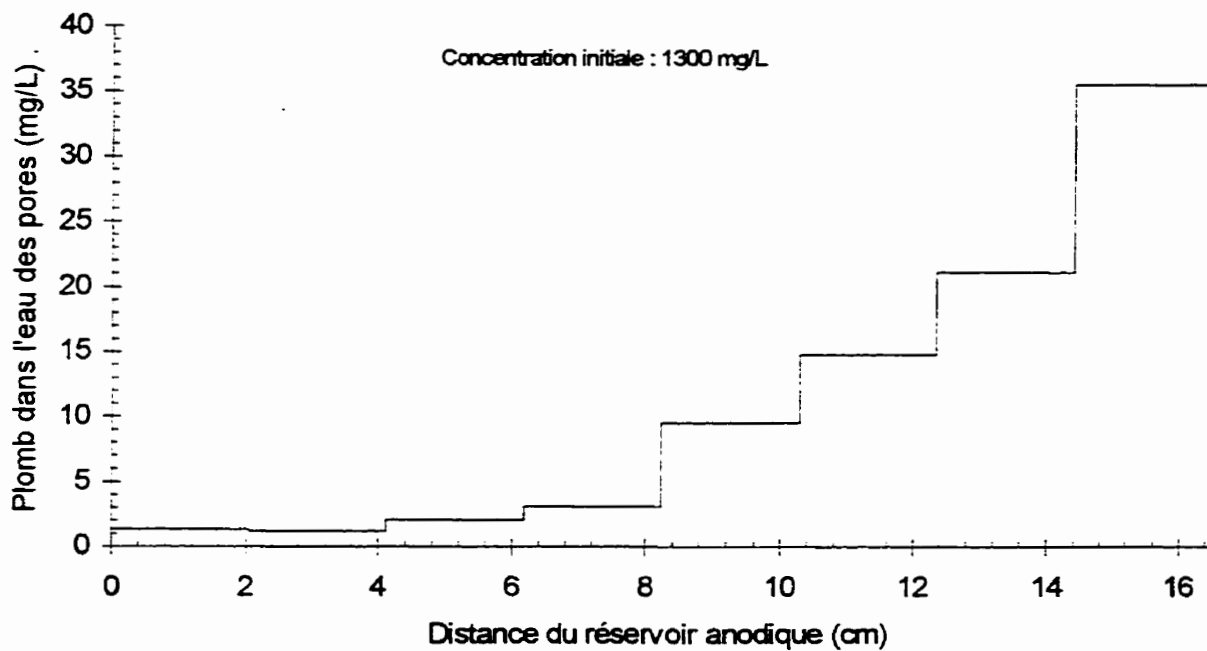


Figure E.32 : Profil de concentration en plomb dans l'eau des pores du sol à la fin de l'essai B12

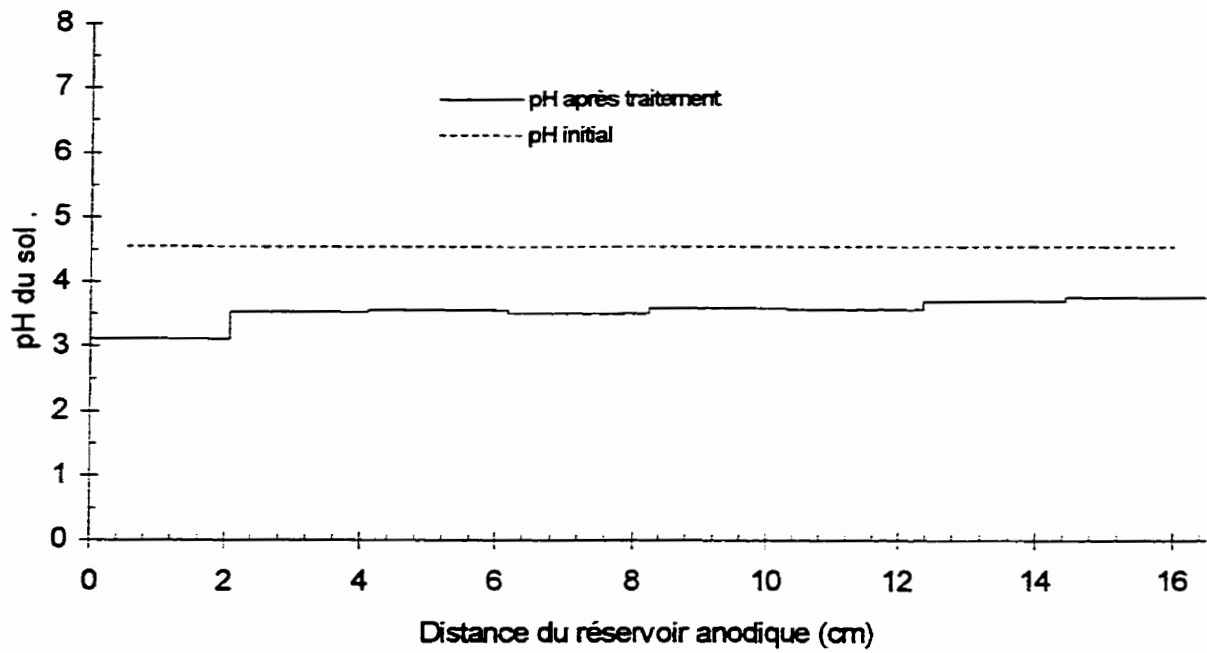


Figure E.33 : Profil de pH du sol à la fin de l'essai B12

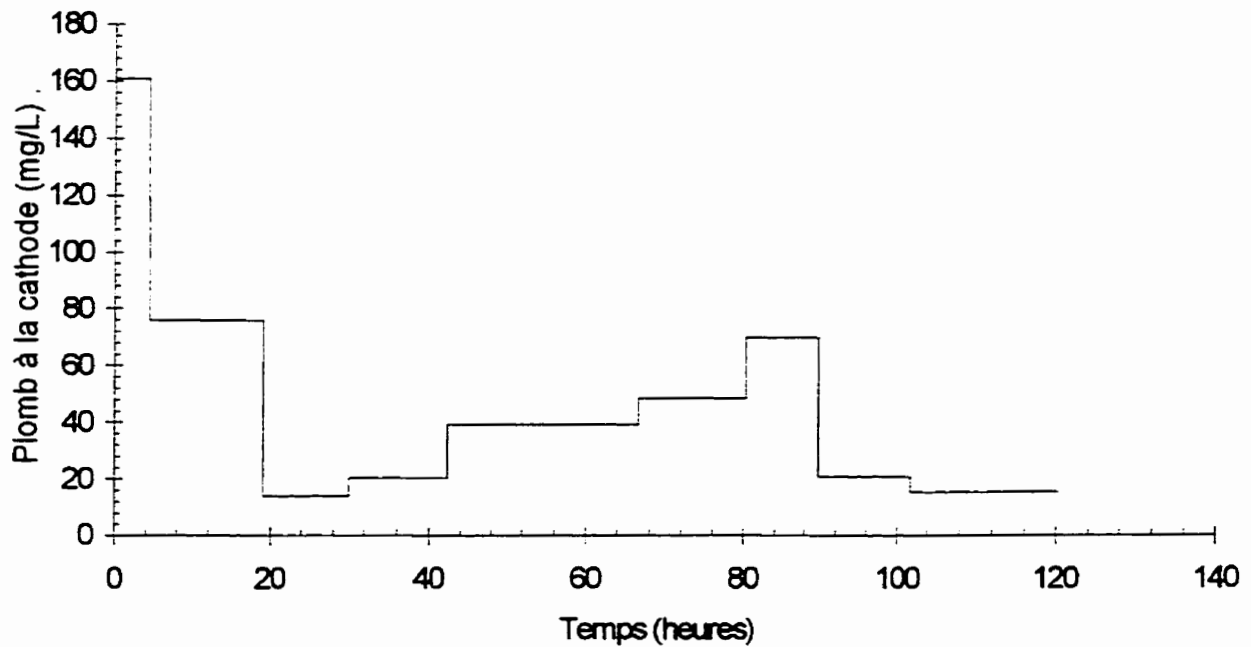


Figure E.34 : Évolution dans le temps de la concentration en plomb dans le réservoir de la cathode de l'essai B12

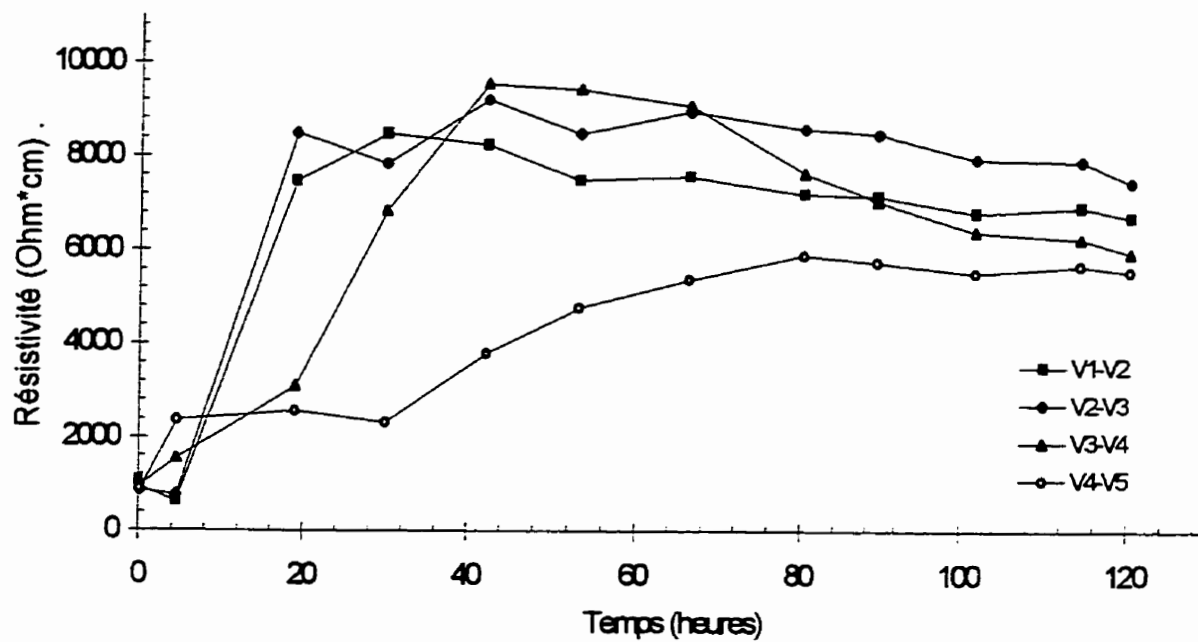


Figure E.35 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 dans l'essai B12

ANNEXE F

**PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS DE DÉCONTAMINATION DES SOLS
INDUSTRIELS EN CELLULE AVEC CONTRÔLE (TESTS CC)**

TABLEAU F.1 : RÉSUMÉ DE L'ENSEMBLE DES ESSAIS CC

Essai	Contamination	Anode	Cathode	Pré-traitement	Conditions initiales	T=Vxh/cm (l) T/l	Charge (kC/L)	Contamination finale	Conditions finales
CC1 Sol #1a	3000 mg/kg Cu 14 000 mg/kg Pb 1500 mg/kg Zn	A.F. 0,75 M	A.F. 0,75 M	Aucun	100% Cu sorbé 100% Pb sorbé 100% Zn sorbé	850 (16,5) 51,5	501,1	2000 mg/kg Cu 5000 mg/kg Pb 840 mg/kg Zn 50% extraction	88% Cu sorbé 96% Pb sorbé 98% Zn sorbé
CC2 Sol #1a	2900 mg/kg Cu 12 000 mg/kg Pb 1500 mg/kg Zn	A.F. 0,75 M	A.F. 0,75 M	2,8 moles H ⁺ /L A.F.	84% Cu sorbé 87% Pb sorbé 74% Zn sorbé	486 (16,5) 29,5	227,5	1200 mg/kg Cu 1700 mg/kg Pb 690 mg/kg Zn 70% extraction	89% Cu sorbé 96% Pb sorbé 98% Zn sorbé
CC3 Sol #1b	1100 mg/kg Cu 1700 mg/kg Pb 2200 mg/kg Zn	H ₂ O	A.A. 0,87 M	3,0 moles H ⁺ /L A.F.	74% Cu sorbé 86% Pb sorbé 46% Zn sorbé	651 (16,5) 39,5	407,1	660 mg/kg Cu 980 mg/kg Pb 570 mg/kg Zn 60% extraction	96% Cu sorbé 99% Pb sorbé 91% Zn sorbé
CC4 Sol #1b	870 mg/kg Cu 1200 mg/kg Pb 1900 mg/kg Zn	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	15,1 moles H ⁺ /L A.N.	35% Cu sorbé 74% Pb sorbé 20% Zn sorbé	34 (16,5) 2,1	151,3	510 mg/kg Cu 460 mg/kg Pb 570 mg/kg Zn 61% extraction	42% Cu sorbé 29% Pb sorbé 26% Zn sorbé
CC5 Sol #2a	13 000 mg/kg Pb	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	Aucun	N/d	1021 (16,5) 61,9	238,1	7300 mg/kg Pb 44% extraction	N/d
CC6 Sol #2a	13 000 mg/kg Pb	A.A. 0,87 M & A. de NH ₄ 1,0 M	A.A. 0,87 M	Aucun	N/d	243 (16,5) 15,2	175,8	11 000 mg/kg Pb 15% extraction	N/d
CC7 Sol #2b	21 000 mg/kg Pb	A.A. 0,87M	A.A. 0,87 M	3,0 moles H ⁺ /L A.F.	87% Pb sorbé	552 (16,5) 33,5	427,9	1200 mg/kg Pb 94% extraction	N/d
CC8 Sol #3a	1200 mg/kg Cd 9000 mg/kg Cu 2300 mg/kg Pb 20000mg/kg Zn	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	0,5 mole H ⁺ /L A.A.	92% Cd sorbé 97% Cu sorbé 100% Pb sorbé 89% Zn sorbé	397 (16,5) 24,1	184,1	1100 mg/kg Cd 8600 mg/kg Cu 2300 mg/kg Pb 170000 mg/kg Zn 14% extraction	98% Cd sorbé 99% Cu sorbé 99% Pb sorbé 96% Zn sorbé
CC9 Sol #3b	69 mg/kg Cd 8900 mg/kg Cu 500 mg/kg Pb 10 000 mg/kg Zn	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	Aucun	90% Cd sorbé 100% Cu sorbé 100% Pb sorbé 80% Zn sorbé	872 (16,5) 52,8	228,3	31 mg/kg Cd 7900 mg/kg Cu 490 mg/kg Pb 2900mg/kg Zn 42% extraction	80% Cd sorbé 87% Cu sorbé 99% Pb sorbé 92% Zn sorbé
CC10 Sol #3b	63 mg/kg Cd 8300 mg/kg Cu 520 mg/kg Pb 10 000 mg/kg Zn	A.A. 0,87 M	A.A. 0,87 M	0,5 mole H ⁺ /L A.A.	62% Cd sorbé 82% Cu sorbé 100% Pb sorbé 54% Zn sorbé	1371 (16,5) 83,1	361,3	16 mg/kg Cd 5200 mg/kg Cu 520 mg/kg Pb 3000 mg/kg Zn 55% extraction	99% Cd sorbé 97% Cu sorbé 100% Pb sorbé 99% Zn sorbé
CC11 Sol #3b	61 mg/kg Cd 8300 mg/kg Cu 430 mg/kg Pb 10 000 mg/kg Zn	A.A. 0,87 M & HNO ₃ 8,0 M	A.A. 0,87 M	3,2 moles H ⁺ /L A.N.	0% Cd sorbé 32% Cu sorbé 51% Pb sorbé 0% Zn sorbé	1638 (16,5) 99,3	466,2	4 mg/kg Cd 2500 mg/kg Cu 420 mg/kg Pb 290 mg/kg Zn 84% extraction	97% Cd sorbé 93% Cu sorbé 98% Pb sorbé 91% Zn sorbé
CC12 Sol #3b	61 mg/kg Cd 8900 mg/kg Cu 450 mg/kg Pb 11 000 mg/kg Zn	HCl 0,01 M	HCl recirculé	15% H ₂ O ₂ 1,5 moles H ⁺ /L A.C.	8% Cd sorbé 49% Cu sorbé 75% Pb sorbé 13% Zn sorbé	184 (16,5) 11,2	470,0	12 mg/kg Cd 5800 mg/kg Cu 350 mg/kg Pb 2000 mg/kg Zn 60% extraction	98% Cd sorbé 96% Cu sorbé 98% Pb sorbé 99% Zn sorbé

Essai : CC1
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CO₂H₂ 0,75 M
 Anode: CO₂H₂ 0,75 M
 Pré-traitement : Aucun

Anode						Cathode	
V1	V2	V3	V4	V5			
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CUIVRE		
							Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1213	1,01	30,83	26,49	17,03	7,42	2600	0	100
C#2	1214	1,00	31,23	26,81	17,13	7,43	2900	1	100
C#3	1215	1,00	25,39	22,01	16,09	7,48	3500	1	100
43	1271	1,00	36,38	26,40	39,29	2,33	550	20	99
42	1270	1,00	49,56	35,76	39,70	2,61	960	n/d	n/d
41	1269	0,99	57,92	41,16	41,72	2,82	2800	n/d	n/d
40	1268	0,99	34,88	25,24	39,75	2,55	590	26	98
33	1267	0,99	43,99	31,58	40,57	3,23	660	96	94
32	1266	1,00	56,85	40,62	40,96	2,85	610	n/d	n/d
31	1265	1,00	66,81	49,62	35,36	3,04	820	n/d	n/d
30	1264	0,99	42,84	30,62	41,24	2,93	860	33	98
23	1263	0,99	39,24	31,25	26,40	3,49	2900	3800	65
22	1262	0,99	66,82	48,22	39,38	2,89	810	n/d	n/d
21	1261	0,99	52,26	41,82	25,57	4,29	5200	n/d	n/d
20	1260	0,98	42,18	31,08	36,88	3,27	850	530	77
13	1259	0,98	48,08	38,48	25,60	4,61	4400	4300	75
12	1258	0,99	60,98	44,99	36,34	3,45	5200	n/d	n/d
11	1257	0,98	57,77	46,00	26,14	4,25	3500	n/d	n/d
10	1256	0,99	29,72	22,61	32,89	3,57	1300	210	95

Conditions initiales : 16,75 7,44 3000 1 100

Conditions finales : 35,49 3,26 2000 1100 88

Pourcentage d'extraction (%Cu) : 33

Paramètre de transport (V*h/cm) : 850

Extraction de l'eau des pores (%Cu) : 81

Paramètre de solubilisation (kC/L) : 501,1

Désorption (%Cu) : 41

Tableau F.2 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cuivre total et dans l'eau des pores de l'essai CC1

Essai : CC1
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CO₂H₂ 0,75 M
 Anode: CO₂H₂ 0,75 M
 Pré-traitement : Aucun

Anode				Cathode			
V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	w %	pH sol unité pH	PLOMB			ZINC		
				Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1213	17,03	7,42	18000	0	100	1600	0	100
C#2	1214	17,13	7,43	15000	0	100	1400	0	100
C#3	1215	16,09	7,48	9700	0	100	1400	0	100
43	1271	39,29	2,33	730	6	100	600	3	100
42	1270	39,70	2,61	710	n/d	n/d	550	n/d	n/d
41	1269	41,72	2,82	790	n/d	n/d	560	n/d	n/d
40	1268	39,75	2,55	670	6	100	620	8	99
33	1267	40,57	3,23	740	31	98	530	17	99
32	1266	40,96	2,85	670	n/d	n/d	550	n/d	n/d
31	1265	35,36	3,04	1500	n/d	n/d	690	n/d	n/d
30	1264	41,24	2,93	870	11	99	570	10	99
23	1263	26,40	3,49	7700	2900	90	1400	270	95
22	1262	39,38	2,89	910	n/d	n/d	770	n/d	n/d
21	1261	25,57	4,29	17000	n/d	n/d	1300	n/d	n/d
20	1260	36,88	3,27	1500	150	96	690	56	97
13	1259	25,60	4,61	22000	9800	89	1400	270	95
12	1258	36,34	3,45	3400	n/d	n/d	970	n/d	n/d
11	1257	26,14	4,25	17000	n/d	n/d	1300	n/d	n/d
10	1256	32,89	3,57	4300	150	99	980	66	98

Conditions initiales : 16,75 7,44 14000 0 100 1500 0 100

Conditions finales : 35,49 3,26 5000 1600 96 840 87 98

Pourcentage d'extraction (%Pb) : 64

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 44

Extraction de l'eau des pores (%Pb) : 98

Extraction de l'eau des pores (%Zn) : 98

Désorption (%Pb) : 66

Désorption (%Zn) : 45

Tableau F.3 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC1

Essai : CC1
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE CUIVRE								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Cu % p/r initi % p/r final	
4300	960	590	610	860	810	850	5200	1300	140000		
0,1	n/d	26	n/d	33	n/d	530	n/d	210	2,6	Ident. ug de Cu % p/r initi % p/r final	
0,1	n/d	98	n/d	98	n/d	77	n/d	95	3,2		
Réservoir	110000	66000	68000	96000	91000	95000	580000	150000	Réservoir	Circu. cath. Dépot	
340	2,0	1,2	1,3	1,8	1,7	1,8	10,8	2,7	4700		
0,0	2,4	1,5	1,5	2,2	2,0	2,1	13,1	3,3	0,1	Circu. cath. Dépot	
0,0									0,1		
P.P									P.P	moy.mg/kg ug Cu total % p/r initi % p/r final	
140									8800		
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,2	Ident. ug de Cu % p/r initi % p/r final	
0,0	550	2800	660	820	2900	5200	4400	3500	0,2		
P.F	20	n/d	96	n/d	3800	n/d	4300	n/d	P.F.	Circu. cath. Dépot	
400	99	n/d	94	n/d	65	1300	75	n/d	4400		
0,0	62000	310000	74000	92000	320000	580000	490000	390000	0,1	Circu. cath. Dépot	
0,0	1,1	5,8	1,4	1,7	6,0	10,8	9,1	7,2	0,1		
	1,4	7,1	1,7	2,1	7,3	13,1	11,1	8,8	0,1	Circu. cath. Dépot	
									0,1		
Total	755	1695	635	840	1855	3025	4800	2400	Total	moy.mg/kg ug Cu total % p/r initi % p/r final	
5200	170000	380000	140000	190000	420000	680000	1100000	540000	810000		
0,1	3,1	7,0	2,6	3,5	7,7	12,5	19,9	9,9	14,9	moy.mg/kg ug Cu total % p/r initi % p/r final	
0,1	3,8	8,6	3,2	4,2	9,4	15,3	24,3	12,1	18,2		

Cu initial retracé (ug) : 5400000
 Cu final retracé (ug) : 4400000 % différence : 23

Tableau F.4 : Bilan de masse du cuivre pour l'essai CC1

Essai : CC1
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
2500	710	670	670	870	910	1500	3400	4300	1400000		
0,0	n/d	6	n/d	11	n/d	150	n/d	150	5,5	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0,0	n/d	100	n/d	99	n/d	96	n/d	99	5,1		
Réservoir	79000	75000	75000	97000	100000	170000	380000	480000	Réservoir	Circu. cath. Dépot	
42	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,7	1,5	1,9	53000		
0,0	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,6	1,4	1,8	0,2	Circu. cath. Dépot	
0,0									0,2		
P.P									P.P	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
540									120000		
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,5	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0,0	730	790	740	1500	7700	17000	22000	17000	0,4		
P.F	6	n/d	31	n/d	2900	n/d	9800	n/d	P.F.	Circu. cath. Dépot	
560	100	n/d	98	n/d	90	17000	89	n/d	110000		
0,0	82000	88000	83000	170000	860000	1900000	2500000	1900000	0,4	Circu. cath. Dépot	
0,0	0,3	0,3	0,3	0,7	3,4	7,5	9,7	7,5	0,4		
	0,3	0,3	0,3	0,6	3,1	6,9	9,0	6,9	0,4	Circu. cath. Dépot	
									0,4		
Total	720	730	705	1185	4305	9250	12700	10650	Total	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
3600	160000	160000	160000	270000	960000	2100000	2800000	2400000	18000000		
0,0	0,6	0,6	0,6	1,0	3,8	8,1	11,1	9,3	69,3	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
0,0	0,6	0,6	0,6	1,0	3,5	7,6	10,4	8,7	64,5		

Pb initial retracé (ug) : 26000000
 Pb final retracé (ug) : 27000000 % différence : 4

Tableau F.5 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC1

Essai : CC1
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE		LÉGENDE	
Anode 700 0,0 0,0	#42 550 n/d n/d	#40 620 8 99	#32 550 n/d n/d	#30 570 10 99	#22 770 n/d n/d	#20 690 56 97	#12 970 n/d n/d	#10 980 66 98	Cathode 10000 0,4 0,3	Réservoir 3500 0,1 0,1	P.P 460 0,0 0,0	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Réservoir 16 0,0 0,0	62000 2,3 2,2	69000 2,6 2,4	62000 2,3 2,2	64000 2,4 2,2	86000 3,2 3,0	77000 2,9 2,7	110000 4,1 3,8	110000 4,1 3,8	Réservoir 3500 0,1 0,1	P.P 460 0,0 0,0	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final		
P.F 50 0,0 0,0	3 100 67000 2,5 2,3	n/d 560 63000 2,4 2,2	17 99 59000 2,2 2,1	n/d 99 77000 2,9 2,7	270 95 160000 5,9 5,5	n/d 95 150000 5,5 5,1	270 95 160000 5,9 5,5	n/d 95 150000 5,5 5,1	P.F. 2400 0,1 0,1	Dépot 24000 0,9 0,8	Circu cath. 1300000 48,8 45,5	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Total 900 0,0 0,0	575,0 130000 4,8 4,5	590,0 130000 5,0 4,6	540,0 120000 4,5 4,2	630,0 140000 5,3 4,9	1085,0 240000 9,1 8,5	995,0 220000 8,4 7,8	1185,0 270000 10,0 9,3	1140,0 260000 9,6 8,9	Total 40000 1,5 1,4	Total 40000 1,5 1,4	moymg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final		

Zn initial retracé (ug): 2700000
 Zn final retracé (ug): 2900000 % différence : 7

Tableau F.6 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC1

Essai : CC1

Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 66,77Volume (cm³) : 1102

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I1 (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge KC	Energie (W*h)	T (V/Vcm)
94-05-03 14:30	0,0	0,14	0,20	0,00	0,00	0,00	0,15	-0,18	0,48	0,82	0,01	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-05-03 14:30	0,0	0,63	1,57	10,89	16,70	18,34	11,23	1,44	1,37	82,70	4,08	82,3	3312	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-05-03 14:45	0,3	0,80	1,77	8,39	16,01	16,59	7,79	2,20	1,55	54,40	3,48	124,5	1869	n/d	n/a	0,09	1,51	0,95
94-05-03 15:00	0,5	0,83	1,68	5,97	12,20	12,33	5,20	2,26	1,77	41,90	2,53	125,0	1351	n/d	n/a	0,21	3,02	1,70
94-05-03 17:30	3,0	0,81	1,43	3,78	9,97	10,17	4,47	1,21	1,92	33,90	2,03	125,3	1081	n/d	n/a	1,33	14,87	7,39
94-05-03 20:30	6,0	0,81	1,37	3,07	8,88	8,85	4,20	1,06	1,77	30,20	1,79	124,6	957	n/d	n/a	2,68	26,89	13,11
94-05-03 21:45	7,3	0,79	1,42	2,83	8,43	8,59	4,19	1,04	1,74	29,20	1,72	124,5	921	2,28	270	3,24	31,51	15,30
94-05-04 09:00	18,5	0,80	1,77	1,89	6,35	7,31	4,09	1,07	1,64	25,00	1,40	127,6	734	2,54	425	8,35	69,84	32,85
94-05-04 21:15	30,8	0,81	2,11	1,36	4,33	6,63	4,18	1,13	1,55	22,30	1,18	123,3	638	2,59	510	13,88	106,28	48,66
94-05-05 09:15	42,8	0,76	2,53	1,40	3,02	6,36	4,33	1,20	1,58	21,40	1,08	125,3	575	2,58	500	19,25	138,88	62,21
94-05-05 21:00	54,5	0,72	2,70	1,24	2,08	5,57	4,48	1,28	1,51	19,80	0,98	125,4	508	2,53	515	24,55	169,22	74,16
94-05-06 09:00	68,5	0,73	2,68	1,52	1,87	4,52	4,46	1,34	1,54	18,60	0,87	124,2	467	2,55	500	29,94	197,97	85,11
94-05-06 22:00	79,5	0,75	2,83	1,84	1,40	3,46	4,28	1,33	1,50	17,30	0,79	124,4	421	2,54	585	35,76	228,98	95,86
94-05-06 22:00	79,5	0,84	5,41	3,45	2,81	6,89	8,54	2,58	1,73	32,50	1,55	250,1	414	n/d	n/a	35,78	226,98	95,86
94-05-07 10:45	92,3	0,83	5,05	4,75	1,57	4,38	6,76	2,65	0,95	27,20	1,25	250,5	332	2,75	525	47,25	322,24	113,69
94-05-07 21:30	103,0	0,84	4,65	5,44	1,58	3,29	6,00	2,03	1,51	25,50	1,17	250,5	311	2,85	455	56,94	393,20	128,65
94-05-08 10:15	115,8	0,83	3,90	6,30	1,62	2,56	5,21	1,91	1,51	24,00	1,12	250,7	288	2,78	395	68,45	472,27	141,23
94-05-08 20:45	126,3	0,85	3,07	6,43	1,56	2,35	4,58	2,01	1,59	22,50	1,07	248,7	286	2,93	405	77,88	533,23	152,70
94-05-09 09:30	139,0	0,85	3,98	7,27	1,93	1,84	3,82	1,71	1,52	22,90	1,05	250,8	279	2,82	485	89,35	605,52	166,17
94-05-09 21:45	151,3	0,86	3,84	7,67	2,05	1,89	3,27	1,84	1,50	22,70	1,05	253,0	277	2,91	500	100,46	675,87	179,01
94-05-10 09:15	162,8	0,86	3,51	7,90	2,23	1,64	2,87	1,65	1,48	22,30	1,05	249,0	280	2,88	455	110,85	740,82	191,05
94-05-10 21:00	174,5	0,86	3,28	8,19	2,40	1,61	2,70	1,60	1,47	22,20	1,08	249,0	285	2,84	480	121,38	805,92	203,45
94-05-11 09:30	187,0	0,86	3,08	8,37	2,67	1,77	2,44	1,47	1,44	22,30	1,09	249,0	292	2,80	515	132,59	875,17	216,91
94-05-11 20:30	198,0	0,87	3,00	8,50	3,00	2,03	2,19	1,61	1,16	22,50	1,12	251,1	289	2,89	450	142,49	936,78	228,07
94-05-12 10:00	211,5	0,87	2,88	8,51	3,68	2,05	2,10	1,49	1,16	22,90	1,17	252,1	309	2,86	585	154,72	1013,88	244,53
94-05-12 21:45	223,3	0,88	2,65	8,48	4,07	2,04	2,08	1,23	1,15	22,70	1,19	251,3	316	2,88	475	165,38	1081,32	256,38
94-05-13 11:00	236,5	0,88	2,54	8,30	4,41	2,09	2,05	1,33	1,10	22,80	1,20	251,7	319	3,08	510	177,38	1157,13	274,23
94-05-13 21:15	248,8	0,88	2,36	8,27	4,72	2,18	2,04	1,20	1,12	22,90	1,23	251,2	326	2,86	430	186,64	1216,02	286,69
94-05-14 09:00	258,5	0,88	2,15	8,14	5,19	2,21	2,05	1,11	1,09	22,90	1,28	251,3	334	2,91	470	197,26	1283,82	301,28
94-05-14 17:15	266,8	0,88	2,01	8,06	5,36	2,16	2,09	1,02	1,07	22,70	1,28	251,3	335	2,90	347	204,73	1330,89	311,87
94-05-15 09:15	282,8	0,88	1,80	8,02	5,84	2,18	2,19	0,94	1,26	23,30	1,30	251,0	348	3,00	565	219,19	1423,32	332,18
94-05-15 20:30	284,0	0,88	1,68	8,09	5,85	2,30	2,21	0,97	0,85	23,00	1,32	251,5	350	3,09	450	229,37	1488,75	348,93
94-05-16 09:30	307,0	0,86	1,50	8,00	6,11	2,47	2,24	0,82	1,00	23,40	1,34	252,4	356	3,01	525	241,16	1584,74	364,23
94-05-16 21:30	319,0	0,86	1,61	7,97	6,22	2,53	2,27	1,10	1,06	23,80	1,36	251,9	360	3,09	480	252,05	1638,15	380,43
94-05-17 12:15	333,8	0,87	1,53	7,98	6,37	2,69	2,28	1,13	1,10	24,10	1,38	252,0	365	3,04	585	265,43	1725,15	400,59

Tableau F.7 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC1

Essai : CC1

Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 66,77Volume (cm³) : 1102

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/L (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-05-17 21:30	343,0	0,86	1,36	7,81	6,39	2,81	2,30	1,09	1,11	23,90	1,38	251,4	368	2,95	365	273,81	1781,03	413,34
94-05-18 16:15	361,6	0,87	1,07	7,51	6,68	3,08	2,37	1,04	0,97	23,70	1,40	252,3	371	3,15	520	290,81	1893,42	439,40
94-05-19 08:15	377,6	0,88	0,95	7,07	6,71	3,40	2,44	1,14	1,08	23,90	1,40	251,9	371	3,07	665	305,34	1889,42	461,81
94-05-19 21:00	390,5	0,90	0,97	7,32	6,58	3,58	2,44	1,34	1,10	24,40	1,42	251,4	378	3,08	510	316,89	2066,91	479,81
94-05-20 11:30	405,0	0,91	0,98	6,81	6,84	3,83	2,48	1,19	1,10	24,40	1,43	251,6	378	3,01	580	330,01	2155,89	500,45
94-05-20 21:45	415,3	0,95	0,97	7,09	6,91	3,99	2,51	1,45	1,21	25,30	1,46	251,3	389	3,05	405	339,28	2219,93	515,26
94-05-21 11:30	429,0	1,13	0,91	7,23	6,79	4,36	2,63	1,36	1,16	25,80	1,50	251,0	399	2,93	530	351,73	2308,17	535,64
94-05-21 22:15	439,8	1,31	1,84	6,61	6,64	4,35	2,68	1,53	1,21	26,10	1,45	251,4	385	2,84	415	361,45	2376,24	551,50
94-05-22 11:30	453,0	1,37	1,02	7,37	6,51	4,55	2,70	1,68	1,21	26,60	1,51	251,1	401	2,76	480	373,43	2465,98	571,09
94-05-22 20:30	462,0	1,43	0,97	7,31	6,48	4,69	2,76	1,78	1,23	26,80	1,52	255,0	397	2,71	355	381,63	2526,77	584,71
94-05-23 10:45	476,3	1,49	0,87	7,04	6,62	4,93	2,88	1,49	1,14	26,60	1,53	255,0	402	2,59	570	394,71	2623,79	606,45
94-05-23 21:30	487,0	1,54	0,86	6,95	6,41	5,11	2,93	1,84	1,24	27,00	1,53	253,2	403	2,88	395	404,55	2697,00	622,91
94-05-24 09:15	498,8	1,62	0,87	6,82	6,38	5,12	2,92	1,84	1,24	27,00	1,52	253,2	400	2,80	400	415,28	2777,32	640,80
94-05-24 22:00	511,5	1,80	0,85	6,52	6,38	5,27	2,99	1,99	1,26	27,30	1,51	252,4	400	2,85	485	428,88	2884,83	660,11
94-05-25 09:45	523,3	2,70	0,81	6,47	6,34	5,38	3,07	2,04	1,28	28,30	1,52	253,3	400	2,81	440	437,55	2947,43	677,91
94-05-25 22:00	535,5	3,23	0,78	5,95	6,43	5,44	3,17	2,07	1,29	28,60	1,50	253,1	396	2,77	500	448,72	3035,87	696,27
94-05-26 10:30	549,0	3,72	0,77	5,84	6,40	5,52	3,25	1,97	1,23	28,90	1,50	253,3	396	2,71	490	460,11	3126,87	715,03
94-05-26 20:15	557,8	4,49	0,75	5,84	6,41	5,63	3,33	2,00	1,34	30,00	1,52	253,7	399	2,75	400	469,01	3189,45	729,80
94-05-27 07:00	569,5	6,91	0,61	4,68	6,29	5,76	3,47	2,26	1,36	31,60	1,44	252,8	381	2,70	415	478,81	3283,31	745,31
94-05-27 22:15	583,8	13,68	0,66	5,04	5,85	5,47	3,44	1,95	1,27	37,40	1,41	250,0	378	2,63	675	492,62	3415,57	768,88
94-05-28 11:30	597,0	14,47	0,70	5,46	6,07	5,55	3,41	1,87	1,25	39,30	1,46	249,2	392	2,69	535	504,52	3542,40	786,27
94-05-28 20:30	608,0	11,98	0,70	5,94	6,36	5,86	3,51	2,14	1,32	37,40	1,53	249,9	410	2,71	350	512,61	3628,54	800,08
94-05-29 10:45	620,3	10,60	0,47	4,25	5,58	5,54	3,66	2,63	1,44	34,50	1,37	251,8	364	2,32	505	525,48	3757,04	819,65
94-05-29 20:30	630,0	62,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,22	-0,24	0,73	63,00	0,02	1,0	1486	2,34	450	529,91	3817,13	819,87
94-05-30 09:35	643,1	17,10	0,55	3,49	4,69	5,48	3,71	2,31	1,29	38,80	1,24	251,5	329	2,51	710	535,86	3901,21	836,11
94-05-30 20:30	654,0	18,40	0,78	3,44	4,84	5,30	3,63	2,54	1,24	40,20	1,23	250,3	326	2,56	600	545,72	4009,40	849,53
94-05-31 10:30	666,0	62,00	0,03	0,00	0,00	0,09	0,13	-0,14	0,74	63,00	0,02	0,7	1418	2,22	715	552,05	4100,08	849,75

Tableau F.8 : Suite du tableau F.7 ; Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC1

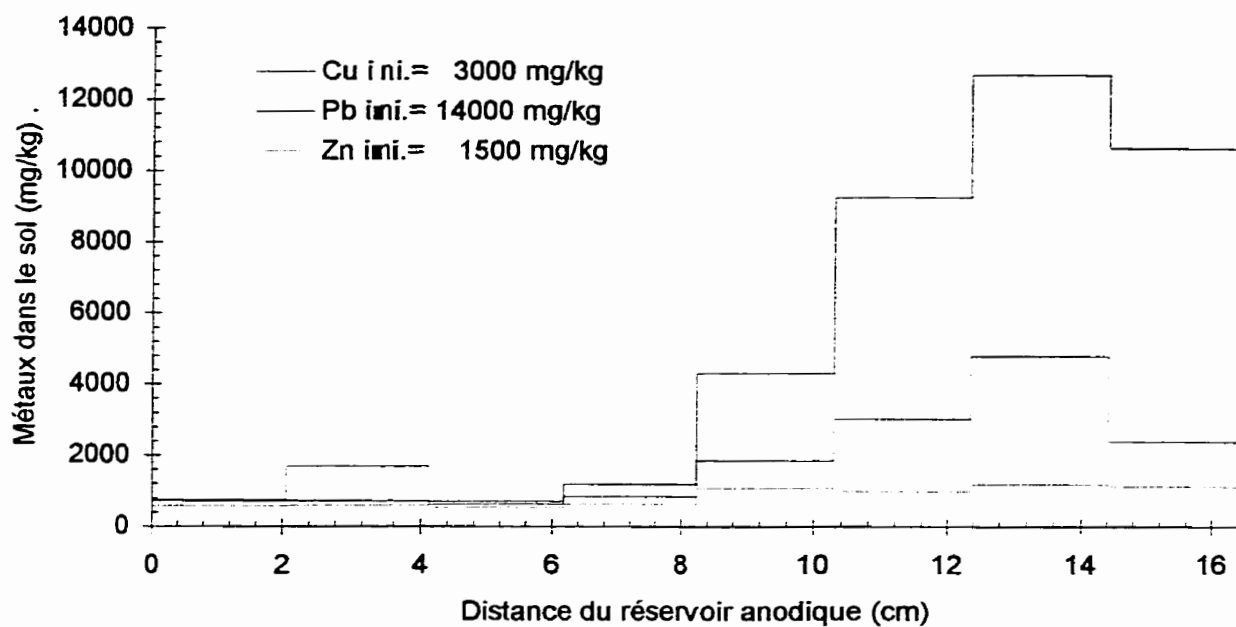


Figure F.1 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC1

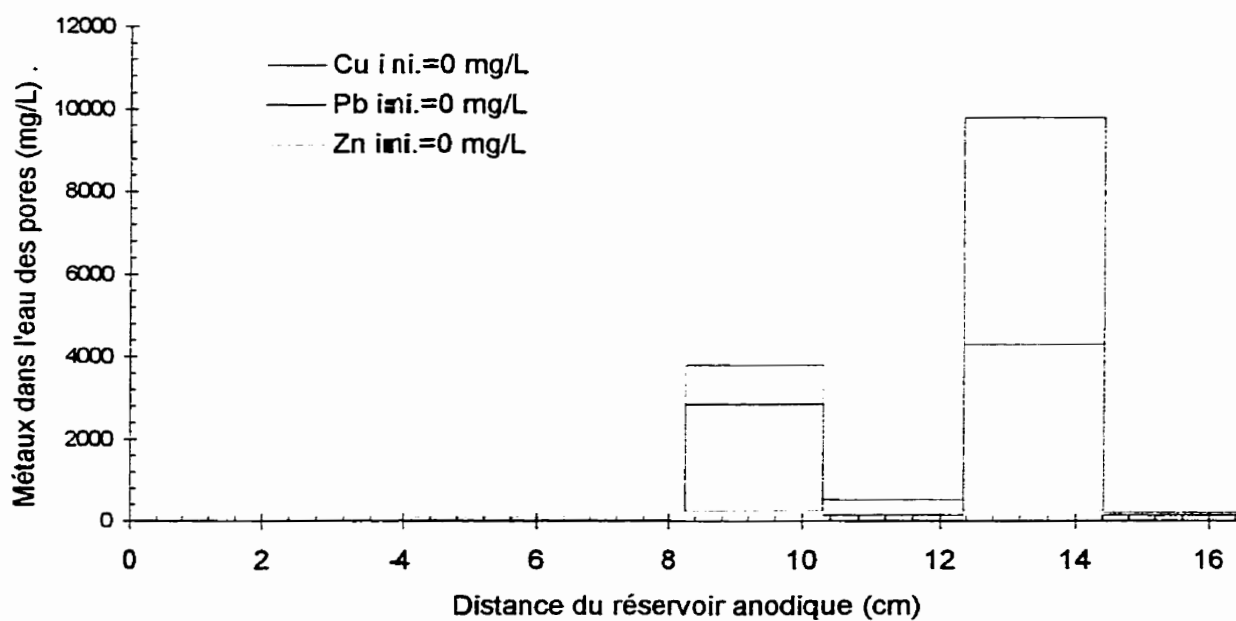


Figure F.2 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC1

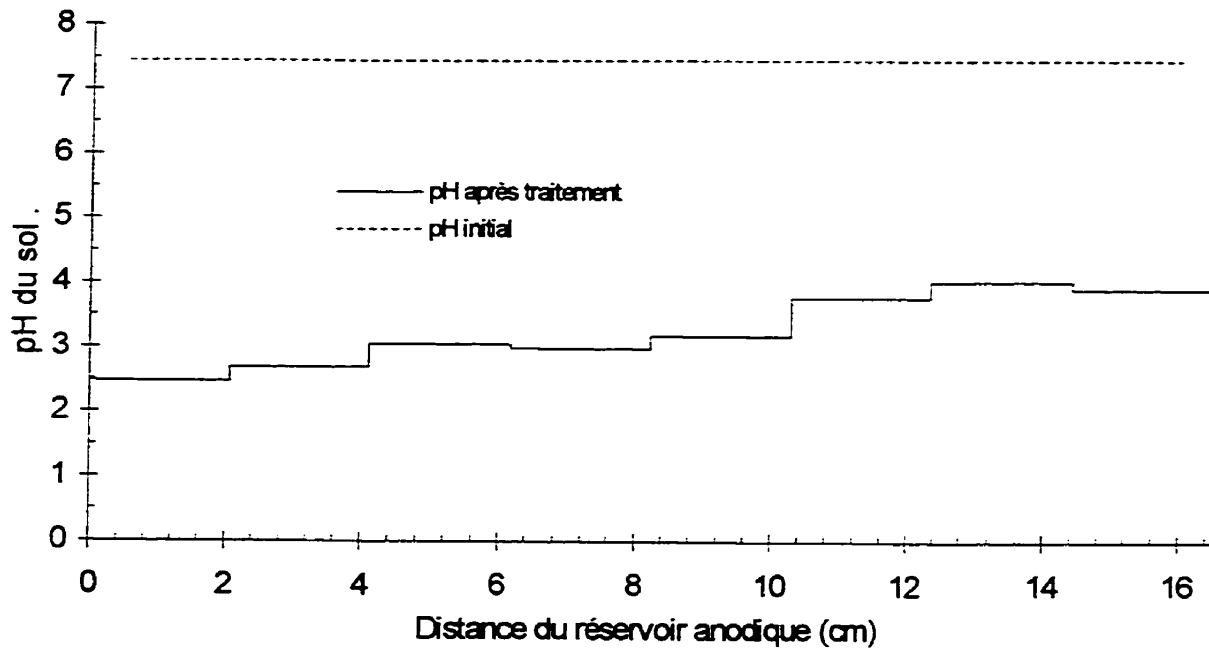


Figure F.3 : Profils de pH du sol pour l'essai CC1

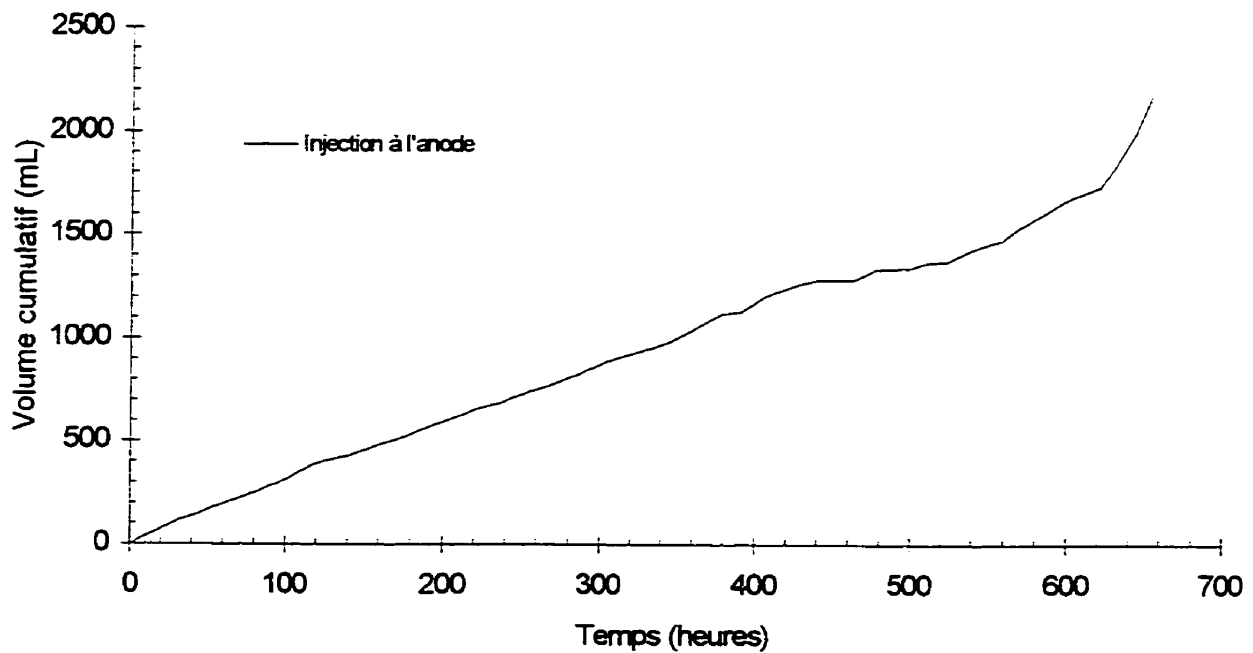


Figure F.4 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC1

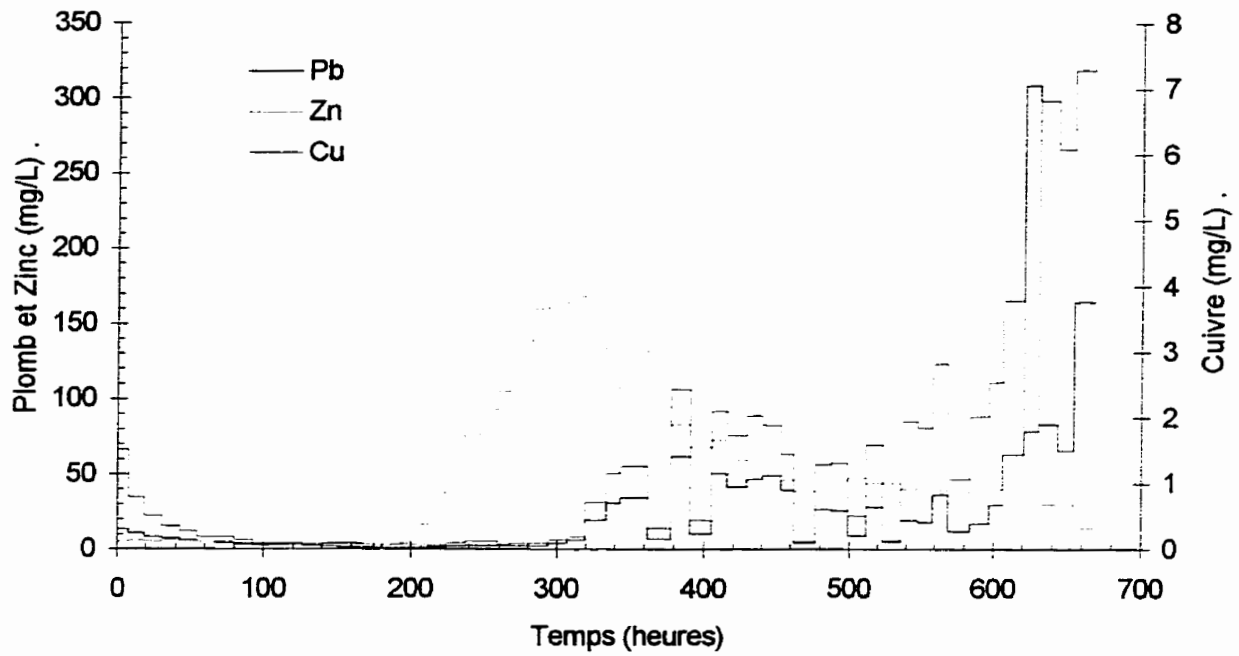


Figure F.5 : Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC1

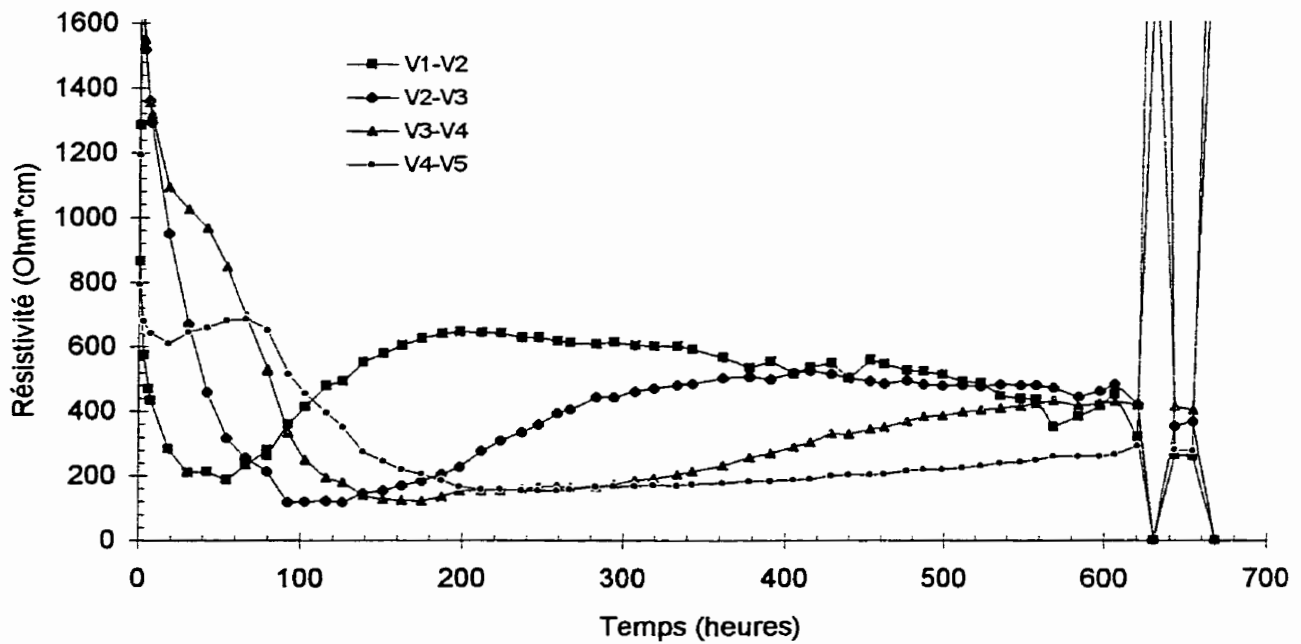


Figure F.6 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC1

Essai : CC2
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CO₂H₂ 0,75 M
 Anode: CO₂H₂ 0,75 M
 Pré-traitement : 2,8 moles H⁺/L A.F.

Anode				Cathode			
V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CUIVRE		
							Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1216	1,01	27,13	23,79	14,66	4,69	2300	1000	94
C#2	1217	1,01	20,92	18,38	14,62	4,69	4000	5000	82
C#3	1218	1,00	28,47	25,11	13,94	4,71	2300	3500	79
43	1234	1,00	52,15	38,74	35,53	2,68	910	100	96
42	1233	1,00	57,30	43,52	32,41	2,58	810	n/d	n/d
41	1232	0,98	64,72	47,51	36,99	3,03	820	n/d	n/d
40	1231	1,00	57,40	43,16	33,78	2,94	960	110	96
33	1230	0,97	55,29	40,82	36,31	3,26	1100	230	92
32	1229	0,98	52,92	39,37	35,30	3,36	1200	n/d	n/d
31	1228	0,98	59,48	43,94	36,17	3,31	1000	n/d	n/d
30	1227	0,99	38,63	28,74	35,64	3,25	1000	220	92
23	1226	0,98	51,01	37,74	36,10	3,30	1500	260	94
22	1225	0,97	55,58	40,95	36,59	3,30	980	n/d	n/d
21	1224	0,98	50,37	37,55	35,06	3,42	820	n/d	n/d
20	1223	0,97	49,49	36,64	36,02	3,40	1300	320	91
13	1222	0,97	57,83	43,65	33,22	3,67	2200	1100	83
12	1221	0,98	61,65	45,55	36,12	3,50	1000	n/d	n/d
11	1220	1,00	50,48	40,44	25,46	3,51	1300	n/d	n/d
10	1219	0,97	53,64	37,39	44,62	3,68	2200	550	89

Conditions initiales : 14,41 4,70 2900 3200 84
 Conditions finales : 35,33 3,26 1200 360 89

Paramètre de transport (V*h/cm) : 486
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 227,5
 Pourcentage d'extraction (%Cu) : 59
 Extraction de l'eau des pores (%Cu) : 93
 Désorption (%Cu) : 56

Tableau F.9 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cuivre total et dans l'eau des pores de l'essai CC2

Essai : CC2
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CO₂H₂ 0,75 M
 Anode: CO₂H₂ 0,75 M
 Pré-traitement : 2,8 moles H⁺/L A.F.

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	w %	pH sol unité pH	PLOMB			ZINC		
				Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1216	14,66	4,69	20000	11000	92	1400	2900	70
C#2	1217	14,62	4,69	8900	11000	82	1500	2600	75
C#3	1218	13,94	4,71	8200	11000	81	1600	2500	78
43	1234	35,53	2,68	700	15	99	480	2	100
42	1233	32,41	2,58	730	n/d	n/d	570	n/d	n/d
41	1232	36,99	3,03	1100	n/d	n/d	570	n/d	n/d
40	1231	33,78	2,94	810	7	100	550	1	100
33	1230	36,31	3,26	1100	24	99	620	20	99
32	1229	35,30	3,36	1000	n/d	n/d	670	n/d	n/d
31	1228	36,17	3,31	1100	n/d	n/d	690	n/d	n/d
30	1227	35,64	3,25	960	25	99	680	22	99
23	1226	36,10	3,30	1300	68	98	730	33	98
22	1225	36,59	3,30	1100	n/d	n/d	660	n/d	n/d
21	1224	35,06	3,42	1800	n/d	n/d	760	n/d	n/d
20	1223	36,02	3,40	1300	74	98	680	34	98
13	1222	33,22	3,67	5200	1000	94	880	150	94
12	1221	36,12	3,50	1700	n/d	n/d	890	n/d	n/d
11	1220	25,46	3,51	1900	n/d	n/d	710	n/d	n/d
10	1219	44,62	3,68	5000	150	99	930	52	98

Conditions initiales :	14,41	4,70	12000	11000	87	1500	2700	74	
Conditions finales :	35,33	3,26	1700	170	96	690	39	98	
Pourcentage d'extraction (%Pb) :	86			Pourcentage d'extraction (%Zn) :			54		
Extraction de l'eau des pores (%Pb) :	99			Extraction de l'eau des pores (%Zn) :			98		
Désorption (%Pb) :	84			Désorption (%Zn) :			39		

Tableau F.10 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC2

Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

ANODE										BILAN POUR LE CUIVRE										CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.													
380	810	960	1200	1000	980	1300	1000	2200	450000	mg/kg sol													
0,0	n/d	110	n/d	220	n/d	320	n/d	550	8,8	mg/L eau													
0,0	n/d	96	n/d	92	n/d	91	n/d	89	9,6	% sorbé													
Réservoir	91000	110000	130000	110000	110000	150000	110000	250000	Réservoir	ug de Cu													
730	1,8	2,1	2,6	2,2	2,2	2,9	2,2	4,8	730	% p/r initi													
0,0	2,0	2,3	2,9	2,4	2,4	3,1	2,4	5,3	0,0	% p/r final													
0,0									0,0														
P.P									P.P	Ident.													
2									160	ug de Cu													
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	% p/r initi													
0,0	910	820	1100	1000	1500	820	2200	1300	0,0	% p/r final													
P.F	100	n/d	230	n/d	260	n/d	1100	n/d	P.F.														
910	96	n/d	92	n/d	94	760	83	n/d	1400														
0,0	100000	92000	120000	110000	170000	92000	250000	150000	0,0														
0,0	2,0	1,8	2,4	2,2	3,3	1,8	4,8	2,9	0,0														
	2,2	2,0	2,7	2,4	3,6	2,0	5,3	3,1	0,0														
									Circu. cath.														
									Dépôt														
									2000000	65000													
									39,1	1,3													
									42,9	1,4													
Total	860	890	1150	1000	1240	1060	1600	1750	Total	moy.mg/kg													
2000	190000	200000	260000	220000	280000	240000	360000	390000	2500000	ug Cu total													
0,0	3,8	3,9	5,1	4,4	5,5	4,7	7,0	7,7	48,0	% p/r initi													
0,0	4,1	4,3	5,5	4,8	6,0	5,1	7,7	8,4	52,5	% p/r final													

Cu initial retracé (ug) : 5100000
 Cu final retracé (ug) : 4700000 % différence : 9

Tableau F.11 : Bilan de masse du cuivre pour l'essai CC2

Essai : CC2
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

ANODE										BILAN POUR LE PLOMB										CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.													
9600	730	810	1000	960	1100	1300	1700	5000	4100000	mg/kg sol													
0,0	n/d	7	n/d	25	n/d	74	n/d	150	18,4	mg/L eau													
0,0	n/d	100	n/d	99	n/d	98	n/d	99	20,6	% sorbé													
Réservoir	82000	91000	110000	110000	120000	150000	190000	560000	Réservoir	ug de Pb													
280	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	0,9	2,5	21000	% p/r initi													
0,0	0,4	0,5	0,6	0,5	0,6	0,7	1,0	2,8	0,1	% p/r final													
0,0									0,1														
P.P									P.P	Ident.													
110	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	930	ug de Pb													
0,0	700	1100	1100	1100	1300	1800	5200	1900	0,0	% p/r initi													
0,0	700	1100	1100	1100	1300	1800	5200	1900	0,0	% p/r final													
P.F	15	n/d	24	n/d	68	n/d	1000	n/d	P.F.														
3500	99	n/d	99	n/d	98	1800	94	n/d	8400														
0,0	79000	120000	120000	120000	150000	200000	580000	210000	0,0														
0,0	0,4	0,6	0,6	0,6	0,7	0,9	2,6	1,0	0,0														
	0,4	0,6	0,6	0,6	0,7	1,0	2,9	1,1	0,0														
									Circu. cath.														
									Dépôt														
									790000	790000													
									12000000	3,6													
									54,0	4,0													
									60,1														
Total	715	955	1050	1030	1200	1550	3450	3450	Total	moy.mg/kg													
13000	160000	210000	240000	230000	270000	350000	780000	780000	16000000	ug Pb total													
0,1	0,7	1,0	1,1	1,0	1,2	1,6	3,5	3,5	72,5	% p/r initi													
0,1	0,8	1,1	1,2	1,2	1,4	1,7	3,9	3,9	80,9	% p/r final													

Pb initial retracé (ug) : 22000000
 Pb final retracé (ug) : 20000000 % différence : 10

Tableau F.12 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC2

Essai : CC2
 Sol : #1a
 Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
250	570	550	670	680	660	680	890	930	1700		
0,0	n/d	1	n/d	22	n/d	34	n/d	52	0,1		
0,0	n/d	100	n/d	99	n/d	98	n/d	98	0,1	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Réservoir	64000	62000	75000	76000	74000	76000	100000	100000	Réservoir		
0	2,4	2,3	2,8	2,8	2,8	2,8	3,7	3,9	5500		
0,0	2,3	2,2	2,7	2,7	2,6	2,7	3,5	3,7	0,2	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0,0									0,2		
P.P									P.P		
31									120	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	480	570	620	690	730	760	880	710	0,0		
P.F	2	n/d	20	n/d	33	n/d	150	n/d	P.F.	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
850	100	n/d	99	n/d	98	n/d	94	n/d	1300		
0,0	54000	64000	70000	78000	82000	85000	99000	80000	0,0		
0,0	2,0	2,4	2,6	2,9	3,0	3,2	3,7	3,0	0,0	Circu cath Dépot	
	1,9	2,3	2,5	2,7	2,9	3,0	3,5	2,8	1600000		
									8200		
Total	525,0	560,0	645,0	685,0	695,0	720,0	885,0	820,0	Total	moymg/kg ug Zn total % p/r inti % p/r final	
1100	120000	130000	150000	150000	160000	160000	200000	180000	17000		
0,0	4,4	4,7	5,4	5,7	5,8	6,0	7,4	6,8	0,6		
0,0	4,2	4,5	5,1	5,5	5,5	5,7	7,0	6,5	0,6		

Zn initial retracé (ug): 2700000
 Zn final retracé (ug): 2800000 % différence : 4

Tableau F.13 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC2

Essai : CC2

Dates : 1994-05-03 au 1994-05-31

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm2) : 78,75

Volume (cm3) : 1299

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge KC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-05-04 12:30	0,0	-0,76	0,11	-0,13	-0,19	0,32	0,00	-0,16	0,28	-0,58	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-05-04 12:30	0,0	0,18	1,95	0,78	1,13	1,51	1,04	1,72	1,58	9,91	0,32	125,0	201	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-05-04 15:30	3,0	1,13	2,28	0,92	0,86	0,91	1,06	1,06	1,78	10,11	0,27	125,0	169	n/d	n/a	1,35	3,75	0,88
94-05-04 21:15	6,7	1,06	2,76	0,88	0,86	0,81	1,06	0,83	1,48	9,84	0,26	124,9	163	2,51	375	3,94	10,92	2,39
94-05-05 09:15	20,7	0,99	3,26	0,94	0,88	0,83	0,98	0,56	1,38	9,93	0,26	125,2	183	2,7	605	9,34	25,75	5,49
94-05-05 14:00	25,5	0,86	3,52	0,88	0,90	0,85	0,99	0,49	1,34	9,89	0,26	125,4	182	n/d	n/a	11,48	31,68	6,72
94-05-05 21:00	32,5	0,89	3,43	1,20	0,88	0,83	0,97	0,43	1,25	10,04	0,28	125,7	174	2,83	545	14,65	40,48	8,60
94-05-06 09:00	44,5	0,97	3,30	1,62	0,87	0,86	0,97	0,40	1,21	10,31	0,31	125,8	193	2,95	580	20,08	55,84	12,11
94-05-06 22:00	57,5	0,97	3,16	1,92	0,85	0,84	0,90	0,32	1,19	10,25	0,32	125,1	203	3	550	25,95	72,60	16,21
94-05-06 22:00	57,5	1,20	6,12	3,64	1,74	1,71	1,88	0,95	1,35	16,74	0,84	250,2	202	n/d	n/a	25,95	72,60	16,21
94-05-07 10:45	70,2	1,09	5,55	4,55	1,55	1,50	1,78	0,80	1,26	16,30	0,87	250,0	211	3,19	565	37,43	131,66	24,57
94-05-07 21:30	81,0	1,05	5,41	5,43	1,64	1,44	1,70	0,72	1,21	18,80	0,73	249,5	230	3,28	460	47,09	181,48	32,09
94-05-08 10:15	93,8	1,09	5,12	6,81	2,14	1,64	1,70	0,75	1,18	20,60	0,88	251,7	275	3,33	460	58,60	244,41	42,34
94-05-08 20:45	104,3	1,08	4,65	7,47	2,41	1,78	1,74	0,80	1,12	23,70	0,98	254,4	286	3,33	430	68,16	303,28	51,97
94-05-09 10:00	117,5	1,01	5,35	6,00	2,50	1,84	1,84	0,89	1,13	23,00	1,01	250,8	318	3,36	540	80,21	381,41	65,02
94-05-09 21:45	129,2	0,99	5,16	9,01	3,47	2,04	1,88	1,05	1,12	25,20	1,18	249,5	372	3,27	580	80,79	452,25	77,89
94-05-10 09:30	141,0	0,98	5,14	9,55	4,43	2,30	2,21	1,23	1,13	27,40	1,32	250,1	416	3,21	570	101,38	528,44	92,58
94-05-10 21:00	152,5	0,97	4,89	9,97	5,37	2,81	2,44	1,38	1,12	29,30	1,46	247,5	463	3,12	620	111,68	610,56	108,55
94-05-11 09:15	164,7	0,98	4,98	10,30	5,96	2,89	2,68	1,51	1,11	30,90	1,56	250,8	490	3,06	580	122,65	702,42	127,02
94-05-11 20:15	175,7	0,97	4,77	10,52	6,63	3,22	2,97	1,59	1,49	32,30	1,87	249,9	525	3,01	545	132,58	789,45	144,78
94-05-12 09:45	189,2	0,97	4,60	10,60	7,31	3,70	3,26	1,62	1,17	33,70	1,78	250,6	558	2,97	655	144,72	900,93	168,01
94-05-12 21:45	201,2	0,98	4,51	10,42	7,29	3,93	3,32	1,69	1,16	33,70	1,78	249,9	582	2,93	520	155,53	1002,13	189,36
94-05-13 10:45	214,2	0,97	4,15	10,33	7,83	4,37	3,76	1,83	1,16	35,00	1,88	249,6	592	2,94	650	167,22	1113,88	213,16
94-05-13 21:30	225,0	0,98	3,50	10,23	8,35	4,86	4,07	1,95	1,20	35,60	1,97	248,6	622	2,88	605	176,86	1208,19	233,81
94-05-14 08:45	238,3	0,98	3,58	10,18	8,61	5,23	4,32	2,03	1,20	36,60	2,02	250,8	638	2,84	565	186,97	1309,60	258,25
94-05-14 17:30	245,0	1,00	2,98	10,05	8,77	5,66	4,50	2,12	1,23	36,50	2,07	250,6	650	2,82	435	209,32	1537,67	274,17
94-05-15 09:30	261,0	0,97	2,63	9,88	9,01	6,12	4,84	2,10	1,17	36,90	2,12	250,7	665	2,8	682	223,75	1684,85	307,87
94-05-15 20:45	272,3	0,97	2,46	10,00	9,02	6,49	5,10	2,40	1,27	38,10	2,19	250,8	687	2,85	505	233,91	1790,64	331,98
94-05-16 10:45	286,2	0,98	2,01	10,05	9,40	6,79	5,43	2,49	1,28	39,00	2,26	252,1	707	2,74	645	246,58	1926,34	363,02
94-05-16 22:00	297,5	0,97	1,95	9,53	9,61	7,35	5,85	2,58	1,28	39,30	2,30	251,6	719	2,72	565	258,78	2037,27	388,66
94-05-17 12:00	311,5	0,97	2,07	8,14	9,74	8,00	6,14	2,73	1,25	39,60	2,29	252,0	715	2,70	700	269,47	2176,34	420,74
94-05-17 21:45	321,2	0,98	2,00	7,75	9,50	8,09	6,31	2,69	1,25	39,20	2,26	251,4	708	2,68	470	278,31	2273,03	442,81
94-05-18 16:00	339,5	0,98	2,00	7,08	9,39	8,44	6,91	2,67	1,21	39,30	2,27	252,6	709	2,82	645	294,88	2453,54	484,28
94-05-18 16:45	340,2	0,97	2,01	7,12	9,43	8,52	6,99	2,89	1,22	39,70	2,28	252,6	714	n/d	n/d	295,55	2461,02	485,99
94-05-18 16:45	340,2	0,58	0,00	0,24	0,00	-0,15	0,25	0,00	0,73	1,71	0,02	n/a	n/d	2,61	n/d	n/a	n/a	n/a

Tableau F. 14 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC2

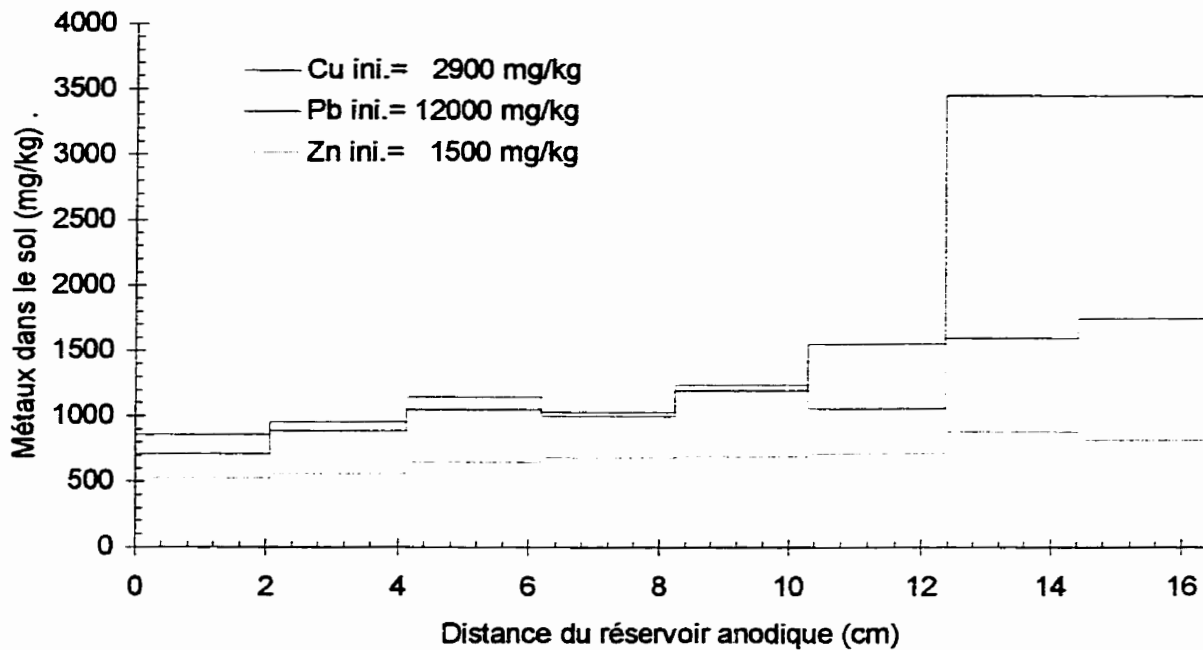


Figure F.7 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC2

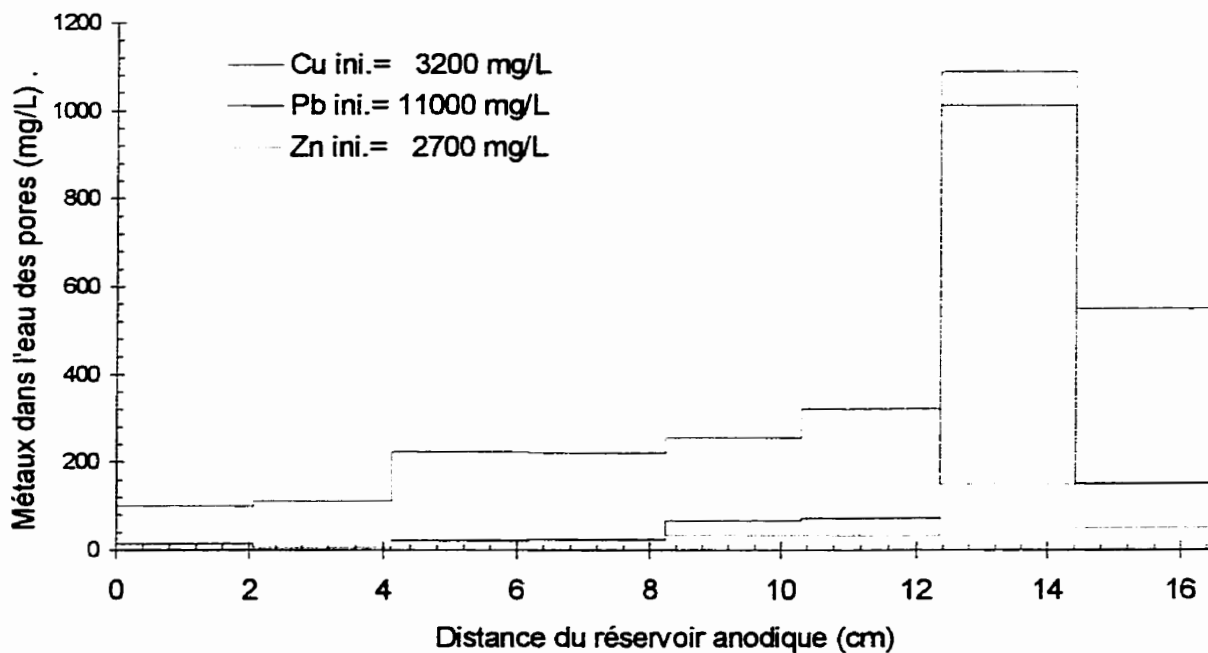


Figure F.8 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC2

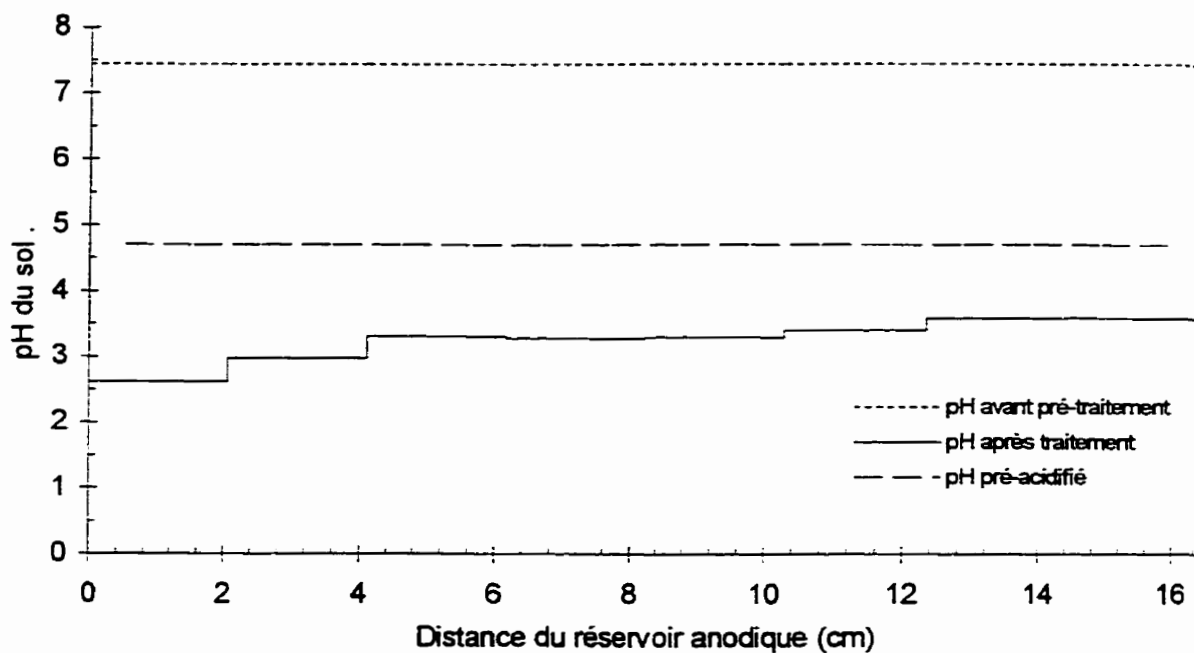


Figure F.9 : Profils de pH du sol pour l'essai CC2

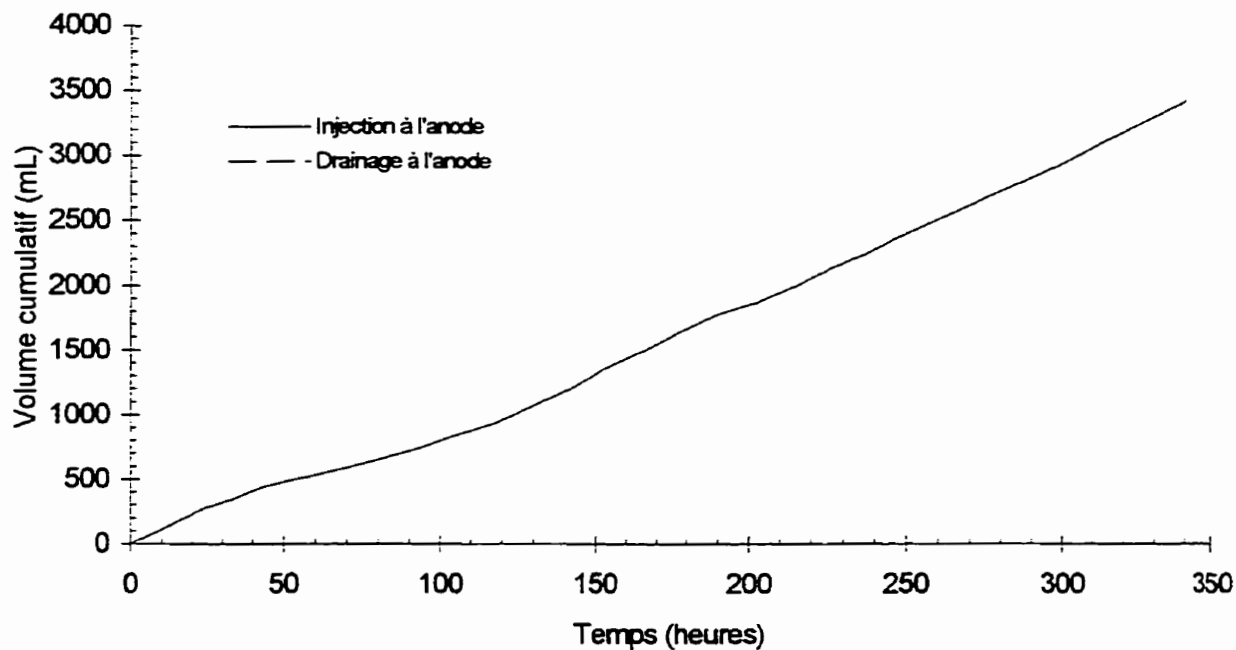


Figure F.10 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC2

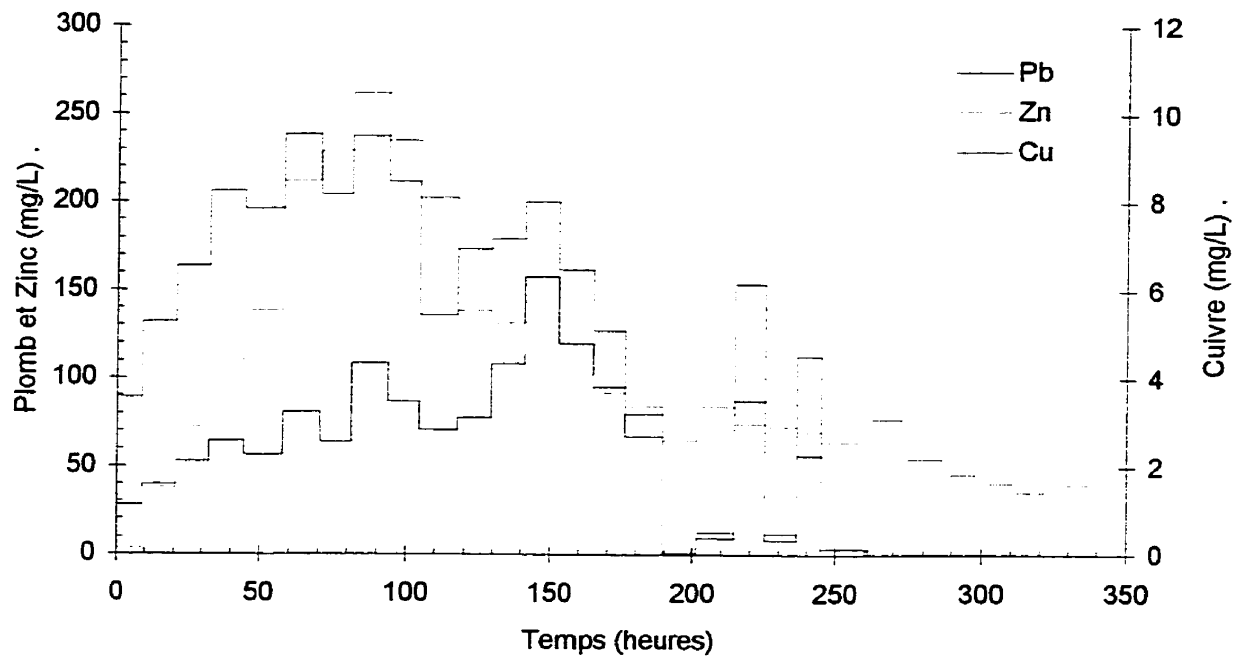


Figure F.11 : Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC2

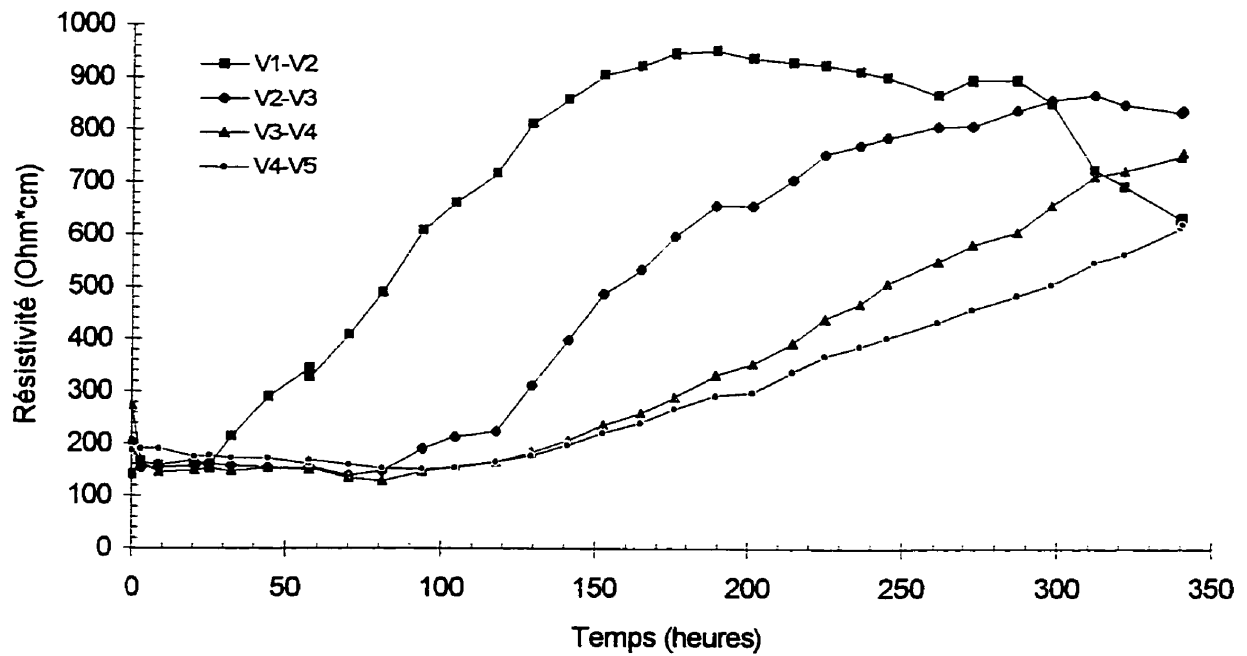


Figure F.12 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC2

Essai : CC3
 Sol : #1b
 Dates : 1994-06-13 au 1994 -07-05
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : H₂O
 Pré-traitement : 3,0 moles H⁺/L A.F.

Anode						Cathode	
V1	V2	V3	V4	V5			
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CUIVRE		
							Cu soi (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1296	1,00	28,82	24,47	18,53	5,03	1000	1400	74
C#2	1297	1,00	34,15	28,60	20,11	4,86	1100	1500	73
C#3	1298	1,00	30,42	25,66	19,30	5,07	1200	1700	73
43	1375	1,00	45,96	31,77	46,12	1,86	390	6	99
42	1374	1,00	55,26	38,27	45,59	2,00	430	n/d	n/d
41	1373	1,00	52,35	36,65	44,04	2,08	630	n/d	n/d
40	1372	1,00	46,89	32,18	47,18	2,20	460	8	99
33	1371	0,99	69,12	48,02	44,86	2,56	670	7	100
32	1370	1,00	60,97	41,83	46,88	2,16	550	n/d	n/d
31	1369	1,01	52,97	36,58	46,08	2,88	570	n/d	n/d
30	1368	0,99	50,86	34,73	47,81	2,22	530	19	98
23	1367	1,01	53,77	37,43	44,87	3,16	650	25	98
22	1366	1,00	55,47	38,28	46,11	2,62	570	n/d	n/d
21	1365	1,01	60,07	41,90	44,44	3,24	740	n/d	n/d
20	1364	1,00	53,49	37,22	44,92	2,77	530	7	99
13	1363	1,00	38,53	28,05	38,74	3,69	1500	370	90
12	1362	1,00	64,32	43,92	47,53	3,10	520	n/d	n/d
11	1361	1,00	57,15	40,38	42,59	3,60	1200	n/d	n/d
10	1360	1,00	40,83	28,71	43,74	3,31	580	13	99

Conditions initiales : 19,32 4,99 1100 1500 74
 Conditions finales : 45,09 2,72 660 57 96

Paramètre de transport (V*h/cm) : 651
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 407,1
 Pourcentage d'extraction (%Cu) : 40
 Extraction de l'eau des pores (%Cu) : 94
 Désorption (%Cu) : 22

Tableau F.15 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cuivre total et dans l'eau des pores de l'essai CC3

Essai : CC3
 Sol : #1b
 Dates : 1994-06-13 au 1994 -07-05
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH3COOH 0,87 M
 Anode : H2O
 Pré-traitement : 3,0 moles H+/L A.F.

Anode				Cathode			
V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	w %	pH sol unité pH	PLOMB			ZINC		
				Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1296	18,53	5,03	1300	1100	84	2200	6000	49
C#2	1297	20,11	4,86	2700	1300	90	2200	6100	44
C#3	1298	19,30	5,07	1200	1200	81	2200	6100	46
43	1375	46,12	1,86	200	3	99	560	3	100
42	1374	45,59	2,00	340	n/d	n/d	560	n/d	n/d
41	1373	44,04	2,08	460	n/d	n/d	500	n/d	n/d
40	1372	47,18	2,20	510	18	98	500	3	100
33	1371	44,86	2,56	680	2	100	520	3	100
32	1370	46,88	2,16	850	n/d	n/d	520	n/d	n/d
31	1369	46,08	2,88	810	n/d	n/d	480	n/d	n/d
30	1368	47,81	2,22	950	11	99	580	5	100
23	1367	44,87	3,16	1300	5	100	490	33	97
22	1366	46,11	2,62	1000	n/d	n/d	460	n/d	n/d
21	1365	44,44	3,24	1400	n/d	n/d	560	n/d	n/d
20	1364	44,92	2,77	1100	4	100	500	6	99
13	1363	38,74	3,69	1700	82	98	1200	850	73
12	1362	47,53	3,10	1300	n/d	n/d	500	n/d	n/d
11	1361	42,59	3,60	1800	n/d	n/d	750	n/d	n/d
10	1360	43,74	3,31	1300	6	100	490	14	99

Conditions initiales :	19,32	4,99	1700	1200	86	2200	6100	46	
Conditions finales :	45,09	2,72	980	16	99	570	110	91	
Pourcentage d'extraction (%Pb) :	42			Pourcentage d'extraction (%Zn) :			74		
Extraction de l'eau des pores (%Pb) :	99			Extraction de l'eau des pores (%Zn) :			97		
Désorption (%Pb) :	34			Désorption (%Zn) :			49		

Tableau F.16 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC3

Essai : CC3
 Sol : #1b
 Dates : 1994-06-13 au 1994-07-05
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE CUIVRE								CATHODE	LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.		
50	430	460	550	530	570	530	520	580	550000	mg/kg sol		
0,0	n/d	8	n/d	19	n/d	7	n/d	13	31,0	mg/L eau		
0,0	n/d	99	n/d	98	n/d	99	n/d	99	31,2	% sorbé		
Réservoir	44000	47000	56000	54000	58000	54000	53000	59000	Réservoir	ug de Cu		
16	2,5	2,6	3,2	3,0	3,3	3,0	3,0	3,3	3500	% p/r initi		
0,0	2,5	2,7	3,2	3,1	3,3	3,1	3,0	3,4	0,2	% p/r final		
0,0									0,2			
P.P									P.P	Ident.		
22									7700	ug de Cu		
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,4	% p/r initi		
0,0	390	630	670	570	650	740	1500	1200	0,4	% p/r final		
P.F	6	n/d	7	n/d	25	n/d	370	n/d	P.F.			
310	99	n/d	100	n/d	98	560	90	n/d	1700			
0,0	40000	64000	68000	58000	66000	75000	150000	120000	0,1			
0,0	2,2	3,6	3,9	3,3	3,7	4,3	8,6	6,9	0,1			
	2,3	3,6	3,9	3,3	3,8	4,3	8,7	6,9	0,1	Circu. cath.		
									Dépôt	130000		
									0	7,2		
									0,0	0,0		
									0,0	0,0		
Total	410	545	610	550	610	635	1010	890	Total	moy. mg/kg		
400	84000	110000	120000	110000	120000	130000	210000	180000	560000	ug Cu total		
0,0	4,7	6,3	7,0	6,3	7,0	7,3	11,6	10,2	31,7	% p/r initi		
0,0	4,7	6,3	7,1	6,4	7,1	7,3	11,7	10,3	31,9	% p/r final		

Cu initial retracé (ug) : 1800000
 Cu final retracé (ug) : 1800000 % différence : 0

Tableau F.17 : Bilan de masse du cuivre pour l'essai CC3

Essai : CC3
 Sol : #1b
 Dates : 1994-06-13 au 1994-07-05
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE	LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.		
1500	340	510	850	950	1000	1100	1300	1300	630000	mg/kg sol		
0,1	n/d	18	n/d	11	n/d	4	n/d	6	22,5	mg/L eau		
0,1	n/c	98	n/d	99	n/d	100	n/d	100	25,0	% sorbé		
Réservoir	35000	52000	87000	97000	100000	110000	130000	130000	Réservoir	ug de Pb		
43	1,2	1,9	3,1	3,5	3,6	4,0	4,7	4,7	46000	% p/r initi		
0,0	1,4	2,1	3,4	3,8	4,0	4,4	5,3	5,3	1,6	% p/r final		
0,0									1,8			
P.P									P.P	Ident.		
0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	17000	ug de Pb		
0,0	200	460	680	810	1300	1400	1700	1800	0,6	% p/r initi		
0,0	0,7	1,7	2,5	2,9	4,7	5,1	6,2	6,5	0,7	% p/r final		
P.F	3	n/d	2	n/d	5	n/d	82	n/d	P.F.			
81	99	n/d	100	n/d	100	1400	98	n/d	14000			
0,0	20000	47000	69000	83000	130000	140000	170000	180000	0,5			
0,0	0,7	1,7	2,5	2,9	4,7	5,1	6,2	6,5	0,6	Circu. cath.		
	0,8	1,9	2,7	3,3	5,3	5,7	6,9	7,3	Dépôt	210000		
									0	7,5		
									0,0	0,0		
									0,0	8,4		
Total	270	485	765	880	1150	1250	1500	1550	Total	moy. mg/kg		
1600	55000	99000	160000	180000	230000	250000	310000	320000	710000	ug Pb total		
0,1	2,0	3,5	5,6	6,4	8,4	9,1	10,9	11,3	25,2	% p/r initi		
0,1	2,2	3,9	6,2	7,1	9,3	10,1	12,1	12,5	28,0	% p/r final		

Pb initial retracé (ug) : 2800000
 Pb final retracé (ug) : 2500000 % différence : 12

Tableau F.18 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC3

Essai : CC3
 Sol : #1b
 Dates : 1994-06-13 au 1994 -07-05
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
80	560	500	520	580	460	500	500	490	940		
0,0	n/d	3	n/d	5	n/d	6	n/d	14	0,0		
0,0	n/d	100	n/d	100	n/d	99	n/d	99	0,0	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Réservoir	57000	51000	53000	59000	47000	51000	51000	50000	Réservoir		
0	1,6	1,4	1,5	1,6	1,3	1,4	1,4	1,4	15000		
0,0	1,5	1,4	1,4	1,6	1,3	1,4	1,4	1,3	0,4	Circu cath Dépot 2800000 78,0 0,0 0,0	
0,0									0,4		
P.P									P.P		
9									940	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	560	500	520	480	490	560	1200	750	0,0		
P.F	3	n/d	3	n/d	33	n/d	850	n/d	P.F.	Circu cath Dépot 2800000 78,0 0,0 0,0	
460	100	n/d	100	n/d	97	n/d	73	n/d	1400		
0,0	57000	51000	53000	49000	50000	57000	120000	76000	0,0		
0,0	1,6	1,4	1,5	1,4	1,4	1,6	3,4	2,1	0,0	Circu cath Dépot 2800000 78,0 0,0 0,0	
0,0	1,5	1,4	1,4	1,3	1,3	1,5	3,3	2,1	0,0		
Total	560,0	500,0	520,0	530,0	475,0	530,0	850,0	620,0	Total	moymg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
550	110000	100000	110000	110000	97000	110000	170000	130000	18000		
0,0	3,2	2,8	3,0	3,0	2,7	3,0	4,8	3,5	0,5		
0,0	3,1	2,7	2,9	2,9	2,6	2,9	4,7	3,4	0,5		

Zn initial retracé (ug): 3600000
 Zn final retracé (ug): 3700000 % différence : 3

Tableau F.19 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC3

Essai : CC3

Dates : 1994-06-13 au 1994-07-05

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 70,36Volume (cm³) : 1161

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W'h)	T (V'h/cm)
94-06-13 12:00	0,0	0,08	0,00	0,00	-0,06	0,00	0,00	-0,17	0,64	-0,16	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-06-13 12:30	0,5	6,12	18,78	1,81	1,90	1,78	2,15	9,88	3,45	45,20	0,55	249,7	167	n/d	n/a	0,22	1,41	0,14
94-06-13 15:00	3,0	2,90	6,37	1,66	1,76	1,70	1,81	3,22	2,11	21,70	0,50	249,0	152	n/d	n/a	2,47	22,26	1,44
94-06-13 21:00	9,0	2,54	5,12	1,55	1,63	1,73	1,65	2,89	1,98	19,30	0,47	248,8	144	3,54	500	7,85	52,87	4,33
94-06-14 09:30	21,5	2,35	4,56	1,73	1,84	1,89	1,85	2,04	1,51	18,00	0,52	256,0	156	3,71	535	19,20	111,71	10,52
94-06-14 20:45	32,8	2,25	4,69	1,66	1,48	1,75	1,79	1,93	1,49	17,40	0,48	246,6	147	3,76	590	29,42	161,95	16,13
94-06-15 09:30	45,5	2,31	5,18	1,80	1,68	1,71	1,88	1,71	1,42	17,80	0,50	249,9	154	3,69	920	40,86	217,88	22,37
94-06-15 21:45	57,8	2,20	4,98	2,07	1,57	1,62	1,78	1,62	1,39	17,30	0,50	250,2	154	3,85	630	51,89	271,64	28,54
94-06-16 09:45	69,8	2,05	5,42	2,56	1,69	1,72	1,83	1,44	1,32	18,20	0,56	252,4	169	3,79	630	62,75	325,17	34,90
94-06-16 21:15	81,2	1,81	5,61	2,76	1,59	1,63	1,76	1,30	1,32	18,40	0,55	256,7	165	3,82	645	73,28	378,74	41,28
94-06-17 09:45	93,8	1,74	5,86	3,47	1,54	1,64	1,75	1,21	1,44	19,50	0,60	248,2	185	3,88	840	84,64	438,54	48,49
94-06-17 21:30	105,5	1,81	6,36	3,97	1,62	1,62	1,77	1,45	1,41	20,30	0,64	256,2	192	3,90	655	95,31	497,51	55,78
94-06-18 09:45	117,8	1,66	6,68	4,89	1,68	1,65	1,81	1,45	1,46	21,30	0,70	248,6	216	4,03	700	106,44	581,82	64,01
94-06-18 22:00	130,0	2,04	6,81	5,21	1,69	1,71	1,84	1,43	1,46	22,20	0,75	249,4	228	3,98	700	117,42	626,16	72,88
94-06-19 10:30	142,5	1,75	7,80	6,08	1,68	1,90	1,99	1,68	1,61	24,90	0,85	254,7	255	3,90	620	128,77	702,36	82,84
94-06-19 21:30	153,5	2,06	8,09	6,59	2,11	1,94	1,97	1,80	1,48	26,30	0,90	255,2	270	3,76	615	136,86	774,15	92,45
94-06-20 10:15	166,3	1,80	7,99	6,99	1,98	1,93	2,15	2,00	1,55	27,30	0,93	260,5	274	3,73	735	150,70	862,26	104,13
94-06-20 20:45	176,8	2,07	7,12	6,85	2,63	1,97	2,04	2,09	1,53	26,50	0,98	246,7	299	3,70	540	160,26	933,89	114,08
94-06-21 09:30	189,5	1,79	6,98	7,11	2,99	2,10	2,22	2,27	1,51	27,10	1,03	247,9	318	3,70	715	171,63	1018,39	126,79
94-06-21 21:30	201,5	2,08	6,34	7,11	3,26	2,15	2,27	2,44	1,50	27,40	1,06	247,8	327	3,72	655	182,34	1099,44	139,31
94-06-22 10:30	214,5	1,76	6,33	7,37	3,62	2,31	2,43	2,62	1,47	28,10	1,12	248,0	347	3,73	730	193,94	1186,87	153,48
94-06-22 22:15	226,3	1,75	6,58	7,55	3,74	2,44	2,46	2,70	1,48	29,00	1,16	245,6	361	3,71	650	204,36	1271,66	166,88
94-06-23 10:45	236,7	1,98	6,40	7,58	4,15	2,66	2,57	2,93	1,48	30,00	1,21	251,2	370	3,71	690	215,56	1363,26	181,68
94-06-23 21:30	249,5	2,14	6,01	7,64	4,27	2,91	2,88	3,04	1,49	30,60	1,28	250,9	386	3,69	575	225,28	1445,03	194,98
94-06-24 11:30	263,5	1,60	6,35	7,97	4,58	3,17	3,13	3,13	1,46	30,60	1,35	251,5	410	3,68	760	237,94	1553,00	213,25
94-06-24 22:30	274,5	2,09	5,43	7,85	4,68	3,30	3,32	3,17	1,58	31,60	1,37	251,3	417	3,65	585	247,89	1748,29	228,17
94-06-25 12:00	286,0	2,01	5,12	8,32	4,76	3,52	3,64	3,34	1,53	32,60	1,45	251,4	441	3,64	735	260,11	1857,21	247,16
94-06-25 23:15	299,3	2,33	4,49	8,60	4,89	3,68	3,77	3,34	1,55	33,00	1,50	252,8	453	3,61	620	270,32	1950,23	263,71
94-06-26 13:00	313,0	2,26	3,65	8,48	4,87	3,83	4,18	3,46	1,30	33,30	1,53	253,9	460	3,57	755	282,86	2065,71	284,48
94-06-26 23:00	323,0	2,21	3,35	9,50	4,99	3,89	4,37	3,64	1,53	33,80	1,63	254,7	489	3,52	540	292,01	2151,03	300,23
94-06-27 09:30	333,5	2,09	2,80	10,15	4,97	4,01	4,30	3,84	1,51	34,20	1,67	254,5	504	3,50	570	301,64	2241,92	317,55
94-06-27 21:00	345,0	2,23	2,16	10,90	5,13	4,09	4,79	3,97	1,50	35,10	1,78	256,7	527	3,48	645	312,26	2344,17	337,40
94-06-28 09:15	357,2	2,09	1,45	11,46	5,26	4,21	4,97	4,23	1,57	36,50	1,85	259,3	547	3,45	660	323,68	2457,76	359,63
94-06-28 16:00	364,0	2,32	1,43	11,29	5,44	4,24	5,05	4,27	1,56	35,90	1,86	260,6	547	n/d	n/a	330,00	2521,28	372,15
94-06-29 01:15	373,3	2,30	1,34	10,80	5,52	4,27	4,98	4,38	1,58	35,30	1,83	257,3	544	3,43	875	338,62	2606,55	389,19

351

Tableau F.20 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC3

Essai : CC3

Dates : 1994-06-13 au 1994-07-05

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 70,36Volume (cm³) : 1161

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-06-29 13:30	385,5	2,11	1,34	10,48	5,91	4,42	5,16	4,41	1,55	36,00	1,86	280,2	546	3,43	640	350,03	2719,55	411,74
94-06-29 22:55	394,9	2,19	1,33	10,02	6,18	4,40	5,16	4,41	1,82	36,10	1,84	280,7	541	3,43	475	358,86	2807,98	429,14
94-06-30 09:15	405,2	2,14	1,31	8,99	6,63	4,65	5,28	4,57	1,94	35,80	1,83	281,0	538	3,42	540	368,57	2904,88	448,07
94-06-30 21:15	417,2	2,21	1,30	8,73	7,22	4,70	5,30	4,68	1,55	35,80	1,85	283,8	539	3,36	610	379,90	3017,55	470,14
94-07-01 10:00	430,0	2,11	1,29	7,58	7,88	4,93	5,51	4,85	1,61	36,00	1,85	282,3	540	3,37	645	391,97	3137,91	493,76
94-07-01 22:00	442,0	2,21	1,28	7,28	8,42	4,99	5,47	4,69	1,54	36,10	1,87	282,1	546	3,40	515	403,29	3251,34	518,07
94-07-02 13:00	457,0	2,10	1,30	5,89	9,27	5,20	5,60	4,22	1,46	35,20	1,85	280,8	545	3,43	515	417,41	3391,09	543,99
94-07-03 00:00	468,0	1,98	1,34	3,75	8,98	5,52	5,91	4,28	1,42	33,40	1,73	259,4	510	3,36	310	427,70	3489,18	563,88
94-07-03 15:15	483,2	4,19	1,18	3,93	9,83	5,74	6,02	4,56	1,47	37,00	1,82	258,5	540	3,39	515	441,92	3628,19	590,74
94-07-04 09:30	501,5	5,18	1,25	3,36	9,33	6,34	6,43	4,55	1,50	38,10	1,82	258,0	540	3,30	685	458,89	3805,17	623,88
94-07-05 00:15	518,2	10,16	1,25	3,36	9,33	6,34	6,43	4,55	1,50	43,10	1,82	258,0	540	3,22	940	472,59	3959,67	650,79

Tableau F.21 : Suite du tableau F.20 ; Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC3

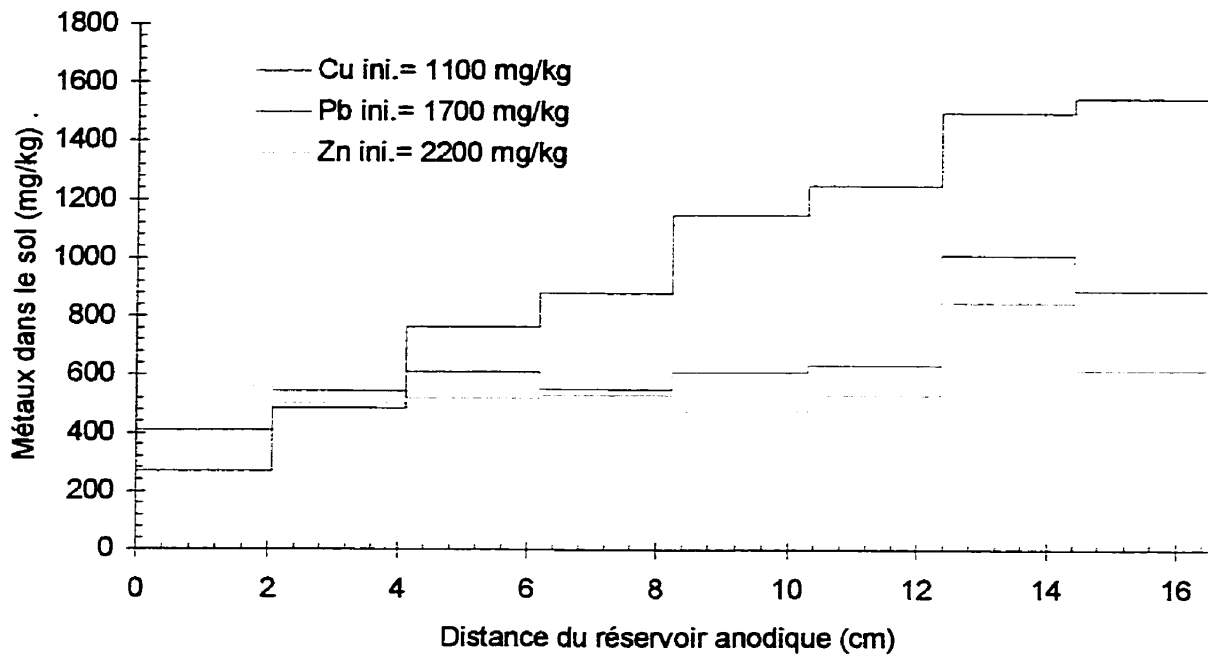


Figure F.13 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC3

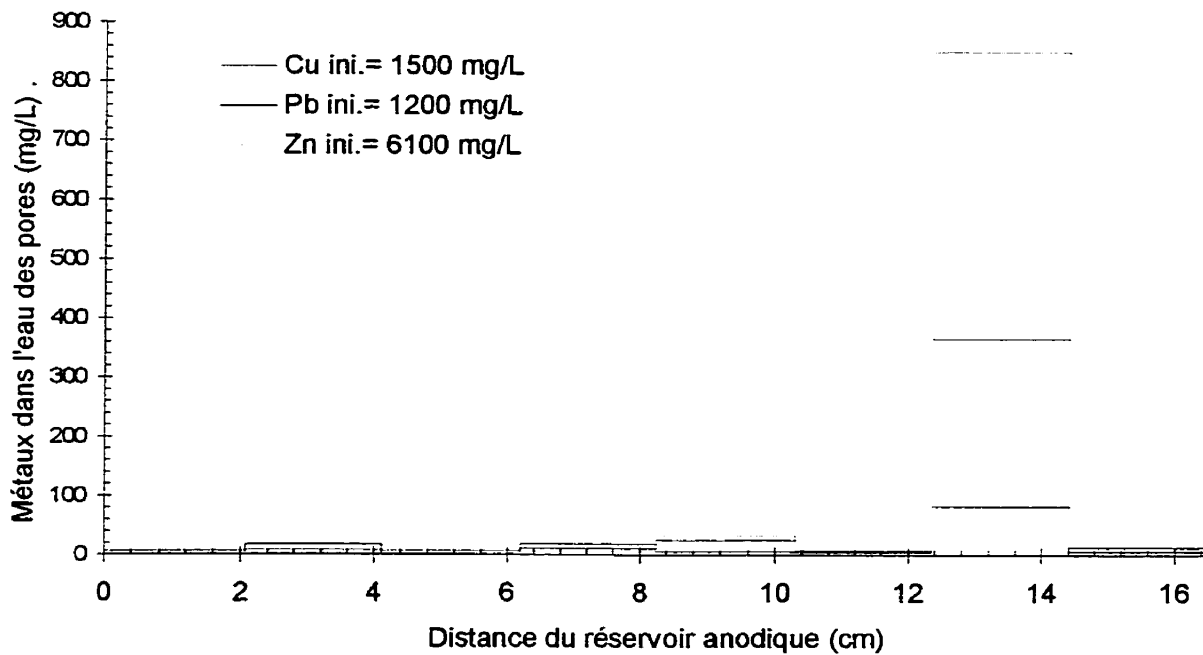


Figure F.14 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC3

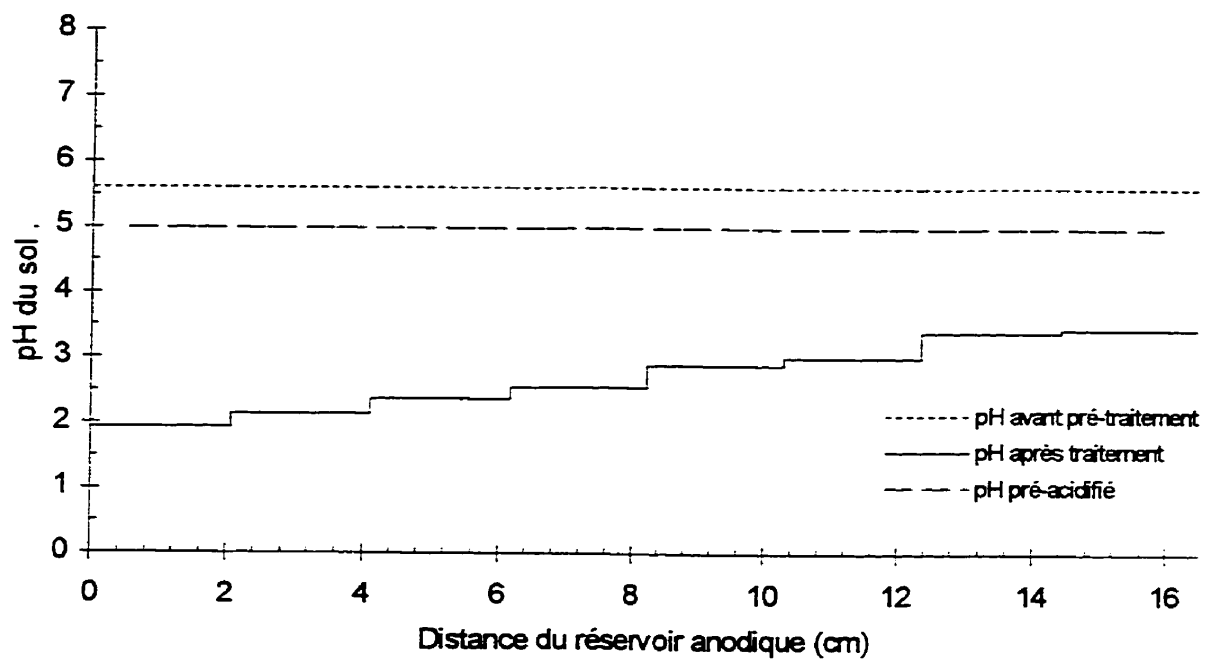


Figure F.15 : Profils de pH du sol pour l'essai CC3

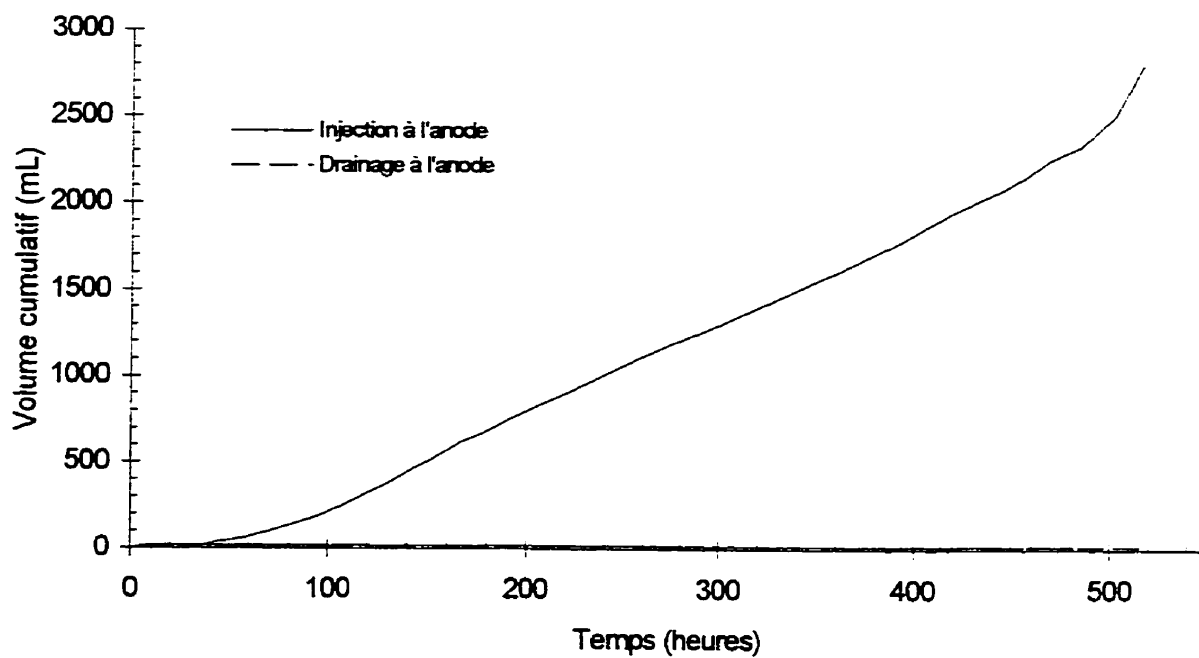


Figure F.16 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC3

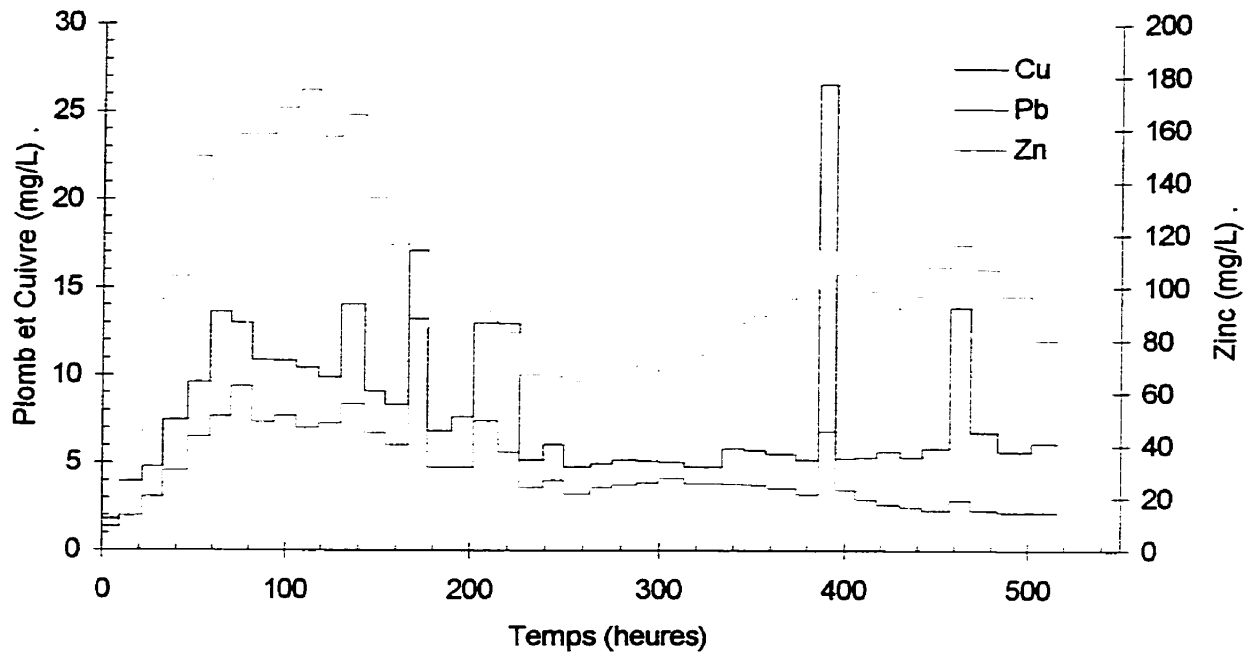


Figure F.17 : Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC3

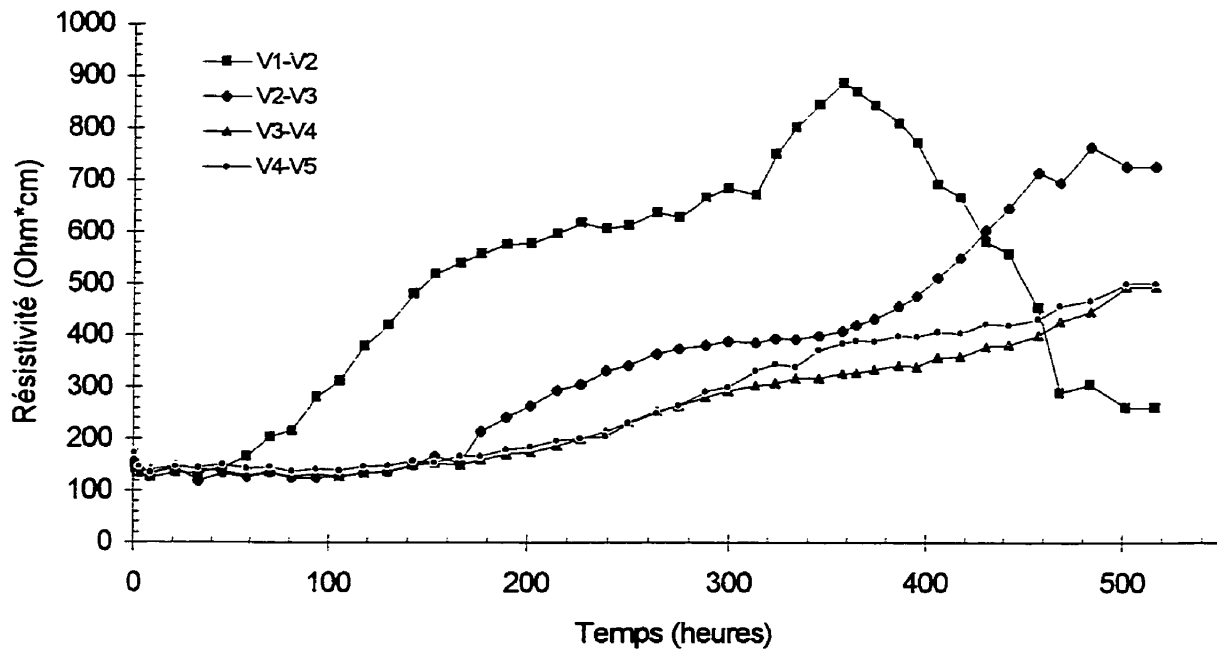


Figure F.18 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC3

Essai : CC4
 Sol : #1b
 Dates : 1994-07-09 au 1994-09-19
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode: CH₃COOH 0,87 M
 Pré-traitement : 15,1 moles H⁺/L A.N.

Anode						Cathode	
V1		V2		V3	V4		V5
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CUIVRE		
							Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1378	0,99	54,89	40,93	34,95	4,24	930	1900	29
C#2	1379	1,00	53,32	39,67	35,30	4,22	840	1700	29
C#3	1380	0,99	48,20	35,80	35,62	5,07	850	1300	46
43	1417	0,98	29,12	20,76	42,26	3,59	400	600	37
42	1416	0,99	46,76	33,13	42,41	3,70	150	n/d	n/d
41	1415	0,98	47,60	34,18	40,42	3,61	400	n/d	n/d
40	1414	0,98	42,53	30,73	39,66	3,54	130	140	57
33	1413	0,99	39,03	29,08	35,42	3,65	590	1100	34
32	1412	0,99	44,81	32,49	39,11	3,65	140	n/d	n/d
31	1411	1,02	43,53	32,02	37,13	3,62	830	n/d	n/d
30	1410	1,01	30,83	22,79	36,91	3,68	280	170	78
23	1409	1,01	43,92	32,93	34,43	3,56	72	930	-345
22	1408	0,98	41,56	30,24	38,69	3,57	99	n/d	n/d
21	1407	0,98	49,93	36,68	37,11	3,63	600	n/d	n/d
20	1406	0,99	32,58	23,77	38,67	3,46	110	120	58
13	1405	1,00	32,33	24,23	34,87	3,65	690	760	62
12	1404	0,98	53,18	38,70	38,39	3,58	120	n/d	n/d
11	1403	1,00	40,38	29,35	38,91	3,59	540	n/d	n/d
10	1402	1,00	35,87	26,06	39,15	3,60	230	250	57

Conditions initiales : 35,29 4,51 870 1600 35
 Conditions finales : 38,35 3,61 340 510 42

Pourcentage d'extraction (%Cu) : 61
 Paramètre de transport (V*h/cm) : 34 Extraction de l'eau des pores (%Cu) : 73
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 151,3 Désorption (%Cu) : 53

Tableau F.22 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cuivre total et dans l'eau des pores de l'essai CC4

Essai : CC4
 Sol : #1b
 Dates : 1994-07-09 au 1994-09-19
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH3COOH 0,87 M
 Anode: CH3COOH 0,87 M
 Pré-traitement : 15,1 moles H+/L A.N.

Anode				Cathode			
V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	w %	pH sol unité pH	PLOMB			ZINC		
				Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1378	34,95	4,24	1200	1200	65	1900	4100	25
C#2	1379	35,30	4,22	1400	1300	67	1900	4400	18
C#3	1380	35,62	5,07	1100	120	96	1900	4500	16
43	1417	42,26	3,59	590	1100	21	640	1500	1
42	1416	42,41	3,70	160	n/d	n/d	220	n/d	n/d
41	1415	40,42	3,61	600	n/d	n/d	670	n/d	n/d
40	1414	39,66	3,54	190	310	35	240	360	41
33	1413	35,42	3,65	860	1900	22	1100	2300	26
32	1412	39,11	3,65	200	n/d	n/d	290	n/d	n/d
31	1411	37,13	3,62	630	n/d	n/d	850	n/d	n/d
30	1410	36,91	3,68	370	380	62	480	430	67
23	1409	34,43	3,56	660	1400	27	910	2000	24
22	1408	38,69	3,57	180	n/d	n/d	170	n/d	n/d
21	1407	37,11	3,63	680	n/d	n/d	930	n/d	n/d
20	1406	38,67	3,46	200	270	48	180	250	46
13	1405	34,87	3,65	830	1100	54	1100	1600	49
12	1404	38,39	3,58	180	n/d	n/d	210	n/d	n/d
11	1403	38,91	3,59	720	n/d	n/d	850	n/d	n/d
10	1402	39,15	3,60	300	370	52	270	280	59

Conditions initiales :	35,29	4,51	1200	870	74	1900	4300	20
Conditions finales :	38,35	3,61	460	850	29	570	1100	26
Pourcentage d'extraction (%Pb) :	62			Pourcentage d'extraction (%Zn) : 70				
Extraction de l'eau des pores (%Pb) :	69			Extraction de l'eau des pores (%Zn) : 76				
Désorption (%Pb) :	85			Désorption (%Zn) : 61				

Tableau F.23 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC4

Essai : CC4
 Sol : #1b
 Dates : 1994-07-09 au 1994-09-19
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE CUIVRE								CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode				
26000	150	130	140	280	99	110	120	230	89000			Ident.	mg/kg sol
2,2	n/d	140	n/d	170	n/d	120	n/d	250	7,7			mg/L eau	% sorbé
2,2	n/d	57	n/d	78	n/d	58	n/d	57	7,5			% de Cu	% p/r initi
Réservoir	12000	11000	12000	23000	8200	9200	10000	19000	Réservoir			% p/r final	
80000	1,1	0,9	1,0	2,0	0,7	0,8	0,9	1,6	300000				
6,9	1,1	0,9	1,0	2,0	0,7	0,8	0,8	1,6	25,8				
6,7									25,3				
P.P									P.P				
160									870				
0,0									0,1			Ident.	ug de Cu
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,1			% p/r initi	
	400	400	590	830	72	600	690	540	0,1			% p/r final	
P.F	600	n/d	1100	n/d	930	n/d	760	n/d	P.F.				
780	37	n/d	34	n/d	-345	930	62	n/d	2600				
0,1	33000	33000	49000	69000	6000	50000	57000	45000	0,2				
0,1	2,9	2,9	4,2	5,9	0,5	4,3	4,9	3,9	0,2				
	2,8	2,8	4,1	5,8	0,5	4,2	4,8	3,8	0,2				
									Dépot				
									0				
									0,0				
									0,0				
Total	275	265	365	555	86	355	405	385	Total				
110000	46000	44000	61000	92000	14000	59000	67000	64000	390000			moy.mg/kg	ug Cu total
9,2	3,9	3,8	5,2	8,0	1,2	5,1	5,8	5,5	33,8			% p/r initi	
9,0	3,9	3,7	5,1	7,8	1,2	5,0	5,7	5,4	33,1			% p/r final	

Cu initial retracé (ug) : 1200000
 Cu final retracé (ug) : 1200000 % différence : 0

Circu. cath. 240000
 20,0
 20,0

Tableau F.24 : Bilan de masse du cuivre pour l'essai CC4

Essai : CC4
 Sol : #1b
 Dates : 1994-07-09 au 1994-09-19
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode				
43000	160	190	200	370	180	200	180	300	65000			Ident.	mg/kg sol
2,6	n/d	310	n/d	380	n/d	270	n/d	370	4,0			mg/L eau	% sorbé
2,7	n/d	35	n/d	62	n/d	48	n/d	52	4,2			ug de Pb	% p/r initi
Réservoir	13000	16000	17000	31000	15000	17000	15000	25000	Réservoir			% p/r final	
140000	0,8	1,0	1,0	1,9	0,9	1,0	0,9	1,5	340000				
8,5	0,9	1,0	1,1	2,0	1,0	1,1	1,0	1,6	20,7				
8,9									21,7				
P.P									P.P				
160									1800				
0,0									0,1			Ident.	ug de Pb
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,1			% p/r initi	
	590	600	860	630	660	680	830	720	0,1			% p/r final	
P.F	1100	n/d	1900	n/d	1400	n/d	1100	n/d	P.F.				
840	21	n/d	22	n/d	27	680	54	n/d	4400				
0,1	49000	50000	72000	52000	55000	57000	69000	60000	0,3				
0,1	3,0	3,0	4,4	3,2	3,3	3,4	4,2	3,6	0,3				
	3,1	3,2	4,6	3,3	3,5	3,6	4,4	3,8	0,3				
									Dépot				
									0				
									0,0				
									0,0				
Total	375	395	530	500	420	440	505	510	Total				
180000	62000	66000	88000	83000	70000	73000	84000	85000	410000			moy.mg/kg	ug Pb total
11,2	3,8	4,0	5,4	5,1	4,3	4,5	5,1	5,2	25,0			% p/r initi	
11,7	4,0	4,2	5,6	5,3	4,5	4,7	5,4	5,4	26,3			% p/r final	

Pb initial retracé (ug) : 1600000
 Pb final retracé (ug) : 1600000 % différence : 0

Circu. cath. 360000
 22,5
 22,5

Tableau F.25 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC4

Essai : CC4
 Sol : #1b
 Dates : 1994-07-09 au 1994-09-19
 Cellule avec contrôle

BILAN POUR LE ZINC										LÉGENDE	
ANODE					CATHODE						
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.	
49000	220	240	290	480	170	180	210	270	32000	mg/kg sol	
1,9	n/d	360	n/d	430	n/d	250	n/d	280	1,2	mg/L eau	
2,1	n/d	41	n/d	67	n/d	46	n/d	59	1,4	% sorbé	
Réservoir	18000	20000	24000	40000	14000	15000	17000	22000	Réservoir	ug de Zn	
140000	0,7	0,8	0,9	1,6	0,5	0,6	0,7	0,9	510000	% p/r initi	
5,4	0,8	0,8	1,0	1,7	0,6	0,6	0,7	1,0	19,8	% p/r final	
5,9									21,6		
P.P									P.P	Ident.	
250									720	ug de Zn	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	% p/r initi	
0,0	640	670	1100	850	910	930	1100	850	0,0	% p/r final	
P.F	1500	n/d	2300	n/d	2000	n/d	1600	n/d	P.F.		
1200	1	n/d	26	n/d	24	n/d	49	n/d	2800		
0,0	53000	56000	92000	71000	76000	77000	92000	71000	0,1		
0,1	2,1	2,2	3,6	2,7	2,9	3,0	3,6	2,7	0,1		
	2,3	2,4	3,9	3,0	3,2	3,3	3,9	3,0	0,1	Circu cath	
									0	Dépot	
									0,0	860000	
									0,0	33,4	
									0,0	36,5	
Total	430,0	455,0	695,0	665,0	540,0	555,0	655,0	560,0	Total	moymg/kg	
190000	72000	76000	120000	110000	90000	92000	110000	93000	550000	ug Zn total	
7,4	2,8	2,9	4,5	4,3	3,5	3,6	4,2	3,6	21,2	% p/r initi	
8,1	3,0	3,2	4,9	4,7	3,8	3,9	4,6	4,0	23,2	% p/r final	

Zn initial retracé (ug): 2600000
 Zn final retracé (ug): 2400000 % différence : 8

Tableau F.26 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC4

Essai : CC4

Dates : 1994-07-09 au 1994-09-19

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm2) : 83,36

Volume (cm3) : 1375

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-07-09 14:45	0,0	-1,01	-0,26	-0,09	0,00	0,00	0,07	0,26	-0,03	-1,08	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-07-09 14:45	0,0	-0,53	0,29	0,60	0,65	0,62	0,77	0,83	1,53	4,88	0,19	250,5	58	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-07-09 15:15	0,5	1,00	0,09	0,57	0,61	0,60	0,70	0,68	1,30	5,60	0,18	253,5	54	n/d	n/a	0,45	0,66	0,09
94-07-09 16:15	1,5	0,91	-0,02	0,50	0,58	0,54	0,64	0,46	0,97	4,60	0,16	249,2	50	n/d	n/a	1,36	1,94	0,28
94-07-09 20:45	6,0	0,50	0,06	0,62	0,74	0,68	0,81	0,27	0,97	4,70	0,20	248,8	63	n/d	n/a	5,39	7,15	1,08
94-07-10 10:45	20,0	0,75	0,14	0,75	1,16	1,09	0,94	0,48	1,52	6,80	0,28	258,9	83	0,72	840	18,19	27,59	4,48
94-07-10 22:00	31,2	0,89	0,10	0,42	0,75	0,69	0,71	1,01	1,32	5,70	0,18	251,5	58	n/d	n/a	28,52	45,53	7,09
94-07-11 10:00	43,2	0,71	0,12	0,46	0,87	0,88	0,77	0,94	1,26	6,00	0,21	282,1	62	2,8	530	39,62	63,56	9,47
94-07-11 21:45	55,0	0,55	0,13	0,37	0,76	0,80	0,74	1,10	1,33	5,90	0,19	254,0	58	n/d	n/a	50,53	81,60	11,84
94-07-12 09:45	67,0	0,67	0,19	0,37	0,84	0,91	0,83	1,26	1,27	6,40	0,21	271,3	60	3,54	650	61,88	100,98	14,25
94-07-13 00:15	81,5	0,83	0,20	0,28	0,69	0,79	0,71	1,24	1,24	5,80	0,18	247,3	55	n/d	n/a	75,41	123,92	17,08
94-07-13 09:30	80,8	0,83	0,21	0,27	0,65	0,77	0,70	1,29	1,25	5,80	0,17	249,7	52	3,70	640	83,69	137,25	18,66
94-07-13 21:30	102,8	0,81	0,23	0,25	0,53	0,68	0,65	1,21	1,28	5,40	0,15	249,8	46	n/d	n/a	94,48	154,03	20,59
94-07-14 10:00	115,2	0,83	0,24	0,24	0,51	0,64	0,62	1,05	1,36	5,30	0,14	252,2	44	3,68	615	105,77	170,82	22,43
94-07-15 09:30	138,8	0,83	0,23	0,22	0,42	0,52	0,54	1,16	1,15	4,90	0,12	252,6	37	3,66	620	127,13	201,07	25,54
94-07-15 17:00	146,3	0,62	0,25	0,20	0,39	0,48	0,52	1,27	1,22	5,00	0,11	255,6	34	n/d	n/a	133,99	210,50	26,43
94-07-16 09:15	162,5	0,68	0,27	0,16	0,36	0,45	0,49	1,15	1,10	4,70	0,10	256,6	31	3,59	510	148,97	230,89	28,20
94-07-17 10:30	187,7	2,19	0,26	0,13	0,30	0,39	0,46	1,19	1,25	6,10	0,09	256,3	27	3,65	680	172,28	285,65	30,87
94-07-18 09:30	210,8	8,99	0,28	0,09	0,28	0,35	0,42	1,16	1,33	12,80	0,08	255,5	24	3,57	625	193,47	321,27	32,84
94-07-19 13:30	238,7	81,30	0,28	-0,13	0,04	0,08	0,09	0,14	0,84	62,70	0,00	33,7	10	1,55	575	208,04	474,12	33,82
94-07-19 13:30	238,7	0,31	0,18	-0,15	0,00	0,02	0,04	0,09	0,58	1,07	-0,01	0,0	n/a	n/d	n/a	n/d	n/d	n/a

Tableau F.27 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC4

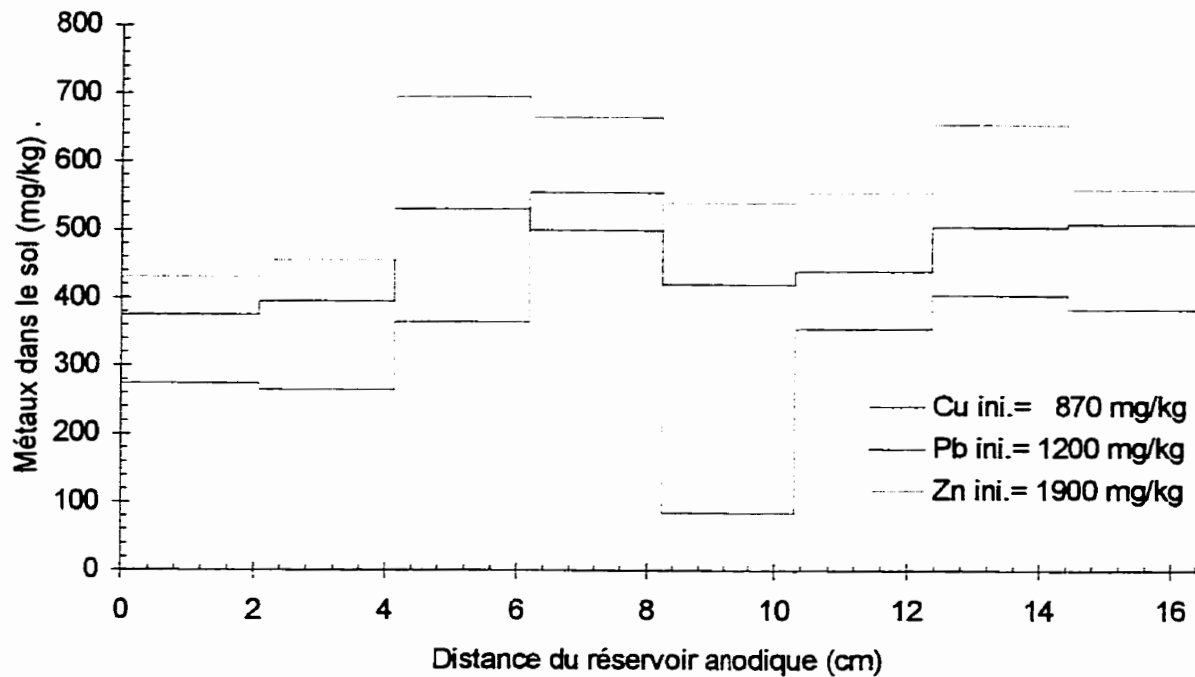


Figure F.19 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC4

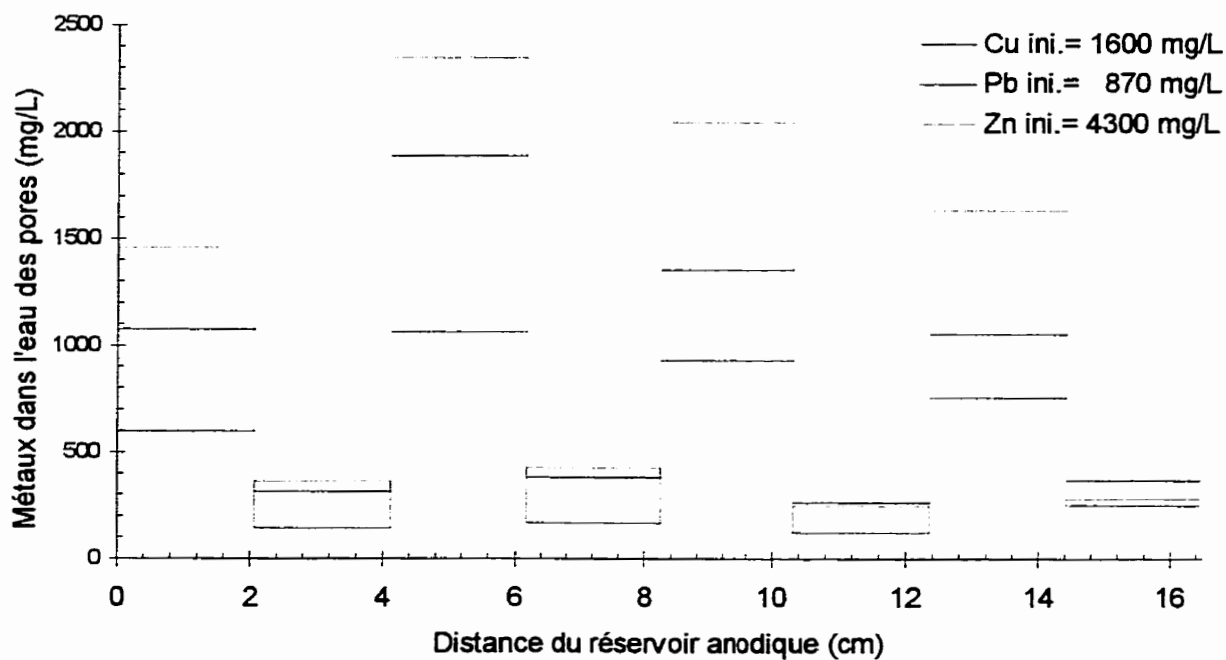


Figure F.20 : Profil de concentration en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC4

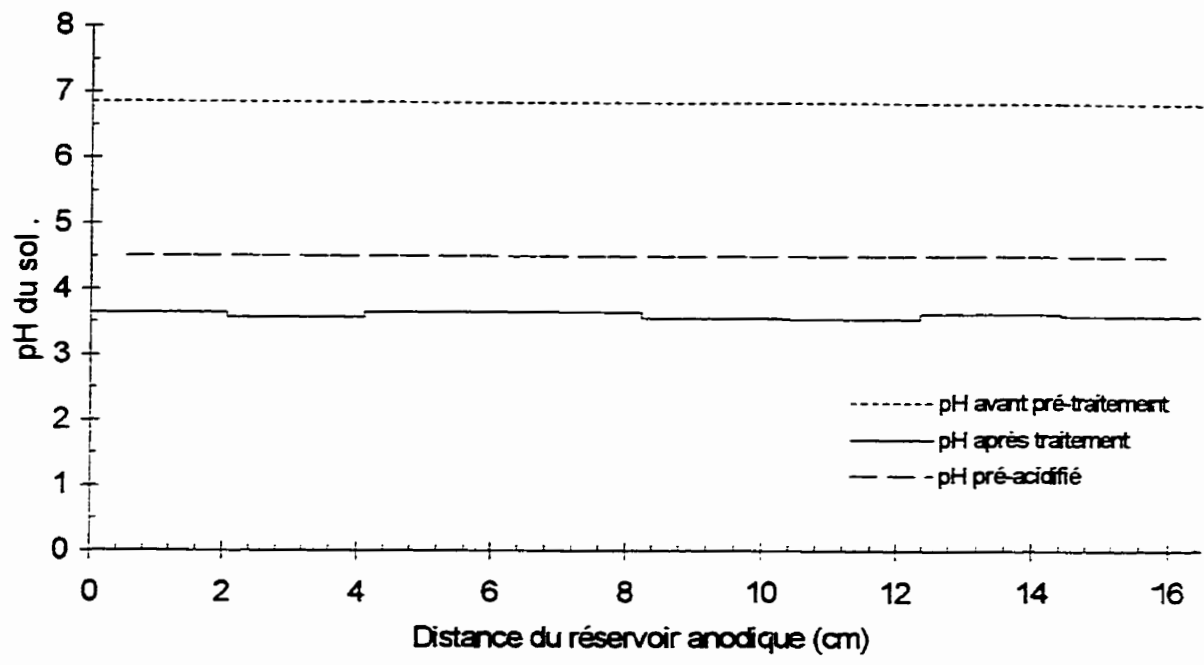


Figure F.21 : Profils de pH du sol pour l'essai CC4

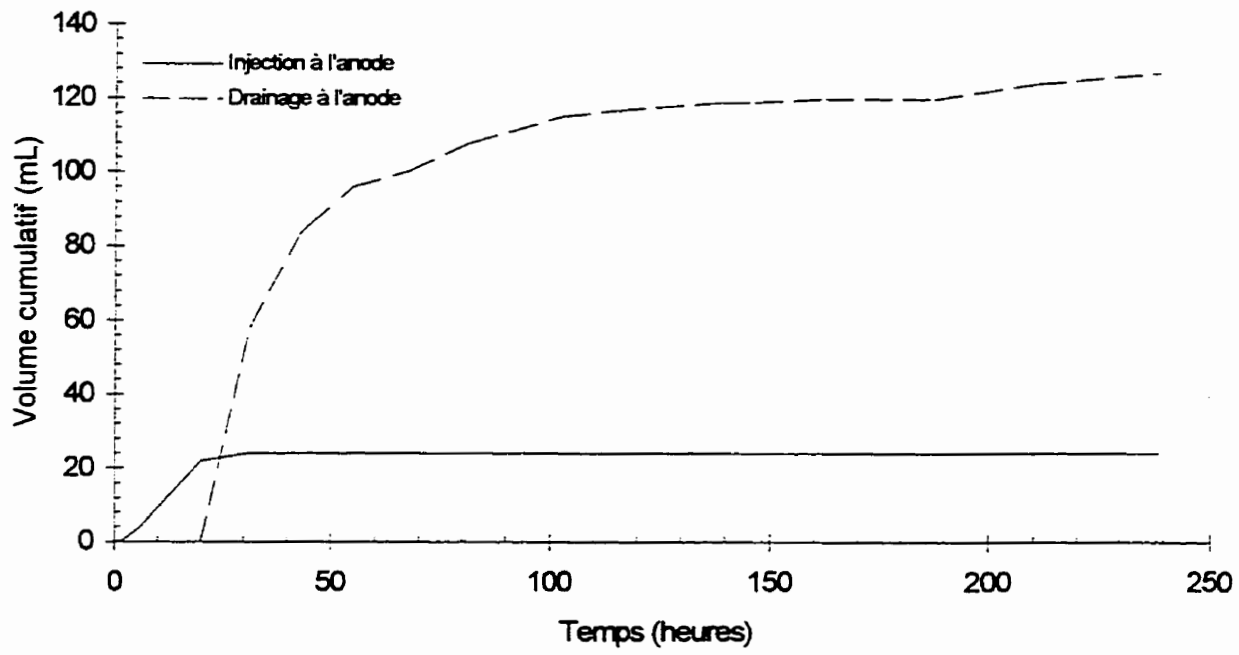


Figure F.22 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC4

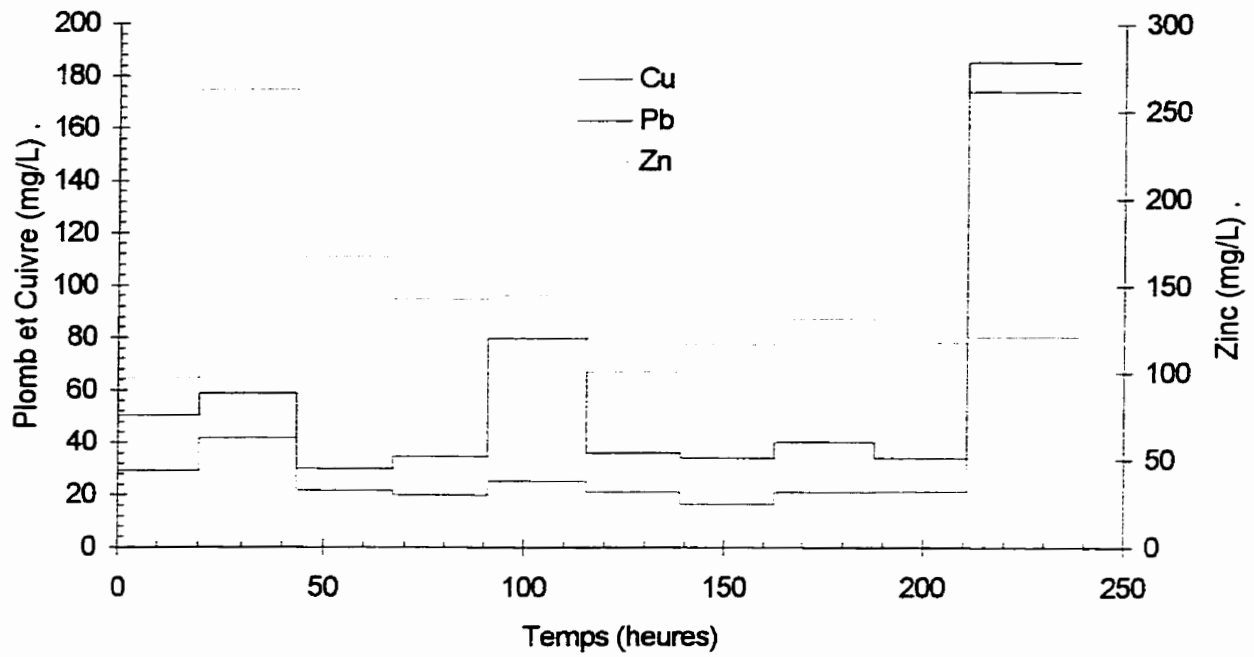


Figure F.23 : Évolution de la concentration dans le temps du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC4

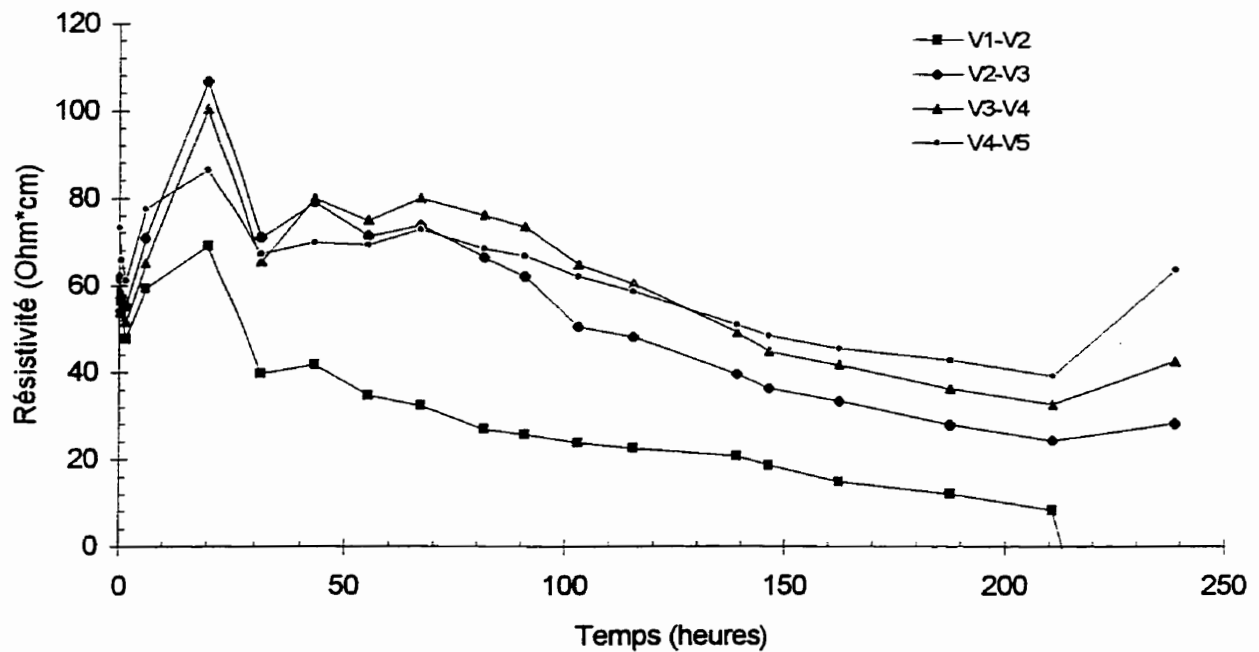


Figure F.24 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC4

Essai : CC5
 Sol : #2a
 Dates : 1994-07-27 au 1994-08-15
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode: CH₃COOH 0,87 M
 Pré-traitement : Aucun

Anode				Cathode			
V1	V2	V3	V4	V5	V4	V3	V2
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	PLOMB		
							Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1423	0,99	19,91	16,21	24,31	7,23	9400	n/d	n/d
C#2	1424	0,98	29,08	23,11	26,98	7,16	14000	n/d	n/d
C#3	1425	1,00	35,00	29,30	20,14	7,26	16000	n/d	n/d
43	n/d	n/d	n/d	n/d	31,53	2,93	170	n/d	n/d
42	1458	0,99	50,96	38,98	31,53	2,93	170	n/d	n/d
41	n/d	n/d	n/d	n/d	29,71	2,96	1600	n/d	n/d
40	1456	0,99	42,20	32,76	29,71	2,96	1600	n/d	n/d
33	n/d	n/d	n/d	n/d	29,38	3,35	1100	n/d	n/d
32	1454	0,99	40,05	31,18	29,38	3,35	1100	n/d	n/d
31	n/d	n/d	n/d	n/d	29,90	3,48	1500	n/d	n/d
30	1452	0,99	39,05	30,29	29,90	3,48	1500	n/d	n/d
23	n/d	n/d	n/d	n/d	28,31	4,09	1900	n/d	n/d
22	1450	0,98	45,12	35,38	28,31	4,09	1900	n/d	n/d
21	n/d	n/d	n/d	n/d	26,92	4,30	5000	n/d	n/d
20	1448	0,99	54,97	43,52	26,92	4,30	5000	n/d	n/d
13	n/d	n/d	n/d	n/d	25,19	4,80	23000	n/d	n/d
12	1446	0,99	57,65	46,25	25,19	4,80	23000	n/d	n/d
11	n/d	n/d	n/d	n/d	24,10	5,00	24000	n/d	n/d
10	1444	0,99	49,03	39,70	24,10	5,00	24000	n/d	n/d

Conditions initiales : 23,81 7,22 13000 n/d n/d
 Conditions finales : 28,13 3,86 7300 n/d n/d

Paramètre de transport (V*h/cm) : 1021
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 238,1
 Pourcentage d'extraction (Pb) : 44
 Extraction de l'eau des pores (Pb) : n/d
 Désorption (Pb) : n/d

Tableau F.28 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores de l'essai CC5

Essai : CC5
 Sol : #2a
 Dates : 1994-07-27 au 1994-08-15
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE		LÉGENDE	
Anode 130 0,0 0,0	#42 170 n/d n/d	#40 1600 n/d n/d	#32 1100 n/d n/d	#30 1500 n/d n/d	#22 1900 n/d n/d	#20 5000 n/d n/d	#12 23000 n/d n/d	#10 24000 n/d n/d	Cathode 8300000 32,8 36,8			Ident. mg/kg sol % sorbé mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
Réservoir 420 0,0 0,0	20000 0,1 0,1	190000 0,8 0,8	130000 0,5 0,6	180000 0,7 0,8	230000 0,9 1,0	600000 2,4 2,7	2800000 10,9 12,2	2900000 11,4 12,7	Réservoir 38000 0,2 0,2				
P.P 330 0,0 0,0	#43 170 n/d n/d	#41 1600 n/d n/d	#33 1100 n/d n/d	#31 1500 n/d n/d	#23 1900 n/d n/d	#21 5000 n/d 5000	#13 23000 n/d n/d	#11 24000 n/d n/d	P.P 2800 0,0 0,0			Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
P.F 420 0,0 0,0	20000 0,1 0,1	190000 0,8 0,8	130000 0,5 0,6	180000 0,7 0,8	230000 0,9 1,0	600000 2,4 2,7	2800000 10,9 12,2	2900000 11,4 12,7	P.F. 37000 0,1 0,2				
									Dépot 0 0,0 0,0	Circula. cath. 240000 1,0 1,0			
Total 1300 0,0 0,0	170 41000 0,2 0,2	1600 380000 1,5 1,7	1100 260000 1,0 1,2	1500 360000 1,4 1,6	1900 460000 1,8 2,0	5000 1200000 4,7 5,3	23000 5500000 21,8 24,4	24000 5700000 22,7 25,5	Total 8400000 33,1 37,1			moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final.	

Pb initial retracé (ug) : 25000000
 Pb final retracé (ug) : 23000000 % différence : 9

Tableau F.29 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC5

Essai : CC5

Dates : 1994-07-27 au 1994-08-15

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 69,29Volume (cm³) : 1143

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge KC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-07-27 17:15	0,0	-1,20	0,03	0,02	0,01	-0,01	0,01	0,04	0,13	0,13	-0,94	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-07-27 17:15	0,0	0,82	7,40	10,81	10,51	11,75	10,65	6,35	2,54	61,20	3,12	125,2	1911	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-07-27 17:45	0,5	2,31	7,48	9,39	9,39	10,75	9,60	4,60	2,18	56,00	2,82	126,4	1708	n/d	n/a	0,23	3,69	1,49
94-07-27 22:45	5,5	1,97	6,51	5,22	6,43	8,43	7,03	2,26	2,16	40,10	1,94	128,8	1152	n/d	n/a	2,52	34,34	13,37
94-07-28 11:00	17,8	1,42	4,50	3,38	5,54	5,97	5,18	1,77	2,05	29,90	1,43	127,7	860	3,71	610	8,18	89,33	34,01
94-07-28 22:30	29,3	0,82	3,75	3,58	4,15	4,58	4,20	1,31	2,43	24,90	1,18	125,5	720	3,90	365	13,42	129,22	49,04
94-07-29 10:15	41,0	0,82	3,40	4,21	3,59	3,98	3,73	1,25	2,42	23,50	1,11	128,8	670	3,89	380	18,76	165,09	62,47
94-07-29 22:30	53,3	0,80	3,07	4,83	2,98	3,55	3,38	1,64	2,03	22,40	1,05	127,0	635	3,68	670	24,35	200,77	75,71
94-07-30 12:45	67,5	0,79	3,04	6,04	2,67	3,36	3,27	1,66	2,07	23,00	1,10	127,0	681	3,61	790	30,87	241,85	91,02
94-07-30 22:45	77,5	0,78	2,93	6,73	2,53	3,17	3,15	1,67	2,07	23,20	1,11	126,8	673	3,64	550	35,44	271,16	102,06
94-07-31 10:45	89,5	0,77	3,05	7,54	2,65	3,04	3,08	1,72	1,92	23,80	1,18	126,4	705	3,61	665	40,81	308,88	115,72
94-07-31 22:00	100,7	0,77	2,90	8,05	2,79	2,91	2,90	1,68	1,41	24,00	1,19	126,1	723	3,58	615	46,02	340,81	128,95
94-08-01 10:45	113,5	0,75	2,86	8,95	3,02	2,82	2,83	1,66	1,79	24,80	1,26	126,4	763	3,55	685	51,81	380,09	144,56
94-08-01 20:45	123,5	0,73	2,78	9,40	3,02	2,87	2,72	1,68	1,77	24,80	1,27	126,3	772	3,56	530	56,38	411,42	157,21
94-08-02 10:30	137,3	0,79	2,78	10,68	3,18	2,69	2,71	1,66	1,75	26,20	1,38	126,1	836	3,54	745	62,61	455,67	175,41
94-08-03 01:45	152,5	0,71	2,59	11,63	3,23	2,74	2,65	1,77	1,93	27,40	1,45	124,8	888	3,58	795	69,50	506,94	189,93
94-08-03 15:30	168,3	0,68	2,41	11,88	3,40	2,67	2,53	1,73	1,79	27,00	1,45	126,3	878	3,55	745	75,71	553,90	216,83
94-08-03 23:45	174,5	0,68	2,39	11,72	3,60	2,64	2,51	1,74	1,65	27,10	1,46	125,5	893	3,55	440	79,45	581,99	228,83
94-08-04 14:00	188,8	0,68	2,32	12,31	4,50	2,76	2,55	1,83	1,71	28,80	1,58	125,7	963	3,55	785	85,89	632,02	250,50
94-08-05 01:15	200,0	0,68	2,27	12,06	5,39	2,63	2,51	1,82	1,71	29,20	1,61	125,7	984	3,55	600	90,98	673,03	286,47
94-08-05 15:15	214,0	0,70	2,18	12,19	6,90	2,92	2,64	1,95	1,58	31,20	1,76	125,9	1072	3,55	740	97,32	726,22	282,09
94-08-05 21:30	220,3	0,69	2,09	12,02	7,33	2,99	2,66	1,88	1,53	31,30	1,79	125,7	1089	3,50	340	100,15	750,79	303,17
94-08-06 11:15	234,0	0,69	2,02	11,72	8,06	3,03	2,73	1,81	1,50	31,70	1,82	125,8	1111	3,51	720	106,38	805,25	327,99
94-08-07 00:30	247,3	0,69	1,95	11,80	8,49	3,37	2,53	2,08	1,62	32,60	1,87	125,2	1145	3,55	705	112,37	858,71	352,47
94-08-07 11:30	258,2	0,69	1,87	11,67	9,05	3,28	2,71	2,05	1,55	33,00	1,91	124,9	1171	3,56	500	117,32	903,83	373,25
94-08-07 22:45	269,5	0,69	1,87	11,57	9,49	3,15	3,26	1,75	1,52	33,30	1,98	125,2	1201	3,58	515	122,38	950,47	395,02
94-08-08 12:15	283,0	0,69	1,80	11,31	9,87	3,20	3,40	1,54	1,47	33,40	1,98	125,5	1212	3,49	625	128,47	1006,80	421,66
94-08-08 23:30	294,2	0,68	1,80	11,17	10,00	3,11	3,39	1,35	1,16	32,80	1,98	125,4	1208	3,40	440	133,58	1053,62	443,94
94-08-09 11:45	308,5	0,67	3,37	16,75	15,83	4,62	5,37	2,40	1,48	50,70	3,04	249,3	935	n/d	n/a	133,58	1053,62	443,94
94-08-09 22:15	317,0	0,71	3,38	17,08	16,98	4,55	5,11	2,57	1,39	52,00	3,12	249,8	958	3,80	500	144,41	1222,66	485,53
94-08-10 11:45	330,5	0,69	3,26	17,10	18,56	5,73	5,13	2,20	1,37	54,30	3,32	250,4	1017	3,57	630	153,85	1357,21	517,89
94-08-11 00:45	343,5	0,70	3,12	16,77	18,98	7,47	5,25	2,05	1,27	55,80	3,46	251,1	1058	3,70	770	177,74	1716,11	605,51
94-08-11 10:45	353,5	0,72	2,93	16,65	19,01	8,80	5,31	2,20	2,18	58,10	3,56	251,3	1086	3,64	535	186,78	1859,17	640,62
94-08-12 00:00	366,8	0,80	3,04	16,62	19,48	11,17	5,67	2,35	1,92	61,40	3,78	257,1	1127	3,59	840	198,90	2080,42	689,27

Tableau F.30 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC5

Essai : CC5

Dates : 1994-07-27 au 1994-08-15

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm2) : 69,29

Volume (cm3) : 1143

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge KC	Energie (W*h)	T (N*h/cm)
94-08-12 12:45	379,5	1,08	2,72	15,87	16,73	12,81	5,73	2,43	1,91	61,50	3,76	251,7	1151	3,69	760	210,58	2259,74	737,49
94-08-12 22:00	388,7	1,72	2,62	15,28	18,48	13,22	5,85	2,25	1,71	61,40	3,77	247,0	1171	3,86	560	218,88	2401,47	772,43
94-08-13 11:00	401,8	1,73	2,50	15,03	18,13	13,95	5,82	2,87	1,24	61,50	3,78	240,4	1205	3,63	775	230,29	2598,15	821,53
94-08-13 23:45	414,5	1,86	2,40	14,60	17,71	15,08	6,02	2,72	0,79	61,50	3,82	227,9	1283	3,82	745	241,04	2779,76	869,95
94-08-14 11:15	426,0	1,74	2,32	13,98	17,17	15,78	5,94	2,90	1,45	61,60	3,78	222,3	1302	3,76	695	250,36	2939,09	913,61
94-08-14 21:15	436,0	2,31	2,17	13,32	17,09	16,30	6,06	2,78	1,31	61,60	3,77	212,8	1359	3,42	590	258,18	3073,04	951,34
94-08-15 10:15	449,0	2,01	2,08	12,88	16,72	17,02	6,44	2,81	1,29	61,60	3,80	210,5	1382	3,54	770	268,08	3242,45	1000,52
94-08-15 15:45	454,5	2,32	2,00	12,73	16,47	17,08	6,58	2,88	1,26	61,70	3,78	204,7	1413	3,84	315	272,20	3312,84	1021,35
94-08-15 15:45	454,5	0,43	0,39	0,10	0,35	-0,45	0,81	0,12	0,10	1,77	0,06	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

Tableau F.31 : Suite du tableau F.30 ; Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC5

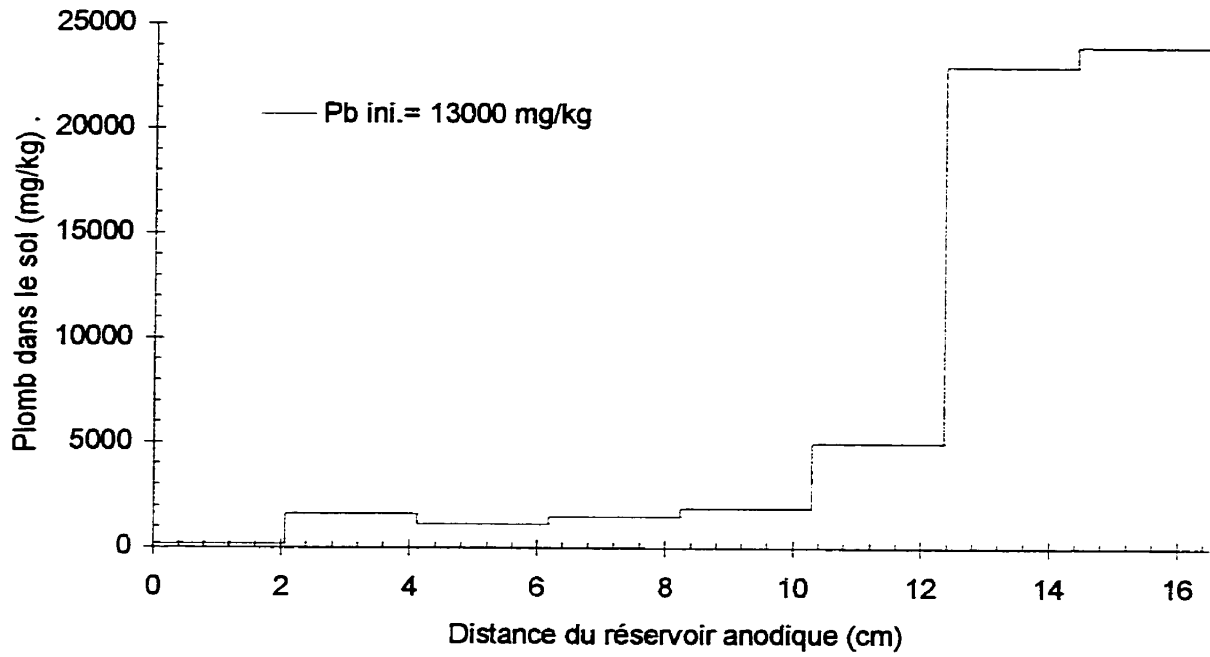


Figure F.25 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai CC5

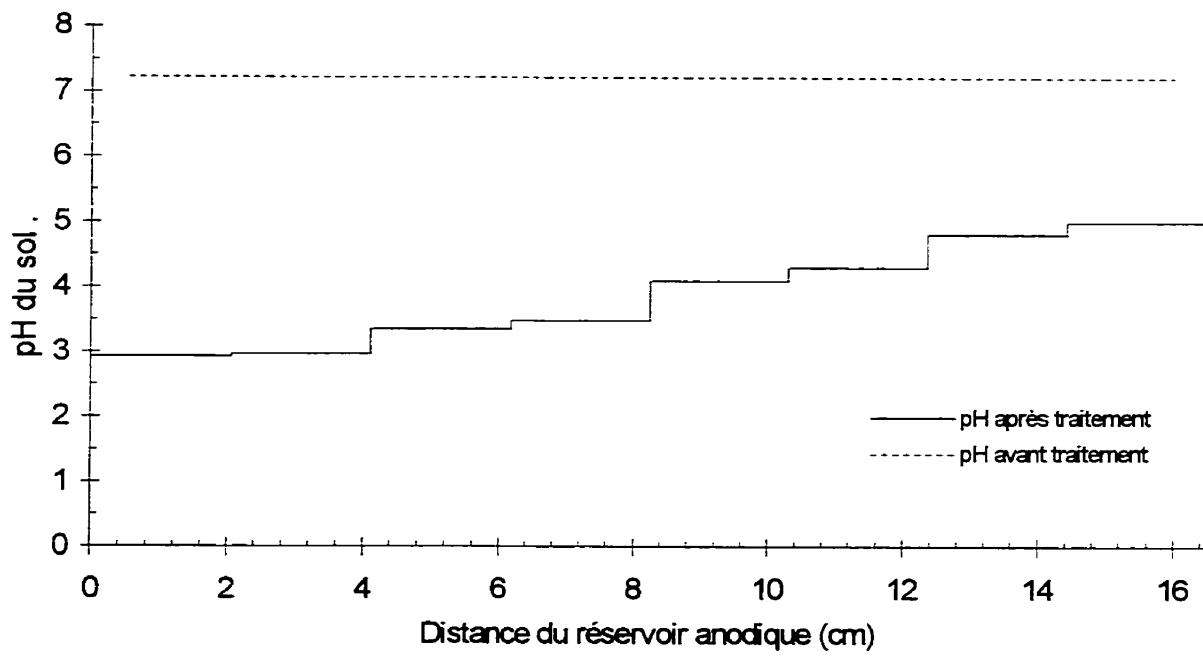


Figure F.26 : Profils de pH du sol pour l'essai CC5

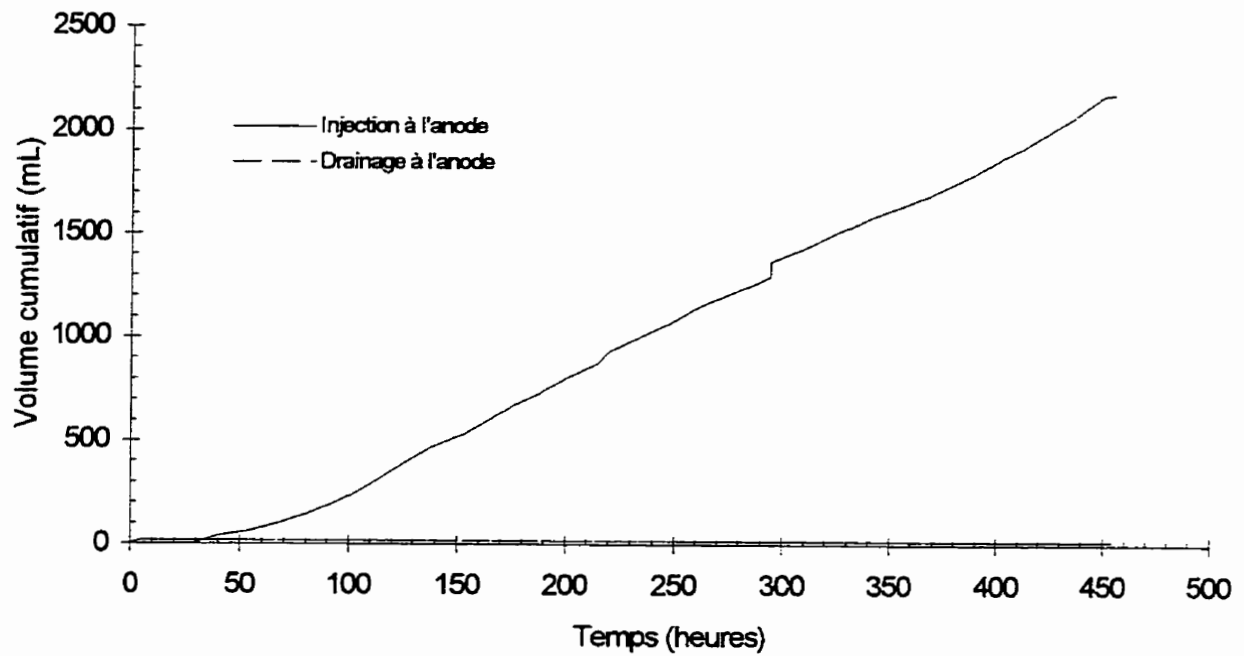


Figure F.27 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC5

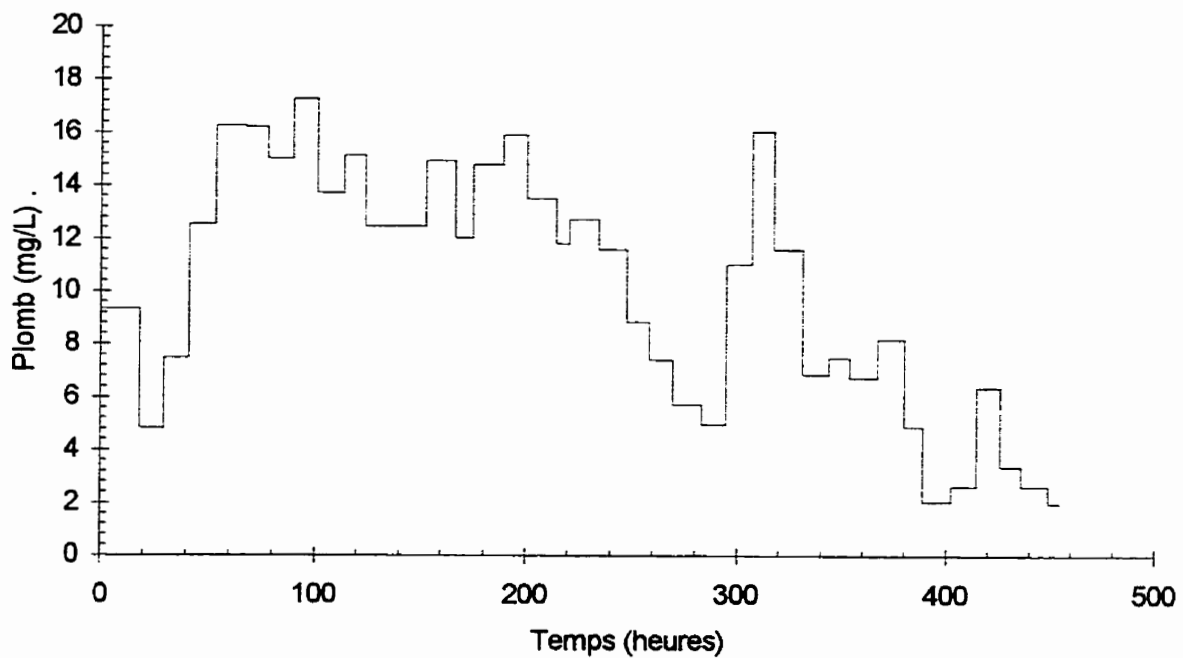


Figure F.28 : Évolution de la concentration dans le temps du plomb dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC5

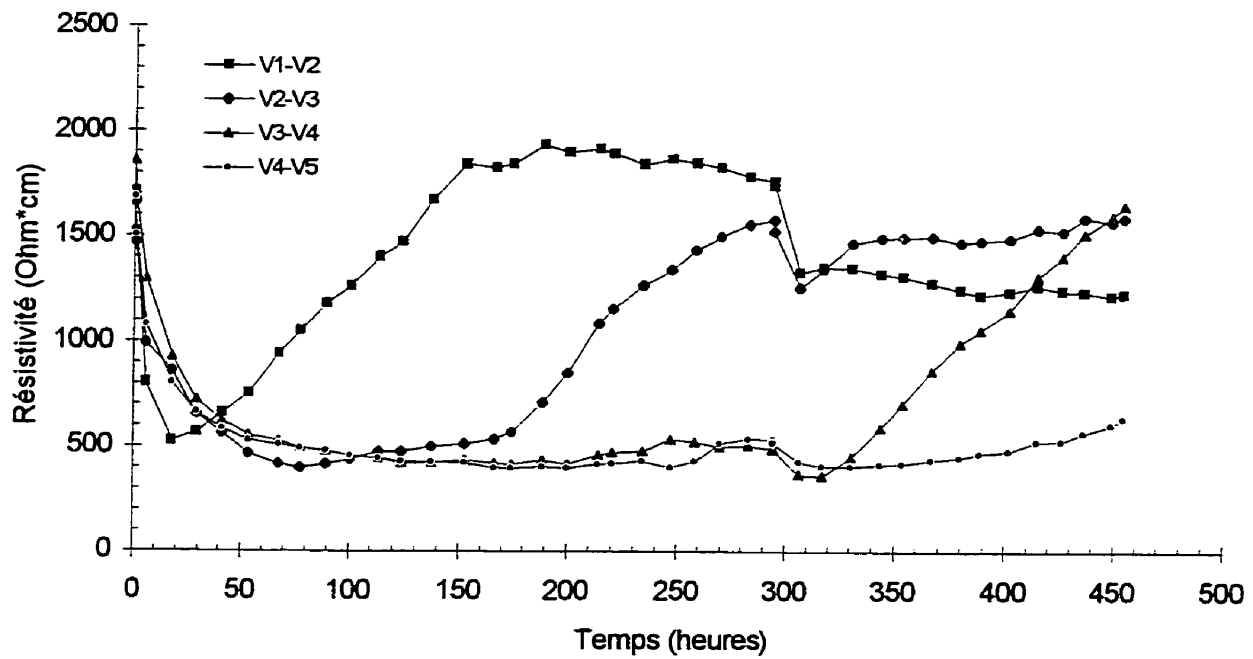


Figure F.29 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC5

Essai : CC6
 Sol : #2a
 Dates : 1994-08-04 au 1994-08-15
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode: CH₃COOH 0,87 M + CH₃COONH₄ 1 M
 Pré-traitement : Aucun

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	PLOMB		
							Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1462	0,99	30,09	24,11	25,87	7,10	11000	n/d	n/d
C#2	1463	0,98	30,10	23,68	28,28	7,40	11000	n/d	n/d
C#3	1464	0,98	30,43	23,70	29,62	7,16	16000	n/d	n/d
43	1459	0,98	34,70	26,79	30,65	3,96	2400	n/d	n/d
42	n/d	n/d	n/d	n/d	30,65	3,96	2400	n/d	n/d
41	1457	0,99	41,97	32,32	30,80	3,98	2100	n/d	n/d
40	n/d	n/d	n/d	n/d	30,80	3,98	2100	n/d	n/d
33	1455	0,98	42,17	33,26	27,60	4,61	4100	n/d	n/d
32	n/d	n/d	n/d	n/d	27,60	4,61	4100	n/d	n/d
31	1453	0,98	39,19	31,14	26,69	5,46	25000	n/d	n/d
30	n/d	n/d	n/d	n/d	26,69	5,46	25000	n/d	n/d
23	1451	0,98	59,43	48,18	23,83	5,44	14000	n/d	n/d
22	n/d	n/d	n/d	n/d	23,83	5,44	14000	n/d	n/d
21	1449	0,97	44,20	35,54	25,05	5,48	17000	n/d	n/d
20	n/d	n/d	n/d	n/d	25,05	5,48	17000	n/d	n/d
13	1447	0,99	52,48	42,54	23,92	5,93	15000	n/d	n/d
12	n/d	n/d	n/d	n/d	23,92	5,93	15000	n/d	n/d
11	1445	0,99	47,02	36,94	28,04	6,06	7400	n/d	n/d
10	n/d	n/d	n/d	n/d	28,04	6,06	7400	n/d	n/d

Conditions initiales : 27,92 7,22 13000 n/d n/d
 Conditions finales : 27,07 5,12 11000 n/d n/d

Paramètre de transport (V*h/cm) : 243
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 175,8
 Pourcentage d'extraction (Pb) : 15
 Extraction de l'eau des pores (Pb) : n/d
 Désorption (Pb) : n/d

Tableau F.32 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores de l'essai CC6

Essai : CC6
 Sol : #2a
 Dates : 1994-08-04 au 1994-08-15
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE		LÉGENDE	
Anode 420000 1,9 1,7	#42 2400 n/d n/d	#40 2100 n/d n/d	#32 4100 n/d n/d	#30 25000 n/d n/d	#22 14000 n/d n/d	#20 17000 n/d n/d	#12 15000 n/d n/d	#10 7400 n/d n/d	Cathode 4600000 20,4 18,5			Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
Réservoir 7200 0,0 0,0	270000 1,2 1,1	230000 1,0 0,9	460000 2,0 1,8	2800000 12,3 11,2	1600000 6,9 6,3	1900000 8,4 7,6	1700000 7,4 6,7	820000 3,7 3,3	Réservoir 23000 0,1 0,1				
P.P 44000 0,2 0,2									P.P 13000 0,1 0,1			Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
P.F 12000 0,1 0,0	#43 2400 n/d n/d	#41 2100 n/d n/d	#33 4100 n/d n/d	#31 25000 n/d n/d	#23 14000 n/d n/d	#21 17000 n/d n/d	#13 15000 n/d n/d	#11 7400 n/d n/d	P.F. 20000 0,1 0,1				
	270000 1,2 1,1	230000 1,0 0,9	460000 2,0 1,8	2800000 12,3 11,2	1600000 6,9 6,3	1900000 8,4 7,6	1700000 7,4 6,7	820000 3,7 3,3	Dépôt 0 0,0 0,0	Circula. cath. 330000 1,4 1,3			
Total 480000 2,1 1,9	2400 530000 2,4 2,2	2100 470000 2,1 1,9	4100 910000 4,0 3,7	25000 5600000 24,7 22,4	14000 3100000 13,8 12,5	17000 3800000 16,8 15,2	15000 3300000 14,8 13,4	7400 1600000 7,3 6,6	Total 4700000 20,6 18,8			moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final.	

Pb initial retracé (ug) : 23000000
 Pb final retracé (ug) : 25000000 % différence : 8

Tableau F.33 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC6

Essai : CC6

Dates : 1994-08-04 au 1994-08-15

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 97,95Volume (cm³) : 1121

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-08-04 16:30	0,0	0,18	-0,04	0,04	-0,04	-0,02	-0,07	0,04	0,16	0,23	-0,94	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-08-04 16:30	0,0	1,71	1,73	10,77	11,24	12,31	11,62	7,47	2,64	60,30	3,28	127,5	1972	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-08-04 17:00	0,5	1,95	0,97	9,78	10,26	11,44	10,58	6,72	2,68	55,00	3,00	124,3	1852	n/d	n/a	0,23	3,63	1,57
94-08-05 01:15	8,8	1,38	0,77	1,98	3,50	7,30	6,88	3,02	2,31	27,80	1,40	129,2	832	3,38	800	3,99	46,92	19,75
94-08-05 15:15	22,7	1,67	0,76	1,54	1,96	3,53	5,50	2,75	2,28	20,30	0,90	131,2	523	3,50	885	10,55	90,78	35,84
94-08-05 21:30	29,0	1,75	0,88	1,26	1,67	2,85	4,50	2,54	2,28	17,80	0,73	124,5	452	3,48	375	13,43	105,98	40,93
94-08-06 11:15	42,8	1,75	1,08	1,01	1,19	2,21	3,36	2,49	2,27	15,40	0,58	125,4	339	3,48	830	19,61	134,50	49,79
94-08-07 00:15	55,7	2,07	1,31	0,90	0,95	2,01	2,68	2,39	2,28	14,60	0,47	125,2	288	3,49	785	25,48	158,93	56,44
94-08-07 11:45	67,3	1,78	2,19	0,91	0,86	1,92	2,21	2,16	2,18	14,70	0,42	125,3	258	3,55	575	30,68	180,04	61,54
94-08-07 22:45	76,2	2,14	3,47	0,86	0,78	1,71	1,93	1,88	2,15	15,00	0,38	125,9	230	3,56	600	35,64	200,55	65,94
94-08-08 12:30	92,0	1,68	3,71	1,19	0,59	1,60	1,80	1,91	2,14	14,80	0,37	128,3	224	3,57	740	41,98	226,39	71,09
94-08-08 23:15	102,8	2,07	3,67	1,33	0,57	1,45	1,56	1,56	1,95	14,30	0,35	127,2	211	3,63	480	46,79	246,21	74,96
94-08-08 23:15	102,8	2,59	6,86	2,82	1,58	2,84	3,07	3,08	2,18	24,90	0,72	249,3	222	n/d	n/a	46,79	246,21	74,96
94-08-09 11:45	115,3	2,07	7,30	3,38	1,39	2,14	2,36	2,02	1,89	22,80	0,66	250,1	203	3,94	625	59,02	320,65	83,62
94-08-09 22:15	125,8	1,96	7,03	4,00	1,33	2,08	2,29	2,32	1,97	23,20	0,69	252,0	211	3,88	730	67,51	361,28	90,73
94-08-10 11:45	139,3	2,10	7,53	7,80	0,97	2,02	2,09	2,37	2,03	27,10	0,92	250,3	282	3,83	940	79,72	466,55	101,62
94-08-11 00:45	152,3	1,27	6,46	4,69	1,49	2,49	1,69	1,90	1,61	21,80	0,74	252,0	225	3,84	940	91,47	546,38	112,41
94-08-11 10:45	162,2	1,30	7,62	7,04	1,43	2,33	1,59	2,06	1,75	25,20	0,89	251,7	269	3,83	640	100,54	605,57	120,53
94-08-12 00:00	175,5	1,23	6,21	7,07	1,40	2,31	1,65	1,96	1,62	23,60	0,89	251,6	270	3,79	1015	112,54	686,93	132,28
94-08-12 12:45	188,3	1,16	7,35	8,02	1,34	2,25	1,51	1,94	1,39	25,10	0,94	251,6	285	3,84	885	124,09	765,07	143,91
94-08-12 22:00	197,5	1,15	6,91	10,09	1,43	2,20	1,40	1,84	1,39	26,70	1,08	250,9	330	3,82	640	132,48	825,29	153,24
94-08-13 11:00	210,5	1,14	6,85	11,13	1,53	2,17	1,43	1,59	1,42	27,50	1,16	251,0	355	3,81	920	144,21	913,70	167,81
94-08-13 23:45	223,3	1,16	6,17	12,42	2,10	2,05	1,43	1,49	1,30	28,30	1,29	252,0	391	3,82	900	155,75	1003,16	183,41
94-08-14 11:15	234,8	1,15	6,17	10,67	2,37	2,21	1,61	1,66	1,18	27,50	1,22	252,4	370	3,84	800	166,19	1084,08	197,61
94-08-14 21:30	245,0	1,15	5,98	13,07	2,36	2,30	1,78	1,38	1,38	29,60	1,39	253,0	422	3,81	720	175,52	1156,03	211,20
94-08-15 10:30	258,0	1,13	6,28	11,42	2,60	2,23	1,97	1,37	1,36	28,60	1,30	251,4	397	3,81	915	187,32	1253,44	226,72
94-08-15 21:15	268,7	1,15	5,80	12,81	2,93	2,25	2,01	1,35	1,37	29,90	1,43	252,7	433	3,81	785	197,08	1332,69	243,39
94-08-15 21:15	268,7	0,80	0,17	0,29	-0,09	0,06	-0,02	-0,01	0,06	1,80	0,02	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

Tableau F.34 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC6

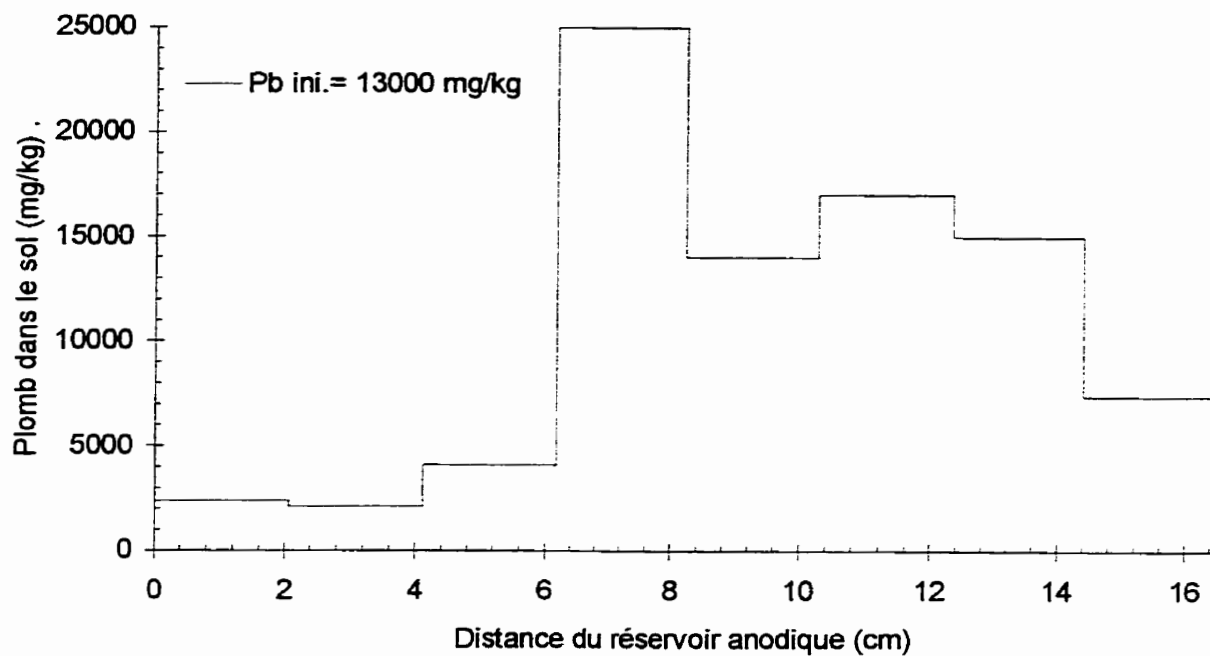


Figure F.30 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai CC6

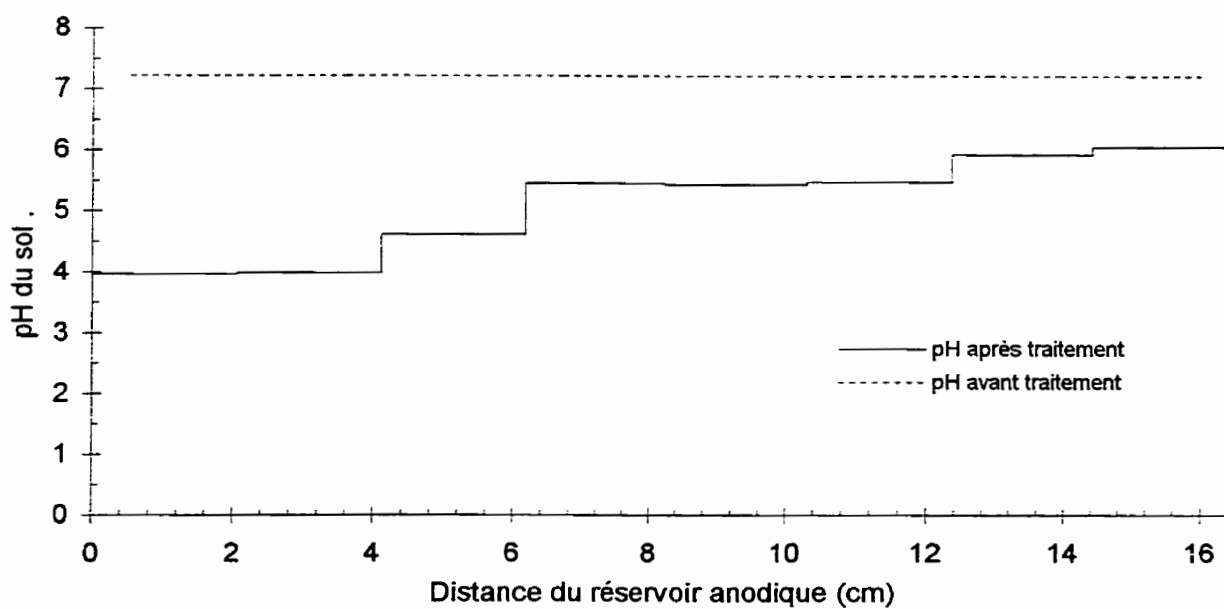


Figure F.31 : Profils de pH du sol pour l'essai CC6

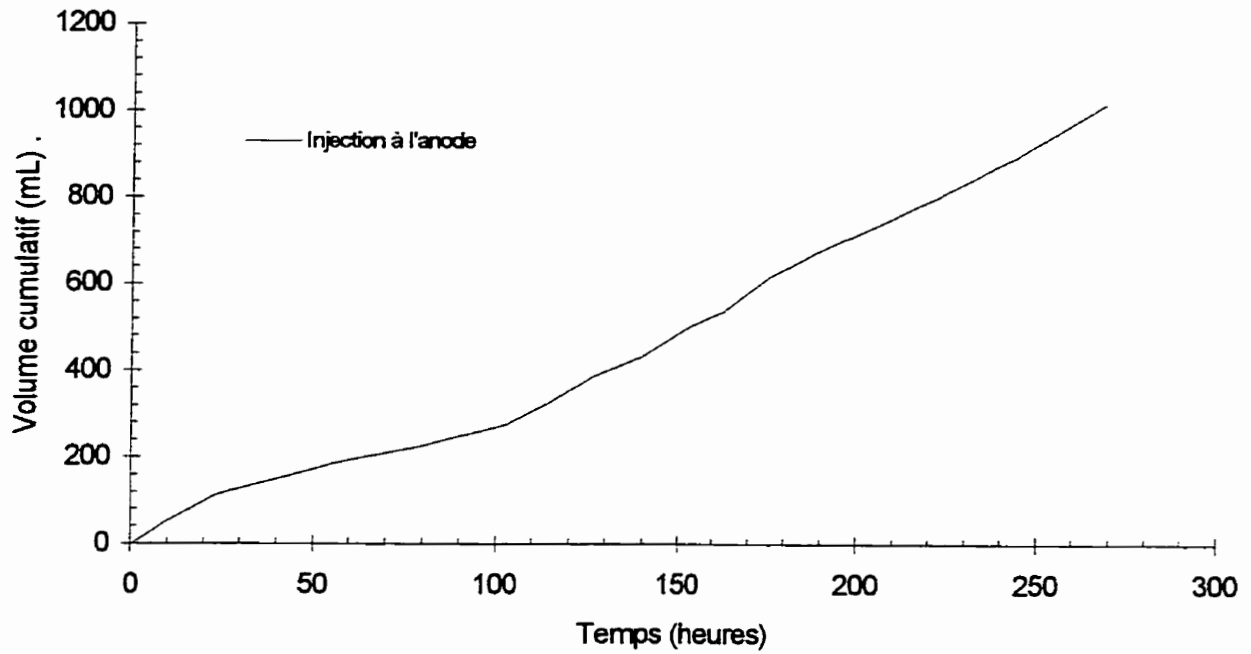


Figure F.32 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC6

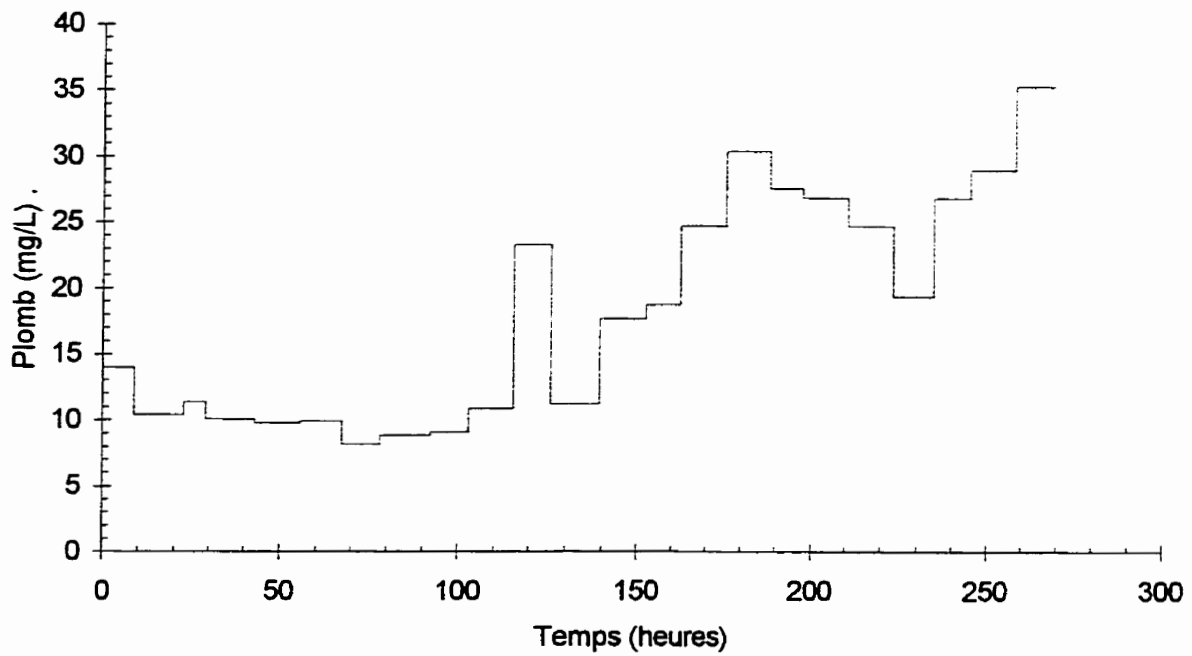


Figure F.33 : Évolution de la concentration dans le temps du plomb dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC6

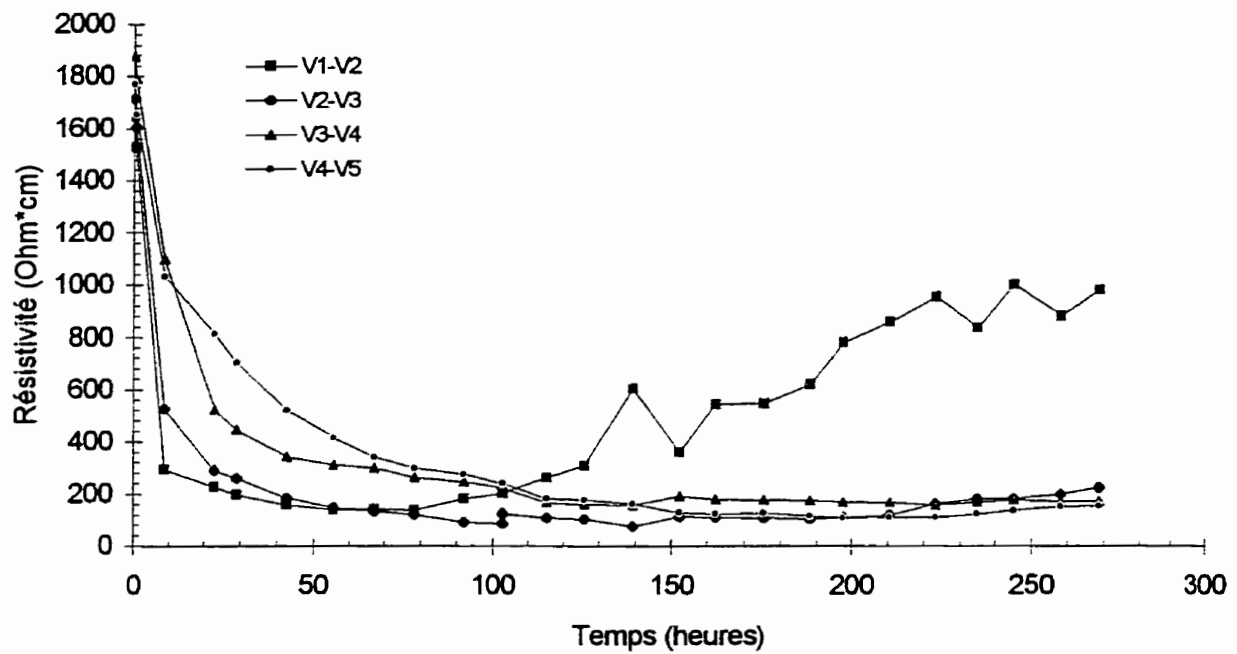


Figure F.34 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC6

Essai : CC7
 Sol : #2b
 Dates : 1994-10-17 au 1994-11-11
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : CH₃COOH 0,87 M
 Pré-traitement : 3,0 moles H⁺/L A.F.

Anode						Cathode	
V1		V2		V3		V4	V5
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	PLOMB		
							Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1660	1,00	50,83	36,87	38,92	4,27	22000	5700	87
C#2	1661	1,00	45,46	30,87	48,84	4,38	22000	5800	88
C#3	1662	1,00	53,64	34,46	57,32	4,22	20000	5700	85
43	1702	1,00	46,76	29,76	59,11	3,16	210	n/d	n/d
42	1703	1,00	30,14	18,37	67,76	3,46	140	n/d	n/d
41	1704	1,00	39,17	26,23	51,29	2,97	160	n/d	n/d
40	1705	1,00	34,34	21,83	60,06	3,49	79	n/d	n/d
33	1706	1,00	58,72	38,80	52,70	3,33	250	n/d	n/d
32	1707	1,00	61,22	38,83	59,19	3,35	110	n/d	n/d
31	1708	1,00	57,23	37,04	56,02	3,36	300	n/d	n/d
30	1709	1,00	35,27	22,78	57,35	3,27	1700	n/d	n/d
23	1710	1,00	52,24	34,41	53,37	3,41	850	n/d	n/d
22	1711	1,00	51,84	32,95	59,12	3,44	570	n/d	n/d
21	1712	1,00	48,70	32,05	53,62	3,54	2300	n/d	n/d
20	1713	1,00	53,97	34,35	58,83	3,57	720	n/d	n/d
13	1714	1,00	54,29	36,74	49,10	3,62	2300	n/d	n/d
12	1715	1,00	53,11	33,96	58,10	3,73	5400	n/d	n/d
11	1716	1,00	47,02	31,31	51,83	3,80	2300	n/d	n/d
10	1717	1,00	68,65	44,42	55,80	3,91	1600	n/d	n/d

Conditions initiales : 48,36 4,29 21000 5700 87
 Conditions finales : 56,45 3,46 1200 n/d n/d

Pourcentage d'extraction (Pb) : 94

Paramètre de transport (V*h/cm) : 552
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 427,9

Extraction de l'eau des pores (Pb) : n/d
 Désorption (Pb) : n/d

Tableau F.35 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le plomb total et dans l'eau des pores de l'essai CC7

Essai : CC7
 Sol : #2b
 Dates : 1994-10-17 au 1994-11-11
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE		LÉGENDE	
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode		Ident.		
430000	140	79	110	1700	570	720	5400	1600	33000000	mg/kg sol			
1,1	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	86,3	mg/L eau			
1,2	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	91,1	% sorbé			
Réservoir	13000	7300	10000	160000	53000	67000	500000	150000	Réservoir	ug de Pb			
7700	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,2	1,3	0,4	23000	% p/r initi			
0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,2	1,4	0,4	0,1	% p/r final			
0,0									0,1				
P.P									P.P				
46000									13000	Ident.			
0,1	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	ug de Pb			
0,1	210	160	250	300	850	2300	2300	2300	0,0	% p/r initi			
P.F	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	P.F.	% p/r final			
11000	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	2300	n/d	n/d	26000				
0,0	19000	15000	23000	28000	79000	210000	210000	210000	0,1				
0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,6	0,6	0,6	0,1				
	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,6	0,6	0,6	0,1	Circula. cath.			
									0	920000			
									0,0	2,4			
									0,0	2,6			
									0,0				
Total	175	120	180	1000	710	1510	3850	1950	Total	moy.mg/kg			
490000	32000	22000	33000	180000	130000	280000	710000	360000	33000000	ug Pb total			
1,3	0,1	0,1	0,1	0,5	0,3	0,7	1,9	0,9	86,5	% p/r initi			
1,4	0,1	0,1	0,1	0,5	0,4	0,8	2,0	1,0	91,2	% p/r final.			

Pb initial retracé (ug) : 38000000
 Pb final retracé (ug) : 36000000 % différence : 6

Tableau F.36 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC7

Essai: CC7

Dates : 1994-10-17 au 1994-11-11

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 77,02Volume (cm³) : 1271

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge KC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-10-17 17:15	0,0	-0,95	0,20	0,00	0,00	0,02	-0,01	-0,34	0,87	-0,21	-0,94	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
94-10-17 17:15	0,0	2,60	5,43	0,97	0,99	0,95	1,02	9,42	5,09	26,50	0,28	248,8	88	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-10-17 17:45	0,5	2,54	5,55	0,95	0,97	0,95	0,99	8,01	4,58	24,70	0,28	251,3	85	n/d	n/a	0,45	3,20	0,14
94-10-17 20:45	3,5	2,52	8,68	0,88	0,89	0,91	0,95	4,65	3,08	22,60	0,28	255,2	79	n/d	n/a	3,19	21,17	0,94
94-10-18 10:30	17,3	2,09	8,07	0,96	0,84	0,95	0,98	2,07	1,90	18,00	0,27	257,3	80	n/d	n/a	15,87	92,69	4,55
94-10-18 21:15	28,0	2,00	8,10	1,90	0,94	0,93	0,97	1,72	1,70	18,30	0,34	257,5	102	4,02	n/a	25,83	142,92	7,79
94-10-19 10:15	41,0	1,91	7,82	2,97	0,92	0,98	0,98	1,48	1,57	18,70	0,42	258,4	128	n/d	n/a	37,90	204,95	12,71
94-10-19 20:30	51,2	1,81	7,39	3,81	1,03	0,97	0,98	1,39	1,51	18,80	0,47	260,7	140	4,48	n/a	47,48	254,83	17,28
94-10-19 20:30	51,2	1,53	2,95	3,30	0,98	0,92	0,93	1,35	1,52	13,50	0,44	249,5	138	n/d	n/a	47,48	254,83	17,28
94-10-20 12:00	66,8	0,78	1,37	3,88	1,32	0,98	0,98	1,35	1,48	12,10	0,51	251,9	156	n/d	n/a	61,47	304,57	24,59
94-10-21 00:00	78,8	0,75	1,08	4,12	1,57	0,94	0,98	1,31	1,49	12,30	0,54	252,1	187	4,18	n/a	72,36	341,47	30,89
94-10-21 13:15	92,0	0,73	0,85	4,30	1,84	0,99	0,98	1,38	1,03	12,10	0,58	255,1	178	n/d	n/a	84,45	382,46	38,31
94-10-21 20:30	99,2	0,73	0,70	4,29	1,97	1,07	0,94	1,34	1,02	12,10	0,59	249,9	183	4,42	n/a	91,04	404,61	42,55
94-10-22 15:00	117,8	0,73	0,39	4,30	2,32	1,32	0,98	1,31	1,04	12,40	0,64	249,5	197	n/d	n/a	107,67	461,20	53,89
94-10-22 23:45	126,5	0,72	0,39	4,28	2,52	1,44	0,98	1,29	1,04	12,60	0,66	249,1	205	4,74	n/a	115,53	488,47	59,55
94-10-23 11:00	137,8	0,72	0,18	4,24	2,75	1,58	1,04	1,34	1,00	12,90	0,69	249,4	213	n/d	n/a	125,62	524,22	67,12
94-10-23 22:00	148,7	0,71	0,17	4,09	2,95	1,89	1,15	1,33	0,99	13,10	0,71	249,4	219	4,23	n/a	135,50	559,88	74,78
94-10-24 12:30	163,3	0,70	0,13	3,86	3,25	1,74	1,39	1,34	0,99	13,50	0,73	250,4	226	n/d	n/a	148,54	608,08	85,19
94-10-24 22:30	173,3	0,70	0,13	3,73	3,39	1,80	1,54	1,39	0,97	13,70	0,75	252,3	229	4,39	n/a	157,59	642,28	92,59
94-10-25 13:30	188,3	0,69	0,10	3,55	3,54	1,90	1,77	1,44	0,97	14,00	0,77	252,8	236	n/d	n/a	171,23	694,73	103,98
94-10-25 23:00	197,8	0,69	0,10	3,39	3,81	1,98	1,93	1,83	0,98	14,30	0,78	250,7	240	4,26	n/a	179,84	728,57	111,30
94-10-26 11:00	209,8	0,68	0,12	3,21	3,70	2,01	2,00	2,10	0,94	14,80	0,78	251,1	241	n/d	n/a	190,68	772,38	120,65
94-10-26 22:15	221,0	0,67	0,10	3,09	3,74	2,11	2,20	2,52	0,94	15,50	0,80	250,7	248	4,39	650	200,84	815,14	129,51
94-10-27 15:30	238,3	0,74	0,72	2,92	3,63	2,20	2,52	3,82	1,33	17,80	0,81	250,0	250	n/d	n/a	218,38	887,04	143,32
94-10-27 20:30	243,2	0,76	0,80	3,25	3,60	2,21	2,62	3,52	1,39	18,30	0,83	249,7	259	3,93	650	220,88	909,59	147,42
94-10-28 14:30	261,2	0,74	3,03	1,95	2,72	2,32	3,02	6,11	2,15	22,20	0,72	248,8	223	n/d	n/a	237,03	1000,44	161,38
94-10-29 00:30	271,3	0,67	2,94	2,62	2,25	2,18	3,14	4,88	1,79	20,60	0,73	249,2	228	n/d	n/a	248,00	1053,73	168,57
94-10-29 13:15	284,0	0,63	2,14	4,32	2,14	1,82	3,13	4,20	1,52	20,00	0,82	248,8	254	n/d	n/a	257,42	1118,15	178,41
94-10-29 23:15	294,0	0,64	1,67	4,59	3,18	1,68	3,23	4,19	1,52	20,80	0,90	248,2	282	n/d	n/a	266,36	1168,82	187,01
94-10-30 10:30	305,3	0,64	1,21	4,65	3,98	1,92	2,97	3,83	1,22	20,50	0,96	249,0	300	n/d	n/a	276,43	1226,58	197,52
94-10-30 22:00	316,7	0,65	0,69	4,82	4,19	2,50	2,73	3,55	1,22	20,40	1,02	249,0	317	n/d	n/a	286,74	1285,13	208,91
94-10-31 13:45	332,5	0,67	0,27	4,84	4,32	2,99	2,70	3,14	1,11	19,90	1,05	250,0	324	n/d	n/a	300,89	1364,32	225,16
94-10-31 21:15	340,0	0,68	0,24	3,68	4,37	3,18	2,87	3,07	1,09	19,20	1,01	250,1	312	4,06	800	307,84	1400,98	232,86
94-11-01 14:15	357,0	0,68	0,18	3,67	4,40	3,18	3,46	4,32	1,55	21,60	1,05	250,0	326	n/d	n/a	322,94	1487,70	250,34
94-11-01 21:15	364,0	0,68	0,19	3,56	4,48	3,28	4,10	4,75	1,40	22,60	1,10	252,4	338	n/d	n/a	329,27	1528,56	257,87

Tableau F.37 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC7

Essai : CC7

Dates : 1994-10-17 au 1994-11-11

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 77,02Volume (cm³) : 1271

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-11-02 12:00	378,8	0,69	0,20	3,45	4,51	3,48	4,42	4,89	1,46	23,20	1,13	252,1	348	n/d	n/a	342,67	1611,76	274,35
94-11-03 00:30	391,3	0,73	0,21	3,51	4,58	3,71	4,75	5,09	1,42	24,10	1,18	251,0	365	n/d	n/a	353,99	1666,13	288,81
94-11-03 15:30	406,3	0,96	0,19	3,46	4,56	3,90	5,13	5,30	1,09	24,70	1,22	250,7	376	n/d	n/a	367,53	1777,94	306,81
94-11-03 22:30	413,3	1,07	0,29	3,40	4,58	4,01	5,16	5,58	1,28	25,40	1,23	250,8	379	n/d	n/a	373,85	1821,91	315,36
94-11-04 12:30	427,3	0,81	0,30	3,33	4,63	4,26	4,88	6,29	1,04	25,70	1,22	251,7	376	n/d	n/a	386,51	1911,78	332,49
94-11-04 21:45	436,5	0,94	0,32	3,23	4,66	4,30	4,50	6,36	0,99	25,50	1,19	253,2	365	n/d	n/a	394,92	1971,56	343,65
94-11-05 18:15	457,0	2,26	0,31	3,11	4,71	4,52	4,32	6,27	1,01	26,80	1,19	258,4	357	n/d	n/a	413,80	2108,69	366,07
94-11-06 11:15	474,0	5,22	0,30	2,94	4,63	4,75	4,70	5,18	1,02	28,80	1,22	250,1	377	4,07	725	429,36	2228,85	388,52
94-11-07 01:15	488,0	0,51	0,31	3,00	4,78	5,03	5,06	7,51	1,92	28,20	1,28	254,1	389	n/d	n/a	442,06	2329,43	405,96
94-11-07 21:15	508,0	0,54	0,29	2,85	4,83	5,22	5,31	5,70	1,45	26,40	1,31	257,6	393	n/d	n/a	460,49	2469,13	431,81
94-11-09 02:45	537,5	0,50	0,28	2,70	5,13	5,33	5,34	4,67	1,30	25,40	1,32	259,6	394	n/d	n/a	487,95	2666,71	470,59
94-11-10 00:30	559,3	0,50	0,28	2,54	5,18	5,38	5,20	3,96	1,33	24,50	1,31	248,9	407	n/d	n/a	507,88	2804,68	499,17
94-11-10 20:30	579,2	0,51	0,27	2,38	5,30	5,46	5,14	3,68	1,13	24,00	1,31	249,9	405	n/d	n/a	525,81	2925,64	525,30
94-11-11 16:30	599,3	0,53	0,28	2,27	5,45	5,66	5,30	3,67	1,25	24,50	1,33	250,4	413	3,93	700	543,82	3046,96	551,70

Tableau F.38 : Suite du tableau F.37 ; Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC7

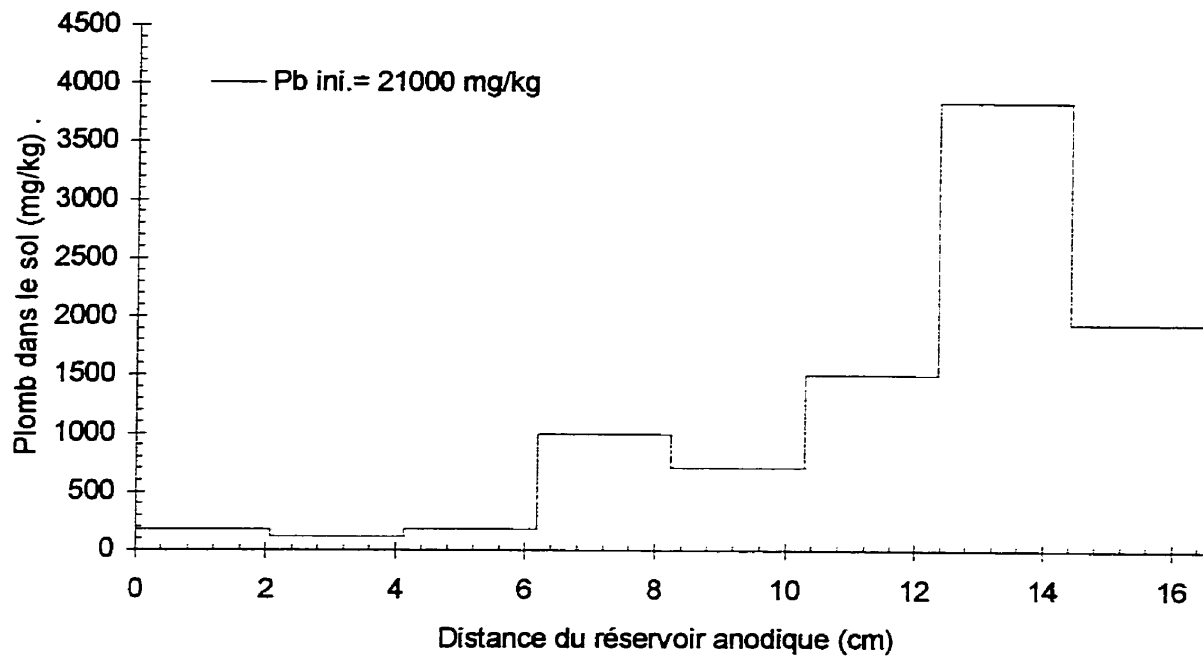


Figure F.35 : Profil de concentration en plomb dans le sol à la fin de l'essai CC7

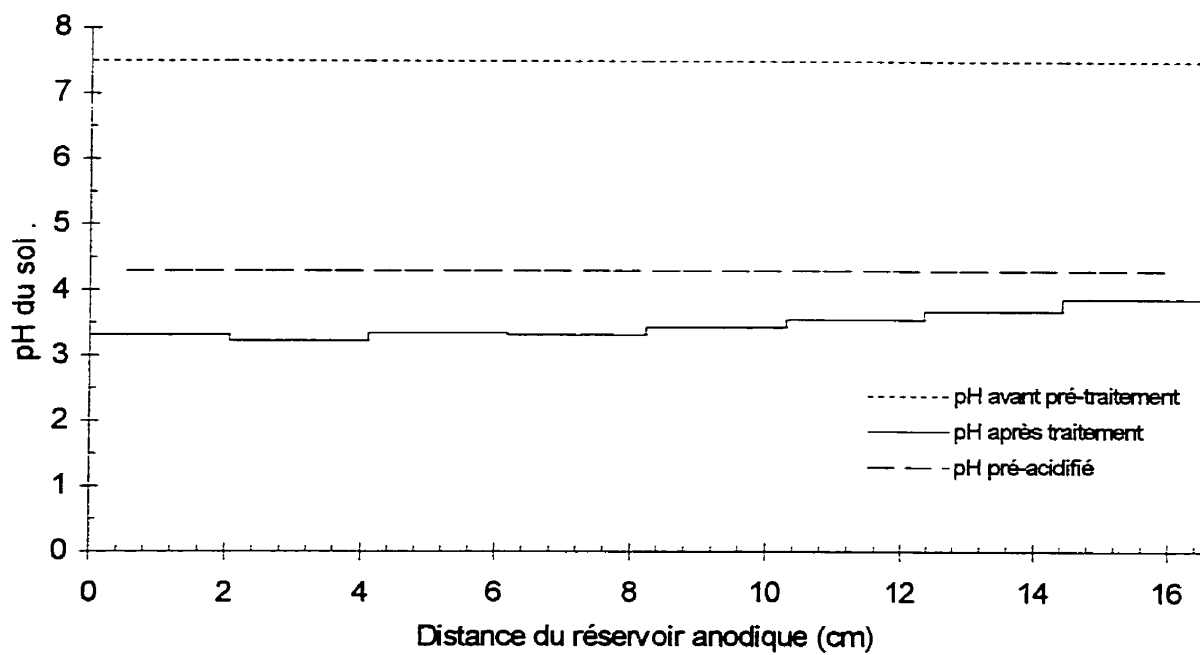


Figure F.36 : Profils de pH du sol pour l'essai CC7

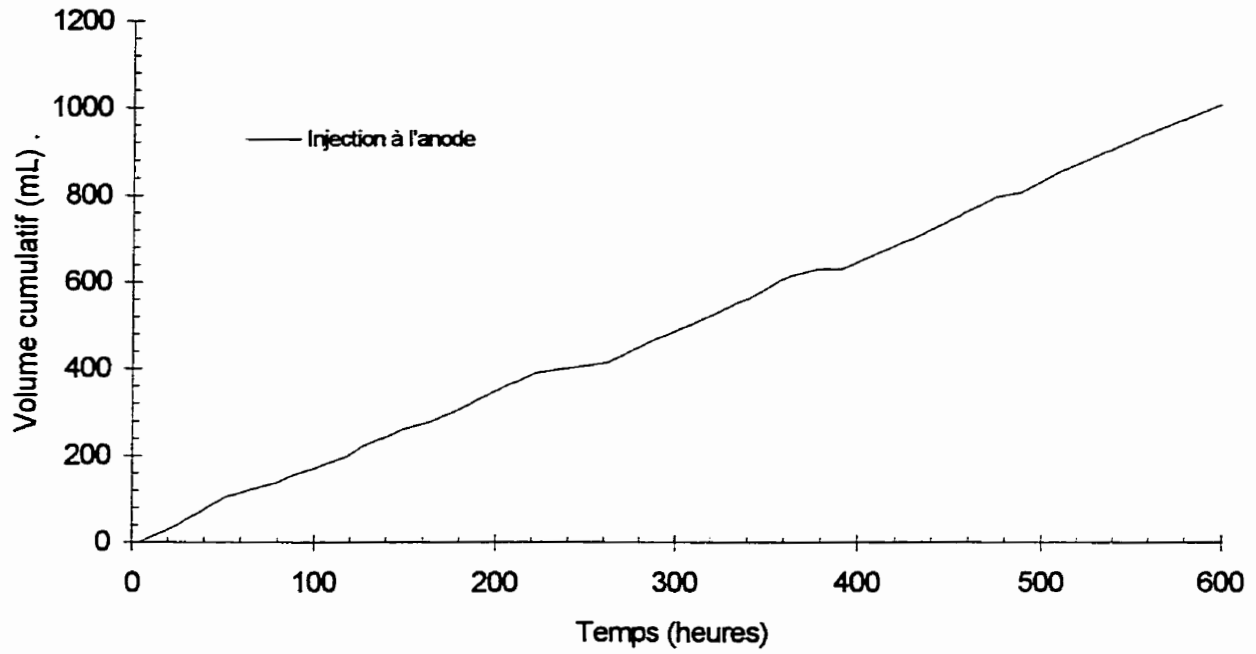


Figure F.37 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC7

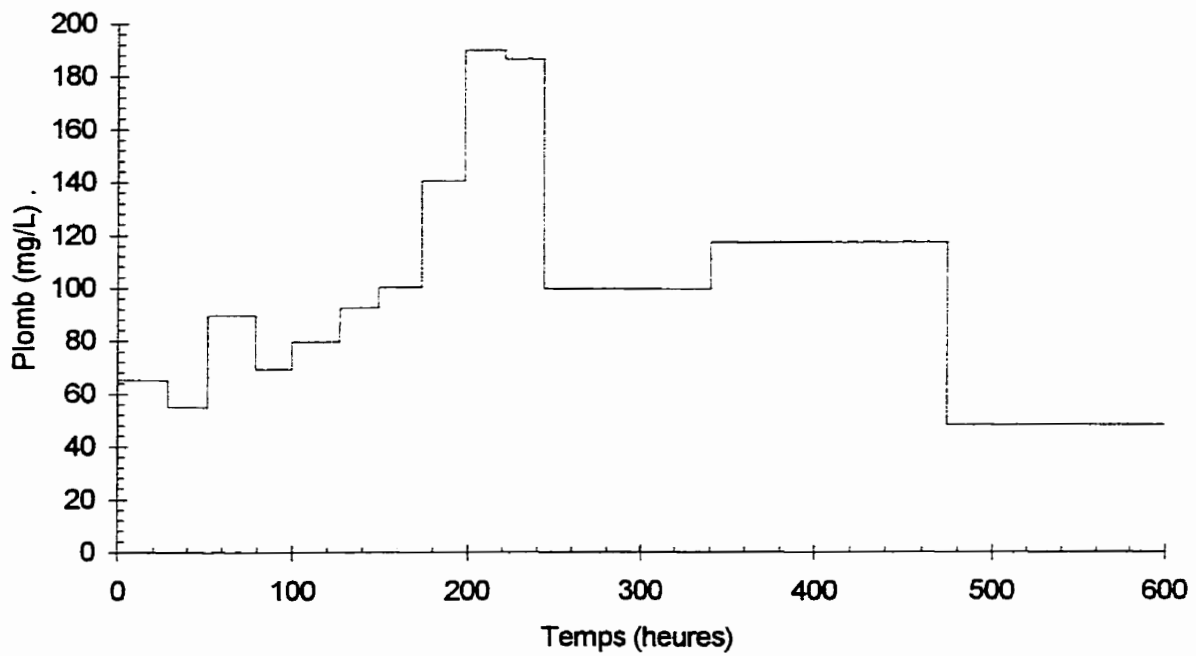


Figure F.38 : Évolution de la concentration dans le temps du plomb dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC7

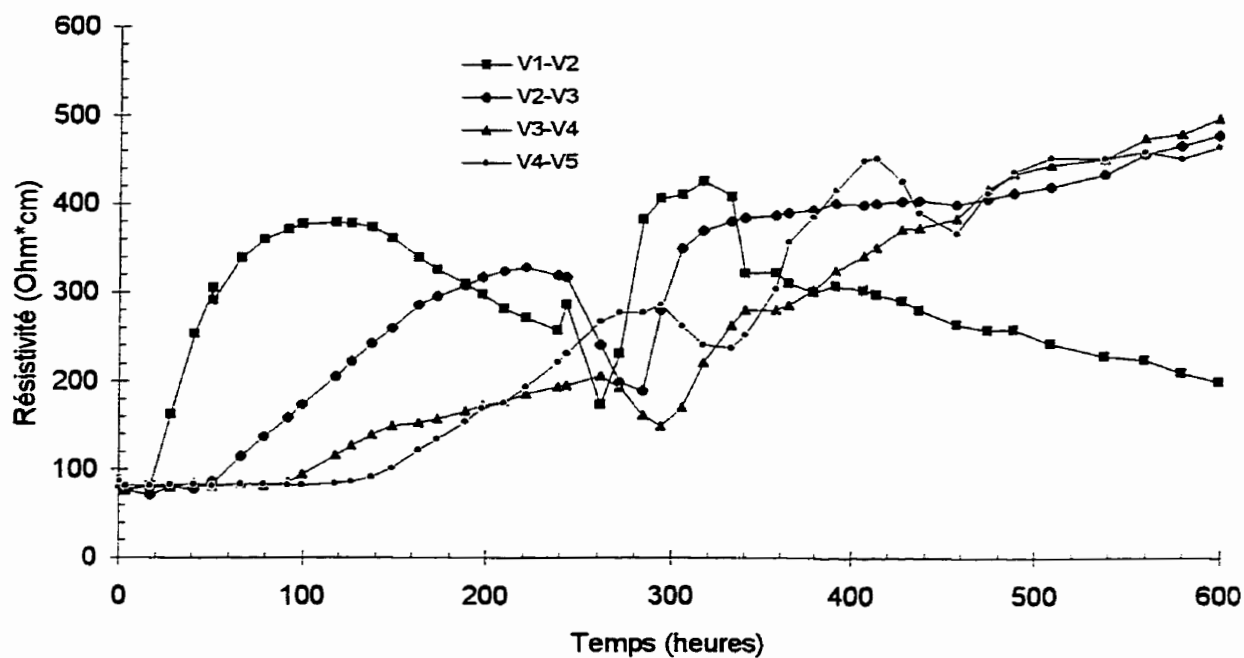


Figure F.39 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC7

Essai : CC8
 Sol : #3a
 Dates : 1994-09-12 au 1994-09-23
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : CH₃COOH 0,87 M
 Pré-traitement : 0,5 mole H⁺/L A.A.

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CADMIUM		
							Cd sol (mg/kg)	Cd eau (mg/L)	% sorbé
C#1	546	1,57	24,34	20,21	22,16	5,32	1200	430	92
C#2	816	1,58	15,56	12,96	22,85	5,24	1200	420	92
C#3	1445	0,98	19,48	15,98	23,33	5,26	1100	390	92
43	1527	1,00	64,11	50,99	26,25	1,63	1200	36	99
42	1528	1,00	39,73	31,51	26,94	1,37	1300	n/d	n/d
41	1526	0,99	60,73	48,31	26,25	2,22	1100	n/d	n/d
40	1525	0,99	53,10	42,86	24,46	2,09	1200	73	99
33	1524	0,97	55,15	44,19	25,36	2,71	1100	60	99
32	1523	1,01	52,60	40,44	30,84	2,38	1100	n/d	n/d
31	1522	0,99	60,12	46,81	29,05	3,22	1100	n/d	n/d
30	1521	0,99	55,64	43,94	27,24	4,05	1000	28	99
23	1520	1,01	38,64	30,40	28,04	4,28	1200	200	95
22	1519	1,00	54,15	42,26	28,82	4,13	1100	n/d	n/d
21	1518	1,00	59,68	47,12	27,23	4,90	1200	n/d	n/d
20	1517	1,00	56,44	44,43	27,65	4,63	1200	140	100
13	1516	0,99	49,34	39,73	24,81	5,29	1100	210	95
12	1515	1,00	54,40	43,58	25,41	5,00	1100	n/d	n/d
11	1514	1,00	64,06	52,12	23,36	4,62	960	n/d	n/d
10	1513	1,00	47,77	38,77	23,83	4,78	1000	52	99

Conditions initiales : 22,78 5,27 1200 410 92
 Conditions finales : 26,60 3,58 1100 100 98

Pourcentage d'extraction (%Cd) : 8

Paramètre de transport (V*h/cm) : 397
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 184,1

Extraction de l'eau des pores (%Cd) : 79
 Désorption (%Cd) : 3

Tableau F.39 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cadmium total et dans l'eau des pores de l'essai CC8

Essai : CC8
 Sol : #3a
 Dates : 1994-09-12 au 1994-09-23
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : CH₃COOH 0,87 M
 Pré-traitement : 0,5 mole H⁺/L A.A.

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	CUIVRE			PLOMB			ZINC		
	Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	9200	1400	97	2400	30	100	200000	94000	90
C#2	8600	1300	97	2300	28	100	200000	92000	89
C#3	9300	1300	97	2300	30	100	190000	95000	88
43	7600	380	99	2200	7	100	150000	8400	99
42	8000	n/d	n/d	2900	n/d	n/d	160000	n/d	n/d
41	7000	n/d	n/d	2000	n/d	n/d	140000	n/d	n/d
40	8200	1200	96	2200	14	100	160000	14000	98
33	8700	1300	96	2100	19	100	150000	11000	98
32	9400	n/d	n/d	2100	n/d	n/d	160000	n/d	n/d
31	9200	n/d	n/d	2100	n/d	n/d	180000	n/d	n/d
30	8900	3	100	2000	55	99	170000	1100	100
23	8700	2	100	2900	300	97	170000	11000	98
22	8100	n/d	n/d	2600	n/d	n/d	160000	n/d	n/d
21	8600	n/d	n/d	2000	n/d	n/d	170000	n/d	n/d
20	8900	2	100	2900	76	99	180000	7100	99
13	9600	2	100	2200	57	99	170000	18000	97
12	9000	n/d	n/d	2200	n/d	n/d	170000	n/d	n/d
11	8400	n/d	n/d	2200	n/d	n/d	170000	n/d	n/d
10	8800	2	100	2100	34	100	190000	6500	99

C. ini. :	9000	1300	97	2300	29	100	200000	94000	89
C. fin. :	8600	360	99	2300	70	99	170000	9600	98
	Extraction (%Cu): 4			Extraction (%Pb): 0			Extraction (%Zn): 15		
	Eau pores (%Cu): 81			Eau pores (%Pb): 0			Eau pores (%Zn): 92		
	Désorption (%Cu): 2			Désorption (%Pb): 1			Désorption (%Zn): 6		

Tableau F.40 : Caractérisation du sol pour le cuivre, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC8

Essai : CC8
 Sol : #3a
 Dates : 1994-09-12 au 1994-09-23
 Cellule avec contrôle

BILAN POUR LE CADMIUM										LÉGENDE	
ANODE									CATHODE		
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.	
0	1300	1200	1100	1000	1100	1200	1100	1000	6800	mg/kg sol	
0,0	n/d	73	n/d	28	n/d	140	n/d	52	0,3	mg/L eau	
0,0	n/d	99	n/d	99	n/d	100	n/d	99	0,3	% sorbé	
Réservoir	160000	150000	130000	120000	130000	150000	130000	120000	Réservoir	ug de Cd	
1700	7,0	6,4	5,9	5,4	5,9	6,4	5,9	5,4	5500	% p/r initi	
0,1	6,8	6,3	5,8	5,3	5,8	6,3	5,8	5,3	0,2	% p/r final	
0,1									0,2		
P.P									P.P		
0									0		
0,0									0,0	Ident.	
0,0									0,0	ug de Cd	
	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11		% p/r initi	
P.F	1200	1100	1100	1100	1200	1200	1100	960		% p/r final	
0	36	n/d	60	n/d	200	n/d	210	n/d			
0,0	99	n/d	99	n/d	95	n/d	95	n/d			
0,0	150000	130000	130000	130000	150000	150000	130000	120000			
0,0	6,4	5,9	5,9	5,9	6,4	6,4	5,9	5,1			
0,0	6,3	5,8	5,8	5,8	6,3	6,3	5,8	5,1			
										Circu cath	
										Dépot	
										12000	
										100000	
										4,4	
										4,3	
Total	1250	1150	1100	1050	1150	1200	1100	980	Total	moy.mg/kg	
1700	310000	280000	270000	260000	280000	290000	270000	240000	110000	ug Cd total	
0,1	13,4	12,3	11,8	11,3	12,3	12,9	11,8	10,5	4,9	% p/r initi	
0,1	13,2	12,1	11,6	11,1	12,1	12,6	11,6	10,3	4,8	% p/r final	

Cd initial retracé (ug) : 2300000
 Cd final retracé (ug) : 2300000 % différence : 0

Tableau F.41 : Bilan de masse du cadmium pour l'essai CC8

Essai : CC8
 Sol : #3a
 Dates : 1994-09-12 au 1994-09-23
 Cellule avec contrôle

BILAN POUR LE CUIVRE										LÉGENDE	
ANODE									CATHODE		
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident.	
0	8000	8200	9400	8900	8100	8900	9000	8800	10000	mg/kg sol	
0,0	n/d	1200	n/d	3	n/d	2	n/d	2	0,1	mg/L eau	
0,0	n/d	96	n/d	100	n/d	100	n/d	100	0,1	% sorbé	
Réservoir	980000	1000000	1100000	1100000	990000	1100000	1100000	1100000	Réservoir	ug de Cu	
4600	5,5	5,7	6,5	6,2	5,6	6,2	6,2	6,1	360	% p/r initi	
0,0	5,8	5,9	6,8	6,4	5,8	6,4	6,5	6,3	0,0	% p/r final	
0,0									0,0		
P.P									P.P		
0									0		
0,0									0,0	Ident.	
0,0									0,0	ug de Cu	
	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11		% p/r initi	
P.F	7600	7000	8700	9200	8700	8600	9600	8400		% p/r final	
0	380	n/d	1300	n/d	2	n/d	2	n/d			
0,0	99	n/d	96	n/d	100	170000	100	n/d			
0,0	930000	860000	1100000	1100000	1100000	1100000	1200000	1000000			
0,0	5,3	4,8	6,0	6,4	6,0	6,0	6,6	5,8			
0,0	5,5	5,0	6,3	6,6	6,3	6,2	6,9	6,0			
										Circu. cath.	
										Dépot	
										7400	
										220000	
										1,2	
										1,3	
Total	7800	7600	9050	9050	8400	8750	9300	8600	Total	moy.mg/kg	
4600	1900000	1900000	2200000	2200000	2100000	2100000	2300000	2100000	230000	ug Cu total	
0,0	10,8	10,5	12,5	12,5	11,6	12,1	12,9	11,9	1,3	% p/r initi	
0,0	11,2	10,9	13,0	13,0	12,1	12,6	13,4	12,4	1,4	% p/r final	

Cu initial retracé (ug) : 18000000
 Cu final retracé (ug) : 17000000 % différence : 6

Tableau F.42 : Bilan de masse du cuivre pour l'essai CC8

Essai : CC8
 Sol : #3a
 Dates : 1994-09-12 au 1994-09-23
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0	2900	2200	2100	2000	2600	2900	2200	2100	5300		
0,0	n/d	14	n/d	55	n/d	76	n/d	34	0,1		
0,0	n/d	100	n/d	99	n/d	99	n/d	100	0,1	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
Réservoir	350000	270000	260000	240000	320000	350000	270000	260000	Réservoir		
470	7,8	5,9	5,6	5,4	7,0	7,8	5,9	5,6	1000		
0,0	7,8	5,9	5,7	5,4	7,0	7,8	5,9	5,7	0,0	Circula. cath. Dépot 6100 0,1 0,5 0,5	
0,0									0,0		
P.P									0		
0									0,0	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	2200	2000	2100	2100	2900	2000	2200	2200	0,0		
P.F	7	n/d	19	n/d	300	n/d	57	n/d	P.F.		
0	100	n/d	100	n/d	97	2000	99	n/d	0		
0,0	270000	240000	260000	260000	350000	240000	270000	270000	0,0		
0,0	5,9	5,4	5,6	5,6	7,8	5,4	5,9	5,9	0,0		
	5,9	5,4	5,7	5,7	7,8	5,4	5,9	5,9	0,0		
Total	2550	2100	2100	2050	2750	2450	2200	2150	Total		
470	620000	510000	510000	500000	670000	600000	540000	530000	30000		
0,0	13,7	11,3	11,3	11,0	14,7	13,1	11,8	11,5	0,7		
0,0	13,8	11,4	11,4	11,1	14,9	13,2	11,9	11,6	0,7		
Pb initial retracé (ug) : 4600000											
Pb final retracé (ug) : 4500000 % différence : 2											

Tableau F.43 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC8

Essai : CC8
 Sol : #3a
 Dates : 1994-09-12 au 1994-09-23
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0	160000	160000	160000	170000	160000	180000	170000	190000	300000		
0,0	n/d	14000	n/d	1100	n/d	7100	n/d	6500	0,1		
0,0	n/d	98	n/d	100	n/d	99	n/d	99	0,1	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Réservoir	20000000	20000000	20000000	21000000	20000000	22000000	21000000	23000000	Réservoir		
350000	5,0	5,0	5,0	5,3	5,0	5,6	5,3	5,9	840000		
0,1	5,6	5,6	5,6	5,9	5,6	6,3	5,9	6,6	0,2	Circu cath Dépot 14000000 3,6 4,0	
0,1									0,2		
P.P									0		
0									0,0	moy.mg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	150000	140000	150000	180000	170000	170000	170000	170000	0,0		
P.F	8400	n/d	11000	n/d	11000	n/d	18000	n/d	P.F.		
0	99	n/d	98	n/d	98	n/d	97	n/d	0		
0,0	18000000	17000000	18000000	22000000	21000000	21000000	21000000	21000000	0,0		
0,0	4,7	4,4	4,7	5,6	5,3	5,3	5,3	5,3	0,0		
	5,2	4,9	5,2	6,3	5,9	5,9	5,9	5,9	0,0		
Total	155000	150000	155000	175000	165000	175000	170000	180000	Total		
350000	38000000	37000000	38000000	43000000	40000000	43000000	42000000	44000000	13000000		
0,1	9,7	9,4	9,7	11,0	10,3	11,0	10,6	11,3	3,4		
0,1	10,8	10,4	10,8	12,2	11,5	12,2	11,8	12,5	3,7		
Zn initial retracé (ug) : 390000000											
Zn final retracé (ug) : 350000000 % différence : 11											

Tableau F.44 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC8

Essai : CC8

Dates : 1994-09-12 au 1994-09-23

Longueur (cm) : 18,50

Section (cm²) : 79,07Volume (cm³) : 1305

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge KC	Energie (W/h)	T (V/h*cm)
94-09-12 00:15	0,0	-1,09	0,15	0,02	-0,07	-0,02	-0,08	-0,02	0,39	-0,74	-0,01	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-09-12 00:15	0,0	2,81	6,14	2,52	2,41	2,45	2,49	6,06	10,22	35,40	0,71	249,5	223	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-09-12 00:45	0,5	3,27	3,31	2,24	2,24	2,23	2,26	6,51	6,08	30,20	0,64	250,7	202	n/d	n/a	0,45	4,10	0,34
94-09-12 11:45	11,5	1,52	1,16	2,02	1,75	1,96	2,16	4,87	3,57	18,90	0,56	254,9	175	n/d	n/a	10,46	72,37	6,66
94-09-12 21:45	21,5	0,83	0,85	2,19	1,78	2,03	2,52	4,20	3,15	17,60	0,81	255,3	188	3,15	n/a	19,64	118,93	12,82
94-09-13 11:15	35,0	0,80	0,87	2,26	1,83	2,07	3,46	3,76	2,53	17,40	0,69	256,5	212	n/d	n/a	32,08	179,38	21,57
94-09-14 00:15	48,0	0,80	0,56	2,23	1,85	2,12	4,24	3,44	2,42	17,70	0,75	255,8	231	3,48	n/a	44,07	237,82	30,88
94-09-14 10:15	58,0	0,79	0,51	2,16	1,86	2,22	4,82	3,39	2,17	18,00	0,79	255,9	244	n/d	n/a	53,28	283,49	38,56
94-09-14 17:00	64,8	0,79	0,50	2,19	1,76	2,54	4,87	3,19	2,32	18,20	0,81	255,2	251	3,98	480	59,49	314,71	43,96
94-09-14 22:30	70,3	0,80	0,48	2,17	1,74	2,85	4,94	3,63	2,60	19,40	0,84	254,3	260	n/d	n/a	64,53	341,06	48,49
94-09-15 10:15	82,0	0,93	0,46	1,84	1,99	3,47	5,04	3,50	2,12	19,40	0,88	254,2	274	n/d	n/a	75,29	399,01	58,58
94-09-15 17:00	88,8	1,06	0,45	1,65	2,10	3,76	5,04	3,22	2,24	19,50	0,90	257,0	278	n/d	n/a	81,50	432,57	64,58
94-09-15 21:30	93,3	0,98	0,45	1,54	2,18	4,02	5,11	3,24	2,31	19,80	0,92	256,8	283	3,89	n/a	85,68	455,34	68,68
94-09-16 10:45	106,5	0,94	0,43	1,32	2,52	4,54	5,11	3,14	1,89	19,80	0,96	257,1	298	n/d	n/a	97,92	523,09	81,13
94-09-16 21:30	117,3	1,03	0,41	1,14	3,38	4,17	5,09	2,97	2,05	20,30	0,98	256,9	303	4,06	325	107,86	578,63	91,60
94-09-17 10:45	130,5	1,11	0,38	0,94	4,96	3,90	4,99	3,45	2,41	22,20	1,06	256,7	325	n/d	n/a	120,11	650,93	105,12
94-09-17 23:30	143,3	1,00	0,35	0,77	7,03	4,08	4,82	3,34	1,89	23,20	1,18	255,9	364	4,08	n/a	131,88	725,11	119,37
94-09-18 12:15	156,0	1,20	0,32	0,68	11,17	3,96	4,50	3,08	2,11	27,10	1,45	254,5	451	n/d	n/a	143,59	806,94	136,13
94-09-18 21:45	165,5	1,09	0,31	0,61	13,45	4,17	4,53	2,87	2,03	29,20	1,63	254,4	505	4,25	n/a	152,29	874,99	150,74
94-09-19 12:00	179,8	1,14	0,34	0,48	14,76	4,79	4,04	2,56	1,96	30,20	1,72	241,8	562	n/d	n/a	165,02	979,98	174,57
94-09-20 02:00	193,8	1,24	0,31	0,40	15,06	5,55	3,44	2,27	1,94	30,30	1,75	215,7	640	4,71	235	176,55	1076,87	198,63
94-09-20 09:45	201,5	1,32	0,30	0,36	15,38	5,79	3,32	2,86	2,15	31,60	1,78	197,0	712	n/d	n/a	182,31	1126,36	212,48
94-09-20 21:30	213,3	1,67	0,26	0,31	15,53	5,87	2,90	2,10	1,84	30,50	1,76	177,2	784	4,20	500	190,22	1194,62	233,24
94-09-21 13:30	229,3	2,32	0,19	0,23	15,10	6,10	2,68	2,53	2,34	31,50	1,72	151,6	898	n/d	n/a	199,69	1276,17	261,06
94-09-21 21:45	237,5	3,03	0,31	0,22	14,08	6,35	2,49	2,18	1,96	30,70	1,65	147,5	888	3,88	n/a	204,13	1314,54	275,00
94-09-22 15:45	255,5	2,56	0,25	0,22	14,48	7,45	2,34	1,85	1,59	30,80	1,75	137,1	1009	n/d	n/a	213,35	1393,30	305,62
94-09-22 15:45	255,5	3,18	0,30	0,42	27,11	12,55	4,32	3,11	2,27	53,70	3,17	253,0	991	n/d	n/a	213,35	1393,30	305,62
94-09-22 21:15	281,0	3,23	0,29	0,45	24,32	11,39	4,67	2,31	2,08	48,50	2,92	252,7	913	4,26	410	216,36	1465,06	322,96
94-09-23 12:45	276,5	3,44	0,32	0,56	25,78	14,29	4,92	3,98	2,45	55,80	3,25	254,1	1012	n/d	n/a	232,50	1672,05	370,18
94-09-23 23:15	287,0	52,80	0,30	0,12	4,77	2,13	0,82	0,69	1,36	62,90	0,56	42,9	1032	3,95	n/a	238,11	1764,67	390,20
94-09-24 15:15	303,0	57,70	0,25	0,04	1,66	0,98	0,57	0,49	1,03	63,00	0,23	32,0	574	4,26	425	240,27	1802,39	398,53
94-09-24 15:15	303,0	0,76	0,16	0,01	0,14	0,15	-0,08	0,00	0,71	1,79	0,02	0,0	n/a	n/d	n/a	n/a	n/a	n/a

Tableau F.45 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC8

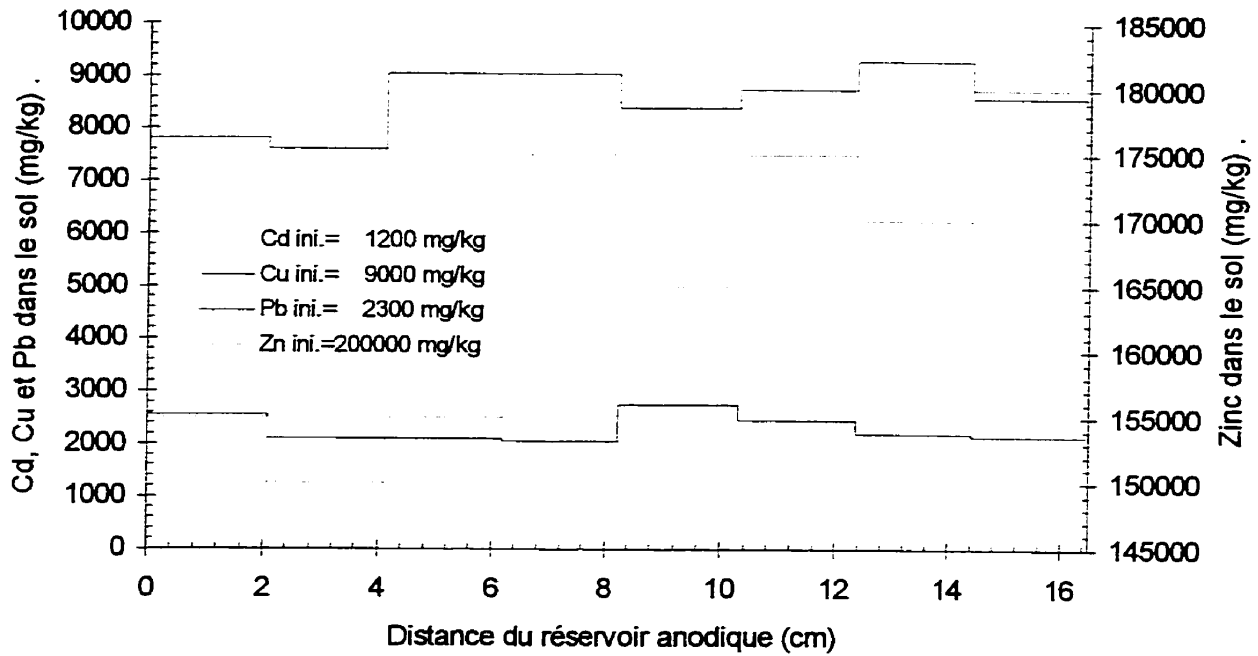


Figure F.40 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC8

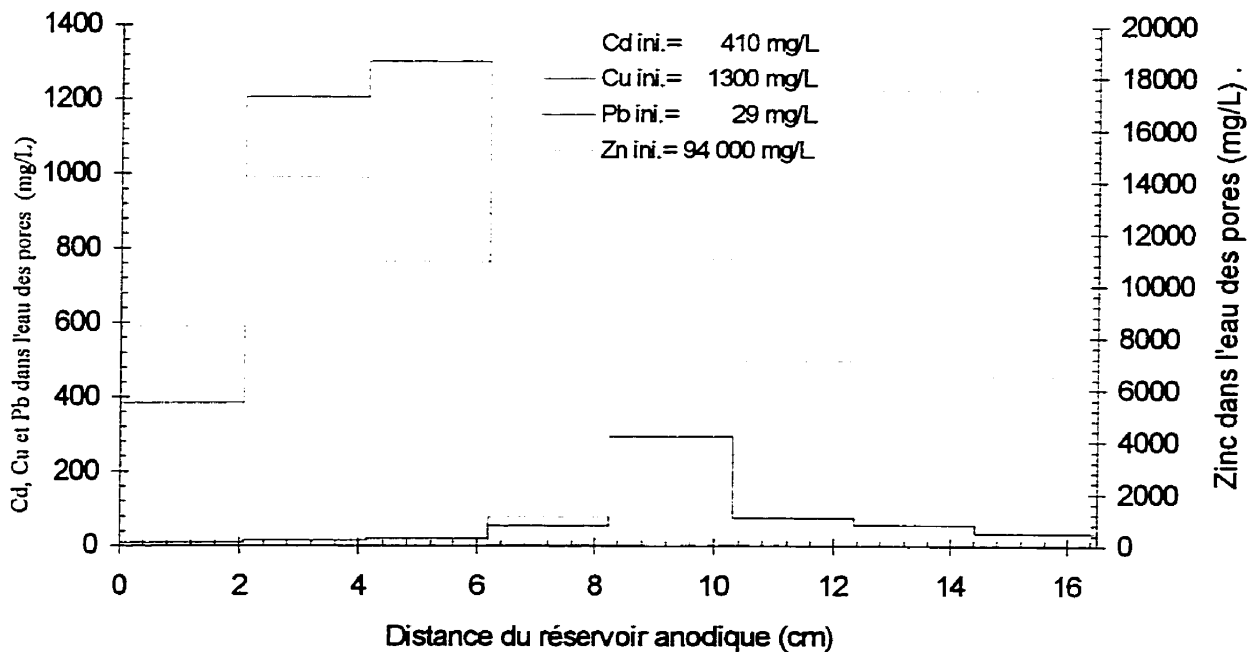


Figure F.41 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC8

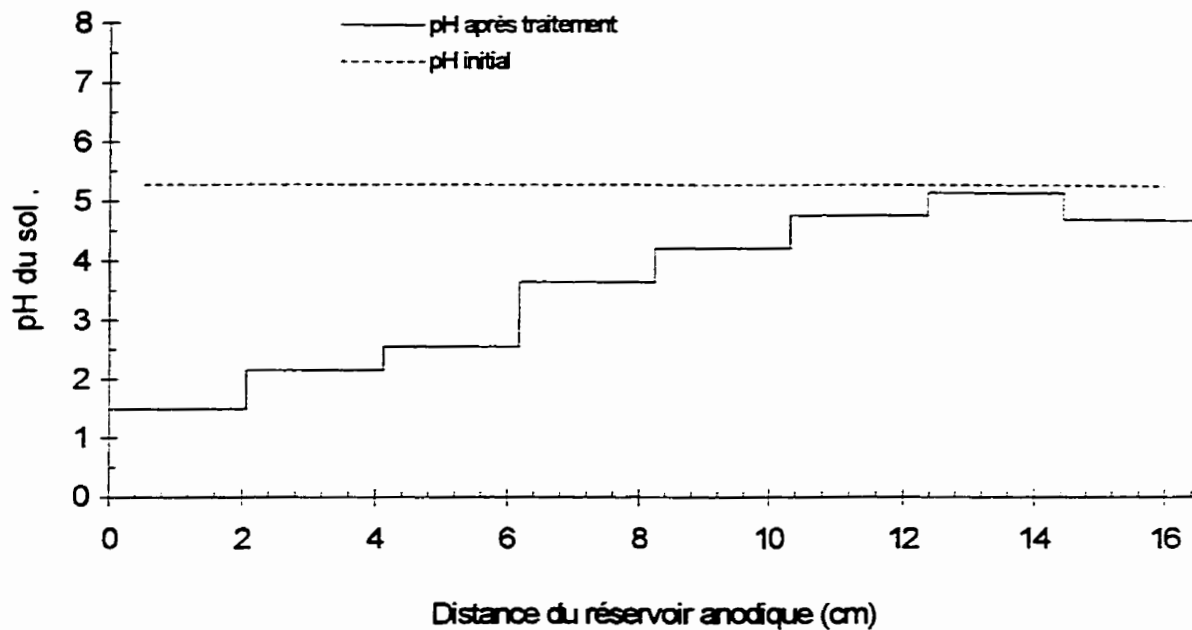


Figure F.42 : Profils de pH du sol pour l'essai CC8

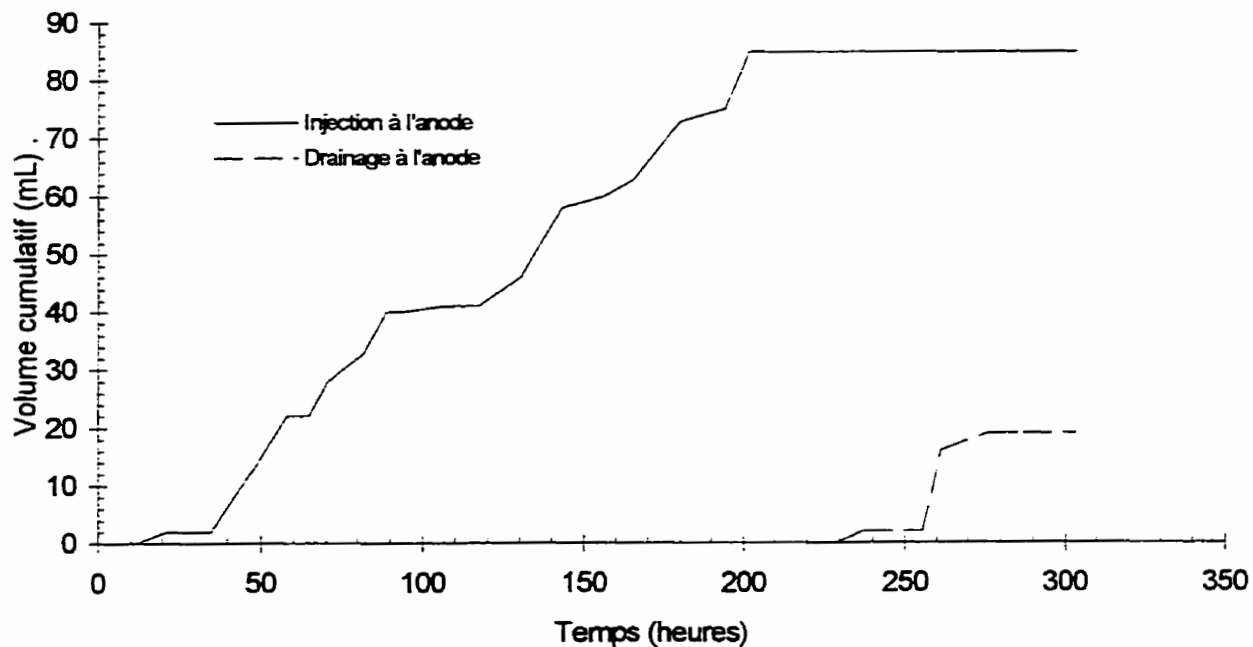


Figure F.43 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC8

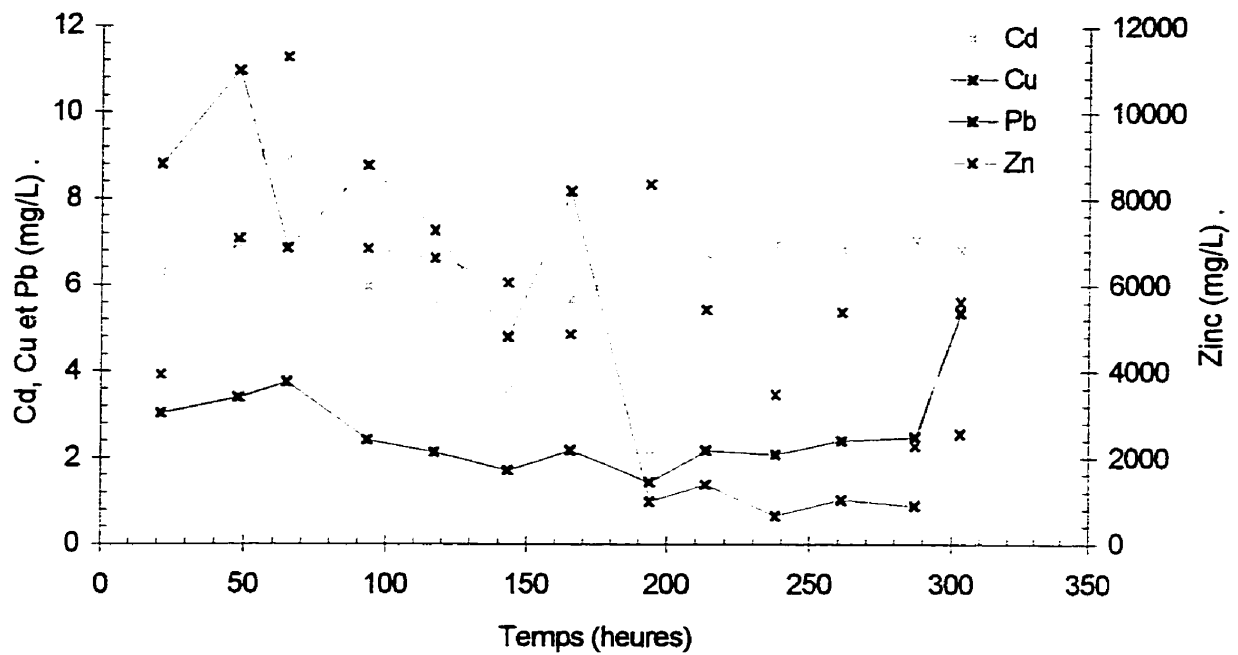


Figure F.44 : Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC8

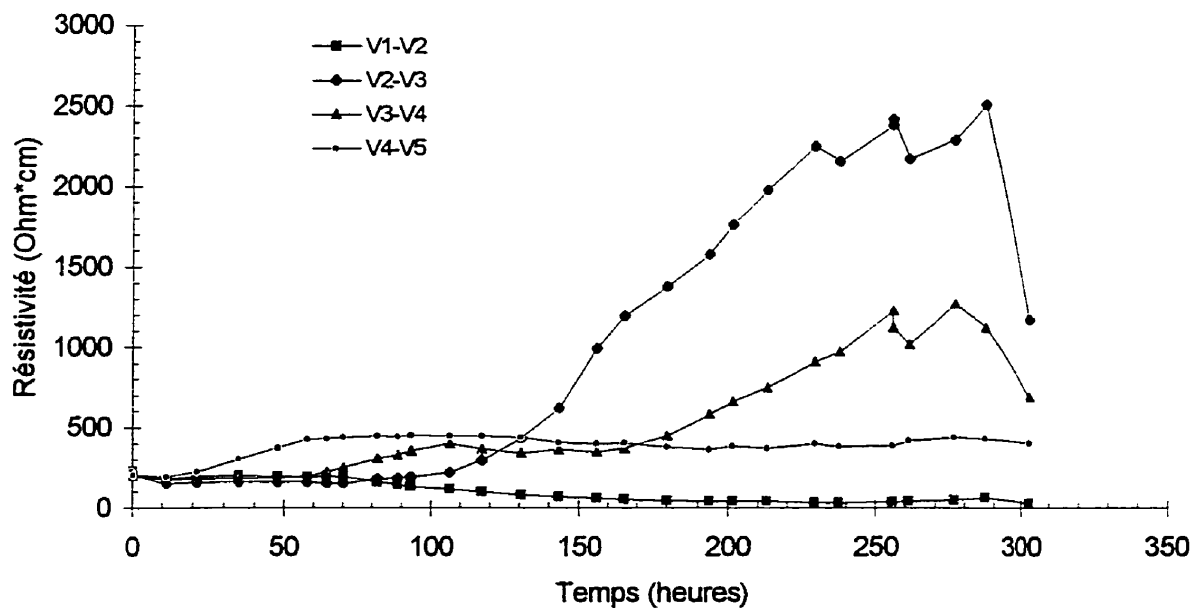


Figure F.45 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC8

Essai : CC9
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-14 au 1994-09-28
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : CH₃COOH 0,87 M
 Pré-traitement : Aucun

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CADMIUM		
							Cd sol (mg/kg)	Cd eau (mg/L)	% sorbé
C#1	843	1,59	34,53	27,98	24,82	5,33	50	26	87
C#2	1184	1,03	43,92	35,08	25,96	5,32	68	26	90
C#3	1454	1,01	42,99	34,37	25,84	5,33	88	26	92
43	1529	1,00	60,04	46,21	30,59	1,35	16	17	67
42	1530	1,00	57,30	43,25	33,25	1,37	23	n/d	n/d
41	1531	0,99	63,58	49,20	29,83	2,25	13	n/d	n/d
40	1532	0,99	65,51	49,79	32,21	2,36	82	0	100
33	1533	1,00	62,33	48,11	30,18	3,06	12	0	100
32	1534	1,00	56,25	43,13	31,14	3,04	16	n/d	n/d
31	1535	0,99	56,33	43,49	30,21	3,32	15	n/d	n/d
30	1536	1,00	58,94	45,23	31,00	3,21	24	0	100
23	1537	1,01	46,94	37,22	26,84	4,99	34	0	100
22	1538	1,00	53,83	41,38	30,83	4,10	14	n/d	n/d
21	1539	1,00	43,76	35,35	24,48	5,22	49	n/d	n/d
20	1540	1,00	51,14	39,69	29,59	4,64	22	0	100
13	1541	1,00	53,79	43,69	23,66	5,34	63	140	47
12	1542	1,00	54,12	42,73	27,29	4,95	32	n/d	n/d
11	1543	1,00	54,67	43,94	24,99	5,15	37	n/d	n/d
10	1544	0,98	63,97	50,81	26,41	4,92	41	9	94

Conditions initiales : 25,54 5,33 69 26 90
 Conditions finales : 28,91 3,70 31 21 80

Pourcentage d'extraction (%Cd) : 55

Paramètre de transport (V*h/cm) : 872
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 228,3

Extraction de l'eau des pores (%Cd) : 86
 Désorption (%Cd) : 60

Tableau F.46 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cadmium total et dans l'eau des pores de l'essai CC9

Essai : CC9
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-14 au 1994-09-28
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH3COOH 0,87 M
 Anode : CH3COOH 0,87 M
 Pré-traitement : Aucun

Anode						Cathode	
V1	V2		V3		V4		V5
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	CUIVRE			PLOMB			ZINC		
	Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	8300	150	100	480	4	100	9300	8000	79
C#2	9100	150	100	480	5	100	10000	7800	80
C#3	9300	150	100	530	4	100	12000	7700	83
43	4800	120	99	460	7	100	2300	150	98
42	5100	n/d	n/d	510	n/d	n/d	2300	n/d	n/d
41	5300	n/d	n/d	470	n/d	n/d	2300	n/d	n/d
40	4500	77	99	480	7	100	2300	36	99
33	4700	1000	94	460	5	100	2200	12	100
32	4800	n/d	n/d	490	n/d	n/d	2400	n/d	n/d
31	4900	n/d	n/d	470	n/d	n/d	2200	n/d	n/d
30	4700	41	100	490	4	100	2100	10	100
23	13000	10000	79	500	19	99	3000	440	96
22	5800	n/d	n/d	500	n/d	n/d	2600	n/d	n/d
21	19000	n/d	n/d	470	n/d	n/d	4600	n/d	n/d
20	8000	1800	93	480	9	99	2800	400	96
13	17000	13000	82	490	12	99	4800	4500	78
12	8400	n/d	n/d	480	n/d	n/d	2900	n/d	n/d
11	8400	n/d	n/d	500	n/d	n/d	4000	n/d	n/d
10	7900	2300	92	510	9	100	3600	1100	92

C. ini. : 8900 150 100 500 4 100 10000 7800 80
 C. fin. : 7900 3500 87 490 9 99 2900 830 92

Extraction (%Cu): 11 Extraction (%Pb): 2 Extraction (%Zn): 71
 Eau pores (%Cu): 50 Eau pores (%Pb): 79 Eau pores (%Zn): 97
 Désorption (%Cu): 22 Désorption (%Pb): 2 Désorption (%Zn): 67

Tableau F.47 : Caractérisation du sol pour le cuivre, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC9

Essai : CC9
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-14 au 1994-09-28
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE	LÉGENDE
Anode 0 0,0 0,0	#42 510 n/d n/d	#40 480 7 100	#32 490 n/d n/d	#30 490 4 100	#22 500 n/d n/d	#20 480 9 99	#12 480 n/d n/d	#10 510 9 100	Cathode 0 0,0 0,0	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
Réservoir 420 0,0 0,0	60000 6,7 6,6	57000 6,3 6,2	56000 6,4 6,3	58000 6,4 6,3	59000 6,5 6,4	57000 6,3 6,2	57000 6,3 6,2	60000 6,7 6,6	Réservoir 95 0,0 0,0		
P.P 0 0,0 0,0									P.P 0 0,0 0,0	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
P.F 0 0,0 0,0	#43 460 7 100 54000 6,0 5,9	#41 470 n/d n/d 56000 6,1 6,0	#33 460 5 100 54000 6,0 5,9	#31 470 n/d n/d 56000 6,1 6,0	#23 500 19 99 59000 6,5 6,4	#21 470 n/d 470 56000 6,1 6,0	#13 490 12 99 58000 6,4 6,3	#11 500 n/d n/d 59000 6,5 6,4	P.F. 0 0,0 0,0		
									Dépot 380 0,0 0,0	Circula. cath. 1200 0,1 0,1	
Total 420 0,0 0,0	485 110000 12,7 12,5	475 110000 12,4 12,2	475 110000 12,4 12,2	480 110000 12,6 12,3	500 120000 13,1 12,9	475 110000 12,4 12,2	485 110000 12,7 12,5	505 120000 13,2 13,0	Total 480 0,1 0,1	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	

Pb initial retracé (ug) : 900000
 Pb final retracé (ug) : 920000 % différence : 2

Tableau F.50 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC9

Essai : CC9
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-14 au 1994-09-28
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE	LÉGENDE
Anode 0 0,0 0,0	#42 2300 n/d n/d	#40 2300 36 99	#32 2400 n/d n/d	#30 2100 10 100	#22 2600 n/d n/d	#20 2800 400 96	#12 2900 n/d n/d	#10 3600 1100 92	Cathode 0 0,0 0,0	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Réservoir 11000 0,1 0,1	270000 1,4 1,3	270000 1,4 1,3	280000 1,5 1,4	250000 1,3 1,2	310000 1,6 1,5	330000 1,7 1,6	340000 1,8 1,7	430000 2,2 2,1	Réservoir 93000 0,5 0,5		
P.P 30 0,0 0,0									P.P 0 0,0 0,0	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
P.F 0 0,0 0,0	#43 150 98 270000 1,4 1,3	#41 2300 n/d n/d 270000 1,4 1,3	#33 2200 12 100 260000 1,3 1,3	#31 2200 n/d n/d 260000 1,3 1,3	#23 3000 440 96 350000 1,8 1,7	#21 4600 n/d n/d 540000 2,8 2,7	#13 4800 4500 78 570000 2,9 2,8	#11 4000 n/d n/d 470000 2,4 2,3	P.F. 0 0,0 0,0		
									Dépot 8000000 41,0 39,1	Circu cath. 6900000 35,3 33,7	
Total 11000 0,1 0,1	2300 540000 2,8 2,7	2300 540000 2,8 2,7	2300 540000 2,8 2,7	2150 510000 2,6 2,5	2800 660000 3,4 3,2	3700 870000 4,5 4,3	3850 910000 4,7 4,4	3800 900000 4,6 4,4	Total 8100000 41,4 39,5	moymg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	

Zn initial retracé (ug) : 20000000
 Zn final retracé (ug) : 20000000 % différence : 0

Tableau F.51 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC9

Essai : CC9

Dates : 1994-09-14 au 1994-09-28

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 78,07Volume (cm³) : 1288

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*N/cm)
94-09-14 16:00	0,0	-0,74	-0,84	0,08	0,06	0,06	-0,18	-0,09	0,30	-0,87	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-09-14 16:00	0,0	3,23	8,02	8,37	7,40	7,87	8,31	7,39	10,97	61,30	2,28	250,4	718	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-09-14 16:30	0,5	2,75	5,45	7,60	6,95	7,14	7,88	7,39	10,97	57,00	2,11	251,3	660	n/d	n/a	0,45	7,42	1,10
94-09-14 17:30	1,5	2,25	3,97	7,10	6,43	6,52	7,46	6,57	9,78	50,40	1,97	254,4	607	n/d	n/a	1,38	21,00	3,14
94-09-14 22:30	6,5	1,64	2,23	6,28	5,98	5,72	7,38	4,26	5,22	38,90	1,81	246,7	577	n/d	n/a	5,87	76,93	12,58
94-09-15 10:15	18,3	1,08	1,14	6,03	6,18	6,43	7,52	3,61	3,02	34,70	1,87	247,9	592	n/d	n/a	16,33	183,88	34,20
94-09-15 17:00	25,0	0,93	0,99	5,76	7,64	6,43	7,18	2,99	2,71	34,20	1,93	249,4	608	n/d	n/a	22,37	241,69	47,02
94-09-15 21:45	29,8	0,89	0,91	4,98	7,93	6,46	6,99	2,64	2,54	34,40	1,88	249,2	593	4,16	n/a	26,64	282,30	58,07
94-09-16 10:30	42,5	0,83	0,88	7,85	8,36	6,50	6,50	2,37	2,34	35,20	2,09	249,2	658	n/d	n/a	38,08	392,87	81,37
94-09-16 21:45	53,8	0,84	0,53	8,89	7,85	6,71	6,23	2,19	2,21	35,80	2,12	254,2	655	3,82	n/a	48,27	493,40	105,04
94-09-17 10:45	66,8	0,84	0,44	10,11	7,19	6,59	5,72	2,03	2,08	35,40	2,12	259,3	641	n/d	n/a	60,29	612,22	132,58
94-09-17 23:30	79,5	0,88	0,37	11,09	7,07	6,25	5,32	1,83	1,97	35,20	2,12	254,6	655	3,99	600	72,08	727,87	159,58
94-09-18 12:00	92,0	0,88	0,34	11,03	7,18	6,13	5,16	2,26	2,51	35,80	2,11	255,7	647	n/d	n/a	83,56	841,09	186,03
94-09-18 21:30	101,5	0,85	0,33	10,00	7,55	6,01	5,03	2,12	2,28	35,20	2,04	257,5	623	4,24	n/a	92,34	827,63	205,73
94-09-19 12:15	116,3	0,87	0,29	8,09	8,51	5,89	4,90	2,00	2,18	32,90	1,96	250,1	614	n/d	n/a	105,81	1055,09	235,22
94-09-20 02:15	130,3	0,88	0,28	6,35	8,64	5,80	4,43	1,81	1,82	30,60	1,80	249,8	568	4,14	n/a	118,41	1166,20	261,53
94-09-20 09:30	137,5	0,89	0,29	6,03	9,29	5,74	4,71	1,83	1,86	31,10	1,84	251,9	574	n/d	n/a	124,86	1222,30	274,73
94-09-20 21:30	149,5	0,91	0,29	5,54	10,54	5,75	4,64	1,73	1,89	31,70	1,89	251,4	591	4,20	n/a	135,83	1317,13	297,12
94-09-21 13:15	165,3	0,83	0,29	5,88	12,62	5,74	4,69	1,88	1,92	34,30	2,07	250,4	648	n/d	n/a	150,06	1447,53	328,28
94-09-21 21:45	173,8	0,96	0,28	6,55	13,81	5,59	4,72	1,80	1,98	36,10	2,19	248,9	691	3,85	n/a	157,70	1522,23	346,38
94-09-22 21:30	197,5	1,67	0,27	10,44	17,43	5,26	4,79	1,75	1,71	43,80	2,71	250,1	851	4,27	n/a	179,03	1758,95	404,55
94-09-23 12:30	212,5	2,28	0,25	13,88	19,74	5,37	4,67	1,58	1,67	49,90	3,12	245,1	999	n/d	n/a	192,40	1932,98	448,26
94-09-23 23:15	223,3	2,20	0,28	16,57	22,07	5,45	4,72	1,67	1,84	55,10	3,49	249,3	1099	4,17	n/a	201,98	2072,47	483,76
94-09-24 14:15	238,3	2,19	0,29	19,92	24,67	5,35	4,84	1,74	1,81	61,40	3,91	259,3	1185	n/d	n/a	216,70	2294,66	539,25
94-09-24 23:30	247,5	2,12	0,30	20,38	24,95	4,99	4,70	1,67	1,76	61,40	3,93	254,6	1212	4,44	n/a	224,25	2440,60	575,53
94-09-25 12:30	260,5	2,45	0,26	20,37	25,93	5,39	4,64	1,57	1,83	62,90	4,02	245,9	1285	n/d	n/a	235,86	2642,79	627,23
94-09-25 21:45	269,8	2,60	0,23	18,66	25,18	6,36	4,61	1,63	1,78	61,40	3,92	243,7	1262	4,60	n/a	244,12	2783,52	663,94
94-09-26 10:30	282,5	4,31	0,20	18,35	23,38	8,74	4,88	1,57	1,82	61,40	3,81	243,3	1230	n/d	n/a	255,29	2974,14	713,19
94-09-26 22:15	294,3	4,16	0,17	14,55	22,51	10,86	5,43	1,82	1,57	61,40	3,81	250,4	1195	4,32	550	265,74	3152,23	757,97
94-09-27 17:15	313,3	5,99	0,16	11,63	20,22	12,45	6,08	2,82	1,84	61,50	3,60	235,8	1199	n/d	n/a	282,36	3438,07	828,36
94-09-27 19:30	315,5	10,78	0,15	10,28	18,31	11,70	5,65	2,34	1,75	61,60	3,28	217,7	1184	4,23	550	284,20	3467,47	836,10
94-09-28 14:15	334,3	53,53	0,09	1,54	3,50	1,87	0,78	0,05	0,24	61,60	0,55	70,0	616	n/d	n/a	293,91	3633,61	872,01
94-09-28 15:15	335,3	0,49	0,06	0,08	0,06	0,10	-0,02	-0,12	0,66	1,65	0,02	0,0	n/a	n/d	n/a	294,04	3634,72	872,29

396

Tableau F.52 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC9

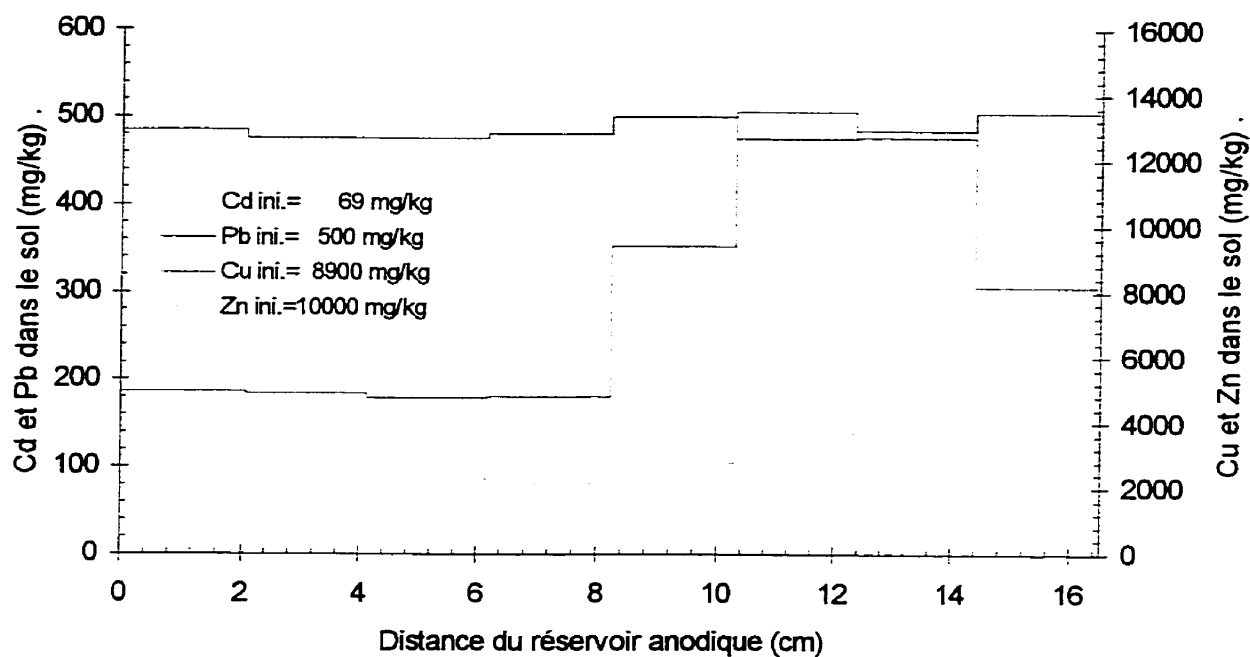


Figure F.46 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC9

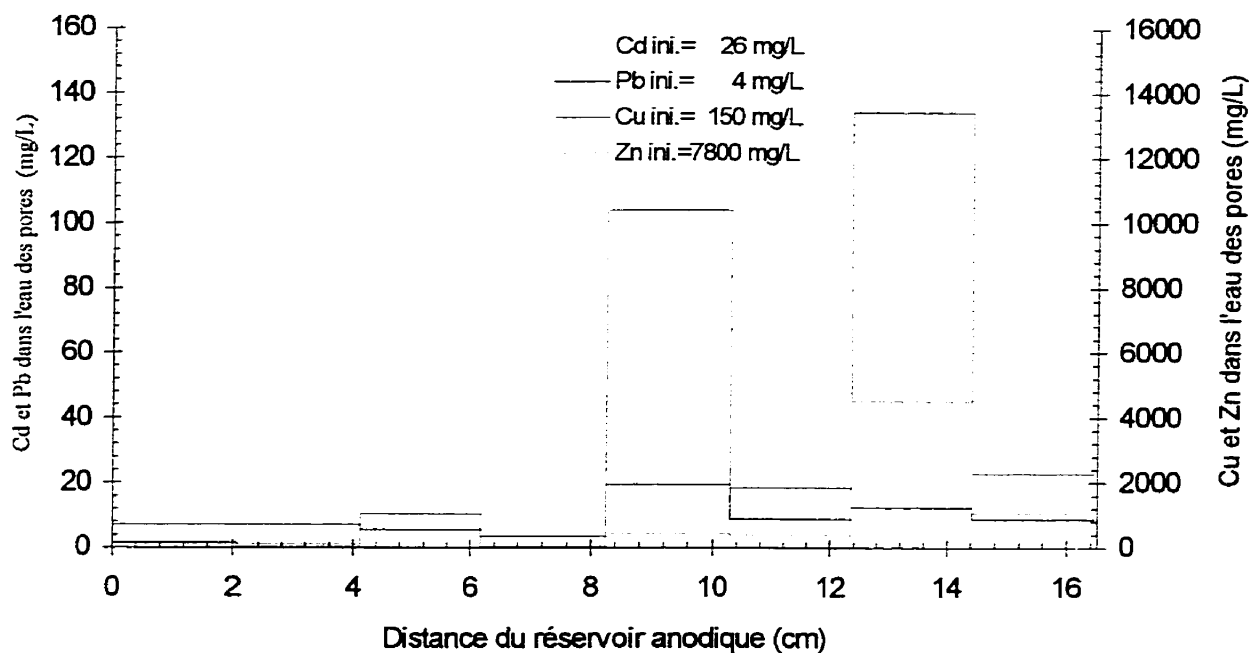


Figure F.47 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC9

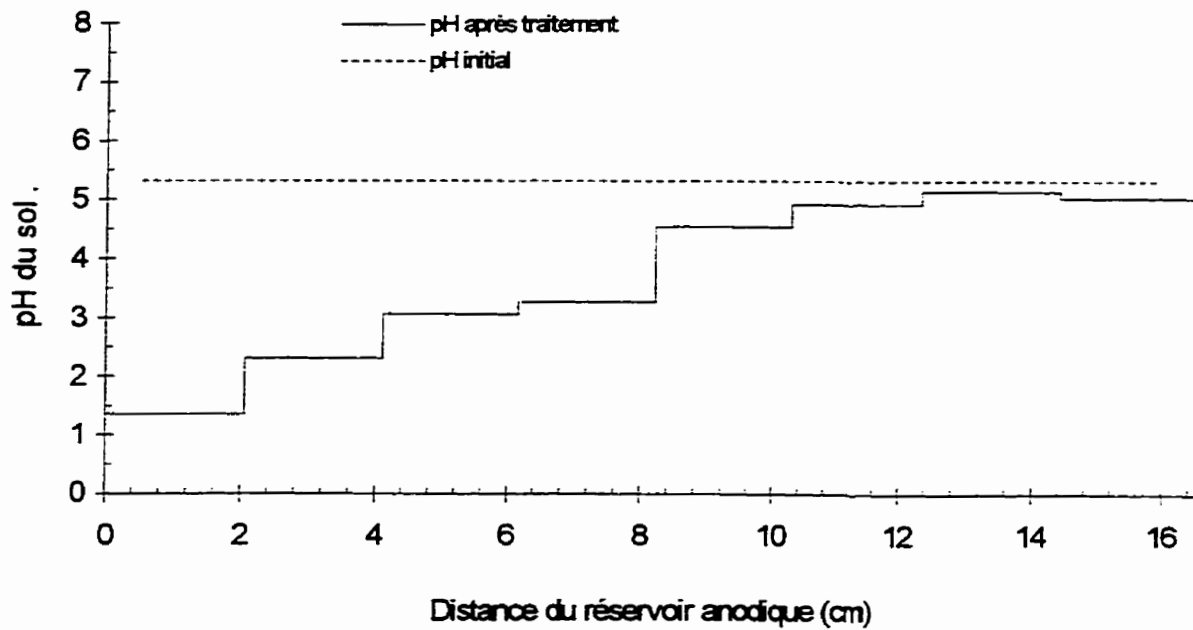


Figure F.48 : Profils de pH du sol pour l'essai CC9

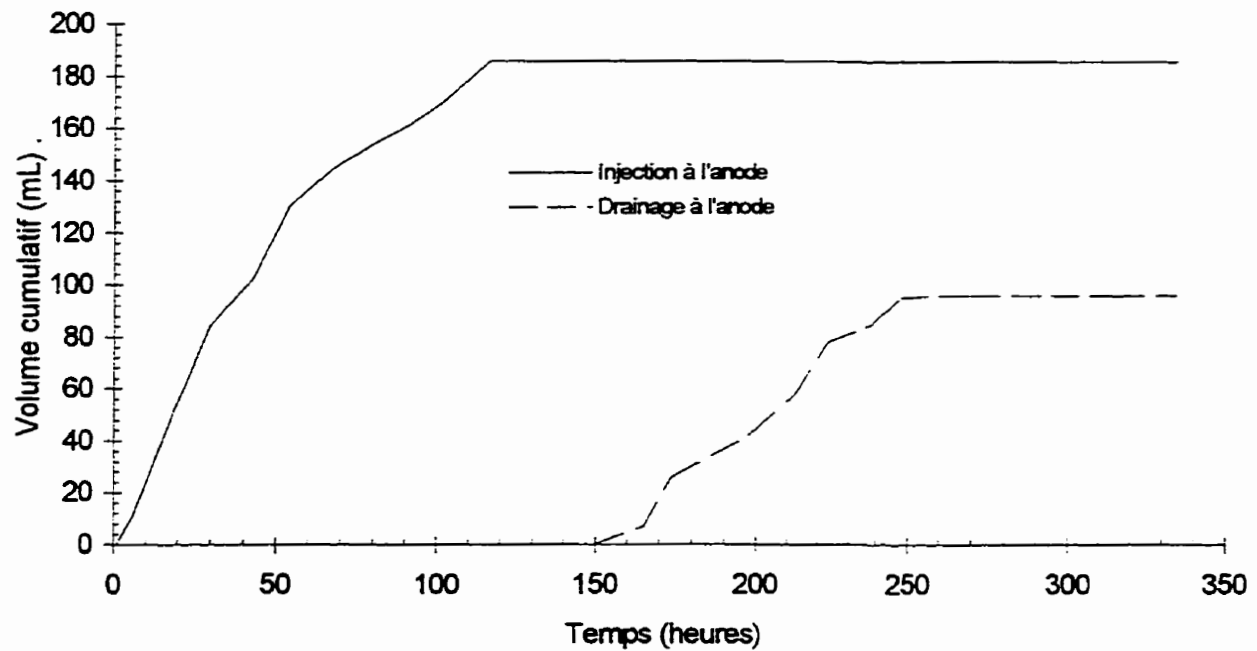


Figure F.49 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC9

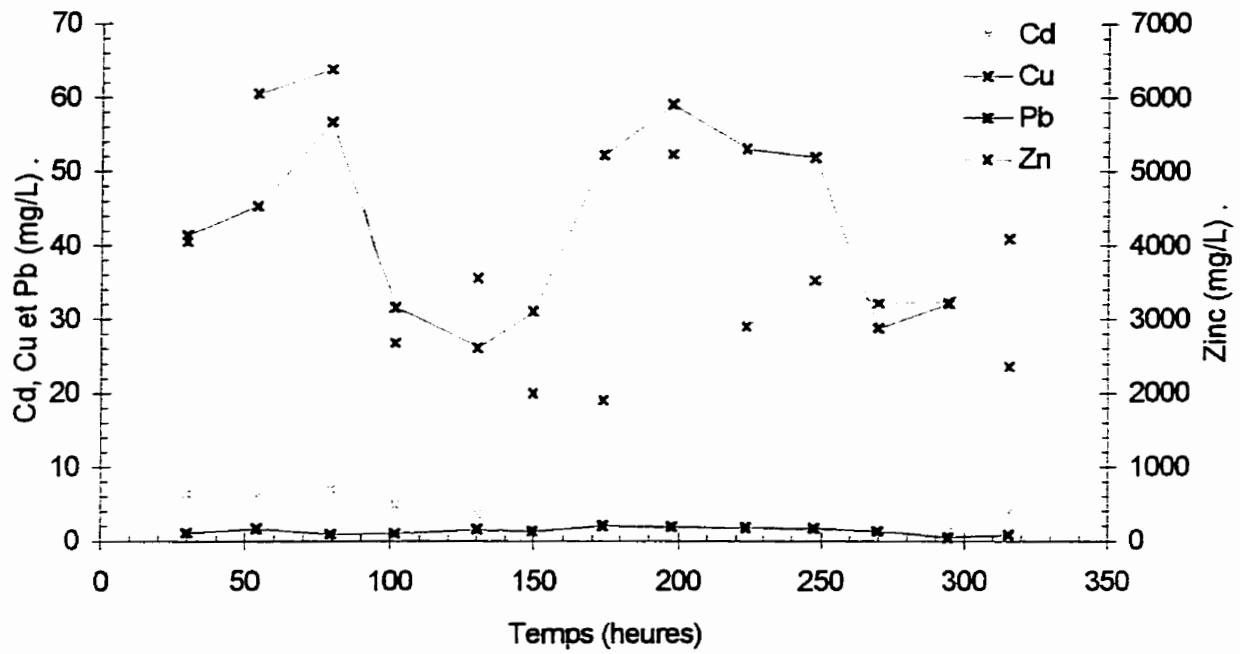


Figure F.50 : Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC9

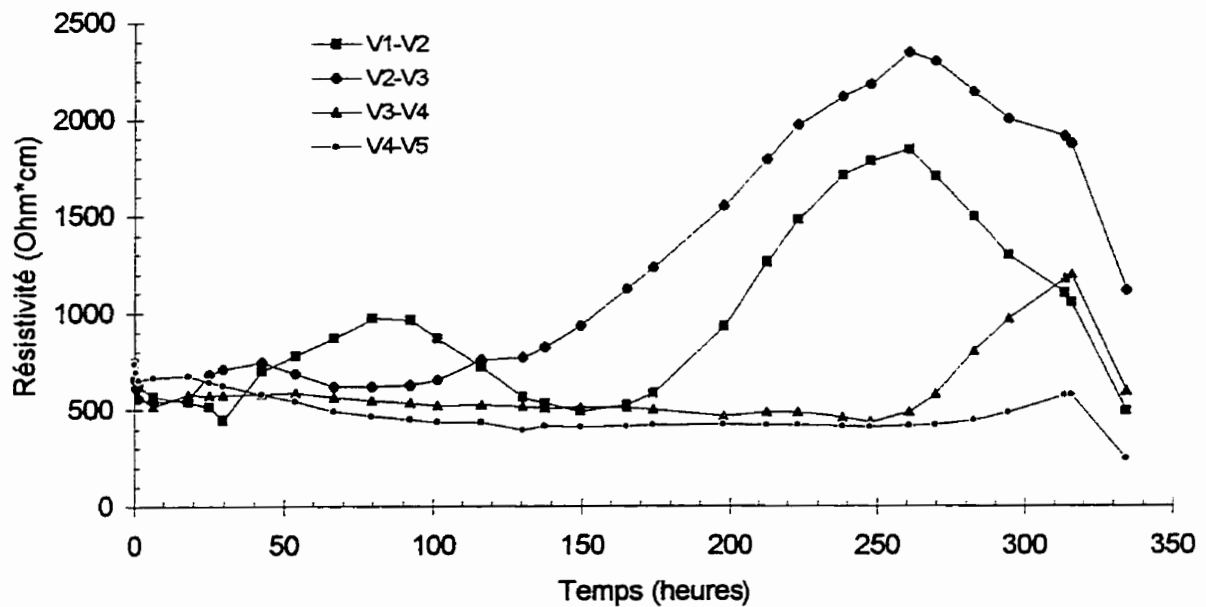


Figure F.51 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC9

Essai : CC10
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : CH₃COOH 0,87 M
 Pré-traitement : 0,5 mole H⁺/L A.A.

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CADMIUM		
							Cd sol (mg/kg)	Cd eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1446	0,99	50,06	39,95	25,95	5,77	70	89	67
C#2	1459	0,98	61,45	48,98	25,98	5,53	58	91	59
C#3	1487	0,99	59,22	47,37	25,55	5,67	61	95	60
43	1621	0,99	55,76	40,86	37,37	1,43	34	0	100
42	1620	0,99	46,16	33,70	38,09	2,45	10	n/d	n/d
41	1619	0,98	62,40	45,70	37,34	1,89	18	n/d	n/d
40	1618	0,99	69,57	51,00	37,13	2,63	18	0	100
33	1617	1,00	60,90	44,60	37,39	2,06	13	0	100
32	1616	0,99	63,18	47,46	33,83	2,98	15	n/d	n/d
31	1615	0,99	52,54	38,61	37,03	2,55	14	n/d	n/d
30	1614	0,99	60,45	45,35	34,04	3,10	13	0	100
23	1613	1,00	60,82	44,50	37,52	3,36	15	0	100
22	1612	1,00	64,33	47,97	34,83	3,27	13	n/d	n/d
21	1611	0,99	62,31	46,18	35,69	4,09	13	n/d	n/d
20	1610	1,00	66,30	49,40	34,92	3,63	13	0	100
13	1609	1,00	64,13	48,83	31,99	4,26	15	1	98
12	1608	0,99	76,50	57,98	32,50	3,69	13	n/d	n/d
11	1607	1,00	83,46	63,47	32,00	4,32	24	n/d	n/d
10	1606	0,99	69,11	52,75	31,61	3,87	13	1	98

Conditions initiales : 25,83 5,66 63 92 62
 Conditions finales : 35,20 3,10 16 0 99

Pourcentage d'extraction (%Cd) : 75

Paramètre de transport (V*h/cm) : 1371
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 361,3

Extraction de l'eau des pores (%Cd) : 100
 Désorption (%Cd) : 59

Tableau F.53 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cadmium total et dans l'eau des pores de l'essai CC10

Essai : CC10
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH3COOH 0,87 M
 Anode : CH3COOH 0,87 M
 Pré-traitement : 0,5 mole H+/L A.A.

Anode		V2		V3		V4		Cathode	
V1								V5	
42	40	32	30	22	20	12	10		
43	41	33	31	23	21	13	11		

Échantillonnage

Éch. #	CUIVRE			PLOMB			ZINC		
	Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	8300	5700	82	520	7	100	11000	18000	58
C#2	7400	5700	80	530	1	100	9900	18000	53
C#3	9200	6100	83	520	9	100	10000	19000	51
43	4900	22	100	510	7	99	5700	25	100
42	4400	n/d	n/d	410	n/d	n/d	2400	n/d	n/d
41	4600	n/d	n/d	530	n/d	n/d	2400	n/d	n/d
40	4400	7	100	550	7	100	2200	7	100
33	4400	30	100	540	9	99	2300	16	100
32	4600	n/d	n/d	520	n/d	n/d	2800	n/d	n/d
31	5200	n/d	n/d	550	n/d	n/d	3100	n/d	n/d
30	4500	16	100	460	4	100	2400	9	100
23	4600	130	99	540	5	100	3500	27	100
22	4400	n/d	n/d	480	n/d	n/d	3000	n/d	n/d
21	6200	n/d	n/d	580	n/d	n/d	3100	n/d	n/d
20	5500	130	99	570	5	100	3100	21	100
13	7700	1600	93	600	9	100	3300	380	96
12	5300	n/d	n/d	500	n/d	n/d	2300	n/d	n/d
11	7200	n/d	n/d	510	n/d	n/d	2800	n/d	n/d
10	5400	1200	93	510	7	100	3100	100	99

C. ini. :	8300	5800	82	520	6	100	10000	18000	54
C. fin. :	5200	390	97	520	7	100	3000	73	99
	Extraction (%Cu): 37			Extraction (%Pb): 0			Extraction (%Zn): 70		
	Eau pores (%Cu): 96			Eau pores (%Pb): 0			Eau pores (%Zn): 100		
	Désorption (%Cu): 26			Désorption (%Pb): 0			Désorption (%Zn): 44		

Tableau F.54 : Caractérisation du sol pour le cuivre, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC10

Essai : CC10
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE CADMIUM								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Cd % p/r initi % p/r final	
0	10	18	15	13	13	13	13	13	0		
0,0	n/d	0	n/d	0	n/d	0	n/d	1	0,0		
0,0	n/d	100	n/d	100	n/d	100	n/d	98	0,0	Ident. ug de Cd % p/r initi % p/r final	
Réservoir	1100	2100	1700	1500	1500	1500	1500	1500	Réservoir		
48	1,0	1,8	1,5	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	150		
0,0	1,0	1,8	1,5	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	0,1	Circu cath	
0,0	1,0	1,8	1,5	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	0,1		
0,0	1,0	1,8	1,5	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	0,1		
P.P									P.P	Ident. ug de Cd % p/r initi % p/r final	
0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0		
0,0	34	18	13	14	15	13	15	24	0,0		
0,0	0	n/d	0	n/d	0	n/d	1	n/d	0	Circu cath	
P.F	0	n/d	100	n/d	100	n/d	98	n/d	P.F.		
0	100	n/d	100	n/d	100	n/d	98	n/d	0		
0,0	3900	2100	1500	1600	1700	1500	1700	2800	0,0	Circu cath	
0,0	3,4	1,8	1,3	1,4	1,5	1,3	1,5	2,4	0,0		
0,0	3,4	1,8	1,3	1,4	1,5	1,3	1,5	2,4	0,0		
									Dépot	moymg/kg ugCd total % p/r initi % p/r final	
									81000		
									69,9		
Total	22	18	14	14	14	13	14	19	Total	moymg/kg ugCd total % p/r initi % p/r final	
48	5000	4100	3200	3100	3200	3000	3200	4200	81000		
0,0	4,4	3,6	2,8	2,7	2,8	2,6	2,8	3,7	70,1		
0,0	4,4	3,6	2,8	2,7	2,8	2,6	2,8	3,7	70,6		

Cd initial retracé (ug) : 120000
 Cd final retracé (ug) : 110000 % différence : 9

Tableau F.55 : Bilan de masse du cadmium pour l'essai CC10

Essai : CC10
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE CUIVRE								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Cu % p/r initi % p/r final	
0	4400	4400	4600	4500	4400	5500	5300	5400	0		
0,0	n/d	7	n/d	16	n/d	130	n/d	1200	0,0		
0,0	n/d	100	n/d	100	n/d	99	n/d	93	0,0	Ident. ug de Cu % p/r initi % p/r final	
Réservoir	500000	500000	530000	520000	500000	630000	610000	620000	Réservoir		
3700	3,3	3,3	3,5	3,4	3,3	4,1	4,0	4,1	20000		
0,0	3,6	3,6	3,7	3,7	3,6	4,5	4,3	4,4	0,1	Circu. cath.	
0,0	3,6	3,6	3,7	3,7	3,6	4,5	4,3	4,4	0,1		
0,0	3,6	3,6	3,7	3,7	3,6	4,5	4,3	4,4	0,1		
P.P									P.P	Ident. ug de Cu % p/r initi % p/r final	
0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0		
0,0	4900	4600	4400	5200	4600	6200	7700	7200	0,0		
0,0	22	n/d	30	n/d	130	n/d	1600	n/d	0,0	Circu. cath.	
P.F	0	n/d	100	n/d	99	3100	93	n/d	P.F.		
0	100	n/d	100	n/d	99	3100	93	n/d	0		
0,0	560000	530000	500000	600000	530000	710000	880000	830000	0,0	Circu. cath.	
0,0	3,7	3,5	3,3	3,9	3,5	4,7	5,8	5,4	0,0		
0,0	4,0	3,7	3,6	4,2	3,7	5,0	6,2	5,8	0,0		
									Dépot	moy.mg/kg ug Cu total % p/r initi % p/r final	
									350000		
									2,3		
Total	4650	4500	4500	4850	4500	5850	6500	6300	Total	moy.mg/kg ug Cu total % p/r initi % p/r final	
3700	1100000	1000000	1000000	1100000	1000000	1300000	1500000	1400000	4200000		
0,0	7,0	6,8	6,8	7,3	6,8	8,8	9,8	9,5	27,8		
0,0	7,5	7,3	7,3	7,9	7,3	9,5	10,6	10,2	29,9		

Cu initial retracé (ug) : 15000000
 Cu final retracé (ug) : 14000000 % différence : 7

Tableau F.56 : Bilan de masse du cuivre pour l'essai CC10

Essai : CC10
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0	410	550	520	460	480	570	500	510	0		
0,0	n/d	7	n/d	4	n/d	5	n/d	7	0,0		
0,0	n/d	100	n/d	100	n/d	100	n/d	100	0,0	Reservoir ug de Pb % p/r initi % p/r final	
Reservoir	47000	63000	60000	53000	55000	65000	57000	58000	Reservoir		
420	6,2	8,3	7,9	7,0	7,3	8,6	7,6	7,7	250		
0,1	4,9	6,5	6,2	5,5	5,7	6,8	6,0	6,1	0,0	P.P ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0,0									0,0		
P.P									0		
0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0,0	510	530	540	550	540	580	600	510	0,0		
0,0	7	n/d	9	n/d	5	n/d	9	n/d	0,0		
P.F	99	n/d	99	n/d	100	580	100	n/d	0	Circula. cath. Dépot ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0,0	58000	61000	62000	63000	62000	66000	69000	58000	0,0		
0,0	7,7	8,0	8,2	8,3	8,2	8,8	9,1	7,7	0,0		
0,0	6,1	6,3	6,4	6,5	6,4	6,9	7,1	6,1	0,1	Circula. cath. Dépot ug de Pb % p/r initi % p/r final	
									3400		
									930		
									0,1	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
									0,1		
Total	460	540	530	505	510	575	550	510	Total		
420	110000	120000	120000	120000	120000	130000	130000	120000	1200	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
0,1	13,9	16,4	16,0	15,3	15,4	17,4	16,7	15,4	0,2		
0,0	10,9	12,9	12,6	12,0	12,1	13,7	13,1	12,1	0,1		
Pb initial retracé (ug) :		760000									
Pb final retracé (ug) :		960000								% différence : 21	

Tableau F.57 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC10

Essai : CC10
 Sol : #3b
 Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0	2400	2200	2800	2400	3000	3100	2300	3100	0		
0,0	n/d	7	n/d	9	n/d	21	n/d	100	0,0		
0,0	n/d	100	n/d	100	n/d	100	n/d	99	0,0	Reservoir ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Reservoir	280000	250000	320000	280000	340000	360000	260000	360000	Reservoir		
3300	1,4	1,3	1,7	1,4	1,8	1,9	1,4	1,9	15000		
0,0	1,5	1,3	1,7	1,5	1,8	1,9	1,4	1,9	0,1	P.P ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0,0									0,1		
P.P									0		
0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0,0	5700	2400	2300	3100	3500	3100	3300	2800	0,0		
0,0	25	n/d	16	n/d	27	n/d	380	n/d	0,0		
P.F	100	n/d	100	n/d	100	n/d	96	n/d	0	Circu cath. Dépot ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0,0	650000	280000	260000	360000	400000	360000	380000	320000	0,0		
0,0	3,4	1,4	1,4	1,9	2,1	1,9	2,0	1,7	0,0		
0,0	3,5	1,5	1,4	1,9	2,1	1,9	2,0	1,7	0,0	Circu cath. Dépot ug de Zn % p/r initi % p/r final	
									5800000		
									7600000		
									30,4	moymg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
									39,8		
									40,3		
Total	4050	2300	2550	2750	3250	3100	2800	2950	Total	moymg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
3300	930000	530000	580000	630000	750000	710000	640000	680000	7600000		
0,0	4,9	2,8	3,1	3,3	3,9	3,7	3,4	3,5	39,9		
0,0	4,9	2,8	3,1	3,3	4,0	3,8	3,4	3,6	40,4	Zn initial retracé (ug) : 19000000 Zn final retracé (ug) : 19000000 % différence : 0	

Tableau F.58 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC10

Essai : CC10

Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 75,93Volume (cm³) : 1253

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W'h)	T (V'h/cm)
94-09-15 12:15	0,0	-0,97	0,13	-0,04	-0,12	0,18	-0,11	-0,19	0,72	-0,41	-0,01	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-09-15 12:15	0,0	3,37	12,71	5,26	5,02	5,22	5,21	9,41	11,18	57,40	1,48	242,1	480	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-09-15 13:30	1,3	1,96	8,31	5,02	4,52	4,62	4,93	8,45	9,00	47,20	1,36	254,6	421	n/d	n/a	1,12	16,24	1,78
94-09-15 16:45	4,5	1,27	5,93	5,20	4,47	4,43	5,28	6,19	5,22	38,00	1,38	250,8	434	n/d	n/a	4,07	51,21	6,24
94-09-15 21:45	9,5	1,00	4,89	5,40	4,58	5,25	5,32	5,12	4,01	35,80	1,47	252,0	458	n/d	n/a	8,60	97,57	13,37
94-09-16 10:30	22,3	0,85	4,35	6,21	4,23	4,89	5,10	3,93	2,67	32,50	1,46	253,6	452	n/d	n/a	20,20	207,65	32,03
94-09-16 22:00	33,8	0,84	2,40	8,99	3,82	4,40	4,95	3,58	2,47	31,60	1,58	254,4	489	4,12	n/a	30,72	301,26	49,53
94-09-17 10:30	46,3	0,83	1,59	10,81	3,95	3,88	4,30	3,19	2,11	30,80	1,64	255,9	503	n/d	n/a	42,20	400,77	69,68
94-09-17 23:45	59,5	0,84	1,58	11,51	4,21	3,70	3,71	2,77	1,93	30,40	1,65	254,4	510	4,20	400	54,37	504,22	91,48
94-09-18 12:00	71,8	0,87	0,78	12,26	4,68	3,66	3,63	2,99	2,08	31,10	1,73	253,3	536	n/d	n/a	65,58	599,84	112,17
94-09-18 21:30	81,3	0,88	0,43	12,90	5,04	3,70	3,58	2,82	2,02	31,60	1,80	253,4	558	4,35	n/a	74,23	675,30	128,94
94-09-19 12:15	96,0	0,90	0,34	12,05	5,23	3,76	3,49	2,58	1,97	30,60	1,75	253,6	543	n/d	n/a	87,69	791,59	155,15
94-09-20 02:15	110,0	0,87	0,32	12,85	6,24	4,21	3,48	2,38	1,75	32,30	1,91	252,2	598	4,14	n/a	100,43	902,94	180,80
94-09-20 09:30	117,3	0,88	0,31	12,59	7,09	4,38	3,54	2,38	1,70	32,80	1,97	253,0	612	n/d	n/a	107,03	962,84	194,89
94-09-20 21:30	129,3	0,88	0,28	11,44	8,80	4,50	3,74	2,21	1,75	33,70	2,03	256,3	619	4,04	n/a	118,07	1064,80	218,93
94-09-21 13:00	144,8	0,90	0,27	9,56	10,27	4,98	3,96	2,37	1,69	34,10	2,08	258,5	624	n/d	n/a	132,49	1200,57	250,62
94-09-21 22:00	153,8	0,90	0,27	9,18	11,08	5,31	3,95	2,24	1,83	34,80	2,11	257,4	643	3,80	n/a	140,85	1280,55	289,35
94-09-22 21:45	177,5	0,90	0,25	8,26	13,39	5,74	4,38	2,28	1,55	36,80	2,27	258,9	688	4,33	n/a	162,92	1500,04	321,34
94-09-23 11:30	191,3	0,91	0,27	7,69	14,60	5,95	4,24	2,01	1,65	37,30	2,32	257,2	709	n/d	n/a	175,69	1631,50	352,89
94-09-23 23:30	203,3	0,91	0,25	6,93	15,83	6,34	4,52	2,31	1,68	38,90	2,40	257,3	733	4,55	n/a	188,81	1749,12	381,22
94-09-24 14:00	217,8	0,91	0,24	6,88	16,95	6,58	4,64	2,41	1,53	40,20	2,50	258,5	781	n/d	n/a	200,27	1897,02	416,78
94-09-24 23:45	227,5	1,17	0,22	6,86	17,19	7,04	4,81	2,40	1,56	41,30	2,56	257,8	781	4,50	n/a	209,33	1999,58	441,49
94-09-25 12:30	240,3	1,21	0,20	7,20	17,36	8,37	4,92	2,36	1,67	43,30	2,70	259,1	820	n/d	n/a	221,19	2138,97	475,07
94-09-25 21:45	249,5	1,30	0,20	7,39	17,59	9,42	4,94	2,56	1,70	45,10	2,81	258,8	853	4,62	n/a	229,82	2244,84	500,57
94-09-26 10:30	262,3	1,45	0,19	7,73	17,25	10,80	5,05	2,58	1,64	46,70	2,92	256,5	886	n/d	n/a	241,69	2396,21	537,08
94-09-26 22:30	274,3	1,53	0,19	8,23	17,57	12,24	5,40	2,51	1,50	49,30	3,10	281,3	933	4,36	n/a	252,92	2545,91	573,19
94-09-27 19:45	295,5	2,98	0,20	8,55	17,40	13,98	5,54	2,45	1,50	52,70	3,25	259,7	982	4,62	250	272,84	2828,23	640,87
94-09-28 20:15	320,0	4,17	0,17	8,54	17,17	15,84	5,89	3,13	1,64	56,50	3,37	258,0	1027	4,42	550	295,67	3174,49	721,79
94-09-29 08:30	332,3	56,30	0,09	0,77	1,86	1,64	0,63	0,43	0,85	62,40	0,35	28,0	882	n/d	n/a	301,98	3278,64	744,86
94-09-29 16:15	340,0	55,80	0,10	0,40	2,44	1,57	0,78	0,58	1,07	62,40	0,37	39,2	743	n/d	n/a	302,92	3294,89	747,39
94-09-29 16:45	340,5	1,25	0,98	2,40	14,05	8,41	4,97	3,61	2,08	27,90	2,13	251,3	666	n/d	n/a	303,18	3298,16	748,02
94-09-29 22:45	346,5	1,20	0,76	3,10	17,40	13,22	6,23	3,58	1,82	47,40	2,85	247,5	908	4,13	n/a	308,57	3354,50	762,97
94-09-30 13:30	361,3	0,85	0,54	4,45	14,78	14,25	6,50	3,69	1,62	46,80	2,86	247,5	908	n/d	n/a	321,71	3526,45	805,08
94-09-30 21:15	369,0	0,85	0,48	4,19	13,94	14,33	6,45	3,55	1,61	45,60	2,78	247,9	881	4,44	n/a	328,62	3615,14	826,91
94-10-01 19:45	391,5	0,87	0,38	4,08	12,45	15,13	6,80	3,57	1,56	44,90	2,75	248,1	869	4,46	n/a	348,71	3867,63	889,07

404

Tableau F.59 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC10

Essai : CC10

Dates : 1994-09-15 au 1994-10-07

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm2) : 75,93

Volume (cm3) : 1253

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/ (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge KC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-10-02 13:45	409,5	0,88	0,32	3,74	11,80	16,90	7,00	3,59	1,53	45,90	2,82	248,9	889	n/d	n/a	384,81	4070,71	939,14
94-10-03 12:30	432,3	0,89	0,27	4,99	16,46	19,31	6,85	3,61	1,42	54,00	3,40	244,5	1093	4,59	n/a	385,01	4351,05	1009,88
94-10-03 21:45	441,5	0,87	0,26	7,09	16,88	19,58	7,23	4,10	1,58	59,70	3,77	250,0	1185	4,36	n/a	393,25	4481,07	1043,03
94-10-04 12:00	455,8	0,87	0,24	9,56	19,90	19,55	6,97	3,70	1,46	62,40	4,00	226,3	1388	n/d	n/a	405,47	4686,25	1098,38
94-10-04 22:15	466,0	0,85	0,25	10,66	19,80	19,31	6,63	3,43	1,36	62,40	4,03	214,0	1479	4,42	300	413,59	4829,06	1139,52
94-10-05 10:30	478,3	0,81	0,25	9,97	17,98	18,02	7,24	5,20	1,74	62,40	3,80	194,8	1533	n/d	n/a	422,60	4985,30	1187,47
94-10-05 23:00	490,8	0,86	0,24	10,03	17,62	17,87	9,04	5,13	1,61	62,60	3,90	183,9	1665	4,01	500	431,12	5133,23	1235,59
94-10-06 22:45	514,5	0,89	0,23	8,98	15,39	15,98	12,46	6,54	1,94	62,50	3,77	162,3	1825	3,87	550	445,92	5390,38	1326,64
94-10-07 10:45	528,5	0,87	0,22	8,34	14,06	15,00	13,19	8,16	2,56	62,50	3,61	149,5	1899	3,40	650	452,68	5507,31	1370,95
94-10-07 10:45	528,5	0,49	0,08	0,08	0,06	0,10	-0,02	-0,12	0,68	1,85	0,02	0,0	n/a	n/d	n/a	n/a	n/a	n/a

Tableau F.60 : Suite du Tableau F59 ; Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC10

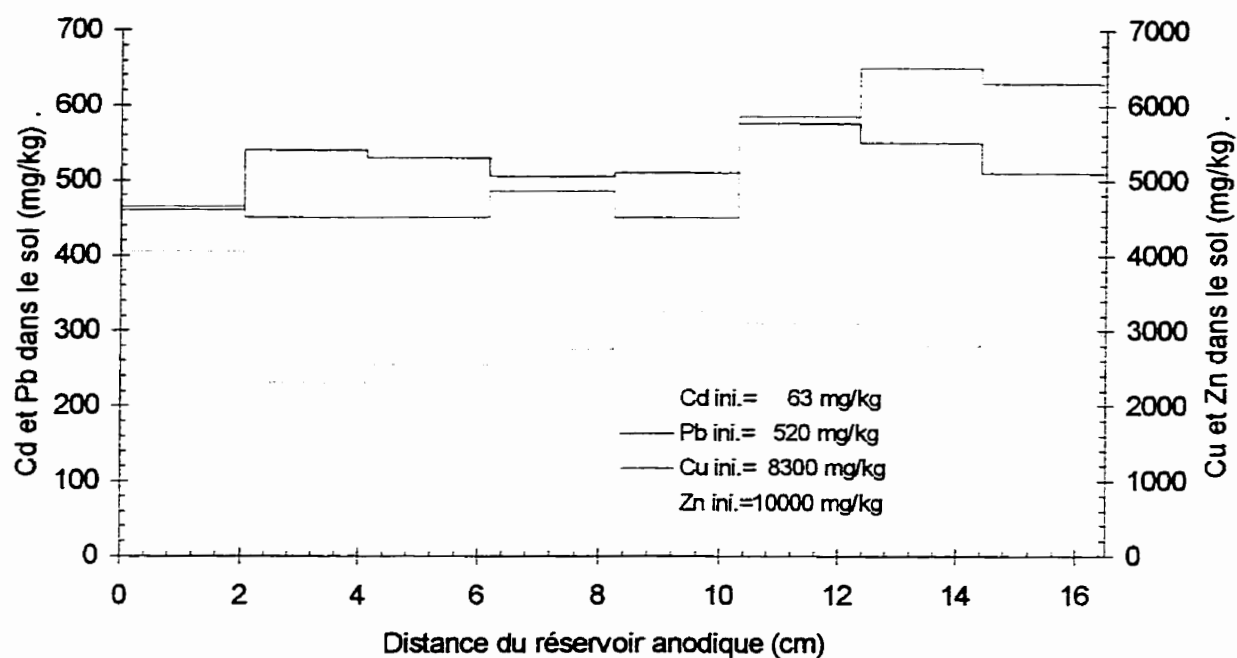


Figure F.52 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC10

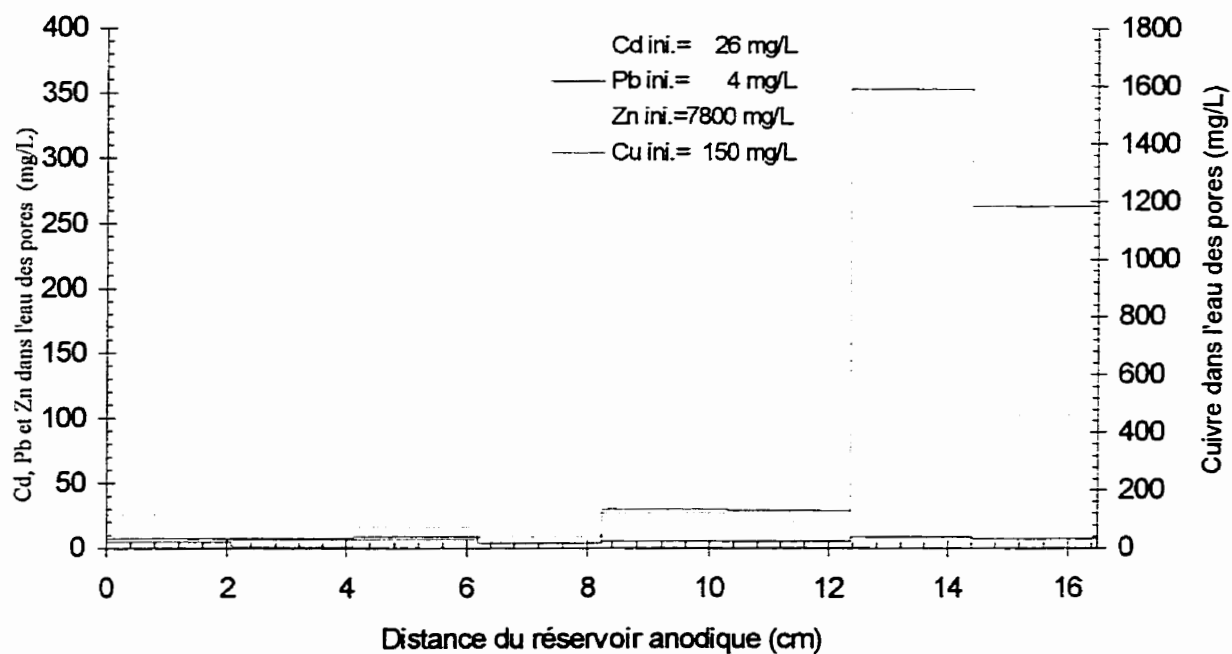


Figure F.53 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC10

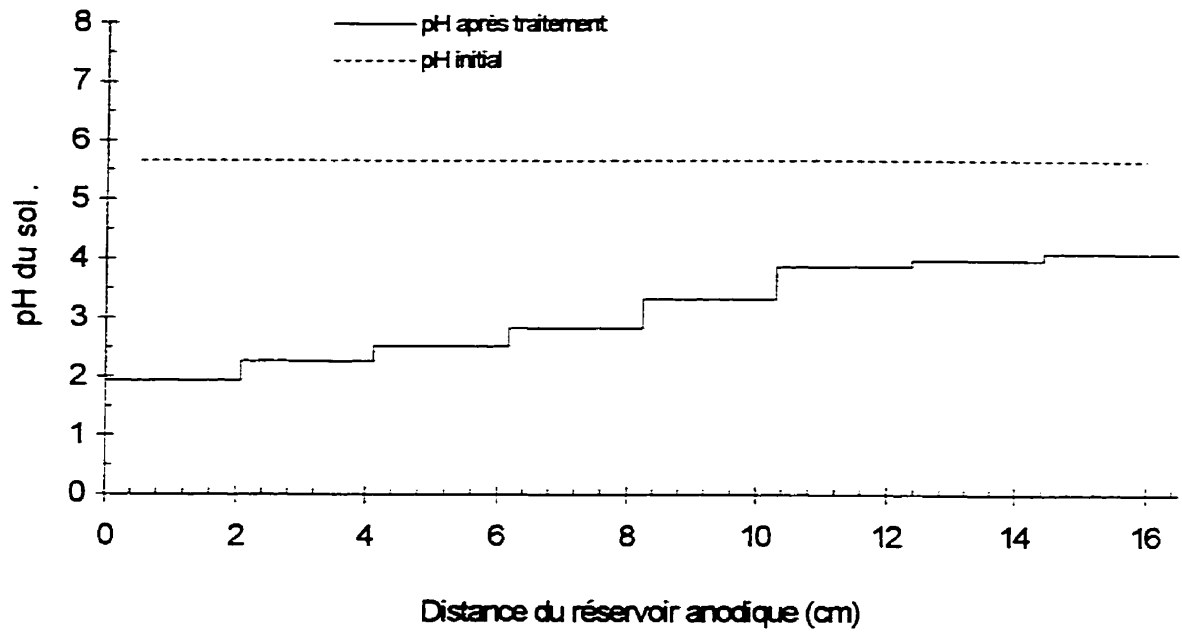


Figure F.54 : Profils de pH du sol pour l'essai CC10

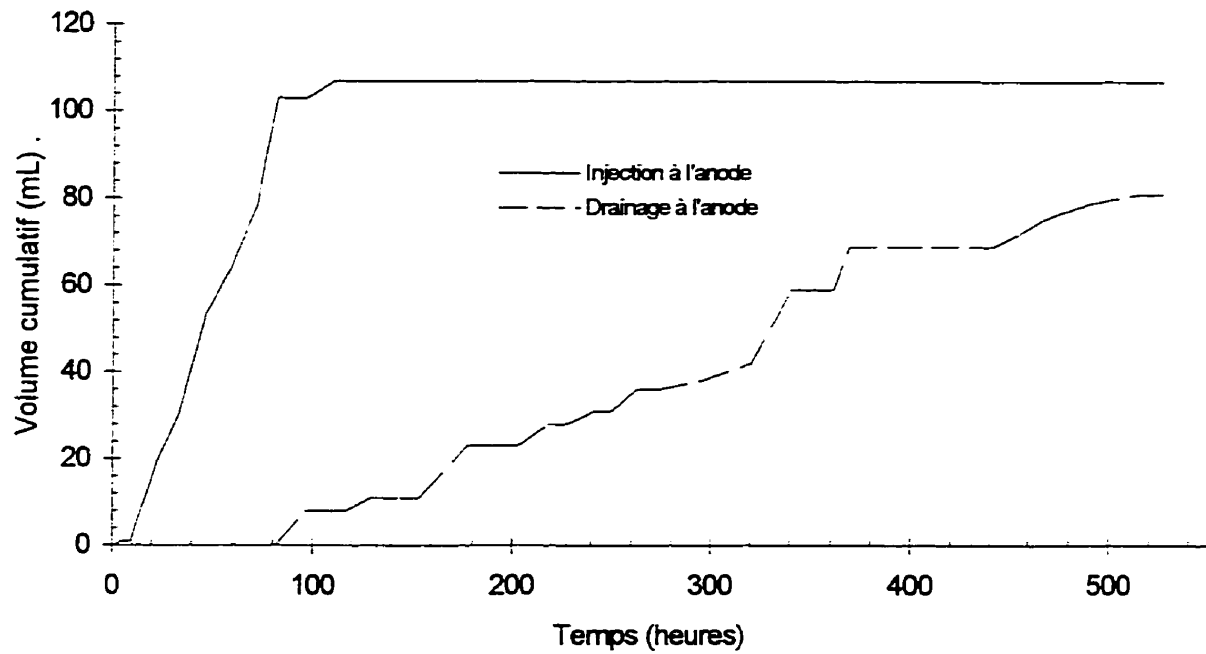


Figure F.55 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC10

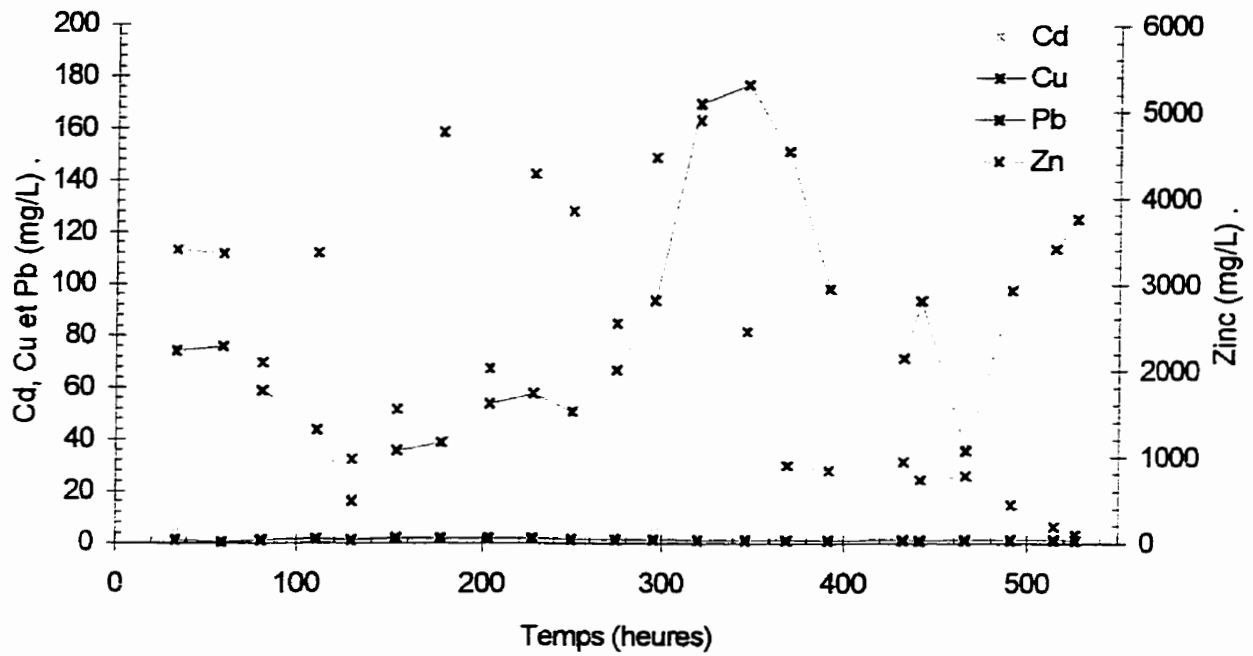


Figure F.56 : Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC10

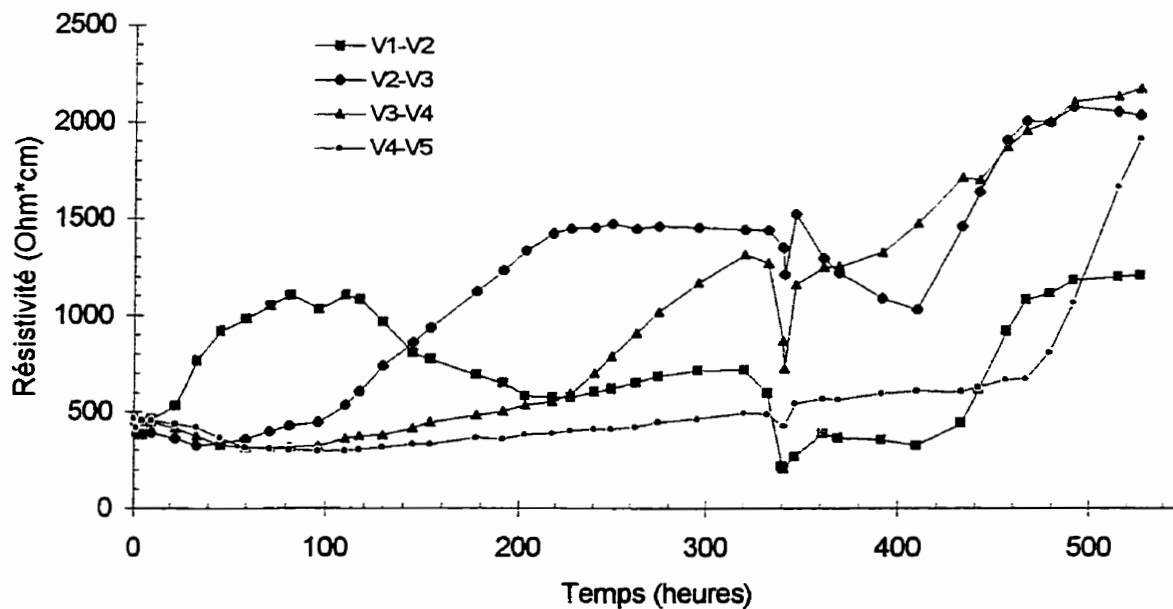


Figure F.57 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC10

Essai : CC11
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-21 au 1994-11-22
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : CH₃COOH 0,87 M & HNO₃ 8,0 M
 Pré-traitement : 3,2 mole H⁺/L A.N.

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CADMIUM		
							Cd sol (mg/kg)	Cd eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1663	0,99	41,27	31,91	30,27	5,34	59	200	0
C#2	1664	0,98	47,90	37,42	28,76	5,36	61	220	0
C#3	1665	0,99	42,23	32,78	29,73	5,42	63	240	0
43	1742	1,00	65,80	48,55	36,28	2,02	1	0	100
42	1743	1,00	53,90	40,38	34,33	1,57	1	n/d	n/d
41	1744	1,00	64,15	48,45	33,09	1,10	2	n/d	n/d
40	1745	1,00	58,16	44,51	31,37	1,23	1	0	100
33	1746	1,00	54,40	41,04	33,37	1,07	3	0	99
32	1747	1,00	67,42	52,38	29,27	1,48	2	n/d	n/d
31	1748	1,00	49,05	36,44	35,58	1,34	3	n/d	n/d
30	1749	1,00	50,63	38,90	30,95	1,80	6	0	100
23	1750	1,00	56,03	39,78	41,90	2,00	16	0	100
22	1751	1,00	53,52	40,32	33,57	2,60	4	n/d	n/d
21	1752	1,00	58,20	41,24	42,15	2,57	5	n/d	n/d
20	1753	1,00	49,82	37,16	35,01	2,55	5	0	100
13	1754	1,00	46,89	34,52	36,90	2,93	8	2	93
12	1755	1,00	52,11	40,25	30,22	2,68	4	n/d	n/d
11	1756	1,00	33,58	24,44	38,99	3,25	5	n/d	n/d
10	1757	1,00	61,74	46,51	33,47	2,90	5	1	92

Conditions initiales : 29,59 5,37 61 220 0
 Conditions finales : 34,78 2,07 4 0 97

Pourcentage d'extraction (%Cd) : 93

Paramètre de transport (V*h/cm) : 1638
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 466,2

Extraction de l'eau des pores (%Cd) : 100
 Désorption (%Cd) : n/a

Tableau F.61 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cadmium total et dans l'eau des pores de l'essai CC11

Essai : CC11
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-21 au 1994-11-22
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : CH₃COOH 0,87 M
 Anode : CH₃COOH 0,87 M & HNO₃ 8,0 M
 Pré-traitement : 3,2 mole H⁺/L A.N.

Anode				Cathode			
V1	V2		V3	V4		V5	
42	40	32	30	22	20	12	10
43	41	33	31	23	21	13	11

Échantillonnage

Éch. #	CUIVRE			PLOMB			ZINC		
	Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	8300	19000	31	450	670	55	11000	41000	0
C#2	8300	19000	34	430	720	52	9900	39000	0
C#3	8300	20000	28	420	740	48	10000	43000	0
43	77	18	92	200	9	98	34	21	78
42	200	n/d	n/d	180	n/d	n/d	36	n/d	n/d
41	190	n/d	n/d	390	n/d	n/d	58	n/d	n/d
40	220	9	99	200	14	98	45	8	94
33	340	25	98	530	19	99	92	13	95
32	410	n/d	n/d	360	n/d	n/d	72	n/d	n/d
31	1200	n/d	n/d	680	n/d	n/d	130	n/d	n/d
30	4700	18	100	550	23	99	560	10	99
23	3200	120	98	550	27	98	380	23	97
22	2900	n/d	n/d	570	n/d	n/d	340	n/d	n/d
21	3800	n/d	n/d	480	n/d	n/d	440	n/d	n/d
20	3300	130	99	490	32	98	410	19	98
13	5600	2600	83	440	39	97	530	390	73
12	3900	n/d	n/d	420	n/d	n/d	480	n/d	n/d
11	5500	n/d	n/d	320	n/d	n/d	510	n/d	n/d
10	4800	1200	92	370	35	97	540	96	94

C. ini. :	8300	19000	32	430	710	51	10000	41000	0
C. fin. :	2500	520	93	420	25	98	290	73	91
	Extraction (%Cu): 70			Extraction (%Pb): 2			Extraction (%Zn): 97		
	Eau pores (%Cu): 97			Eau pores (%Pb): 53			Eau pores (%Zn): 100		
	Désorption (%Cu): 13			Désorption (%Pb): négatif			Désorption (%Zn): n/a		

Tableau F.62 : Caractérisation du sol pour le cuivre, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai C11

Essai : CC11
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-21 au 1994-11-22
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE CADMIUM								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Cd % p/r initi % p/r final	
2300	1	1	2	6	4	5	4	5	1		
2,2	n/d	0	n/d	0	n/d	0	n/d	1	0,0	Ident. ug de Cd % p/r initi % p/r final	
2,2	n/d	100	n/d	100	n/d	100	n/d	92	0,0		
Réservoir	140	140	200	690	390	560	420	520	Réservoir	Circu cath	
2800	0,1	0,1	0,2	0,7	0,4	0,5	0,4	0,5	8600		
2,7	0,1	0,1	0,2	0,6	0,4	0,5	0,4	0,5	8,2	Circu cath	
2,6									8,1		
P.P	0								P.P	Circu cath	
0									0		
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	Circu cath	
0,0	1	2	3	3	16	5	8	5	0,0		
P.F	0	n/d	0	n/d	0	n/d	2	n/d	P.F.	Circu cath	
0	100	n/d	99	n/d	100	n/d	93	n/d	0		
0,0	69	170	280	280	1700	560	840	520	0,0	Circu cath	
0,0	0,1	0,2	0,3	0,3	1,6	0,5	0,8	0,5	0,0		
	0,1	0,2	0,3	0,3	1,6	0,5	0,8	0,5	Dépot	Circu cath	
									20000		
									65000	Circu cath	
									19,1		
									61,9	Circu cath	
									18,9		
									61,3	Circu cath	
Total	1	1	2	5	10	5	6	5	Total	moymg/kg ugCd total % p/r initi % p/r final	
5100	210	310	480	970	2100	1100	1300	1000	74000		
4,9	0,2	0,3	0,5	0,9	2,0	1,1	1,2	1,0	70,1	moymg/kg ugCu total % p/r initi % p/r final	
4,8	0,2	0,3	0,5	0,9	2,0	1,1	1,2	1,0	69,5		
Cd initial retracé (ug) :		100000									
Cd final retracé (ug) :		110000		% différence :		9					

Tableau F.63 : Bilan de masse du cadmium pour l'essai CC11

Essai : CC11
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-21 au 1994-11-22
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE CUIVRE								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Cu % p/r initi % p/r final	
201	200	220	410	4700	2900	3300	3900	4800	1200000		
0,0	n/d	9	n/d	18	n/d	130	n/d	1200	8,4	Ident. ug de Cu % p/r initi % p/r final	
0,0	n/d	99	n/d	100	n/d	99	n/d	92	7,4		
Réservoir	21000	24000	44000	500000	310000	350000	420000	520000	Réservoir	Circu cath	
1700	0,2	0,2	0,3	3,5	2,2	2,5	2,9	3,6	20000		
0,0	0,1	0,1	0,3	3,1	1,9	2,2	2,6	3,2	0,1	Circu cath	
0,0									0,1		
P.P	50								P.P	Circu cath	
0,0									1056		
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0	Circu cath	
0,0	77	190	340	1200	3200	3800	5600	5500	0,0		
P.F	18	n/d	25	n/d	120	n/d	2600	n/d	P.F.	Circu cath	
109	92	n/d	98	n/d	98	440	83	n/d	70		
0,0	8300	20000	37000	130000	340000	410000	600000	590000	0,0	Circu cath	
0,0	0,1	0,1	0,3	0,9	2,4	2,9	4,2	4,1	0,0		
	0,1	0,1	0,2	0,8	2,1	2,5	3,7	3,7	Dépot	Circu cath	
									1100000		
									9500000	Circu cath	
									7,7		
									66,5	Circu cath	
									58,9		
Total	139	205	375	2950	3050	3550	4750	5150	Total	moy.mg/kg ug Cu total % p/r initi % p/r final	
2100	30000	44000	81000	630000	660000	760000	1000000	1100000	11000000		
0,0	0,2	0,3	0,6	4,4	4,6	5,3	7,1	7,7	75,1	moy.mg/kg ugCu total % p/r initi % p/r final	
0,0	0,2	0,3	0,5	3,9	4,1	4,7	6,3	6,9	66,4		
Cu initial retracé (ug) :		14000000									
Cu final retracé (ug) :		16000000		% différence :		13					

Tableau F.64 : Bilan de masse du cuivre pour l'essai CC11

Essai : CC11
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-21 au 1994-11-22
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0	180	200	360	550	570	490	420	370	16000		
0,0	n/d	14	n/d	23	n/d	32	n/d	35	2,2		
0,0	n/d	98	n/d	99	n/d	98	n/d	97	2,1	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
Réservoir	19000	21000	39000	59000	61000	53000	45000	40000	Réservoir		
420	2,6	2,9	5,2	8,0	8,3	7,1	6,1	5,4	250		
0,1	2,5	2,8	5,0	7,6	7,9	6,8	5,8	5,1	0,0	Circula. cath. Dépot 16000 2,2 2,6 2,5	
0,1									0,0		
P.P									P.P		
0									0	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	200	390	530	680	550	480	440	320	0,0		
P.F	9	n/d	19	n/d	27	n/d	39	n/d	P.F.		
0	98	n/d	99	n/d	98	480	97	n/d	0		
0,0	21000	42000	57000	73000	59000	52000	47000	34000	0,0		
0,0	2,9	5,7	7,7	9,9	8,0	7,0	6,4	4,6	0,0		
0,0	2,8	5,4	7,4	9,4	7,6	6,7	6,1	4,4	0,0		
Total	190	295	445	615	560	485	430	345	Total		
420	41000	63000	96000	130000	120000	100000	92000	74000	35000		
0,1	5,5	8,6	12,9	17,8	16,2	14,1	12,5	10,0	4,8		
0,1	5,3	8,2	12,3	17,1	15,5	13,5	11,9	9,6	4,6		

Pb initial retracé (ug) : 740000
 Pb final retracé (ug) : 770000 % différence : 4

Tableau F.65 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC11

Essai : CC11
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-21 au 1994-11-22
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
0	36	45	72	560	340	410	480	540	600000		
0,0	n/d	8	n/d	10	n/d	19	n/d	96	3,4		
0,0	n/d	94	n/d	99	n/d	98	n/d	94	3,6	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Réservoir	3900	4800	7700	60000	37000	44000	52000	58000	Réservoir		
3300	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	15000		
0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,3	0,3	0,3	0,1	Circu cath Dépot 14000000 79,8 84,3	
0,0									0,1		
P.P									P.P		
0									0	moymg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	34	58	92	130	380	440	530	510	0,0		
P.F	21	n/d	13	n/d	23	n/d	390	n/d	P.F.		
0	78	n/d	95	n/d	97	n/d	73	n/d	0		
0,0	3700	6200	9900	14000	41000	47000	57000	55000	0,0		
0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,0		
0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,0		
Total	35	52	82	345	360	425	505	525	Total		
3300	7500	11000	18000	74000	77000	91000	110000	110000	2200000		
0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,4	0,5	0,6	0,6	12,6		
0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,5	0,5	0,7	0,7	13,3		

Zn initial retracé (ug) : 18000000
 Zn final retracé (ug) : 17000000 % différence : 6

Tableau F.66 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC11

Essai : CC11

Dates : 1994-10-21 au 1994-11-22

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 78,20Volume (cm³) : 1290

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-10-21 16:45	0,0	-0,87	-0,07	-0,14	0,02	0,12	-0,14	0,19	0,04	0,09	-0,01	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-10-21 16:45	0,0	0,82	1,19	0,44	0,62	0,73	0,47	4,28	2,38	11,00	0,18	251,5	51	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-10-21 17:15	0,5	1,83	0,86	0,45	0,59	0,66	0,45	3,83	2,17	10,90	0,15	249,4	48	n/d	n/a	0,45	1,37	0,08
94-10-21 20:30	3,8	1,68	0,45	0,55	0,52	0,60	0,53	3,68	1,92	10,00	0,18	249,9	49	n/d	n/a	3,37	9,85	0,58
94-10-22 15:00	22,3	0,70	0,30	0,88	0,88	0,90	0,98	4,72	1,55	11,00	0,26	249,4	82	n/d	n/a	20,00	58,34	4,44
94-10-22 23:15	30,5	0,69	0,26	0,89	0,86	0,91	1,85	4,86	1,47	11,70	0,31	249,0	97	4,10	675	27,40	81,68	6,78
94-10-23 11:00	42,3	0,67	0,22	0,87	0,91	0,92	3,87	5,47	1,79	14,70	0,47	249,0	148	n/d	n/a	37,93	120,30	11,35
94-10-23 22:00	53,3	0,66	0,20	0,80	0,88	0,90	4,94	4,06	1,52	14,00	0,54	248,2	170	3,93	n/a	47,78	159,54	16,89
94-10-24 12:45	66,0	0,68	0,19	0,87	0,90	0,94	5,82	3,22	1,36	13,80	0,60	247,6	189	n/d	n/a	60,94	210,37	25,24
94-10-24 22:15	77,5	0,65	0,18	0,82	0,89	1,37	5,83	3,05	1,36	14,00	0,62	246,7	198	3,57	n/a	69,39	243,00	31,02
94-10-25 13:30	92,8	0,63	0,16	0,51	0,85	2,78	5,33	3,18	1,16	14,60	0,68	248,5	214	n/d	n/a	82,99	297,00	40,91
94-10-25 23:00	102,3	0,63	0,15	0,48	0,80	3,48	5,12	3,17	1,19	15,10	0,71	247,5	224	3,73	n/a	91,47	331,98	47,47
94-10-26 11:15	114,5	0,63	0,14	0,44	0,76	4,10	5,09	3,19	1,10	15,50	0,74	247,7	236	n/d	n/a	102,39	378,39	56,33
94-10-26 22:00	125,3	0,64	0,14	0,40	0,71	4,88	5,08	3,13	1,07	16,10	0,79	250,2	248	3,95	n/a	112,02	420,67	64,58
94-10-27 17:15	144,5	0,66	0,14	0,36	0,92	5,60	5,04	3,14	1,03	17,00	0,85	249,5	268	n/d	n/a	129,34	500,27	80,34
94-10-27 20:30	147,8	0,65	0,14	0,36	0,95	5,93	5,29	7,51	2,52	23,50	0,90	246,9	285	4,13	1100	132,24	516,61	83,17
94-10-28 14:30	165,8	0,70	0,13	0,33	0,95	6,66	5,61	8,68	2,58	25,70	0,97	245,3	310	n/d	n/a	148,19	625,58	99,94
94-10-29 00:30	175,8	0,72	0,13	0,30	0,81	7,50	5,75	5,52	1,60	22,40	1,03	247,6	326	n/d	n/a	157,06	684,85	109,91
94-10-29 13:30	188,8	0,78	0,13	0,28	0,89	8,70	5,91	4,20	1,33	22,20	1,13	247,9	358	n/d	n/a	168,65	756,68	123,90
94-10-29 23:00	198,3	1,21	0,12	0,28	0,78	9,69	6,17	4,00	1,25	23,70	1,21	252,2	377	n/d	n/a	177,21	811,19	135,00
94-10-30 11:00	210,3	1,21	0,12	0,28	0,78	9,69	6,17	4,00	1,25	23,70	1,21	252,2	377	3,70	650	188,10	882,92	149,50
94-10-30 11:00	210,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	188,10	882,92	149,50
94-10-31 13:30	236,8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	188,10	882,92	149,50
94-10-31 13:30	236,8	0,95	0,40	0,35	0,79	3,24	8,13	8,63	2,63	25,20	0,89	247,6	284	n/d	n/a	188,10	882,92	149,50
94-10-31 20:00	243,3	0,74	0,24	0,32	0,62	3,78	8,62	5,98	1,81	22,20	0,95	259,9	288	3,45	625	194,04	922,01	155,50
94-11-01 14:30	261,8	0,66	0,18	0,31	0,60	3,57	12,34	5,21	1,42	24,40	1,20	252,0	375	n/d	n/a	211,08	1037,54	175,43
94-11-01 21:00	268,3	0,65	0,18	0,32	0,63	3,49	13,55	4,60	1,35	24,90	1,29	256,5	394	3,90	625	217,03	1078,26	183,51
94-11-02 12:15	283,5	0,64	0,16	0,33	0,69	2,85	15,60	4,91	1,50	26,80	1,39	255,8	428	n/d	n/a	231,10	1179,26	203,91
94-11-03 00:15	295,5	0,63	0,16	0,32	0,74	2,63	16,24	3,69	1,21	25,70	1,42	254,6	440	n/d	n/a	242,13	1259,68	220,80
94-11-03 15:45	311,0	0,63	0,15	0,32	0,75	2,46	17,70	3,09	1,13	26,30	1,52	253,9	470	n/d	n/a	256,32	1362,18	243,58
94-11-03 22:30	317,8	0,63	0,15	0,32	0,74	2,56	18,10	2,93	1,10	26,60	1,55	253,0	482	n/d	n/a	262,48	1407,43	253,93
94-11-04 13:15	332,5	0,62	0,15	0,32	0,77	3,98	21,50	2,79	1,01	31,20	1,90	253,9	588	n/d	n/a	275,94	1515,47	279,37
94-11-04 22:00	341,3	0,61	0,14	0,32	0,77	5,98	23,60	3,00	0,98	35,40	2,19	256,9	671	n/d	n/a	283,98	1589,89	297,26
94-11-05 18:30	361,8	0,59	0,14	0,32	0,74	9,47	27,60	4,54	0,95	44,40	2,72	250,0	857	n/d	n/a	302,69	1797,20	347,63
94-11-06 11:45	379,0	0,62	0,14	0,32	0,70	11,76	29,80	7,68	0,93	52,10	3,04	248,8	962	3,96	600	318,17	2004,78	397,35

Tableau F.67 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC11

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/II (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge (kC)	Energie (W*H)	T (V*H/cm)
94-11-07 01:00	392,3	0,63	0,14	0,31	0,65	13,58	29,90	14,38	1,56	61,50	3,17	242,8	1029	n/d	n/a	329,90	2189,77	498,53
94-11-07 21:30	412,8	0,76	0,13	0,30	0,57	14,28	30,20	14,20	1,27	61,60	3,24	223,0	1143	n/d	n/a	347,08	2483,63	594,27
94-11-09 02:00	441,3	4,62	0,12	0,25	0,47	12,96	28,30	13,80	1,15	61,80	3,00	202,8	1163	n/d	n/a	368,93	2858,01	593,16
94-11-09 02:00	441,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	368,93	2858,01	593,16
94-11-09 02:30	441,8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	368,93	2858,01	593,16
94-11-09 02:30	441,8	0,57	0,13	0,30	0,49	15,21	34,90	8,50	1,25	61,50	3,64	247,3	1157	n/d	n/a	368,93	2858,01	593,16
94-11-10 00:30	463,8	0,62	0,14	0,31	0,52	17,70	28,80	13,60	1,14	62,90	3,38	220,0	1209	n/d	n/a	367,43	3177,73	870,34
94-11-10 19:45	483,0	0,58	0,14	0,29	0,52	18,80	27,30	13,00	1,09	61,70	3,35	214,3	1230	n/d	n/a	402,48	3438,16	735,13
94-11-11 17:00	504,3	0,58	0,14	0,29	0,56	21,50	27,20	10,20	1,08	61,80	3,54	218,8	1273	n/d	n/a	419,05	3722,31	808,35
94-11-12 22:15	533,5	2,64	0,12	0,28	0,52	21,60	24,70	10,70	1,02	61,90	3,36	199,2	1329	n/d	n/a	441,08	4100,42	909,34
94-11-13 11:00	548,3	2,75	0,12	0,29	0,56	21,90	25,20	10,10	1,00	61,90	3,43	198,9	1355	n/d	n/a	450,19	4257,51	952,62
94-11-13 20:00	555,3	2,52	0,12	0,30	0,61	22,40	25,40	9,50	1,00	61,80	3,48	201,8	1357	n/d	n/a	458,68	4369,04	983,69
94-11-14 08:15	567,5	2,52	0,12	0,30	0,61	22,40	25,40	9,50	1,00	61,80	3,48	201,8	1357	n/d	n/a	465,58	4521,81	1026,31
94-11-14 08:15	567,5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	465,58	4521,81	1026,31
94-11-14 17:00	576,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	465,58	4521,81	1026,31
94-11-14 17:00	576,3	0,51	0,28	0,33	0,55	2,59	15,20	19,50	3,34	41,30	1,33	250,1	420	n/d	650	465,58	4521,81	1026,31
94-11-15 10:00	593,3	0,65	0,28	0,34	0,49	2,34	37,90	17,40	1,89	61,50	2,93	237,7	971	n/d	n/a	480,51	4734,93	1062,58
94-11-15 20:45	604,0	0,65	0,25	0,35	0,48	8,46	33,90	15,70	1,64	61,60	3,09	219,6	1105	n/d	n/a	489,36	4886,22	1094,93
94-11-16 10:30	617,8	0,65	0,22	0,35	0,50	11,60	32,00	14,80	1,49	61,70	3,18	208,9	1207	n/d	n/a	499,92	5066,99	1137,97
94-11-16 20:30	627,8	0,68	0,20	0,36	0,52	14,20	30,10	14,10	1,39	61,70	3,23	199,8	1271	n/d	n/a	507,24	5192,45	1199,98
94-11-17 13:30	844,8	0,68	0,19	0,37	0,51	13,80	31,90	13,60	1,27	62,30	3,33	204,2	1282	n/d	n/a	519,60	5405,38	1225,69
94-11-17 13:30	844,8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	519,60	5405,38	1225,69
94-11-17 13:45	845,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	519,60	5405,38	1225,69
94-11-17 13:45	845,0	0,59	0,15	0,37	0,50	14,00	37,30	13,40	1,23	61,60	3,73	202,6	1447	n/d	n/a	519,60	5405,38	1225,69
94-11-18 00:15	655,5	0,59	0,12	0,38	0,53	15,80	29,20	12,50	1,20	60,40	3,28	194,2	1328	n/d	n/a	527,10	5532,44	1282,47
94-11-18 12:45	688,0	0,64	0,11	0,33	0,54	19,50	28,10	11,90	1,17	62,40	3,46	188,2	1447	n/d	n/a	535,70	5879,18	1304,59
94-11-18 23:45	879,0	0,62	0,11	0,29	0,53	20,50	17,40	11,60	1,14	62,40	2,77	186,8	1166	n/d	n/a	543,12	5807,81	1338,84
94-11-19 15:45	695,0	0,60	0,12	0,27	0,58	21,20	27,00	11,40	1,13	62,40	3,50	186,7	1476	n/d	n/a	553,87	5994,17	1389,00
94-11-19 23:30	702,8	0,61	0,11	0,25	0,59	21,50	26,60	11,50	1,12	62,40	3,50	187,7	1465	n/d	n/a	559,10	6084,70	1416,12
94-11-20 11:15	714,5	0,63	0,11	0,23	0,61	21,40	26,80	11,30	1,12	62,40	3,50	188,1	1485	n/d	n/a	567,04	6222,48	1457,24
94-11-20 22:15	725,5	0,66	0,11	0,22	0,58	21,80	26,40	11,30	1,12	62,40	3,50	187,8	1486	n/d	n/a	574,49	6351,47	1495,75
94-11-21 12:00	739,3	0,71	0,11	0,21	0,56	22,10	26,70	10,80	1,08	62,40	3,54	187,3	1487	n/d	n/a	583,77	6512,39	1544,16
94-11-21 22:15	749,5	0,85	0,11	0,20	0,63	22,20	27,00	10,20	1,07	62,30	3,57	186,9	1504	n/d	n/a	590,68	6631,96	1590,62
94-11-22 14:15	785,5	1,95	0,11	0,19	0,81	22,20	27,40	9,50	1,05	62,40	3,61	186,3	1526	n/d	n/a	601,42	6818,12	1638,12
94-11-22 14:15	785,5	0,47	0,06	0,06	0,11	0,25	0,22	-0,03	0,52	1,64	0,05	0,0	n/a	n/d	n/a	n/a	n/a	n/a

Tableau F.68 : Suite du Tableau F.67 ; Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC11

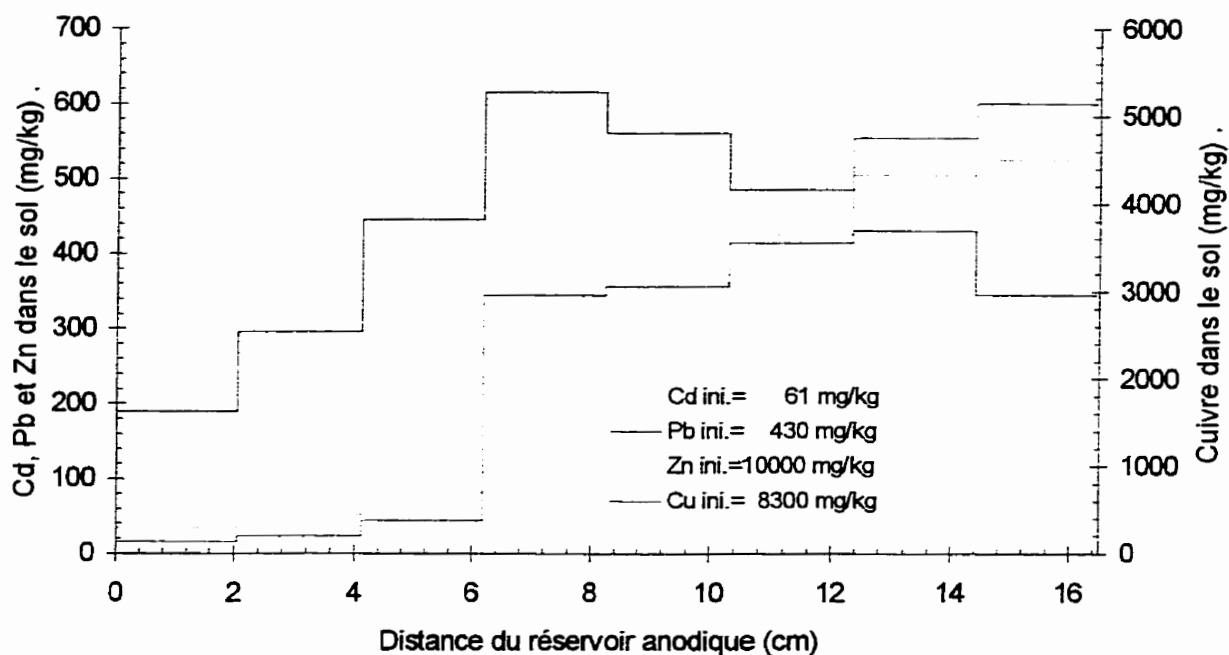


Figure F.58 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai C11

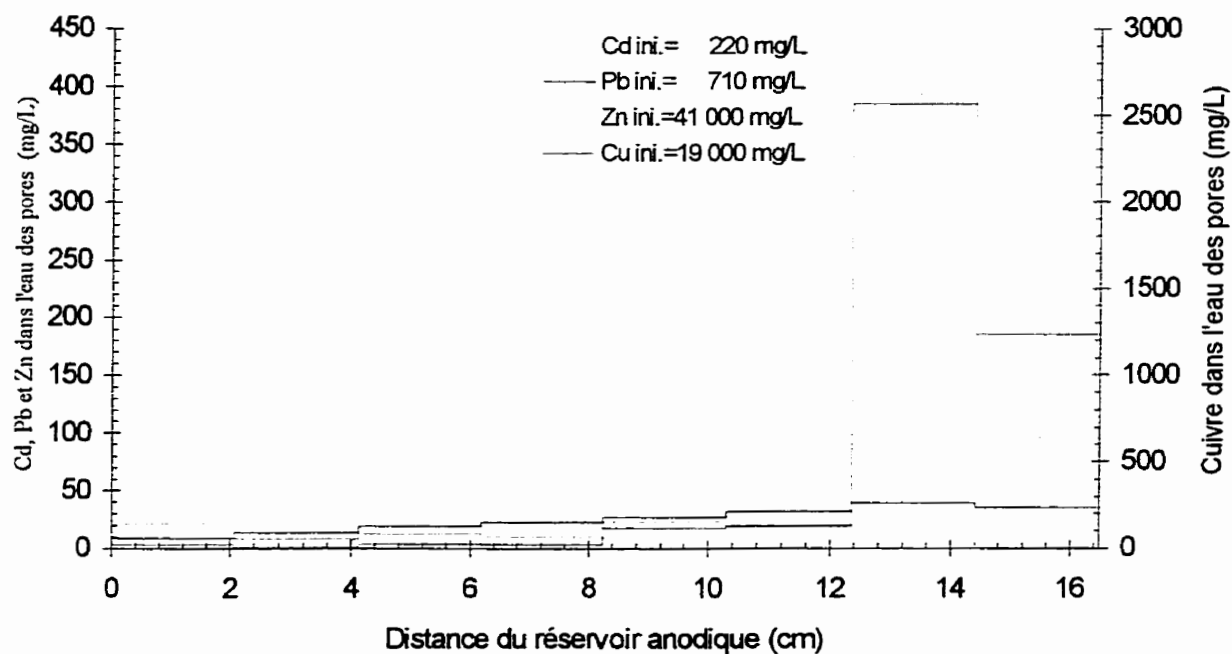


Figure F.59 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC11

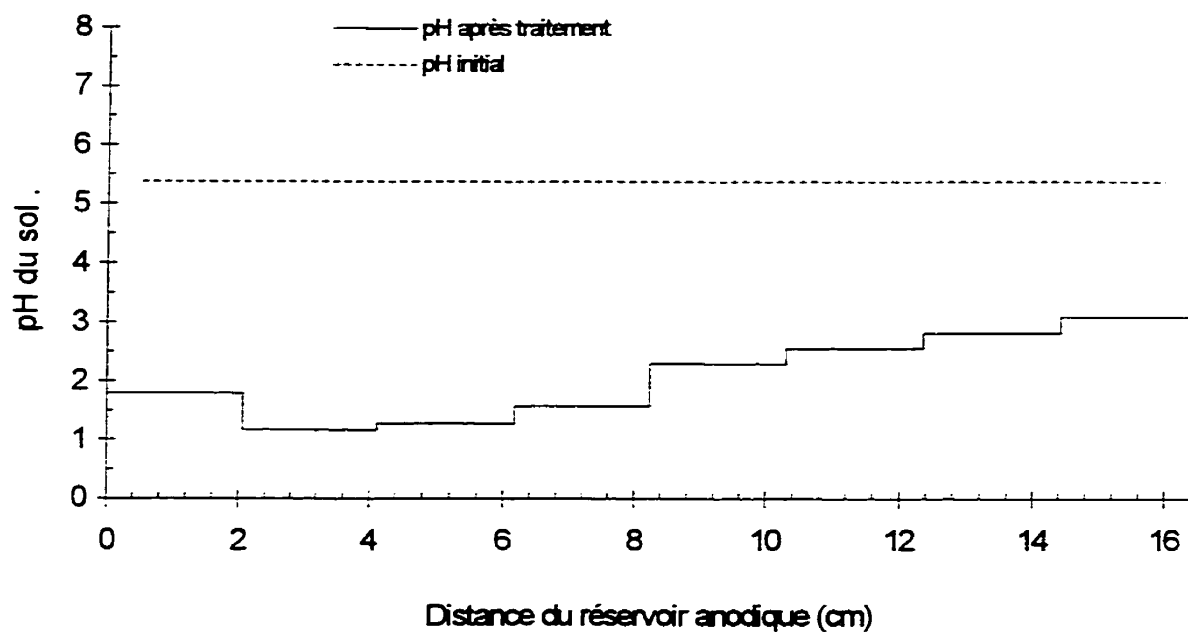


Figure F.60 : Profils de pH du sol pour l'essai CC11

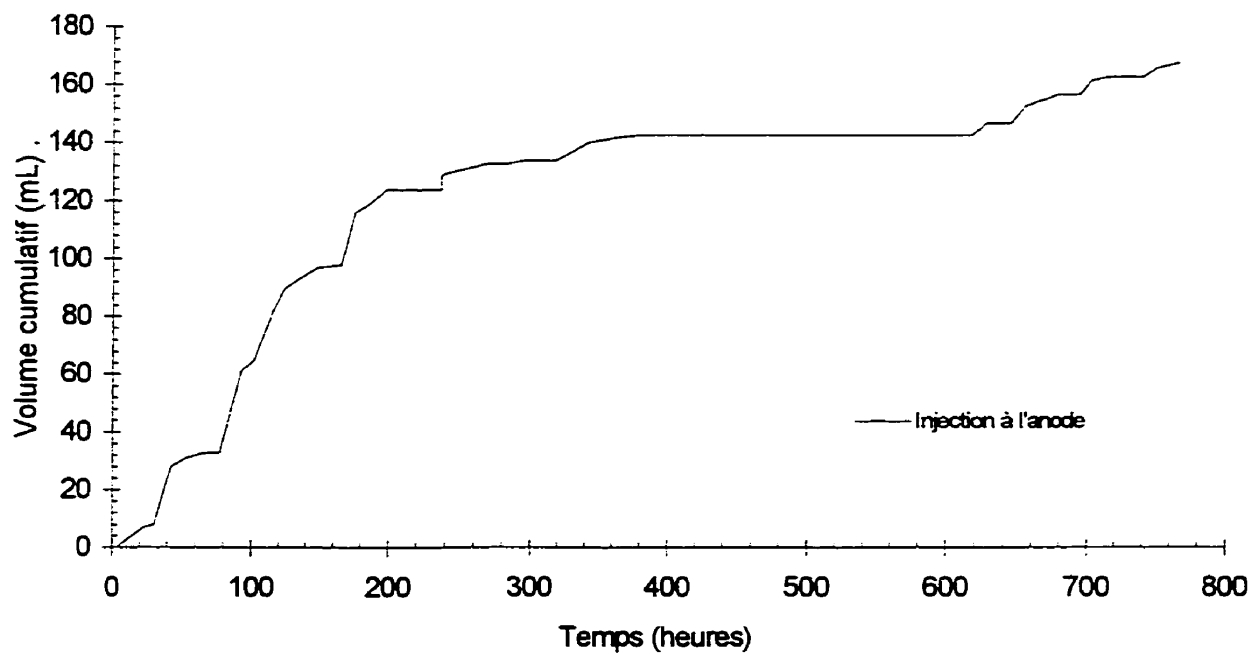


Figure F.61 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC11

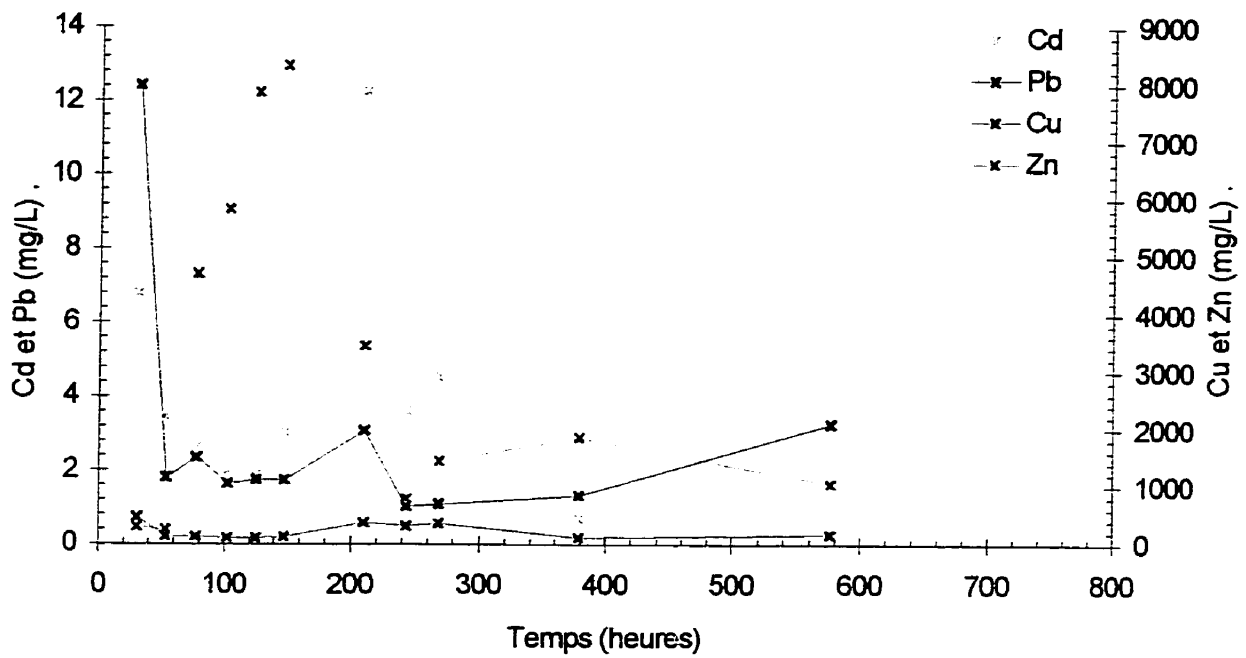


Figure F.62 : Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC11

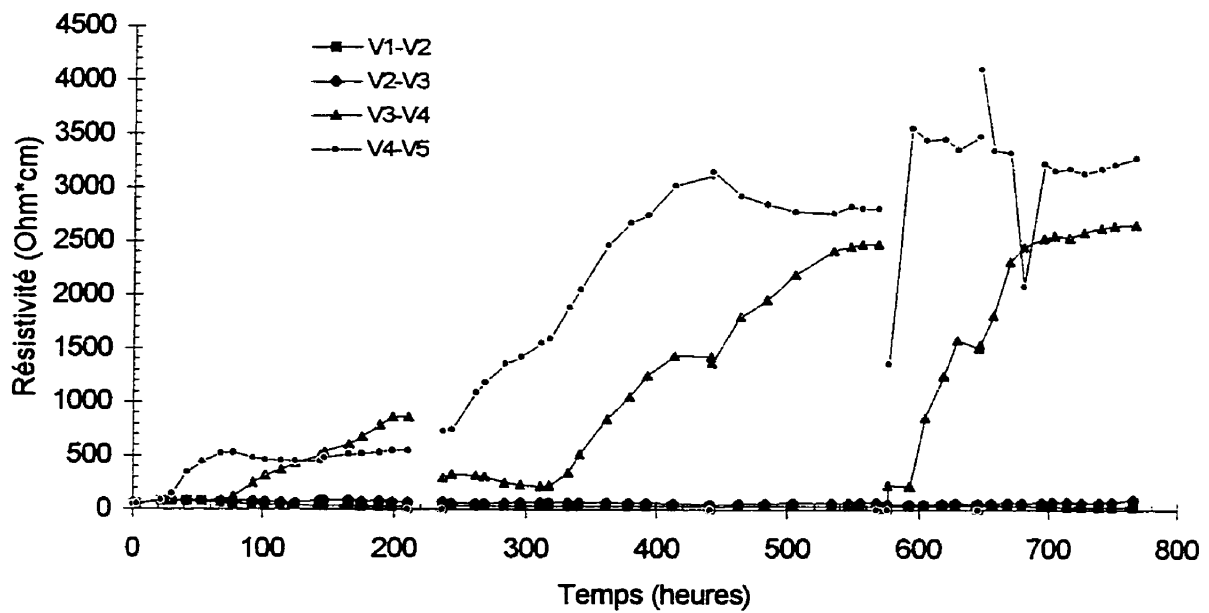


Figure F.63 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC11

Essai : CC12
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-28 au 1994-12-01
 Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA
 Cathode : HCl recirculé & reconditionné
 Anode : HCl 0,01 M
 Pré-traitement : 1,5 moles H⁺/L A.C. + 15% H₂O₂

Anode		V2		V3		V4		Cathode	
V1								V5	
42	40	32	30	22	20	12	10		
43	41	33	31	23	21	13	11		

Échantillonnage

Éch. #	Tare #	Tare (g)	T+silt h (g)	T+silt s (g)	w %	pH sol unité pH	CADMIUM		
							Cd sol (mg/kg)	Cd eau (mg/L)	% sorbé
C#1	1667	0,99	38,08	31,66	20,93	4,04	62	270	9
C#2	1668	0,99	48,68	40,60	20,40	4,00	60	280	2
C#3	1669	0,99	43,30	36,01	20,82	3,94	62	270	9
43	1764	1,00	49,87	38,86	29,08	3,03	20	0	100
42	1765	1,00	48,02	37,64	28,33	3,03	10	n/d	n/d
41	1766	1,00	55,63	43,96	27,16	2,80	21	n/d	n/d
40	1767	1,00	27,15	21,24	29,20	2,69	11	0	100
33	1768	1,00	56,68	44,50	28,00	3,11	22	0	100
32	1769	1,00	43,29	34,16	27,53	2,67	9	n/d	n/d
31	1770	1,00	45,98	36,28	27,49	3,26	17	n/d	n/d
30	1771	1,00	47,67	37,63	27,41	2,66	10	0	100
23	1772	1,00	44,89	35,59	26,89	3,42	15	0	100
22	1773	1,00	54,21	42,87	27,08	2,93	7	n/d	n/d
21	1774	1,00	55,37	43,62	27,57	3,32	11	n/d	n/d
20	1775	1,00	50,98	40,02	28,09	2,89	12	0	100
13	1776	1,00	42,81	33,76	27,63	2,84	10	3	91
12	1777	1,00	64,32	50,29	28,46	3,04	8	n/d	n/d
11	1778	1,00	43,31	32,86	32,80	2,59	8	n/d	n/d
10	1779	1,00	48,87	37,51	31,11	3,26	9	4	85

Conditions initiales : 20,72 3,99 61 270 8
 Conditions finales : 28,37 2,97 12 1 98

Pourcentage d'extraction (%Cd) : 80

Paramètre de transport (V*h/cm) : 184
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 470,0

Extraction de l'eau des pores (%Cd) : 99

Désorption (%Cd) : négatif

Tableau F.69 : Caractérisation du sol pour sa teneur en eau, son pH, le cadmium total et dans l'eau des pores de l'essai CC12

Essai : CC12

Sol : #3b

Dates : 1994-10-28 au 1994-12-01

Cellule avec contrôle

Courant : 250 mA

Cathode : HCl recirculé & reconditionné

Anode : HCl 0,01 M

Pré-traitement : 1,5 moles H+/L A.C. + 15% H2O2

Anode						Cathode		
V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9
42	40	32	30	22	20	12	10	
43	41	33	31	23	21	13	11	

Échantillonnage

Éch. #	CUIVRE			PLOMB			ZINC		
	Cu sol (mg/kg)	Cu eau (mg/L)	% sorbé	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
C#1	9500	22000	52	460	670	70	11000	45000	17
C#2	8400	22000	47	440	490	77	10000	47000	4
C#3	8700	21000	50	450	460	79	11000	47000	13
43	5100	25	100	120	4	99	2000	19	100
42	5700	n/d	n/d	240	n/d	n/d	1800	n/d	n/d
41	5000	n/d	n/d	350	n/d	n/d	2200	n/d	n/d
40	6800	18	100	240	9	99	2000	4	100
33	4600	37	100	350	12	99	1900	17	100
32	7400	n/d	n/d	360	n/d	n/d	1900	n/d	n/d
31	5200	n/d	n/d	370	n/d	n/d	2200	n/d	n/d
30	5500	35	100	390	14	99	2000	12	100
23	5300	170	99	360	21	98	1800	21	100
22	5800	n/d	n/d	450	n/d	n/d	1800	n/d	n/d
21	6000	n/d	n/d	410	n/d	n/d	1900	n/d	n/d
20	5800	140	99	420	42	97	2600	200	98
13	6100	2700	88	390	44	97	1900	19	100
12	6000	n/d	n/d	420	n/d	n/d	1700	n/d	n/d
11	6200	n/d	n/d	370	n/d	n/d	1700	n/d	n/d
10	6200	3100	84	420	37	97	1900	95	98

C. ini. :	8900	22000	49	450	540	75	11000	46000	13
C. fin. :	5800	780	96	350	23	98	2000	48	99
	Extraction (%Cu): 35			Extraction (%Pb): 22			Extraction (%Zn): 82		
	Eau pores (%Cu): 93			Eau pores (%Pb): 94			Eau pores (%Zn): 100		
	Désorption (%Cu): négatif			Désorption (%Pb): négatif			Désorption (%Zn): négatif		

Tableau F.70 : Caractérisation du sol pour le cuivre, le plomb et le zinc totaux et dans l'eau des pores de l'essai CC12

Essai : CC12
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-28 au 1994-12-01
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE PLOMB								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0	240	240	360	390	450	420	420	420	3100		
0,0	n/d	9	n/d	14	n/d	42	n/d	37	0,4		
0,0	n/d	99	n/d	99	n/d	97	n/d	97	0,4	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
Réservoir	26000	26000	39000	42000	49000	45000	45000	45000	Réservoir		
420	3,3	3,3	5,0	5,4	6,3	5,8	5,8	5,8	250		
0,1	3,3	3,3	4,9	5,3	6,2	5,8	5,8	5,8	0,0	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
0,1									0,0		
P.P									P.P		
0									0	Ident. ug de Pb % p/r initi % p/r final	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	120	350	350	370	360	410	390	370	0,0		
P.F	4	n/d	12	n/d	21	n/d	44	n/d	P.F.	Circuiz. cath. Dépot	
0	99	n/d	99	n/d	98	410	97	n/d	0		
0,0	13000	38000	38000	40000	39000	44000	42000	40000	0,0		
0,0	1,7	4,9	4,9	5,1	5,0	5,7	5,4	5,1	0,0	Circuiz. cath. Dépot	
0,0	1,6	4,8	4,8	5,1	4,9	5,6	5,3	5,1	3100		
									170000		
									21,8	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
									21,5		
Total	180	295	355	380	405	415	405	395	Total		
420	39000	64000	77000	82000	88000	90000	88000	86000	170000	moy.mg/kg ug Pb total % p/r initi % p/r final	
0,1	5,0	8,2	9,9	10,6	11,3	11,5	11,3	11,0	22,3		
0,1	4,9	8,1	9,7	10,4	11,1	11,4	11,1	10,8	21,9		

Pb initial retracé (ug) : 780000
 Pb final retracé (ug) : 790000 % différence : 1

Tableau F.73 : Bilan de masse du plomb pour l'essai CC12

Essai : CC12
 Sol : #3b
 Dates : 1994-10-28 au 1994-12-01
 Cellule avec contrôle

ANODE		BILAN POUR LE ZINC								CATHODE	LÉGENDE
Anode	#42	#40	#32	#30	#22	#20	#12	#10	Cathode	Ident. mg/kg sol mg/L eau % sorbé ug de Zn % p/r initi % p/r final	
200	1800	2000	1900	2000	1800	2600	1700	1900	1500000		
0,0	n/d	4	n/d	12	n/d	200	n/d	95	8,0		
0,0	n/d	100	n/d	100	n/d	98	n/d	98	7,8	Ident. ug de Zn % p/r initi % p/r final	
Réservoir	190000	220000	210000	220000	190000	280000	180000	210000	Réservoir		
4700	1,0	1,2	1,1	1,2	1,0	1,5	1,0	1,1	15000		
0,0	1,0	1,1	1,1	1,1	1,0	1,5	1,0	1,1	0,1	moy.mg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
0,0									0,1		
P.P									P.P		
2									1900	Circu cath Dépot	
0,0	#43	#41	#33	#31	#23	#21	#13	#11	0,0		
0,0	2000	2200	1900	2200	1800	1900	1900	1700	0,0		
P.F	19	n/d	17	n/d	21	n/d	19	n/d	P.F.	Circu cath Dépot	
120	100	n/d	100	n/d	100	n/d	100	n/d	1000		
0,0	220000	240000	210000	240000	190000	210000	210000	180000	0,0		
0,0	1,2	1,3	1,1	1,3	1,0	1,1	1,1	1,0	0,0	Circu cath Dépot	
0,0	1,1	1,2	1,1	1,2	1,0	1,1	1,1	1,0	1400000		
									7,5		
									69,4	moy.mg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
									67,2		
Total	1900	2100	1900	2100	1800	2250	1800	1800	Total		
5000	410000	450000	410000	450000	390000	490000	390000	390000	15000000	moy.mg/kg ug Zn total % p/r initi % p/r final	
0,0	2,4	2,2	2,2	2,4	2,1	2,6	2,1	2,1	77,5		
0,0	2,1	2,4	2,1	2,4	2,0	2,5	2,0	2,0	75,1		

Zn initial retracé (ug) : 19000000
 Zn final retracé (ug) : 19000000 % différence : 0

Tableau F.74 : Bilan de masse du zinc pour l'essai CC12

Essai : CC12

Dates : 1994-10-28 au 1994-12-01

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 78,17Volume (cm³) : 1257

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-10-28 17:00	0,0	-0,18	0,04	-0,50	0,47	0,01	-0,01	-0,43	0,23	-0,61	0,00	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
94-10-28 17:00	0,0	-0,30	1,29	0,51	1,44	0,99	0,99	0,30	1,20	6,45	0,26	250,0	66	n/d	n/a	0,00	0,00	0,00
94-10-28 17:30	0,5	-0,29	1,26	0,97	0,97	1,00	0,99	0,27	1,46	6,59	0,26	250,9	66	n/d	n/a	0,45	0,82	0,14
94-10-29 00:15	7,2	-0,73	0,95	1,25	1,08	1,10	1,21	2,29	1,45	6,60	0,33	253,2	100	n/d	n/a	6,58	13,74	2,21
94-10-29 13:30	20,5	-0,70	0,91	1,07	0,88	0,98	1,20	2,19	1,67	8,20	0,30	253,6	89	n/d	n/a	18,66	41,94	6,36
94-10-29 22:45	29,7	-0,78	0,91	0,98	0,86	0,96	1,62	1,87	0,28	6,65	0,32	253,5	95	n/d	n/a	27,11	59,36	9,18
94-10-30 11:00	42,0	-0,73	0,85	0,92	0,84	0,89	1,52	0,73	0,29	5,30	0,30	255,5	89	n/d	n/a	39,33	77,98	12,94
94-10-30 21:45	52,7	0,00	0,12	0,90	0,80	0,87	1,46	0,71	0,34	5,21	0,29	254,4	87	0,49	850	48,20	92,39	16,09
94-10-31 14:00	69,0	0,01	0,14	0,65	0,61	0,87	1,61	2,72	1,33	8,32	0,30	254,0	89	n/d	n/a	63,07	120,33	20,83
94-10-31 20:45	75,8	0,01	0,14	0,81	0,82	0,85	1,58	1,29	0,62	6,12	0,29	254,9	87	0,98	300	69,25	132,73	22,81
94-11-01 14:45	93,8	0,01	0,13	0,74	0,84	0,90	2,09	2,36	1,08	8,13	0,33	251,6	99	n/d	n/a	85,67	165,22	28,35
94-11-01 20:45	99,8	0,04	0,13	0,71	0,74	0,87	2,01	2,15	0,92	7,58	0,31	253,0	94	n/d	n/a	91,12	177,12	30,28
94-11-02 12:30	115,5	0,02	0,15	0,62	0,80	0,87	1,94	2,14	1,17	7,76	0,30	251,7	92	n/d	n/a	105,43	207,60	35,08
94-11-03 00:00	127,0	0,04	0,16	0,67	0,72	0,85	1,66	1,23	0,63	5,95	0,26	250,3	85	1,04	n/a	115,82	227,39	38,41
94-11-03 16:00	143,0	0,03	0,18	0,65	0,73	0,92	1,69	2,65	1,14	7,85	0,29	249,3	88	n/d	n/a	130,21	254,97	42,92
94-11-03 22:15	149,3	0,04	0,20	0,66	0,71	0,92	1,57	1,51	0,54	6,14	0,26	250,8	84	n/d	n/a	135,83	265,90	44,68
94-11-04 14:00	165,0	0,03	0,22	0,67	0,72	1,01	1,62	1,42	0,58	6,23	0,29	251,8	87	n/d	n/a	150,06	290,36	49,11
94-11-04 22:00	173,0	0,04	0,22	0,69	0,73	1,11	1,69	2,36	0,83	7,56	0,30	250,9	92	n/d	n/a	157,32	304,24	51,46
94-11-05 18:30	193,5	0,04	0,28	0,66	0,67	1,12	1,57	1,75	0,62	6,70	0,29	251,8	87	n/d	n/a	175,86	340,97	57,50
94-11-06 12:00	211,0	0,00	0,19	0,55	0,62	1,31	1,73	1,32	0,61	6,35	0,30	252,3	91	n/d	n/a	191,74	369,74	62,64
94-11-07 01:00	224,0	0,01	0,15	0,59	0,71	1,25	1,73	2,36	1,26	8,19	0,31	251,7	93	n/d	n/a	203,53	393,55	66,56
94-11-07 21:00	244,0	0,02	0,16	0,55	0,64	1,29	1,53	1,97	0,87	7,12	0,29	251,9	87	n/d	n/a	221,66	432,11	72,50
94-11-08 23:00	270,0	0,02	0,16	0,55	0,64	1,29	1,53	1,97	0,97	7,12	0,29	251,9	87	n/d	n/a	245,24	478,74	79,95
94-11-08 23:00	270,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	n/d	n/a	245,24	478,74	79,95
94-11-15 14:15	429,2	-0,35	0,49	0,63	0,49	0,86	1,18	0,89	1,05	5,38	0,23	247,2	72	n/d	n/a	245,24	478,74	79,95
94-11-15 14:15	429,2	-0,23	0,36	0,60	0,52	0,95	1,18	2,72	1,71	7,78	0,23	246,2	72	n/d	n/a	245,24	478,74	79,95
94-11-15 20:30	435,5	-0,19	0,33	0,54	0,56	0,86	1,48	2,29	0,99	6,88	0,25	246,9	76	n/d	n/a	245,24	478,74	79,95
94-11-16 10:30	449,5	-0,18	0,32	0,53	0,56	1,33	1,33	2,75	1,85	8,05	0,27	246,3	83	2,50	675	272,09	532,62	87,32
94-11-16 20:30	459,5	-0,17	0,32	0,54	0,60	0,92	1,56	3,03	1,02	7,85	0,26	252,1	79	n/d	n/a	287,34	566,30	91,90
94-11-17 13:30	476,5	-0,16	0,31	0,54	0,61	0,92	1,60	2,27	1,63	7,74	0,26	253,0	79	n/d	n/a	297,12	587,46	94,61
94-11-18 00:15	487,2	-0,15	0,30	0,50	0,63	0,94	1,54	1,88	1,65	7,37	0,26	250,5	79	2,23	800	308,22	610,76	97,79
94-11-18 23:45	510,8	-0,14	0,30	0,54	0,65	1,09	2,07	8,32	2,44	15,40	0,31	251,0	85	3,64	750	318,37	642,87	100,99
94-11-19 15:30	526,5	-0,12	0,30	0,53	0,66	1,11	2,38	5,88	2,18	12,90	0,33	247,4	104	3,36	700	332,50	698,41	106,07
94-11-19 23:30	534,5	-0,10	0,30	0,54	0,63	1,13	3,20	6,70	1,15	13,60	0,39	248,0	121	n/d	n/a	339,64	724,67	108,98

Tableau F.75 : Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC12

Essai : CC12

Dates : 1994-10-28 au 1994-12-01

Longueur (cm) : 16,50

Section (cm²) : 76,17Volume (cm³) : 1257

Date et heures	temps (heures)	Ano-res (V)	res.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-res. (V)	res-Cat (V)	Ano-Cat (V)	V1-V5/l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	pH	Volume (ml)	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
94-11-20 11:15	546,2	-0,07	0,29	0,51	0,61	1,02	2,77	3,30	1,76	10,20	0,35	249,7	108	n/d	n/a	350,18	759,46	113,35
94-11-20 22:15	557,3	-0,05	0,31	0,51	0,59	1,04	2,39	2,70	1,72	9,20	0,32	249,7	99	n/d	n/a	360,05	786,11	117,08
94-11-21 12:00	571,0	-0,06	0,34	0,52	0,63	1,02	2,15	2,56	1,74	8,90	0,31	250,7	94	n/d	n/a	372,44	817,24	121,40
94-11-21 22:30	581,5	-0,04	0,35	0,52	0,66	1,01	2,06	2,47	1,76	8,80	0,30	250,4	93	2,36	n/a	381,91	840,52	124,62
94-11-22 14:15	597,2	-0,02	0,36	0,52	0,70	1,14	1,94	2,69	1,73	9,10	0,31	250,8	94	n/d	n/a	396,11	875,83	129,43
94-11-22 22:15	605,3	0,00	0,38	0,51	0,68	1,11	2,02	1,86	1,55	8,10	0,31	250,8	94	2,15	1000	403,33	893,08	131,89
94-11-23 12:45	619,7	0,01	0,39	0,52	0,68	1,05	2,42	3,44	1,73	10,30	0,33	250,8	102	n/d	n/a	416,41	926,51	136,53
94-11-24 12:00	643,0	0,24	0,41	0,52	0,63	0,82	2,47	3,76	1,57	10,40	0,32	251,2	97	n/d	n/a	437,41	986,88	144,08
94-11-25 10:30	665,5	0,08	0,43	0,54	0,62	0,78	2,44	3,84	1,79	10,20	0,31	251,4	95	n/d	n/a	457,76	1045,12	151,17
94-11-25 22:00	677,0	0,11	0,43	0,58	0,60	0,70	2,12	1,41	1,24	7,20	0,29	252,0	87	n/d	n/a	468,19	1070,30	154,61
94-11-26 12:00	691,0	0,14	0,43	0,60	0,38	0,84	1,90	1,28	1,32	6,90	0,27	251,9	81	2,52	850	480,88	1095,17	158,47
94-11-26 20:30	699,5	0,71	0,45	0,62	0,34	0,85	1,71	2,01	0,40	7,08	0,25	252,2	78	n/d	n/a	488,60	1110,15	160,67
94-11-27 11:00	714,0	1,12	0,45	0,65	0,60	0,55	1,46	1,20	0,58	6,62	0,23	252,6	71	n/d	n/a	501,77	1135,22	164,18
94-11-27 22:30	725,5	0,87	0,44	0,67	0,58	0,57	1,22	0,85	0,93	6,10	0,22	252,9	66	n/d	n/a	512,24	1153,70	168,77
94-11-28 17:30	744,5	2,40	0,44	0,69	0,50	0,70	0,96	1,02	1,06	7,73	0,20	252,1	62	n/d	n/a	529,51	1186,88	170,76
94-11-29 13:30	764,5	2,88	0,47	0,67	0,65	0,52	0,89	0,59	1,27	7,96	0,20	252,1	59	n/d	n/a	547,66	1226,43	174,75
94-11-29 22:45	773,7	3,23	0,44	0,63	0,63	0,49	0,85	0,55	1,34	6,68	0,19	252,2	56	n/d	n/a	556,05	1243,50	176,51
94-11-30 12:00	787,0	3,00	0,49	0,71	0,64	0,49	0,80	0,58	1,34	8,03	0,19	252,4	57	n/d	n/a	568,09	1268,09	178,99
94-12-01 00:15	799,2	3,07	0,49	0,72	0,63	0,47	0,77	0,56	1,35	8,09	0,19	251,4	56	n/d	n/a	579,20	1292,96	181,28
94-12-01 13:00	812,0	3,45	0,52	0,72	0,62	0,46	0,78	0,64	1,35	8,53	0,18	252,4	56	n/d	n/a	590,76	1319,65	183,63
94-12-01 13:00	812,0	-0,06	0,11	-0,09	-0,08	-0,24	-0,05	-0,24	1,08	0,44	-0,03	0,0	n/a	n/d	n/a	590,76	1319,65	183,63

423

Tableau F.76 : Suite du Tableau F.75 ; Variation des paramètres électrique et de la solution cathodique durant l'essai CC12

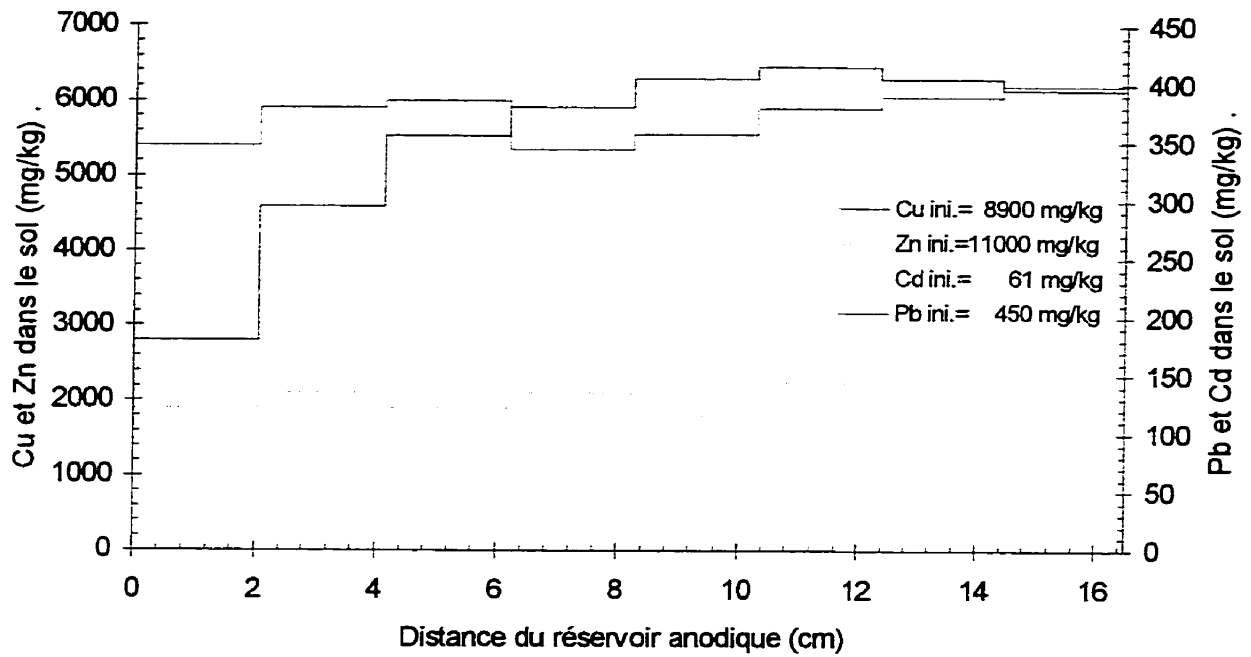


Figure F.64 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans le sol à la fin de l'essai CC12

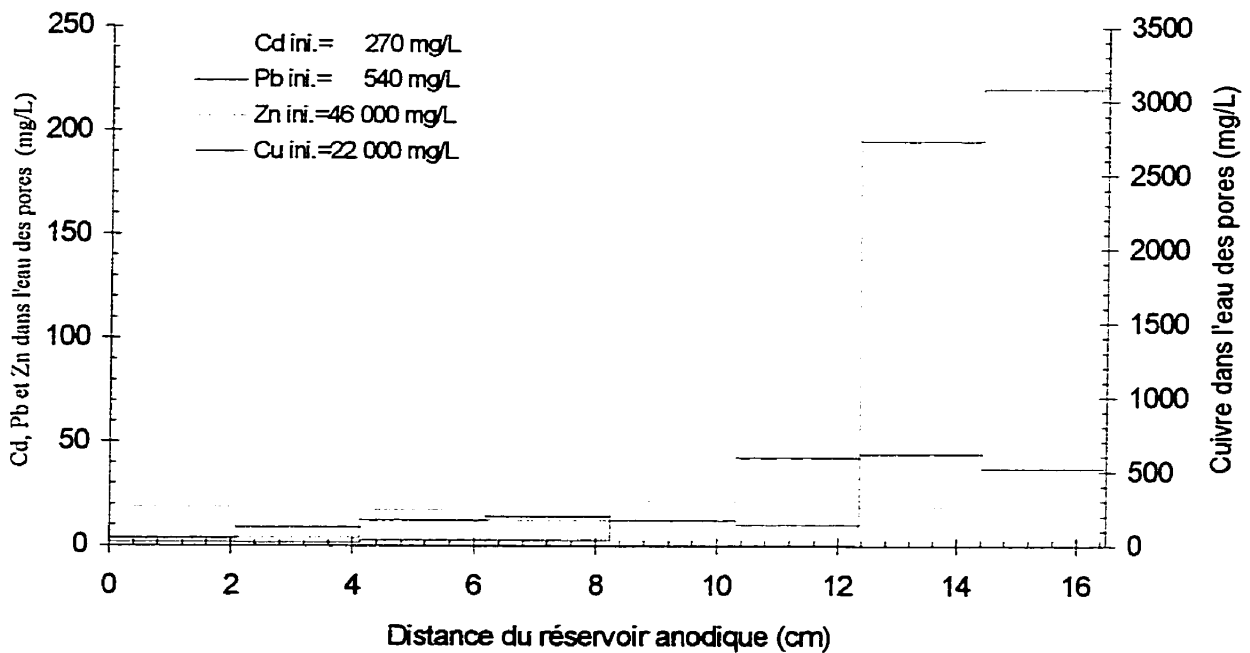


Figure F.65 : Profil de concentration en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans l'eau des pores à la fin de l'essai CC12

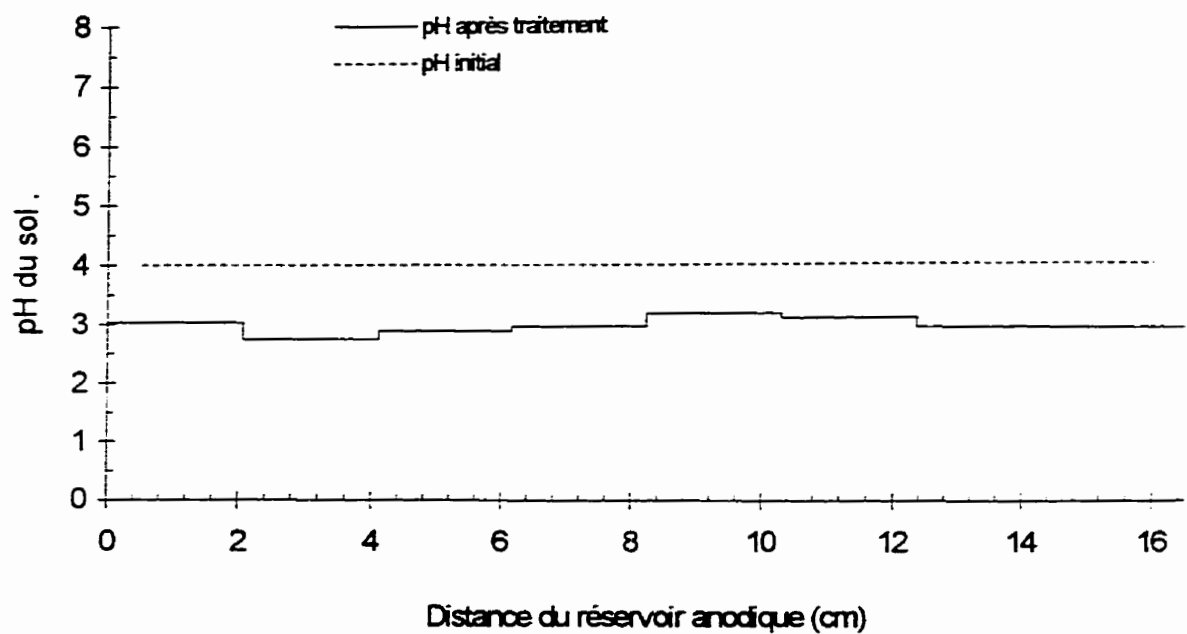


Figure F.66 : Profils de pH du sol pour l'essai CC12

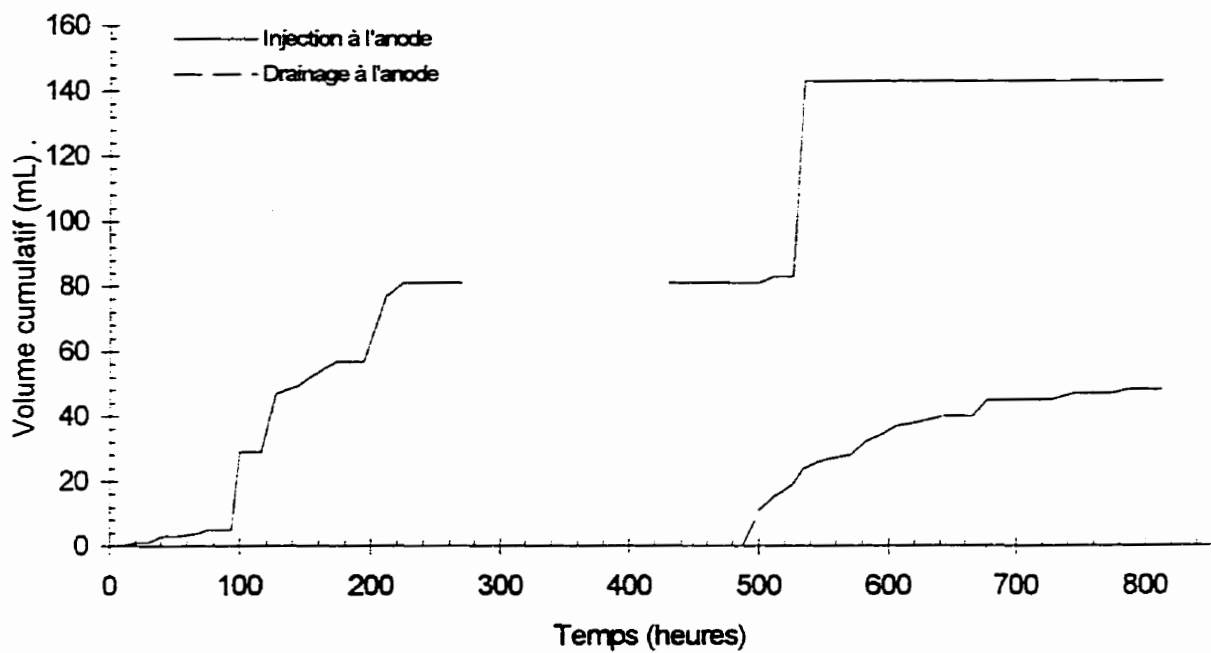


Figure F.67 : Évolution des débits électro-osmotique dans l'essai CC12

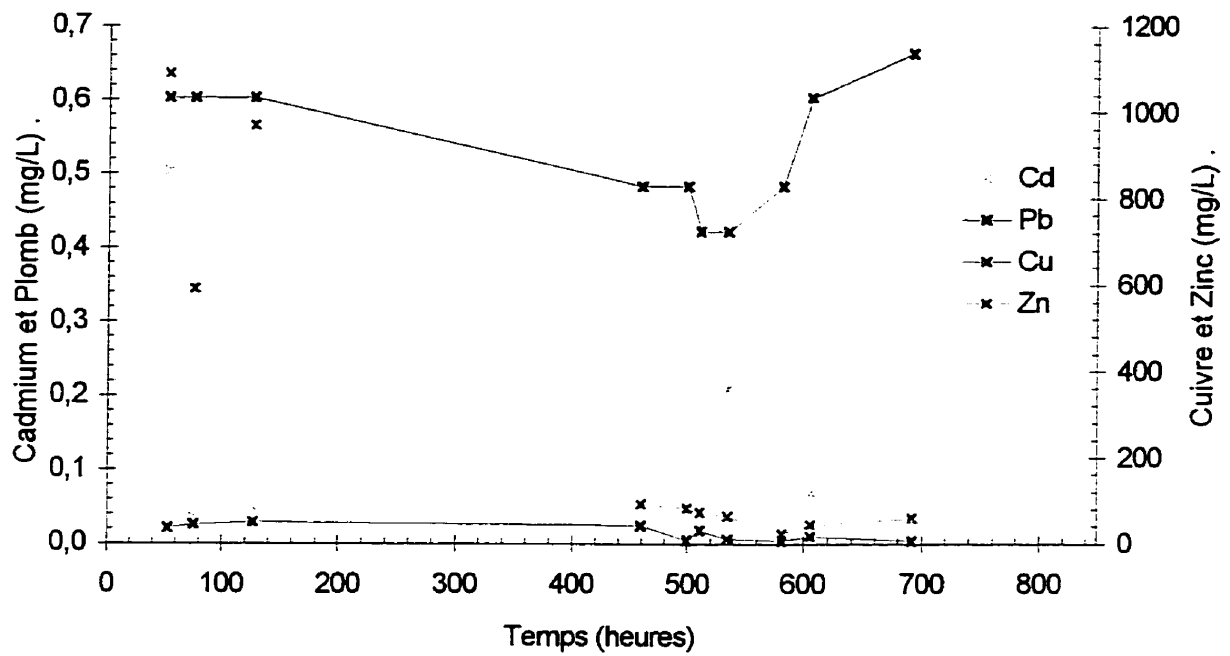


Figure F.68 : Évolution de la concentration dans le temps du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans le réservoir de la cathode durant l'essai CC12

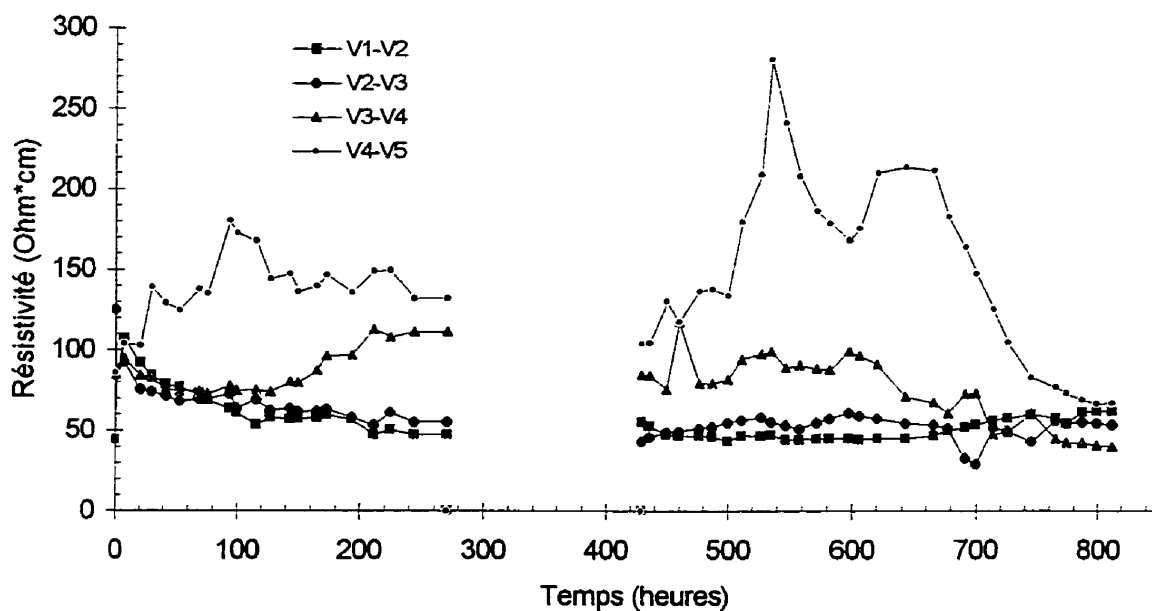


Figure F.69 : Évolution de la résistivité du sol entre les plots V1 à V5 durant l'essai CC12

ANNEXE G

PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COUCHE MINCE (TESTS MP & GS)

TABLEAU G.1 : RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COUCHE MINCE SUR LE SOL D'ASCOT

Essai	Contamination	Cathode	Pré-traitement	Condition initiale	T = V x h / cm T/l	Charge (kC/L)	Contamination finale	Conditions finales
MP1	1700 mg/kg Pb 1,64 meq/100 g Ascot	A.A. 0,87 M 1 x 15,4 mL	Aucun	840 mg/l soluble 91% sorbé pH : 4,76	70,3 (3,1) 22,68	11,1	500 mg/kg Pb 71% extraction	430 mg/L soluble 88% sorbé pH : 3,78
MP2	1700 mg/kg Pb 1,64 meq/100 g Ascot	A.A. 0,87 M 1 x 15,4 mL	Aucun	690 mg/l soluble 93% sorbé pH : 4,72	88,6 (2,9) 30,55	15,2	460 mg/kg Pb 73% extraction	340 mg/L soluble 89% sorbé pH : 3,81
MP3	1700 mg/kg Pb 1,64 meq/100 g Ascot	A.A. 0,87 M 1 x 15,4 mL	Aucun	1100 mg/l soluble 89% sorbé pH : 4,26	93,3 (2,9) 32,17	15,2	980 mg/kg Pb 44% extraction	980 mg/L soluble 85% sorbé pH : 3,82
MP4	1700 mg/kg Pb 1,64 meq/100 g Ascot	A.A. 0,87 M 2 x 15,4 mL	Aucun	810 mg/l soluble 92% sorbé pH : 4,49	82,3 (2,9) 28,38	15,2	260 mg/kg Pb 85% extraction	100 mg/L soluble 94% sorbé pH : 3,80
MP5	1700 mg/kg Pb 1,64 meq/100 g Ascot	HNO ₃ 0,60 M A.A. 0,87 M 2 x 15,4 mL	Aucun	750 mg/l soluble 92% sorbé pH : 4,78	37,8 (3,0) 12,60	25,3	200 mg/kg Pb 88% extraction	360 mg/L soluble 73% sorbé pH : 3,91
MP6	1500 mg/kg Pb 1,45 meq/100 g Ascot	HNO ₃ 0,40 M A.A. 0,85 M 3 x 14,1 mL	Aucun	360 mg/l soluble 96% sorbé pH : 4,55	27,0 (4,9) 5,51	16,4	290 mg/kg Pb 81% extraction	290 mg/L soluble 85% sorbé pH : 4,15
MP7	1550 mg/kg Pb 1,50 meq/100 g Ascot	HNO ₃ 2,20 M 3 x 14,1 mL	Aucun	820 mg/l soluble 90% sorbé pH : 4,54	12,0 (5,1) 2,35	29,4	310 mg/kg Pb 80% extraction	1500 mg/L soluble 27% sorbé pH : 3,65
MP8	1800 mg/kg Pb 1,74 meq/100 g Ascot	HNO ₃ 3,20 M 2 x 40,0 mL	Aucun	2400 mg/l soluble 75% sorbé pH : 4,03	15,2 (5,2) 2,92	30,5	330 mg/kg Pb 82% extraction	970 mg/L soluble 47% sorbé pH : 4,03
MP9	1800 mg/kg Pb 1,74 meq/100 g Ascot	HNO ₃ 2,5 M 2 x 40,0 mL 1 x 15,4 mL H ₂ O	Aucun	1700 mg/l soluble 84% sorbé pH : 3,75	20,8 (5,0) 4,16	71,6	93 mg/kg Pb 95% extraction	320 mg/L soluble 39% sorbé pH : 3,84
MP10	1800 mg/kg Pb 1,74 meq/100 g Ascot	HNO ₃ 2,5 M 2 x 40,0 mL	Aucun	2300 mg/l soluble 78% sorbé pH : 4,23	20,7 (5,0) 4,14	71,9	480 mg/kg Pb 73% extraction	2400 mg/L soluble 25% sorbé pH : 3,77
MP11	3200 mg/kg Zn 9,79 meq/100 g Ascot	H ₂ SO ₄ 3,67 M A.A. 1,22 M 3 x 14,1 mL	Aucun	15 000 mg/l soluble 11% sorbé pH : 4,44	22,9 (6,0) 3,82	58,3	740 mg/kg Zn 77% extraction	5100 mg/L soluble 0% sorbé pH : 2,52
MP12	3000 mg/kg Zn 9,18 meq/100 g Ascot	H ₂ SO ₄ 7,35 M A.A. 7,35 M 3 x 14,1 mL	Aucun	13 000 mg/l soluble 26% sorbé pH : 4,34	279,9 (15,0) 18,66	53,5	500 mg/kg Zn 83% extraction	380 mg/L soluble 89% sorbé pH : 3,42

TABLEAU G.2 : RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES ESSAIS EN COUCHE MINCE SUR LE SOL #6

Essai	Contamination	Cathode	Pré-traitement	Condition initiale	$T = \frac{V \times h}{cm}$ T/l	Charge (kC/L)	Contamination finales	Conditions finales
MP13	3000 mg/kg Zn 9,18 meq/100 g #6	H ₂ SO ₄ 6,10 M A.A. 2,10 M 4 × 14,1 mL	3,5 moles H ⁺ /L A.S.	1900 mg/l soluble 46% sorbé pH : 3,35	28,1 (5,0) 5,62	255,8	830 mg/kg Zn 72% extraction	830 mg/L soluble 0% sorbé pH : 1,50
MP14	3000 mg/kg Zn 9,18 meq/100 g #6	A.A. 14,34 M 4 × 14,1 mL	3,5 moles H ⁺ /L A.S.	1900 mg/l soluble 46% sorbé pH : 3,35	76,7 (5,0) 15,34	162,9	550 mg/kg Zn 82% extraction	590 mg/L soluble 40% sorbé pH : 2,39
MP15	2900 mg/kg Zn 8,87 meq/100 g #6	H ₂ SO ₄ 2,25 M A.A. 10,10 M 4 × 14,1 mL	1,0 mole H ⁺ /L A.S.	140 mg/l soluble 96% sorbé pH : 5,89	127,0 (4,8) 26,46	179,6	500 mg/kg Zn 83% extraction	170 mg/L soluble 73% sorbé pH : 2,66
MP16	2900 mg/kg Zn 8,87 meq/100 g #6	H ₂ SO ₄ 6,40 M 2 × 40 mL	2,0 moles H ⁺ /L A.S.	1400 mg/l soluble 59% sorbé pH : 3,96	21,4 (5,3) 4,04	106,5	1900 mg/kg Zn 34% extraction	1700 mg/L soluble 31% sorbé pH : 2,43
MP17	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g #6	H ₂ SO ₄ 18,0 M 1 × 40,0 mL 1 × 40,0 mL H ₂ O	2,0 moles H ⁺ /L A.S.	940 mg/l soluble 76% sorbé pH : 3,99	33,8 (4,5) 7,51	165,0	1300 mg/kg Zn 54% extraction	1600 mg/L soluble 34% sorbé pH : 1,95
MP18	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g #6	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1 × 15,4 mL H ₂ O	1,5 moles H ⁺ /L A.N.	1800 mg/l soluble 38% sorbé pH : 5,09	10,23 (4,5) 2,27	160,9	890 mg/kg Zn 68% extraction	710 mg/L soluble 23% sorbé pH : 4,09
MP19	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g #6	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1 × 15,4 mL H ₂ O	1,0 mole H ⁺ /L A.N.	220 mg/l soluble 92% sorbé pH : 5,31	15,91 (5,0) 3,18	221,1	800 mg/kg Zn 71% extraction	790 mg/L soluble 12% sorbé pH : 3,58
MP20	2800 mg/kg Zn 8,57 meq/100 g #6	HNO ₃ 10,0 M 3 × 40,0 mL 1 × 15,4 mL H ₂ O	2,0 moles H ⁺ /L A.S.	1600 mg/l soluble 49% sorbé pH : 4,23	23,08 (5,1) 4,53	414,5	660 mg/kg Zn 76% extraction	670 mg/L soluble 8% sorbé pH : 3,77

TABLEAU G.3 : RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES ESSAIS LIÉS À LA PRODUCTION ET À L'ÉVACUATION DU GAZ

Essai	Contamination Sol	Cellule	Cathode	Évacuation du gaz	Charge (kC)	§ (kC/L)	Volume théorique (cm ³)	Volume observé (cm ³)
MP21	Aucune Kaolinite	Avec M.P.	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	Aucune Cellule scellée	9,76	31,4	1230	≈ 60
MP22	Aucune Kaolinite	Avec M.P.	HNO ₃ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	Aucune Cellule scellée	16,30	52,5	2050	≈ 60
MP23	Aucune Kaolinite	Avec M.P.	HCl 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	Aucune Cellule scellée	0,075	0,24	9,4	9,3
MP24	Aucune Kaolinite	Avec M.P.	H ₂ SO ₄ 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	Aucune Cellule scellée	0,56	1,80	70,5	70,2
MP25	Aucune Kaolinite	Avec M.P.	HCl 10,0 M 2 × 40,0 mL 1×15,4 mL H ₂ O	Tube semi-circulaire collé à la paroi	114,1	367,5	14 350	≥ 14350
MP26	Aucune Kaolinite	Grande surface	HCl 4,0 M 2 × 600,0 mL	5 tubes 1,90 cm φ pour 900 cm ² sol	530,5	196,5	66 720	≥ 66720
MP27	Aucune Kaolinite	Grande surface	HCl 4,5 M 2 × 450,0 mL	Cathode perforée 33% de la surface	524,1	194,1	65 920	≥ 65 920

Essai : MP1
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-04-12
 Milieux poreux : PEHD 6,4mm
 Solution : A. A. 0,87 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur sol : 3,1 cm

Anode	
Sol #5	Sol #4
	Sol #3
	Sol #2
	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	18,07	4,76	1700	840	91
5	13,91	3,90	520	210	94
4	14,22	3,78	830	220	96
3	14,31	3,67	280	100	95
2	14,00	3,77	360	30	99
1	12,83	3,78	500	1600	59
m.p.	-	n/d	-	-	-

Conditions initiales : 18,07 4,76 1700 840 91
 Conditions finales : 13,86 3,78 500 430 88

Paramètre de transport ($V \cdot h / cm$) : 70
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 11,1

Pourcentage d'extraction (%Pb) : 71
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 95
 Désorption (%Pb) : 72

TABLEAU G.4 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP1

Essai : MP1

Dates : 1996-04-12

Longueur (cm) : 3,1

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 192,5

Date et heures	temps (heures)	Ano.-V1 (V)	V1-Catho. (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-04-12 10:20	0,0	13,60	14,70	30,00	8,02	250,0	1993	n/a	n/a	n/a
96-04-12 10:50	0,5	19,20	25,20	44,90	12,01	250,0	2982	0,45	4,68	5,01
96-04-12 11:00	0,7	45,00	17,80	60,00	16,04	210,0	4744	0,59	6,69	7,34
96-04-12 11:10	0,8	45,50	17,60	62,00	16,58	185,0	5565	0,71	8,70	10,06
96-04-12 11:25	1,1	47,30	15,80	62,00	16,58	150,0	6863	0,86	11,30	14,21
96-04-12 11:40	1,3	47,00	16,00	63,00	16,84	140,0	7472	0,99	13,56	18,38
96-04-12 11:50	1,5	46,20	16,80	63,00	16,84	126,4	8276	1,07	14,96	21,19
96-04-12 12:40	2,3	37,90	25,10	63,00	16,84	106,0	9869	1,42	21,06	35,23
96-04-12 13:05	2,8	36,30	26,60	62,90	16,82	100,5	10392	1,57	23,77	42,24
96-04-12 14:00	3,7	28,90	33,90	62,80	16,79	93,4	11164	1,89	29,35	57,65
96-04-12 14:15	3,9	27,00	36,00	63,00	16,84	90,7	11533	1,97	30,80	61,85
96-04-12 14:45	4,4	25,00	38,00	63,00	16,84	87,3	11982	2,13	33,61	70,27

432

TABLEAU G.5 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP1

Essai : MP2
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-04-23
 Milieux poreux : PEHD 6,4mm
 Solution : A. A. 0,87 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur sol : 2,9 cm

Anode	
Sol #5	Sol #4
	Sol #3
	Sol #2
	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	17,63	4,72	1700	690	93
5	14,72	3,93	780	330	94
4	15,65	3,50	130	210	75
3	14,77	3,58	160	20	98
2	13,90	3,87	220	15	99
1	13,23	4,19	1000	1100	85
m.p.	-	7,0	-	-	-

Conditions initiales : 17,63 4,72 1700 690 93
 Conditions finales : 14,45 3,81 460 340 89

Paramètre de transport ($V \cdot h / \text{cm}$) : 89
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 15,2

Pourcentage d'extraction (%Pb) : 73
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 96
 Désorption (%Pb) : 74

TABLEAU G.6 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP2

Essai : MP2

Dates : 1996-04-23

Longueur (cm) : 2,9

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 180,1

Date et heures	temps (heures)	Ano.-V1 (V)	V1-Catho. (V)	Ano-Cath. (V)	A-C/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-04-23 08:40	0,0	4,54	4,89	9,21	2,60	73,0	2213	n/a	n/a	n/a
96-04-23 08:50	0,2	3,84	4,65	8,52	2,41	72,9	2050	0,04	0,11	0,42
96-04-23 08:55	0,3	3,80	4,70	8,43	2,38	72,8	2031	0,07	0,16	0,62
96-04-23 10:00	1,3	3,41	6,66	10,04	2,84	72,5	2429	0,35	0,89	3,44
96-04-23 11:10	2,5	14,94	6,22	22,04	6,23	73,0	5296	0,65	2,25	8,73
96-04-23 11:40	3,0	18,43	8,63	26,10	7,37	70,4	6504	0,78	3,11	12,13
96-04-23 12:15	3,6	21,05	10,38	30,57	8,64	68,8	7795	0,93	4,26	16,80
96-04-23 12:16	3,6	22,57	11,20	33,70	9,52	73,7	8021	0,93	4,30	16,95
96-04-23 13:20	4,7	21,55	14,97	36,50	10,31	71,6	8943	1,21	7,02	27,53
96-04-23 15:00	6,3	20,44	18,72	39,20	11,07	76,9	8942	1,66	11,70	45,35
96-04-23 15:50	7,2	19,53	18,74	38,70	10,93	77,0	8817	1,89	14,20	54,51
96-04-23 15:51	7,2	19,00	17,66	36,60	10,34	72,5	8856	1,89	14,25	54,69
96-04-23 16:20	7,7	18,75	17,81	36,50	10,31	72,6	8820	2,02	15,53	59,68
96-04-23 16:50	8,2	18,52	18,02	36,50	10,31	72,6	8820	2,15	16,85	64,84
96-04-23 17:25	8,8	18,10	18,82	37,00	10,45	72,5	8953	2,30	18,41	70,89
96-04-23 17:55	9,3	17,93	19,26	37,20	10,51	72,2	9038	2,43	19,75	76,13
96-04-23 18:30	9,8	16,83	21,06	37,90	10,71	72,0	9234	2,58	21,33	82,32
96-04-23 19:00	10,3	16,84	21,94	38,40	10,85	71,6	9408	2,71	22,70	87,71
96-04-23 19:05	10,4	16,28	22,14	38,50	10,88	71,7	9420	2,74	22,93	88,61

TABLEAU G.7 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP2

Essai : MP3
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-05-16
 Milieux poreux : PEHD 6,4mm
 Solution : A. A. 0,87 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur sol : 2,9 cm

Anode	
Sol #5	Sol #4
	Sol #3
	Sol #2
	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	17,29	4,26	1700	1100	89
5	14,36	3,61	830	1500	74
4	14,87	3,08	200	390	71
3	14,59	3,79	260	35	98
2	13,92	3,86	430	64	98
1	13,43	4,77	3100	2900	87
m.p.	-	5,3	-	-	-

Conditions initiales : 17,29 4,26 1700 1100 89
 Conditions finales : 14,24 3,82 960 980 85

Paramètre de transport (V*h/cm) : 93
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 15,2

Pourcentage d'extraction (%Pb) : 44
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 84
 Désorption (%Pb) : 46

TABLEAU G.8 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP3

Essai : MP3

Dates : 1996-05-16

Longueur (cm) : 2,9

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 180,1

Date et heures	temps (heures)	Ano.-V1 (V)	V1-Catho. (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-05-16 09:30	0,0	4,71	5,94	10,70	3,02	74,6	2516	n/a	n/a	n/a
96-05-16 10:00	0,5	4,53	7,55	12,06	3,41	73,1	2894	0,13	0,42	1,61
96-05-16 10:30	1,0	4,30	8,17	12,48	3,53	73,7	2971	0,27	0,87	3,34
96-05-16 11:00	1,5	5,54	7,17	12,73	3,60	73,9	3022	0,40	1,34	5,12
96-05-16 11:35	2,1	8,59	6,48	15,10	4,27	73,5	3604	0,55	1,93	7,41
96-05-16 12:00	2,5	12,10	6,84	19,15	5,41	72,1	4659	0,66	2,45	9,43
96-05-16 13:00	3,5	20,00	8,06	28,00	7,91	69,0	7119	0,92	4,12	16,09
96-05-16 13:01	3,5	21,10	8,51	29,42	8,31	72,6	7109	0,92	4,15	16,22
96-05-16 13:30	4,0	22,38	9,69	32,26	9,11	71,0	7971	1,05	5,22	20,43
96-05-16 14:00	4,5	22,26	11,46	34,00	9,60	70,0	8521	1,17	6,39	25,11
96-05-16 14:01	4,5	23,72	12,20	36,00	10,17	74,2	8511	1,18	6,43	25,28
96-05-16 14:30	5,0	23,20	13,70	37,10	10,48	73,1	8903	1,30	7,73	30,27
96-05-16 15:05	5,6	22,50	15,60	38,20	10,79	72,6	9230	1,46	9,33	36,47
96-05-16 15:45	6,2	22,03	16,82	39,00	11,02	72,1	9489	1,63	11,19	43,74
96-05-16 16:10	6,7	20,87	18,50	39,40	11,13	72,1	9586	1,74	12,37	48,36
96-05-16 16:40	7,2	18,90	20,94	40,00	11,30	71,8	9773	1,87	13,80	53,96
96-05-16 17:10	7,7	17,81	22,51	40,40	11,41	71,5	9912	2,00	15,24	59,64
96-05-16 17:35	8,1	17,24	23,48	40,90	11,55	71,5	10035	2,10	16,45	64,43
96-05-16 18:35	9,1	16,55	24,78	41,40	11,69	70,7	10272	2,36	19,38	76,05
96-05-16 19:00	9,5	16,96	25,29	42,20	11,92	70,7	10471	2,47	20,61	80,97
96-05-16 19:30	10,0	16,96	25,88	42,90	12,12	70,7	10645	2,59	22,11	86,98
96-05-16 20:01	10,5	17,25	26,26	43,60	12,32	70,4	10864	2,73	23,69	93,29

436

TABLEAU G.9 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP3

Essai : MP4
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-05-29
 Milieux poreux : PEHD 2*6,4mm
 Solution : A. A. 0,87 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur sol : 2,9 cm

Anode	
Sol #5	Sol #4
	Sol #3
	Sol #2
	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

m. p. 2
 m. p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	17,39	4,49	1700	810	92
5	14,28	3,78	310	98	95
4	15,87	3,60	170	280	74
3	15,08	3,85	190	12	99
2	14,12	3,87	300	45	98
1	13,35	3,91	330	70	97
m.p. 2	-	3,2	-	-	-
m.p. 1	-	3,9	-	-	-

Conditions initiales : 17,39 4,49 1700 810 92
 Conditions finales : 14,54 3,80 260 100 94

Paramètre de transport (V*h/cm) : 82
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 15,2

Pourcentage d'extraction (%Pb) : 85
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 99
 Désorption (%Pb) : 84

TABLEAU G.10 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP4

Essai : MP4

Dates : 1996-05-29

Longueur (cm) : 2,9

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 180,1

Date et heures	temps (heures)	Ano.-V1 (V)	V1-Catho. (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-05-29 09:45	0,0	6,43	13,14	17,00	4,07	77,4	3263	n/a	n/a	n/a
96-05-29 10:15	0,5	5,45	10,60	15,77	3,77	75,1	3120	0,14	0,62	1,96
96-05-29 10:30	0,8	5,90	10,39	16,34	3,91	76,5	3173	0,21	0,93	2,92
96-05-29 11:00	1,3	7,00	7,60	14,70	3,52	78,0	2800	0,34	1,53	4,78
96-05-29 11:50	2,1	12,80	5,97	18,68	4,47	77,9	3562	0,58	2,61	8,10
96-05-29 13:00	3,2	25,54	6,02	31,81	7,61	73,1	6465	0,90	4,84	15,15
96-05-29 13:50	4,1	30,20	6,60	36,80	8,80	71,3	7668	1,11	6,90	21,99
96-05-29 13:51	4,1	32,42	7,07	39,60	9,47	76,9	7650	1,12	6,95	22,14
96-05-29 14:15	4,5	32,38	8,15	40,50	9,69	76,2	7896	1,23	8,17	25,97
96-05-29 14:35	4,8	31,69	9,13	40,70	9,74	75,7	7988	1,32	9,20	29,21
96-05-29 15:00	5,3	30,76	10,22	41,00	9,81	75,8	8036	1,43	10,49	33,28
96-05-29 15:45	6,0	30,30	10,90	41,10	9,83	75,7	8066	1,64	12,82	40,65
96-05-29 16:20	6,6	29,21	12,75	41,80	10,00	75,3	8247	1,79	14,65	46,43
96-05-29 17:00	7,3	28,14	14,18	42,30	10,12	75,1	8368	1,98	16,76	53,14
96-05-29 17:20	7,6	27,52	15,16	42,40	10,14	75,2	8377	2,07	17,82	56,52
96-05-29 18:35	8,8	25,42	17,90	43,20	10,33	74,7	8592	2,40	21,83	69,32
96-05-29 19:00	9,2	24,87	18,38	43,20	10,33	74,5	8615	2,51	23,17	73,62
96-05-29 19:15	9,5	24,70	18,70	43,60	10,43	74,5	8695	2,58	23,98	76,22
96-05-29 19:50	10,1	24,08	19,75	43,70	10,45	74,4	8726	2,74	25,87	82,31

438

TABLEAU G.11 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP4

Essai : MP5
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-06-11
 Milieux poreux : PEHD 2 * 6,4 mm
 Solution : Melange acide 1,47 N
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur sol : 3,0 cm

Anode	
Sol #5	Sol #4
	Sol #3
	Sol #2
	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

m. p. 2
m. p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	18,95	4,78	1700	750	92
5	14,88	3,83	220	380	74
4	16,32	4,30	170	990	5
3	15,05	3,42	170	300	73
2	14,16	4,02	190	54	96
1	13,77	3,96	230	67	96
m.p. 2	-	3,2	-	-	-
m.p. 1	-	4,1	-	-	-

Conditions initiales : 18,95 4,78 1700 750 92
 Conditions finales : 14,83 3,91 200 360 73

Paramètre de transport (V*h/cm) : 38
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 25,3
 Pourcentage d'extraction (%Pb) : 88
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 97
 Désorption (%Pb) : 91

TABLEAU G.12 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP5

Essai : MP5

Dates : 1996-06-11

Longueur (cm) : 3,0

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 186,3

Date et heures	temps (heures)	Ano.-V1 (V)	V1-Cathod. (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-06-11 09:10	0,0	16,24	5,52	21,86	5,11	254,5	1246	n/a	n/a	n/a
96-06-11 09:20	0,2	14,66	5,08	19,71	4,61	254,5	1124	0,15	0,88	0,81
96-06-11 09:30	0,3	12,29	4,77	17,10	4,00	254,5	975	0,31	1,66	1,53
96-06-11 09:40	0,5	10,70	4,67	15,35	3,59	254,8	874	0,46	2,35	2,16
96-06-11 09:50	0,7	8,99	4,82	13,85	3,24	255,3	787	0,61	2,97	2,73
96-06-11 10:00	0,8	7,97	4,46	12,45	2,91	255,5	707	0,76	3,53	3,24
96-06-11 10:10	1,0	7,42	4,06	11,50	2,69	256,0	652	0,92	4,04	3,70
96-06-11 10:20	1,2	7,18	4,60	11,73	2,74	256,2	664	1,07	4,54	4,16
96-06-11 10:30	1,3	7,04	4,82	11,96	2,79	256,3	677	1,23	5,04	4,62
96-06-11 10:40	1,5	6,89	6,11	12,93	3,02	256,2	732	1,38	5,57	5,10
96-06-11 10:50	1,7	6,78	6,55	13,40	3,13	256,1	759	1,53	6,14	5,62
96-06-11 11:00	1,8	6,66	6,25	12,89	3,01	256,4	729	1,69	6,70	6,13
96-06-11 11:10	2,0	6,33	9,11	15,69	3,67	255,4	891	1,84	7,31	6,68
96-06-11 11:20	2,2	6,74	9,04	15,80	3,69	255,5	897	1,99	7,98	7,30
96-06-11 11:30	2,3	6,36	11,15	17,58	4,11	254,6	1002	2,15	8,69	7,95
96-06-11 11:40	2,5	6,21	13,90	20,11	4,70	253,7	1150	2,30	9,49	8,68
96-06-11 11:50	2,7	5,86	16,01	21,91	5,12	253,1	1256	2,45	10,37	9,50
96-06-11 12:00	2,8	5,64	19,12	24,76	5,79	252,4	1423	2,60	11,36	10,41
96-06-11 12:10	3,0	5,34	21,40	26,80	6,26	251,9	1544	2,75	12,44	11,41
96-06-11 12:20	3,2	5,10	23,93	28,90	6,75	251,2	1669	2,90	13,61	12,50
96-06-11 12:30	3,3	5,50	27,22	32,70	7,64	249,9	1899	3,06	14,89	13,70
96-06-11 12:40	3,5	8,32	25,06	33,10	7,73	249,9	1922	3,21	16,26	14,98
96-06-11 12:50	3,7	12,67	24,60	37,20	8,69	248,4	2173	3,35	17,72	16,35
96-06-11 13:00	3,8	15,28	26,07	41,30	9,65	247,2	2424	3,50	19,34	17,87
96-06-11 13:10	4,0	17,84	25,57	43,30	10,12	246,4	2550	3,65	21,08	19,52
96-06-11 13:20	4,2	20,72	26,00	46,70	10,91	245,7	2758	3,80	22,93	21,27
96-06-11 13:30	4,3	24,62	27,51	52,10	12,17	243,9	3099	3,95	24,95	23,20
96-06-11 13:40	4,5	28,31	39,70	58,20	13,60	241,6	3495	4,09	27,18	25,34
96-06-11 13:50	4,7	30,65	32,61	63,00	14,72	230,4	3967	4,23	29,56	27,70
96-06-11 14:00	4,8	31,33	31,56	63,20	14,77	202,5	4528	4,36	31,84	30,16
96-06-11 14:10	5,0	33,20	29,84	63,20	14,77	199,1	4606	4,48	33,95	32,62
96-06-11 14:25	5,3	34,20	28,90	63,20	14,77	186,6	4914	4,66	37,00	36,31
96-06-11 14:31	5,3	34,20	28,71	63,10	14,74	187,3	4888	4,72	38,18	37,79

TABLEAU G.13 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP5

Essai : MP6
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-06-14
 Milieux poreux : 3 * Géotextile 4,0 mm
 Solution : Mélange acide 1,25 N
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 4,9 cm

Anode	
Sol #6	Sol #5
interieur	Sol #4
	Sol #3
Sol #7	Sol #2
periferie	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	18,61	4,55	1500	360	96
7	15,12	4,21	310	170	92
6	14,35	4,08	300	430	79
5	15,80	4,91	140	800	10
4	14,45	4,06	190	360	73
3	14,04	3,86	250	40	98
2	13,90	4,00	340	57	98
1	13,73	3,95	430	150	95
m.p. 3	-	3,4	-	-	-
m.p. 2	-	4,3	-	-	-
m.p. 1	-	7,0	-	-	-

Conditions initiales : 18,61 4,55 1500 360 96
 Conditions finales : 14,48 4,15 280 290 85

Paramètre de transport (V*h/cm) : 27
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 16,4
 Pourcentage d'extraction (%Pb) : 81
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 97
 Désorption (%Pb) : 83

TABLEAU G.14 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP6

Essai : MP6

Dates : 1996-06-14

Longueur (cm) : 4,9

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 304,3

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-06-14 07:55	0,0	7,70	16,89	5,93	30,55	5,46	254,8	1330	n/a	n/a	n/a
96-06-14 08:10	0,3	7,33	15,47	5,32	28,20	5,04	254,0	1231	0,23	1,87	1,21
96-06-14 08:25	0,5	6,74	12,73	4,63	24,28	4,34	254,7	1057	0,46	3,54	2,26
96-06-14 08:40	0,8	6,34	10,67	5,31	22,43	4,01	255,5	974	0,69	5,03	3,13
96-06-14 08:55	1,0	6,35	9,23	4,65	20,49	3,66	255,8	888	0,92	6,40	3,88
96-06-14 09:13	1,3	5,87	7,78	4,66	18,39	3,28	256,4	795	1,19	7,89	4,64
96-06-14 09:27	1,5	5,21	7,09	4,61	16,89	3,02	256,9	729	1,41	8,95	5,15
96-06-14 09:40	1,8	4,83	6,73	4,87	16,30	2,91	257,0	703	1,61	9,87	5,60
96-06-14 09:55	2,0	4,74	6,45	4,30	15,43	2,76	257,6	664	1,84	10,89	6,09
96-06-14 10:10	2,3	5,04	6,22	4,42	15,74	2,81	257,8	677	2,07	11,90	6,57
96-06-14 10:25	2,5	5,67	5,96	4,28	15,95	2,85	258,1	685	2,31	12,92	7,02
96-06-14 10:43	2,8	8,99	5,60	3,92	18,74	3,35	257,3	808	2,58	14,26	7,54
96-06-14 10:55	3,0	10,59	4,86	3,74	19,18	3,43	256,9	828	2,77	15,23	7,85
96-06-14 11:10	3,3	13,56	4,42	3,57	21,60	3,86	256,3	935	3,00	16,54	8,20
96-06-14 11:25	3,5	19,11	4,12	3,41	26,58	4,75	254,7	1157	3,23	18,08	8,52
96-06-14 11:40	3,8	27,25	3,80	3,37	34,20	6,11	251,6	1507	3,46	20,00	8,81
96-06-14 11:55	4,0	30,43	7,82	3,28	41,30	7,38	249,1	1839	3,68	22,37	9,24
96-06-14 12:10	4,3	28,49	16,90	3,22	48,40	8,64	247,2	2171	3,91	25,15	10,17
96-06-14 12:25	4,5	28,19	28,31	3,15	59,50	10,63	243,8	2706	4,13	28,46	11,85
96-06-14 12:30	4,6	27,96	31,79	3,11	62,90	11,23	240,5	2900	4,20	29,70	12,60
96-06-14 12:45	4,8	24,17	35,80	2,86	62,90	11,23	200,5	3479	4,40	33,16	15,12
96-06-14 13:00	5,1	21,92	38,30	2,56	62,90	11,23	175,5	3974	4,57	36,12	17,89
96-06-14 13:15	5,3	20,28	40,20	2,54	63,20	11,29	159,4	4397	4,72	38,76	20,82
96-06-14 13:30	5,6	19,16	41,50	2,34	63,20	11,29	147,6	4748	4,86	41,18	23,87
96-06-14 13:38	5,7	18,70	42,10	2,29	63,20	11,29	143,0	4901	4,93	42,41	25,53
96-06-14 13:45	5,8	18,27	42,50	2,27	63,20	11,29	139,5	5024	4,99	43,45	27,00

442

TABLEAU G.15 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP6

Milieux poreux : 3 * Géotextile 4,0 mm
 Solution : HNO₃ 2,20 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,1 cm

	Sol #3
Sol #7	Sol #2
periferie	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	18,16	4,54	1500	820	90
7	15,22	3,69	440	2200	24
6	16,29	3,86	220	1700	-26
5	17,92	3,85	180	850	15
4	16,11	3,57	150	410	56
3	15,86	3,28	130	340	59
2	15,86	3,28	130	340	59
1	15,95	3,89	780	4100	16
m.p. 3	-	10,9	-	-	-
m.p. 2	-	12,2	-	-	-
m.p. 1	-	11,5	-	-	-

Conditions initiales : 18,16 4,54 1500 820 90
 Conditions finales : 16,17 3,63 290 1400 22

Paramètre de transport (V*h/cm) : 12
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 29,4
 Pourcentage d'extraction (%Pb) : 81
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 84
 Désorption (%Pb) : 95

TABLEAU G.16 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP7

Essai : MP7

Dates : 1996-06-19

Longueur (cm) : 5,1

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 316,7

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-06-19 10:30	0,0	5,65	11,99	6,31	24,40	4,21	259,5	1007	n/a	n/a	n/a
96-06-19 10:45	0,2	5,08	10,86	4,23	20,27	3,49	248,0	875	0,23	1,42	0,85
96-06-19 11:10	0,7	4,25	9,16	3,70	17,30	2,98	247,2	749	0,60	3,35	2,10
96-06-19 11:40	1,2	3,47	7,23	3,47	14,25	2,46	249,2	612	1,05	5,31	3,32
96-06-19 12:10	1,7	3,08	5,97	3,36	12,48	2,15	250,1	534	1,50	6,98	4,31
96-06-19 12:40	2,2	2,53	4,77	3,32	10,65	1,84	250,8	455	1,95	8,43	5,11
96-06-19 13:10	2,7	2,07	4,29	3,32	9,69	1,67	251,1	413	2,40	9,71	5,78
96-06-19 13:40	3,2	1,84	3,98	3,33	9,21	1,59	251,2	393	2,85	10,89	6,40
96-06-19 14:10	3,7	1,98	3,78	3,42	9,16	1,58	251,5	390	3,30	12,05	6,98
96-06-19 15:10	4,7	1,83	3,30	3,28	8,42	1,45	251,3	359	4,21	14,26	8,04
96-06-19 15:45	5,3	1,89	3,05	3,29	8,20	1,41	251,7	349	4,74	15,48	8,59
96-06-19 16:20	5,8	1,99	2,83	3,27	8,11	1,40	251,5	345	5,26	16,67	9,10
96-06-19 16:45	6,2	2,18	2,66	3,27	8,13	1,40	251,6	346	5,64	17,52	9,44
96-06-19 17:25	6,9	2,95	2,48	3,29	8,71	1,50	251,1	371	6,25	18,93	9,95
96-06-19 17:55	7,4	3,26	2,37	3,27	9,12	1,57	251,3	389	6,70	20,05	10,32
96-06-19 18:10	7,7	3,41	2,33	3,27	9,03	1,56	251,2	385	6,92	20,62	10,49
96-06-19 18:55	8,4	4,40	2,09	3,35	9,84	1,70	251,0	420	7,60	22,40	10,99
96-06-19 20:10	9,7	11,42	1,83	3,18	16,41	2,83	248,8	706	8,73	26,50	11,72
96-06-19 20:40	10,2	22,93	0,95	3,19	26,99	4,65	245,5	1177	9,17	29,18	11,93
96-06-19 20:45	10,3	50,10	1,04	3,16	53,50	9,22	237,2	2415	9,24	29,99	11,95
96-06-19 20:50	10,3	60,10	0,73	2,32	63,20	10,90	136,0	4976	9,30	30,90	11,97

444

TABLEAU G.17 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP7

Essai: MP8
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-11-01
 Milieux poreux : 2 * Géotextile 7,1 mm
 Solution : HNO3 3,20 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,2 cm

Anode
Sol # 5
Sol # 4
Sol # 3
Sol # 2
Sol # 1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	18,89	4,03	1800	2400	75
5	19,43	3,84	190	130	87
4	18,36	4,29	45	110	55
3	17,55	3,95	44	95	62
2	17,45	4,03	69	190	52
1	17,04	4,04	1300	4300	44
m.p. 2	-	2,8	-	-	-
m.p. 1	-	2,0	-	-	-

Conditions initiales : 18,89 4,03 1800 2400 75
 Conditions finales : 17,96 4,03 330 970 47

Paramètre de transport (V*h/cm) : 15
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 30,5

Pourcentage d'extraction (%Pb) : 82
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 89
 Désorption (%Pb) : 88

TABLEAU G.18 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP8

Essai: MP8 Dates: 1996-11-01 Longueur (cm) : 5,2 Section (cm²) : 62,1 Volume (cm³) : 322,9

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-11-01 09:15	0,0	4,70	15,51	5,45	25,96	4,55	252,7	1119	n/a	n/a	n/a
96-11-01 09:30	0,3	3,59	13,53	3,87	20,95	3,68	252,5	904	0,23	1,48	1,08
96-11-01 10:10	0,9	2,44	10,24	2,65	15,52	2,72	252,3	670	0,83	4,55	3,45
96-11-01 10:30	1,3	2,26	9,07	2,63	13,86	2,43	253,4	596	1,14	5,79	4,41
96-11-01 11:20	2,1	1,45	6,38	2,28	10,10	1,77	257,2	428	1,90	8,34	6,33
96-11-01 11:40	2,4	1,21	5,94	2,26	9,36	1,64	257,5	396	2,21	9,17	6,94
96-11-01 11:55	2,7	1,10	5,64	2,26	9,00	1,58	257,5	381	2,44	9,76	7,38
96-11-01 13:50	4,6	0,79	4,20	2,35	7,46	1,31	258,9	314	4,22	13,83	10,19
96-11-01 14:25	5,2	0,73	3,84	2,50	7,00	1,23	259,6	294	4,77	14,93	10,89
96-11-01 15:10	5,9	0,77	3,44	2,44	6,45	1,13	259,9	270	5,47	16,24	11,71
96-11-01 16:45	7,5	0,83	2,66	2,44	6,12	1,07	261,1	255	6,96	18,83	13,15
96-11-01 19:50	10,6	0,95	1,72	2,62	5,30	0,93	261,8	221	9,86	23,43	15,16

TABLEAU G.19 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP8

Essai : MP9
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-12-18 & 19
 Milieux poreux : 2 * Géot 7,1 mm + 1 PEHD
 Solution : HNO₃ 2,50 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,0 cm

Anode
Sol # 5
Sol # 4
Sol # 3
Sol # 2
Sol # 1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	16,81	3,75	1800	1700	84
5	19,50	3,53	77	120	70
4	17,90	3,77	79	320	27
3	17,46	3,98	79	420	7
2	17,16	4,03	110	410	36
1	17,09	3,90	120	330	53
m.p. 3	-	n/d	-	-	-
m.p. 2	-	7,0	-	-	-
m.p. 1	-	8,2	-	-	-

Conditions initiales : 16,81 3,75 1800 1700 84
 Conditions finales : 17,82 3,84 93 320 39

Paramètre de transport (V*h/cm) : 21
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 71,6
 Pourcentage d'extraction (%Pb) : 95
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 97
 Désorption (%Pb) : 98

TABLEAU G.20 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP9

Essai : MP9 Dates : 1996-12-18 & 19 Longueur (cm) : 5,0 Section (cm²) : 62,1 Volume (cm³) : 310,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-12-18 09:05	0,0	1,34	16,92	10,20	28,25	4,96	253,3	1215	n/a	n/a	n/a
96-12-18 09:15	0,2	1,61	15,13	8,05	24,69	4,33	254,2	1058	0,15	1,12	0,80
96-12-18 09:30	0,4	1,26	13,29	5,45	20,08	3,52	250,0	875	0,38	2,53	1,86
96-12-18 10:30	1,4	0,61	9,09	4,00	13,69	2,40	254,5	586	1,29	6,79	5,20
96-12-18 11:30	2,4	0,49	6,40	3,40	10,07	1,77	256,5	428	2,21	9,82	7,51
96-12-18 14:00	4,9	0,57	4,10	2,85	7,60	1,33	257,8	321	4,52	15,50	11,43
96-12-18 15:05	6,0	0,62	3,44	2,75	6,80	1,19	257,8	287	5,53	17,52	12,65
96-12-18 16:08	7,1	0,68	2,96	2,80	6,50	1,14	257,7	275	6,50	19,32	13,65
96-12-18 17:00	7,9	0,72	2,61	3,16	6,53	1,15	257,5	276	7,30	20,77	14,37
96-12-18 19:10	10,1	0,85	1,96	2,90	5,69	1,00	257,6	241	9,31	24,18	15,85
96-12-18 21:05	12,0	1,06	1,60	2,97	5,67	0,99	257,3	240	11,09	26,98	16,87
96-12-18 22:49	13,7	1,16	1,35	2,20	4,65	0,82	257,7	197	12,70	29,29	17,63
96-12-19 07:20	22,3	2,28	0,80	1,83	4,91	0,86	257,6	208	20,60	39,77	20,36
96-12-19 09:05	24,0	3,15	0,79	1,79	5,72	1,00	257,7	242	22,22	42,17	20,78

TABLEAU G.21 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP9

Essai : MP10
 Sol : Sift sableux d'Ascot
 Dates : 1998-05-04 & 05
 Milieux poreux : 2 * Géotextile 7,1 mm
 Solution : HNO₃ 2,50 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,0 cm

Anode
Sol # 5
Sol # 4
Sol # 3
Sol # 2
Sol # 1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Pb sol (mg/kg)	Pb eau (mg/L)	% sorbé
initial	17,32	4,23	1800	2300	78
5	20,74	3,83	130	530	15
4	18,69	3,72	69	230	38
3	17,42	3,63	94	290	46
2	16,29	3,79	520	2800	12
1	16,83	3,89	1600	8100	15
m.p. 2	-	4,5	-	-	-
m.p. 1	-	7,1	-	-	-

Conditions initiales : 17,32 4,23 1800 2300 78
 Conditions finales : 17,99 3,77 480 2400 10

Paramètre de transport (V*h/cm) : 21
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 71,9

Pourcentage d'extraction (%Pb) : 73
 Extraction eau interstitielle (%Pb) : 75
 Désorption (%Pb) : 97

TABLEAU G.22 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP10

Essai : MP10

Dates : 1998-05-04 & 05 Longueur (cm) : 5,0

Section (cm²) : 62,1

Volume (cm³) : 310,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (KC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-05-04 11:30	0,0	0,48	17,04	6,08	21,36	3,75	252,0	923	n/a	n/a	n/a
98-05-04 11:40	0,2	0,48	15,08	4,97	17,82	3,13	250,4	775	0,15	0,82	0,80
98-05-04 12:00	0,5	0,46	13,34	3,75	14,81	2,60	250,6	644	0,45	2,18	2,21
98-05-04 13:15	1,8	0,50	8,78	3,02	8,63	1,51	251,4	374	1,58	5,86	6,34
98-05-04 14:30	3,0	0,51	5,36	2,42	6,90	1,21	252,8	297	2,72	8,31	8,98
98-05-04 15:55	4,4	0,54	4,13	2,15	5,85	1,03	252,6	252	4,00	10,59	10,98
98-05-04 16:50	5,3	0,58	2,64	2,05	5,39	0,95	252,9	232	4,84	11,89	11,91
98-05-04 21:10	9,7	0,72	1,78	1,87	4,17	0,73	253,2	179	8,79	17,13	14,77
98-05-05 08:00	20,5	0,97	1,15	2,00	3,92	0,69	253,7	168	18,67	28,24	19,51
98-05-05 08:55	21,4	1,16	1,00	1,85	3,93	0,69	253,4	169	19,51	29,15	19,80
98-05-05 09:10	21,7	1,06	0,98	1,90	4,01	0,70	253,7	172	19,74	29,40	19,88
98-05-05 10:35	23,1	1,16	0,96	1,93	4,11	0,72	253,8	176	21,03	30,86	20,29
98-05-05 11:15	23,8	2,01	0,93	1,85	5,14	0,90	254,0	220	21,64	31,64	20,47
98-05-05 12:00	24,5	3,15	0,91	1,80	5,72	1,00	257,7	242	22,33	32,69	20,68

TABLEAU G.23 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP10

Essai : MP11

Sol : Silt sableux d'Ascot

Dates : 1996-06-25 et 26

Milieux poreux : 3 * Geotextile 4,0 mm

Solution : Mélange acide 4,90 N

Section : 62,1 cm²

Epaisseur : 6,0 cm

Anode	
Sol #6	Sol #5
interieur	Sol #4
	Sol #3
Sol #7	Sol #2
periferie	Sol #1
Milieu poreux	
Cathode	

m.p. 3

m.p. 2

m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	19,20	4,44	3200	15000	10
7	17,18	2,39	240	3000	-115
6	17,21	2,38	310	1200	33
5	17,77	2,32	260	1200	18
4	18,09	2,52	210	1100	5
3	17,22	2,69	200	1200	-3
2	16,58	2,66	760	3000	35
1	16,67	2,66	3200	25000	-30
m.p. 3	-	2,5	-	-	-
m.p. 2	-	2,9	-	-	-
m.p. 1	-	3,1	-	-	-

Conditions initiales : 19,20 4,44 3200 15000 10

Conditions finales : 17,25 2,52 740 5100 0

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 77

Paramètre de transport (V*h/cm) : 23

Extraction eau interstitielle (%Zn) : 77

Paramètre de solubilisation (kC/L): 58,3

Désorption (%Zn) : 100

TABLEAU G.24 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP11

Essai : MP11

Dates : 1996-06-25 et 26

Longueur (cm) : 6,0

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 372,6

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-06-25 11:00	0,0	2,03	5,74	7,44	13,06	1,95	254,3	476	n/a	n/a	n/a
96-06-25 11:20	0,3	2,68	5,42	6,45	14,64	2,19	254,3	534	0,31	1,17	0,56
96-06-25 11:40	0,7	2,64	5,23	6,17	14,00	2,09	254,6	510	0,61	2,39	1,09
96-06-25 14:40	3,7	1,99	4,62	5,70	13,35	1,99	255,7	484	3,37	12,86	5,50
96-06-25 15:30	4,5	1,96	5,31	4,53	11,94	1,78	256,2	432	4,13	15,55	6,73
96-06-25 16:40	5,7	2,00	4,31	4,12	10,42	1,56	256,6	376	5,21	18,90	8,41
96-06-25 17:00	6,0	1,96	4,25	4,13	10,34	1,54	256,6	373	5,52	19,79	8,83
96-06-25 17:35	6,6	1,94	4,12	4,30	10,25	1,53	256,6	370	6,06	21,33	9,56
96-06-25 19:55	8,9	1,89	3,57	4,22	9,62	1,44	256,5	348	8,21	27,27	12,24
96-06-26 00:15	13,2	2,07	2,67	4,23	8,92	1,33	256,3	323	12,21	37,57	16,27
96-06-26 01:15	14,3	2,06	2,53	4,34	8,84	1,32	256,5	319	13,14	39,85	17,05
96-06-26 07:50	20,8	2,23	1,91	4,52	8,61	1,29	256,1	312	19,21	54,57	21,41
96-06-26 09:15	22,2	2,34	1,83	4,47	8,61	1,29	255,9	312	20,52	57,69	22,20
96-06-26 10:35	23,6	2,40	1,77	3,91	8,03	1,20	256,1	291	21,74	60,53	22,92

452

TABLEAU G.25 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP11

Essai : MP12
 Sol : Silt sableux d'Ascot
 Dates : 1996-07-01 au 04
 Milieux poreux : 3 * Geotextile 4,0 mm
 Solution : Mélange acide 14,7 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 15,0 cm

Anode
Sol #6
.
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	17,00	4,34	3000	13000	26
6	14,64	1,65	160	860	21
5	14,36	2,37	73	210	59
4	15,22	3,57	61	5	99
3	15,14	3,81	94	4	99
2	15,17	3,88	84	6	99
1	14,07	5,24	2500	1200	93
m.p. 3	-	9,9	-	-	-
m.p. 2	-	11,6	-	-	-
m.p. 1	-	11,5	-	-	-

Conditions initiales : 17,00 4,34 3000 13000 26
 Conditions finales : 14,77 3,42 500 380 89

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 83
 Extraction eau interstitielle (%Zn) : 98
 Désorption (%Zn) : 44

Paramètre de transport (V*h/cm) : 280
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 53,5

TABLEAU G.26 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP12

Essai : MP12 Dates : 1996-07-01 au 04 Longueur (cm) : 15,0 Section (cm²) : 62,1 Volume (cm³) : 931,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-V3 (V)	V3-V4 (V)	V4-V5 (V)	V5-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (nC)	Energie (W*h)
96-07-01 14:45	0,0	3,85	4,42	5,80	5,89	6,52	6,34	33,50	2,13	253,5	523	n/a	n/a
96-07-01 14:50	0,1	2,90	4,25	5,79	5,67	6,28	6,00	31,00	1,97	253,5	484	0,08	0,68
96-07-01 15:00	0,2	2,90	4,05	5,70	5,55	6,09	3,80	28,70	1,83	253,8	447	0,23	1,94
96-07-01 15:10	0,4	2,94	3,89	5,57	5,45	5,93	4,03	27,90	1,78	254,0	434	0,38	3,14
96-07-01 21:05	6,3	3,01	1,75	4,61	4,60	5,13	3,14	22,30	1,42	253,4	348	5,78	40,82
96-07-02 00:15	9,5	3,12	1,42	4,24	4,62	5,15	3,30	21,90	1,39	253,1	342	8,67	58,54
96-07-02 07:45	17,0	3,42	1,04	3,22	4,72	5,06	4,14	21,70	1,38	253,3	339	15,51	99,94
96-07-02 10:05	19,3	3,43	1,00	3,00	4,70	4,95	4,38	21,50	1,37	253,3	336	17,64	112,71
96-07-02 11:25	20,7	3,44	0,98	2,90	4,69	4,96	3,93	21,00	1,34	253,4	328	18,85	119,88
96-07-02 14:00	23,3	3,42	0,95	2,71	4,74	4,93	4,06	20,90	1,33	253,0	327	21,21	133,59
96-07-02 16:05	25,3	3,66	0,97	2,66	4,84	4,92	4,47	21,50	1,37	252,9	336	23,10	144,76
96-07-02 16:55	26,2	3,60	0,97	2,62	4,84	4,98	4,68	21,80	1,39	252,8	341	23,86	149,32
96-07-02 21:15	30,5	3,54	0,96	2,58	5,12	6,95	6,04	25,30	1,61	252,1	397	27,80	175,08
96-07-03 07:50	41,1	2,54	0,63	1,74	24,35	29,01	4,75	63,20	4,03	148,2	1687	35,43	268,82
96-07-03 09:40	42,9	2,46	0,58	1,70	26,72	26,85	4,83	63,20	4,03	135,7	1842	36,36	285,26
96-07-03 11:45	45,0	2,39	0,54	1,55	28,61	25,04	4,93	63,20	4,03	125,3	1995	37,34	302,45
96-07-03 14:55	48,2	2,29	0,48	1,59	30,66	22,75	5,38	63,20	4,03	112,8	2216	38,70	326,27
96-07-03 21:30	54,8	2,14	0,38	1,16	27,03	19,86	6,66	63,20	4,03	92,1	2714	41,13	368,90
96-07-03 22:25	55,7	2,12	0,36	7,95	26,29	19,52	6,66	63,20	4,03	89,9	2781	41,43	374,17
96-07-04 07:45	65,0	1,96	0,26	12,00	21,71	18,00	9,12	63,20	4,03	68,1	3671	44,08	420,77
96-07-04 09:55	67,2	1,95	0,25	12,61	20,97	17,70	9,66	63,20	4,03	64,4	3882	44,60	429,84
96-07-04 13:15	70,5	1,90	0,23	13,30	20,02	17,37	10,28	63,20	4,03	59,9	4173	45,34	442,93
96-07-04 15:10	72,4	1,91	0,22	13,49	19,65	17,21	10,58	63,20	4,03	58,0	4310	45,75	450,07
96-07-04 17:00	74,3	1,89	0,21	13,90	18,97	17,16	10,93	63,20	4,03	56,1	4456	46,13	456,68
96-07-04 21:45	79,0	1,85	0,19	14,07	18,10	17,01	11,88	63,20	4,03	51,4	4863	47,05	472,82
96-07-05 07:50	89,1	1,77	0,16	13,14	15,49	14,55	17,98	63,20	4,03	42,5	5882	48,75	502,74
96-07-05 10:20	91,6	1,73	0,16	13,40	13,63	14,30	19,90	63,20	4,03	40,3	6203	49,12	509,28
96-07-05 11:45	93,0	1,73	0,16	12,89	13,77	13,70	20,88	63,20	4,03	39,2	6377	49,33	512,84
96-07-05 15:35	96,8	1,71	0,14	11,96	12,94	13,47	22,85	63,20	4,03	36,3	6887	49,85	521,99

TABLEAU G.27 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP12

Essai : MP13
 Sol : #6
 Dates : 1996-07-06 au 10
 Milieux poreux : 4 * Geotextile 4,0 mm
 Solution : Mélange acide 8,20 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,0 cm
 Pré-traitement : 3,5 moles H⁺/L A.S.

Anode
Sol #6
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 4
 m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	84,75	3,35	3000	1900	46
6	67,69	0,78	930	1300	5
5	68,90	1,14	890	1200	7
4	69,68	1,30	820	1100	7
3	72,09	1,57	770	1100	-3
2	72,12	1,88	810	1200	-7
1	76,16	2,32	780	1000	2
m.p. 4	-	2,5	-	-	-
m.p. 3	-	2,8	-	-	-
m.p. 2	-	3,6	-	-	-
m.p. 1	-	7,7	-	-	-

Conditions initiales : 84,75 3,35 3000 1900 46
 Conditions finales : 71,11 1,50 830 1200 0

Paramètre de transport (V*h/cm) : 28
 Paramètre de solubilisation (kC/L) : 255,8

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 72
 Extraction eau interstitielle (%Zn) : 72
 Désorption (%Zn) : 100

TABLEAU G.28 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP13

Essai : MP13

Dates : 1996-07-06 au 10

Longueur (cm) : 5,0

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 310,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-07-06 16:10	0,0	3,48	1,51	0,98	6,07	1,01	250,4	251	n/a	n/a	n/a
96-07-06 16:30	0,3	3,96	1,48	3,88	9,30	1,55	249,9	385	0,30	0,64	0,15
96-07-06 16:45	0,6	4,18	1,64	3,80	9,70	1,62	249,6	402	0,52	1,23	0,27
96-07-06 17:00	0,8	4,28	1,72	5,14	11,15	1,86	249,1	463	0,75	1,88	0,39
96-07-07 01:20	9,2	3,50	2,05	2,06	7,61	1,27	252,5	312	8,27	21,49	5,08
96-07-07 14:30	22,3	3,28	1,78	8,34	11,42	1,90	251,4	470	20,22	53,05	12,61
96-07-07 15:40	23,5	3,27	1,75	6,50	11,55	1,93	251,4	476	21,27	56,42	13,22
96-07-07 22:30	30,3	3,20	1,41	10,94	15,56	2,59	250,1	644	27,44	79,65	16,44
96-07-08 07:50	39,7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	31,64	88,73	18,41
96-07-08 08:29	40,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	31,64	88,73	18,41
96-07-08 08:30	40,3	2,81	1,09	16,43	20,19	3,37	254,8	820	31,65	88,75	18,41
96-07-08 09:10	41,0	3,36	1,07	27,70	32,30	5,38	250,8	1333	32,26	93,17	18,63
96-07-08 10:45	42,6	3,08	1,12	26,80	30,90	5,15	250,1	1279	33,68	105,70	19,14
96-07-08 11:40	43,5	3,03	1,09	33,10	37,30	6,22	248,1	1556	34,51	113,49	19,45
96-07-08 14:40	46,5	2,92	1,16	41,70	45,30	7,55	245,8	1907	37,17	144,09	20,45
96-07-08 15:30	47,3	2,33	0,94	59,40	63,20	10,53	183,9	3557	37,82	153,80	20,71
96-07-08 17:20	49,2	2,86	0,76	4,50	8,38	1,40	256,5	338	39,27	168,25	21,18
96-07-08 21:15	53,1	3,00	0,65	5,49	9,16	1,53	256,7	369	42,89	177,06	22,00
96-07-09 08:15	64,1	1,90	0,27	60,50	63,00	10,50	107,1	6088	50,09	249,25	23,51
96-07-09 08:55	64,8	2,45	0,42	59,60	63,00	10,50	213,1	3060	50,48	255,98	23,58
96-07-09 11:00	66,8	1,70	0,20	60,70	63,00	10,50	77,0	8468	51,56	275,02	23,78
96-07-09 11:50	67,7	1,69	0,20	60,50	63,00	10,50	75,0	8694	51,79	279,01	23,83
96-07-09 14:10	70,0	1,60	0,16	60,70	63,00	10,50	59,8	10904	52,36	288,91	23,95
96-07-09 14:15	70,1	2,97	0,60	2,26	5,82	0,97	257,3	234	52,41	289,37	23,96
96-07-09 16:00	71,8	3,00	0,57	2,23	5,82	0,97	257,4	234	54,03	291,99	24,27
96-07-09 17:00	72,8	3,03	0,56	2,24	5,86	0,98	257,4	236	54,95	293,49	24,43
96-07-09 23:40	79,5	3,06	0,50	2,52	6,08	1,01	257,6	244	61,13	303,74	25,49
96-07-10 10:35	90,4	3,06	0,38	7,66	11,13	1,86	255,3	451	71,21	327,83	26,92
96-07-10 11:05	90,9	3,02	0,36	8,26	11,68	1,95	255,3	474	71,67	329,29	26,98
96-07-10 11:05	90,9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	71,67	329,29	26,98
96-07-10 11:35	91,4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	71,67	329,29	26,98
96-07-10 11:35	91,4	2,95	0,40	2,38	5,69	0,95	257,2	229	71,67	329,29	26,98
96-07-10 13:45	93,6	3,10	0,50	3,00	7,09	1,18	255,7	287	73,67	332,84	27,27
96-07-10 16:30	96,3	3,10	0,47	3,18	6,74	1,12	255,5	273	76,20	337,70	27,67
96-07-10 16:50	96,7	3,10	0,43	2,68	6,21	1,04	255,9	251	76,51	338,25	27,71
96-07-10 20:00	99,8	3,09	0,37	6,19	9,63	1,61	254,5	392	79,42	344,65	28,09

456

TABLEAU G.29 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP13

Essai: MP14
 Sol : #6
 Dates : 1996-07-07 au 19
 Milieux poreux : 4 * Geotextile 4,0 mm
 Solution : CH3COOH 14,3 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,0 cm
 Pré-traitement : 3,5 moles H⁺/L A.S.

Anode
Sol #6
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 4
 m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	84,75	3,35	3000	1900	46
6	65,02	0,93	790	1100	9
5	66,41	1,07	700	1100	-4
4	71,60	1,65	490	480	30
3	86,63	2,87	200	31	87
2	85,96	3,28	200	19	92
1	78,68	4,55	920	820	30
m.p. 4	-	4,7	-	-	-
m.p. 3	-	4,9	-	-	-
m.p. 2	-	5,0	-	-	-
m.p. 1	-	8,1	-	-	-

Conditions initiales : 84,75 3,35 3000 1900 46
 Conditions finales : 75,72 2,39 550 590 19

Paramètre de transport (V*h/cm) : 77
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 162,9

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 82
 Extraction eau interstitielle (%Zn) : 85
 Désorption (%Zn) : 93

TABLEAU G.30 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP14

Essai: MP14

Dates : 1996-07-07 au 19

Longueur (cm) : 5,0

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 310,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-07-17 09:15	0,0	4,64	1,57	23,40	30,70	5,12	256,3	1240	n/a	n/a	n/a
96-07-17 09:35	0,3	4,55	1,51	16,80	23,00	3,83	258,3	922	0,31	2,30	0,15
96-07-17 10:25	1,2	4,32	1,36	8,40	13,80	2,30	260,4	549	1,09	6,28	0,51
96-07-17 11:25	2,2	4,31	1,31	5,65	11,00	1,83	261,6	435	2,03	9,52	0,91
96-07-17 11:50	2,6	3,25	1,31	5,14	9,70	1,62	262,1	383	2,42	10,65	1,07
96-07-17 13:50	4,6	3,59	1,32	3,88	8,80	1,47	262,2	347	4,31	15,49	1,86
96-07-17 15:55	6,7	3,95	1,28	3,41	8,65	1,44	262,2	341	6,27	20,26	2,67
96-07-17 21:15	12,0	3,54	1,34	3,02	7,87	1,31	262,3	311	11,31	31,81	4,75
96-07-18 06:50	21,6	3,80	1,88	2,81	8,50	1,42	262,6	335	20,36	52,40	9,36
96-07-18 08:00	22,8	3,83	2,10	2,86	8,78	1,46	262,5	346	21,47	55,05	10,05
96-07-18 08:50	23,6	4,08	2,35	2,69	9,13	1,52	262,5	360	22,25	57,01	10,60
96-07-18 10:00	24,8	4,10	2,70	2,78	9,60	1,60	262,2	379	23,35	59,87	11,48
96-07-18 10:45	25,5	3,65	2,95	2,82	9,44	1,57	262,1	373	24,06	61,74	12,11
96-07-18 12:50	27,6	3,82	3,70	2,84	10,37	1,73	261,5	410	26,03	67,15	14,18
96-07-18 14:00	28,8	3,84	4,11	2,69	10,67	1,78	261,2	423	27,12	70,35	15,54
96-07-18 15:35	30,3	3,83	4,65	2,68	11,20	1,87	261,1	444	28,61	74,88	17,61
96-07-18 16:10	30,9	3,86	4,90	2,71	11,49	1,92	260,8	456	29,16	76,60	18,44
96-07-18 22:30	37,3	3,90	7,06	2,58	13,64	2,27	260,3	542	35,10	97,34	29,75
96-07-19 06:50	45,6	4,02	9,83	2,52	16,37	2,73	260,6	650	42,91	129,90	50,76
96-07-19 09:00	47,8	4,03	10,36	2,52	16,87	2,81	260,6	670	44,95	139,29	57,29
96-07-19 11:40	50,4	4,13	10,77	2,57	17,47	2,91	260,2	695	47,45	151,21	65,70
96-07-19 13:55	52,7	3,44	11,15	2,67	17,29	2,88	260,1	688	49,55	161,38	73,06
96-07-19 15:00	53,8	3,51	11,33	2,73	17,59	2,93	260,0	700	50,57	166,30	76,69

TABLEAU G.31 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP14

Essai : MP15
 Sol : #6
 Dates : 1996-08-19 au 22
 Milieux poreux : 4 * Geotextile 4,0 mm
 Solution: Mélange acide 12,35 N
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 4,8 cm
 Pré-traitement : 1,0 mole H⁺/L A.S.

Anode
Sol #5
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 4
 m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	88,00	5,89	2900	140	96
5	67,83	1,03	210	200	35
4	75,34	1,65	290	88	77
3	81,57	2,55	270	39	88
2	85,27	3,53	750	20	98
1	81,09	4,52	970	490	59
m.p. 4	-	7,4	-	-	-
m.p. 3	-	10,4	-	-	-
m.p. 2	-	11,4	-	-	-
m.p. 1	-	12,1	-	-	-

Conditions initiales : 88,00 5,89 2900 140 96
 Conditions finales : 78,22 2,66 500 170 73

Paramètre de transport (V*h/cm) : 127
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 179,6

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 83
 Extraction eau interstitielle (%Zn) : 95
 Désorption (%Zn) : 87

TABLEAU G.32 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP15

Essai : MP15

Dates : 1996-08-19 au 22

Longueur (cm) : 4,8

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 298,1

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-08-19 14:40	0,0	6,72	8,18	2,17	16,96	2,92	244,3	743	n/a	n/a	n/a
96-08-19 15:00	0,3	5,20	7,10	2,25	14,60	2,52	243,7	641	0,29	1,28	0,76
96-08-19 16:00	1,3	5,96	6,63	2,19	14,82	2,56	243,2	652	1,17	4,86	2,81
96-08-19 16:40	2,0	4,49	6,57	2,13	13,23	2,28	243,4	582	1,75	7,14	4,12
96-08-20 08:15	17,6	60,40	0,86	1,11	62,90	10,84	47,8	14089	9,92	93,51	21,40
96-08-20 08:30	17,8	4,00	4,90	2,83	11,80	2,03	243,1	520	10,05	94,86	21,62
96-08-20 09:15	18,6	3,22	5,12	2,89	11,23	1,94	243,3	494	10,71	96,96	22,74
96-08-20 11:45	21,1	4,12	5,90	2,96	12,99	2,24	251,1	554	12,93	104,45	26,85
96-08-20 14:20	23,7	4,18	5,97	2,89	13,01	2,24	250,2	557	15,26	112,87	31,43
96-08-20 16:00	25,3	3,98	5,78	3,07	12,84	2,21	250,6	549	16,77	118,26	34,35
96-08-20 16:50	26,2	4,30	5,70	3,16	13,18	2,27	250,5	563	17,52	120,98	35,78
96-08-20 22:25	31,8	3,78	4,75	9,10	17,70	3,05	249,5	760	22,54	142,53	44,49
96-08-21 08:20	41,7	4,22	8,10	4,66	17,04	2,94	253,1	721	31,52	185,82	63,51
96-08-21 13:55	47,3	4,30	9,32	3,96	17,70	3,05	252,9	749	36,60	210,35	78,02
96-08-21 16:35	49,9	4,62	9,44	3,86	17,98	3,10	252,6	762	39,03	222,38	85,49
96-08-21 21:30	54,8	4,40	9,29	4,08	17,80	3,07	252,5	755	43,50	244,59	99,24
96-08-22 08:15	65,6	4,72	7,56	9,12	21,60	3,72	251,4	920	53,25	297,95	126,27
96-08-22 08:35	65,9	4,77	7,48	9,42	21,80	3,76	251,5	928	53,55	299,77	127,02

TABLEAU G.33 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP15

Essai : MP16
 Sol : #6
 Dates : 1996-08-29 au 31
 Milieux poreux : 2 * Geotextile 7,1 mm
 Solution : H2SO4 6,4 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,3 cm
 Pré-traitement : 2,0 moles H⁺/L A.S.

Anode
Sol #5
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	84,79	3,96	2900	1400	59
5	69,65	1,20	760	1000	8
4	72,83	1,62	860	950	20
3	78,60	2,95	1600	1100	46
2	80,96	3,17	2300	2100	26
1	82,96	3,20	4000	3400	29
m.p. 2	-	2,4	-	-	-
m.p. 1	-	6,3	-	-	-

Conditions initiales : 84,79 3,96 2900 1400 59
 Conditions finales : 77,00 2,43 1900 1700 31

Paramètre de transport (V*h/cm) : 21
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 106,5

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 34
 Extraction eau interstitielle (%Zn) : 43
 Désorption (%Zn) : 66

TABLEAU G.34 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP16

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-08-29 08:55	0,0	5,30	4,54	1,14	11,23	1,73	257,1	417	n/a	n/a	n/a
96-08-29 09:15	0,3	4,90	3,74	1,01	9,70	1,49	259,2	358	0,31	0,90	0,41
96-08-29 09:40	0,8	4,90	3,43	1,01	9,30	1,43	259,3	343	0,70	1,93	0,86
96-08-29 10:30	1,6	4,96	3,03	0,98	9,00	1,38	259,1	332	1,48	3,90	1,66
96-08-29 11:15	2,3	4,70	2,90	1,00	8,65	1,33	259,3	319	2,18	5,62	2,33
96-08-29 12:00	3,1	5,00	2,77	1,03	8,65	1,33	259,2	319	2,88	7,30	2,96
96-08-29 15:00	6,1	4,11	2,47	1,04	7,61	1,17	259,1	281	5,67	13,62	5,31
96-08-29 16:40	7,7	4,12	2,44	0,97	7,53	1,16	259,2	278	7,23	16,89	6,53
96-08-29 21:35	12,7	3,84	2,27	1,08	7,22	1,11	259,0	266	11,82	26,29	9,98
96-08-30 08:45	23,8	4,04	1,53	1,68	7,22	1,11	258,7	267	22,22	47,16	16,32
96-08-30 10:50	25,9	2,22	1,53	1,87	5,56	0,86	260,5	204	24,17	50,61	17,27
96-08-30 10:51	25,9	2,18	1,43	1,77	5,37	0,83	250,6	205	24,18	50,63	17,28
96-08-30 11:40	26,7	1,74	1,43	1,85	5,02	0,77	252,5	190	24,92	51,70	17,62
96-08-30 14:10	29,3	2,02	1,24	2,61	6,00	0,92	252,7	227	27,20	55,18	18,62
96-08-30 17:25	32,5	2,54	1,08	17,93	21,52	3,31	247,8	830	30,12	66,37	19,75
96-08-30 22:15	37,3	2,64	0,40	59,00	62,10	9,55	113,0	5250	33,26	102,83	20,81
96-08-31 01:45	40,8	2,46	0,23	59,90	62,50	9,62	66,0	9047	34,39	122,34	21,14
96-08-31 02:30	41,6	3,26	0,23	59,10	62,50	9,62	63,8	9359	34,57	125,39	21,19
96-08-31 02:30	41,6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	34,57	125,39	21,19
96-08-31 03:30	42,6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	34,57	125,39	21,19
96-08-31 03:30	42,6	2,15	1,00	10,36	13,95	2,15	250,7	532	34,57	125,39	21,19
96-08-31 03:35	42,7	2,20	1,07	22,80	26,90	4,14	247,0	1040	34,64	125,81	21,22
96-08-31 03:40	42,8	3,30	1,03	40,80	44,00	6,77	242,3	1735	34,71	126,53	21,25
96-08-31 03:45	42,8	2,32	0,84	58,50	61,70	9,49	208,0	2834	34,78	127,52	21,27
96-08-31 04:00	43,1	2,30	0,39	59,30	62,30	9,58	91,1	6534	34,92	129,84	21,32
96-08-31 04:00	43,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	34,92	129,84	21,32
96-08-31 04:20	43,4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	34,92	129,84	21,32
96-08-31 04:20	43,4	2,63	1,12	35,00	38,70	5,95	245,1	1509	34,92	129,84	21,32
96-08-31 04:25	43,5	2,62	0,59	59,20	62,10	9,55	137,0	4331	34,97	130,64	21,34
96-08-31 04:30	43,6	2,30	0,41	59,00	62,30	9,58	97,0	6136	35,01	131,25	21,35
96-08-31 04:34	43,6	2,02	0,38	59,80	62,30	9,58	91,0	6541	35,03	131,64	21,36
96-08-31 04:34	43,6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	35,03	131,64	21,36
96-08-31 04:39	43,7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	35,03	131,64	21,36
96-08-31 04:39	43,7	2,51	0,56	59,00	62,30	9,58	200,0	2976	35,03	131,64	21,36
96-08-31 04:41	43,8	2,62	0,38	59,40	62,30	9,58	91,0	6541	35,05	131,94	21,36

TABLEAU G.35 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES DURANT L'ESSAI MP16

Essai : MP17
 Sol : #6
 Dates : 1996-11-05 au 08
 Milieux poreux : 2 * Geotextile 7,1 mm
 Solution : H2SO4 18,0 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 4,5 cm
 Pré-traitement : 2,0 moles H⁺/L A.S.

Anode
Sol #5
.
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	71,26	3,99	2800	940	76
5	61,97	0,85	480	730	6
4	61,58	1,31	650	830	21
3	63,31	1,78	670	820	23
2	63,62	2,73	1800	2100	26
1	68,16	3,06	3000	3300	25
m.p. 2	-	5,2	-	-	-
m.p. 1	-	4,9	-	-	-

Conditions initiales : 71,26 3,99 2800 940 76
 Conditions finales : 63,73 1,95 1300 1600 22

Paramètre de transport (V*h/cm) : 34
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 165,0
 Pourcentage d'extraction (%Zn) : 54
 Extraction eau interstitielle (%Zn) : 60
 Désorption (%Zn) : 87

TABLEAU G.36 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP17

Essai : MP17

Dates : 1996-11-05 au 08

Longueur (cm) : 4,5

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 279,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
96-11-05 14:50	0,0	2,44	2,96	2,99	8,30	1,34	252,2	330	n/a	n/a	n/a
96-11-05 15:05	0,2	2,68	2,81	2,79	8,17	1,32	250,7	326	0,23	0,52	0,22
96-11-05 15:45	0,9	2,62	2,70	2,35	7,70	1,24	250,0	308	0,83	1,84	0,76
96-11-05 16:25	1,6	2,52	2,71	2,18	7,30	1,18	252,2	290	1,43	3,10	1,30
96-11-05 20:50	6,0	2,19	3,07	3,02	8,34	1,35	253,6	329	5,45	11,83	5,11
96-11-06 08:20	17,5	2,22	2,74	1,96	7,00	1,13	256,1	274	16,00	34,31	15,08
96-11-06 10:45	19,9	2,41	2,72	2,05	7,13	1,15	256,0	279	18,23	38,68	17,05
96-11-06 13:25	22,6	2,10	2,63	2,02	7,10	1,15	256,0	278	20,69	43,54	19,18
96-11-06 16:00	25,2	2,10	2,51	2,01	6,50	1,05	257,2	253	23,07	48,05	21,17
96-11-06 16:15	25,4	2,30	2,51	2,08	6,80	1,10	257,0	265	23,30	48,48	21,35
96-11-06 16:45	25,9	2,18	2,50	2,09	6,75	1,09	257,0	263	23,77	49,35	21,73
96-11-06 20:00	29,2	2,32	2,31	2,21	6,58	1,06	257,2	256	26,78	54,91	24,06
96-11-06 21:15	30,4	2,48	2,21	2,28	6,88	1,11	257,0	268	27,93	57,08	24,90
96-11-07 08:15	41,4	2,09	1,41	2,61	6,55	1,06	257,7	255	38,12	76,09	30,85
96-11-07 11:25	44,6	2,23	1,23	2,66	6,04	0,97	258,4	234	41,07	81,23	32,09
96-11-07 13:50	47,0	2,52	1,08	2,96	6,51	1,05	259,1	252	43,32	85,15	32,93
96-11-07 16:30	49,7	2,44	0,91	4,30	7,67	1,24	258,8	297	45,80	90,05	33,72
96-11-07 16:35	49,7	2,41	0,89	5,32	8,59	1,39	257,9	334	45,88	90,23	33,74
96-11-07 16:35	49,7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	45,88	90,23	33,74
96-11-07 16:50	50,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	45,88	90,23	33,74
96-11-07 16:50	50,0	1,77	0,88	6,40	9,00	1,45	258,7	348	45,88	90,23	33,74
96-11-07 16:50	50,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	45,88	90,23	33,74
96-11-08 10:15	67,4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	45,88	90,23	33,74
96-11-08 10:15	67,4	1,66	1,02	6,36	9,20	1,48	263,6	350	45,88	90,23	33,74
96-11-08 10:30	67,7	2,02	1,00	6,01	9,20	1,48	263,7	349	46,12	90,83	33,82

TABLEAU G.37 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP17

Essai : MP18

Sol : #6

Dates : 1997-01-27 au 29

Milieus poreux : 2*Geot. 7,1 mm +1 PEHD

Solution: HNO3 10 M

Section : 62,1 cm²

Epaisseur : 4,5 cm

Pré-traitement : 1,5 moles H⁺/L A.N.

Anode
Sol #5
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 3

m.p. 2

m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	95,84	5,09	2800	1800	38
5	92,92	3,93	590	700	-10
4	83,66	4,07	680	710	13
3	80,02	3,94	680	720	15
2	78,91	3,86	790	630	37
1	81,14	4,64	1700	790	62
m.p. 3	-	n/d	-	-	-
m.p. 2	-	9,8	-	-	-
m.p. 1	-	11,5	-	-	-

Conditions initiales : 95,84 5,09 2800 1800 38

Conditions finales : 83,33 4,09 890 710 34

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 68

Paramètre de transport (V*h/cm) : 10

Extraction eau interstitielle (%Zn) : 76

Paramètre de solubilisation (kC/L): 160,9

Désorption (%Zn) : 72

TABLEAU G.38 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP18

Essai : MP18

Dates : 1997-01-27 au 29

Longueur (cm) : 4,5

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 279,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
97-01-27 10:00	0,0	1,85	0,98	0,67	3,50	0,56	254,8	138	n/a	n/a	n/a
97-01-27 10:15	0,3	2,00	0,95	0,16	3,01	0,49	254,3	119	0,23	0,21	0,07
97-01-27 10:50	0,8	1,99	0,91	0,10	2,90	0,47	256,4	113	0,77	0,65	0,23
97-01-27 11:30	1,5	1,90	0,91	0,00	2,61	0,42	258,0	101	1,38	1,12	0,42
97-01-27 12:45	2,8	1,75	0,69	0,04	2,48	0,40	258,1	96	2,54	1,94	0,71
97-01-27 13:15	3,3	1,73	0,67	0,05	2,51	0,40	258,2	97	3,01	2,26	0,82
97-01-27 13:50	3,8	1,74	0,68	0,13	2,64	0,43	258,5	102	3,55	2,65	0,93
97-01-27 14:45	4,8	1,71	0,65	0,19	2,64	0,43	258,5	102	4,40	3,28	1,11
97-01-27 16:30	6,5	1,68	0,62	0,30	2,69	0,43	258,3	104	6,03	4,48	1,45
97-01-27 16:50	6,8	1,67	0,62	0,32	2,70	0,44	258,6	105	6,34	4,71	1,51
97-01-27 17:55	7,9	1,64	0,61	0,37	2,72	0,44	258,3	105	7,35	5,47	1,71
97-01-27 18:55	8,9	1,61	0,61	0,41	2,75	0,44	257,9	107	8,28	6,18	1,89
97-01-27 20:50	10,8	1,57	0,62	0,48	2,78	0,45	257,8	108	10,06	7,54	2,24
97-01-27 23:05	13,1	1,51	0,70	0,39	2,64	0,43	262,6	101	12,17	9,13	2,68
97-01-28 04:30	18,5	1,51	0,70	0,39	2,62	0,42	262,6	100	17,29	12,87	3,82
97-01-28 04:31	18,5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	17,29	12,88	3,82
97-01-28 08:34	22,6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	17,29	12,88	3,82
97-01-28 08:35	22,6	1,15	0,71	0,85	2,76	0,45	261,7	106	17,30	12,88	3,82
97-01-28 09:30	23,5	1,50	0,80	0,93	3,23	0,52	261,8	124	18,17	13,60	4,03
97-01-28 10:30	24,5	1,49	0,80	1,07	3,37	0,54	261,7	129	19,11	14,46	4,26
97-01-28 12:00	26,0	1,48	0,80	1,53	3,76	0,61	261,1	144	20,52	15,86	4,62
97-01-28 14:00	28,0	1,48	0,75	1,65	3,86	0,62	260,9	148	22,40	17,85	5,09
97-01-28 16:20	30,3	1,51	0,74	2,49	4,73	0,76	260,2	182	24,59	20,46	5,60
97-01-28 22:20	36,3	1,60	0,72	2,68	4,90	0,79	258,6	190	30,19	27,95	6,91
97-01-28 22:35	36,6	1,52	0,65	2,58	4,75	0,77	258,8	184	30,42	28,26	6,96
97-01-28 23:50	37,8	1,48	0,67	2,72	4,86	0,78	258,4	188	31,59	29,82	7,21
97-01-29 08:15	46,3	1,48	0,72	4,80	6,84	1,10	259,5	264	39,43	42,57	8,96
97-01-29 10:35	48,6	1,51	0,72	8,58	10,51	1,70	259,5	406	41,61	47,82	9,46
97-01-29 11:50	49,8	1,48	0,63	14,18	16,14	2,60	257,7	627	42,78	52,13	9,71
97-01-29 13:40	51,7	1,34	0,76	47,30	49,50	7,98	246,6	2011	44,44	67,30	10,09
97-01-29 14:15	52,3	1,25	0,86	49,60	51,80	8,35	246,5	2105	44,96	74,58	10,23

TABLEAU G.39 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUES DURANT L'ESSAI MP18

Essai : MP19
 Sol : #6
 Dates : 1997-03-17 au 20
 Milieux poreux : 2*Geot. 7,1 mm +1 PEHD
 Solution: HNO3 10 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,0 cm
 Pré-traitement : 1,0 mole H⁺/L A.N.

Anode
Sol #5
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 3
 m.p. 2
 m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	99,25	5,31	2800	220	92
5	96,22	3,49	610	650	-3
4	91,66	3,56	610	730	-10
3	86,08	3,65	740	720	16
2	84,91	3,60	860	860	15
1	87,52	3,62	1200	1000	27
m.p. 3	-	n/d	-	-	-
m.p. 2	-	10,0	-	-	-
m.p. 1	-	11,0	-	-	-

Conditions initiales : 99,25 5,31 2800 220 92
 Conditions finales : 89,28 3,58 800 790 12

Paramètre de transport (V*h/cm) : 16
 Paramètre de solubilisation (kC/L): 221,1
 Pourcentage d'extraction (%Zn) : 71
 Extraction eau interstitielle (%Zn) : 74
 Désorption (%Zn) : 96

TABLEAU G.40 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP19

Essai : MP19

Dates : 1997-03-17 au 20

Longueur (cm) : 5,0

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 310,5

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
97-03-17 16:30	0,0	2,85	1,35	1,33	5,43	0,88	252,2	216	n/a	n/a	n/a
97-03-17 16:40	0,2	2,71	1,36	0,72	4,70	0,76	251,0	188	0,15	0,21	0,07
97-03-17 16:55	0,4	2,61	1,32	0,40	4,26	0,69	250,8	170	0,38	0,49	0,17
97-03-17 17:10	0,7	2,58	1,27	0,28	4,13	0,67	251,5	164	0,60	0,76	0,26
97-03-17 19:20	2,8	1,50	1,11	0,09	2,72	0,44	251,6	108	2,56	2,62	1,03
97-03-17 21:15	4,7	1,51	1,08	0,13	2,72	0,44	251,6	108	4,30	3,94	1,66
97-03-18 08:15	15,8	1,45	0,95	0,28	2,66	0,43	251,7	106	14,27	11,38	4,99
97-03-18 09:05	16,6	1,48	0,93	0,23	2,64	0,43	251,8	105	15,02	11,94	5,23
97-03-18 09:35	17,1	1,42	0,91	0,16	2,57	0,41	251,7	102	15,47	12,27	5,36
97-03-18 11:30	19,0	1,41	0,91	0,37	2,69	0,43	251,7	107	17,21	13,53	5,88
97-03-18 13:25	20,9	1,40	0,86	0,36	2,64	0,43	251,4	105	18,95	14,82	6,39
97-03-18 15:10	22,7	1,36	0,84	0,39	2,67	0,43	251,5	106	20,53	15,99	6,84
97-03-18 21:20	28,8	1,39	0,78	0,26	2,74	0,44	251,9	109	26,12	20,19	8,33
97-03-19 08:15	39,8	1,58	0,61	0,55	2,75	0,44	251,9	109	36,02	27,73	10,59
97-03-19 10:00	41,5	1,43	0,62	0,80	2,92	0,47	252,3	116	37,61	28,99	10,91
97-03-19 11:45	43,3	1,41	0,64	0,54	2,57	0,41	252,0	102	39,20	30,20	11,24
97-03-19 13:50	45,3	1,40	0,60	0,61	2,61	0,42	251,8	104	41,08	31,56	11,63
97-03-19 15:30	47,0	1,37	0,64	0,64	2,66	0,43	251,7	106	42,60	32,66	11,94
97-03-19 16:50	48,3	1,41	0,61	0,71	2,73	0,44	251,7	109	43,80	33,57	12,18
97-03-19 22:10	53,7	1,24	0,54	2,24	4,19	0,68	251,0	167	48,63	38,20	13,10
97-03-20 08:15	63,8	1,46	0,42	2,70	4,50	0,73	251,5	179	57,75	49,21	14,54
97-03-20 12:15	67,7	1,81	0,41	3,21	5,42	0,87	250,9	216	61,37	54,20	15,04
97-03-20 14:20	69,8	1,62	0,35	3,64	5,53	0,89	250,9	221	63,25	57,06	15,28
97-03-20 20:30	76,0	1,72	0,34	48,10	50,40	8,13	236,2	2137	68,66	99,06	15,91

TABLEAU G.41 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP19

Essai : MP20

Sol : #6

Dates : 1998-05-13 à 19

Milieus poreux : 3*Geot. 7,1 mm +1 PEHD

Solution: HNO3 10 M

Section : 62,1 cm²

Epaisseur : 5,1 cm

Pré-traitement : 2,0 moles H⁺/L A.S.

Anode
Sol #5
.
.
Sol #1
Milieu poreux
Cathode

m.p. 4

m.p. 3

m.p. 2

m.p. 1

Identifi. sol	w%	pH	Zn sol (mg/kg)	Zn eau (mg/L)	% sorbé
initial	88,81	4,23	2800	1600	49
5	93,16	3,83	700	780	-4
4	90,71	3,72	620	670	2
3	90,48	3,63	690	630	17
2	90,32	3,79	640	630	11
1	89,95	3,89	630	630	10
m.p. 4	-	n.d.	-	-	-
m.p. 3	-	6,8	-	-	-
m.p. 2	-	7,9	-	-	-
m.p. 1	-	8,7	-	-	-

Conditions initiales : 88,81 4,23 2800 1600 49

Conditions finales : 90,92 3,77 660 670 8

Pourcentage d'extraction (%Zn) : 76

Extraction eau interstitielle (%Zn) : 78

Paramètre de transport (V*h/cm) : 23

Paramètre de solubilisation (kC/L): 414,5

Désorption (%Zn) : 96

TABLEAU G.42 : CARACTÉRISATION DU SOL AVANT ET APRÈS L'ESSAI MP20

Essai : MP20

Dates : 1998-05-13 à 19

Longueur (cm) : 5,1

Section (cm²) : 62,1Volume (cm³) : 316,7

Date et heures	temps (heures)	Catho.-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Anode (V)	Ano-Cath. (V)	A-C/I (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-05-13 14:25	0,0	0,07	2,14	3,38	5,61	0,98	256,0	239	n/a	n/a	n/a
98-05-13 15:00	0,6	0,01	1,85	3,03	4,89	0,86	254,9	209	0,54	0,78	0,35
98-05-13 16:20	1,9	0,00	1,58	2,73	4,29	0,75	255,9	183	1,76	2,35	1,03
98-05-13 16:45	2,3	0,00	1,48	2,51	3,92	0,69	256,6	166	2,15	2,78	1,22
98-05-13 20:45	6,3	0,00	0,90	2,28	3,16	0,55	250,2	138	5,80	6,37	2,64
98-05-14 08:30	18,1	0,15	0,66	1,90	2,71	0,48	249,5	118	16,36	14,99	5,38
98-05-14 11:40	21,2	0,18	0,61	1,82	2,60	0,46	249,4	114	19,21	17,09	5,98
98-05-14 13:40	23,3	0,18	0,57	1,82	2,56	0,45	249,6	112	21,00	18,37	6,33
98-05-14 16:40	26,3	0,22	0,51	1,79	2,51	0,44	250,0	109	23,70	20,27	6,81
98-05-14 19:20	28,9	0,24	0,52	1,73	2,50	0,44	249,9	109	26,10	21,94	7,22
98-05-14 22:40	32,3	0,24	0,54	1,71	2,50	0,44	250,0	109	29,10	24,03	7,75
98-05-15 09:30	43,1	0,37	0,55	1,67	2,59	0,45	250,9	112	36,87	30,93	9,51
98-05-15 14:55	48,5	0,50	0,54	1,63	2,68	0,47	250,9	116	43,76	34,51	10,39
98-05-15 18:00	51,6	0,55	0,51	1,63	2,70	0,47	254,9	115	46,57	36,61	10,88
98-05-15 21:50	55,4	0,48	0,55	1,67	2,72	0,48	255,6	116	50,09	39,26	11,48
98-05-16 09:00	66,6	0,75	0,58	1,56	2,89	0,51	255,4	123	60,36	47,26	13,37
98-05-16 09:50	67,4	0,02	0,00	61,90	62,30	10,93	10,0	67874	60,76	50,87	13,44
98-05-16 09:51	67,4	0,75	0,64	1,56	2,96	0,52	256,0	126	60,77	50,94	13,44
98-05-16 13:00	70,6	2,16	0,58	1,64	4,39	0,77	255,7	187	63,67	53,90	14,01
98-05-16 14:30	72,1	0,21	0,43	1,62	2,27	0,40	256,3	96	65,05	55,18	14,24
98-05-16 21:05	78,7	0,28	0,35	1,61	2,23	0,39	257,2	94	71,14	58,98	15,01
98-05-17 10:30	92,1	0,53	0,39	1,60	2,52	0,44	257,4	107	83,56	67,18	16,49
98-05-17 15:20	96,9	0,63	0,39	1,58	2,61	0,46	257,8	110	88,05	70,38	17,05
98-05-17 16:40	98,3	1,32	0,37	1,61	3,30	0,58	257,1	140	89,28	71,39	17,20
98-05-17 21:45	103,3	2,08	0,37	2,43	4,88	0,86	256,5	207	93,98	76,73	17,76
98-05-17 21:55	103,5	2,07	0,42	1,46	3,91	0,69	257,0	166	94,14	76,92	17,78
98-05-17 22:30	104,1	2,35	0,42	1,61	4,50	0,79	256,8	191	94,68	77,55	17,86
98-05-18 10:30	116,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	n/a	100,22	81,01	18,61
98-05-18 10:40	116,3	2,18	0,44	1,40	4,36	0,76	257,0	185	100,30	81,06	18,62
98-05-18 13:35	119,2	2,77	0,40	1,59	4,73	0,83	255,5	202	102,99	84,46	18,99
98-05-18 17:15	122,8	3,83	0,43	1,59	5,85	1,03	255,0	250	106,36	89,41	19,44
98-05-18 20:35	126,2	4,03	0,39	1,62	6,04	1,06	255,0	258	109,42	94,46	19,85
98-05-18 21:15	126,8	4,02	0,43	1,60	6,06	1,06	254,8	259	110,03	95,49	19,93
98-05-19 08:30	138,1	5,57	0,46	1,60	7,64	1,34	256,5	325	120,38	115,19	21,42
98-05-19 13:15	142,8	5,29	0,47	1,65	7,40	1,30	256,8	314	124,77	124,36	22,08
98-05-19 16:45	146,3	5,71	0,47	1,64	7,81	1,37	257,8	330	128,02	131,21	22,57
98-05-19 20:15	149,8	6,66	0,50	1,64	8,82	1,55	256,6	374	131,26	138,69	23,08

TABLEAU G.43 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP20

Essai : MP21

Sol : Kaolinite

Dates : 1998-03-25 au 26

Milieux poreux : 2 * Géot. 7,1 mm + 1 PEHD

Solution : HNO₃ 10 M

Section : 62,1 cm²

Epaisseur : 5,0 cm

Volume gaz observé (cm³) : 60

Date et heures	temps (heures)	Anode-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Catho (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-03-25 10:15	0,0	2,80	0,67	0,08	3,54	0,57	249,2	142	n/a	n/a	n/a
98-03-25 11:15	1,0	2,40	0,36	0,05	2,77	0,45	252,1	110	0,90	0,79	0,15
98-03-25 12:15	2,0	2,20	0,30	0,06	2,52	0,41	253,3	100	1,81	1,46	0,25
98-03-25 13:15	3,0	2,07	0,28	0,06	2,37	0,38	254,1	93	2,73	2,08	0,34
98-03-25 15:00	4,7	1,92	0,23	0,03	2,19	0,35	253,8	86	4,33	3,09	0,47
98-03-25 17:00	6,8	1,81	0,20	0,05	2,06	0,33	254,0	81	6,15	4,17	0,60
98-03-25 20:00	9,8	1,75	0,13	0,18	2,05	0,33	253,9	81	8,90	5,74	0,75
98-03-25 21:40	11,4	1,20	0,00	61,20	62,40	10,06	3,4	183825	9,67	12,65	0,78
98-03-26 08:30	22,2	41,30	0,02	21,10	62,40	10,06	1,4	446433	9,76	14,27	0,81

TABLEAU G.44 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP21

Essai : MP22
 Sol : Kaolinite
 Dates : 1998-03-31 au 04-01
 Milieux poreux : 2 * Géot. 7,1 mm + 1 PEHD
 Solution : HNO3 10 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,0 cm
 Volume gaz observé (cm³) : 60

Date et heures	temps (heures)	Anode-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Catho (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-03-31 09:45	0,0	1,48	0,11	0,14	1,75	0,28	251,2	70	n/a	n/a	n/a
98-03-31 10:45	1,0	1,62	0,10	0,10	1,83	0,30	255,6	72	0,91	0,45	0,03
98-03-31 11:35	1,8	1,60	0,10	0,07	1,76	0,28	255,4	69	1,68	0,84	0,06
98-03-31 13:30	3,8	1,59	0,09	0,05	1,74	0,28	256,4	68	3,44	1,69	0,11
98-03-31 14:40	4,9	1,58	0,10	0,04	1,72	0,28	255,7	67	4,52	2,21	0,14
98-03-31 17:20	7,6	1,57	0,08	0,07	1,73	0,28	257,0	67	6,98	3,39	0,22
98-03-31 21:30	11,8	1,31	0,07	0,16	1,54	0,25	258,7	60	10,85	5,15	0,31
98-03-31 22:20	12,6	1,46	0,06	0,20	1,72	0,28	259,3	66	11,63	5,50	0,32
98-04-01 08:20	22,6	0,21	0,00	62,10	62,30	10,05	0,3	1835308	16,30	47,05	0,41

TABLEAU G.45 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP22

Essai : MP23
 Sol : Kaolinite
 Dates : 1998-04-02
 Milieux poreux : 2 * Géot. 7,1 mm + 1 PEHD
 Solution : HCl 10 M
 Section : 62,1 cm²
 Epaisseur : 5,0 cm
 Volume gaz observé (cm³) : 9,3

Date et heures	temps (heures)	Anode-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Catho (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-04-02 09:00	0,0	1,41	0,21	0,43	2,05	0,33	250,7	82	n/a	n/a	n/a
98-04-02 09:05	0,1	1,41	0,21	0,62	2,21	0,36	250,0	89	0,08	0,04	0,01
98-04-02 09:06	0,1	1,06	0,05	61,30	62,40	10,06	4,0	154705	0,08	0,11	0,01

TABLEAU G.46 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP23

Essai : MP24

Sol : Kaolinite

Dates : 1998-04-06

Milieux poreux : 2 * Géot. 7,1 mm + 1 PEHD

Solution : H2SO4 10 M

Section : 62,1 cm²

Epaisseur : 5,0 cm

Volume gaz observé (cm³) : 70,2

Date et heures	temps (heures)	Anode-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Catho (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-04-06 14:30	0,0	1,55	0,06	0,70	2,48	0,40	249,8	99	n/a	n/a	n/a
98-04-06 14:37	0,1	1,60	0,03	0,93	2,47	0,40	249,5	99	0,10	0,07	0,00
98-04-06 14:40	0,2	1,62	0,00	0,98	2,60	0,42	249,6	104	0,15	0,10	0,00
98-04-06 14:45	0,3	1,63	0,17	0,91	2,71	0,44	249,1	109	0,22	0,16	0,00
98-04-06 14:50	0,3	1,63	0,42	0,80	2,85	0,46	248,9	115	0,30	0,22	0,01
98-04-06 14:55	0,4	1,62	0,61	0,80	3,03	0,49	248,8	122	0,37	0,28	0,02
98-04-06 15:00	0,5	1,63	0,82	0,78	3,20	0,52	248,7	129	0,45	0,34	0,04
98-04-06 15:05	0,6	1,63	1,36	0,76	3,69	0,60	248,9	148	0,52	0,41	0,07
98-04-06 15:08	0,6	1,59	59,70	0,70	62,10	10,02	62,0	10032	0,55	0,67	0,52
98-04-06 15:10	0,7	1,50	60,20	0,40	62,40	10,06	61,4	10179	0,5586	0,80	1,12
98-04-06 15:12	0,7	1,47	60,30	0,40	62,40	10,06	1,4	446433	0,5624	0,86	1,72
98-04-06 15:15	0,8	1,35	61,10	0,34	62,40	10,06	1,4	446433	0,5626	0,87	2,63

TABLEAU G.47 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP24

Essai : MP25

Sol : Kaolinite

Dates : 1998-04-13 au 15

Milieux poreux : 2 * Géot. 7,1 mm + 1 PEHD

Solution : HCl 10 M

Section : 62,1 cm²

Épaisseur : 5,0 cm

Évacuation du gaz par un tube

Date et heures	temps (heures)	Anode-V1 (V)	V1-V2 (V)	V2-Catho (V)	Ano-Cath. (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (mA)	Résis Ohm*cm	Charge kC	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-04-13 10:55	0,0	1,52	0,21	0,34	2,07	0,33	251,3	83	n/a	n/a	n/a
98-04-13 11:10	0,3	1,37	0,22	0,39	2,00	0,32	250,8	80	0,23	0,13	0,02
98-04-13 12:00	1,1	1,36	0,36	0,31	2,03	0,33	249,4	82	0,98	0,55	0,09
98-04-13 13:30	2,6	1,65	0,33	0,37	2,34	0,38	252,9	93	2,33	1,37	0,24
98-04-13 14:40	3,8	1,83	0,37	0,34	2,54	0,41	252,7	101	3,39	2,09	0,36
98-04-13 16:45	5,8	1,70	0,35	0,41	2,46	0,40	253,4	97	5,29	3,41	0,59
98-04-13 19:15	8,3	1,72	0,35	0,44	2,51	0,40	253,4	99	7,57	4,98	0,85
98-04-13 21:45	10,8	1,73	0,34	0,48	2,55	0,41	253,6	101	9,85	6,59	1,11
98-04-14 08:30	21,6	1,72	0,32	0,49	2,53	0,41	253,8	100	19,67	13,51	2,17
98-04-14 13:30	26,6	1,76	0,31	0,49	2,56	0,41	253,9	101	24,24	16,74	2,64
98-04-14 16:15	29,3	1,78	0,30	0,46	2,55	0,41	253,3	101	26,75	18,53	2,89
98-04-14 20:50	33,9	1,85	0,31	0,42	2,58	0,42	253,9	102	30,94	21,51	3,30
98-04-15 08:30	45,6	1,56	0,31	0,44	2,31	0,37	253,6	91	41,59	28,75	4,38
98-04-15 14:15	51,3	2,00	0,29	0,49	2,77	0,45	253,7	109	46,84	32,45	4,90
98-04-15 20:25	57,5	1,73	0,28	0,49	2,51	0,40	252,6	100	52,46	36,57	5,42
98-04-16 08:30	69,6	2,70	0,27	0,45	3,40	0,55	252,0	135	63,44	45,58	6,41
98-04-16 16:50	77,9	3,50	0,29	0,47	3,90	0,63	252,3	155	71,00	53,25	7,11
98-04-16 22:20	83,4	1,37	0,26	0,47	2,11	0,34	253,8	83	76,01	57,43	7,56
98-04-17 08:10	93,3	1,89	0,27	0,50	2,66	0,43	255,7	104	85,03	63,41	8,34
98-04-17 16:50	101,9	1,85	0,26	0,51	2,62	0,42	255,7	103	93,01	69,26	9,03
98-04-18 11:15	120,3	1,89	0,18	0,62	2,69	0,43	250,6	108	109,79	81,63	10,24
98-04-18 16:00	125,1	1,93	0,17	0,63	2,71	0,44	251,0	108	114,08	84,85	10,48

TABLEAU G.48 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI MP25

Essai : GS1
 Sol : Kaolinite
 Dates : 1998-05-14 au 16
 Milieux poreux : 2 * Géot. 7,1 mm
 Solution : HCl 4,00 M
 Section : 900 cm²
 Epaisseur : 3,0 cm
 Évacuation du gaz par cinq tubes

Note : voir fig. 3.7

Date et heures	temps (heures)	Anode-V3 (V)	V3-V2 (V)	V2-V1 (V)	V1-C (V)	A-C (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (A)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-05-14 13:55	0,0	2,04	0,42	-0,14	0,28	2,60	0,74	3,10	216	n/a	n/a	n/a
98-05-14 14:10	0,3	2,86	0,09	0,00	0,22	3,17	0,91	3,05	267	2,77	2,22	0,21
98-05-14 14:40	0,8	2,68	0,08	-0,01	0,17	2,92	0,83	3,04	247	8,25	6,85	0,64
98-05-14 15:30	1,6	2,58	0,06	-0,01	0,20	2,83	0,81	3,04	239	17,37	14,14	1,33
98-05-14 16:35	2,7	2,55	0,07	-0,05	0,23	2,80	0,80	3,03	238	29,20	23,39	2,20
98-05-14 19:45	5,8	2,42	0,06	-0,06	0,27	2,69	0,77	3,03	228	63,75	49,73	4,68
98-05-14 22:40	8,8	2,32	0,03	-0,08	0,37	2,64	0,75	3,04	223	95,61	73,32	6,90
98-05-15 09:40	19,8	2,49	0,11	-0,19	0,49	2,90	0,83	3,04	245	216,00	165,95	15,61
98-05-15 13:45	23,8	2,42	0,35	-0,22	0,50	3,05	0,87	3,04	258	260,69	202,88	19,08
98-05-15 18:00	28,1	2,42	0,09	-0,18	0,52	2,85	0,81	3,03	242	307,12	240,93	22,66
98-05-15 21:45	31,8	2,66	0,15	-0,24	0,57	3,14	0,90	3,04	266	348,09	275,02	25,87
98-05-16 09:55	44,0	2,79	-0,03	-0,29	0,72	3,19	0,91	3,04	270	481,25	392,08	36,87
98-05-16 12:55	47,0	4,96	0,11	-0,30	0,69	5,46	1,56	3,04	462	514,08	431,53	40,58
98-05-16 14:25	48,5	10,34	0,07	-0,30	0,65	10,76	3,07	3,04	910	530,49	468,51	44,05

TABLEAU G.49 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI GS1

Essai : GS2

Sol : Kaolinite

Dates : 1998-05-19 au 21

Milieux poreux : 2 * Géot. 7,1 mm

Solution : HCl 4,50 M

Section : 900 cm²

Épaisseur : 3,0 cm

Évacuation du gaz par la cathode perforée

Note : voir fig. 3.7

Date et heures	temps (heures)	Anode-V3 (V)	V3-V2 (V)	V2-V1 (V)	V1-C (V)	A-C (V)	A-C./l (V/cm)	Courant (A)	Résis Ohm*cm	Charge (kC)	Energie (W*h)	T (V*h/cm)
98-05-19 11:10	0,0	2,12	0,05	-0,03	0,11	2,25	0,64	3,06	189	n/a	n/a	n/a
98-05-19 11:30	0,3	2,44	0,02	-0,02	0,14	2,58	0,74	3,05	218	3,67	2,46	0,23
98-05-19 13:15	2,1	2,26	-0,03	0,00	0,14	2,37	0,68	3,04	200	22,85	15,65	1,47
98-05-19 16:45	5,6	2,65	-0,04	-0,01	0,16	2,76	0,79	3,04	233	61,15	42,94	4,03
98-05-19 20:00	8,8	2,65	-0,06	-0,01	0,18	2,76	0,79	3,03	234	96,66	70,16	6,60
98-05-20 08:30	21,3	5,17	-0,01	0,06	0,15	5,37	1,53	3,03	456	233,01	224,13	21,11
98-05-20 09:30	22,3	2,25	-0,04	-0,01	0,18	2,38	0,68	3,03	202	243,92	235,87	22,22
98-05-20 16:30	29,3	4,51	-0,13	0,18	0,08	4,64	1,33	3,03	394	320,28	310,31	29,24
98-05-20 21:30	34,3	3,08	-0,19	0,05	0,29	3,23	0,92	3,03	274	374,82	369,93	34,86
98-05-21 08:30	45,3	10,10	-0,06	-0,37	1,23	10,90	3,11	3,04	922	495,00	605,79	57,07
98-05-21 11:10	48,0	15,09	-0,46	-0,40	1,66	15,89	4,54	3,03	1349	524,14	714,20	67,27

TABLEAU G.50 : ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES ÉLECTRIQUE DURANT L'ESSAI GS2

ANNEXE H

PRÉSENTATION DU MODÈLE NUMÉRIQUE MiDi (FORTRAN)

Modélisation de la décontamination des sols par électrocinétique

Définition des variables et unités utilisées :

I : variable de boucle	Cs(.) : Concentration dans le sol (mole/cm ³)
J : variable de boucle	Cbs(.) : Variable buffer de Cs
K : variable de boucle	Cra(.) : Concentration réservoir anode (mole/cm ³)
T : compteur du nombre de boucles de temps	Cbrc(.) : Variable buffer de Cra
Zs() : signe de la charge des ions	Crc(.) : Concentration réservoir cathode (mole/cm ³)
Zv() : valeur de la charge des ions	Cbrc(.) : Variable buffer de Crc
Nr : Nombre de tranche réservoir	Fms(.) : Flux migration sol (mole/s)
Ns : Nombre de tranche de sol	Fmra(.) : Flux migration réservoir anode (mole/s)
Lts : Longueur totale du sol (cm)	Fmrc(.) : Flux migration réservoir cathode (mole/s)
Ltr : Longueur totale des réservoirs (cm)	Gds(.) : Gradient de diffusion dans le sol (mole/cm)
Ls : Longueur d'un compartiment de sol (cm)	Gdra(.) : Gradient de diff. rés. anode (mole/cm)
Lr : Longueur d'un compartiment de réservoir (cm)	Gdrc(.) : Gradient de diff. rés. cathode (mole/cm)
Vs : Volume d'un compartiment de sol (cm ³)	Gdrcs() : Gradient diff. rés. cath. – sol (mole/cm)
Vr : Volume d'un compartiment de réservoir (cm ³)	Gdras() : Gradient diff. rés. anode – sol (mole/cm)
Tas : Saturation volumétrique	Fds(.) : Flux de diffusion dans le sol (mole/s)
Tus : Tortuosité du sol	Fdra(.) : Flux de diffusion réservoir anode (mole/s)
F : Constante de Faraday (96500 C/mole)	Fdrc(.) : Flux de diffusion rés. cathode (mole/s)
U() : Mobilité électrique (cm ² /V×s)	Fts(.) : Flux total dans sol (mole/s)
D() : coefficients de diffusion	Fta(.) : Flux total réservoir anode (mole/s)
TH : durée de la simulation (h)	Ftc(.) : Flux total réservoir cathode (mole/s)
TT : nombre total de boucle pour la simulation	Fd() : Flux par débit de circulation (mole/s)
Td : Nombre de boucle de diffusion	Pc() : Pourcentage de plomb circulé
B : variable pour le temps de diffusion	Pct : Pourcentage total de plomb circulé
Z : variable pour le temps de diffusion	Pcb : Variable buffer de Pct
Dt : Pas de temps (s)	Ppt : Pourcentage total de plomb plaqué
Caa : Courant appliqué au sol (C/s)	Cte : Variable buffer pour ppt
Ca : Courant demandé (C/s)	Cens() : Électroneutralité dans le sol (charge ions)
Deb : Débit de l'acide de contrôle (cm ³ /s)	Censb() : Variable buffer de Cens
Meq : Sorption compartiment sol (charge ionique)	Cena() : Électroneutralité anode (charge ions)
Sos() : Conductivité solution sol (mole/(cm×V×s))	Cenab() : Variable buffer de Cena
Sora() : Conductivité rés. anode (mole/(cm×V×s))	Cenc() : Électroneutralité cathode (charge ions)
Sorc() : Conductivité rés. cathode (mole/(cm×V×s))	Cencb() : Variable buffer de Cenc
Sosb : Variable buffer de sos	Pp : Quantité ionique de plomb sorbé (charge ions)
Sorb : Variable buffer de sora et sorc	Ph : Quantité ionique d'ions H ⁺ sorbé (charge ions)
Add : Variable buffer de sorb	Fichier, fich, fic : Fichiers d'écriture sur le disque

Indices liés aux variables

Cs(1,1) : réservoir #1, Pb²⁺
 Cs(2,2) : réservoir #2, NO₃⁻
 Cs(3,3) : réservoir #3, H⁺
 Cs(4,4) : réservoir #4, A⁻
 Cs(5,5) : réservoir #5, A⁺
 Cs(6,6) : réservoir #6, Pb²⁺ sorbé
 Cs(7,7) : réservoir #7, H⁺ sorbé
 Cs(8,*0) : réservoir #8, A⁺ sorbé

Modèle MiDi:

```
*calcul de diffusion et migration dans le sol
*definition des variables
*Le modèle évolue de la cathode vers l'anode
  implicit none
  integer Nr,Ns,I,T,J,k,zs(5),zv(5)
  real*8 Vr,Vs,dt,TH,TT,Cra(100,5),Cs(500,8),Ls,Lr,D(5),B,Z,ltr
  real*8 Gds(500,5),Fds(500,5),Fdra(100,5),lts,Crc(100,5),sorc(100)
  real*8 tas,tus,Gdra(100,5),Cbs(500,8),Cbra(100,5),f,u(5),caa
  real*8 Ca,fmra(100,5),fms(500,5),add,sora(100),fdrc(100,5)
  real*8 sorb,sosb,sos(500),pp,ph,meq,cte,Cbrc(100,5),fmrc(100,5)
  real*8 gdracs(5),gdras(5),fd(5),deb,ppt,ftc(100,5),pc(5),td
  real*8 cenc(100),cencb(100),cena(100),cenab(100),cens(500),aire
  real*8 gdrc(100,5),fts(500,5),fta(100,5),censb(500),pct,pcb
  character Fichier*30,fich*30,fic*30
*Questions
  ltr=2.5
  Lts=16.5
  Nr=16
  write (6,*) 'Nombre de tranche de sol?'
  read (5,*) Ns
  write (6,*) 'Pas d integration (seconde)?'
  read (5,*) dt
  write (6,*) 'Durée de la simulation (heures)?'
  read (5,*) TH
  write (6,*) 'Courant(A)?'
  read (5,*) Caa
  write(6,*) 'Nom du 1er fichiers des resultats?'
  read(5,1000) Fichier
  write(6,*) 'Nom du 2ieme fichier des resultats?'
  read(5,1000) fich
  write(6,*) 'Nom du 3ieme fichier des resultats?'
  read(5,1000) fic
  open (unit=1,File=Fichier)
  open (unit=2,file=fich)
  open (unit=3,file=fic)
*mise a zero
  ppt=0
  pcb=0
  pct=0
  deb=7.777777777778e-3
  aire=60.6
*constante de faraday
  f=96500
*valeur et signe de la charge des ions
  zv(1)=2
  zv(2)=1
  zv(3)=1
  zv(4)=1
  zv(5)=1
  zs(1)=1
  zs(2)=-1
  zs(3)=1
  zs(4)=-1
  zs(5)=1
```

```

pc(1)=0
pc(2)=0
pc(3)=0
pc(4)=0.5
pc(5)=0.5
*Coefficient de migration
u(1)=72
u(2)=72
u(3)=350
u(4)=72
u(5)=72
t=0
*coefficient de diffusion
D(1)=09.5e-6
D(2)=19.0e-6
D(3)=93.1e-6
D(4)=15.0e-6
D(5)=15.0e-6
b=Th*180/dt
z=b
*saturation volumétrique et tortuosité du sol
tas=0.34
tus=0.65
td=0900/dt
b=z+td
TT=TH*3600/dt+td
*volume des tranches de sol (humide) et des réservoirs
Vr=aire*ltr/Nr
Vs=aire*lts*tas/Ns
*concentration initiale réservoir cathode & anode
do I=1,Nr
Crc(I,1)=0.0
Crc(I,2)=1.0e-3
Crc(I,3)=1.0e-3
Crc(I,4)=1.0e-6
Crc(I,5)=1.0e-6
Cra(I,1)=0.0
Cra(I,2)=1.0e-6
Cra(I,3)=1.0e-6
Cra(I,4)=1.0e-6
Cra(I,5)=1.0e-6
Enddo
*concentration initiale dans le sol
do I=1,Ns
cs(I,1)=3.6680e-6
cs(I,3)=1.6000e-7
Cs(I,2)=2*Cs(I,1)+cs(I,3)
Cs(I,4)=2.7000e-5
Cs(I,5)=2.7000e-5
Cs(I,6)=1.4091e-4
Cs(I,7)=2.3350e-6
Cs(I,8)=3.5924e-4
enddo
k=5
c Calculs meq par tranche de sol
meq=2*cs(1,6)+cs(1,7)+cs(1,8)
*début des calculs

```

```

*longueur des tranches de sol et de milieux poreux
  ls=lts/Ns
  lr=ltr/Nr
  while(T.LE.TT)do
    T=T+1
    if(t.lt.td)then
      ca=0.000001
    else
      ca=caa
    endif
*force ionique des solutions
*réservoirs cathode
  do I=1,Nr
    sorb=0
    do J=1,k
      add=crc(I,J)*zv(J)*u(J)
      sorc(I)=sorb+add
      sorb=sorc(I)
    enddo
  enddo
*réservoirs anode
  do I=1,Nr
    sorb=0
    do J=1,k
      add=cra(I,J)*zv(J)*u(J)
      sora(I)=sorb+add
      sorb=sora(I)
    enddo
  enddo
*flux par migration
*réservoir cathode & anode
  do I=1,Nr
    do J=1,k
      Cbrc(I,J)=Crc(I,J)
      Cbra(I,J)=Cra(I,J)
      Fmrc(I,J)=crc(I,J)*u(J)/sorc(I)*Ca/F
      fmra(I,J)=cra(I,J)*u(J)/sora(I)*Ca/F
    enddo
  enddo
*Gradient de diffusion
*réservoir cathode & anode
  do I=1,Nr-1
    do J=1,k
      Gdrc(I,J)=(Crc(I,J)-Crc(I+1,J))/lr
      Gdra(I,J)=(Cra(I,J)-Cra(I+1,J))/lr
    enddo
  enddo
*Flux de diffusion
*réservoir cathode & anode juste pour 1
  do J=1,k
    Fdrc(1,J)=-D(j)*Gdrc(1,J)*aire
    Fdra(Nr,J)=D(j)*Gdra(Nr-1,J)*aire
  Enddo
*Gradient concentration entre sol et réservoirs
* sol cathode & anode
  do J=1,k
    Gdrcs(J)=2*(Crc(Nr,J)-Cs(1,J))/(ls+lr)

```



```

      Gdras(J)=2*(Cs(Ns,J)-Cra(1,J))/(ls+lr)
    enddo
*Force ionique solution
*Sol
  do I=1,Ns
    sosb=0
    do J=1,k
      add=cs(I,J)*zv(J)*u(J)
      sos(I)=sosb+add
      sosb=sos(I)
    enddo
  enddo
*Flux par migration
*Sol
  do I=1,Ns
    do J=1,k
      Cbs(I,J)=Cs(I,J)
      fms(I,J)=cs(I,J)*u(J)/sos(I)*Ca/F
    enddo
  enddo
*Gradient de concentration
*Sol
  do I=1,Ns-1
    do J=1,k
      Gds(I,J)=(Cs(I,J)-Cs(I+1,J))/ls
    enddo
  enddo
*flux totaux
*réaction cathode
*pourcentage de plomb & de H+ p/r au courant
*B5
  pp=crc(1,1)*Vr*2/Ca*f/dt*0.0010
  cte=ppt
  ppt=cte+pp*Ca/f/2*dt
*1ere tranche du reservoir cathode (Pb, H, OH)
  do I=1,k
    fd(I)=deb*crc(1,I)
  enddo
  pct=pcb+deb*crc(1,1)*dt
  pcb=pct
*1er reservoir cathode
  ftc(1,1)=(Fdrc(1,1)+fmrc(2,1)-pp*ca/f/2-fd(1))*dt/Vr
  ftc(1,2)=(Fdrc(1,2)-fmrc(1,2)-fd(2)+deb*1e-3)*dt/Vr
  ftc(1,3)=(Fdrc(1,3)+fmrc(2,3)-(1-pp)*ca/f-fd(3)+deb*1e-3)*dt/Vr
  ftc(1,4)=(Fdrc(1,4)-fmrc(1,4)-fd(4))*dt/Vr
  ftc(1,5)=(Fdrc(1,5)+fmrc(2,5)-fd(5))*dt/Vr
* réservoir cathode
  do I=2,Nr-1
    do J=1,k
      Fdrc(I,J)=(D(J)*aire)*(Gdrc(I-1,J)-Gdrc(I,J))
      ftc(I,J)=(Fdrc(I,J)-fmrc(I,J)+fmrc(I+zs(J),J))*dt/Vr
    enddo
  enddo
  do J=1,k
    Fdrc(Nr,J)=D(J)*aire*Gdrc(Nr-1,J)-D(J)*aire*(1+tus*tas)/2
  2*Gdrcs(J)
    Fds(1,J)=D(J)*aire*(1+tus*tas)/2*Gdrcs(J)-D(J)*aire*tas*tus*

```

```

2Gds(1,J)
Enddo
*dernier reservoir cathode
ftc(Nr,1)=(Fdrc(Nr,1)-fmrc(Nr,1)+fms(1,1))*dt/Vr
ftc(Nr,2)=(Fdrc(Nr,2)-fmrc(nr,2)+fmrc(Nr+zs(2),2))*dt/Vr
ftc(Nr,3)=(Fdrc(nr,3)-fmrc(Nr,3)+fms(1,3))*dt/Vr
ftc(Nr,4)=(Fdrc(Nr,4)-fmrc(Nr,4)+fmrc(Nr+zs(4),4))*dt/Vr
ftc(Nr,5)=(Fdrc(Nr,5)-fmrc(Nr,5)+fms(1,5))*dt/Vr
*premiere tranche de sol
fts(1,1)=(fds(1,1)-fms(1,1)+fms(2,1))*dt/vs
fts(1,2)=(Fds(1,2)-fms(1,2)+fmrc(Nr,2))*dt/vs
fts(1,3)=(fds(1,3)-fms(1,3)+fms(2,3))*dt/Vs
fts(1,4)=(fds(1,4)-fms(1,4)+fmrc(Nr,4))*dt/vs
fts(1,5)=(fds(1,5)-fms(1,5)+fms(2,5))*dt/Vs
*toutes les autres tranche de sol
do I=2,Ns-1
do J=1,k
Fds(I,J)=(D(J)*tus*tas*aire)*(Gds(I-1,J)-Gds(I,J))
fts(I,J)=(fds(I,J)-fms(I,J)+fms(I+zs(J),J))*dt/Vs
enddo
enddo
*limite sol reservoir anode
do J=1,k
Fdra(1,J)=D(J)*aire*(1+tus*tas)/2*Gdras(J)-D(J)*aire*Gdra(1,J)
Fds(Ns,J)=D(J)*aire*tus*tas*Gds(Ns-1,J)-D(J)*aire*(1+tus*tas)/2
2*Gdras(J)
Enddo
*derniere tranche de sol
fts(Ns,1)=(Fds(Ns,1)-fms(Ns,1)+fmra(1,1))*dt/vs
fts(Ns,2)=(Fds(Ns,2)-fms(Ns,2)+fms(Ns-1,2))*dt/Vs
fts(Ns,3)=(Fds(Ns,3)-fms(Ns,3)+fmra(1,3))*dt/Vs
fts(Ns,4)=(Fds(Ns,4)-fms(Ns,4)+fms(Ns-1,4))*dt/Vs
fts(Ns,5)=(Fds(Ns,5)-fms(ns,5)+fmra(1,5))*dt/Vs
*concentration premier reservoir anode
fta(1,1)=(fdra(1,1)-fmra(1,1)+fmra(2,1))*dt/Vr
fta(1,2)=(fdra(1,2)-fmra(1,2)+fms(Ns,2))*dt/vr
fta(1,3)=(fdra(1,3)-fmra(1,3)+fmra(2,3))*dt/vr
fta(1,4)=(fdra(1,4)-fmra(1,4)+fms(Ns,4))*dt/vr
fta(1,5)=(fdra(1,5)-fmra(1,5)+fmra(2,5))*dt/Vr
*Calcul du flux et des concentrations reservoir anode
do I=2,Nr-1
do J=1,k
Fdra(I,J)=(D(J)*aire)*(Gdra(I-1,J)-Gdra(I,J))
fta(I,J)=(fdra(I,J)-fmra(I,J)+fmra(I+zs(J),J))*dt/Vr
enddo
enddo
*calcul des nouvelles concentrations en fonction des condition
*deriere tranche du reservoir anode (Cl, H)
fta(Nr,1)=(Fdra(Nr,1)-fmra(Nr,1))*dt/Vr
fta(Nr,2)=(fdra(Nr,2)+fmra(Nr-1,2))*dt/Vr
fta(Nr,3)=(Fdra(Nr,3)-fmra(Nr,3)+ca/f)*dt/Vr
fta(Nr,4)=(Fdra(Nr,4)+fmra(Nr-1,4))*dt/Vr
fta(Nr,5)=(Fdra(Nr,5)-fmra(Nr,5))*dt/Vr
*calcul des corrections pour respecter electroneutralite
*reservoir anode et cathode
do I=1,Nr
cencb(I)=0

```

```

cenab(I)=0
do J=1,k
  cenc(I)=cencb(I)+ftc(I,J)*zv(J)*zs(J)
  cena(I)=cenab(I)+fta(I,J)*zv(J)*zs(J)
  cencb(I)=cenc(I)
  cenab(I)=cena(I)
enddo
enddo
cenc(1)=0
cena(Nr)=0
do I=1,Ns
  censb(I)=0
  do J=1,k
    cens(I)=censb(I)+fts(I,J)*zv(J)*zs(J)
    censb(I)=cens(I)
  enddo
enddo
*calcul des nouvelles concentrations en fonction des condition
*Calcul du flux et des concentrations réservoir cathode
do I=1,Nr
  do J=1,5
    Crc(I,J)=Cbrc(I,J)+ftc(I,J)-pc(J)*cenc(I)*zs(J)
  enddo
enddo
*toutes les autres tranche de sol
do I=1,Ns
  do J=1,5
    Cs(I,J)=Cbs(I,J)+fts(I,J)-pc(J)*cens(I)*zs(J)
  enddo
enddo
*Calcul du flux et des concentrations réservoir anode
do I=1,Nr
  do J=1,5
    Cra(I,J)=Cbra(I,J)+fta(I,J)-pc(J)*cena(I)*zs(J)
  enddo
enddo
C Calcul equilibre e.p sorption sur le sol
do I=1,Ns
  ph=1.00000*(cs(I,7)+vs*cs(I,3))**(1.0200)
  pp=0.14822000*(cs(I,6)+vs*cs(I,1))**(0.715)
  if(ph.ge.meq) then
    cbs(I,7)=meq
    cbs(I,6)=0
    cbs(I,8)=0
  else
    cbs(I,7)=ph
    if(ph+pp.ge.meq) then
      cbs(I,6)=(meq-ph)/2
      cbs(I,8)=0
    else
      cbs(I,6)=pp/2
      cbs(I,8)=meq-ph-pp
    endif
  endif
enddo
cbs(I,1)=cs(I,1)-(cbs(I,6)-cs(I,6))/vs
cbs(I,3)=cs(I,3)-(cbs(I,7)-cs(I,7))/vs
cbs(I,5)=cs(I,5)-(cbs(I,8)-cs(I,8))/vs

```

```

cs(I,7)=cbs(I,7)
cs(I,8)=cbs(I,8)
cs(I,6)=cbs(I,6)
cs(I,3)=cbs(I,3)
cs(I,1)=cbs(I,1)
cs(I,5)=cbs(I,5)
enddo

* impression ecriture sur disque
if(t.ge.b)then
  b=b+z
  write(6,*)'Concentration a T=',(float(t)-td)*dt/3600
  write(6,*)'reservoir cathode'
  do I=1,Nr
    write(6,1003) I,Crc(I,1),Crc(I,2),Crc(I,3)
    write(6,1002) I,Crc(I,4),Crc(I,5)
  enddo
  do I=1,Ns
    write(6,1003) I,Cs(I,1),Cs(I,2),Cs(I,3)
    write(6,1003) I,Cs(I,4),Cs(I,5),Cs(I,6)
    write(6,1002) I,Cs(I,7),Cs(I,8)
  enddo
  do I=1,Nr
    write(6,1003) I,Cra(I,1),Cra(I,2),Cra(I,3)
    write(6,1002) I,Cra(I,4),Cra(I,5)
  enddo
  write(1,*)'Concentration a T=',(float(t)-td)*dt/3600
  write(1,*)'Milieu poreux'
  write(2,*)'Concentration a T=',(float(t)-td)*dt/3600
  write(2,*)'Milieu poreux'
  write(3,*)'Concentration a T=',(float(t)-td)*dt/3600
  write(3,*)'Milieu poreux',pct,ppt
  do I=1,Nr
    write(1,1003) I,Crc(I,1),Crc(I,2),Crc(I,3)
    write(2,1002) I,Crc(I,4),Crc(I,5)
    write(3,1001) I
  enddo
  do I=1,Ns
    write(1,1003) I,Cs(I,1),Cs(I,2),Cs(I,3)
    write(2,1003) I,Cs(I,4),Cs(I,5),Cs(I,6)
    write(3,1002) I,Cs(I,7),Cs(I,8)
  enddo
  do I=1,Nr
    write(1,1003) I,Cra(I,1),Cra(I,2),Cra(I,3)
    write(2,1002) I,Cra(I,4),Cra(I,5)
    write(3,1001) I
  enddo
endif
write(6,*) (T-td)*dt/36/th,pct,ppt
endwhile
stop
format(LA30)
1001 format(I3)
1002 format(I3,3x,E10.4,3x,E10.4)
1003 format(I3,3x,E10.4,3x,E10.4,3x,E10.4)
end

```

BIBLIOGRAPHIE

- ACAR, Y. B, ALSHAWABKEH, A. N, (1996), *Electrokinetic Remediation I: Pilot-Scale Tests with Lead-Spiked Kaolinite*, Journal of Geotechnical engineering (ASCE), vol 122, no 3, pp. 183-195.
- 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*, Geotechnique, vol 44, no 2, pp. 239-254.
- ACAR, Y.B, ALSHAWABKEH, A.N, GALE, R.J, (1993), *Fundamentals of extracting species from soils by electrokinetics*, Waste Management, vol 13, no 2, pp. 141-151.
- ACAR, Y. B, GALE, R. J, PUTNAM, G. A, HAMED, J, WONG, R. L, (1990) *Electrochemical processing of soils: theory of pH gradient development by diffusion, migration, and linear convection*, Journal of Environmental Science and Health, vol. 25, no. 6., pp. 187-714.
- ADAMSON, (1986), *A textbook of physical chemistry*, New York, É.U., 3^e édition, Academic Press College, 972 p.
- AGRICULTURE CANADA, (1984), Direction générale de la recherche, *Analytical methods manual*, Ottawa, Land Resource Research Institute, Sheldrick B. H., 49 p.
- ALLISON, F. E, (1973), *Soil organic matter and its role in crop production*, Elsevier, New York, NY, 637 p.
- ALSHAWABKEH, A. N, ACAR, Y. B, (1996), *Electrokinetic Remediation II: Theoretical Model*, Journal of Geotechnical engineering (ASCE), vol 122, no 3, pp. 186-196.
- ALSHAWABKEH, A.N, ACAR, Y.B, (1992), *Removal of contaminants from soils by electrokinetics: a theoretical treatise*, Journal of Environmental Science and Health, Part A, vol 27, no 7, pp. 1835-1861.
- APHA, AWWA, WEF. (1992), *Standard methods for the examination of water and wastewater*, American Public Health Association, Washington, D.C., 18th edition, pagination multiple.
- BARD, A.J, FAULKNER, L.R, (1983), *Electrochemical methods: Fundamentals and applications*, John Wiley & Sons Inc., New York, N-Y, 718 p.
- BEAULIEU J. F. J, (1995), *Contrôle des pH dans la décontamination des sols par électrocinétique*, Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, 235 p.
- BEAR, F. E., (1964), *Chemistry of the soil*, Reinhold, New York, N. Y., 515 p.
- BEAUREGARD, C, (1996), *Impact des carbonates, du chrome, et du changement d'échelle sur la décontamination des sols par électrocinétique*, Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, 253 p.

- BERKLEY, N.P. (1993), *Project Summary: Pilot Study on Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and Groundwater vol. 1 and 2*, EPA Research and Development, Cincinnati, Septembre, 3 p.
- BOHN, H. L, McNEAL, B. L, O'CONNOR, G. A, (1985), *Soil chemistry*, John wiley & Sons, New York, N.Y., 341 p.
- BOCKRIS, J. O'M, (1974), *An introduction to electrochemical science*, Spinger-Verlag, New York, N.Y., 133 p.
- BURNOTTE, F., (1993), *Contrôle des écoulements dans un silt par électrocinétique*, Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 200 p.
- CABRAL, A.R., LEFEBVRE, G., (1997), *Use of Selective Sequential Extraction Technique as a Tool in the Study of Heavy Metal Retention and release by Soils With Low Clay Contents*, sous presse, Water, Air and Soil Pollution, October 1996.
- CASAGRANDE, L. (1952), *Electro-osmosis stabilization of soils*, Journal of the Boston society of civil engineers (BSCE), vol 39, p. 51-83.
- CHAMBERS, M. (1963), *The fall of Rome : can it be explained ?*, Les éditions Holt Rinehart and Winston, New York, 121p.
- CLARKE, R. L, CLARKE, S.R, LAGEMAN, R, SCHAWARTZKOPF, SMEDLEY, S.I, (1995), *Electrokinetic remediation of soils, sludges and groundwater*, Electrosynthesis symposium, Clearwater beach, Florida, Electrosynthesis corp. Lancaster N.Y., 17p.
- COUTURE, C, (1994), *Efficacité comparative de l'électrocinétique et d'un simple lessivage pour le traitement de sols contaminés au plomb*, Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 204 p.
- CUISSET, O, (1980), *Propriétés électrocinétique des particules argileuses. Application de la méthode électrophorétique aux problèmes d'environnement et d'identification des sols*, Département de géotechnique, Rapport de recherche du Laboratoire central des Ponts et Chaussées, No 96, 101p.
- DANA, J. D, (1957), *Danna's manual of mineralogy*, John Wiley & sons, 16th edition, New-York, N-Y, 530 p.
- DAVIS, J. A, (1977), *Adsorption of trace metals and complexing ligands at the oxide/water interface*, Thèse de doctorat, standford University, Californie, É.U., p. n/d.
- DOMINENCO, P. A, SCHWARTZ, F. W., (1990) *Physical and chemical hydrogeology*, John Wiley & sons, New-York, N-Y, 824 p.
- EISENBERG, D. S., (1969), *The structure and properties of water*, Clarendon Press, Oxford, 296 p.
- ÉTHIER, Y. A, (1993), *Migration du plomb dans une argile par électrocinétique*, Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 139 p.

- EVANS, L. J, (1989), *Chemistry of metal retention by soil*, Environmental science and technology, vol 23, no 9, pp. 1046-1056.
- FEDERER, C. A., HORNBECK, J. W, (1985), *The buffer capacity of Forest Soil in New England*, Water, Air and Soil Pollution, Vol 26, pp. 163-173.
- FREEZE R.A, CHERRY, J. A, (1979), *Groudwater*, Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice Hall, 604 p.
- GADDE, R. R, LAITINEN, H. A, (1974), *Studies of heavy metal adsorption by hydrous iron and manganese oxydes*, Analitical chemistry, vol 46, no 13, pp. 2022-2026.
- GARAND, P., NORMAND, J-P., (1993), *Physical and chemical lead decontamination of the Longue-Pointe Garrison soils*, Joint CSCE-ASCE National conference on environmental engineering, July 12-14, vol 1, pp. 1049-1056
- GIESEKING, J. E, (1975), *Soil Components Volume 1 Organic components*, Springer - Verlag, New York, NY, 526 p.
- GRIM, R. E, (1968), *Clay mineralogy*, McGraw-Hill, New York, 596 p.
- HAMED, J, ACAR, Y.B, GALE, R.J, (1991), *Pb(II) removal from kaolinite by electrokinetics*. Journal of Geotechncal Engineering (ASCE), vol. 117, no. 2, Feb 1991, p. 241-271.
- HARRIS, D.C., (1991), *Quantitative chemical analysis*, W.H. Freeman & Co., 3rd edition, New York, NY, 782 p.
- HARTER, R.D, (1983), *Effect of soil pH on adsoption of lead, copper, zinc and nickel*, Soil science society of america journal, vol 47, p.47-51.
- HOLTZ, R.D, KOVACS, W.D, (1981), *An introduction to geotechnical engineering*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 733 p.
- JACOBS, R. A, SENGUN, M. Z, HICKS, R. E, PROBSTEIN, R. F, (1994), *Model and Experiments on Soil remediation by Electric Field*. Journal of Environmental Science and Health, vol A29, no 9, pp.1933-1955.
- KHAN, L. I, ALAM, M. S, (1994) *Heavy Metal Removal from Soil by Coupled Electric-Hydraulic Gradient*, Journal of Environmental Engineering, vol. 120, no. 6, pp. 1524-1543.
- LIDE, D. R, (1993), *CRC Handbook of chemistry and physics*, CRC press, 74^e edition, Boca Raton, pagination multiple.
- LINDGREN, E. R., RAO, R. R, FINLAYSON, B. A, (1993), *Numerical simulation of electrokinetic phenomena*, Industrial and Engineering Chemistry Special Symposium on Emerging Technologies in Hazardous Waste Management V, Atlanta, Georgia, pp. 49-62.
- MANAHAN, S. E., (1991) *Environmental chemistry*, Lewis publishers, 5th edition, 583 p.

- MATHIEU, B. (1996) *Influence du type et de la concentration des métaux lourds et de procédés de mise en solution sur le traitement électrocinétique de sols*, Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 272 p.
- MENVIQ, (1990), *Politique de réhabilitation des terrains contaminés*, Éditeur officiel du Québec, 93 p.
- MITCHELL, J.K. (1976), *Fundamentals of soil behavior*, John Wiley & Sons Inc., New York, NY, 422 p.
- NEWMAN, J.S. (1991), *Electrochemical Systems*, Prentice Hall, Englewood cliffs, New jersey, 561 p.
- NRIAGU, J. O. (1978), *Lead in soils, sediments and major rock type*, tiré de The biogeochemistry of lead in the environment Part A Ecological cycles, North-Holland Biomedical Press, edited by Nriagu J. O, 422 p.
- PARKS, G. A. (1966), *Aqueous surface chemistry of oxides and complex oxide minerals*, Equilibrium concepts in natural water systems, Stumm, pp. 121-160.
- PHADUNGCHEWIT, Y. (1990) *The role of pH and soil buffer capacity in heavy metal retention in clay soils*, Thèse de Doctorat, McGill University, Montreal QC, Canada, 180 p.
- POOL, W. (1995) *Process for the electroreclamation of soil material*, United State Patent #5,433,829.
- PROBSTEIN, R.F., HICKS, R.E., (1993), *Removal of contaminants from soils by electric fields*, Science, vol 260, no. 5107, pp. 498-503.
- PUTNAM, G. (1988), *Development of pH gradients in electrochemical processing of kaolinite*, Mémoire de maîtrise, Louisiana state University, Louisiana, États-Unis, 256 p.
- REED, B. E, MITCHELL, T. B, THOMPSON, J. C, HATFIELD, J. H, (1995) *Chemical conditioning of electrode reservoirs during electrokinetic soil flushing of Pb-contaminated silt loam*, Journal of Environmental Engineering (ASCE), vol. 121, no. 11, pp. 805-815.
- RUELLAN, A., DELÉTANG, J. (1967), *Les phénomènes d'échange de cations et d'anions dans les sols*, O.R.S.T.O.M., Paris, 123 p.
- SHACKELFORD, C. D, DANIEL D. E. (1991), *Diffusion in saturated soil 1: Background*, Journal of geotechnical engineering (ASCE), vol. 117, no. 3, pp. 467-483.
- SHARIATMADARI, N., (1997), *Decontamination of zinc polluted kaolinite with electrokinetic process*, Thèse de Doctorat, Université d'ottawa, Ottawa, Ontario, Canada, 290 p.
- SHAPIRO, A.P, PROBSTEIN, R.F. (1993), *Removal of contaminants from saturated clay by electroosmosis*, Environmental Science and Technology, vol 27, no 2, Feb 1993, pp. 283-291.
- SHAW, D. J., (1980), *Introduction to colloid and surface chemistry*, Butterwoths, Boston, Ms, 3rd edition, 273 p.

- SWARTZ, C. E., GOLDFARB, T. D, (1974), *A search for order in the physical universe*, W. H. Freeman, San Francisco, 315 p.
- TAN, K. H, (1982), *Principles of soil chemistry*, Marcel Dekker Inc., New York, N.Y., 267 p.
- TESSIER, A, CAMPPELL, P. G. C, BISSON, M, (1979), *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*, Analytical Chemistry, vol 51, no 7, pp. 844-851.
- THEIS, T. L, HAYES, T. D, (1980), *Chemistry of heavy metals in anaerobic digestion*, Chemistry of waste water technology, Ann Arbor Science Publishers, pp. 403-419.
- THOMPSON, J. C, (1994), *In-situ Electrokinetic (EK) Soil Flushing for the Removal of Pb from a Silt Clay Loam: A Lab scale Investigation*, Mémoire de maîtrise, West Virginia University, Morgantown, 204 p.
- THOMPSON, R. T, (1989), *The effect of secondary reactions on the electrikinetic treatment of a silty-sand soil*, Mémoire de maîtrise, Université du Texas à Austin, Texas, 116 p.
- YEUNG, A.T, MITCHELL, J.K, (1993), *Coupled fluid, electrical and chemical flows in soil*, Geotechnique, vol 43, no 1, pp. 121-134.
- YONG, R. N, GALVEZ-CLOUTIER, R, PHADUNGCHEWIT, Y, (1993) *Selective sequential extraction analysis of heavy-metal retention in soil*, Canadian Geotechnical Journal, vol 30, no 5, pp. 834-847.
- YONG, R.N, CABRAL, A.R, (1992), *A Clay-Heavy Metal Compatibility Analysis Using Permeability Testing*, 45e Conférence canadienne de géotechnique, paper no. 76, The Canadian geotechnical society, pp. 76-1 - 76-8.
- YONG, R.N, MOHAMED, A.M.O, WARKETIN, B.P, (1992), *Principles of Contaminant Transport in Soils*, Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, 327 p.
- YONG, R.N., WARKENTIN, B.P., PHADUNGCHEWIT, Y., GALVEZ-CLOUTIER, R., (1990), *Buffer capacity and lead retention in some materials*, Water, Air, and Soil pollution, vol 53, no 1-2, pp. 53-67.
- YU, J. W, NERETNIEKS, I, (1996) *Modeling of transport and reaction processes in a porous medium in an electrical field*, Chemical Engineering Science, vol 51, no 19, pp. 4355-4368.
- ZAGURY, G. J., (1997), *Étude d'un traitement par biolixiviation au moyen de la microflore indigène ferrooxydante des sols contaminés aux métaux lourds (Zn, Cu, Mn)*, Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 176 p.