

Document public

Activité Microbiologique en lien avec des signaux Géophysiques comme Outils de monitoring d'une installation de Stockage de déchets non dangereux (AMIGOS)

Rapport final

BRGM/RP-65323-FR

Décembre 2015



Activité Microbiologique en lien avec des signaux Géophysiques comme Outils de monitoring d'une installation de Stockage de déchets non dangereux (AMIGOS)

Rapport final

BRGM/RP-65323-FR
Décembre 2015

J. Deparis, K. Bru, B. Chevrier, F. Battaglia, P. Galle,
B. François, C. Michel

Vérificateur :
Nom : Y. Menard
Date : 02/12/2015
Signature :
(Ou Original signé par)


Approbateur :
Nom : F. Garrido
Date : 08/12/15
Signature :
(Ou Original signé par)


Le système de management de la qualité et de l'environnement
est certifié par AFNOR selon la norme ISO 9001 et ISO 14001.



Mots clés : Méthodes géophysiques, Bioréacteur, Activité microbiologique, Monitoring, ISDND.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Deparis J., Bru K., Chevrier B., Battaglia F., Galle P., François B., Michel C. (2015) : AMIGOS-Activité Microbiologique en lien avec des signaux Géophysiques comme Outils de monitoring d'une installation de Stockage de déchets non dangereux – Rapport final, BRGM/RP-65323-FR. 70 fig., 19 tabl., 91 p.



AMIGOS

Activité Microbiologique en lien avec des signaux Géophysiques comme Outils de monitoring d'une installation de Stockage de déchets non dangereux

Convention ADEME n°1006C0111
Rapport d'avancement

Décembre 2015

COORDINATION TECHNIQUE – Jean-François BLOT – Service Prévention et Gestion des déchets (ADEME Angers)

Responsable du projet : Boris Chevrier (BRGM)

Rédacteurs : J. Deparis, K. Bru, B. Chevrier, F. Battaglia, P. Galle, B. François, C. Michel (BRGM)



Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

L'ADEME en bref :

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) est un établissement public sous la triple tutelle du ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, du ministère de l'Industrie, de l'Énergie et de l'Économie numérique et du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche. Elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable.

Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

<http://www.ademe.fr>

SOMMAIRE

1.	Remerciements.....	14
2.	Introduction	14
2.1.	Contexte du projet	14
2.2.	Objectifs.....	14
3.	La biodégradation des déchets.....	15
3.1.	Réactions microbiologiques au sein du massif de déchets.....	15
3.1.1.	La fermentation	15
3.1.2.	La composition du biogaz	17
3.1.3.	Facteurs influençant la digestion anaérobie	18
3.2.	Le bioréacteur.....	21
3.3.	Les techniques d'études des communautés bactériennes.....	22
3.4.	Evolution des communautés bactériennes dans un bioréacteur	24
4.	Méthodes géophysiques appliquées au suivi de stockage de déchets.....	28
4.1.	Introduction	28
4.2.	Rappels sur les méthodes géophysiques.....	28
4.2.1.	Les méthodes cartographiques	28
4.2.2.	Les méthodes à profilage	31
4.3.	Applications de méthodes géophysiques sur les décharges.....	35
4.3.1.	Etude de la couverture.....	35
4.3.2.	Le dimensionnement du site.....	37
4.3.3.	La localisation des panaches de contamination	38
4.3.4.	L'évaluation de l'efficacité d'un bioréacteur.....	39
4.3.5.	L'étude de la structure interne, du type de déchets.....	40
4.3.6.	Le niveau de maturité et de biodégradation des déchets.....	41
4.3.7.	Conclusions	42
5.	Expérimentations dans le cadre du projet AMIGOS.....	43
5.1.	Dispositif expérimental au laboratoire	43
5.2.	Présentation des essais réalisés au laboratoire	45
5.3.	Suivi expérimental	46
6.	Essais à blanc et calibration du dispositif	47
6.1.	Sable + eau déminéralisée	47
6.2.	Sable + eau salée	48
6.3.	Sable + lixiviat + NaN_3 pour inhiber l'activité microbienne	48
7.	Expérimentations de laboratoire sur déchets maturés	51
7.1.	Essais	51
7.2.	Résultats des essais expérimentaux	53
7.3.	Caractéristiques du lixiviat en début d'essai.....	53
7.3.1.	Température	54
7.3.2.	Potentiel Redox.....	55
7.3.3.	pH	55
7.3.4.	Résistivité et Chargeabilité	56
7.3.5.	Composition du biogaz	58
7.3.6.	Suivi microbiologique du lixiviat	58
7.3.7.	Composition géochimique du lixiviat.....	59
8.	Expérimentations de laboratoire sur déchets jeunes	63
8.1.	Caractéristiques du lixiviat en début d'essai.....	63
8.2.	Résultats des essais expérimentaux	64
8.2.1.	Température	64
8.2.2.	Teneur en eau.....	64
8.2.3.	Potentiel Redox.....	65
8.2.4.	pH	65
8.2.5.	Résistivité et Chargeabilité	66
8.2.6.	Composition du biogaz	67
8.2.7.	Suivi microbiologique du lixiviat	68
8.2.8.	Composition géochimique du lixiviat.....	69
9.	Synthèse sur les expériences de laboratoires.....	72
10.	Investigations de terrain.....	73

11. Investigations géophysiques in-situ	74
11.1. Principe des méthodes géophysiques utilisées	74
11.1.1. EM34 et EM39	74
11.1.2. Résistivité électrique et polarisation provoquée temporelle	76
11.1.3. Conclusion sur le choix des méthodes utilisées	78
11.2. Mesures réalisées sur le site d'étude	78
11.2.1. Présentation du site	78
11.2.2. Mesures géophysiques	78
11.2.3. Analyse du biogaz et caractérisations physico-chimiques du lixiviat	81
12. Résultats de la campagne de terrain	82
12.1. Investigations géophysiques	82
12.1.1. Cartographie de l'EM34	82
12.1.2. Tomographie électrique et polarisation provoquée	83
12.2. Analyse du biogaz et caractérisations physico-chimiques du lixiviat	86
12.2.1. Biogaz	86
12.2.2. Lixiviats	87
13. Synthèse sur les expériences de terrains	87
14. Conclusions	89
15. Références bibliographiques	91

FIGURES

Figure 1 : Schéma d'un centre de stockage de déchets ménagers et assimilés.	14
Figure 2 : Diagramme schématisant la décomposition des déchets solides et le rôle des microorganismes dans les bioréacteurs. Symboles : décomposition du carbone (ligne continue), conversion du soufre (ligne pointillée), conversion de l'azote (tiret) (d'après Sang et al., 2012)).	15
Figure 3 : Évolution de la composition de la phase gazeuse au cours des 4 phases de décomposition des déchets au sein d'une décharge (EPA, 1977).	17
Figure 4 : Évolution du pH et du potentiel redox du lixiviat de décharge au cours du temps.	18
Figure 5 : Évolution de la densité de la population bactérienne avec et sans recirculation du lixiviat dans le bioréacteur sont respectivement les densités de la population bactérienne à un temps t et initiale T_0 (A). Développement de la vitesse spécifique de production de méthane (R) de chaque acide organique consommé avec et sans recirculation de lixiviat dans le bioréacteur (B) (d'après Lay et al., 1998).	24
Figure 6 : Profils de diversité SSCP (Single Strand Conformation Polymorphism) de la communauté bactérienne en fonction du temps dans le bioréacteur anaérobie et en fonction du débit de charge organique A (4 g COD/l/j) ; B (5,6 g COD/l/j), C (7 g COD/l/j) ; D (8 g COD/l/j) ; E (10 g COD/l/j) (d'après Mnif et al., 2012).	25
Figure 7 : Profils de diversité SSCP de la communauté archéenne en fonction du temps dans un bioréacteur anaérobie à membrane et en fonction du débit de charge organique A (4 g COD/l/j) ; B (5,6 g COD/l/j), C (7 g COD/l/j) ; D (8 g COD/l/j) ; E (10 g COD/l/j) (d'après Mnif et al., 2012).	25
Figure 8 : Arbre phylogénétique pour les domaines de Bacteria (A) et Archaea (B). L'échelle représente la substitution de la position d'un nucléotide. <i>Pyrococcus abyssi</i> (AY099167) et <i>Sulfolobus acidocaldarius</i> (D14876) sont utilisés comme marqueurs hors groupe. Le nombre d'accession de GenBank est signalé entre parenthèse pour chaque espèce.	26
Figure 9 : Diagramme des 239 séquences d'Archaea issues de la bibliothèque de clone d'un lixiviat de décharge en France (d'après Laloui-Carpentier et al., 2006).	27
Figure 10 : Observation des lixiviats issus d'expériences d'incubations en Microscopie Confocale laser couplée à la technique FISH (d'après Laloui-Carpentier et al., 2006). A : Présence des genres <i>Methanosarcina</i> : <i>Methanosaeta</i> (bleu) parmi les bactéries totales (rouges) dans des incubations en présence de formate. B : Présence des domaines bactériens Archaea (rouge) et Bacteria (vert) dans des incubations en présence de méthanol. C : Dominance des genres <i>Methanosarcina</i> / <i>Methanosaeta</i> dans des incubations en présence de méthanol. D : Dominance de <i>Methanosarcina</i> spp de l'ordre des <i>Methanosarcinaceae</i> dans des incubations en présence de méthylamine.	27
Figure 11 : Illustration de la méthode ARP et photo prise sur une décharge.	29
Figure 12 : a) Photos de l'OhmMapper, le récepteur est situé en queue du dispositif et les 4 récepteurs en tête. b) Photos du Corim d'Iris Instruments.	30
Figure 13 : Illustration du principe de monitoring PS (à gauche) et d'une prise de mesure sur le terrain (à droite).	31

Figure 14 : Schéma décrivant la méthodologie d'acquisition et traitement des données MASW (ou SASW).	32
Figure 15 : Schéma du branchement des électrodes aux câbles, le tout connecté au système d'acquisition multi-électrodes.	32
Figure 16 : Principe de mesure de la polarisation provoquée.	33
Figure 17 : Principe de mesure de la polarisation provoquée spectrale.	34
Figure 18 : Carte de conductivité issues des mesures EM 38 en mode horizontal (d'après Guyonnet et al., 2003).	36
Figure 19 : Carte de résistivité électrique apparente obtenue avec la méthode ARP® (dipôle espacé de 0.5 m)(a.) et carte de potentiel spontané réalisées sur la couverture d'un site de stockage des déchets ménagers (Naudet et al., 2011).	37
Figure 20 : Modèle 3D de résistivité électrique avec les données de forages obtenus sur une installation de stockage de déchets en Angleterre (Chambers et al., 2006). Les volumes opaques correspondent à des valeurs de résistivité supérieures à 50 ohm.m.	38
Figure 21 : Coupe 2D de variation de résistivité électrique calculée en 3D (PCRVR Pourcentage Change Resistivity Variation) pendant une expérience d'injection de lixiviat dans un massif de déchets après 3h (haut), 17h et 23h (bas). Une ligne d'iso-valeur de PCRVR=30 % est indiquée (Clément et al., 2011).	39
Figure 22 : Coupe 2D de résistivité électrique (en haut) et chargeabilité (en bas) inversées acquises le long de la décharge Eskelund au Danemark (Auken et al., 2011). Une très bonne corrélation est obtenue entre la chargeabilité et les déchets.	40
Figure 23 : Coupes 2D de résistivité électrique et chargeabilité normalisée obtenues sur 3 sites à teneur en matière organique décroissante : a) un bioréacteur, b) la décharge de Filborna et c) la partie ancienne de la décharge de Filborna (adaptée de Leroux et al., 2010).	41
Figure 24 : Dispositif expérimental d'étude dans le cadre du projet AMIGOS.	43
Figure 25 : Dispositif pour la recirculation du lixiviat.	44
Figure 26 : Photos du dispositif expérimental.	44
Figure 27 : Évolution de résistivité et de chargeabilité à deux niveaux de la cuve pour l'expérience avec du sable et de l'eau déminéralisée.	47
Figure 28 : Évolution de la résistivité et de la chargeabilité à deux niveaux de la cuve pour l'expérience avec du sable et de l'eau salée.	48
Figure 29 : Évolution des températures pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.	48
Figure 30 : Évolution de la teneur en eau volumique pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.	49
Figure 31 : Évolution du potentiel Redox pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.	49
Figure 32 : Évolution du pH pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.	50
Figure 33 : Mesure de résistivité et de chargeabilité pour l'expérience avec de sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.	50
Figure 34 : Évolution de la quantité de lixiviats qui s'écoule de la colonne chaque 2 minutes au cours du premier essai sur déchets maturés, focus sur la période du 15/06/2013 au 18/06/2013 semblable aux autres jours de l'essai.	51
Figure 35 : Photo du dispositif expérimental, avec la colonne d'eau à gauche permettant le maintien des conditions anaérobies dans le réacteur.	52
Figure 36 : Évolution de l'humidité au cours du premier essai sur déchets maturés.	52
Figure 37 : Évolution du nombre de bactéries contenues dans le lixiviat au cours du premier essai sur déchets maturés.	53
Figure 38 : Évolution des températures lors du premier essai sur déchets maturés.	54
Figure 39 : Évolution du potentiel Redox lors du premier essai sur déchets maturés corrigé de la température.	55
Figure 40 : Évolution du pH lors du deuxième essai sur déchets maturés.	55
Figure 41 : Évolution de la résistivité et de la chargeabilité lors du premier essai sur déchets maturés.	56
Figure 42 : Mesure de résistivité corrigée de la température et de chargeabilité normalisée lors du premier essai sur déchets maturés.	57
Figure 43 : Évolution de la composition du biogaz à l'intérieur du réacteur, au cours du premier essai sur déchets maturés.	58
Figure 44 : Évolution de la concentration bactérienne totale dans le lixiviat, lors du premier essai sur déchets maturés.	59

Figure 45 : Évolution de la teneur en CIT, COT, NH_4 et SO_4 du lixiviat lors du premier essai sur déchets maturés.	60
Figure 46 : Évolution de la teneur en Zn, Ti et Fe dans les déchets, au cours du premier essai sur déchets maturés (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 48).	61
Figure 47 : Évolution de la teneur en Cu, Mn et Pb dans les déchets, au cours du premier essai sur déchets maturés (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 48).	61
Figure 48 : Schéma décrivant les tranches réalisées en fin d'essai pour l'analyse de métaux sur les déchets.	62
Figure 49 : Évolution des températures lors de l'essai avec des déchets jeunes.	64
Figure 50 : Évolution de la teneur en eau volumique lors de l'essai avec des déchets jeunes.	64
Figure 51 : Evolution du potentiel Redox lors de l'essai avec des déchets jeunes corrigé de la température	65
Figure 52 : Evolution du pH lors de l'essai avec des déchets jeunes	65
Figure 53 : Mesure de résistivité et de chargeabilité lors de l'essai avec des déchets jeunes.	66
Figure 54 : Mesure de résistivité corrigée de la température et de chargeabilité normalisée lors de l'essai avec des déchets jeunes.	67
Figure 55 : Évolution de la composition du biogaz et du pH du niveau haut à l'intérieur du réacteur lors de l'essai sur déchets jeunes.	68
Figure 56 : Évolution de la concentration bactérienne totale dans le lixiviat, lors de l'essai sur déchet jeune.	68
Figure 57 : Évolution de la teneur en CIT, COT, NH_4 et SO_4 du lixiviat, au cours de l'essai sur déchets jeunes.	69
Figure 58 : Évolution de la teneur en Zn, Ti et Fe dans les déchets, au cours de l'essai sur déchets jeunes (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 60).	70
Figure 59 : Évolution de la teneur en Cu, Mn et Pb dans les déchets, au cours de l'essai sur déchets jeunes (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 60).	71
Figure 60 : Schéma décrivant les tranches réalisées en fin d'essai pour l'analyse de métaux sur les déchets.	71
Figure 61 : Principe de fonctionnement de l'électromagnétisme pour les méthodes basses fréquences de type EM31, EM34 et EM38 (d'après Reynolds, 1997).	74
Figure 62 : Dispositif d'acquisition pour les boucles verticales (Géonics limited).	75
Figure 63 : Configurations en boucles verticales et boucles horizontales.	76
Figure 64 : Schéma du branchement des électrodes aux câbles, le tout connecté au système d'acquisition multi-électrodes.	76
Figure 65. Principe de mesure de la polarisation provoquée.	77
Figure 66 : Localisation des mesures géophysiques.	79
Figure 67 : Profil électrique sur le casier 7.	80
Figure 68 : Carte de résistivité apparente acquise à l'aide de l'EM34 en mode dipôle horizontale avec un espacement de 10 mètres entre les bobines émettrice et réceptrice.	82
Figure 69 : Tomographie 2D de résistivité électrique sur le casier 5 acquise en mode Wenner Schlumberger a) et dipôle- dipôle b) réciproque avec un espacement inter-électrodes de 2 m (inversion robuste avec Res2dInv.), c) tomographie de chargeabilité acquise en mode dipôle-dipôle avec un temps d'injection et d'écoute de 2 secondes.	84
Figure 70 : Tomographie 2D de résistivité électrique sur le casier 7 acquise en mode Wenner Schlumberger a) et dipôle- dipôle b) réciproque avec un espacement inter-électrodes de 2 m (inversion robuste avec Res2dInv.), c) tomographie de chargeabilité acquise en mode dipôle-dipôle avec un temps d'injection et d'écoute de 2 secondes.	85
Figure 71 : Photographie d'un puits biogaz.	86
Figure 72 : Évolution des températures lors du deuxième essai sur déchets maturés.	99
Figure 73 : Évolution du potentiel Redox lors du deuxième essai sur déchets maturés corrigé de la température.	99
Figure 74 : Évolution du pH lors du deuxième essai sur déchets maturés.	100
Figure 75 : Évolution de la teneur en eau lors du deuxième essai sur déchets maturés.	100
Figure 76 : Évolution de la résistivité et de la chargeabilité lors du deuxième essai sur déchets maturés.	101

TABLEAUX

Tableau 1 : Les 5 phases de l'évolution biologique d'environnement d'une décharge (d'après Fannin et Roberts, 2006).	16
Tableau 2 : Voies métaboliques de la méthanogénèse et les microorganismes associés (d'après Laloui-Carpentier et al., 2006).	16
Tableau 3 : Facteurs d'influence de la biodégradation des déchets en conditions d'enfouissement (d'après Gachet, 2005).	19
Tableau 4 : Principaux inhibiteurs de l'activité biologique en condition anaérobie (d'après Gachet, 2005).	20
Tableau 5 : Différents types de bioréacteurs anaérobies (d'après Khalid et al., 2011).	21
Tableau 6 : Techniques analytiques appliquées au suivi des microorganismes dans les procédés de traitement des déchets solides et des décharges.	23
Tableau 7 : Essais réalisés pour la calibration du signal électrique.	45
Tableau 8 : Description des essais sur déchets réalisés dans le cadre du projet AMIGOS.	46
Tableau 9 : Teneurs en DCO, DBO ₅ , COT et NH ₄ du lixiviat au début du premier essai sur déchets maturés.	53
Tableau 10 : Classification des lixiviats en fonction de leur âge (extrait de Grisey, 2013).	54
Tableau 11 : Dénombrements de groupes bactériens spécifiques, en début et en fin du premier essai sur déchets maturés.	59
Tableau 12 : Teneurs en DCO, DBO ₅ , COT et NH ₄ du lixiviat au début et à la fin du premier essai sur déchets maturés.	60
Tableau 13 : Teneurs en métaux dans les lixiviats au début et à la fin du premier essai sur déchets maturés.	61
Tableau 14 : Teneurs en DCO, DBO ₅ , COT et NH ₄ des lixiviats au début de l'essai sur déchet jeune et de l'essai 1 sur déchets maturés.	63
Tableau 15 : Dénombrements de groupes bactériens spécifiques, en début et en fin de l'essai sur déchets jeunes.	69
Tableau 16 : Teneurs en DCO, DBO ₅ , COT et NH ₄ du lixiviat au début et à la fin de l'essai sur déchets jeunes.	70
Tableau 17 : Teneurs en métaux dans les lixiviats au début et à la fin de l'essai sur déchets jeunes.	70
Tableau 18 : Synthèse des résultats obtenus au laboratoire.	72
Tableau 19 : Caractéristiques des méthodes électromagnétiques basses fréquences (site web Abem-France).	75
Tableau 20 : Analyses du biogaz dans les puits des casiers 5 et 7.	86
Tableau 21 : Caractéristiques in-situ du lixiviat du casier C7.	87
Tableau 22 : Analyses détaillées des lixiviats des casiers C5 et C7.	88

ANNEXE

Annexe 1 : Résultats expérimentaux du deuxième essai sur déchets maturés.	97
--	----

Résumé

L'objectif du projet AMIGOS est de développer des méthodes géophysiques opérationnelles, non destructives et non invasives de surveillance en ligne de l'état de biodégradation des déchets, permettant d'optimiser le procédé de traitement. Les déchets au sein de la décharge subissent une série de réactions chimiques et biologiques que sont l'hydrolyse, l'acétogénèse, l'acidogénèse et la méthanogénèse. Les microorganismes impliqués dans ces différentes étapes vont croître, potentiellement produire des biofilms, générer des sous-produits qui vont interagir avec le déchet.

Même si les méthodes géoélectriques (résistivité électrique, potentiel spontané, polarisation provoquée) sont de plus en plus utilisées pour détecter l'activité microbienne dans les panaches de contamination et que celles-ci se révèlent être sensibles aux modifications des propriétés pétrophysiques, chimiques et électriques du milieu induites par l'activité microbienne, il reste néanmoins à établir le lien entre les processus biochimiques, les modifications du déchet induites par les actions microbiennes. Il est notamment nécessaire de répondre aux questions suivantes : les méthodes géophysiques peuvent-elles prédire l'activité microbienne *in situ* et laquelle ? Quelles sont les méthodes géophysiques les plus adaptées au suivi de l'évolution de la biodégradation d'un déchet ? Les signatures biogéophysiques sont-elles spécifiques d'une activité bactérienne ?

L'emploi de méthodes de surveillance géophysique permettrait de déterminer plus précisément la durée nécessaire pour atteindre les objectifs de dégradation en minimisant le nombre de points de prélèvements dans l'espace et dans le temps et ce, afin d'obtenir une image spatiale et temporelle continue de l'évolution de la dégradation des déchets sur une large surface.

Dans cet objectif, des expérimentations à l'échelle du laboratoire dans des cuves anaérobies contenant du déchet à 2 états de maturation avec recirculation du lixiviat ont été mises en œuvre avec un couplage de méthodes géophysiques (polarisation provoquée en temps et en fréquence), géochimiques et microbiologiques et destinées à améliorer les connaissances des phénomènes mis en jeu et ainsi d'aider à l'interprétation des signaux mesurés à l'échelle du terrain.

Des déchets à 2 stades de maturation différents ont été étudiés au laboratoire : (i) un objectif de suivi à long-terme en étudiant l'évolution du signal électrique en fonction de l'activité bactérienne sur du déchet en fin de maturation, (ii) un objectif cinétique en étudiant la relation entre la modification du signal électrique avec l'évolution de l'activité bactérienne sur du déchet en début de maturation.

Deux méthodes géophysiques complémentaires (électromagnétique et électrique), ont été mises en œuvre sur deux casiers de stockage de déchets d'une Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux (ISDND) française, contenant respectivement des déchets maturés et des déchets récents. Elles ont permis de couvrir l'ensemble de la superficie des casiers ainsi que d'établir des profils intégrant la profondeur du massif de déchets.

Les résultats des expériences de laboratoires ont montré que :

- la stimulation des déchets maturés lors des essais mis en œuvre a permis de relancer la dégradation du déchet et d'extraire encore du CH_4 ;
- l'activité bactérienne induit une variation sur la résistivité ;
- la résistivité des déchets anciens est plus importante que celle des déchets jeunes ;
- la chargeabilité des déchets anciens est plus importante que celle des déchets jeunes.

Lors de la campagne de terrain, des mesures *in situ* de la composition du biogaz sur chaque casier et des paramètres physico-chimiques des lixiviats du seul casier le plus récent ont été réalisées. Les déchets étudiés lors de la deuxième phase des expérimentations au laboratoire proviennent de ce même casier.

Les résultats des expériences de terrain ont montré que :

- la résistivité du casier comprenant des déchets jeunes est plus faible que celle comprenant des déchets plus âgés ;
- les cartes d'électromagnétismes acquis à l'aide de l'EM31 en mode dipôle horizontale permettant d'imager la résistivité confirme ce résultat, à savoir que le casier comprenant des déchets anciens à une résistivité plus importante ;
- la chargeabilité du casier comprenant des déchets jeunes est moins importante que celle des déchets plus âgés.

Les expériences de terrain et de laboratoire montrent la même évolution dans les variations de résistivité et de chargeabilité. Les résultats des expérimentations montrent que la méthode de résistivité électrique permettrait de contrôler la répartition spatiale de l'évolution de la dégradation des déchets au sein d'un casier et ainsi de piloter, le cas échéant, un dispositif de réinjection de lixiviats.

Abstract

The objective of the AMIGOS project is to develop non-destructive geophysical methods operational and non-invasive online monitoring of the state of biodegradation of waste to optimize the treatment process. Waste in the landfill undergo a series of chemical and biological redox such as hydrolysis, acetogenesis, acidogenesis and methanogenesis reactions. The microorganisms involved in these steps will grow, potentially produce biofilms, and generate by-products that will interact with the waste.

Although geoelectric methods (electrical resistivity, spontaneous potential, and induced polarization) are increasingly used to detect microbial activity in contaminant plumes and that they appear to be sensitive to changes in petrophysical properties, chemical and electrical in the environment due to microbial activity, it still remains to establish the link between the biochemical processes, changes in the waste caused by microbial action. It is particularly necessary to answer the following questions: geophysical methods can they predict the in situ microbial activity and which, what are the most appropriate for monitoring the evolution of the biodegradation of waste geophysical methods? Are biogeophysics signatures specific of a bacterial activity?

The use of geophysics methods monitoring would more accurately determine the time required to achieve the degradation by minimizing the number of sampling points in space and time in order to obtain spatial and temporal continuous image of the evolution of the waste degradation over a wide area.

For this purpose, experiments at laboratory scale in anaerobic jars containing waste in two states of maturation with recirculation of leachate will be implemented with a coupling of geophysical methods (in time and frequency induced polarization), geochemical and microbiological in order to improve knowledge of the phenomena involved and thus assist in the interpretation of the measured signals across the field.

Waste at 2 different stages of maturation have been considered: (i) a target of monitoring long-term trends in studying the electrical signal depending on the bacterial activity of the waste collected at the end of maturation, (ii) a target kinetic studying the relationship between the change of the electrical signal with the evolution of bacterial activity on the waste sampled at the beginning of maturation.

Two different geophysics methods have been tested on two cells of a French landfill. Those two cells contain matured and recent wastes. The geophysics methods allow to perform both a cover of the whole surface of the cells and resistivity profiles on the whole thickness of the cells.

During those field tests, the quality of biogas and leachate of both cells have been measured. Waste end leachate of the most recent cells have been sampled and prepared for the laboratory scale test.

The results of the field experiments show that:

- the resistivity of young waste measured with electrical array method is lower than older waste;
- electromag maps of the cells surface (EM31) also show that resistivity of young waste is the lowest;
- the electric chargeability of old waste is lower than younger waste.

Field scale and laboratory experiments show similar behavior of resistivity and chargeability between young and old waste. The results show that electric resistivity array method could be used for monitoring of biological degradation in a waste cell and for driving of leachate injection disposal.

1. Remerciements

En préambule, le BRGM tient à remercier la société IKOS Environnement pour la mise à disposition de déchets et de casiers de stockage.

2. Introduction

2.1. Contexte du projet

Les centres de stockage sont des écosystèmes microbiens anaérobies importants de par leur potentiel à produire du méthane et leur capacité de stockage de carbone (Staley *et al.*, 2011).

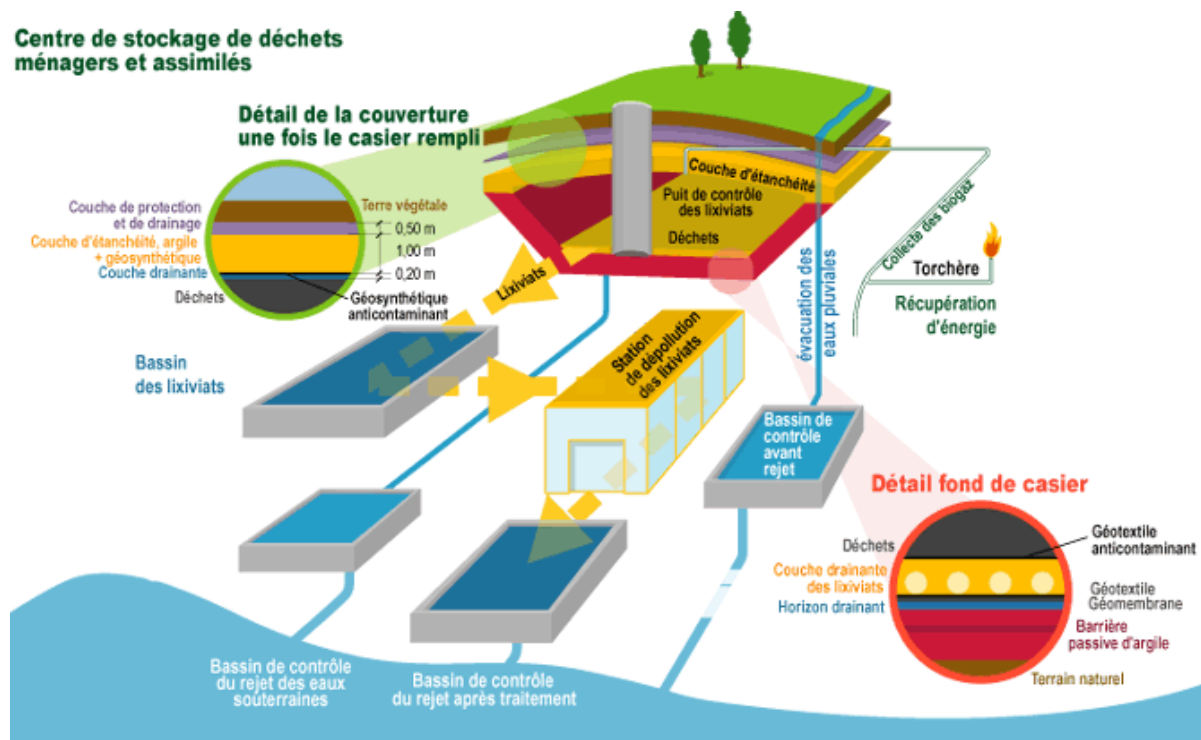


Figure 1 : Schéma d'un centre de stockage de déchets ménagers et assimilés.

2.2. Objectifs

Dans le cadre du projet ADEME « AMIGOS » dont l'objectif est de développer des méthodes géophysiques non destructrices et non invasives de surveillance de l'état de biodégradation d'un massif de déchets dans une installation de stockage des déchets non dangereux (ISDND), une étude bibliographique a été réalisée. Dans ce projet, il s'agit d'étudier la faisabilité de la méthode de polarisation provoquée (PP) en temporel et en fréquentiel afin de caractériser l'état de biodégradation d'un massif de déchet. Les objectifs sont d'étudier l'impact des lixiviats à différents stades de maturation en termes de potentiel de biodégradation et celui de l'activité bactérienne sur les signaux de polarisation provoquée. Une attention particulière est également portée sur la détermination du niveau de bruit associé à la présence d'un milieu aussi hétérogène que le déchet. Le projet est découpé en 3 phases : (1) une étude bibliographique, (2) des études en laboratoire et (3) des mesures sur le terrain.

3. La biodégradation des déchets

Dans l'alvéole, il y a un déséquilibre entre l'activité hydrolytique/fermentaire qui va produire des acides gras volatiles (AGV) et la consommation de ces AGV par les populations acétogènes et méthanogènes (Figure 2). Sur ces alvéoles, les matériaux facilement dégradables se décomposent résultant en une accumulation d'AGV, une chute du pH à des valeurs comprises entre 5,5 et 6. Ces conditions de pH bas, de fortes concentrations en AGV sont inhibitrices pour les Archaea méthanogènes dans d'autres écosystèmes. Mais, dans le cas des centres de stockage de déchets, l'initiation de la méthanogénèse se produit dans ces conditions, indiquant que le mécanisme de production de méthane est mal connu. Une des hypothèses est qu'il existe des zones isolées où le pH est neutre dans des zones de pH acide, permettant une initiation de la méthanogénèse.

3.1. Réactions microbiologiques au sein du massif de déchets

3.1.1. La fermentation

Lorsque les déchets sont stockés dans une décharge, une série de réactions chimiques et biologiques complexes se produisent lors de la décomposition de ces déchets. Les microorganismes dans les décharges vont générer différentes réactions en fonction des conditions environnementales et de la spécificité du substrat. Un schéma général des bioconversions anaérobie et aérobie des déchets organiques complexes est présenté sur la Figure 2 (Sang et al., 2012).

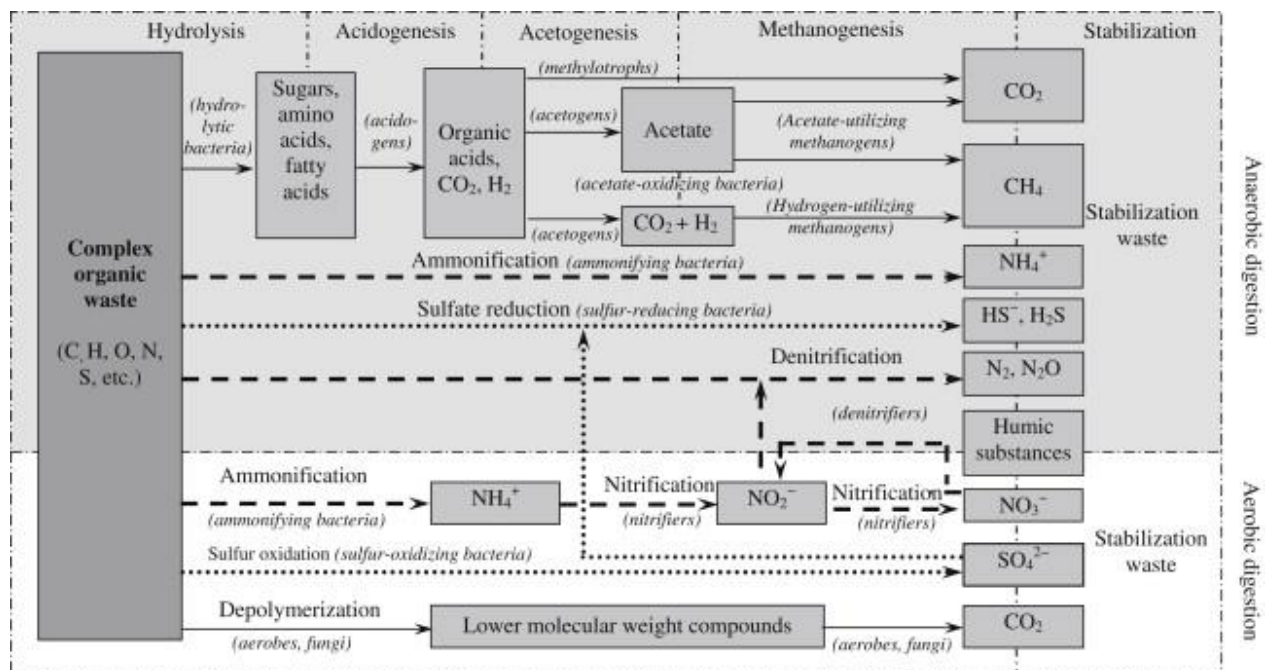


Figure 2 : Diagramme schématisé de la décomposition des déchets solides et le rôle des microorganismes dans les bioréacteurs. Symboles : décomposition du carbone (ligne continue), conversion du soufre (ligne pointillée), conversion de l'azote (tiret) (d'après Sang et al., 2012)).

Les 2 premières étapes initiales de l'hydrolyse et de la dégradation aérobie, puis les étapes d'hydrolyse et de fermentation sont généralement rapides et se produisent immédiatement après la mise en tas du déchet. Ces processus se poursuivent durant la phase acétogénique qui peut avoir une influence majeure sur la solubilité des substrats. Les produits majeurs de la dégradation sont les acides gras volatiles (AGVs) et en particulier l'acide acétique. Cette phase où il y a la formation de quantité élevée d'acides organiques solubles se produit à pH acide et peut mobiliser une quantité importante de substances inorganiques comme les métaux. Mais, cette étape est relativement de courte durée, entre 6 et 18 mois, et la concentration en acétate diminue rapidement après l'établissement de la sulfato-réduction. Une fois que les couples redox les plus oxydants sont consommés (oxygène, nitrates, ...), la méthanogénèse devient le processus biologique dominant. La méthanogénèse débute quelques mois après le remplissage d'une alvéole et devient constant après une année (Tableau 1 : Les 5 phases de l'évolution biologique d'environnement d'une décharge (d'après Fannin et Roberts, 2006)).

*Tableau 1 : Les 5 phases de l'évolution biologique d'environnement d'une décharge
(d'après Fannin et Roberts, 2006).*

Phase	Processus	Durée
1	Hydrolyse et dégradation aérobie –aérobie)	Heures-Jours
2	Hydrolyse et fermentation (anaérobie)	Jours-Semaines
3	Acetogénèse (anaérobie)	6–18 mois
4	Methanogénèse (anaérobie)	Années–décennies
5	Oxydation (aérobie)	

D'une manière générale, il est connu que les centres de stockage subissent cinq phases de décomposition (Tableau 1 : Les cinq phases de l'évolution biologique d'environnement d'une décharge (d'après Fannin et Roberts, 2006).

- (1) une phase aérobie initiale,
- (2) une phase anaérobie,
- (3) une phase méthanogénique initiale,
- (4) une phase méthanogénique stable,
- (5) une phase d'oxydation aérobie.

Phase I : durant cette phase de décomposition, les bactéries aérobies consomment l'oxygène en fractionnant les hydrates de carbone, les protéines et les lipides en formant des composées plus petits (monomères) et du CO₂. Cette phase peut durer de quelques semaines à quelques mois.

Phase II : une fois l'oxygène consommé, les bactéries acidogènes vont convertir les produits d'hydrolyse en condition anaérobie en acides organiques (propionate, lactate, formate), en alcools (méthanol, éthanol) et H₂ et CO₂. Les bactéries acétogènes vont transformer ces acides organiques en acétate. L'alvéole devient acide et comme les acides en présence de l'humidité dans l'alvéole, les nutriments vont se dissoudre en rendant biodisponibles l'azote et le phosphore à une variété de bactéries. Ces bactéries vont ainsi produire des sous-produits gazeux.

Phase III : dès que les bactéries anaérobies ont consommé les acides organiques produits lors de la phase II, l'alvéole devient un environnement neutre favorable au développement des bactéries méthanogènes. Celles-ci vont consommer le CO₂, l'H₂ et l'acétate pour former du méthane.

La méthanogénèse est catalysée par les Archaea méthanogènes qui sont capables de convertir des substrats organiques et inorganiques simples en méthane. Les différentes voies métaboliques vont produire des quantités très variables de méthane (Tableau 2). Ainsi, la méthanogénèse méthyloptrophique va produire 4 moles de gaz avec un rendement en méthane de 75 %, alors que via la voie acétoclastique, cette dernière va générer 2 moles de gaz avec un rendement en méthane de 50 % (Laloui-Carpentier et al., 2006).

*Tableau 2 : Voies métaboliques de la méthanogénèse et les microorganismes associés
(d'après Laloui-Carpentier et al., 2006).*

Voie métabolique	Ordres	Réaction	ΔG^0 , kJ/mol CH ₄
Acétoclastique	Methanosarcinales	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-31,0
Hydrogénotrophique	Methanosarcinales	$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-135,6
	Methanobacterales	$4\text{HCOOH} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	- 130,1
	Methanococcales		
	Methanomicrobiales Methanopyrales		
Methylotrophique	Methanosarcinales	$4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-104,9
		$4\text{CH}_3\text{NH}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$	- 75,0

Il est donc important de connaître la prédominance des différents groupes méthanogéniques afin d'optimiser la production de biogaz à partir des déchets fermentescibles.

Phase IV : le gaz produit durant cette phase contient du méthane, du CO₂ et d'autres gaz tels que de l'azote, de l'hydrogène, de l'ammonium, des sulfures et du monoxyde de carbone. Ce biogaz met environ 20 années à se stabiliser mais il continue d'être produit 50 ans après la mise en place du déchet de décharge.

Phase V : oxydation (aérobie). Cette phase se produit lorsque la matière organique dégradables est insuffisante pour supporter une activité méthanogénique entraînant une pénétration de l'air dans le massif de déchet.

3.1.2. La composition du biogaz

La composition du biogaz est la suivante : méthane (45-65 %), gaz carbonique (25-45 %). Selon sa provenance, il contient aussi des quantités variables d'eau (6 %), d'azote, de sulfure d'hydrogène (H₂S, traces), d'oxygène, de composés aromatiques (traces), des organo-halogénés (chlore, fluor, traces) et de métaux lourds (traces) (Figure 3).

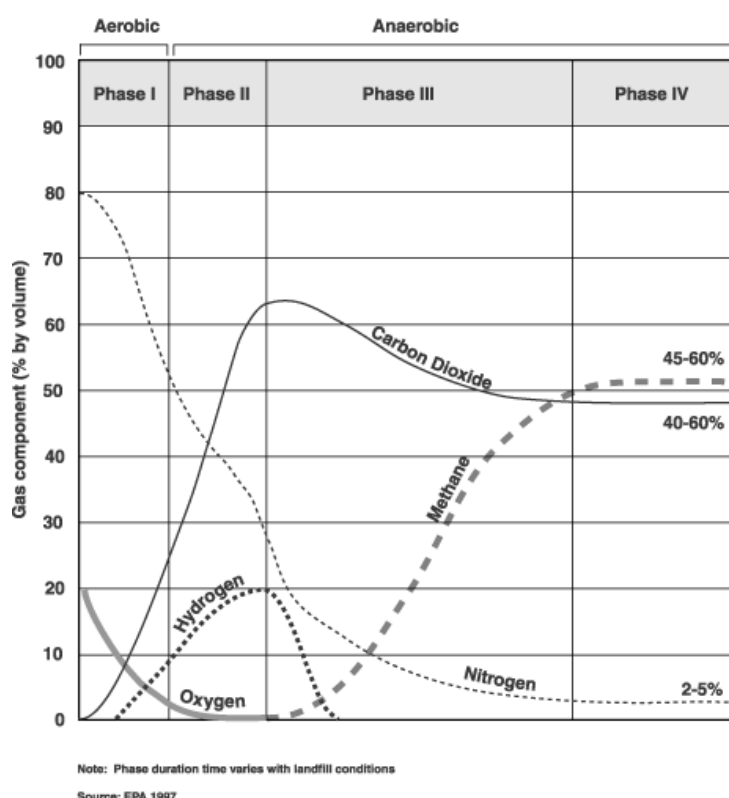


Figure 3 : Évolution de la composition de la phase gazeuse au cours des 4 phases de décomposition des déchets au sein d'une décharge (EPA, 1977).

Le processus de biodégradation et des réactions physico-chimiques vont permettre la dégradation des substances organiques et immobiliser les métaux non dégradables. En ce qui concerne les métaux et les substances inorganiques, ceux-ci sont soit retenus dans leur état d'origine, soit adsorbés sur les surfaces ou bien présents sous forme de précipités (Fannin et Roberts, 2006). La limite de solubilité de phase pour chaque de ces substances est contrôlée par les conditions géochimiques de la décharge qui sont elles-mêmes définies par la durée et le type de réactions biochimiques (). Ainsi, durant la phase acétogénique, une quantité importante de substances inorganiques telles que les métaux pourra être mobilisée de par la nature acide du milieu. Des conditions de sulfato-réduction vont entraîner la précipitation des substances inorganiques et des métaux sous forme de sulfures et de carbonates (Fannin et Roberts, 2006). Les auteurs concluent par leurs études que l'impact à long-terme d'une libération retardée de substances après la phase de dégradation biologique limitée de par les capacités de sorption des minéraux carbonatés, de la matière organique résiduelle et des minéraux argileux.



3.1.3. Facteurs influençant la digestion anaérobie

18/104

Tableau 3 : Facteurs d'influence de la biodégradation des déchets en conditions d'enfouissement (d'après Gachet, 2005).

Facteur	Influence
Température	<i>Température optimale :</i> - entre 30 et 35 °C 37 °C - entre 35-40 °C Augmentation de la production de biogaz lorsque la température augmente. Les cinétique de production de biogaz doublent à chaque augmentation de 10 °C jusqu'à un palier critique de 60 °C. En condition thermophile, accumulation d'AGV au cours de la dégradation de déchets facilement biodégradables.
Humidité	<i>Humidité optimale :</i> >10-20 % >25-30 % 60-80 % 40-70 % 60-78 %
pH optimum	<i>Bactéries hydrolytiques et acétogènes :</i> - Entre 7 et 7,4 <i>Bactéries acidogènes :</i> <6 <i>Bactéries méthanogènes :</i> - Entre 6,4 et 7,4 - Entre 6,6 et 7,6
Conditions oxydo-réductrices	<i>Bactéries acétogènes :</i> -300 mV <i>Bactéries méthanogènes :</i> -200 mV -300 mV
Nutriments	<i>Principaux nutriments : N et P</i> - MO/N/P de 1 250/5,5/1 - C/N de 16/1 - C/N/P de 600/7/1 - C/N/P de 100/4/1 <i>Autres nutriments : Na, K, Ca, Mg, Cl, S, Fe, Cu, Mn, Ni</i>
Aération	<i>Aération au cours de l'exploitation</i> - Diminution de la charge organique facilement hydrolysable, facilitant ainsi la mise en place de la méthanogénèse - Augmentation de la température des déchets
Caractéristiques des déchets	<i>Broyage :</i> - Augmentation de la surface de contact - Homogénéisation du déchet et de l'humidité - Augmentation de la biodégradation des composés - Risque d'inhibition par accumulation d'AGV <i>Compactage</i> - Baisse de la perméabilité du déchet - Augmentation du volume du stockage

Ainsi, il existe de nombreux facteurs susceptibles d'influencer l'activité biologique au cours de la biodégradation anaérobie de la matière organique tels que l'humidité, le pH, la température,La digestion anaérobie est un processus complexe faisant intervenir différents groupes métaboliques bactériens qui peuvent avoir des spécificités. Par exemple, des températures basses sont connues pour diminuer la croissance cellulaire, les vitesses de dégradation du substrat et le rendement du biogaz (Khalid *et al.*, 2011). Mais des températures élevées vont avoir aussi un effet négatif sur la production de biogaz de par la production d'autres gaz tels que l'ammoniac. D'une manière générale, des conditions opératoires mésophiles comprises entre 35 -37 °C sont optimales car plus stables. De plus, il a été mis en évidence que les optimum de température de certaines bactéries méthanogéniques impliquées dans le processus de digestion anaérobies sont comprises entre

35 et 40 °C : 37-45 °C pour *Methanobacterium* mésophile, 37-40 °C pour *Methanobrevibacter*, 35-40°C for *Methanolobus*, *Methanococcus*, *Methanoculleus*, *Methanospirillum* et *Methanolobus*, 30-40°C for *Methanoplanus* and *Methanocorpusculum* et 50-55- °C pour *Methanohalobium* thermophile et *Methanosarcina*.

Une large gamme de pH favorable à la digestion anaérobie a été reportée dans la littérature mais le pH optimal pour la méthanogénèse est situé autour de pH 7. De plus, une humidité élevée va affecter la performance du procédé en solubilisant la matière organique facilement dégradable. Il a été montré que la vitesse de production de méthane la plus élevée se produisant à des taux d'humidité de 60-80 % (Khalid *et al.*, 2011). La vitesse de la digestion anaérobie est fortement affectée par le type, la disponibilité et la complexité du substrat car les différentes sources de carbone vont impliquer différents groupes de microorganismes (Khalid *et al.*, 2011).

Parmi les facteurs d'influence, certains paramètres peuvent inhiber l'activité biologique en condition anaérobie (Gachet, 2005). Les différences de valeurs notées dans le tableau sont issues de la bibliographie.

Tableau 4 : Principaux inhibiteurs de l'activité biologique en condition anaérobie (d'après Gachet, 2005).

Facteur	Influence
Oxygène (O₂)	Effet toxique sur les bactéries acétogènes et méthanogènes
Hydrogène (H₂)	- Pression partielle en H₂ pour les bactéries acétogènes : 10⁻⁴ atmosphères
Acides gras Volatils (AGV)	<i>Concentration inhibitrice :</i> 6 000 mg/L >10 000 mg/L [Ac propionique] > 3 000 mg/L Accumulations d'acides organiques = acidification du milieu Espèces non dissociées plus toxiques que les espèces ionisées.
Sulfures	<i>Compétition méthanogénèse /sulfato-réduction :</i> - Compétition pour le dihydrogène et l'acétate 2 400 mg/L de sulfates, ralentissement de la méthanogénèse <i>Toxicité du sulfure d'hydrogène :</i> 50 mg/L inhibition de 50 % de l'activité méthanogène 200 mg/L inhibition totale
Métaux lourds et cations	<i>Effets inhibiteurs :</i> -3 500-5 500 mg/L pour le Na, 2 500-4 500 mg/L pour le K, 2 500-4 500 mg/L pour le Ca, 1 000-1 500 mg/L pour le Mg, 100 g/L en Zn 5 mg/L de Cu.
Azote ammoniacal	<i>Toxicité de l'ammoniac libre, forme non dissociée</i> - Influence du pH et de la température 1 500-3 000 mg/L, concentrations inhibitrices 6 000 mg/l, pas d'inhibition - Adaptation des micro-organismes aux fortes concentrations en azote ammoniacal

3.2. Le bioréacteur

Le bioréacteur est une structure utilisant des processus microbiologiques avancés dans le but de dégrader les composés organiques des déchets en 5 à 8 ans jusqu'à l'obtention d'une stabilisation des déchets (Tinet, 2011). L'humidité d'un déchet est un facteur primordial de sa biodégradation. Ainsi une des méthodes envisagées est la recirculation des lixiviats au sein du massif de déchets, ce qui permet l'apport de nutriments et de microorganismes présents dans le lixiviat.

Le bioréacteur de décharge augmente la vitesse de dégradation biologique des composés organiques et aussi la production de gaz anaérobie (Kelly *et al.*, 2006). À partir de différents échantillons de résidus issus de 12 décharges, les auteurs ont étudiés les relations existant entre différents indicateurs (teneurs en cellulose, en lignine, en solides volatiles, en plastiques, le test biochimique de production de méthane, BMP) afin d'évaluer la bio-stabilité de ces résidus. Ainsi, la détermination de la teneur en cellulose et des solides volatiles (VS, volatile solids) apparait comme étant de bons paramètres pour caractériser la bio-stabilité des résidus de décharge. Il faut tenir compte de la présence de matières plastiques qui affecte la mesure de solides volatiles soit en éliminant ces plastiques, soit en soustrayant une valeur standard à la mesure de VS. Un autre indicateur est le CBM (Composition Biochimique de la Matière) qui permet d'identifier les différentes fractions de la matière organique par séparation biochimique et en déduire la résistance à la dégradation (Robin, 1997). La méthode CBM permet de regrouper les différents produits organiques en 4 classes (Chaussod, 1999) : (1) les produits riches en fractions solubles et azote total, facilement minéralisables (engrais organiques), (2) les produits riches en fractions solubles et hémicelluloses (>45 % de la matière organique), considérés comme produits à faible rendement en humus, (3) les produits riches en cellulose et lignine (>65 % de la matière organique), considérés comme des amendements organiques « vrais », (4) les produits à faible teneur en matière organique (matières minérales > 40 % de la matière sèche), sans grande valeur organique mais pouvant avoir une valeur fertilisante.

Plusieurs types de bioréacteurs sont actuellement en cours mais on peut les regrouper en 3 groupes (Khalid *et al.*, 2011) (Tableau 5). Le premier type est le plus simple ; il s'agit de réacteurs batch remplis avec le déchet et laissés tels que pendant une période correspondant au temps de séjour hydraulique, puis vidangés à la fin de cette période. Dans ce cas, la digestion anaérobie est rapide avec un équipement simple et peu onéreux. Ces équipements permettent d'atteindre rapidement une vitesse de digestion maximale, mais la vitesse de production de gaz ainsi que sa qualité sont fluctuantes avec des pertes de biogaz lors de la vidange du réacteur. Le second type est un réacteur à un étage avec une alimentation continue où toutes les réactions biochimiques se produisent dans le même réacteur. Enfin, le troisième type est un système de réacteurs à deux étages ou multi-étages alimentés en continu où les réactions biochimiques telles que l'hydrolyse, l'acidification, l'acétogénèse et la méthanogénèse se produisent séparément.

Tableau 5 : Différents types de bioréacteurs anaérobies (d'après Khalid *et al.*, 2011).

Bioreactor type	Type of substrate	Organic loading rate (kg/m ³ /d)	Comments	References
Anaerobic sequencing batch bioreactor	Fruit and vegetable waste and abattoir wastewater	2.6	A decrease in biogas production was observed due to high amount of free ammonia at high organic loading rate (OLR)	Bouallagui <i>et al.</i> (2009b)
Continuously stirred tank reactors	Municipal solid waste	15	The reactor showed superior process performance as the OLR progressively increased up to 15 kg/m ³ /d	Angelidaki <i>et al.</i> (2006)
Full-scale anaerobic digester	Industrial food waste	17	Methane yield of 360 l/kg feed waste with 40 days retention time was observed	Ike <i>et al.</i> (2010)
Integrative biological reactor	Kitchen waste	8.0	Integrative biological reactor showed the best performance and biogas production rate was higher than the single reactor	Guo <i>et al.</i> (2011)
Laboratory-scale semi continuous reactors	Municipal solid waste and press water from municipal composting plant	20	The reactor performance for biogas production was higher up to 20 OLR but further increase in OLR did not affect the biogas production	Nayono <i>et al.</i> (2010)
New starch based flocculant-anaerobic fluidized bed bioreactor	Primary treated sewage effluent with or without refractory organic pollutants	43	The efficiency and microbial activity at high OLR was higher than conventional anaerobic fluidized bed bioreactor	Xing <i>et al.</i> (2010)
Rotating drum mesh filter bioreactor	Municipal solid waste	15	The reactor proved to be stable and helpful in mixing the waste at high OLR, which is usually not possible in mechanically stirred digesters	Walker <i>et al.</i> (2009)
Self mixing anaerobic digesters	Poultry litter	16	Self mixing at high OLR and high biometanization of the poultry litter was observed	Rao <i>et al.</i> (2011)
Submerged anaerobic membrane bioreactor	Sewage sludge, food waste and livestock wastewater	1.8	The reactor showed unstable performance during the initial stage, but performed superior after acclimation formation	Jeong <i>et al.</i> (2010)
Two-phase anaerobic semi-continuous digester	Olive mill wastewater and olive mill solid waste	14	The best performance in terms of methane productivity, soluble COD and phenol removal efficiencies and effluent quality was observed	Fezzani and Cheikh (2010)
Two stage anaerobic hydrogen and methane production reactor	Organic waste	3.0	Compared to a single-stage methanogenic reactor, 11% higher energy was achieved	Luo <i>et al.</i> (2011)
Up flow anaerobic solid-state bioreactor	Mixture of maize silage and straw	17	The UASS reactor showed the highest methanogenic performance for the digestion of solid biomass	Mumme <i>et al.</i> (2010)

3.3. Les techniques d'études des communautés bactériennes

Sang *et al.* (2012) ont répertoriés les techniques analytiques de suivi des microorganismes dans les bioréacteurs de décharge (Tableau 6). Dans les premières études des microflores endogènes des systèmes de bioréacteur, les chercheurs ont étudié les bactéries hydrolytiques, acidogènes et acétogènes via des méthodes culturales telles que les dénombrements sur boîtes et les techniques du Nombre le Plus Probable (NPP). Différents microorganismes qui utilisent des substrats spécifiques comme seule source de carbone sont dénombrés sur boîtes de Pétri avec des substrats clés tels que les acides organiques volatiles et les alcools (Mackie et Bryant, 1981 ; Lay *et al.*, 1998). Les bactéries méthanogènes utilisant l'acétate et le mélange $H_2 + CO_2$ ont aussi été dénombrées par les techniques du NPP (Barlaz *et al.*, 1989). Jusqu'à présent, la majorité des études de la microflore des bioréacteurs a concerné l'étude des communautés bactériennes et archéennes et s'est effectuée via les gènes d'ARNr16S en utilisant les techniques T-RLFP, DGGE (Electrophorèse en gel dénaturant) ou d'autres techniques de clonage aléatoire d'un point de vue taxonomique (Tableau 6). Certains gènes indicateurs de fonctions métaboliques spécifiques dans les décharges sont aussi appliqués comme le gène *amoA* pour les bactériens oxydant l'ammonium, les gènes *nirK* et *nirS* pour les bactéries dénitrifiantes, et le gène *mcrA* pour les méthanogènes. Le gène *amoA* codant pour la sous-unité de l'ammonium monooxygénase est le reflet de la phylogénie des bactéries ammonium oxydante. Le gène *nirK* codant pour le cytochrome cd1 de la nitrite réductase et le *nirS* codant pour la nitrite réductase sont des marqueurs reflétant la phylogénie des bactéries dénitrifiantes qui transforment le $N-NO_2$ en N_2 gazeux. Le gène *mcrA* codant pour la sous-unité α du coenzyme M de la réductase qui est un marqueur moléculaire spécifique des méthanogènes.

Lay *et al.* (1996) ont suivi le développement des populations bactériennes par la technique de dénombrement du Nombre le Plus Probable (NPP). Les populations méthanogènes utilisant l'acétate et l'hydrogène ont été dénombrées sur milieu spécifique (Lay *et al.*, 1996) et les populations bactériennes acétogènes sur un milieu de culture avec du butyrate et du propionate comme source de carbone (Mackie et Bryant, 1981).

Laloui-Carpentier *et al.* (2006) ont étudié les communautés de bactéries méthanogènes à partir de l'ADN extrait du lixiviat de décharge et construit un arbre phylogénique. La technique FISH (Fluorescent *in situ* hybridization) a été aussi mise en œuvre dans leur étude afin d'obtenir une vision d'ensemble des différents groupes bactériens méthanogéniques se développant dans différentes conditions d'incubation.

Il est difficile de réaliser un suivi de l'évolution des microorganismes dans un bioréacteur du fait de la nature hétérogène des déchets solides placés dans le bioréacteur et la quantité limitée d'échantillon composite qui ne reflète pas forcément la diversité totale de la communauté microbienne (Sang *et al.*, 2012). Les microorganismes sont présents à la fois dans et à la surface des agrégats, nécessitant une technique de décrochage des microorganismes du solide afin d'avoir une diversité représentative de la communauté totale (échantillonnages horizontaux et verticaux et périodiques chronophages et fastidieux). Il apparaît qu'un suivi périodique de la communauté bactérienne présente dans le lixiviat soit plus aisé et moins fastidieux, mais, il n'est pas démontré, à l'heure actuelle que ce suivi reflète bien l'état du bioréacteur.

Analysis techniques	Methods	Target microorganisms	Ref.
Adenosine triphosphate (ATP) assay	Quantification of viable bacterial cells using a luciferin luciferase system (e.g., 1.0 nmol of ATP corresponds to 200 cells).	Viable bacteria	Sawamura et al. (2010)
Plate counts	Quantification of colonies formed on the plate (colony forming units)	Heterotrophs Heterotrophs, methanogens, actinomycetes, fungi	Sawamura et al. (2010); Pourche et al. (2001) Ishigaki et al. (2003)
Luminescent immunoassay	Quantification of target cells based on the specificity of the antibody-antigen reaction.	Ammonia-oxidizing bacteria	Ishigaki et al. (2003)
Most probable number (MPN)	Quantification of viable cells based on the principles of MPN statistics	H ₂ +CO ₂ -utilizing methanogens	Barlaz et al. (1989)
MPN-PCR	Quantification of PCR products of target DNA by combining the principles of MPN statistics and PCR technique	Eubacteria, ^a ammonia-oxidizing bacteria, ^b denitrifying bacteria ^c Eubacteria, ^a fungi, ^d ammonia-oxidizing bacteria, ^b denitrifying bacteria ^c Eubacteria, ^a fungi, ^d methanogens ^e	Sei et al. (2006) Sang et al. (2008) Sang et al. (2009)
Real-time PCR	Amplification and simultaneous quantification of a targeted DNA molecule	Eubacteria, ^a Archaea ^a	Sawamura et al. (2010)
Terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP)	Quantification of relative abundance of DNA fragments with different sequences of PCR products	Eubacteria, ^a Eubacteria, ^a Archaea ^a	Sei et al. (2006) ; Sawamura et al. (2010) Sang et al. (2009)
Fluorescent in situ hybridization (FISH)	Visualization and quantification of target genes in microorganisms	Eubacteria, ^a Archaea, ^a <i>Methanosaetaceae</i> , <i>Firmicutes</i> Eubacteria, ^a Archaea ^a Eubacteria, ^a Archaea, ^a <i>Methanoseetaceae</i> , <i>Methanosarcinaceae</i> , <i>Methanococcales</i> , <i>Methanobacteriales</i> , <i>Methanomicrobiales</i>	Burrell et al. (2004) Chen et al. (2003) Qu et al. (2009)
Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE)	Separation of PCR products using electrophoresis based on differences in DNA sequences or mutations	Eubacteria, ^a Archaea ^a Methanotrophs	Martin-Gonzalez et al. (2011) Cebon et al. (2007)
Microarray	Identification of DNA by hybridization on a collection of microscopic DNA spots attached to a solid surface	Methanotrophs ^a	Cebon et al. (2007)
Cloning and sequencing of DNA	Taxonomical identification of rRNA genes	Eubacteria ^a Eubacteria, ^a Archaea ^a Fungi, <i>Neocallimastigales</i> Eubacteria, ^a <i>Clostridium</i> Eubacteria, ^a ammonia-oxidizing bacteria ^b Archaea ^a Methanogens Methanotrophs	Gareth et Lau (1998) ; Pourche et al. (2001) ^e ; Huang et al. (2005); Burrell et al. (2004) Cardinali-Rezende et al. (2009); Leven et al. (2007); Martin-Gonzalez et al. (2011) Mc Carty (2006) Van Dyke. et McCarthy (2002) Chen et al. (2003) Chen et al. (2003); Huang et al. (2003); Luton et al. (2002) Mertoglu et al. (2006) Cebon et al. (2007)

a 16Sr RNA gene; b *amoA* gene ; c *nirK*, *nirS* genes ; d 18S rRNA gene; e *mcrA* gene.

Tableau 6 : Techniques analytiques appliquées au suivi des microorganismes dans les procédés de traitement des déchets solides et des décharges.

3.4. Évolution des communautés bactériennes dans un bioréacteur

Lay *et al.* (1998) ont montré que la recirculation du lixiviat stimulait de manière significative la vitesse de croissance bactérienne et la vitesse spécifique de production du méthane (mais sans influence sur le volume max de biogaz produit), entre d'autres termes, la méthanogénèse (10 fois supérieure à celle sans recirculation du lixiviat) mais pas l'acétogénèse avec des échantillons de FFOM. Ceci étant dû à une croissance supérieure des bactéries méthanogènes par rapport aux bactéries acétogènes (Figure 5). L'activité spécifique méthanogénique en consommant l'acétate joue le rôle d'arbitre dans le suivi de la décomposition de la FFOM, suggérant que la teneur en eau stimulerait le flux de carbone via les processus d'hydrolyse / fermentation et la voie acétate/H₂+CO₂. D'après les résultats de Lay *et al.* (1998), une humidité de 75 % serait le seuil permettant une décomposition initiale rapide dans la minéralisation anaérobie de la FFOM dans un bioréacteur.

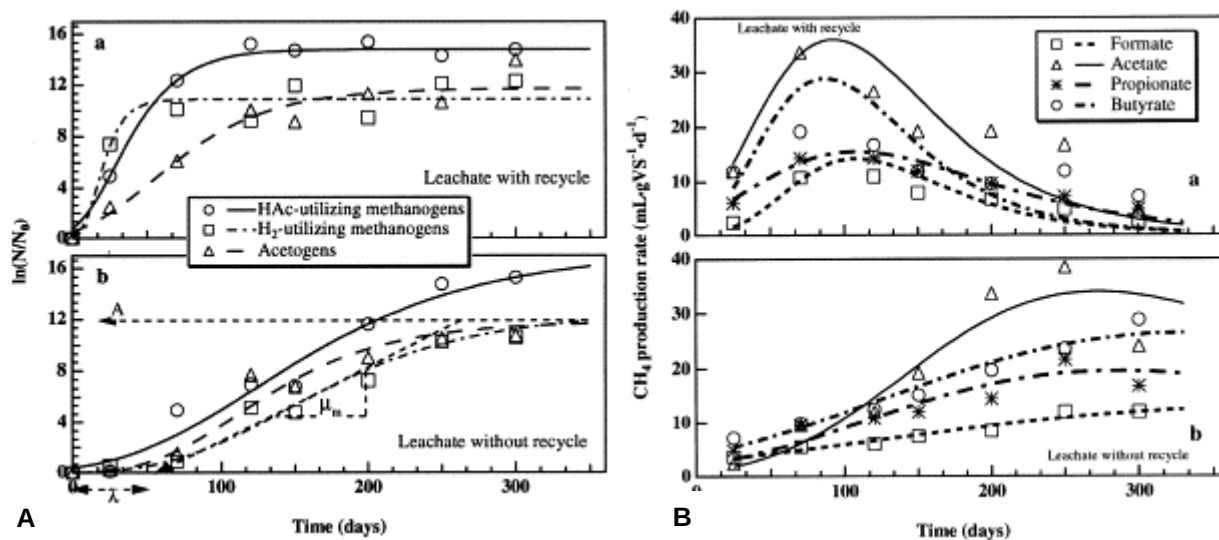


Figure 5 : Évolution de la densité de la population bactérienne avec et sans recirculation du lixiviat dans le bioréacteur sont respectivement les densités de la population bactérienne à un temps t et initiale T_0 (A). Développement de la vitesse spécifique de production de méthane (R) de chaque acide organique consommé avec et sans recirculation de lixiviat dans le bioréacteur (B) (d'après Lay *et al.*, 1998).

Mnif *et al.* (2012) ont suivi l'évolution de la diversité et de la structure des communautés bactériennes (Bacteria et Archaea) en utilisant la technique SSCP (Polymorphisme de conformation simple brin) à partir d'échantillon de boue prélevé en milieu de régime à un débit de charge organique donné. Ils ont mis en évidence une modification de la diversité totale quantitative (variation de l'intensité du pic) et qualitative (apparition / disparition de pics) avec l'augmentation du débit de charge organique (Figure 6 et Figure 7). Dans cette étude, les séquences bactériennes appartiennent à 6 phyla différents : *Bacteroidetes*, *Firmicutes*, *Synergistetes*, *Proteobacteria*, unclassified bacteria, et *Verrucomicrobia*, mais il faut noter que la majorité des clones obtenus sont reliés à des clones non cultivables isolés à partir d'habitats anaérobies comme les réacteurs anaérobie (Figure 8). La communauté Archaea est moins diverse avec 3 OTU (Operational Taxonomic Unit) majoritaires appartenant au phylum des Euryarchaeota et principalement des méthanogènes (Figure 8).

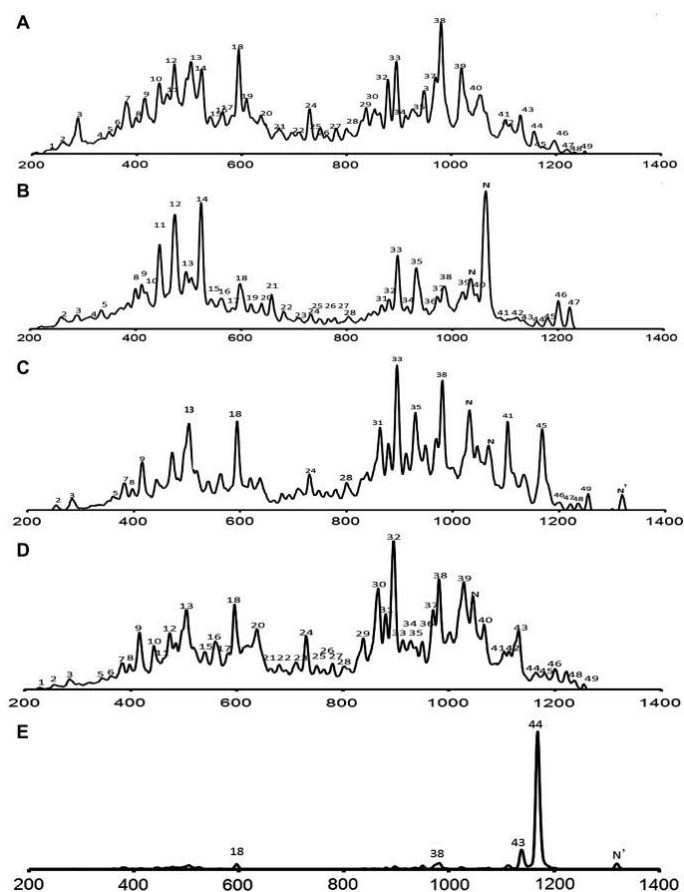


Figure 6 : Profils de diversité SSCP (Single Strand Conformation Polymorphism) de la communauté bactérienne en fonction du temps dans le bioréacteur anaérobie et en fonction du débit de charge organique **A** (4 g COD/l/j) ; **B** (5,6 g COD/l/j) ; **C** (7 g COD/l/j) ; **D** (8 g COD/l/j) ; **E** (10 g COD/l/j) (d'après Mnif et al., 2012).

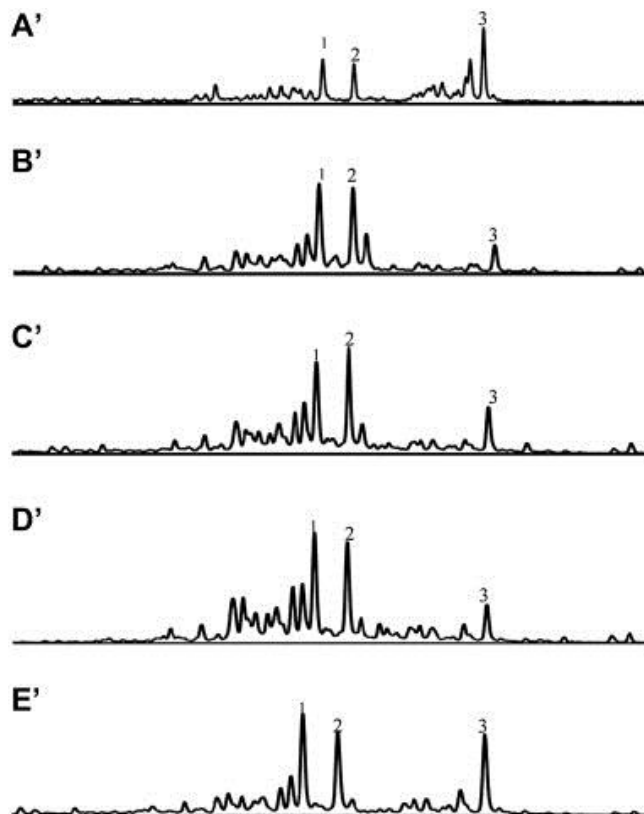


Figure 7 : Profils de diversité SSCP de la communauté archéenne en fonction du temps dans un bioréacteur anaérobie à membrane et en fonction du débit de charge organique **A** (4 g COD/l/j) ; **B** (5,6 g COD/l/j) ; **C** (7 g COD/l/j) ; **D** (8 g COD/l/j) ; **E** (10 g COD/l/j) (d'après Mnif et al., 2012).

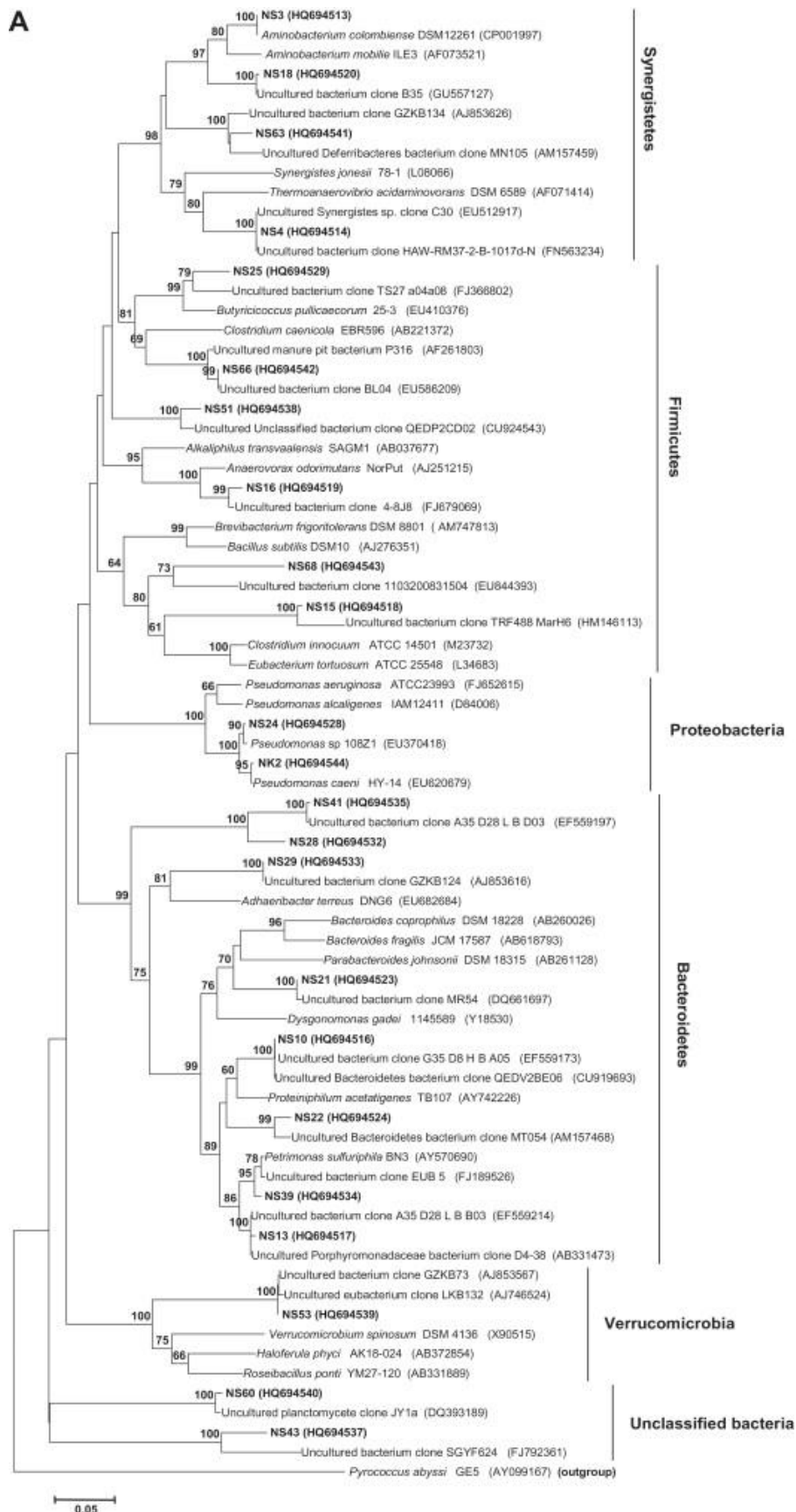


Figure 8 : Arbre phylogénétique pour les domaines de Bacteria (A) et Archaea (B). L'échelle représente la substitution de la position d'un nucléotide. *Pyrococcus abyssi* (AY099167) et *Sulfolobus acidocaldarius* (D14876) sont utilisés comme marqueurs hors groupe. Le nombre d'accèsion de GenBank est signalé entre parenthèse pour chaque espèce.

Laloui-Carpentier *et al.* (2006) ont montré que les membres bactériens des ordres des Methanosarcinales et Methanomicrobiales et plus particulièrement des microorganismes des genres *Methanosarcina*, *Methanosaeta*, *Methanoculleus*, *Methanofollis* sont les bactéries méthanogènes clés dans les lixiviats de déchets solides municipaux (Figure 9).

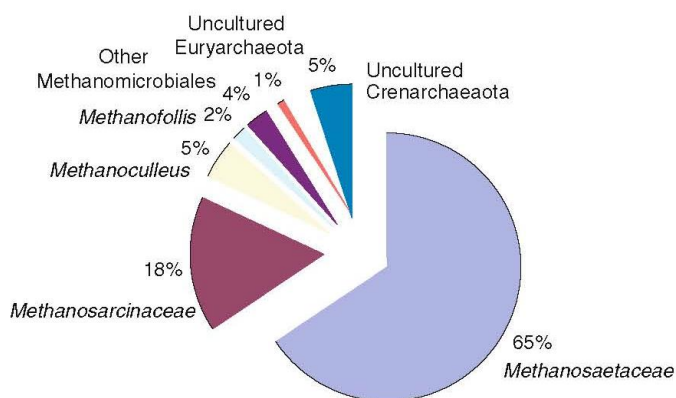


Figure 9 : Diagramme des 239 séquences d'Archaea issues de la bibliothèque de clones d'un lixiviat de décharge en France (d'après Laloui-Carpentier *et al.*, 2006).

Outre les techniques de culture d'enrichissement sur milieux spécifiques qui ne permettent l'accès à une partie des bactéries, des techniques culture-indépendantes de dénombrement/identification via des outils de biologie moléculaire ont été développés pour le suivi des différents groupes au cours du temps.

Ainsi, Laloui-Carpentier *et al.* (2006) ont marqué les cellules avec des amorces fluorescentes spécifiques ciblant l'ARN16S couplé à la microscopie confocale laser (FISH-CLSM). Ils ont mis en évidence la présence de genres bactériens spécifiques en fonction des incubations *in vitro* réalisées en présence de différents précurseurs de la méthanogénèse (formate, méthanol, méthylamine, ...) (Figure 10).

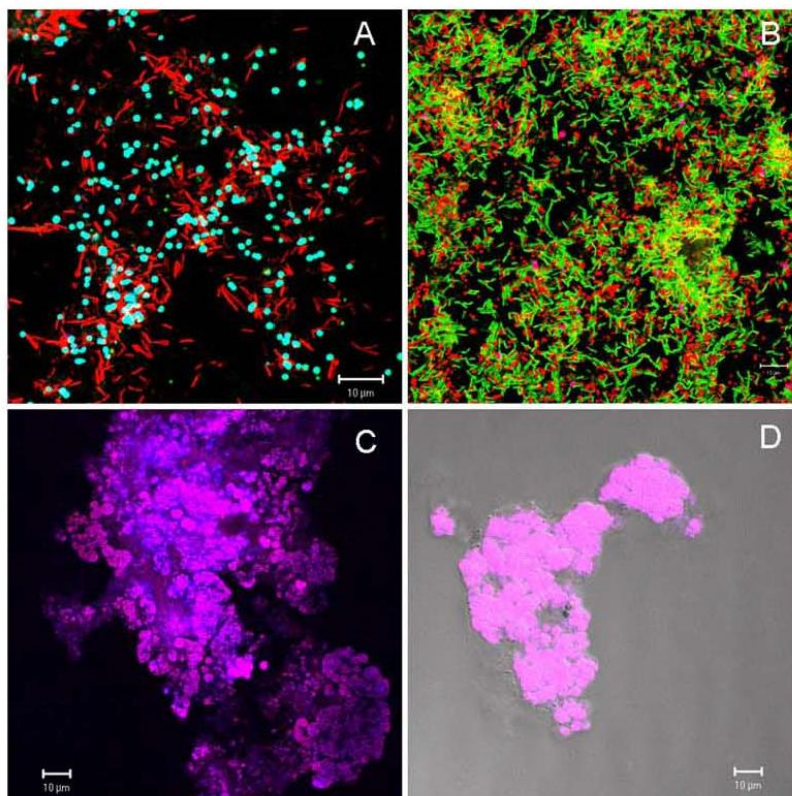


Figure 10 : Observation des lixiviats issus d'expériences d'incubations en Microscopie Confocale laser couplée à la technique FISH (d'après Laloui-Carpentier *et al.*, 2006). A : Présence des genres *Methanosarcina* : *Methanosaeta* (bleu) parmi les bactéries totales (rouges) dans des incubations en présence de formate. B : Présence des domaines bactériens Archaea (rouge) et Bacteria (vert) dans des incubations en présence de méthanol. C : Dominance des genres *Methanosarcina* / *Methanosaeta* dans des incubations en présence de méthanol. D : Dominance de *Methanosarcina* spp de l'ordre des *Methanosarcinaceae* dans des incubations en présence de méthylamine.

Sawamura *et al.* (2010) ont mis en évidence une distribution hétérogène verticale des microorganismes sur un site de décharge (profondeur entre 0 et 17,5 m) par des analyses de diversité fonctionnelles (Biolog-MT) et génétique. Les auteurs suggèrent un suivi microbiologique d'échantillons de lixiviat afin de vérifier le bon fonctionnement de la biodégradation de la matière organique.

Cardinali-Rezende *et al.* (2011) ont caractérisé phylogénétiquement (ARNr16S) et fonctionnellement (Biolog Ecoplate) les différentes communautés bactériennes dégradant des déchets organiques issus de différents bioréacteurs. Ils ont mis en évidence que la combinaison de ces 2 méthodes permettait d'avoir accès à la capacité de la communauté bactérienne à utiliser un certain nombre de substrats organiques et d'identifier les familles (ou genre, espèces) de bactéries.

4. Méthodes géophysiques appliquées au suivi de stockage de déchets

4.1. Introduction

L'état de l'art présenté dans ce rapport fait surtout référence aux outils géophysiques dits géoélectriques et électromagnétiques. Certaines méthodes géophysiques seront donc très peu abordées car l'expérience a montré qu'elles sont moins intéressantes que les méthodes géoélectriques. Le radar géologique est une méthode encore couramment utilisée pour le diagnostic de site pollué, mais ses conditions d'utilisation sont trop restrictives pour en faire un outil routinier : il faut que le milieu soit peu conducteur (résistivité supérieure à 50 ohm.m) pour éviter les pertes par conduction ohmique, qu'il soit relativement homogène pour éviter des pertes par dispersion, et que la pollution soit située dans la gamme de profondeur accessible par le radar (inférieure à 5 m dans les cas favorables, plus généralement inférieure à 2 m).

Les méthodes présentées ici sont celles communément employées par une grande partie de la communauté géophysique. Elles permettent principalement d'avoir accès à la résistivité apparente (ρ_{app}), intégration volumique de la résistivité électrique, et elles sont à privilégier dans le cadre de l'étude de centres de stockage de déchets. En effet, la résistivité électrique du sous-sol (ρ exprimé en $\Omega.m$, propriété physique du sol correspondant à la capacité à ne pas laisser passer le courant électrique) dépend de la granulométrie, de la teneur en eau, de la minéralisation de l'eau, de la teneur en argile et indirectement de la température. Ces paramètres pouvant varier de façon importante au sein d'un massif de déchets et étant des facteurs de la biodégradation (i.e. teneur en eau, température), les méthodes géoélectriques sont considérées comme de très bons candidats pour l'étude de la biodégradation de déchets.

La présente étude bibliographique recense l'ensemble des travaux publiés en géophysique et utilisant particulièrement les méthodes géoélectriques pour l'étude des décharges au sens large. Le plan de ce rapport est basé sur les objectifs que se sont fixés les opérateurs en utilisant ces méthodes. Ces méthodes peuvent être utilisées pour étudier l'hétérogénéité de la couverture, pour dimensionner une décharge afin d'estimer le volume de déchets enfouis, pour identifier des zones de fuites pouvant contaminer une nappe phréatique, pour estimer l'efficacité d'un bioréacteur, et enfin pour étudier la structure interne de la décharge que ce soit en terme de limite de casiers, de type de déchets, de maturité et de biodégradation des déchets.

4.2. Rappels sur les méthodes géophysiques

4.2.1. Les méthodes cartographiques

a. Méthodes électromagnétiques (EM) en champ proche (Slingram)

Les outils électromagnétiques en champ proche à émetteur mobile type Slingram (exemple : EM31, EM34, EM38 de Geonics) sont des conductimètres fréquentiels mesurant la conductivité électrique apparente du terrain situé sous l'appareil. Il n'y a pas de contact avec le sol. L'équipement est une perche aux bouts de laquelle sont placées deux bobines magnétiques. Une bobine émettrice parcourue par un courant alternatif, génère un champ magnétique primaire. Celui-ci engendre dans le sol des courants de Foucault dont la distribution en volume dépend des hétérogénéités du sous-sol, qui créent à leur tour un champ magnétique secondaire, de fréquence identique au champ primaire. La somme des champs primaire et secondaire est mesurée par une bobine réceptrice dont la distance

à l'émettrice est petite. Le rapport du champ secondaire en quadrature au champ primaire est proportionnel à la conductivité électrique apparente.

La profondeur d'investigation (définie comme étant la capacité à être sensible à une couche conductrice ou à un volume conducteur) dépend de la distance entre l'émetteur et le récepteur, de l'orientation des bobines et de la fréquence du champ primaire. La mesure englobe ainsi une demi-sphère de rayon dépendant de la fréquence de l'appareil (jusqu'à 1,5 m pour l'EM38, 5-6 m pour l'EM31, et 60 m pour l'EM34).

L'appareil de mesure peut être porté par un seul opérateur ou tracté par un véhicule et déplacé en continu. Couplées à un GPD différentiel, ces méthodes EM ont l'avantage d'être rapide (plusieurs kilomètres de mesures par jour). On peut ainsi identifier des ensembles conducteurs et résistants qui peuvent avoir plusieurs origines : remontée de gaz, différence d'épaisseur de matériau de recouvrement, présence de métaux. La présence de tuyaux enterrés en métal peut être une gêne pour réaliser ou interpréter des mesures électriques (résistivité, polarisation...). L'utilisation de ces méthodes EM qui permettent d'identifier ces objets peut ainsi apporter des informations intéressantes pour d'autres méthodes. Cependant, sur un site présentant de nombreux objets métalliques aériens, les méthodes EM sont difficilement utilisables.

b. Méthodes électriques

Méthodes en courant continu (galvanique)

Des techniques innovantes ont été développées pour cartographier de façon rapide la résistivité électrique apparente du sous-sol. Des méthodes tractées ont été développées avec l'appareillage fixé derrière une personne ou un véhicule tout terrain (quad, tracteur ...) qui permet de couvrir des surfaces très importantes en peu de temps. Une électronique de mesure à la fois des résistivités et de la position par satellite, permet d'atteindre des taux de 60 000 mesures par jour, nécessaires pour couvrir correctement des surfaces de l'ordre de 4 ha par jour.

La technique ARP développée par GEOCARTA consiste en un dipôle émetteur de courant électrique, suivi d'une série de trois dipôles récepteurs de mesure du potentiel électrique, le tout tracté par un quad sur lequel sont installés un GPD différentiel et le système d'acquisition (Figure 11). Les écartements croissants des dipôles, correspondant à la distance émetteur-récepteur (50 cm, 1 m, 1,70 m) permettent d'intégrer des profondeurs de plus en plus importantes (respectivement 50 cm, 1 m et 1,70 m). La rapidité d'acquisition des données sur le terrain est assurée par l'utilisation d'un quad qui permet de réaliser des profils avec une vitesse de près de 15 km/h.



Figure 11 : Illustration de la méthode ARP et photo prise sur une décharge.

Méthode électrostatique

Afin d'augmenter le rendement des mesures électriques sur un site à prospector et d'éviter l'implantation dans le sol d'électrodes de mesures, des méthodes électrostatiques ont été développées (Corim d'Iris Instruments, Ohm-Mapper de Geometrics, Figure 12). Ces méthodes permettent d'explorer les 10 premiers mètres du sol. Des trains de dipôles électrostatiques sont posés et couplés capacitivement au sol pour injecter un courant alternatif (environ 10-100 KHz) et mesurer la différence de potentiel. Pour chaque position du dipôle émetteur, on enregistre simultanément le signal électrique sur les positions des dipôles récepteurs. La profondeur d'investigation peut aller jusqu'à 10 m.

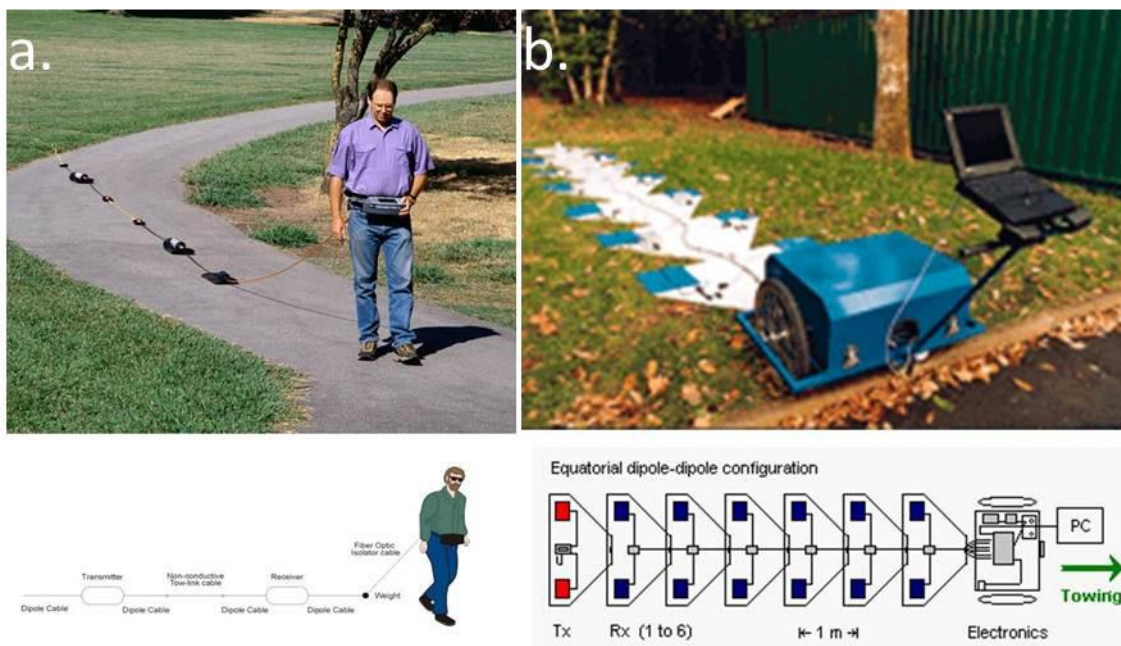


Figure 12 : a) Photos de l'OhmMapper, le récepteur est situé en queue du dispositif et les 4 récepteurs en tête. b) Photos du Corim d'Iris Instruments.

Après filtrage, les données acquises peuvent être traitées de différentes manières :

- soit en représentation en coupe après inversion des mesures brutes afin de reconstruire la section verticale de résistivité vraie ;
- soit sous forme de carte de résistivité établie pour un écartement fixe émetteur – récepteur.

Ces méthodes à grand rendement permettent d'obtenir des cartes de résistivité électrique apparente à plusieurs profondeurs (jusqu'à 10 m).

La méthode de potentiel spontané (PS)

On appelle potentiel spontané (PS) la mesure passive de la distribution du potentiel électrique à la surface du sol sans injection de courant. Les mesures PS peuvent être réalisées avec un équipement très simple constitué d'un voltmètre à haute impédance d'entrée ($M\Omega$) et d'au minimum deux électrodes non polarisables.

Les mesures peuvent être effectuées pour obtenir une cartographie statique de la distribution de potentiel électrique dans le sous-sol (utilisation de deux électrodes), ou pour effectuer un monitoring dans le temps des variations de ce potentiel (utilisation d'un réseau d'électrodes) (Figure 13). L'amplitude des signaux électriques mesurés à la surface du sol varie de quelques mV à quelques V en valeur absolue, selon la nature du phénomène, sa profondeur et le contexte géologique.

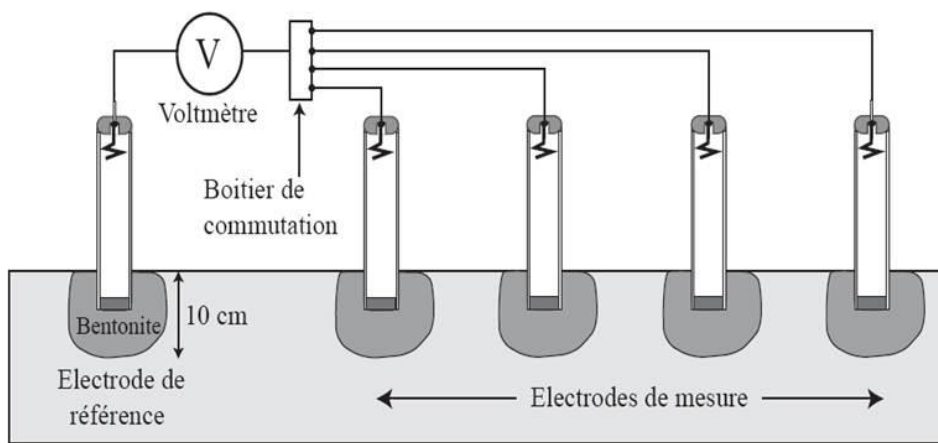


Figure 13 : Illustration du principe de monitoring PS (à gauche) et d'une prise de mesure sur le terrain (à droite).

Les sources du signal électrique naturel mesuré sont associées à des mécanismes de polarisation de charges électriques dans le milieu poreux. Ces mécanismes sont essentiellement dus à l'existence de gradients hydraulique (i.e. écoulement) ou chimique (i.e. diffusion et/ou réactions chimiques) des eaux de subsurface. La mesure de ce potentiel électrique est donc particulièrement intéressante car le champ électrique présent naturellement dans le sous-sol a une origine dynamique. En effet, à toute variation de la vitesse d'écoulement ou de la chimie des eaux souterraines, doit correspondre un changement du potentiel spontané appelé potentiel électrocinétique dans le cas d'un gradient hydraulique et potentiel électrochimique dans le cas d'un gradient chimique.

D'autres sources, moins connues en termes de processus physiques, peuvent générer des anomalies PS telles que des contrastes de résistivité électrique et des flux de gaz (cas des sites hydrothermaux et volcaniques).

4.2.2. Les méthodes à profilage

a. Méthodes sismiques

La sismique réfraction

La sismique réfraction utilise la propagation des ondes le long des interfaces entre les niveaux géologiques. Cette méthode convient en particulier à certaines applications de génie civil et d'hydrologie, notamment pour la détermination et la caractérisation du substratum en profondeur. Elle permet d'estimer les caractéristiques mécaniques des formations géologiques, la géométrie et le pendage des couches, la rippabilité des terrains.

La sismique réflexion (SHR)

La SHR utilise la réflexion des ondes sismiques sur les interfaces entre plusieurs niveaux géologiques (contraste d'impédance entre deux formations géologiques différentes). Les ondes émises se propagent et sont en partie réfléchies à chaque limite de couche. Le temps d'arrivée de la réflexion permet de situer la position d'une telle transition dans l'espace. Bénéficiant d'une résolution incomparable en profondeur, cette méthode s'applique à imager en détail les successions stratigraphiques, à caractériser des géométries et structures complexes (failles et fractures, graben, plis, diapir, failles actives).

La sismique Multichannel Analysis of Surface Waves (SASW ou MASW)

L'analyse de la dispersion des ondes de surface permet de déterminer le profil vertical des vitesses des ondes de cisaillement (Figure 14). La MASW est largement utilisée dans le domaine du génie civil pour estimer les caractéristiques mécaniques des sols et des terrains. La profondeur d'investigation moyenne est de 30m mais varie en fonction des paramètres mécaniques des terrains rencontrés.

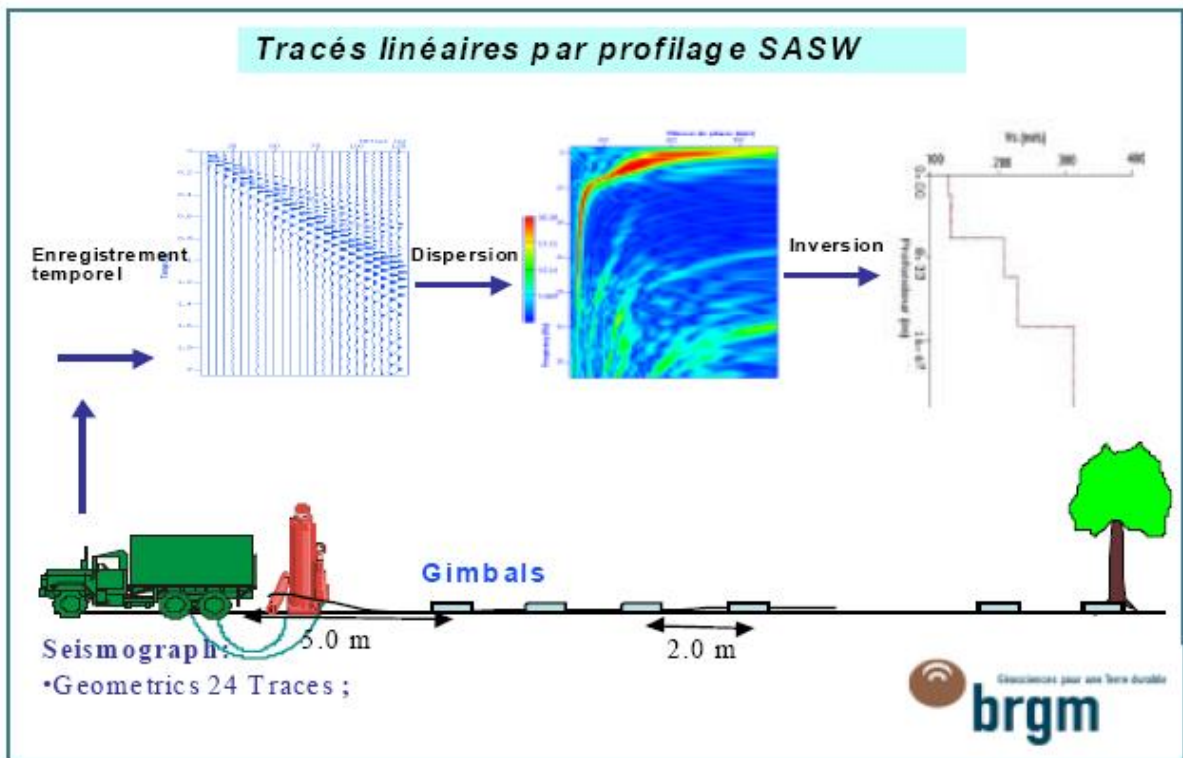


Figure 14 : Schéma décrivant la méthodologie d'acquisition et traitement des données MASW (ou SASW).

b. Méthodes électriques

La tomographie de résistivité électrique

Le principe de la tomographie de résistivité électrique consiste à injecter un courant électrique via 2 électrodes métalliques plantées dans le sol puis à mesurer des différences de potentiel électrique via d'autres couples d'électrodes. Le courant injecté est de forme carrée de période de pulsation T pouvant aller de 250 ms à 8 s. En faisant varier l'écartement des électrodes placées le long d'un profil, cette méthode permet l'acquisition de valeurs de résistivité électrique apparente que l'on représente en coupe (section) en fonction d'une pseudo-profondeur liée à l'écartement des électrodes d'injection. Des systèmes multi-électrodes permettent une gestion automatique des électrodes qui sont alors connectées au système de mesure par des câbles appelés flutes électriques (Figure 15).

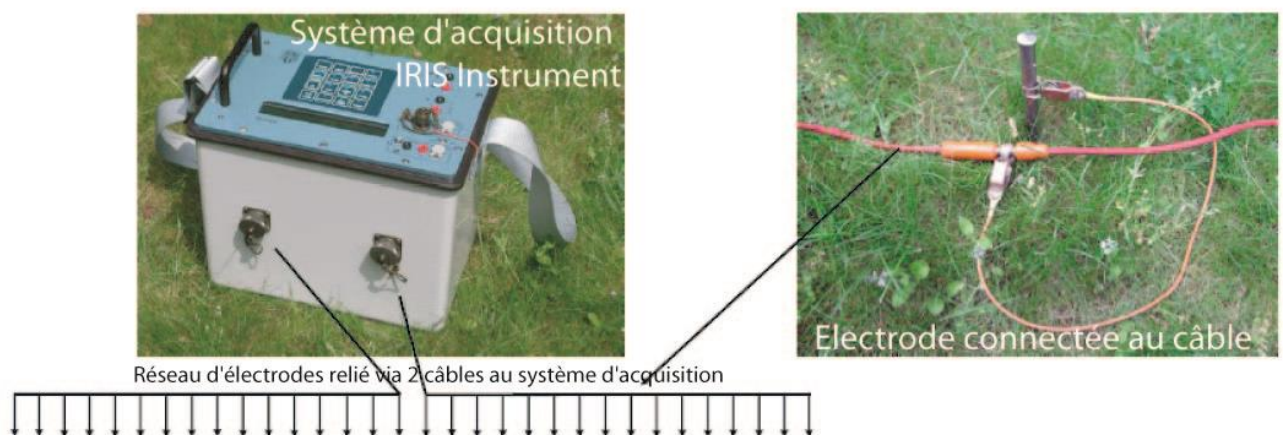


Figure 15 : Schéma du branchement des électrodes aux câbles, le tout connecté au système d'acquisition multi-électrodes.

Les données sont ensuite traitées (filtrage et inversion) et le résultat fournit un modèle 2D ou 3D de la distribution des résistivités électriques dans le sous-sol, appelée tomographie.

La propagation du courant électrique dans les roches est essentiellement liée à une conductivité ionique, les ions contenus en solution transportent les charges électriques. Ainsi, la méthode doit pouvoir clairement identifier les lixiviats qui présentent de très fortes concentrations ioniques, et délimiter ainsi les casiers. De plus, nous attendons de cette méthode qu'elle rende compte de variations de résistivité associées à des variations de biodégradabilité et/ou de maturité des déchets.

La tomographie de polarisation provoquée

Lorsque l'appareil de mesure est positionné en mode « rho only » le signal injecté est purement carré de période T, c'est-à-dire alternativement positif puis négatif et seule la mesure de la résistivité peut être réalisée. En mode « rho and IP » il y a une période dite Off où il n'y a pas injection de courant (Figure 16).

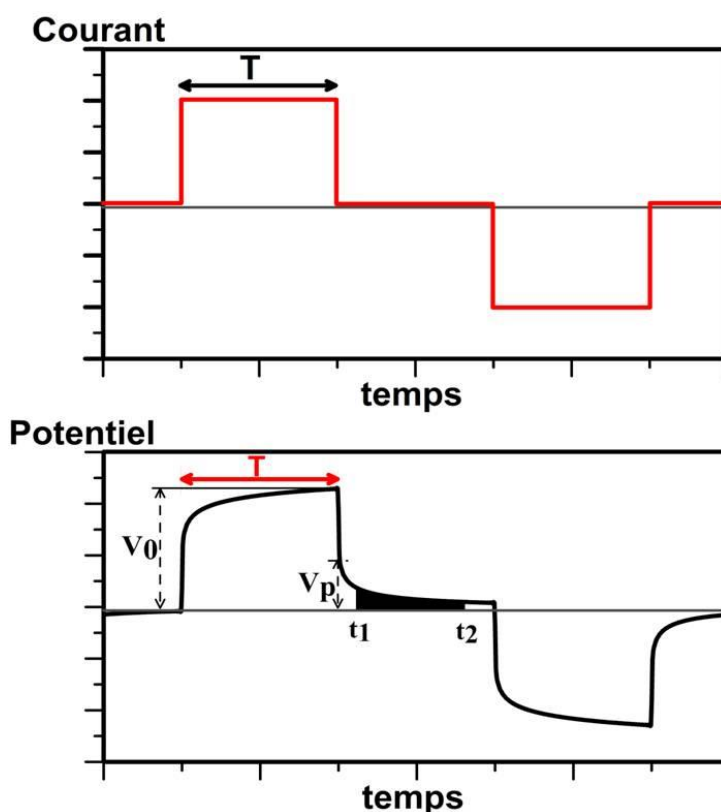


Figure 16 : Principe de mesure de la polarisation provoquée.

On étudie alors la phase de décroissance du potentiel électrique au cours d'un certain temps appelé temps de relaxation, car lorsque l'on coupe le signal d'injection, le potentiel ne retombe pas instantanément à zéro. Le sol se charge et se décharge électriquement comme un condensateur. Cet effet de polarisation provoquée représente l'effet capacitif du sol, c'est-à-dire la propriété à retenir et restituer des charges électriques. Il est quantifié par le paramètre chargeabilité électrique « m » calculé par le rapport sur une fenêtre de temps entre la tension V_p mesurée pendant ce temps défini (l'aire sous la courbe entre deux temps t_1 et t_2 , Figure 16) et la tension initiale injectée V_0 .

$$m = \frac{1}{V_0} \int_{t_1}^{t_2} V_t(t) dt$$

La chargeabilité est en général très faible et est exprimée en mV/V.

Une forte chargeabilité indique la présence de sulfures ou d'oxydes métalliques ou encore d'argiles comme l'illite ou la montmorillonite, ou la présence de contaminants organiques. L'origine de cet effet capacitif est principalement liée à des processus électrochimiques aux interfaces. En effet, les surfaces de la plupart des solides possèdent une charge nette (le plus souvent négative) liée à l'adsorption d'ions. Cette surface chargée modifie la distribution des charges libres présentes dans l'électrolyte, attirant les ions de charges opposées et repoussant les autres. Une couche diffuse se forme alors près de la surface chargée du solide. Ce phénomène crée ce que l'on appelle une double couche électrique qui présente des effets capacitifs lorsqu'un courant électrique la traverse. Ainsi, les propriétés de surface des grains et les phénomènes d'adsorption sont des effets importants sur l'effet de polarisation provoquée.

Dans le cadre des décharges, les phénomènes mis en jeu font encore débat. Les fortes valeurs de chargeabilité peuvent être associées à la présence :

- 1) de nombreuses surfaces isolantes (sacs en plastique) disséminées dans une matrice organique conductrice (Leroux *et al.* 2007) ;
- 2) de déchets métalliques disséminés (Angoran *et al.*, 1974 ; Aristodemou et Thomas-Betts., 2000 ; Slater *et al.*, 2007 ; Leroux *et al.* 2007) ;
- 3) de fortes concentrations de contaminants organiques et de cyanure (Cahyna *et al.* 1990, Niederleithinger 1994) ;
- 4) d'une activité de biodégradation de la matière organique (Carlson et Mayerle, 2009, Leroux *et al.*, 2010).

Afin de corriger l'effet de la variation de résistivité électrique d'un milieu à un autre sur la polarisation provoquée, il est préférable de travailler sur un autre paramètre appelé chargeabilité normalisée qui correspond à la chargeabilité divisée par la résistivité inversée.

L'interprétation des profils de chargeabilité est parfois difficile car la mesure de chargeabilité intègre des mécanismes de polarisation qui ont lieu à des temps de relaxation différents. C'est pourquoi il est également nécessaire de réaliser des mesures de polarisation provoquée spectrales (PPS).

La polarisation provoquée spectrale (PPS) ou fréquentielle (PPF)

La polarisation du sous-sol peut se faire dans le domaine fréquentiel, typiquement du mHz à la dizaine de kHz. Cette étude permet de déterminer la signature fréquentielle de la roche et des contaminants. Sur le terrain, il est difficile d'utiliser les basses fréquences car les temps d'acquisition sont extrêmement longs (plusieurs heures) et les signaux sont bruités.

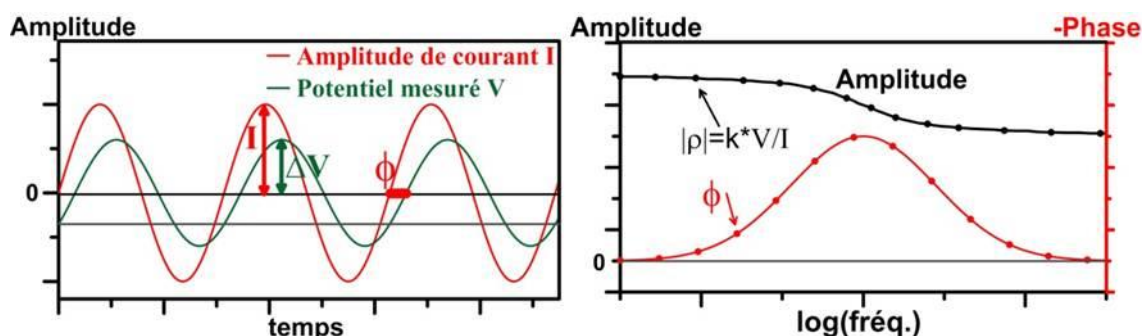


Figure 17 : Principe de mesure de la polarisation provoquée spectrale.

Le principe est ici d'injecter non plus un signal carré mais un signal sinusoïdal à différentes fréquences (Figure 17). Pour chaque fréquence d'excitation, le voltage mesuré induit un décalage de phase par rapport au courant injecté d'excitation. Pour décrire cet effet, le voltage de sortie peut s'exprimer comme la somme vectorielle d'une composante en phase (partie Réelle) et d'une composante en quadrature (ou Imaginaire). La résistivité réelle mesurée par la méthode de résistivité électrique devient ici la résistivité complexe ou impédance électrique comprenant une amplitude et une phase.

$$\sigma^* = \sigma_{el} + \sigma_{int}^* + \sigma_{elc} = i\omega\epsilon^*$$

Avec σ_{el} la conduction électrolytique (ionique) liée au déplacement des ions dans la solution porale saturée interconnectée, σ_{elc} la conduction électronique si des métaux sont présents, et σ_{int}^* la conduction liée aux mécanismes d'interface qui rend compte des mécanismes de conduction et de polarisation qui ont lieu aux interfaces :

- Fluide / minéral
- Fluide / cellules microbiennes
- Fluide / minéral métallique

L'expression de l'impédance électrique peut également s'écrire sous forme complexe où l'amplitude et la phase du voltage par rapport au courant d'entrée dépendent des propriétés physiques du milieu :

$$\sigma^*(\omega) = |\sigma(\omega)| e^{-j\varphi(\omega)} = \sigma'(\omega) + i\sigma''(\omega)$$

4.3. Applications de méthodes géophysiques sur les décharges

4.3.1. Étude de la couverture

La couverture, interface entre les déchets et l'atmosphère, conditionne l'évolution du site au cours du temps. En effet, la présence de défauts peut entraîner une baisse de sa perméabilité.

Dans le cas d'un test de l'intégrité d'une géomembrane de fond, des méthodes électriques sont souvent mises en œuvre directement au moment de sa pose (White et Barker 1997) ou lors du recouvrement par une couche de drainage (Colucci *et al.*, 1999) ou une faible épaisseur de déchets (Laine *et al.*, 1997).

Mais, lorsque la géomembrane fait partie du système de couverture (Hansen et Beck 2009; Beck, 2011), la détection des défauts n'est possible que sous certaines conditions en fonction de la nature et de l'épaisseur du sol. Ces méthodes ne sont donc pas applicables dans la plupart des cas, dès lors que l'épaisseur totale de la couverture est mise en place. Le contrôle de la couverture sur des installations de stockage de déchets existantes requiert par conséquent l'usage de techniques non destructives.

Les méthodes géophysique de cartographie ou de profilage sont donc utilisées pour identifier et localiser ces défauts que ce soient des hétérogénéités de composition, d'épaisseur, de teneur en eau, ou la présence de fissures dans la couverture argileuse (Chambers *et al.*, 2006 ; Leroux *et al.*, 2007).

Carpenter *et al.* (1991) ont effectué des mesures de résistivité électrique azimuthale et de sismique réfraction sur une installation de stockage de déchets non dangereux à Chicago dans le but d'identifier les zones fissurées de la couverture constituée d'1,2 m d'argile compactée surmontée de 0,5 m de terre végétale. Les zones fissurées ont été caractérisées par une augmentation de résistivité électrique (d'amplitude maximale de 16 $\Omega \cdot m$ parallèlement à la fissure) et par une vitesse des ondes P de l'ordre de 370 $m \cdot s^{-1}$, plus faible que celle des zones non fissurées (de l'ordre de 740 $m \cdot s^{-1}$).

Cassiani *et al.* (2008) ont réalisé des mesures de radar en forage sur une installation de stockage de déchets inertes en Italie dans le but d'évaluer les performances de la couverture argileuse. Suite à un arrosage artificiel d'eau dans un puits autour duquel les mesures radar ont été réalisées, les auteurs ont noté une augmentation significative de teneur en eau volumique estimée à partir des mesures radar. Ils ont donc attribué leurs résultats à l'existence d'une zone d'infiltration préférentielle à cet endroit où la barrière argileuse ne semble pas remplir correctement sa fonction d'étanchéité. Des prélèvements de matériaux de couverture associés à des mesures de perméabilité leur ont permis de confirmer l'hétérogénéité de la couche argileuse.

Guyonnet *et al.* (2003) ont travaillé sur une planche d'essai (de 15 m de long, 12 m de large et 1 m d'épaisseur) composée d'argile compactée contenant des hétérogénéités de taille métrique incorporées volontairement. Cette planche leur a permis de tester les méthodes radar géologique et EM38. Les hétérogénéités de composition, introduites dans les deux couches, ont été effectuées en remplaçant l'argile par un mélange de terre végétale, graviers et argile en proportions équivalentes. Les hétérogénéités de compactage ont été créées dans la couche d'argile superficielle en remblayant les excavations par de l'argile plus faiblement compactée.

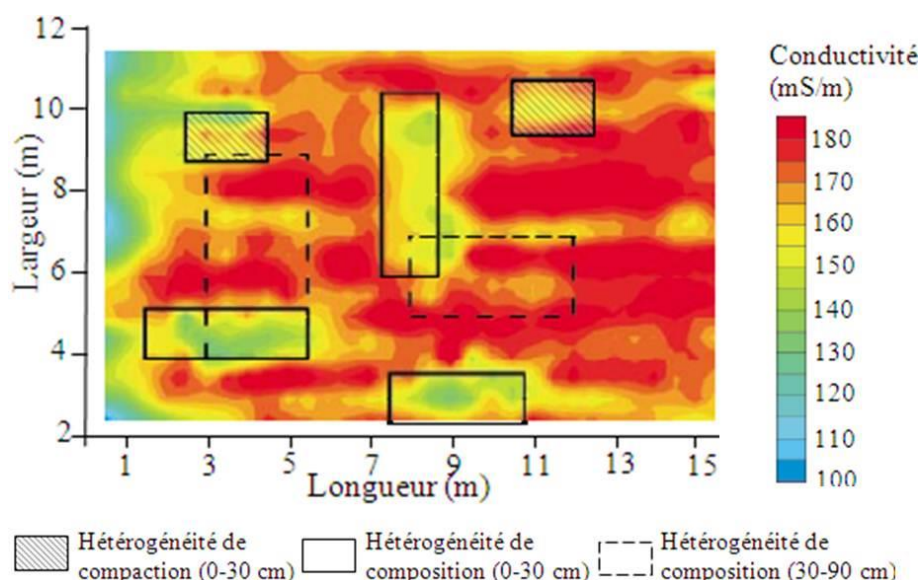


Figure 18 : Carte de conductivité issues des mesures EM 38 en mode horizontal (d'après Guyonnet et al., 2003).

Seules les hétérogénéités de composition entre 0 et 30 cm de profondeur ont été détectées en EM38 en mode horizontal (mesures réalisées tous les 50 cm), par une conductivité électrique plus faible que dans le reste de l'argile (Figure 18). Le radar géologique a quant à lui surtout mis en évidence des rugosités créées en surface par le passage de l'engin de compactage.

Genelle *et al.* (2012) ont travaillé à la fois sur des parcelles expérimentales reproduisant une couverture argileuse et une couverture par géomembrane et sur un site réel (Genelle *et al.*, 2011 ; Naudet *et al.*, 2011). L'utilisation de méthodes cartographiques de résistivité électrique (ARP®) et de potentiel spontané leur ont permis de localiser des zones hétérogènes dans la couverture susceptibles de représenter des zones de faiblesse d'un point de vue infiltration d'eau. L'affinage de leurs mesures par de la tomographie de résistivité électrique 2D leur a permis de localiser avec plus de précision les zones de défaut. Ces méthodes leur ont également permis de localiser des géomembranes et géodrains dont la localisation était méconnue. La Figure 19 présente une carte de résistivité électrique apparente et de potentiel spontané réalisé sur un ancien dôme de déchets d'ordures ménagères dont le recouvrement a été réalisé à 3 dates différentes. La zone la plus ancienne (zone 1) est marquée par des valeurs de potentiel spontané plus positives que la zone la plus récente (zone 1). De plus, les bordures des zones 2 et 3 ont été renforcées d'un point de vue mécanique par l'installation sur le talus d'une géomembrane. Celle-ci est clairement identifiée par des résistivités apparentes élevées et des valeurs de potentiel spontané faibles.

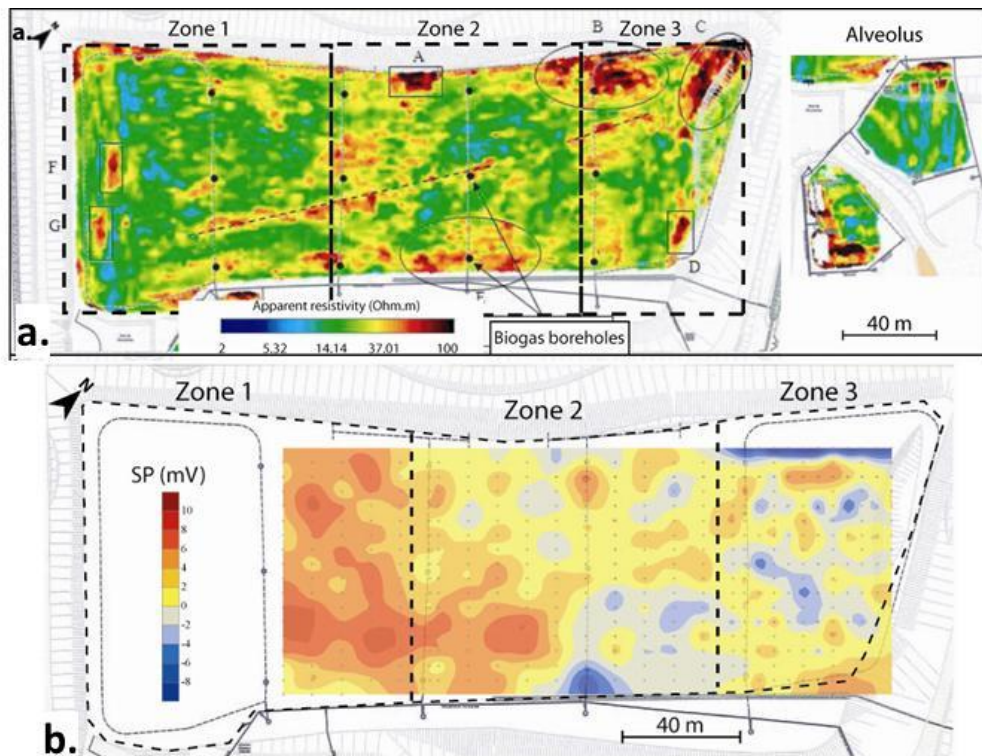


Figure 19 : Carte de résistivité électrique apparente obtenue avec la méthode ARP® (dipôle espacé de 0.5 m)(a.) et carte de potentiel spontané réalisées sur la couverture d'un site de stockage des déchets ménagers (Naudet et al., 2011).

4.3.2. Le dimensionnement du site

Depuis les années 1990, de nombreuses études ont été menées en vue de délimiter les déchets du terrain naturel sur lequel ils ont été stockés. La sismique réfraction est pour cela très utilisée, du fait du contraste de vitesse des ondes P entre le substratum (plus rapide) et le massif de déchets (Cardarelli et Bernabini, 1997). La méthode radiomagnétotellurique permet elle aussi de déterminer la profondeur des déchets (Tezkan et al., 2000).

La méthode de tomographie de résistivité électrique est très fréquemment utilisée pour déterminer la profondeur des déchets et les limites latérales de centres de stockage (Ogilvy et al., 2002 ; Chambers et al., 2006 ; Leroux et al., 2007 ; Soupios et al., 2007). Son efficacité est conditionnée par l'existence d'un fort contraste électrique entre les déchets dont la résistivité peut descendre jusqu'à 1 $\Omega.m$ (Ogilvy et al., 2002) et le milieu naturel. L'étude électrique réalisée par Chambers et al. (2006) sur une installation de stockage de déchets en Angleterre a été très concluante car le terrain naturel composé de grès et calcaires était caractérisé par une résistivité de plusieurs centaines d'ohm.m alors que les déchets présentaient des résistivités électriques inférieures à 20 $\Omega.m$.

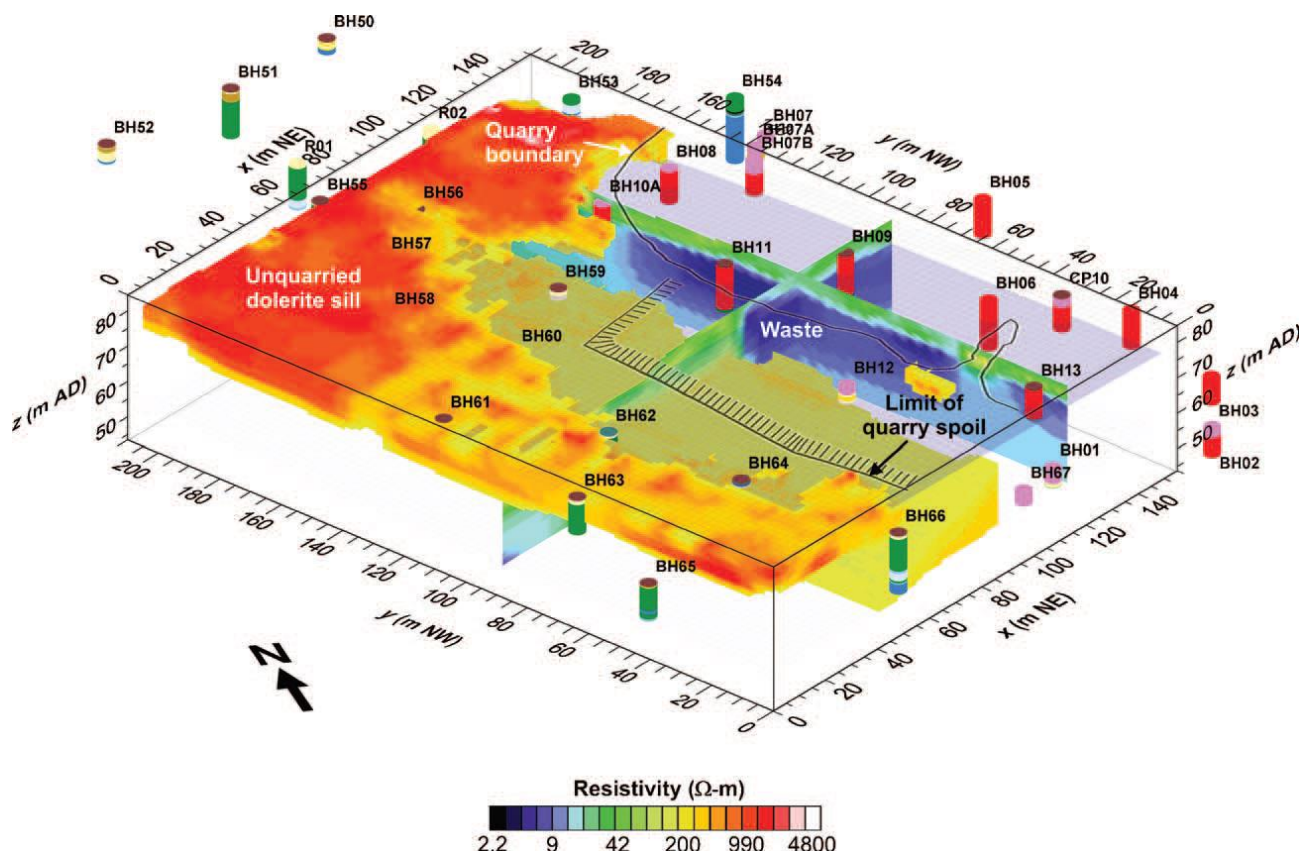


Figure 20 : Modèle 3D de résistivité électrique avec les données de forages obtenus sur une installation de stockage de déchets en Angleterre (Chambers et al., 2006). Les volumes opaques correspondent à des valeurs de résistivité supérieures à 50 ohm.m.

Dans le cas où le fond de l'installation de stockage de déchets est constitué d'une géomembrane, la très forte résistivité électrique de ce matériau rend très difficile la détection du matériau sous-jacent par la méthode de résistivité électrique. Bavusi *et al.* (2006) ont réalisé des mesures de tomographie de résistivité électrique, de polarisation provoquée et de potentiel spontané sur une installation de stockage de déchets en Italie, dont le fond est composé de béton renforcé surmonté d'une géomembrane en PEHD. L'emploi de ces méthodes a fourni des informations sur la forme du bassin de déchets et a permis de localiser des accumulations locales de lixiviats. La forte résistivité de la géomembrane (>900 $\Omega\cdot m$) ne leur a cependant pas permis d'obtenir des informations sous le bassin de déchets. Les auteurs n'ayant pas observé de baisse particulière de résistivité le long de leurs panneaux électriques pouvant indiquer une fissure de la géomembrane, ils en ont conclu que celle-ci devait être intègre. La méthode de polarisation provoquée utilisée dans le domaine temporel s'avère également très efficace pour délimiter un site et les casiers de décharges. Alors que la tomographie électrique ne permet pas tout le temps de dissocier le contact encaissant / déchets si le contraste électrique est trop faible, la méthode de polarisation provoquée montre souvent un contraste plus fort en terme de chargeabilité (Carlson et Mayerle, 2009 ; Dahlin *et al.*, 2010 ; Leroux *et al.*, 2007).

4.3.3. La localisation des panaches de contamination

La caractérisation des panaches de pollution est souvent réalisée au moyen des méthodes géoélectriques avec la tomographie de résistivité électrique en 2D et 3D. En effet, le contraste de minéralisation dans la nappe aquifère est fort du fait des éléments organiques et inorganiques provenant de la source de pollution qui viennent augmenter la conductivité du fluide. Les mesures de résistivité électrique permettent ainsi de localiser et définir l'extension du panache électriquement conducteur (Aristodemou et Thomas-Betts, 2000 ; Ogilvy *et al.*, 2002 ; Naudet *et al.*, 2004 ; Chambers *et al.*, 2005).

Les mesures de résistivité électriques sont parfois complétées par des mesures de polarisation provoquée pour mieux caractériser l'extension de panaches issus de décharges (Cardarelli et Bernabini, 1997 ; Cardarelli et Di Filippo, 2004 ; Gallas *et al.*, 2010) et surtout de panaches d'hydrocarbures de type solvants chlorés (Ajo-Franklin *et al.*, 2006 ; Cardarelli et Di Filippo, 2009).

La méthode de potentiel spontané est également utilisée conjointement aux autres pour définir l'extension d'un panache de contamination provenant d'un centre de stockage de déchets et plus précisément le front d'oxydoréduction de ce panache (Naudet *et al.*, 2004). En effet, la forte activité de biodégradation de la matière organique dans le panache semble être une des sources majeures dans le signal de potentiel spontané. Cette méthode a également montré son efficacité pour localiser des panaches d'hydrocarbures (Minsley *et al.*, 2007).

4.3.4. L'évaluation de l'efficacité d'un bioréacteur

Dans le cadre d'installations de stockage de déchets de type bioréacteur, la dégradation des déchets est accélérée par la réinjection de lixiviats. Cette technique nécessite de contrôler l'humidité au sein du massif de déchets. Une humidité insuffisante peut en effet entraîner une dégradation limitée.

Le suivi de l'humidité dans un bioréacteur lors de l'injection de lixiviat a fait l'objet de récentes études qui utilisent la tomographie de résistivité électrique (Guérin *et al.*, 2004 ; Rosqvist et Dahlin, 2010 ; Grellier *et al.*, 2008 ; Clément *et al.*, 2011). Cependant, la couverture de ces installations étant de type imperméable, la présence d'une géomembrane ou d'un GSB (isolant électrique) nécessite d'enterrer l'ensemble des électrodes et des câbles sous cette barrière isolante.

La réalisation de mesures 3D en time-lapse permet de connaître précisément la zone affectée par l'injection de lixiviats (Clément *et al.*, 2011). De plus, en présence de capteurs de température pour la correction des résistivités électriques, il est possible de déterminer les variations de teneur en eau induites par l'injection de lixiviats (Grellier *et al.*, 2008).

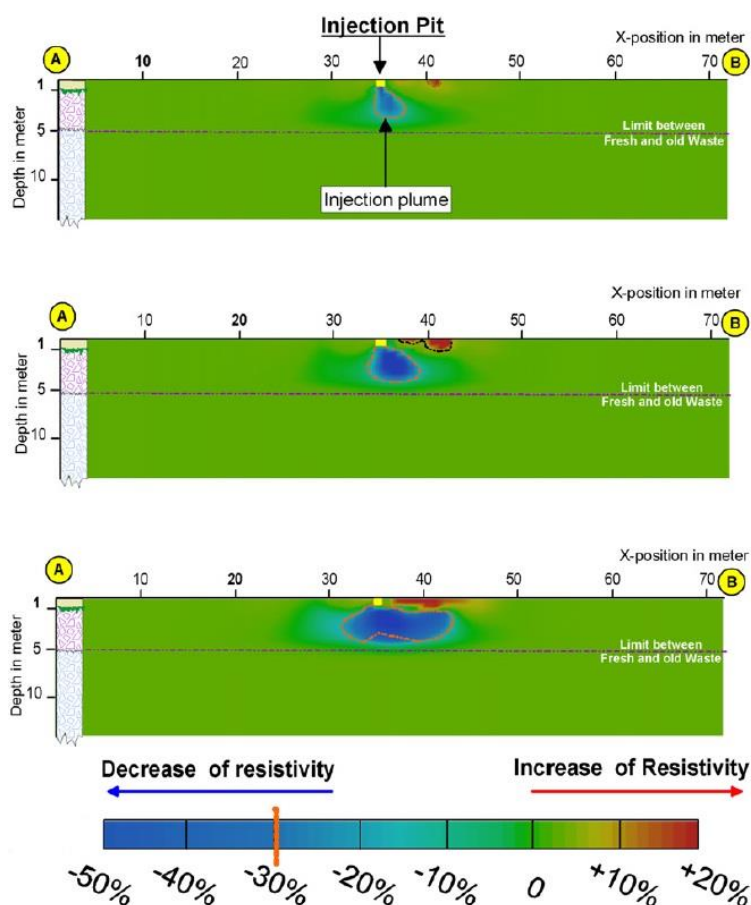


Figure 21 : Coupe 2D de variation de résistivité électrique calculée en 3D (PCRVR Pourcentage Change Resistivity Variation) pendant une expérience d'injection de lixiviat dans un massif de déchets après 3h (haut), 17h et 23h (bas). Une ligne d'iso-valeur de PCRVR=30 % est indiquée (Clément *et al.*, 2011).

4.3.5. L'étude de la structure interne, du type de déchets

La caractérisation interne des déchets par les méthodes géophysiques se révèle délicate, en raison de leur forte hétérogénéité ainsi que des variations d'humidité au sein même du déchet. En effet, des mesures de tomographie de résistivité électrique effectuées au fur et à mesure de l'excavation de déchets stockés en Suède a montré que celle-ci était principalement influencée par les variations d'humidité (Bernstone *et al.*, 2000). L'hétérogénéité des déchets (papier, plastique, bois, métal, ...) n'a par conséquent pas pu être reliée aux différences de résistivité électrique détectées sur les panneaux.

La méthode de polarisation provoquée semble être un outil très intéressant pour discriminer les types de déchets. En effet, les études menées sur des décharges en polarisation provoquée temporelle ont montré de fortes valeurs de chargeabilité. Les auteurs attribuent ces valeurs à la présence (i) de nombreuses surfaces isolantes (sacs en plastique) disséminées dans une matrice organique conductrice (Leroux *et al.*, 2007), (ii) d'objets métalliques (Leroux *et al.*, 2007), et (iii) de fortes concentrations de contaminants organiques et de cyanure (Cahyna *et al.*, 1990 ; Niederleithinger, 1994).

Auken *et al.* (2011) ont réalisé plusieurs profils de polarisation provoquée temporelle sur l'ensemble de la décharge Eskelund au Danemark. Par inversion de leurs données, ils ont pu obtenir des profils 2D mettant en évidence les limites latérales et en profondeur de la décharge (Figure 22). De plus, ils ont montré que l'amplitude de la chargeabilité variait localement sur la décharge. Par comparaison des cartes de chargeabilité avec des images satellites de la décharge à différentes dates, ils ont pu reconstruire son historique, les valeurs de chargeabilité semblant être fortement corrélées au type de déchets enfouis.

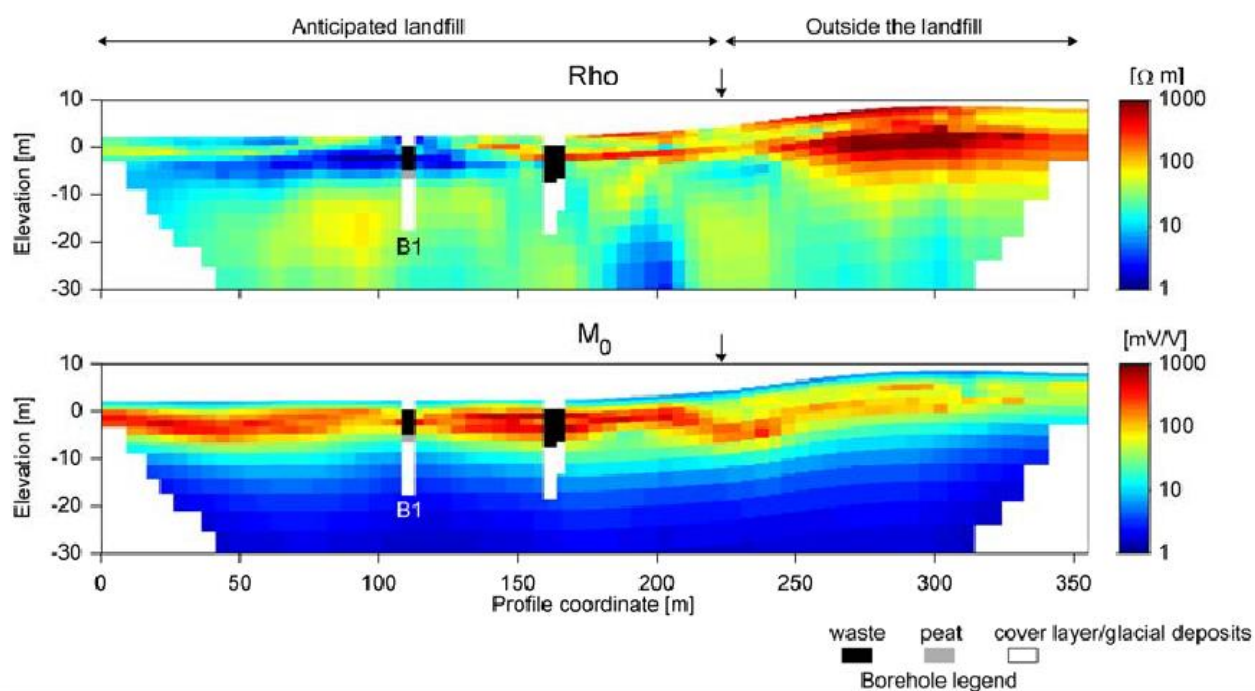


Figure 22 : Coupe 2D de résistivité électrique (en haut) et chargeabilité (en bas) inversées acquises le long de la décharge Eskelund au Danemark (Auken *et al.*, 2011). Une très bonne corrélation est obtenue entre la chargeabilité et les déchets.

Des mesures dans le domaine fréquentiel semblent être capables de distinguer ces sources. Cependant, de telles mesures ont très peu été réalisées. En réalisant des mesures entre 0,01 et 10Hz, Weller *et al.* (1999) ont montré une augmentation dans la phase des signaux au niveau des déchets contenant des métaux disséminés. Vaudelet *et al.* (2011) ont déterminé l'extension d'une phase organique et d'une zone fortement minéralisée qui est soit liée à une zone biodégradée ou à la présence de pyrite.

4.3.6. Le niveau de maturité et de biodégradation des déchets

Si la chargeabilité est influencée par le contenu en métal, elle l'est aussi par la présence de matière organique biodégradable. Depuis peu, quelques équipes de recherche essaient de comprendre le lien entre signaux géophysique et activité de biodégradation, notamment au sein de panaches de contamination. Les méthodes géoélectriques semblent encore une fois être les plus sensibles aux modifications des propriétés pétrophysiques, chimiques et électriques du milieu induites par l'activité microbienne (articles de synthèse : Atekwana et Atekwana., 2010 ; Revil *et al.* 2010). Ces résultats montrent que les méthodes géoélectriques semblent particulièrement bien adaptées pour détecter la croissance et l'activité bactérienne dans les panaches de contamination. Cependant, aucune des études citées ci-dessus ne traitent des massifs de déchets au niveau de la décharge.

Leroux *et al.* (2010) ont étudié quatre installations de stockage de déchets non dangereux en Suède et ont montré un lien entre chargeabilité élevée et déchets fortement biodégradables (Figure 23). Grellier (2005) a réalisé des mesures sur une période de deux ans en l'absence d'injection de lixiviat. Ses résultats ont montré des variations de résistivité électrique importantes qui seraient plus liées à la biodégradation des déchets qu'à des variations de teneur en eau volumique ou de température.

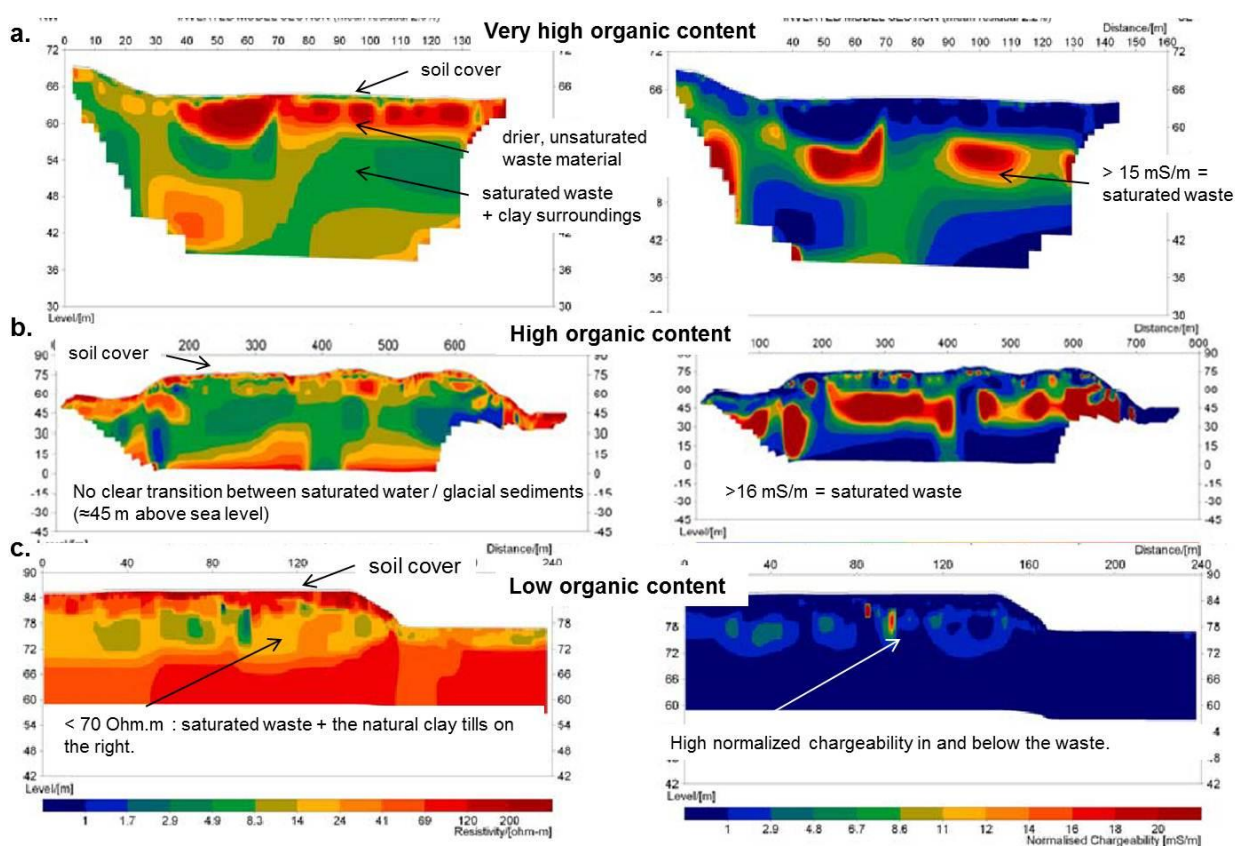


Figure 23 : Coupes 2D de résistivité électrique et chargeabilité normalisée obtenues sur 3 sites à teneur en matière organique décroissante : a) un bioréacteur, b) la décharge de Filborna et c) la partie ancienne de la décharge de Filborna (adaptée de Leroux *et al.*, 2010).

4.3.7. Conclusions

L'étude de l'ensemble d'un site de stockage par des mesures géophysiques peut s'avérer longue et coûteuse. Bien souvent, des méthodes cartographiques rapides d'acquisition sont utilisées en premier afin de couvrir l'ensemble du site. Ces méthodes à grande échelle doivent être très intégratrices et à grand rendement pour que leur coût reste économiquement acceptable. Ces méthodes permettent ainsi de localiser des sources et panaches de pollution, des zones d'anomalies sur le site, mais elles ne permettent parfois pas de déterminer précisément leur profondeur. Sur la base de ces premiers résultats, des méthodes géophysiques plus fines et surtout donnant une description en profondeur (2D) ou volumique (3D) peuvent être utilisées sur des zones spécifiques du site où des anomalies ont précédemment été identifiées. Les mesures géophysiques n'étant en soit pas discriminantes (les signaux pouvant être liés tout aussi bien à une activité physico-chimique qu'à une activité biologique), le couplage des méthodes sensibles à divers paramètres physiques est nécessaire afin d'apporter des informations complémentaires et préciser le rôle de chaque paramètre pour l'étude des sites de stockage de déchets. Les différentes techniques d'étude de l'activité microbienne au sein du déchet permettent d'avoir accès à différents types d'informations, soit une activité bactérienne spécifique (via la quantification des gènes de fonction codant pour les groupes bactériens impliqués dans telle ou telle étape de la fermentation,...), soit une quantification globale des bactéries (via la quantification de l'ARNr16S des domaines de Bacteria et Archaea), soit une quantification de bactéries cultivables donc potentiellement actives (via des méthodes culturales). Il est donc possible de combiner ces approches microbiologiques avec les méthodes géophysiques afin de déterminer si la présence du signal et son évolution sont liées soit à une polarisation de la bactérie soit à une polarisation du milieu environnant qui évolue par l'activité métabolique bactérienne.

5. Expérimentations dans le cadre du projet AMIGOS

5.1. Dispositif expérimental au laboratoire

Le dispositif expérimental est présenté à la Figure 24, Figure 25 et Figure 26. Les expérimentations sont réalisées dans des cuves en PE de 200L sur lesquelles sont insérées des sondes (TDR pour la mesure de l'humidité, Redox, pH, température), des bougies poreuses pour le prélèvement de fluide (analyses géochimiques et microbiologiques), et des électrodes PS pour la mesure du signal électrique à 2 hauteurs (20 cm de la surface du déchet et 21 cm de la base du déchet).

Ce dispositif expérimental est équipé d'un système permettant de mettre en recirculation les lixiviats dans la colonne (Figure 25). Ceci a pour but d'augmenter l'humidité dans la masse de déchets et ainsi d'accélérer la dégradation.

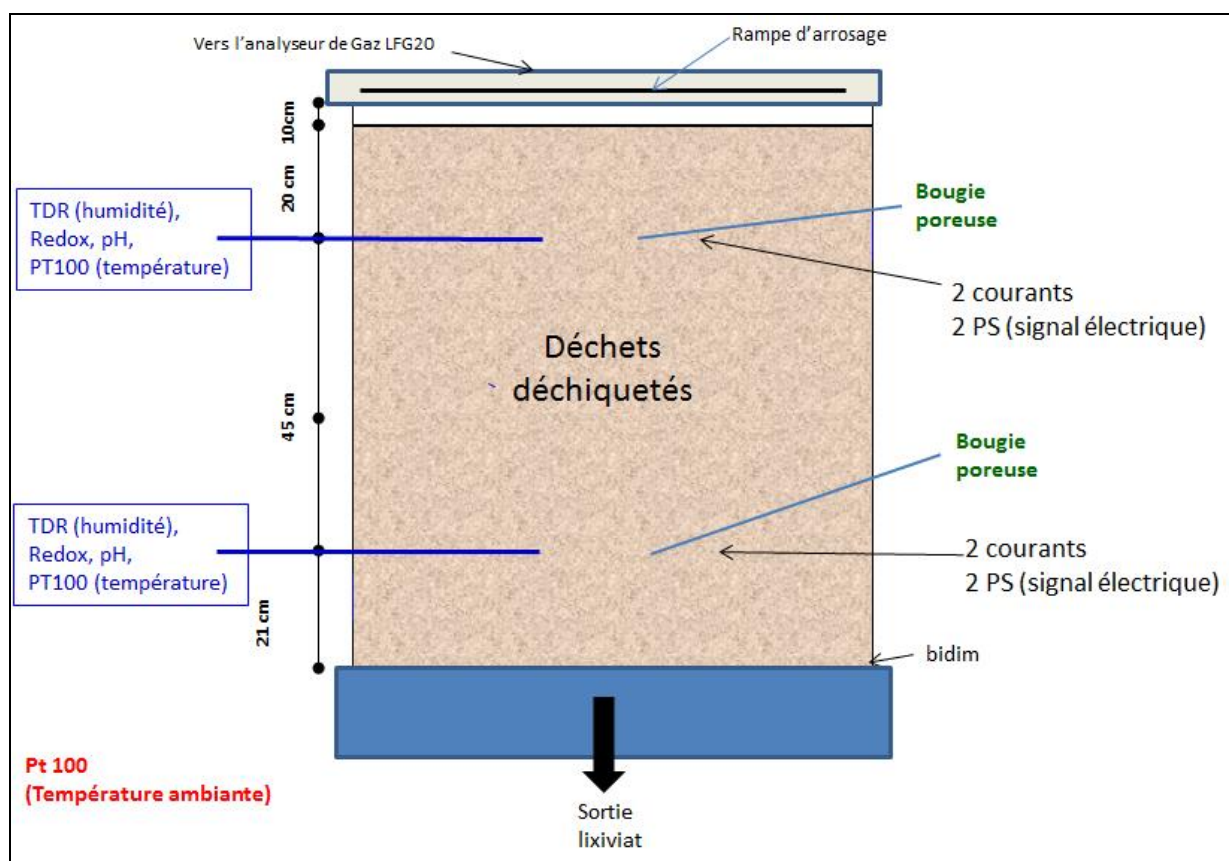


Figure 24 : Dispositif expérimental d'étude dans le cadre du projet AMIGOS.

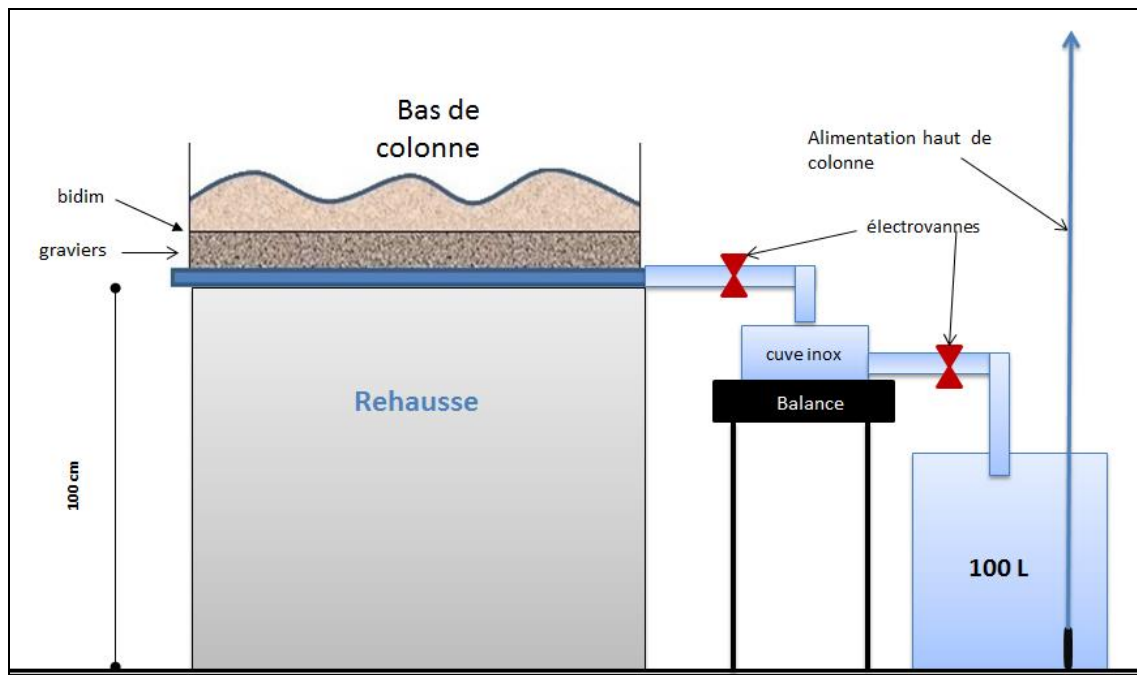


Figure 25 : Dispositif pour la recirculation du lixiviat.



Figure 26 : Photos du dispositif expérimental.

5.2. Présentation des essais réalisés au laboratoire

Les essais qui ont été menés dans le cadre du projet sont les suivants :

1. Essais de calibration ou essais dits « à blanc »

Les essais à blanc ont été réalisés avec du sable de Loire, tamisé entre 3,15 mm et 80 µm, afin de déterminer le bruit de fond du signal électrique. Pour cela, plusieurs conditions expérimentales ont été testées. Elles sont décrites dans le Tableau 7. A noter que les lixiviats utilisés pour la réalisation de certains essais à blanc proviennent d'un site de traitement de déchets ménagers. Après mise en colonne du déchet, celui-ci a complètement été saturé par du lixiviat afin de garantir une humidification totale du déchet pour assurer un contact optimal entre les électrodes et le milieu étudié et assurer une bonne circulation du courant électrique.

Tableau 7 : Essais réalisés pour la calibration du signal électrique.

Conditions expérimentales	Objectif	Durée de l'essai
Sable + eau déminéralisée	Déterminer le bruit de fond associé au sable	1 semaine
Sable + eau salée	Déterminer le bruit de fond associé à une solution conductrice	1 semaine
Sable + lixiviat + NaN_3 (composé chimique inhibant l'activité microbienne)	Déterminer le bruit de fond associé à la circulation d'un fluide présentant les mêmes caractéristiques physico-chimiques que les lixiviats	1 semaine

2. Essais avec des déchets et des lixiviats prélevés sur un site de traitement de déchets ménagers

Ces essais ont consisté à étudier l'évolution des caractéristiques physico-chimiques, biologiques et géophysiques d'un déchet lors de sa biodégradation. Le lixiviat utilisé pour accélérer la dégradation du déchet est issu de la même alvéole que le déchet considéré.

2 types d'essais ont été réalisés dans ces conditions :

- essais avec des déchets maturés (en cours d'excavation, casier C3 sur le site industriel d'IKOS, 4-5 ans d'exploitation) ;
- essais avec des déchets dits « jeunes » (prélevés après 1,5 ans d'exploitation).

Pour ces essais, 200 kg de déchets ont d'abord été préparés avant leur mise en colonne. En raison des dimensions de la colonne (200L), il a été choisi de déchiqueter le déchet à une maille de 20 mm afin d'obtenir un déchet homogène et de limiter au maximum la formation de chemins préférentiels pour la circulation du lixiviat. Après mise en colonne du déchet, celui-ci a complètement été saturé par du lixiviat afin de garantir une humidification totale du déchet pour assurer un contact optimal entre les électrodes et le milieu étudié et assurer une bonne circulation du courant électrique.

Le massif de déchet est ensuite quotidiennement arrosé de lixiviat afin de maintenir une humidité suffisante du déchet. Celui-ci dure entre 30 à 45 minutes. Les caractéristiques de ces essais sont indiquées dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Description des essais sur déchets réalisés dans le cadre du projet AMIGOS.

Type de déchets	Numéro de l'essai	Durée de l'essai	Caractéristiques des aspersions de lixiviats
Déchets maturés	Essai 1	42 jours	- 2 aspersions/jour à 12h d'intervalle (3h et 15h) - Volume aspergé : 50L pendant 19 jours puis 20L (il s'est avéré que 50L ne permettait pas aux bactéries de se développer et induisait au contraire leur lessivage – cf paragraphe 7)
	Essai 2	61 jours	- 2 aspersions/jour à 12h d'intervalle (3h et 15h) - Volume aspergé : 20L
Déchets jeunes	Essai 3	154 jours	- 1 aspersion/jour à 15h de 20L de lixiviats pendant 63 jours - Arrêt de l'aspersion pendant 13 jours (vacances de Noël) - 2 aspersions/jour à 12h d'intervalle (3h et 15h) pendant 78 jours

En ce qui concerne les déchets jeunes, il a été choisi de ne pas réaliser de duplicat et de ne réaliser qu'un seul essai mais sur une durée beaucoup plus longue. En effet, on s'attendait à observer des évolutions plus marquées que pour les essais réalisés avec les déchets maturés lors de leur maturation et on souhaitait visualiser les différentes phases de maturation de ces déchets jeunes. La description de cet essai réalisé sur déchets jeunes ainsi que les résultats obtenus sont présentés au paragraphe 8.

5.3. Suivi expérimental

Suivi physico-chimique : Eh, pH, température et humidité sont mesurés en continu via des électrodes installées de façon pérenne sur les faces à des niveaux différents (dans la zone saturée et dans la zone non saturée).

Suivi géochimique sur le lixiviat : 2 types d'analyses sont réalisées :

- analyses détaillées en début et en fin d'essai sur le lixiviat incluant l'analyse de DCO, DBO₅, NKJ, carbone organique, carbone inorganique, cations (Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , NH_4^+ , ..), anions (Cl^- , F^- , SO_4^{2-} , PO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , PO_4^{3-}), métaux (Al, As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Fe), SiO_2 ;
- suivi des principaux éléments tout au long de l'essai : analyse de carbone organique, carbone inorganique, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} .

Il était initialement prévu de réaliser des prélèvements à différents niveaux dans la colonne grâce aux bougies poreuses afin d'évaluer l'évolution de la composition du lixiviat en fonction du positionnement dans la colonne (zone saturée, zone non saturée). Or, il s'est avéré que le lixiviat présente une forte viscosité, celle-ci empêchant l'utilisation des bougies poreuses. Il a donc été choisi de réaliser ces analyses sur le lixiviat contenu dans le fût de stockage pour la recirculation.

Suivi microbiologique sur le lixiviat : Suivi de la concentration bactérienne totale dans le lixiviat par comptage au microscope (état frais) sur cellule de Thoma, une fois par semaine ou une fois toutes les deux semaines, et dénombrements de groupe microbiens spécifiques (bactéries sulfato-réductrices, méthanogènes acétoclastes et méthanogènes hydrogénophiles) par la méthode du nombre le plus probable (NPP) en début et en fin d'essai.

Suivi géophysique : suivi de la résistivité et de la polarisation provoqué en domaine temporelle toute les deux heures à l'aide d'un système d'acquisition automatique ainsi que de la polarisation spontanée.

Suivi de la production de biogaz : La composition du biogaz est analysée quotidiennement à l'aide de l'appareil LFG20 qui mesure les teneurs en O_2 , CO_2 et CH_4 .

Suivi des teneurs en métaux dans les déchets : Les teneurs en métaux dans le déchet ont été mesurées à l'aide d'un spectromètre portable à fluorescence X (NITON) sur les déchets préalablement séchés à 40°C. Les métaux mesurés sont Fe, Zn, Cu, Mn, Ti et Pb. Ces analyses ont été réalisées sur :

- le déchet déchiqueté avant sa mise en place dans la colonne (début essai) ;

- différents niveaux de déchets en fin d'essai (niveaux récupérés lors du démontage de la colonne).

6. Essais à blanc et calibration du dispositif

6.1. *Sable + eau déminéralisée*

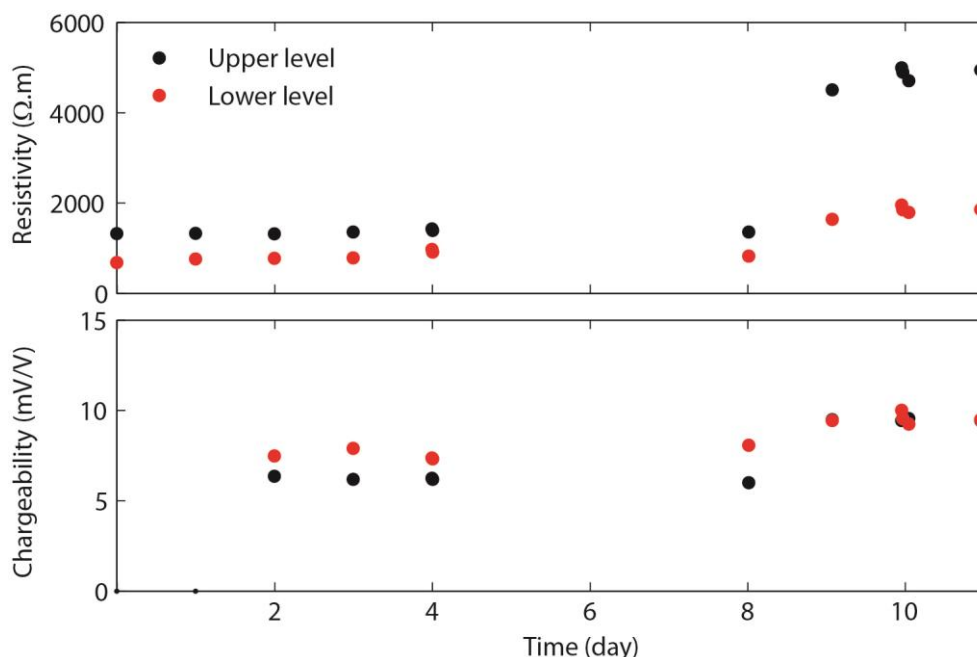


Figure 27 : Évolution de résistivité et de chargeabilité à deux niveaux de la cuve pour l'expérience avec du sable et de l'eau déminéralisée.

La Figure 27 montre les résultats de la résistivité (figure du haut) et de chargeabilité (figure du bas) pour l'expérience comprenant du sable et de l'eau déminéralisée. Avant le 11/02, les mesures ont été réalisées directement après la période d'injection de l'eau par la rampe d'arrosage, et après le 11, les mesures ont été réalisées directement avant la période d'injection de l'eau par la rampe d'arrosage. La résistivité avant le 11/02 est de l'ordre de 700 $\Omega.m$, alors qu'elle est supérieure à 1500 $\Omega.m$ après le 11/02. Ceci traduit directement les variations de teneur en eau. La chargeabilité est faiblement influencée par la teneur en eau. Elle est de 7 mV/V avant le 11/02 alors qu'elle est de 7.5 mV/V après le 11/02.

6.2. Sable + eau salée

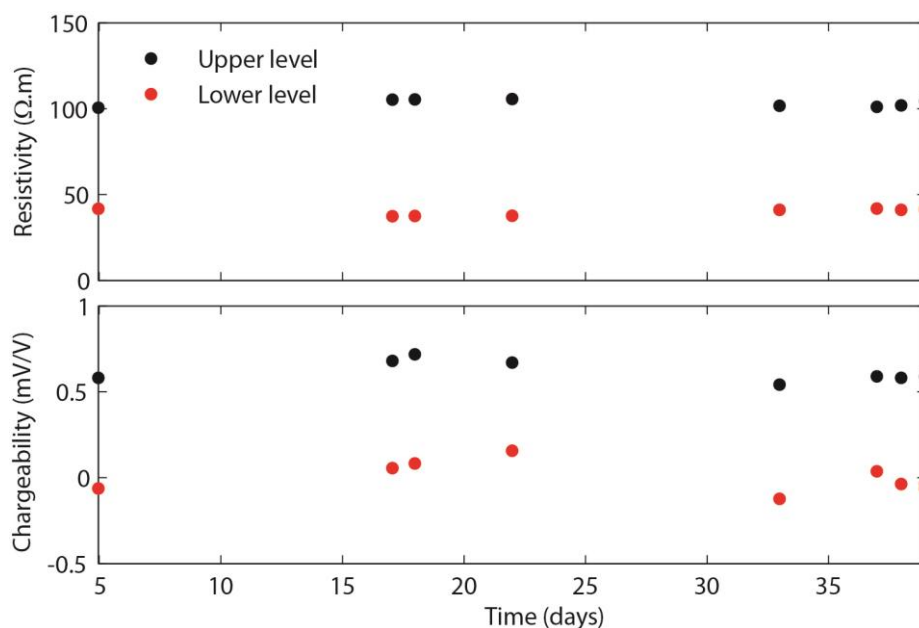


Figure 28 : Évolution de la résistivité et de la chargeabilité à deux niveaux de la cuve pour l'expérience avec du sable et de l'eau salée.

La Figure 28 montre les résultats de la résistivité (figure du haut) et de chargeabilité (figure du bas) pour l'expérience comprenant du sable et de l'eau salée. Avant le 22/03, les mesures ont été réalisées directement après la période d'injection de l'eau par la rampe d'arrosage, et après le 22/03, les mesures ont été réalisées directement avant la période d'injection de l'eau par la rampe d'arrosage. La résistivité avant le 11/02 est de l'ordre de 38 $\Omega.m$, alors qu'elle est supérieure à 42 $\Omega.m$ après le 33/02. Ceci traduit directement les variations de teneur en eau. La chargeabilité est nulle pour cette expérience.

6.3. Sable + lixiviat + NaN_3 pour inhiber l'activité microbienne

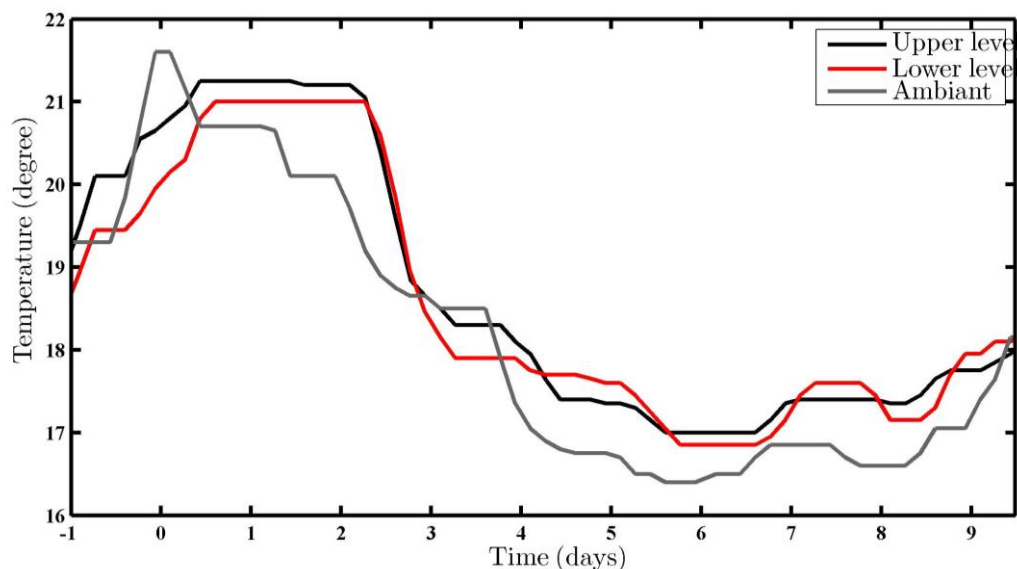


Figure 29 : Évolution des températures pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.

La Figure 28 montre les variations de températures pour les deux niveaux à l'intérieur de la cuve ainsi que la température extérieure pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée. L'évolution de la température est similaire pour les trois capteurs. Un déphasage est observé pour les capteurs à l'intérieur de la cuve par rapport au capteur de température ambiante dû à l'inertie thermique du sable.

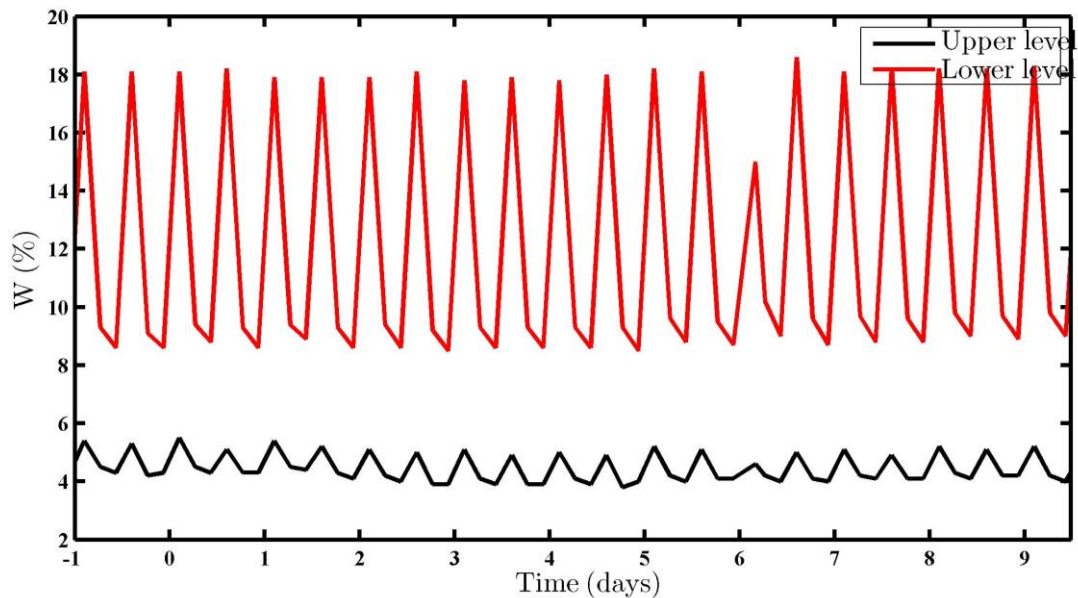


Figure 30 : Évolution de la teneur en eau volumique pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.

La Figure 28 montre les variations de teneur en eau des deux niveaux à l'intérieur de la cuve. L'évolution cyclique de la teneur en eau pour les deux niveaux est directement liée aux périodes d'arrosage. La teneur en eau pour le capteur bas varie de 18 % pendant la phase d'injection et diminue à 9 % juste avant l'injection. Pour le capteur haut, la teneur en eau varie de 5 à 4 %. La teneur en eau du capteur bas est plus importante par rapport au capteur haut du à l'écoulement gravitaire de l'eau. La rétention d'eau est donc plus importante dans le bas de la cuve.

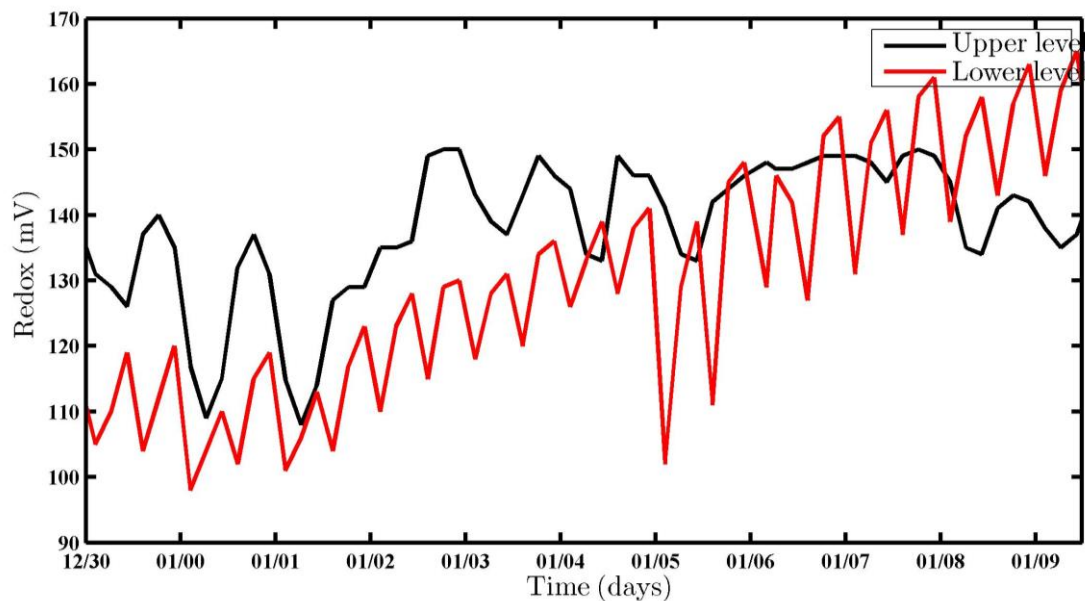


Figure 31 : Évolution du potentiel Redox pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.

La Figure 31 présente les variations du potentiel redox pour les deux niveaux à l'intérieur de la cuve.

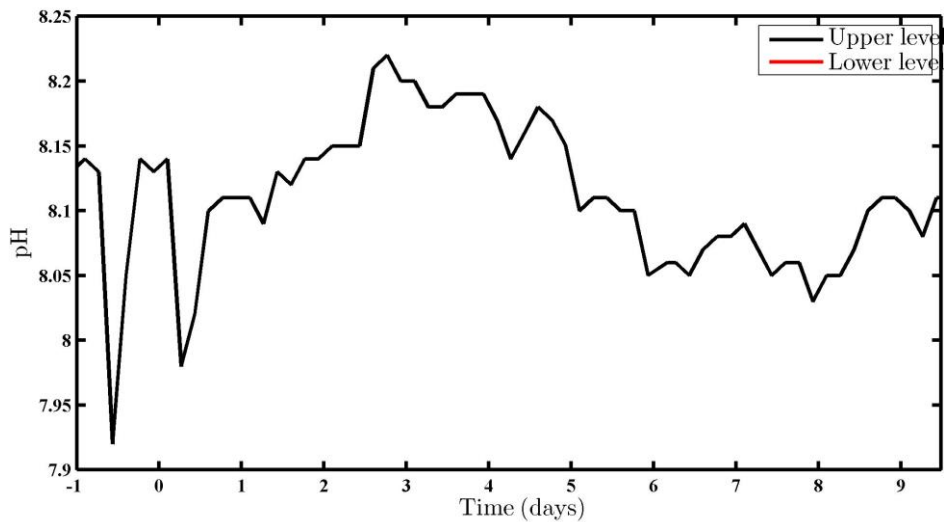


Figure 32 : Évolution du pH pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.

La Figure 32 montre les variations du pH pour le niveau supérieur de la cuve. En effet, l'électrode pH du niveau inférieur est défectueuse. Cette figure montre que le pH est relativement stable tout au long de l'essai autour de la valeur de 8, cette valeur correspondant au pH initial du lixiviat.

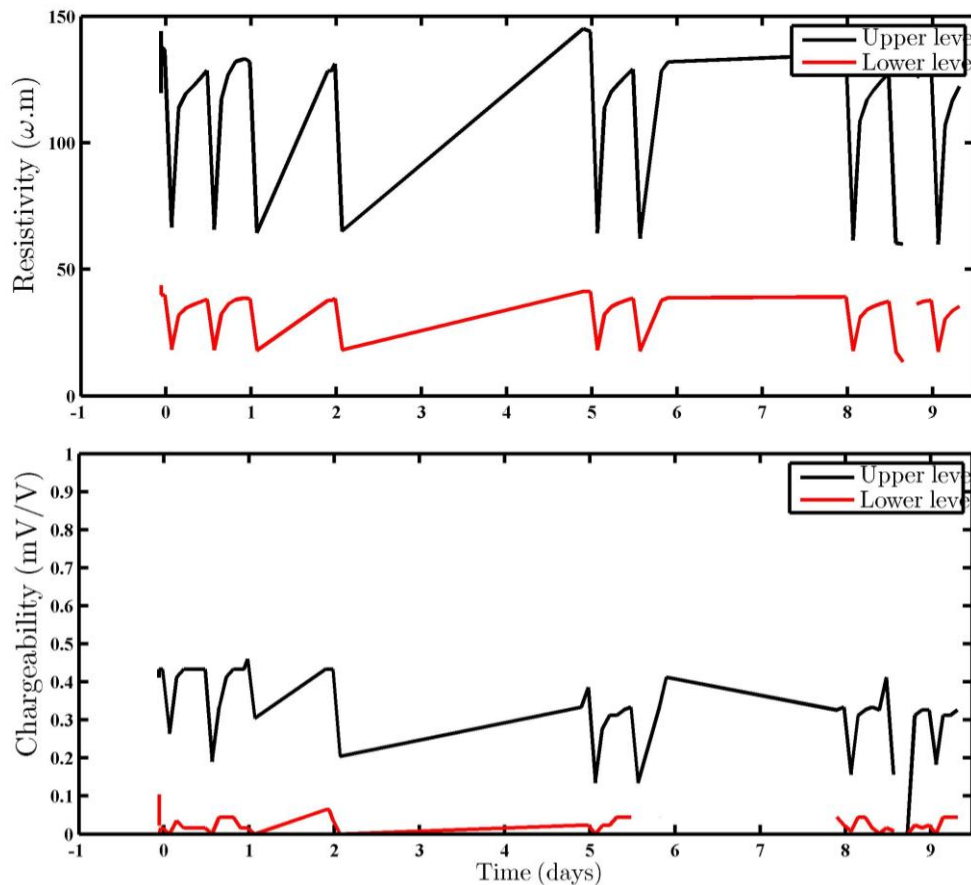


Figure 33 : Mesure de résistivité et de chargeabilité pour l'expérience avec de sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée.

La

Figure 33 montre les résultats de la résistivité (figure du haut) et de chargeabilité (figure du bas) pour l'expérience comprenant du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée. Les mesures sont faites de façon automatique avec un pas de temps d'acquisition de deux heures. La résistivité varie de 19 $\Omega.m$ pendant la phase d'injection de lixiviat à 40 $\Omega.m$ juste avant l'injection pour le niveau bas et de 60 à 140 $\Omega.m$ pour le niveau haut avec des variations similaires. La chargeabilité est nulle pour le niveau bas et elle est égale à 0.5 mV/V pour le niveau haut.

7. Expérimentations de laboratoire sur déchets maturés

7.1. Essais

Deux essais ont été réalisés sur des déchets maturés et leur lixiviat prélevés en juin 2013 au niveau du casier C3 du site d'IKOS (déchets prélevés lors de leur excavation, après 4-5 ans d'exploitation). Ces essais ont été réalisés à 4 mois d'intervalle environ puisque :

- le premier essai a été mené du 14 juin 2013 au 26 juillet 2013, soit pendant 42 jours ;
- le second essai a été mené du 10 octobre 2013 au 13 décembre 2013, soit pendant 61 jours.

Comme indiqué précédemment, les lixiviats ont été quotidiennement aspergés sur les déchets afin d'augmenter l'humidité des déchets et ainsi d'accélérer la dégradation.

Le suivi chimique et microbiologique des lixiviats a été réalisé 1 fois par semaine.

Plusieurs difficultés ont été rencontrées lors du premier essai, en particulier :

- le maintien des conditions anaérobies dans la colonne et la mesure du volume du biogaz produit ont été rendus difficiles par le fait que même si l'aspersion de lixiviat dans la colonne ne dure que 30-45 minutes, il faut ensuite plusieurs heures pour que le lixiviat s'écoule des déchets comme le montre la Figure 34. Cette figure montre que la quantité de lixiviat qui s'écoule du massif de déchet n'est quasiment jamais nulle.

Cet égouttage pose plusieurs problèmes :

- malgré la légère surpression induite lors de l'injection de lixiviat, la longue durée d'égouttage met le réacteur en dépression, ce qui risque de ne pas être favorable à l'activité bactérienne. Pour contrebalancer cette dépression, il faudrait que le réacteur produise une forte quantité de biogaz, ce qui semble peu probable ;
- il n'est pas possible d'utiliser une électrovanne qui permettrait de réguler la pression dans le réacteur en raison de la longue période d'égouttage car sinon cela signifie qu'une grande quantité d'oxygène est introduite dans le réacteur ;
- il est difficile de mettre en place un système pour mesurer le volume de biogaz produit. En effet, l'utilisation d'un compteur volumétrique classique est rendue impossible en raison des grandes différences entre le débit d'aspersion de lixiviat et le débit de biogaz qui pourrait être produit.

Afin de résoudre ces problèmes, il a été choisi d'utiliser une colonne d'eau, comme le montre la Figure 35.

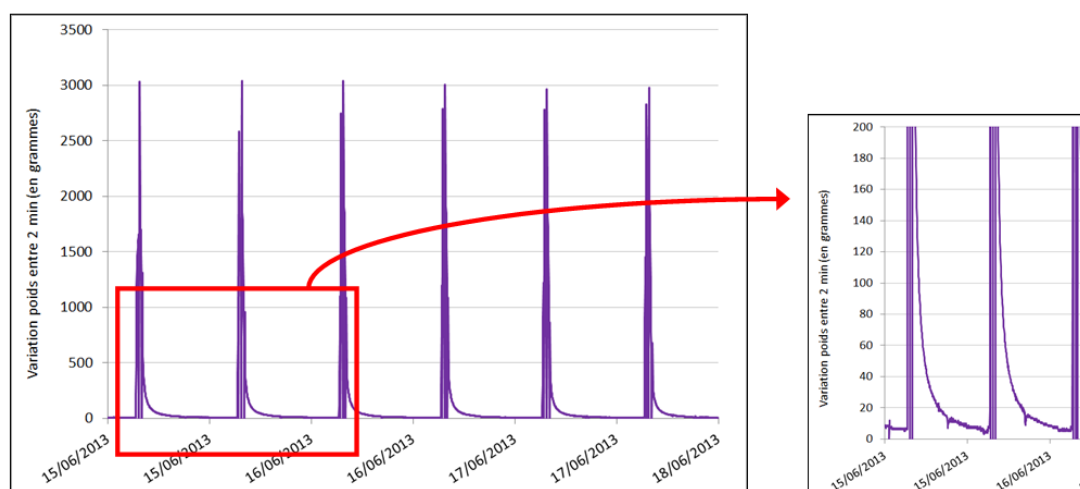


Figure 34 : Évolution de la quantité de lixiviats qui s'écoule de la colonne chaque 2 minutes au cours du premier essai sur déchets maturés, focus sur la période du 15/06/2013 au 18/06/2013 semblable aux autres jours de l'essai.



Figure 35 : Photo du dispositif expérimental, avec la colonne d'eau à gauche permettant le maintien des conditions anaérobies dans le réacteur.

Afin de ne pas provoquer la vidange de la colonne lors de l'égouttage du lixiviat, cette colonne a été positionnée en contrebas du couvercle du réacteur – une contrepression doit ainsi être dépassée pour vidanger la colonne. Ce dispositif présente toutefois l'inconvénient de ne quasiment pas permettre la mesure du volume de biogaz produit, la contrepression induite pour éviter la vidange de la colonne devant également être surmontée par le biogaz pour pouvoir mesurer un volume produit.

Il a été également observé un tassement des déchets dans la colonne, comme le montre la Figure 36. En effet, cette figure montre que l'humidité mesurée par la sonde TDR en haut du réacteur est de 0% à partir de 10-15 jours d'essai. Ceci signifie que le déchet s'est tassé dans la colonne et que les sondes positionnées en haut ne sont plus positionnées dans le déchet. Les données qu'elles indiquent ne sont donc plus exploitables à partir de 10-15 jours.

Pour éviter ce phénomène lors de la réalisation des autres essais, il a donc été choisi de procéder de la façon suivante : après l'égouttage du déchet qui suit la mise en saturation de la colonne, le couvercle du réacteur est ouvert et le niveau de déchet est complété par du déchet saturé au préalable par des lixiviats. Le niveau de déchet est complété de cette façon si nécessaire suite aux quelques injections de lixiviats suivantes puis le dispositif expérimental est fermé de manière étanche.

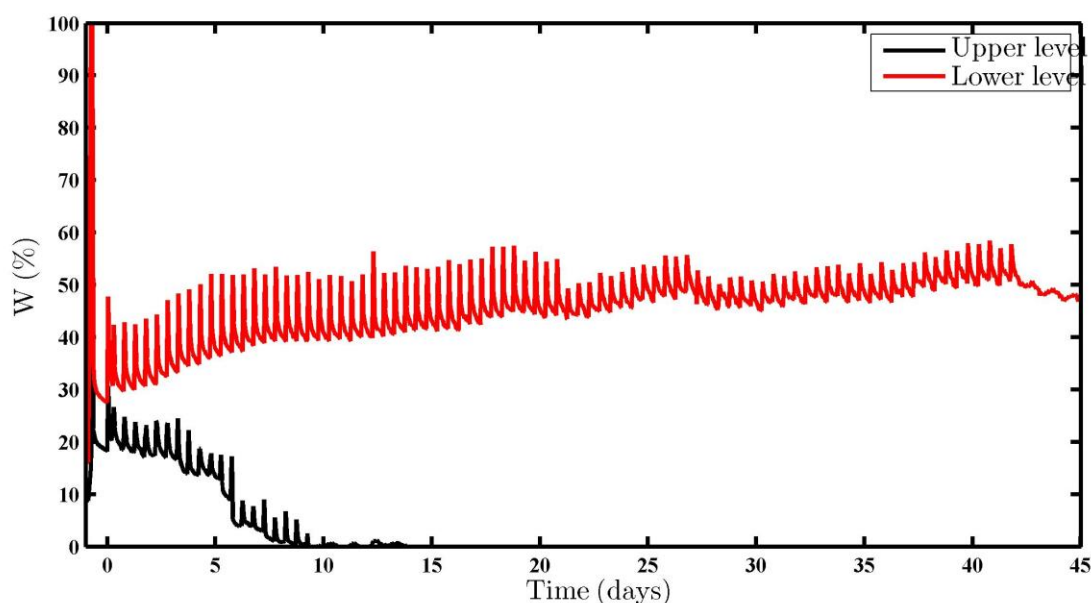


Figure 36 : Évolution de l'humidité au cours du premier essai sur déchets maturés.

Il a également été observé que le volume de lixiviat utilisé pour les deux aspersions quotidiennes du massif de déchet était trop important et ne permettait pas aux bactéries de se développer, comme le montre la Figure 37. Le volume de lixiviat injecté par run a donc été diminué de 50L à 20L au 19^{ème} jour, ce qui a permis de favoriser l'activité bactérienne dans la suite de l'essai.

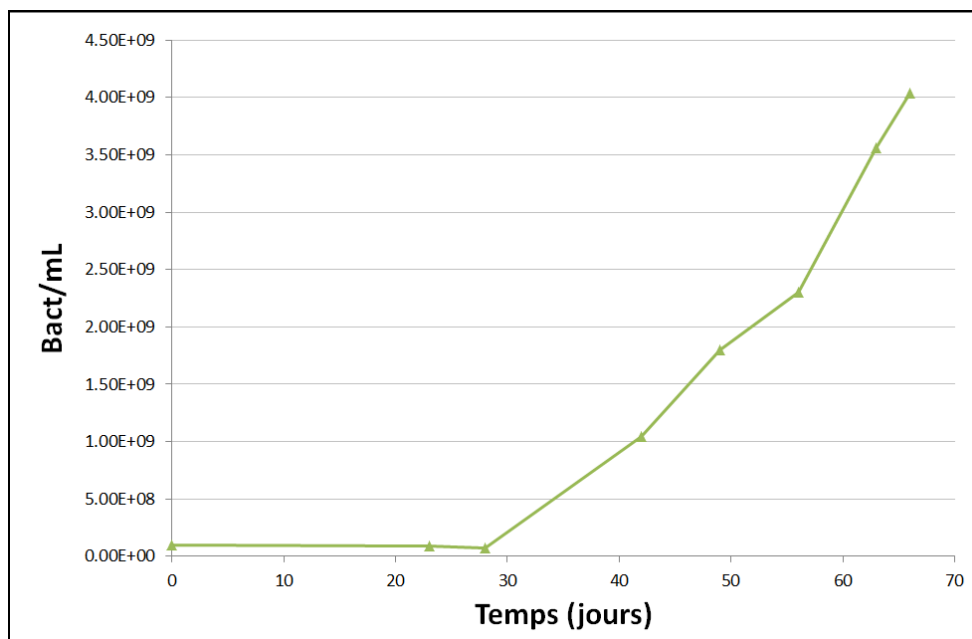


Figure 37 : Évolution du nombre de bactéries contenues dans le lixiviat au cours du premier essai sur déchets maturés.

Des solutions ont donc été trouvées et mises en place lors des essais suivants sur la majorité des difficultés rencontrées lors de la réalisation du premier essai. Seule la quantification du volume de biogaz produit n'a pas été possible. A noter que les graphiques présentés ici pour illustrer les difficultés rencontrées sont décrits plus en détails ci-après.

7.2. Résultats des essais expérimentaux

Les résultats des deux essais réalisés étant très similaires, il a été choisi de ne présenter ici que les résultats de la première expérience sur les déchets maturés. L'ensemble des résultats du deuxième essai sont toutefois disponibles à l'Annexe 1.

7.3. Caractéristiques du lixiviat en début d'essai

Le lixiviat utilisé pour la réalisation de l'essai sur déchets maturés a été analysé au laboratoire du BRGM. Pour rappel, celui-ci a été récupéré au niveau du casier utilisé pour le prélèvement des déchets maturés. Les résultats sont présentés dans le Tableau 9. Les valeurs de DCO, DBO₅/DCO, COT/DCO et NH₄ confirme l'état stabilisé du lixiviat, comme le montre le

Tableau 10.

Tableau 9 : Teneurs en DCO, DBO₅, COT et NH₄ du lixiviat au début du premier essai sur déchets maturés.

DCO (mgO₂/L)	2 770
DBO₅ (mgO₂/L)	66
COT (mg/L)	1 674
NH₄ (mg/L)	2 299
DBO₅/DCO	0.02
COT/DCO	0.6

Tableau 10 : Classification des lixiviats en fonction de leur âge (extrait de Grisey, 2013).

	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age (années)	< 5	5-10	> 10
pH	< 6,5	6,5-7,5	> 7,5
DCO (mg.L⁻¹)	> 10 000	4 000-10 000	< 4 000
DBO/DCO	0,5-1	0,1-0,5	< 0,1
Composés organiques	80 % AGV	5-30 % AGV+AH+AF	AH+AF
NH₄-N (mg.L⁻¹)	< 400	400	> 400
COT/DCO	< 0,3	0,3-0,5	> 0,5

7.3.1. Température

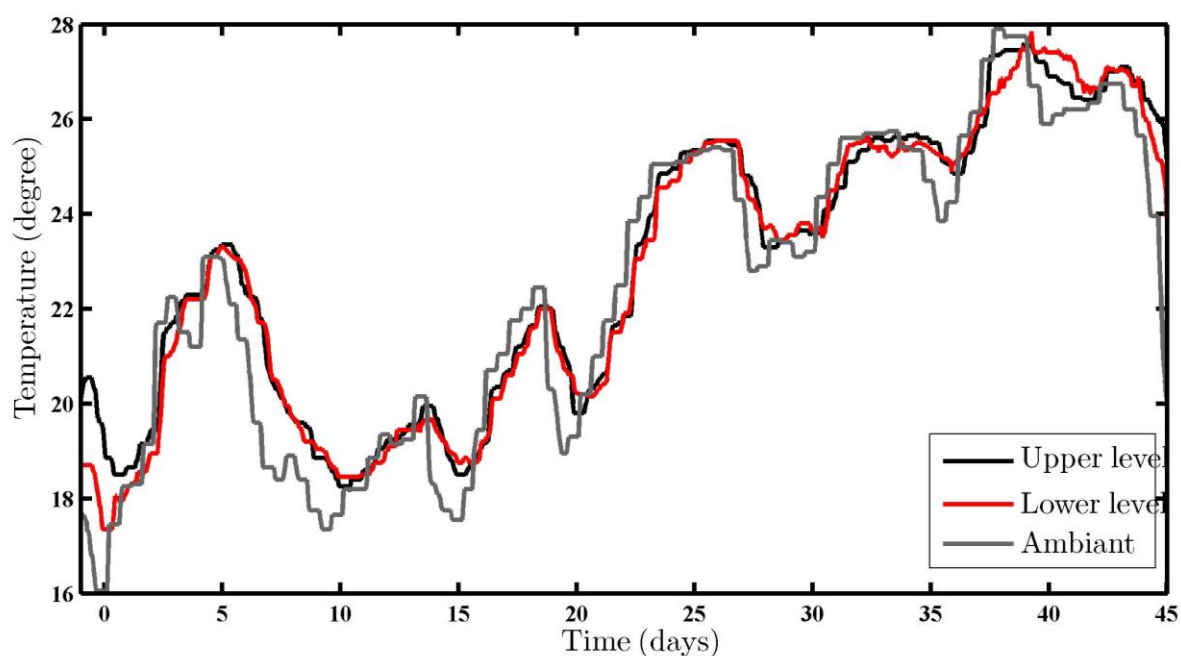


Figure 38 : Évolution des températures lors du premier essai sur déchets maturés.

La Figure 38 montre les variations de températures pour les deux niveaux à l'intérieur de la cuve ainsi que la température extérieure pour le premier essai sur déchets maturés. L'évolution de la température est similaire pour les trois capteurs, ce qui signifie probablement que l'exothermicité à l'intérieur du réacteur est relativement limitée. Il est toutefois important de rappeler que du lixiviat est aspergé deux fois par jour, ce lixiviat étant stocké à température ambiante, ce qui peut donc avoir un impact sur la température au sein du réacteur.

7.3.2. Potentiel Redox

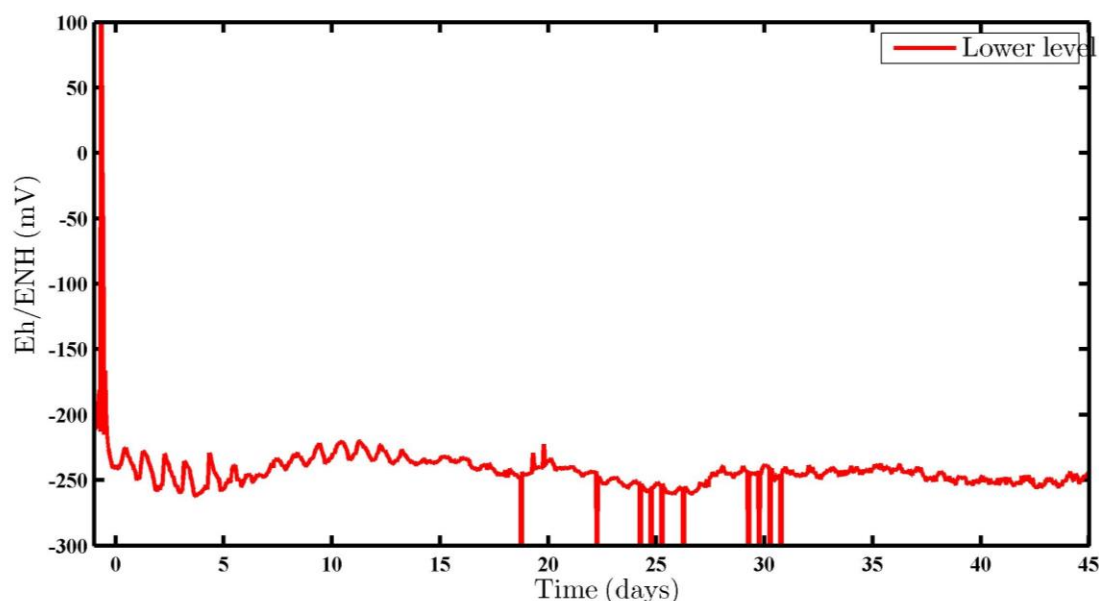


Figure 39 : Évolution du potentiel Redox lors du premier essai sur déchets maturés corrigé de la température.

La Figure 39 montre les variations du potentiel redox pour le niveau bas à l'intérieur de la cuve. En effet, il a été choisi de ne pas présenter la courbe correspondant au niveau haut car l'électrode n'est plus en contact physique avec les déchets à partir de 10 jours d'expérience en raison de leur tassement. On observe une chute rapide du redox pendant les quelques heures qui suivent le début de l'essai, ce qui indique l'installation de conditions anaérobies au sein du réacteur. Le redox est ensuite relativement stable tout au long de l'essai autour de - 240 mV/ENH.

7.3.3. pH

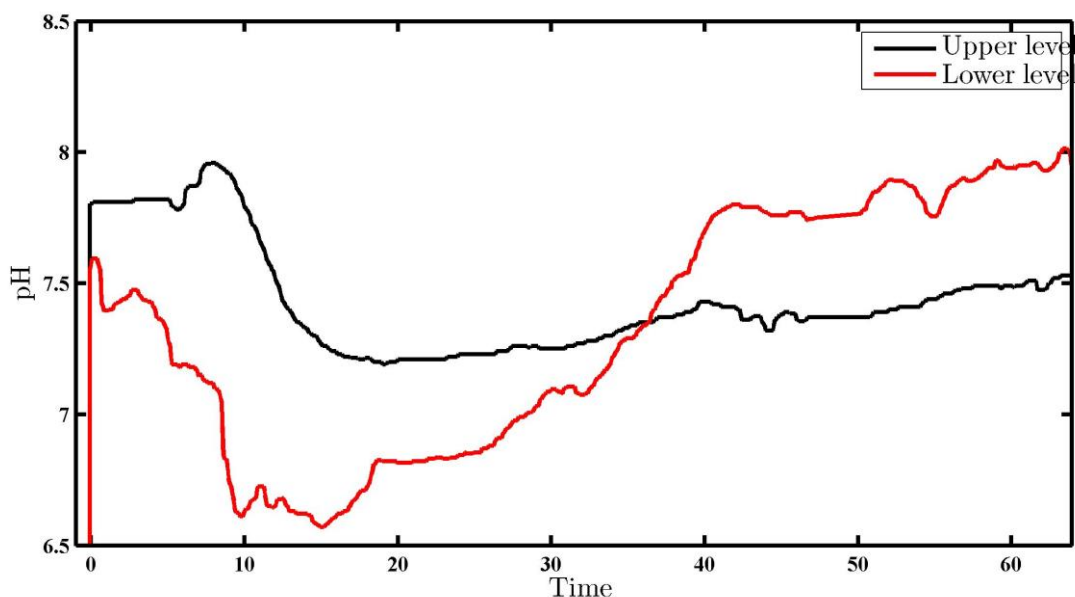


Figure 40 : Évolution du pH lors du deuxième essai sur déchets maturés.

Le suivi de l'évolution du pH lors du premier essai sur déchets maturés n'a pas été possible en raison de problèmes rencontrés avec les électrodes (dysfonctionnement de celle positionnée au niveau bas et l'électrode au niveau haut n'est plus en contact physique avec les déchets à partir de 10 jours d'expérience en raison de leur tassement). Etant donné que les deux essais réalisés sur déchets maturés ont présentés

un comportement très similaire, il a donc été choisi de présenter ici les résultats de l'évolution du pH mesurée pour le deuxième essai sur déchet mûré (Figure 40).

Le pH en début d'essai est de 7,8 pour le niveau haut et de 7,6 pour le niveau bas. Cette différence s'explique par le fait que la procédure mise en œuvre pour limiter le tassement des déchets est réalisée avant le début de l'essai ; il y a donc une évolution du pH au cours de cette période. Pendant les 15 premiers jours, le pH positionné en haut du réacteur diminue ; il est ensuite relativement stable autour de 7,2 pendant une quinzaine de jours puis on observe une légère tendance à la hausse de ce pH. En ce qui concerne le pH positionné en bas du réacteur, celui-ci diminue également en début d'essai, pour atteindre une valeur de 6,6 environ au bout de 10 jours. Il est relativement stable pendant quelques jours avant d'augmenter progressivement jusqu'à atteindre une valeur de 8,0 en fin d'essai. Ces évolutions de pH traduisent la présence et la relance de réactions de méthanogénèse dans le réacteur.

7.3.4. Résistivité et Chargeabilité

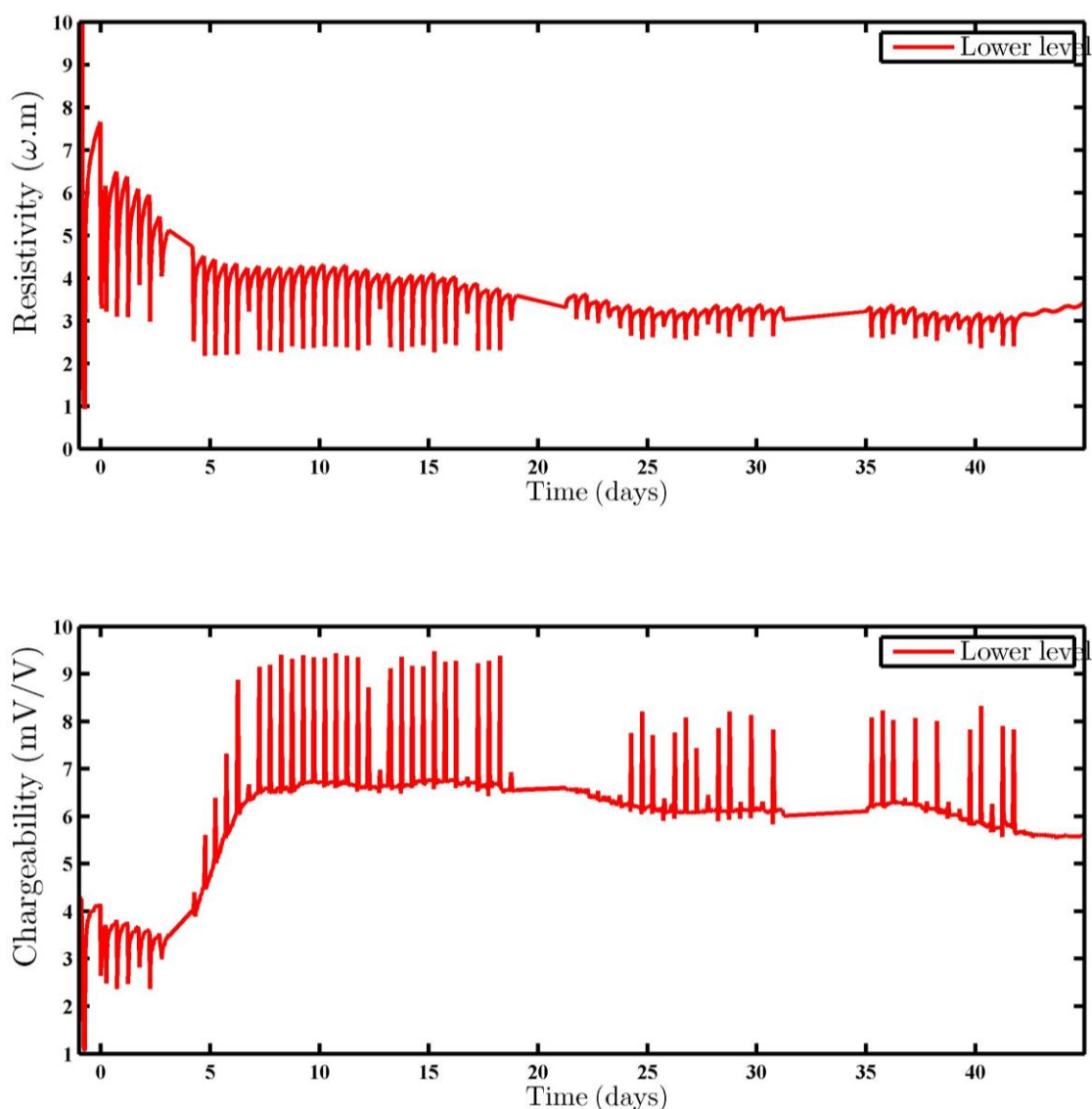


Figure 41 : Évolution de la résistivité et de la chargeabilité lors du premier essai sur déchets mûrés.

La Figure 41 montre les résultats de la résistivité (figure du haut) et de chargeabilité (figure du bas) lors du premier essai sur déchets mûrés pour le niveau bas. Les mesures sont faites de façon automatique avec un pas de temps d'acquisition de deux heures. La résistivité pour un cycle d'humidité complet varie de 1 $\Omega.m$ environ pour les teneurs en eaux extrêmes. À partir de 5 jours d'expérience, la résistivité n'évolue plus. À noter qu'à partir de 10 jours d'expérience, les électrodes du niveau haut ne fonctionnent plus car elles ne sont plus en contact physique avec les déchets.

La chargeabilité du niveau inférieur augmente de 4 mV/V en début d'expérience à 6.5 mV/V et diminue légèrement jusqu'à la fin de l'expérience pour arriver à 6mV/V après 45 jours d'expériences.

La résistivité électrique du sol dépend aussi de la température qui contrôle la mobilité ionique :

$$\rho_t = \frac{\rho_{18}}{1 + 0.025(t - 18)}$$

avec ρ_t la résistivité à une température t donnée [°C], soit une diminution de 2,5 % par degré Celsius [Grellier et al., 2006].

La dépendance de la résistivité électrique d'un matériau avec la température diffère selon que les températures se situent au-dessus ou en dessous du point de congélation. Pour les températures au-dessus du point de congélation, la résistivité électrique varie en fonction de la conductivité électrique de l'électrolyte qui dépend de la température et de la viscosité de l'eau. La Figure 42 présente la résistivité corrigée de la température ainsi que la chargeabilité normalisée par la résistivité. Les résultats sont similaires. La résistivité diminue de 7 $\Omega.m$ en début d'expérience à 4 $\Omega.m$. Elle est ensuite stable et les légères variations observées auparavant ne sont plus visibles. La chargeabilité normalisée par la résistivité augmente de 0.5 à 1.7 mV/V/($\Omega.m$). Elle reste stable ensuite à partir de 7 jours d'expérience.

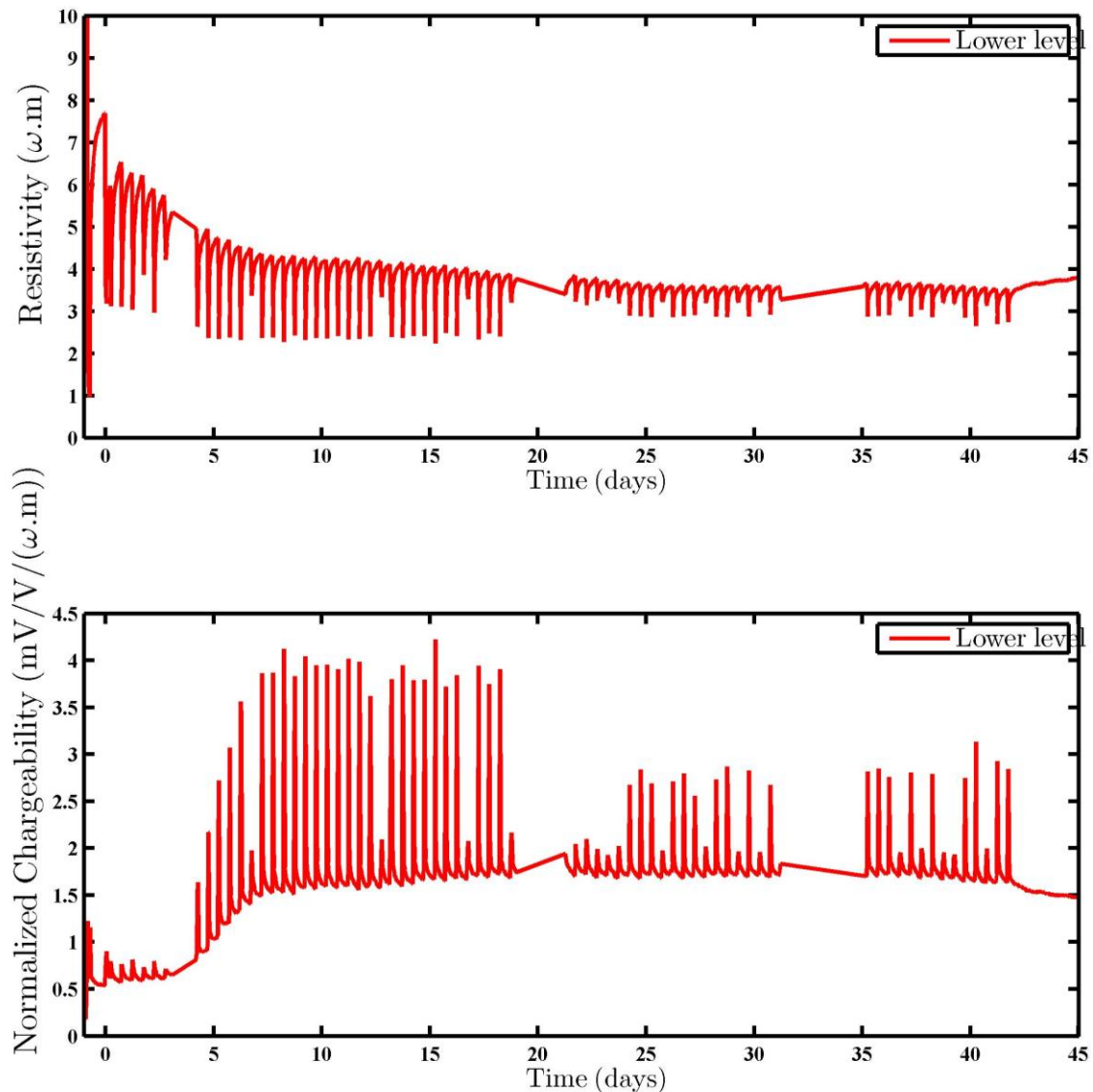


Figure 42 : Mesure de résistivité corrigée de la température et de chargeabilité normalisée lors du premier essai sur déchets maturés.

7.3.5. Composition du biogaz

L'évolution de la composition du biogaz lors du premier essai sur déchets maturés est donnée à la Figure 43. La Figure 43 montre qu'il n'y a pas d'oxygène dans le réacteur, ce qui permet de vérifier que l'essai est bien réalisé en conditions anaérobies. La teneur en CH₄ dans le biogaz dépasse les 10 % au bout de 20 jours environ. Cette phase de latence est probablement liée au fait que le déchet a été manipulé et donc re-oxygéné lors de la mise en place de la colonne expérimentale, ce qui correspond ainsi à une phase d'acidogénèse avant la méthanogénèse. La teneur en CH₄ augmente ensuite de manière exponentielle dans le premier essai, pour atteindre plus de 80 % au bout de 40 jours (Figure 43).

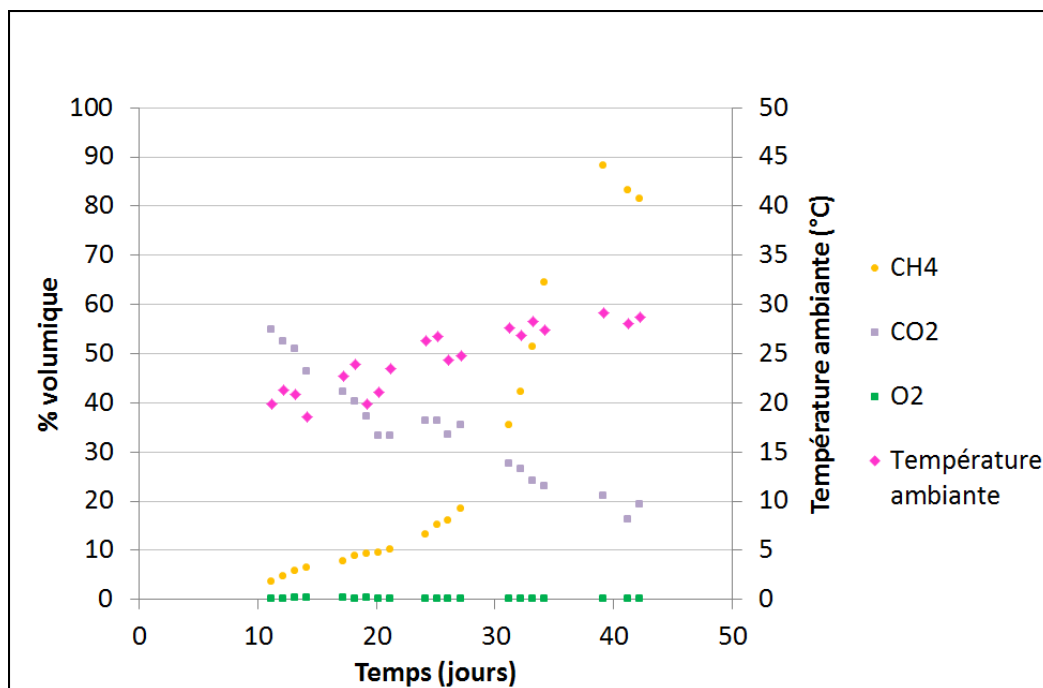


Figure 43 : Évolution de la composition du biogaz à l'intérieur du réacteur, au cours du premier essai sur déchets maturés.

7.3.6. Suivi microbiologique du lixiviat

Les résultats des dénombrements de bactéries totales dans le lixiviat sont donnés à la Figure 44. Une phase de latence de 3 semaines est observée pour le premier essai, ce qui est probablement lié à une aspersion trop importante du déchet pendant les 20 premiers jours (50 L par aspersion) qui a induit un lessivage des bactéries. L'effet positif induit par la diminution du volume d'aspersion (passage à 20 L par aspersion) est nettement visible sur la Figure 44, puisqu'on observe une croissance de la concentration bactérienne à partir du 20^e jour. La concentration bactérienne dans le lixiviat est multipliée par 10 environ, et atteint des valeurs comprises entre 3.5 et 4.0×10^9 cellules par mL à la fin de l'essai.

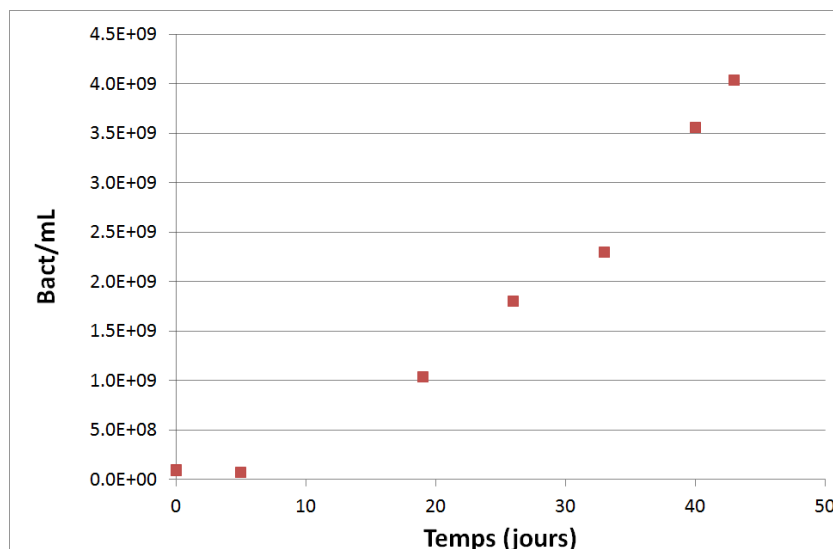


Figure 44 : Évolution de la concentration bactérienne totale dans le lixiviat, lors du premier essai sur déchets maturés.

En ce qui concerne les dénombrements de groupes bactériens spécifiques, les résultats sont donnés dans le Tableau 11. Ce tableau montre une augmentation de la concentration en méthanogènes sur acétate et une diminution de la concentration en bactéries sulfato-réductrices.

Tableau 11 : Dénombrements de groupes bactériens spécifiques, en début et en fin du premier essai sur déchets maturés.

	Essai 1 Début	Essai 1 Fin
Méthanogènes sur H ₂	0	0
Méthanogènes sur acétate	0	200 bact / ml
Sulfato-réducteurs	1.5 x 10 ⁵ bact / ml	5 x 10 ⁴ bact / ml
Acétogènes	Non testé	230 bact / ml

7.3.7. Composition géochimique du lixiviat

La Figure 45 présente l'évolution du carbone organique total (COT), du carbone inorganique total (CIT), du SO₄²⁻ et du NH₄⁺ contenus dans le lixiviat. L'évolution de la concentration en COT et CIT peut être séparée en deux phases. Lors de la première phase qui dure environ 25 jours, la concentration en COT augmente dans le lixiviat, celle-ci passant de 3 680 mg/L à 9 380 mg/L, tandis que celle du CIT diminue de 2157 mg/L à 615 mg/L. Cette évolution est caractéristique de la phase d'acidogénèse. A noter que la diminution du CIT peut être associée à la diminution du pH entraînant le passage du carbone inorganique (carbonate) sous la forme de CO₂ gazeux (Vigneron, 2005). Ceci pourrait expliquer les fortes teneurs en CO₂ mesurées dans le biogaz après 10 jours d'essais. On observe une tendance inverse lors de la deuxième phase, avec la concentration en COT qui diminue (elle passe de 9 380 mg/L à 5 797 mg/L) et celle en CIT qui augmente (elle passe de 615 mg/L à 1493 mg/L). Cette évolution est caractéristique de la phase de méthanogénèse ; on observe d'ailleurs une forte augmentation de la teneur en CH₄ dans le biogaz dès le début de cette phase.

Le SO₄²⁻ n'est pas détecté qu'au début de l'essai. Il est probablement converti en H₂S par les bactéries sulfato-réductrices détectées dans le lixiviat avant essai. L'évolution du NH₄⁺ ne semble pas significative lors de cet essai.

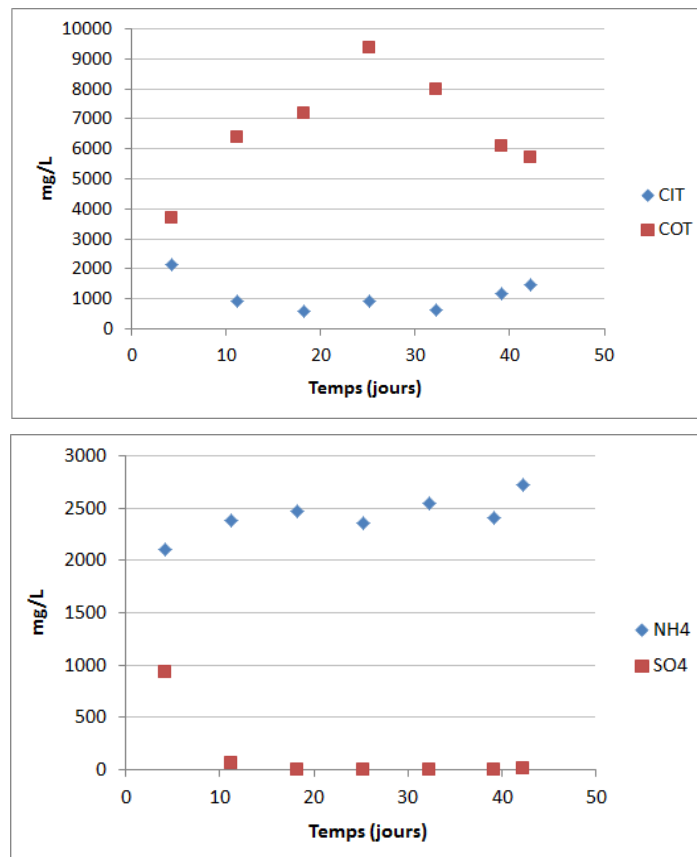


Figure 45 : Évolution de la teneur en CIT, COT, NH_4 et SO_4 du lixiviat lors du premier essai sur déchets maturés.

Le Tableau 12 présente les teneurs DCO, DBO_5 , COT et NKJ ainsi que les valeurs des ratios DBO_5/DCO et COT/DCO en début et en fin d'essai. On remarque une forte augmentation de la DCO, DBO_5 et du COT, ce qui traduit la relance de nouvelles réactions de dégradation du déchet alors que ce déchet était considéré comme mûré et stabilisé. Ceci est d'autant plus visible en comparant les valeurs des ratios DBO_5/DCO et COT/DCO avec les données du

Tableau 10, ce qui conforte le fait que les déchets sont dans un état « intermédiaires » de dégradation en fin d'essai.

	Al (µg/L)	As (µg/L)	Cd (µg/L)	Cr (µg/L)	Cu (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Pb (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (mg/L)
Début	2692	75	65	1	544	210	355	35	485	20
Fin	3451	62	149	11	769	1291	444	104	811	77

Tableau 12 : Teneurs en DCO, DBO₅, COT et NH₄ du lixiviat au début et à la fin du premier essai sur déchets maturés.

	Début	Fin
DCO (mgO ₂ /L)	2 770	17 700
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	66	7 839
COT (mg/L)	1 674	5 697
NKJ (Azote Kjeldhal exprimé en N) (mgN/L)	2 299	2 170
DBO ₅ /DCO	0.02	0.44
COT/DCO	0.6	0.32

Le Tableau 13, la Figure 46 et la Figure 47 présentent les teneurs en métaux dans le lixiviat et dans le déchet à différents niveaux du réacteur en début et en fin d'essai. Il semblerait qu'il n'y ait pas de gradient de concentration en métaux dans la colonne ; cependant, étant donné la forte variabilité des teneurs mesurées (4 analyses réalisées par tranche de déchet), il n'est pas possible de confirmer cette observation.

Tableau 13 : Teneurs en métaux dans les lixiviats au début et à la fin du premier essai sur déchets maturés.

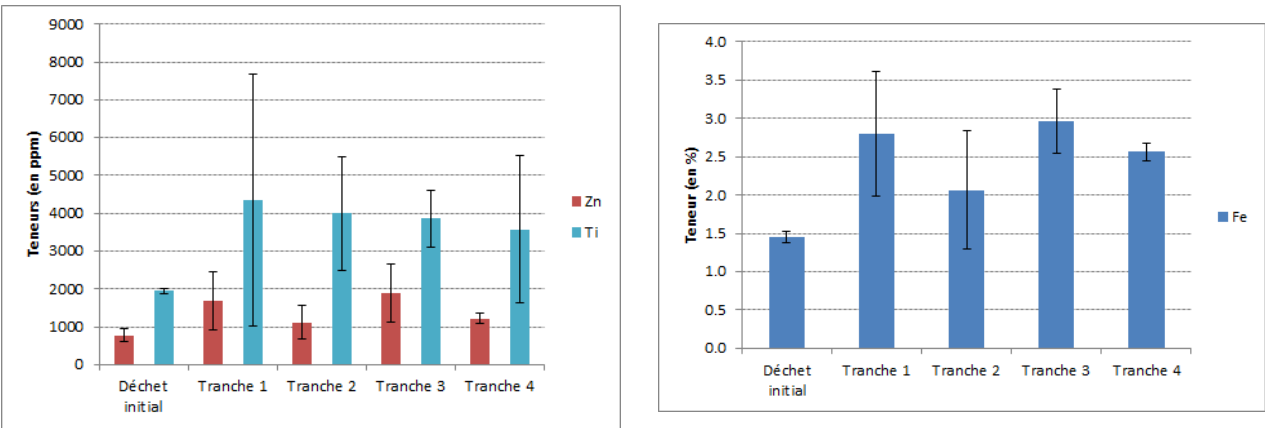


Figure 46 : Évolution de la teneur en Zn, Ti et Fe dans les déchets, au cours du premier essai sur déchets maturés (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 48).

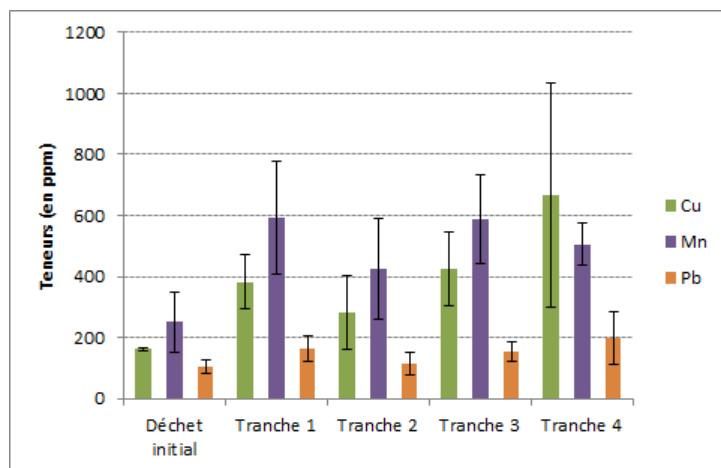


Figure 47 : Évolution de la teneur en Cu, Mn et Pb dans les déchets, au cours du premier essai sur déchets maturés (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 48).

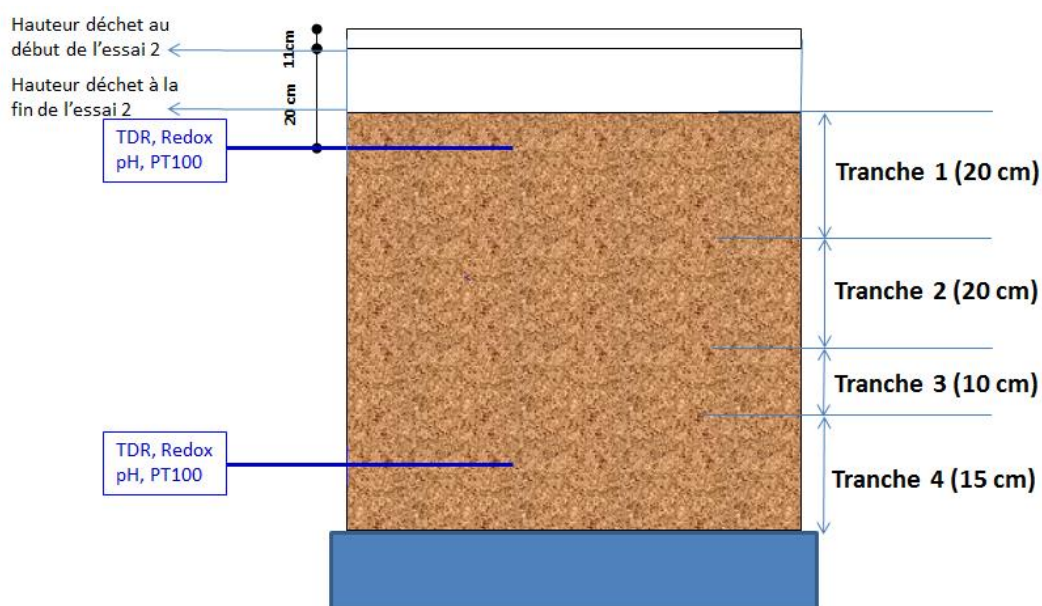


Figure 48 : Schéma décrivant les tranches réalisées en fin d'essai pour l'analyse de métaux sur les déchets.

8. Expérimentations de laboratoire sur déchets jeunes

Comme indiqué précédemment, un seul essai a été réalisé sur des déchets « jeunes » et leur lixiviat prélevés en septembre 2015 au niveau du casier C5 du site d'IKOS (casier en cours d'exploitation, 1.5 an d'exploitation). En effet, on s'attendait à observer plus d'évolutions que pour les essais réalisés avec les déchets maturés lors de leur maturation et on souhaitait visualiser les différentes phases de maturation de ces déchets jeunes.

Cet essai a été réalisé du 20 octobre 2014 au 24 mars 2015, ce qui représente donc une durée totale de 154 jours. Comme dans les essais précédents, les lixiviats sont quotidiennement aspergés sur les déchets afin d'augmenter la teneur en humidité dans la masse de déchets et d'accélérer la cinétique de dégradation. Etant donné que ce déchet est jeune, on peut supposer que son traitement dans cet essai va induire la production de lixiviat. Il a donc été choisi d'opérer de la façon suivante :

- 1 aspersion/jour à 15h de 20L de lixiviats pendant 2 mois environ,
- 2 aspersion/jour à 12h d'intervalle (3h et 15h) pendant 2.5 mois environ.

Le suivi chimique et microbiologique des lixiviats a été réalisé 1 fois tous les 15 jours, afin de respecter le budget disponible.

8.1. Caractéristiques du lixiviat en début d'essai

Le lixiviat prélevé au niveau du casier 7 a été analysé au laboratoire du BRGM. Les résultats sont présentés dans le Tableau 14. Il a été choisi d'inclure dans ces tableaux les caractéristiques du lixiviat au début de l'essai 1 sur les déchets maturés, afin de pouvoir comparer les 2 effluents. Le Tableau 14 montre que le lixiviat du déchet jeune contient des teneurs beaucoup plus élevées en DCO, DBO₅ et COT ; la teneur en NH₄ est quant à elle plus faible. Ces paramètres traduisent bien le caractère plus jeune de ce déchet.

Tableau 14 : Teneurs en DCO, DBO₅, COT et NH₄ des lixiviats au début de l'essai sur déchet jeune et de l'essai 1 sur déchets maturés.

	Essai sur déchets jeunes	Essai 1 sur déchets maturés
DCO (mgO2/L)	13 420	2 770
DBO5 (mgO2/L)	4 620	66
COT (mg/L)	4 616	1 674
NH4 (mg/L)	841	2 299
DBO5/DCO	0.34	0.02
COT/DCO	0.34	0.6

8.2. Résultats des essais expérimentaux

8.2.1. Température

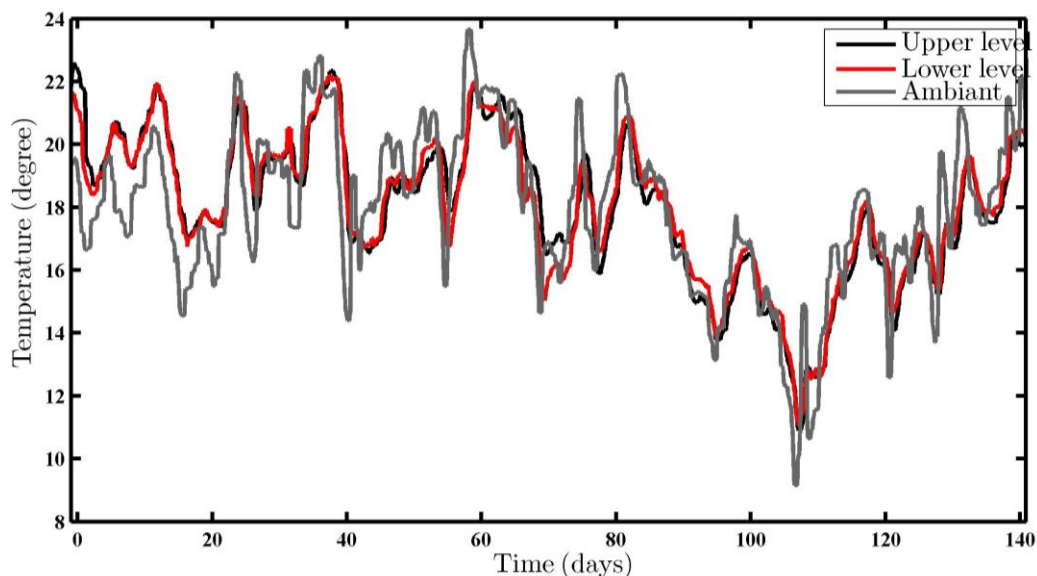


Figure 49 : Évolution des températures lors de l'essai avec des déchets jeunes.

La Figure 49 montre les variations de températures pour les deux niveaux à l'intérieur de la cuve ainsi que la température extérieure pour l'expérience réalisée sur le déchet jeune. L'évolution de la température est similaire pour les trois capteurs, ce qui signifie probablement que l'exothermicité à l'intérieur du réacteur est relativement limitée. Il est toutefois important de rappeler que du lixiviat est aspergé deux fois par jour, ce lixiviat étant stocké à température ambiante, ce qui peut donc avoir un impact sur la température au sein du réacteur.

8.2.2. Teneur en eau

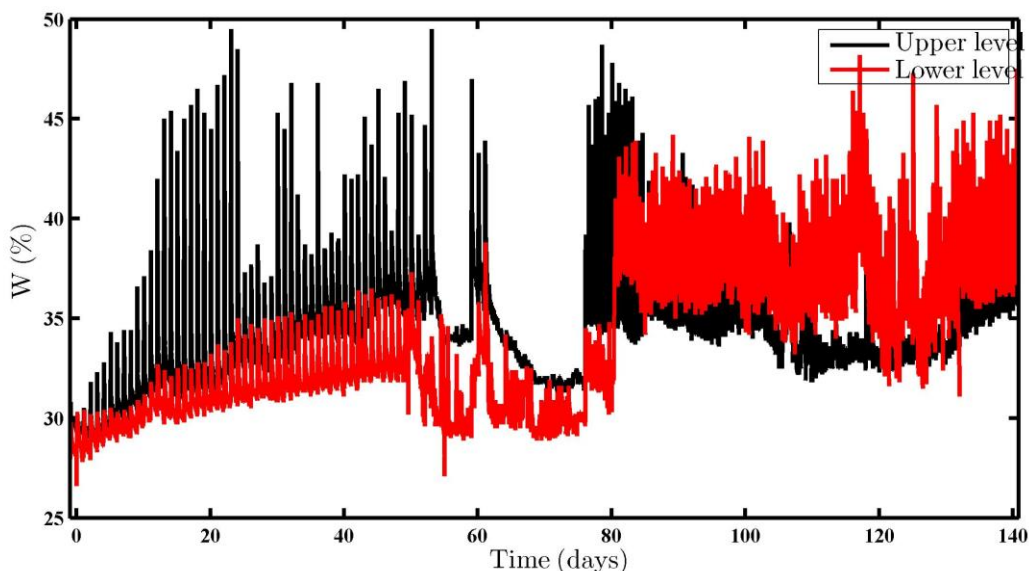


Figure 50 : Évolution de la teneur en eau volumique lors de l'essai avec des déchets jeunes.

La Figure 50 montre les variations de teneur en eau des deux niveaux à l'intérieur de la cuve. L'évolution cyclique de la teneur en eau pour les deux niveaux est directement liée aux périodes d'arrosage. La teneur en eau varie de 5 % entre la phase d'injection à la fin de la période sèche. Pendant la période de Noël, du 65^e au 80^e jour, les cycles d'injection n'ont pas été réalisés. A noter qu'avant le 85^e jour, la teneur en eau du niveau bas est plus faible que la teneur en eau du niveau haut, ce qui est contraire aux expériences présentées précédemment et à la logique du système. Ceci peut être dû à un dysfonctionnement du capteur ou à une zone présentant localement une faible surface en eau dans le déchet.

8.2.3. Potentiel Redox

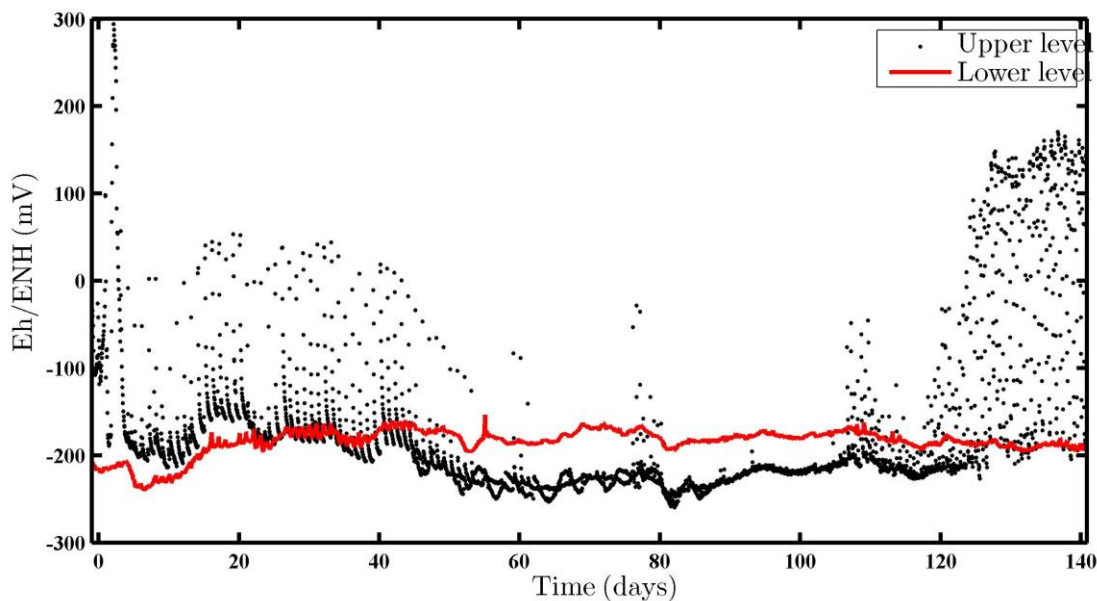


Figure 51 : Evolution du potentiel Redox lors de l'essai avec des déchets jeunes corrigé de la température

La Figure 51 montre les variations du potentiel redox pour les deux niveaux à l'intérieur de la cuve. Le redox est relativement stable tout au long de l'essai autour de - 200 mV/ENH.

8.2.4. pH

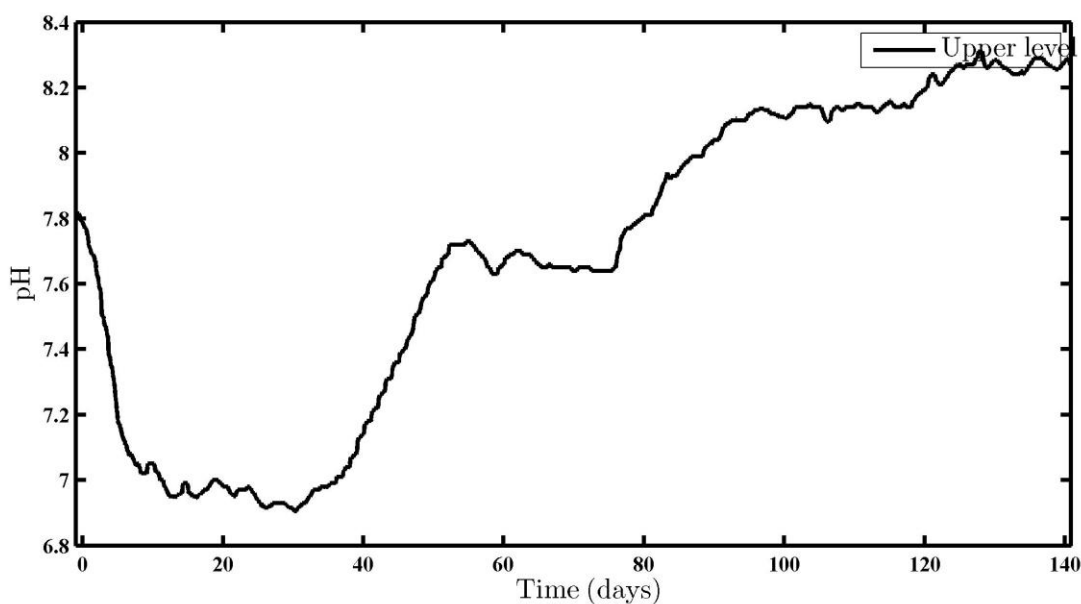


Figure 52 : Evolution du pH lors de l'essai avec des déchets jeunes

La Figure 52 montre l'évolution du pH pour le niveau haut à l'intérieur de la cuve. En effet, il a été choisi de ne pas présenter la courbe correspondant au niveau bas car l'électrode a présenté un dysfonctionnement lors de l'essai. Ces nombreux dysfonctionnements des électrodes utilisés sont probablement liés à la très forte corrosivité du milieu dans lequel elles sont immergées en permanence.

On observe une diminution rapide du pH en début d'essai, celui-ci passant de 7.8 à 7.0 lors des 7 premiers jours. Il est ensuite relativement stable autour de cette valeur pendant 25 jours environ, avant de présenter une hausse marquée. A noter que l'arrêt de l'aspersion des lixiviats dans le réacteur pendant les vacances de Noël (correspondant à la période 64° – 77° jours) est visible sur cette figure puisqu'on observe une stabilité du pH pendant cette période.

8.2.5. Résistivité et Chargeabilité

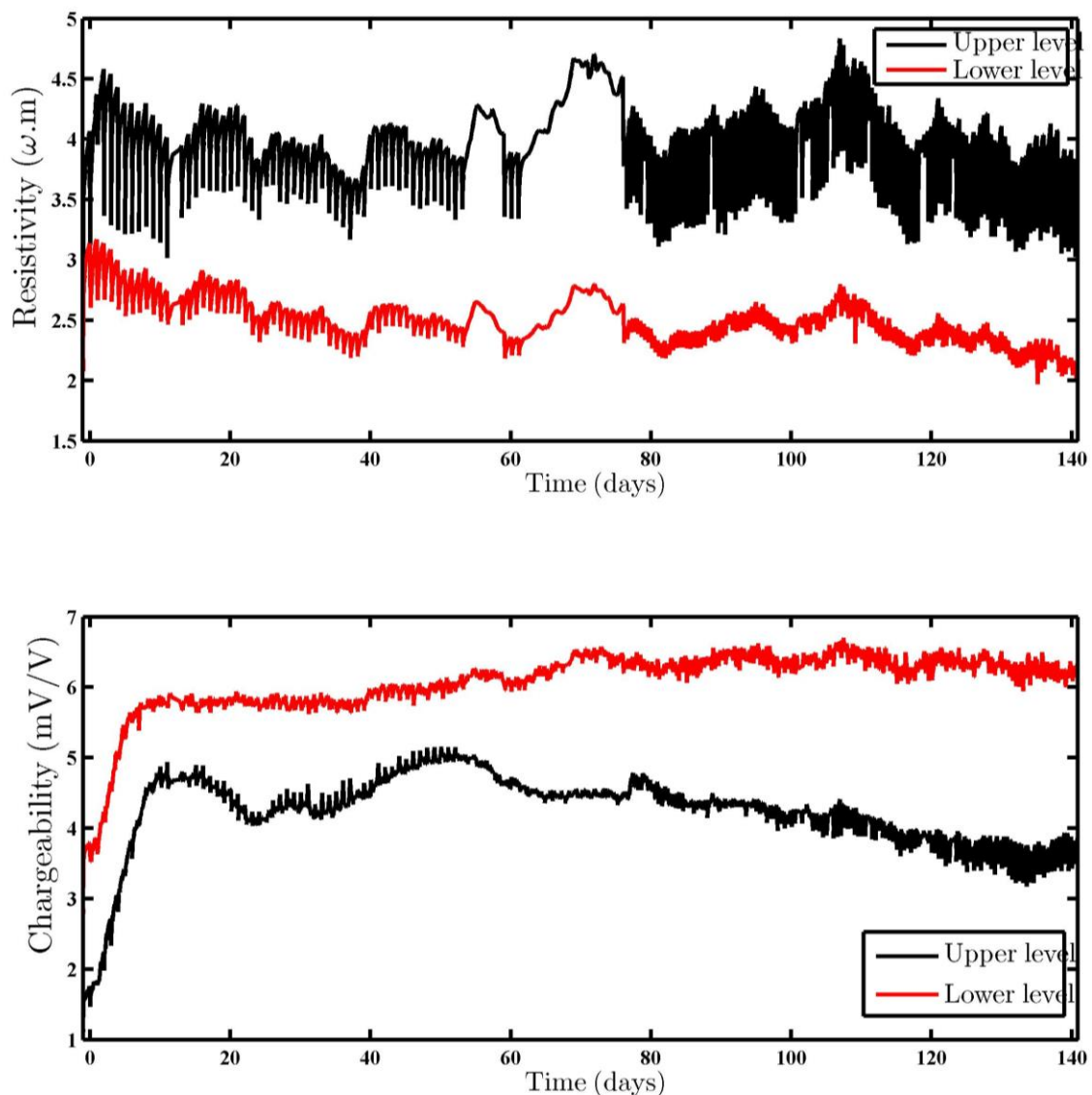


Figure 53 : Mesure de résistivité et de chargeabilité lors de l'essai avec des déchets jeunes.

La Figure 53 montre les résultats de la résistivité (figure du haut) et de chargeabilité (figure du bas) lors de l'essai avec des déchets jeunes. Les mesures sont faites de façon automatique avec un pas de temps d'acquisition de deux heures. La résistivité pour un cycle d'humidité complet varie de 0.5 $\Omega.m$ environ pour le niveau et de 0.3 $\Omega.m$ environ pour le niveau bas pour les teneurs en eaux extrêmes. La résistivité du niveau bas est plus faible que celle du niveau haut ce qui traduit une teneur en eau plus importante. La résistivité pour les deux niveaux diminue progressivement pendant l'expérience, ce qui met en évidence un processus de transformation des déchets (mécaniques ou chimiques).

La chargeabilité du niveau haut diminue légèrement pendant l'expérience, alors que celle du niveau bas augmente. La chargeabilité du niveau bas est supérieure à celle du niveau haut, ce qui est contraire à ce qui a été observé précédemment. Ceci peut être induit par une hétérogénéité locale comme le montre les résultats de la teneur en eau. La chargeabilité est de 6 mV/V pour le niveau inférieur et de 4.5 mV/V pour le niveau supérieur au bout de 10 jours.

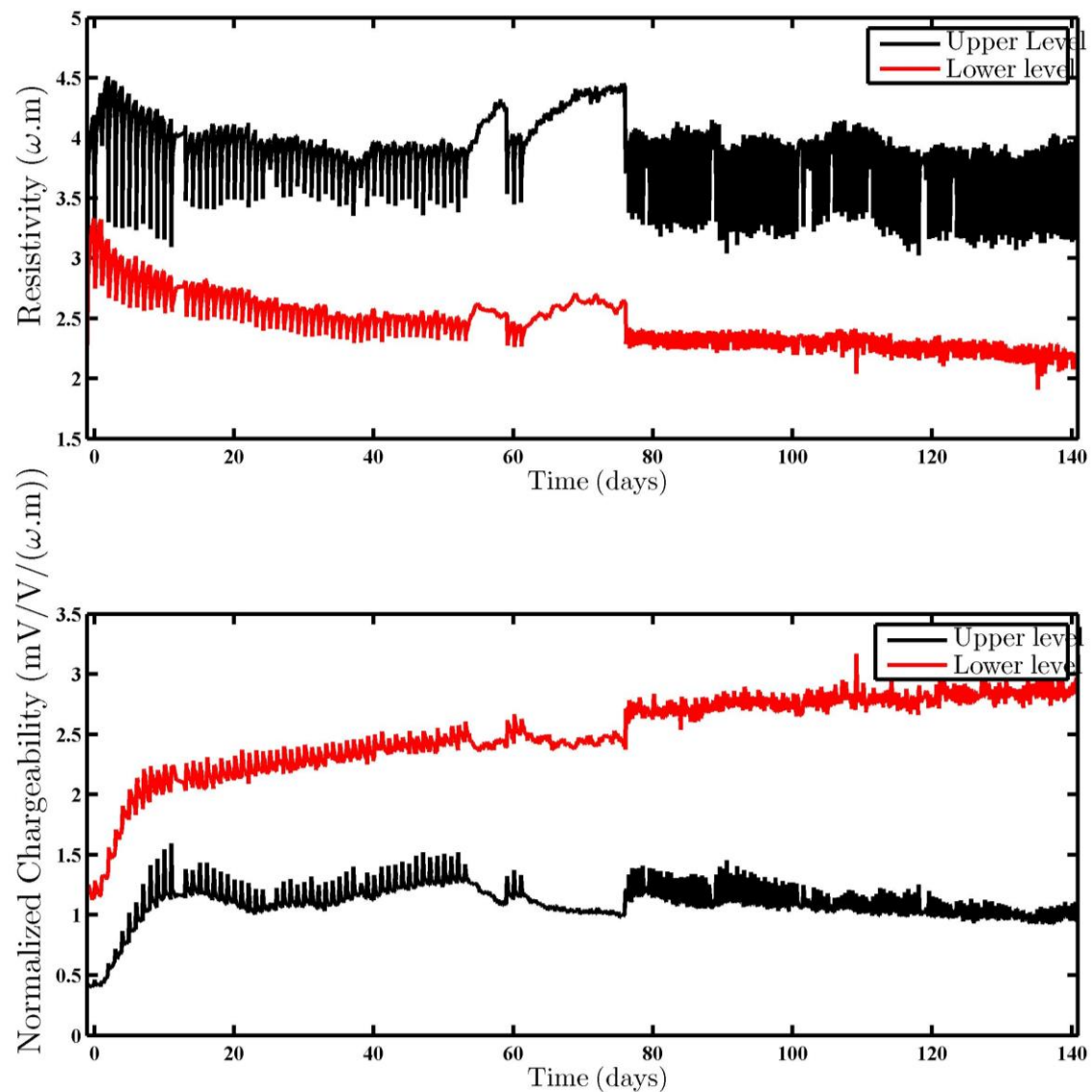


Figure 54 : Mesure de résistivité corrigée de la température et de chargeabilité normalisée lors de l'essai avec des déchets jeunes.

La Figure 54 présente la résistivité corrigée de la température ainsi que la chargeabilité normalisée par la résistivité. Pour le niveau bas, la figure met en évidence une diminution constante de la résistivité alors qu'elle est stable pour le niveau haut (environ 4 $\Omega.m$). Elle passe de 2.7 $\Omega.m$ à 10 jours à 2.5 $\Omega.m$ à la fin de l'expérience. La chargeabilité normalisée du niveau haut est stable après 10 jours et elle est égale à 1 mV/V/ $\Omega.M$. Pour le niveau bas, la chargeabilité normalisée passe de 2 mV/V/ $\Omega.M$ après 10 jours d'expérience à 2.8 mV/V/ $\Omega.M$ à la fin.

8.2.6. Composition du Composition du biogaz

L'évolution de la composition du biogaz lors de l'essai sur déchets jeunes est donnée à la Figure 55. De manière similaire aux essais réalisés sur les déchets maturés, on observe l'absence d'oxygène tout au long de l'essai et la présence d'une phase de latence mais celle-ci est réduite à une dizaine de jours environ pour la production de CH_4 à des teneurs supérieures à 10% dans le biogaz (contre une vingtaine de jours dans les essais sur déchets maturés). La teneur en CH_4 augmente ensuite fortement pour atteindre 70-80% au bout de 50 jours et se maintient dans cette gamme de teneurs jusqu'à la fin de l'essai. Le tracé de l'évolution du pH sur la Figure 55 souligne la forte interaction entre pH et composition du biogaz puisque la forte production de CH_4 correspond à une augmentation du pH, ce qui s'explique par l'activité de bactéries méthanogènes.

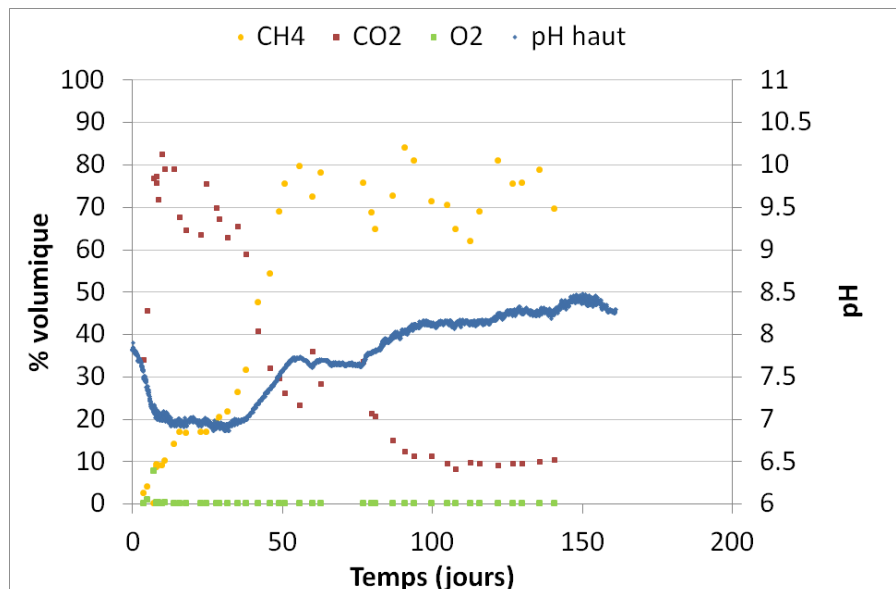


Figure 55 : Évolution de la composition du biogaz et du pH du niveau haut à l'intérieur du réacteur lors de l'essai sur déchets jeunes.

8.2.7. Suivi microbiologique du lixiviat

Les résultats des dénombrements de bactéries totales dans le lixiviat sont donnés à la Figure 56.

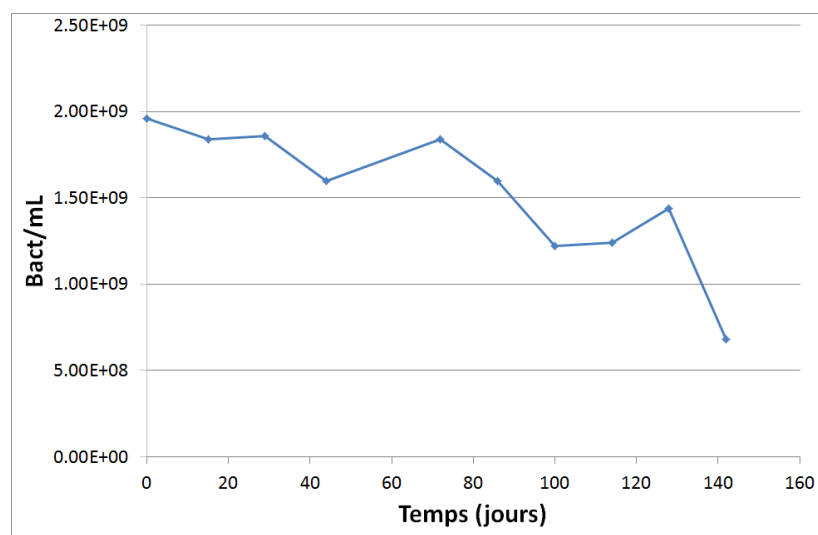


Figure 56 : Évolution de la concentration bactérienne totale dans le lixiviat, lors de l'essai sur déchet jeune.

En ce qui concerne les dénombrements de groupes bactériens spécifiques, les résultats sont donnés dans le

Tableau 15. Avant le démarrage de l'essai, on observe des concentrations élevées en bactéries sulfato-réductrices et acétogènes. Ce tableau montre une forte augmentation de la concentration en méthanogènes, leur concentration passant de 230 ou 40 bactéries/mL pour les méthanogènes sur H₂ et acétate respectivement à 2.5×10^3 et 4.5×10^3 bactéries/mL respectivement. Dans le même temps, on observe une nette diminution des bactéries sulfato-réductrices et acétogènes. Ces résultats montrent l'évolution des populations bactériennes au sein du réacteur tout au long de l'essai, avec le passage des phases acidogénèse/acétogénèse à la phase de méthanogénèse.

Tableau 15 : Dénombrements de groupes bactériens spécifiques, en début et en fin de l'essai sur déchets jeunes.

	Début (en bact / ml)	Fin (en bact / ml)
Méthanogènes sur H ₂	230	2.5 x 10 ³
Méthanogènes sur acétate	40	4.5 x 10 ³
Sulfato-réducteurs	2.0 x 10 ⁶	1.5 x 10 ³
Acétogènes	9.5 x 10 ³	250

8.2.8. Composition géochimique du lixiviat

La Figure 57 présente l'évolution du carbone organique total (COT), du carbone inorganique total (CIT), du SO₄²⁻ et du NH₄⁺ contenus dans le lixiviat. L'évolution de la concentration en COT et CIT peut être séparée en deux phases. Lors de la première phase qui dure environ 43 jours, la concentration en COT augmente dans le lixiviat, celle-ci passant de 6 305 mg/L à 9 093 mg/L, tandis que celle du CIT diminue de 1 980 mg/L à 1 071 mg/L. Cette évolution est caractéristique de la phase d'acidogénèse. A noter que la diminution du CIT peut être associée à la diminution du pH entraînant le passage du carbone inorganique (carbonate) sous la forme de CO₂ gazeux (Vigneron, 2005) ; ce phénomène est visible sur la Figure 55. On observe une tendance inverse lors de la deuxième phase, avec la concentration en COT qui diminue (elle passe de 9 093 mg/L à 2 142 mg/L) et celle en CIT qui augmente (elle passe de 1071 mg/L à 2 968 mg/L). Cette évolution, qui s'accompagne d'une augmentation de pH, est caractéristique de la phase de méthanogénèse ; on observe d'ailleurs une forte augmentation de la teneur en CH₄ dans le biogaz dès le début de cette phase.

Le SO₄²⁻ n'est pas détecté lors de cet essai. L'évolution du NH₄⁺ ne semble quant à elle pas significative.

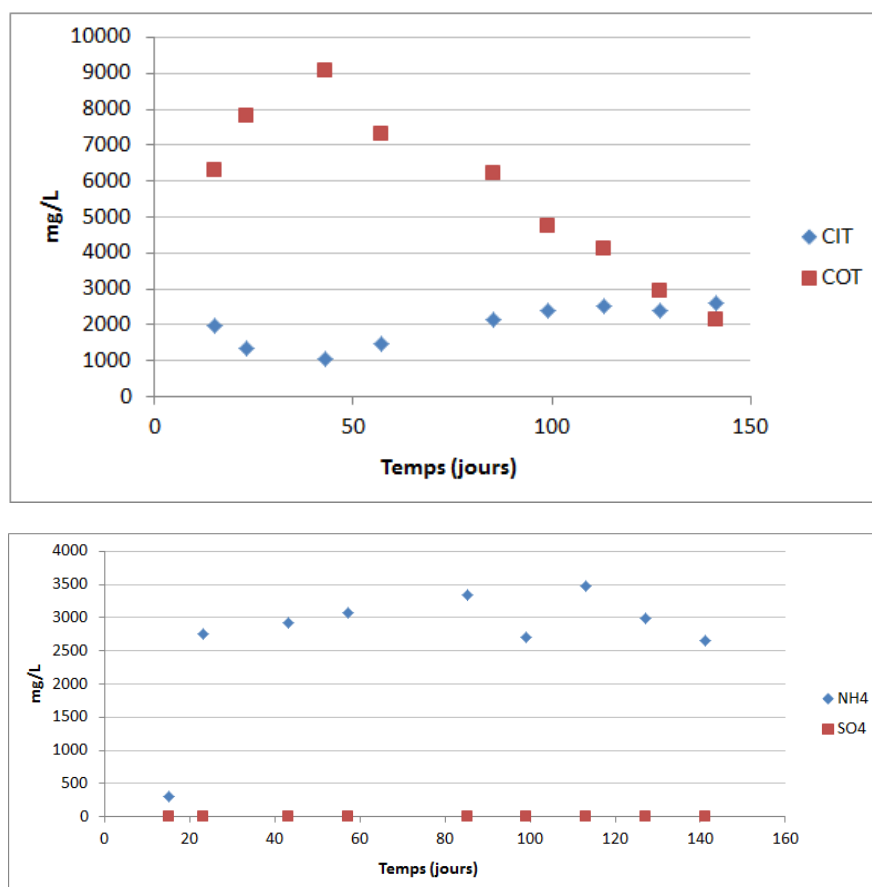


Figure 57 : Évolution de la teneur en CIT, COT, NH₄ et SO₄ du lixiviat, au cours de l'essai sur déchets jeunes.

Le Tableau 16 présente les teneurs DCO, DBO₅, COT et NKJ ainsi que les valeurs des ratios DBO₅/DCO et COT/DCO en début et en fin d'essai. On remarque une forte diminution de la DCO, DBO₅ et du COT, ce qui confirme la présence de réactions de dégradation de la matière organique tout au long de l'essai.

Tableau 16 : Teneurs en DCO, DBO₅, COT et NH₄ du lixiviat au début et à la fin de l'essai sur déchets jeunes.

	Début	Fin
DCO (mgO ₂ /L)	13 420	6 840
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	4 620	430
COT (mg/L)	4 616	2 412
NKJ (Azote Kjeldhal exprimé en N) (mgN/L)	3 162	2 580
DBO ₅ /DCO	0.34	0.06
COT/DCO	0.34	0.35

Le Tableau 17, la Figure 58 et la Figure 59 présentent les teneurs en métaux dans le lixiviat et dans le déchet à différents niveaux du réacteur en début et en fin d'essai. Il semblerait qu'il n'y ait pas de gradient de concentration en métaux dans la colonne ; cependant, étant donné la forte variabilité des teneurs mesurées (4 analyses réalisées par tranche de déchet), il n'est pas possible de confirmer cette observation.

Tableau 17 : Teneurs en métaux dans les lixiviats au début et à la fin de l'essai sur déchets jeunes.

	Al (µg/L)	As (µg/L)	Cd (µg/L)	Cr (µg/L)	Cu (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Pb (µg/L)	Zn (µg/L)	Fe (mg/L)
Début	3078	89.0	1.79	626	71.5	1892	2396	164	2938	52.593
Fin	4518	69.1	31.6	1062	384	457	934	84.9	1069	26.1

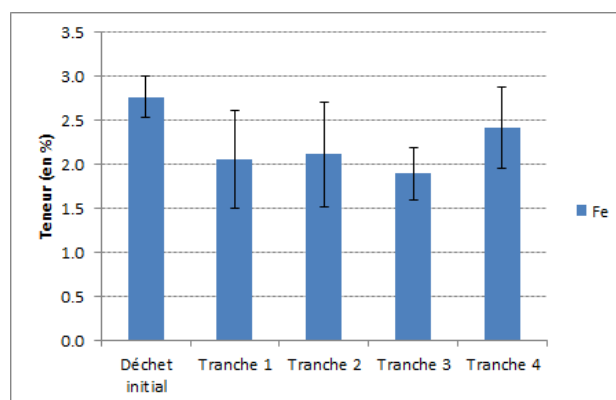
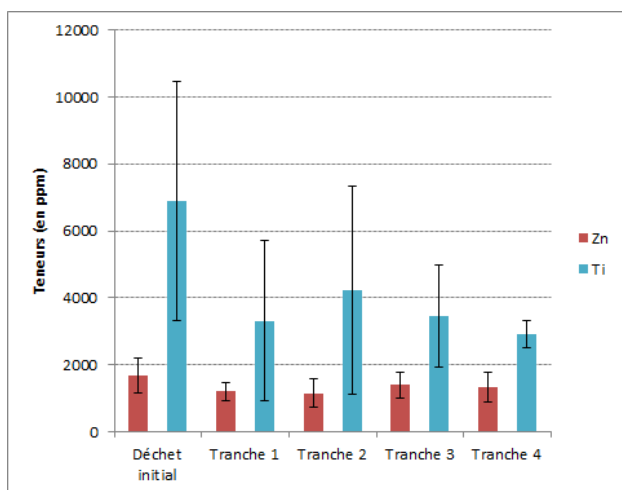


Figure 58 : Évolution de la teneur en Zn, Ti et Fe dans les déchets, au cours de l'essai sur déchets jeunes (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 60).

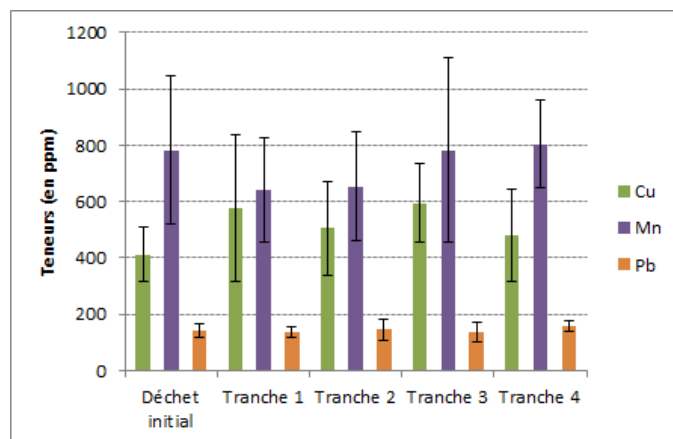


Figure 59 : Évolution de la teneur en Cu, Mn et Pb dans les déchets, au cours de l'essai sur déchets jeunes (déchet initial = début d'essai, Tranches 1 à 4 = fin d'essai et définies à la Figure 60).

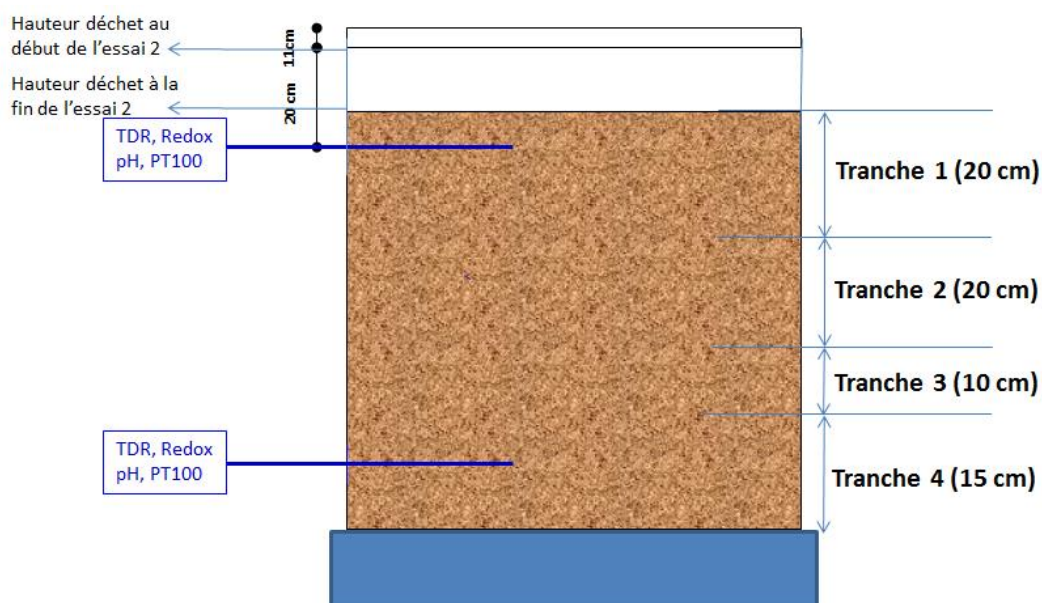


Figure 60 : Schéma décrivant les tranches réalisées en fin d'essai pour l'analyse de métaux sur les déchets.

9. Synthèse sur les expériences de laboratoires

Six essais expérimentaux ont été réalisés pour mener à bien cette étude. Les trois premiers correspondent à des blancs et les trois autres correspondent à une mise en situation réelle. Les résultats de ces essais sont récapitulés sur le Tableau 18.

Tableau 18 : Synthèse des résultats obtenus au laboratoire.

	Sable + eau déminéralisée		Sable + eau salée		Sable + lixiviat (activité microbienne)		déchets maturés (2 essais)		déchets jeunes	
	début	fin	début	fin	début	fin	début	fin	début	fin
Résistivité ($\Omega.m$)	> 1000	> 1000	45	45	25	25	4	3.5	2.5	2.0
Chargeabilité (mV/V)	6	6	0	0	0	0	7	5.5	6	6
méthanogène sur H ₂ (mg/l)							0	0	230	2.5x10 ³
méthanogène sur acétate (mg/l)							0	200	40	4.5x10 ³
Sulfato-réducteurs (mg/l)							1.5x10 ⁵	5x10 ⁴	2.0x10 ⁶	1.5x10 ³
Acétogénèse (mg/l)							Nd	230	9.5x10 ³	250
DCO (mgO ₂ /L)							2770	17700	13420	6840
DBO ₅ (mgO ₂ /L)							66	7839	4620	430
NKJ (mg/L)							2299	2170	3162	2580
CIT (mg/l)							2157	1493	1980	2968
COT (mg/L)							1674	5697	4616	2412
CH ₄ (% volumique)								81.5		69.6
O ₂ (% volumique)								0		0
CO ₂ (% volumique)								19.3		10.3
pH					8.1	8.1	7.6 – 7.8	7.5 – 8.0	électrode défectueuse	
Eh/ENH (mV)					110	140	-240	-240	-200	-200

Les résultats géophysiques ont montré que les essais passent par une phase de stabilisation de 10 jours environs. Les résultats donnés dans le Tableau 18 ne prennent pas en compte cette phase de stabilisation.

Les résultats géophysiques expérimentaux montrent que :

- la résistivité pour le blanc réalisé avec du sable et de l'eau déminéralisée est supérieure à 1000 $\Omega.m$, la chargeabilité est de 6 mV/V ;
- la résistivité pour le blanc réalisé avec du sable et de l'eau salée est de 45 $\Omega.m$, la chargeabilité est de 6 mV/V, la chargeabilité est de 0 mV/V ;
- la résistivité pour le blanc réalisé avec du sable et du lixiviat avec une activité microbienne inhibée est de 25 $\Omega.m$, la chargeabilité est de 0 mV/V, le potentiel rédox est de 110 mV ;
- la résistivité pour les essais réalisés avec des déchets maturés varie de 3 à 4.5 $\Omega.m$ en fin d'expérience, la chargeabilité varie de 7 à 5.5 mV/V en fin d'expérience ;
- la résistivité pour l'essai réalisé avec des déchets maturés varie de 2.5 à 2.0 $\Omega.m$ en fin d'expérience, la chargeabilité varie de 5.8 à 6.2 mV/V en fin d'expérience.

Les données ont montrée qu'il y avait une faible variation des signaux géophysique entre le début et la fin de tous les essais qui peut être la conséquence de l'augmentation de l'activité bactérienne. Aucune variation n'a été observée pour les mesures réalisées avec le blanc comprenant du sable et du lixiviat et l'inhibiteur permettant de confirmer cette hypothèse.

La comparaison des différents essais montre que la résistivité est plus importante avec l'essai comprenant du sable et du lixiviat. Elle est la plus faible pour l'essai comprenant des déchets jeunes et elle est

légèrement plus importante pour les déchets maturés. La chargeabilité, quant à elle, est nulle pour les déchets ne comprenant que du sable et du lixiviat, elle est plus importante pour les déchets maturés et plus faible pour les déchets jeunes.

En ce qui concerne les résultats physico-chimiques et microbiologiques réalisés sur les déchets maturés et les déchets jeunes :

- on observe également une phase de latence d'au moins une dizaine de jours ;
- les déchets jeunes contiennent une concentration plus élevée en méthanogènes au début de l'essai : 230 ou 40 bactéries/mL de méthanogènes sur H_2 et acétate respectivement contre 0 et 200 bactéries/mL de méthanogènes sur H_2 et acétate pour les déchets maturés ;
- la stimulation des déchets maturés lors des essais mis en œuvre a permis de relancer la dégradation du déchet et d'extraire encore du CH_4 ;
- deux phases sont distinguables dans les essais sur déchets maturés et déchets jeunes :
 - o la première phase correspond à l'acidogénèse/acétogénèse car la concentration en COT augmente dans le lixiviat et on observe une diminution du pH en raison probablement de la production d'acide. En même temps, on observe une diminution du CIT et la production de CO_2 , cette production étant très probablement liée à la décarbonatation du carbone inorganique (carbonate) lors de la diminution du pH,
 - o la deuxième phase correspond à la méthanogénèse car le pH remonte tandis que la concentration en COT diminue et celle en CIT augmente. Ces phénomènes s'accompagnent d'une forte augmentation de la teneur en CH_4 dans le biogaz ;
- la production de CH_4 a atteint une teneur supérieure à 80% dans le biogaz dans l'ensemble des essais ;
- le redox est relativement stable tout au long des essais entre -200 et -300 mV/ENH.

10. Investigations de terrain

Des investigations ont été réalisées sur site du 23 au 25 septembre 2014, sur deux cellules de stockage distinctes :

- cellule C5 dont la fin d'exploitation date de juin 2011. Compte tenu du procédé de maturation accélérée appliquée sur le site d'étude, les déchets de cette cellule peuvent être considérés comme stabilisés. La production de biogaz mesurée par l'exploitant sur cette cellule est quasi-nulle ;
- cellule C7 dont la fin d'exploitation date de l'été 2013. Il s'agit donc de déchets relativement jeunes, au potentiel méthanogène élevé.

Pour rappel, la première série de mesures au laboratoire a été réalisée sur les déchets de la cellule C3 du même site. Les prélèvements ont été réalisés lors des opérations d'excavation de ces déchets, après maturation complète.

Le programme des investigations réalisées sur les cellules C5 et C7 est le suivant :

- géophysique : couverture électromagnétique de la surface à l'EM34, réalisation de deux profils électriques, mesures électromagnétiques à l'EM39 dans les puits (biogaz et lixiviats) ;
- mesures des niveaux de lixiviats, analyse de la composition du biogaz dans différents puits et analyse des paramètres physico-chimiques in-situ ;
- prélèvements de déchets dans l'alvéole C7 pour caractérisation et pour réalisation d'un essai de maturation au laboratoire.

11. Investigations géophysiques in-situ

Lors des investigations géophysique in-situ, les méthodes suivantes ont été utilisées :

- cartographie de surface par méthode électromagnétique à l'EM34 ;
- profil électromagnétique en forage à l'EM39 ;
- mesure de résistivité et de polarisation provoquée par panneaux électriques.

Par rapport aux expériences de laboratoire, les acquisitions de polarisation spontanée n'ont pas été réalisées car il aurait fallu percer la membrane de protection de la cellule à de nombreux endroits, ce qui aurait engendré un surcôt important.

Les méthodes électromagnétiques ont été utilisées afin d'implanter au-mieux les panneaux électriques.

11.1. *Principe des méthodes géophysiques utilisées*

11.1.1. EM34 et EM39

Les méthodes électromagnétiques basse fréquence, sont basées sur la transmission d'un champ électromagnétique depuis une boucle émettrice vers une boucle réceptrice. Le principe de la méthode, décrit dans Reynolds (1997) ou encore Nabighian (1991), est illustré sur la Figure 61. Un champ primaire est généré au niveau de l'émetteur qui se propage vers le récepteur à travers le sol et l'air. Si le sol contient un matériau conducteur, la partie magnétique du champ électromagnétique alternatif crée des courants induits dans ce conducteur, qui engendrent un champ secondaire capté par le récepteur. Le rapport de l'amplitude du champ secondaire sur l'amplitude du champ primaire est proportionnel à la conductivité électrique du milieu.

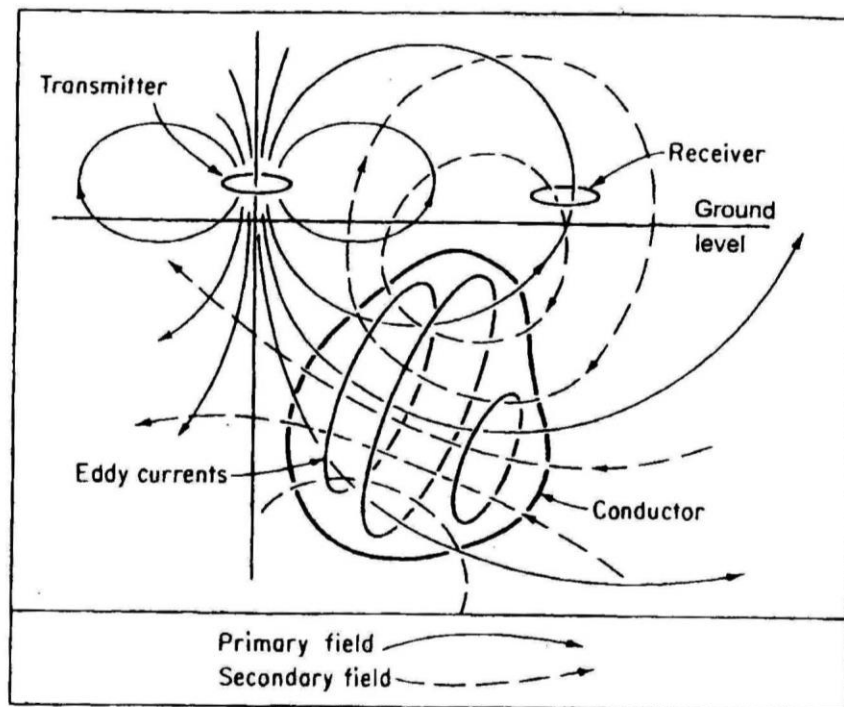


Figure 61 : Principe de fonctionnement de l'électromagnétisme pour les méthodes basses fréquences de type EM31, EM34 et EM38 (d'après Reynolds, 1997).

On a :

$$\sigma_a = \frac{1}{\rho_a} = (4 / \omega \mu_0 s^2) (H_s / H_p)_q$$

avec σ_a = conductivité apparente

ρ_a = résistivité apparente

s = distance entre les boucles

Hs = champ magnétique primaire

Hp = champ magnétique secondaire.

ω = pulsation du signal

μ_0 = permittivité de l'air

q = quadrature

Les seules inconnues de cette équation sont Hs (que l'on mesure) et la conductivité apparente, σ_a .

Parmi les méthodes électromagnétiques basses fréquences, on peut citer les appareillages EM31, EM34 et EM38 dont les caractéristiques sont résumées dans le tableau suivant.

Instrument	Séparation des deux boucles	Fréquence d'émission	Profondeur d'exploration		Résolution = 1/5*(séparation des antennes)
			Boucles Verticales	Boucles Horizontales	
EM38	1 m	14,6 kHz	1,5 m	0,75 m	0,2 m
EM31	3,66 m	9,8 kHz	6 m	3 m	0,7 m
EM34	10 m	6,4 kHz	7,5 m	15 m	2 m
EM34	20 m	1,6 kHz	15 m	30 m	4 m
EM34	40 m	0,4 kHz	30 m	60 m	8 m

Tableau 19 : Caractéristiques des méthodes électromagnétiques basses fréquences (site web Abem-France).

11.1.1.1. Matériel utilisé

L'EM34 est un outil opéré par deux personnes (Figure 62) alors que l'EM39 est un outil de diagraphie en forage. Ces appareils sont composés de deux boucles (une émettrice et une réceptrice) dont l'espacement peut être de 10, 20 ou 40 m en fonction de la profondeur de pénétration et de la résolution spatiale désirée.



Figure 62 : Dispositif d'acquisition pour les boucles verticales (Géonics limited).

Les fréquences correspondantes (6 400, 1 600 et 400 Hz) varient de manière à ce que le nombre d'induction pour un demi-espace homogène soit indépendant de la fréquence ($N = \mu \pi \sigma \Delta^2$ avec μ = perméabilité magnétique, σ = conductivité, Δ = distance entre les boucles). Il existe de nombreuses configurations de boucles. Sur le terrain nous avons utilisé les dispositifs HCP (horizontal coplanar) et VCP (vertical coplanar) (Figure 63).

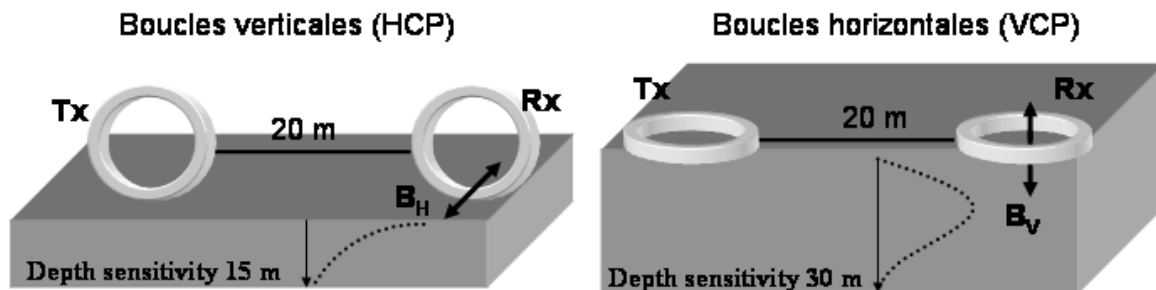


Figure 63 : Configurations en boucles verticales et boucles horizontales.

Lorsque les deux boucles sont horizontales, le champ magnétique secondaire est influencé principalement par la couche située à une profondeur de $0,4xs$ (s = espacement entre les boucles, Figure 63). Cependant, la couche située à $1,5xs$ de profondeur contribue aussi de manière significative dans le champ secondaire. Cette configuration est peu sensible aux variations de conductivité des couches superficielles. Lorsque les deux boucles sont verticales, la contribution de la couche de la proche surface est très importante.

En résumé, selon la position des boucles, on mesure une conductivité apparente de la couche superficielle ou d'une couche plus épaisse et plus profonde.

11.1.2. Résistivité électrique et polarisation provoquée temporelle

11.1.2.1. Tomographie de résistivité électrique

Le principe de la tomographie de résistivité électrique consiste à injecter un courant électrique via 2 électrodes métalliques plantées dans le sol puis à mesurer des différences de potentiel électrique via d'autres couples d'électrodes. Le courant injecté est de forme carrée de période de pulsation T pouvant aller de 250 ms à 8 s. En faisant varier l'écartement des électrodes placées le long d'un profil, cette méthode permet l'acquisition de valeurs de résistivité électrique apparente que l'on représente en coupe (section) en fonction d'une pseudo-profondeur liée à l'écartement des électrodes d'injection. Des systèmes multi-électrodes permettent une gestion automatique des électrodes qui sont alors connectées au système de mesure par des câbles appelés flutes électriques (Figure 64).

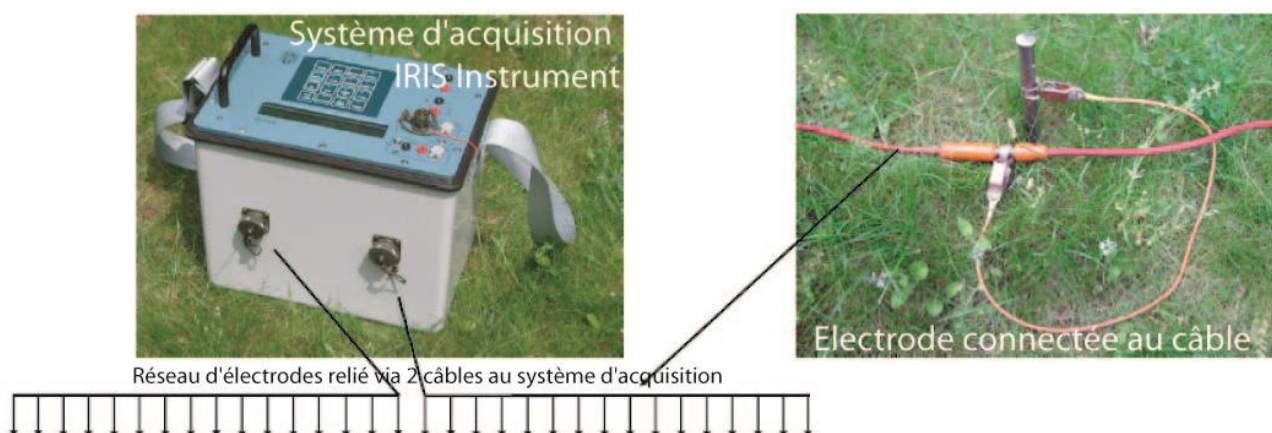


Figure 64 : Schéma du branchement des électrodes aux câbles, le tout connecté au système d'acquisition multi-électrodes.

Les données sont ensuite traitées (filtrage et inversion) et le résultat fournit une représentation 2D ou 3D de la distribution des résistivités électriques dans le sous-sol, appelée tomographie.

La propagation du courant électrique dans les roches est essentiellement liée à une conductivité ionique, les ions contenus en solution transportant les charges électriques. Ainsi, cette méthode doit permettre de visualiser le rabattement du cône piézométrique au cours du pompage.

11.1.2.2. Tomographie de polarisation provoquée

Lorsque l'appareil de mesure est positionné en mode « rho only » le signal injecté est purement carré de période T , c'est-à-dire alternativement positif puis négatif et seule la mesure de la résistivité peut être réalisée. En mode « rho and IP » il y a une période dite Off pendant laquelle il n'y a pas d'injection de courant (Figure 65).

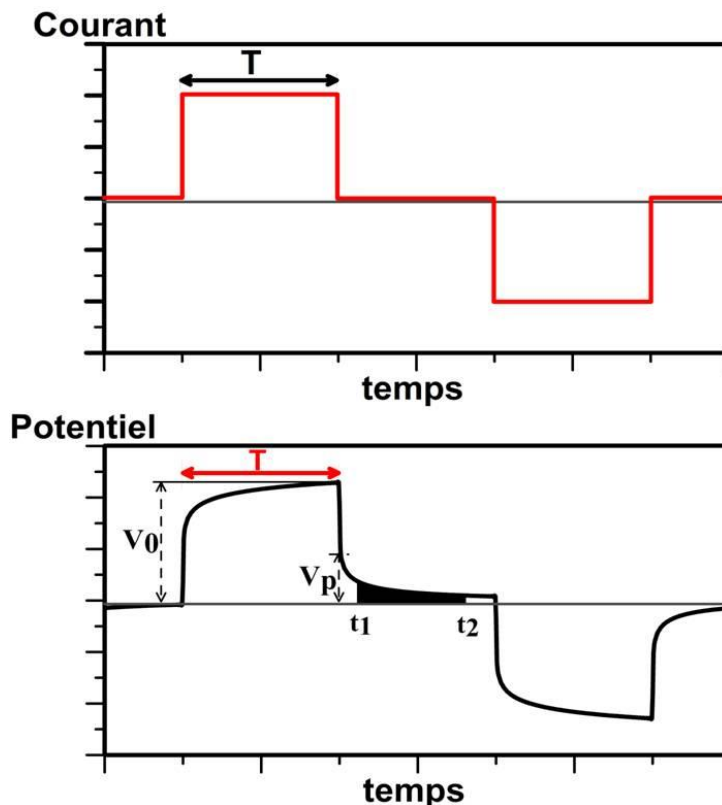


Figure 65. Principe de mesure de la polarisation provoquée.

On étudie alors la phase de décroissance du potentiel électrique au cours d'une certaine durée appelée temps de relaxation, car lorsque l'on coupe le signal d'injection, le potentiel ne retombe pas instantanément à zéro. Le sol se charge et se décharge électriquement comme un condensateur. Cet effet de polarisation provoquée représente l'effet capacitif du sol, c'est-à-dire la propriété à retenir et restituer des charges électriques. Il est quantifié par le paramètre chargeabilité électrique « m » calculé par le rapport sur une fenêtre de temps entre la tension V_p mesurée pendant ce temps défini (l'aire sous la courbe entre deux temps t_1 et t_2 , Figure 65) et la tension initiale injectée V_0 .

$$m = \frac{1}{V_0} \int_{t_1}^{t_2} V_t(t) dt$$

La chargeabilité est en général très faible et est exprimée en mV/V.

Une forte chargeabilité indique la présence de sulfures ou d'oxydes métalliques ou encore d'argiles comme l'illite ou la montmorillonite, ou la présence de contaminants organiques. L'origine de cet effet capacitif est principalement liée à des processus électrochimiques aux interfaces. En effet, les surfaces de la plupart des solides possèdent une charge nette (le plus souvent négative) liée à l'adsorption d'ions. Cette surface chargée modifie la distribution des charges libres présentes dans l'électrolyte, attirant les ions de charges opposées et repoussant les autres. Une couche diffuse se forme alors près de la surface chargée du solide. Ce phénomène crée ce que l'on appelle une double couche électrique qui présente des effets capacitifs lorsqu'un courant électrique la traverse. Ainsi, les propriétés de surface des grains et les phénomènes d'adsorption sont des effets importants sur l'effet de polarisation provoquée.

Dans le cadre des décharges, les phénomènes mis en jeu font encore débat. Les fortes valeurs de chargeabilité peuvent être associées à la présence :

- 5) de nombreuses surfaces isolantes (sacs en plastique) disséminées dans une matrice organique conductrice (Leroux *et al.* 2007) ;
- 6) de déchets métalliques disséminés (Angoran *et al.*, 1974 ; Aristodemou et Thomas-Betts, 2000 ; Slater *et al.*, 2006 ; Leroux *et al.* 2007) ;
- 7) de fortes concentrations de contaminants organiques et de cyanure (Cahyna *et al.*, 1990, Niederleithinger 1994) ;
- 8) d'une activité de biodégradation de la matière organique (Carlson et Mayerle, 2009, Leroux *et al.*, 2010).

Afin de corriger l'effet de la variation de résistivité électrique d'un milieu à un autre sur la polarisation provoquée, il est préférable de travailler sur un autre paramètre appelé chargeabilité normalisée qui correspond à la chargeabilité divisée par la résistivité inversée d'après Slater and Lesmes (2002).

L'interprétation des profils de chargeabilité est parfois difficile car la mesure de chargeabilité intègre des mécanismes de polarisation qui ont lieu à des temps de relaxation différents

11.1.3. Conclusion sur le choix des méthodes utilisées

Les mesures géophysiques n'étant pas discriminantes (les signaux pouvant être liés tout aussi bien à une activité physico-chimique qu'à une activité biologique), le couplage des méthodes sensibles à divers paramètres physiques est donc nécessaire afin d'apporter des informations complémentaires et préciser le rôle de chaque paramètre. En ce sens, les trois méthodes géoélectriques utilisées sont complémentaires car la méthode de résistivité électrique est sensible à la minéralisation du fluide et la polarisation provoquée est sensible aux interactions chimiques et/ou électrostatiques aux interfaces. L'EM34 et les mesures TDIP réalisées permettent d'obtenir des cartes qui peuvent ensuite servir de base pour définir une zone présentant des anomalies sur laquelle se focaliser avec d'autres méthodes géophysiques (tomographies 2D).

11.2. Mesures réalisées sur le site d'étude

11.2.1. Présentation du site

Les caractérisations géophysiques et physico chimiques ont été réalisées sur les casiers 5 et 7 qui ont été fermés respectivement en juin 2011 et à l'été 2013. Ces casiers sont exploités en mode bioréacteur. Avant leur mise en stockage, les déchets font l'objet d'un prétraitement consistant à les mélanger avec des lixiviats. Ce prétraitement a pour objectif d'accélérer leur maturation. L'épaisseur moyenne de déchet du casier 5 est de 10 m et l'épaisseur moyenne du déchet dans le casier 7 est de 14 m. Le casier 5 est situé à l'ouest tandis que le casier 7 est situé à l'est du site (Figure 66).

11.2.2. Mesures géophysiques

La Figure 66 présente la localisation de l'ensemble des mesures géophysiques. Les points verts et rouges ayant le plus grand diamètre correspondent respectivement au tomographie électrique C5 et C7. Les données d'EM34 sont localisées par les points grenat.

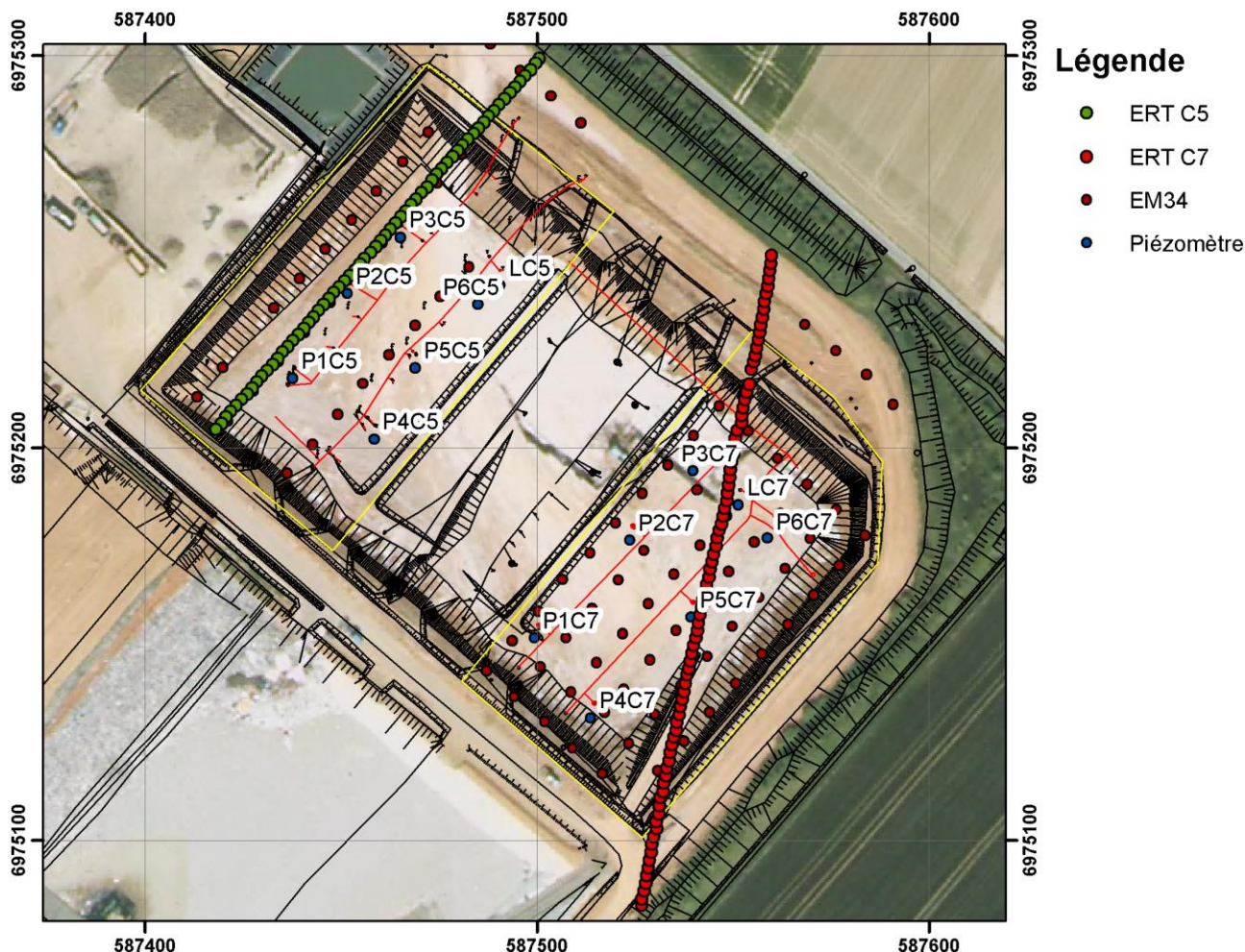


Figure 66 : Localisation des mesures géophysiques.

11.2.2.1. Mesures électromagnétiques de surface

Les mesures à l'EM34 ont été réalisées selon un maillage de 10x10 m et acquises en mode dipôle horizontal et dipôle vertical avec un espacement de 10 mètres entre les bobines émettrices et réceptrices. Pour cette configuration géométrique, la profondeur d'investigation moyenne est de 15 m en mode dipôle vertical et de 7.5 mètres en mode dipôle horizontal. Les mesures réalisées à l'aide du dipôle verticale ne sont pas exploitables car les terrains sont très conducteurs. Dans ces conditions, le rapport de l'amplitude du champ secondaire sur l'amplitude du champ primaire n'est plus proportionnel à la conductivité électrique du milieu. Vingt lignes NO-SE ont été réalisées ainsi que huit lignes NE-SO (Figure 66).

La procédure de traitement des données d'EM34 est la suivante :

- attribution des coordonnées aux données de conductivité,
- filtrage des points aberrants,
- interpolation par krigeage avec surfer sur une grille de pas de 2m sans anisotropie.

11.2.2.2. Profil de tomographie électrique et polarisation provoquée

Les profils électriques sur les casiers 5 et 7 (Figure 67) ont été acquis avec respectivement 64 et 86 électrodes espacées de **2 m**. Les mesures ont été acquises à l'aide de deux configurations différentes :

- le dispositif dipôle-dipôle qui donne une très bonne résolution des terrains de subsurface et pour les discontinuités verticales. Par contre le rapport signal/bruit décroît rapidement et la profondeur d'investigation, dans le cas présent, est réduite à quelques dizaines de mètres. Les mesures dipôles-dipôles ont été acquises avec une période d'injection $T = 2s$ et un temps d'écoutes de 2 secondes dans le but de mesurer la chargeabilité des sols ;
- le dispositif Wenner-Schlumberger est beaucoup plus intégrant et, de ce fait, plus sensible aux effets latéraux. La résolution au niveau des horizons de sub-surface est moins bonne et celle des structures plus globale. Son intérêt majeur est la profondeur d'investigation atteinte (de l'ordre de grâce à un

meilleur rapport signal/bruit ainsi qu'une plus grande sensibilité aux discontinuités horizontales. Les mesures ont été acquises avec un signal injecté de période $T = 500 \text{ ms}$. La chargeabilité des sols n'a pas été mesurée avec ce dispositif.

Après filtrage des données de résistivité apparente (mesurées sur le terrain) sur la base de critère de qualité, de courant émis ou de potentiel mesuré, celles-ci sont ensuite inversées avec le logiciel Res2DInv (Loke & Barker 1996) en mode robuste afin de privilégier les contacts. Afin de prendre en compte les morphologies acérées rencontrées, les profils de topographie sont inclus lors des inversions de chaque panneau électrique.

La pseudosection de résistivité « vraie », résultat de l'inversion, sera ensuite utilisée pour l'interprétation. Elle fournit des informations quantitatives permettant de caractériser l'origine des différentes anomalies mises en évidence : résistivité, géométrie et profondeur, pendage. Les résultats de l'inversion sont présentés sous forme d'une coupe (pseudosection) présentant la distribution des résistivités calculées le long du profil en fonction de la profondeur. Cela pour les différentes configurations d'acquisition choisies.

Quelles que soient les performances des algorithmes de convergence, en l'absence d'étalonnage (résistivité étalonnée, profondeur des interfaces géoélectriques) les résultats fournis par l'inversion ne sont pas définis de manière univoque (il y a plusieurs solutions satisfaisant au même jeu de données). Cette indétermination ne peut être évaluée qu'en testant différentes solutions ou en contraignant l'inversion au moyen de paramètres (résistivités, épaisseurs, profondeurs) obtenus par d'autres moyens (autre méthode géophysique, diagraphies, forages, observations des affleurements, ...).



Figure 67 : Profil électrique sur le casier 7.

11.2.3. Analyse du biogaz et caractérisations physico-chimiques du lixiviat

La composition du biogaz a été analysée dans plusieurs « puits biogaz » des casiers 5 et 7 avec l'analyseur GA5000.

En ce qui concerne les lixiviats, les lixiviats circulant dans le casier C7 ont été récupérés au niveau du casier C5. Seul les paramètres physico-chimiques du lixiviat ont pu être mesurés. En effet, il n'a pas été possible d'accéder au lixiviat au niveau du casier C5, pour plusieurs raisons : les puits biogaz ou le puits lixiviat étaient trop penchés (déformations suite à la maturation des déchets) pour accéder au lixiviat présent dans le casier et un dysfonctionnement d'une pompe du casier C5 n'a pas permis de récupérer le lixiviat au niveau des cuves de collecte. Les paramètres physico-chimiques mesurés sur le lixiviat du casier C7 sont les suivants : pH, conductivité, température, potentiel redox et oxygène dissous. Du lixiviat du casier C5 a toutefois été récupéré ultérieurement par des agents d'IKOS et envoyés au BRGM, ce qui a quand même permis de déterminer sa composition.

12. Résultats de la campagne de terrain

12.1. Investigations géophysiques

12.1.1. Cartographie de l'EM34

La carte de résistivité de l'EM34 en mode dipôle horizontal sur les deux cellules est présentée sur la

Figure 68. Pour mémoire, la profondeur d'investigation moyenne est de 7,5m, soit à l'intérieur des casiers et dans la zone la plus humide imprégnée de lixiviat.

Pour le casier C5, la résistivité apparente varie de 3.8 à 15 Ω .m, soit des valeurs très faibles. Les valeurs les plus élevées se retrouvent au milieu du casier, et peuvent traduire une teneur en lixiviat moins important qui serait lié à des circulations préférentiels des fluides.

Sur le casier C7, les valeurs de conductivité sont relativement homogènes et varient de 3.8 à 5.3 Ω .m. Les valeurs de résistivité du casier 5 sont sensiblement supérieures à celles du casier 7.

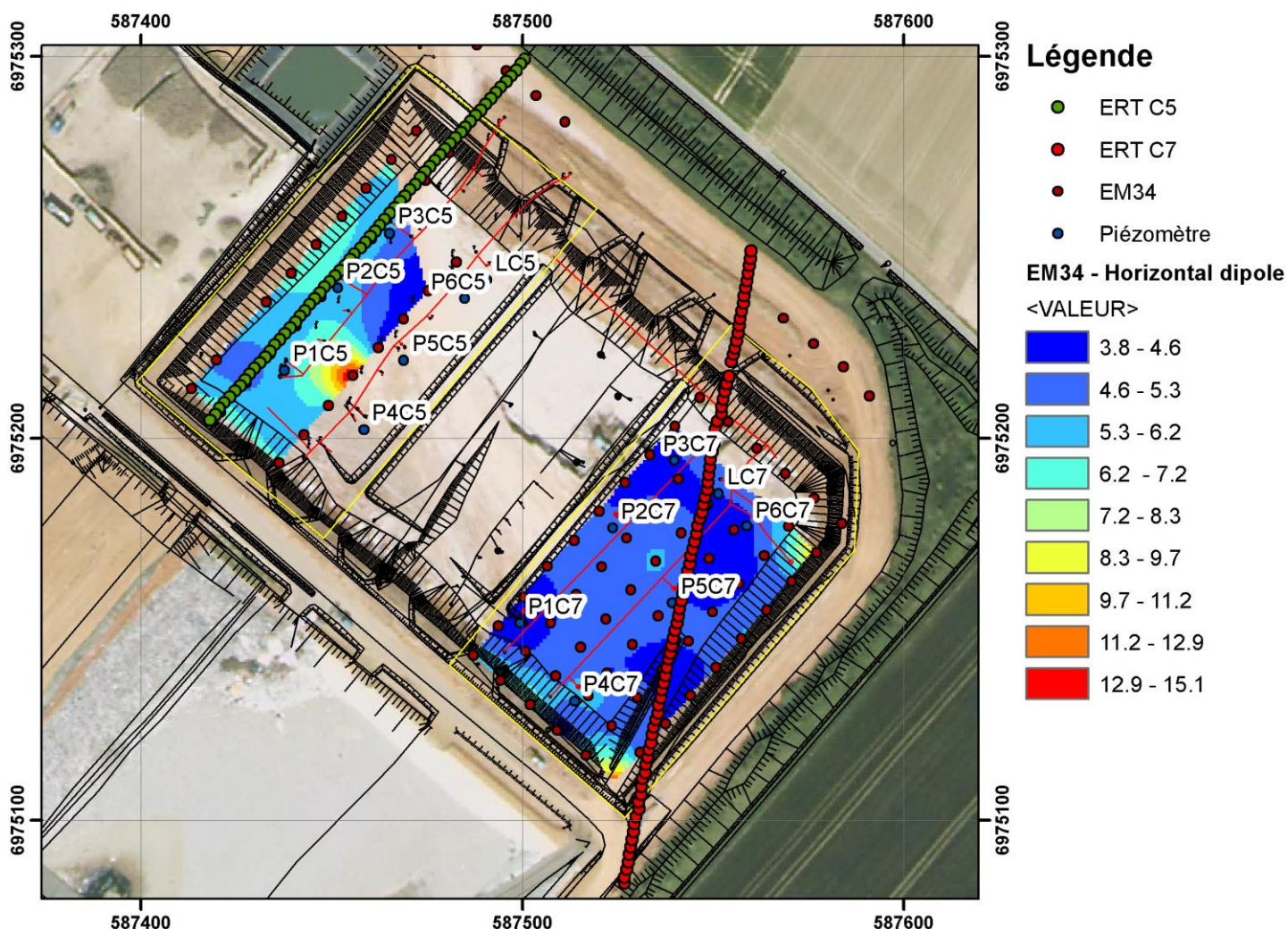


Figure 68 : Carte de résistivité apparente acquise à l'aide de l'EM34 en mode dipôle horizontal avec un espacement de 10 mètres entre les bobines émettrice et réceptrice.

12.1.2. Tomographie électrique et polarisation provoquée

Afin de d'étudier les variations de résistivités du casier contenant le déchet ancien (C5) et du casier contenant les déchets jeunes (C7), deux profils électriques 2D orientés Sud-Ouest / Nord-Est ont été réalisés et recoupent la zone contrastée, observée par la cartographie PPS.

12.1.2.1. Casier 5

La Figure 69a présente la coupe 2D de résistivité électrique acquise sur le casier 5 en mode Wenner Schlumberger réciproque. L'erreur RMS après sept itérations est de 2,53 %.

La Figure 69b présente la coupe de résistivité acquise en mode dipôle- dipôle. Les résultats sont présentés pour la septième itération et pour une erreur RMS de 2,48 %.

Les deux tomographies électriques montrent :

- la limite latérale nord du casier se situe à 146mètres ;
- la valeur de résistivité à l'intérieur du casier varie de 2 à 15 $\Omega.m$ alors qu'elle est supérieure à 35 en dehors du casier. Le bas du casier est atteint pour une altitude de 183 mètres environ ;
- les terrains superficiels à l'intérieur du casier sont plus résistants (de 6 à 15 $\Omega.m$) que les terrains profonds (inférieur à 4 $\Omega.m$). Les déchets superficiels seraient donc plus secs que les déchets profonds ;
- l'épaisseur de la couche superficielle est plus faible entre 50 et 100 mètres d'abscisses (2 à 5 mètres) alors qu'elle est plus importante entre 100 et 146 mètres d'abscisses (supérieur à 5 mètres) ;
- entre 80 et 100 mètres d'abscisses, les terrains en profondeurs sont plus résistants, pouvant mettre en évidence une zone moins humide. Cette zone correspond à l'augmentation de résistivité observée sur la cartographie réalisée à l'aide de l'EM34.

La tomographie électrique acquise en mode Wenner-Schlumberger montre la base du casier 5, qui se situe à une altitude d'environ 186 mètres, soit douze mètres d'épaisseurs environs. Le mode dipôle-dipôle ne permet pas d'imager la base du casier pour cette géométrie car la profondeur d'investigation est plus faible du fait d'un rapport signal/bruit plus faible.

La Figure 69c, quant à elle présente la coupe de chargeabilité acquise sur le casier 5 en mode dipôle-dipôle. L'erreur RMS est de 1.45 après 7 itérations. La tomographie de chargeabilité montre que :

- les déchets ont une chargeabilité importante supérieure à 15mV/V alors que les terrains encaissant ont une faible chargeabilité (inférieur à 4 mV/V) ;
- la limite latérale nord est bien imagée à 146 mètres d'abscisses ;
- la couche superficielle a une chargeabilité plus importante (~30mV/V) que la couche profonde (~17mV/V) ;
- la base du casier n'est pas imagée.

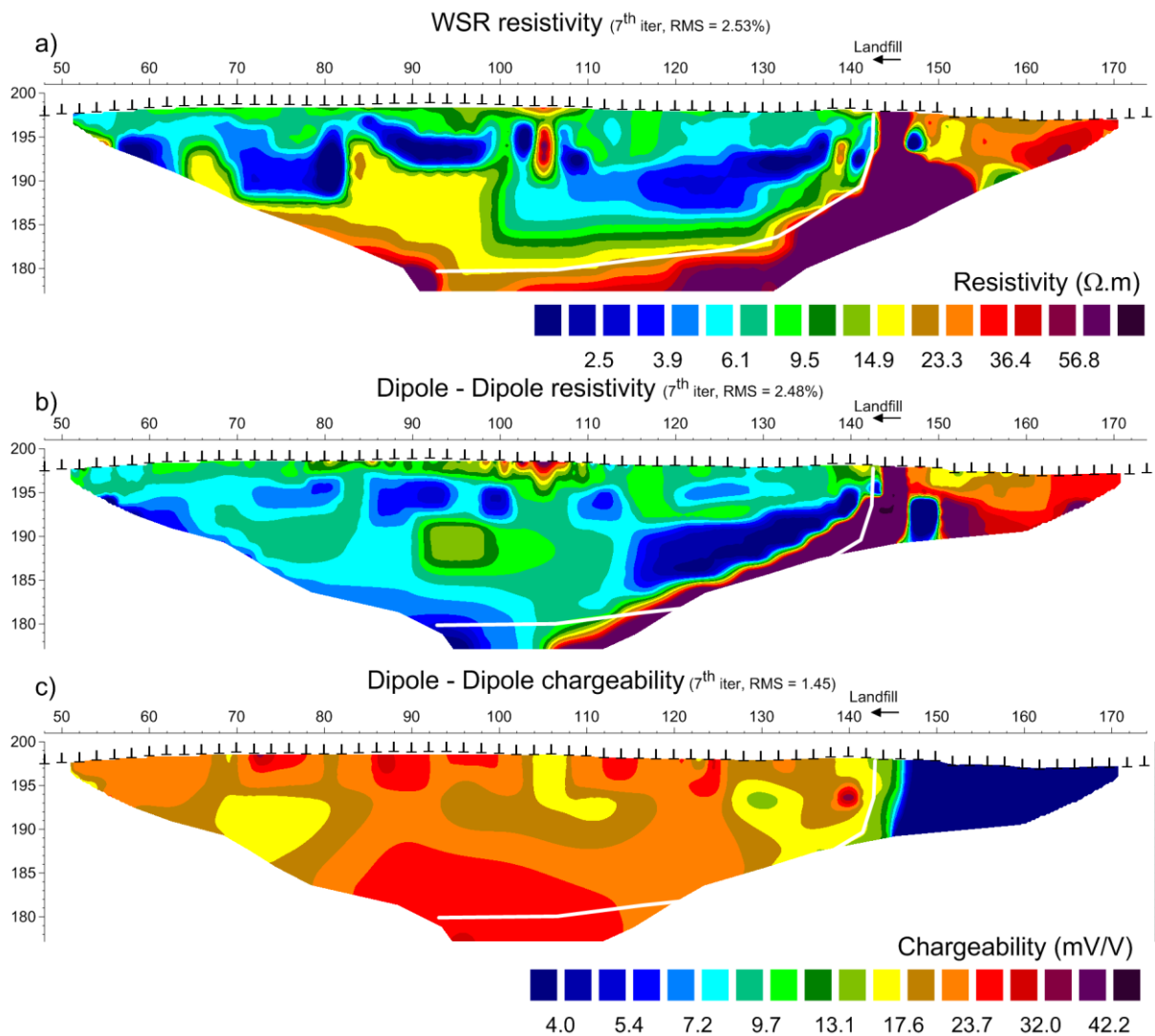


Figure 69 : Tomographie 2D de résistivité électrique sur le casier 5 acquise en mode Wenner Schlumberger a) et dipôle- dipôle b) réciproque avec un espacement inter-électrodes de 2 m (inversion robuste avec Res2dInv,), c) tomographie de chargeabilité acquise en mode dipôle-dipôle avec un temps d'injection et d'écoute de 2 secondes.

La profondeur d'investigation est donc plus faible en mode dipôle-dipôle par rapport à la tomographie acquise en mode WS du fait de signaux beaucoup trop faibles mesurés pour des niveaux d'investigation plus profonds et donc d'un rapport signal sur bruit trop mauvais pour réaliser une inversion sur toute la profondeur.

La tomographie de chargeabilité montre des valeurs **élevées** (>20 mV/V) au niveau du **casier** et surtout au niveau des **déchets non saturés**.

12.1.2.2. Casier 7

La Figure 70a présente la coupe 2D de résistivité électrique acquise sur le casier 7 en mode Wenner Schlumberger réciproque. L'erreur RMS après six itérations est de 1.86%.

La Figure 70b présente la coupe de résistivité acquise en mode dipôle- dipôle. Les résultats sont présentés pour la sixième itération et pour une erreur RMS de 4.94%.

Les deux tomographies électriques montrent :

- la limite latérale sud et nord du casier se situe à 24 mètres et 138 mètres d'abscisses respectivement ;

- la valeur de résistivité à l'intérieur du casier varie de 2 à 13 $\Omega.m$ alors qu'elle est supérieure à 20 en dehors du casier. Le bas du casier est atteint pour une altitude de 183 mètres environ ;
- un piézomètre à l'abscisse 110 mètres a mis en évidence le niveau de lixiviat à l'altitude 195 mètres ;
- les terrains superficiels à l'intérieur du casier sont plus résistants (de 6 à 13 $\Omega.m$) que les terrains profonds (inférieur à 4 $\Omega.m$). Les déchets superficiels seraient donc plus secs que les déchets profonds ;
- l'épaisseur de la couche superficielle est relativement constante sur l'ensemble du casier et se situe à l'altitude 195 mètres ;
- entre 80 et 85 mètres d'abscisses, les terrains en profondeurs sont plus résistants, pouvant mettre en évidence une zone moins humide ;
- la base du casier a été imagée pour les deux modes, avec une altitude qui varie de 185 mètres pour les abscisses inférieures à 65 mètres et une altitude de 183 mètres après. Cette différence d'altitude se retrouve au niveau du plan topographique fournis par Ikos Environnement ;
- la valeur de résistivité du casier 7 est plus faible que celle du casier 5.

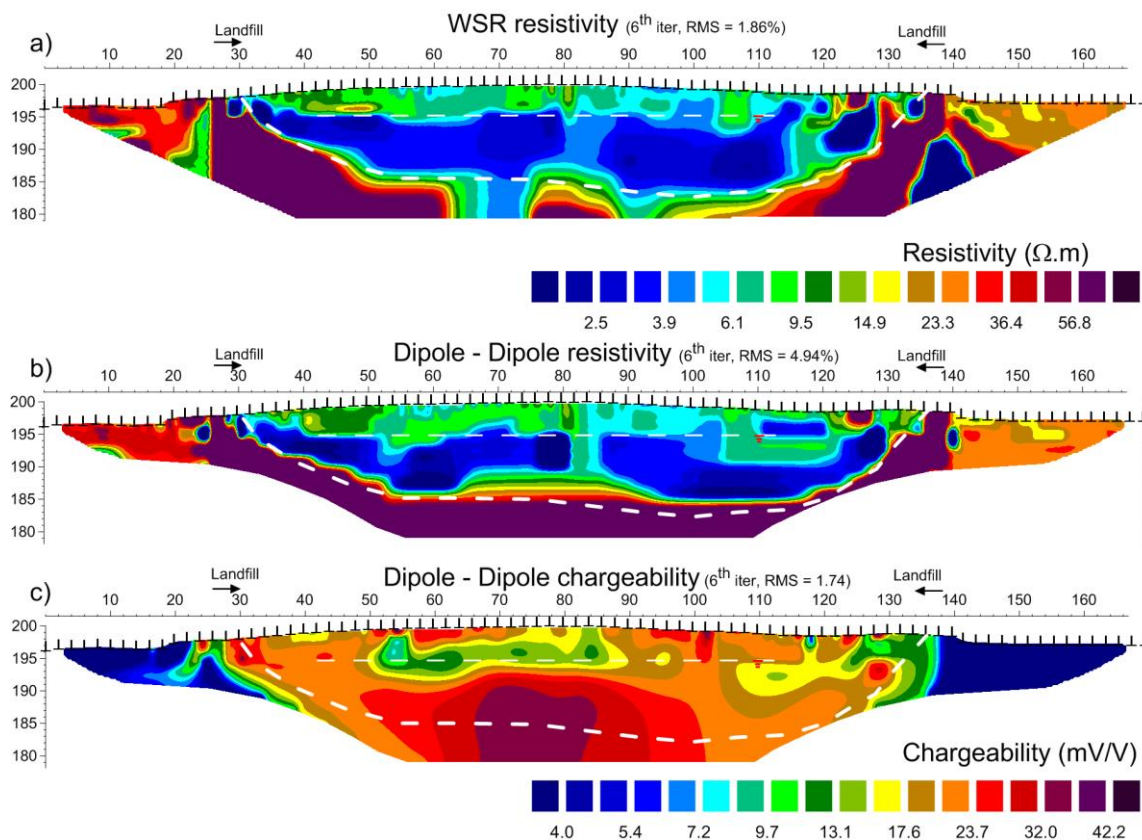


Figure 70 : Tomographie 2D de résistivité électrique sur le casier 7 acquise en mode Wenner Schlumberger a) et dipôle- dipôle b) réciproque avec un espacement inter-électrodes de 2 m (inversion robuste avec Res2dInv.), c) tomographie de chargeabilité acquise en mode dipôle-dipôle avec un temps d'injection et d'écoute de 2 secondes.

La Figure 70c, quant à elle présente la coupe de chargeabilité acquise sur le casier 7 en mode dipôle-dipôle. L'erreur RMS est de 1.74 après six itérations. La tomographie de chargeabilité montre que :

- les déchets ont une chargeabilité importante supérieure à 13mV/V alors que les terrains encaissant ont une faible chargeabilité (inférieur à 4 mV/V) ;
- la limite latérale sud et nord du casier se situe à 24 mètres et 138 mètres d'abscisses respectivement ;
- la chargeabilité est relativement uniforme sur l'ensemble du casier excepté une diminution pour les terrains superficiels entre 50 et 86 mètres d'abscisses ;
- la base du casier n'est pas imagée ;
- les variations de chargeabilité sont complexes au sein du casier 7.

12.2. Analyse du biogaz et caractérisations physico-chimiques du lixiviat

12.2.1. Biogaz

La composition du biogaz a été analysée dans plusieurs « puits biogaz » des casiers 5 et 7 avec l'analyseur GA5000. Les résultats sont présentés dans le Tableau 20. Il est à noter que les puits biogaz sont fermés par un couvercle serré avec des vis (Figure 71). Pour la mesure, le couvercle a été dévissé, le tuyau de l'analyseur a été introduit dans le puits et le couvercle a été reposé par-dessus mais il n'a pas été possible de fermer hermétiquement le puits ; il est donc possible qu'il y ait eu un peu de dilution du biogaz avec l'air ambiant.

Le Tableau 20 montre que la composition du biogaz est relativement semblable dans les 2 casiers. Seule la teneur en H₂S semble être un peu plus élevée dans le casier C7. La principale différence réside dans les débits produits puisque selon les informations des opérateurs du site, le casier C5, fermé quasiment 2 ans avant le casier C7, ne produit quasiment plus de biogaz.

Tableau 20 : Analyses du biogaz dans les puits des casiers 5 et 7.

		CH ₄ %	CO ₂ %	O ₂ %	H ₂ ppm	CO ppm	H ₂ S ppm
C5	P1C5	45.4	29.4	4.6	12	4	0
	P3C5	6.2	4.4	18.2	4	1	0
	P4C5	50.5	32.5	3.2	10	1	19
	P6C5	60.1	38	0.6	30	2	135
C7	P1C7	60.8	40.5	0.1	19	3	4
	P3C7	43.7	31.8	5.4	60	3	248
	P4C7*	0.0	0.1	21.0	3	0	0
	P6C7	40.4	28.4	6.3	62	3	181

* Puits bouché

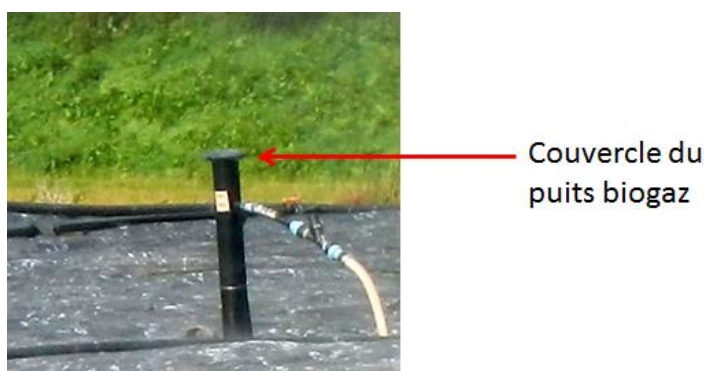


Figure 71 : Photographie d'un puits biogaz.

12.2.2. Lixiviats

Comme indiqué précédemment, seules les caractéristiques du lixiviat circulant dans le casier C7 ont pu être mesurées in-situ. Les résultats sont présentés dans le Tableau 21.

Tableau 21 : Caractéristiques in-situ du lixiviat du casier C7.

pH	7.9
Conductivité (mS/cm)	38.5
Température (°C)	43.3
Eh (mV)	-389.4
Eh/ENH (mV)	-154.0
O ₂ dissous (%)	11.6

En ce qui concerne la composition géochimique, les résultats sont présentés dans le Tableau 22. Le Tableau 22 montre que la teneur en CIT du casier C7 est plus importante que dans le casier C5, la tendance étant inversée pour le COT. Ceci s'explique par le fait que le carbone organique est plus biodégradable dans les déchets jeunes, ce qui induit la production de CO₂ gazeux et CO₂ dissous lors de la biodégradation et donc une teneur en CIT plus élevée et une teneur en COT moins élevée dans la phase liquide comparée à celle d'un lixiviat issu d'un casier de déchets anciens. La forte valeur de la DBO₅ du déchet jeune conforte cette hypothèse. Le lixiviat issu de C7 (casier de déchets anciens) contient une forte teneur en COT mais il est fort probable que celui-ci soit récalcitrant à la dégradation.

13. Synthèse sur les expériences de terrains

Aucun suivi temporel n'a été réalisé mais deux casiers comprenant des déchets d'âges différents ont été imagés. Les résultats géophysiques montrent que :

- la résistivité du casier comprenant des déchets jeunes est plus faible que celle comprenant des déchets plus âgés ;
- les cartes d'électromagnétismes acquis à l'aide de l'EM31 en mode dipôle horizontale permettant d'imager la résistivité confirme ce résultat, à savoir que le casier comprenant des déchets anciens à une résistivité plus importante ;
- la chargeabilité du casier comprenant des déchets jeunes est moins importante que celle des déchets plus âgés.

Tableau 22 : Analyses détaillées des lixiviats des casiers C5 et C7.

	Date de fermeture du casier	Date du prélèvement	CIT (Carbone Inorganique Total) (mg/L)	COT (Carbone Organique Total) (mg/L)	Carbone Total (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ (mg/L)	DCO (mg _{O2} /L)	DBO ₅ (mg _{O2} /L)	NKJ (mg _N /L)
Casier C5	juin 2011	sept 2014	1071.7	8043.3	9115.0	3519.0	< 1	4.9	0.31	16350	160	2659
Casier C7	été 2013	déc 2014	2744.5	4616.1	7360.6	841.02	< 2.5	817.2	< 4	13420	4620	3162.0

	Al	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Fe	SiO ₂	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	PO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Cl ⁻	F ⁻	K ⁺	M ²⁺	Na ²⁺
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Casier C5	1574	59.2	0.38	646	34.8	68.6	218	12.1	268	4.476	38.2	< 10	13260	168.7	33.2	1548.2	< 0.2	966.1	32.8	976.0
Casier C7	3078	89.0	1.79	626	71.5	1892	2396	164	2938	52.593	26.1	< 10	14945	39.5	96.7	3119.4	< 0.5	2197.5	96.5	2488.4

14. Conclusions

L'étude bibliographique a permis de répertorier les méthodes géophysiques et leur applicabilité au suivi de la maturation d'un massif de déchet. Néanmoins, des études sont nécessaires pour corréler les variations du signal géophysique à une activité bactérienne spécifique (acidogénèse, méthanogénèse,...) afin d'améliorer le traitement des déchets et de mieux prédire la durée nécessaire à l'atteinte des objectifs de dégradation.

Dans cette optique, des essais en bioréacteurs à l'échelle pilote sont mis en œuvre avec des déchets ménagers à différents stades de maturation et broyés, avec une recirculation des lixiviats bi-journalière. Un suivi en parallèle, des paramètres physico-chimiques (pH, potentiel rédox, humidité, carbone organique, cations, anions, métaux, DCO,...), des mesures géophysiques (PS, PP,...), des activités microbiologiques (dénombrement des bactéries acétogènes, méthanogènes, sulfato-réductrices, de la biomasse totale), du biogaz est réalisé dans l'optique d'améliorer les connaissances des phénomènes mis en jeu et de mieux interpréter les signaux à l'échelle du terrain.

Deux méthodes géophysiques distinctes ont été mises en œuvre lors la campagne d'investigation réalisée en septembre 2015 sur deux cellules (C5 : déchets maturés et C7 : déchets récents) :

- couverture électromagnétique des deux casiers à l'EM34 ;
- réalisation de deux profils de sondages électriques sur chaque casier, avec mesure de la résistivité et de la chargeabilité.

Les résultats des expériences de terrain ont montré que :

- o la résistivité du casier comprenant des déchets jeunes est plus faible que celle comprenant des déchets plus âgés ;
- o les cartes d'électromagnétismes acquises à l'aide de l'EM31 en mode dipôle horizontale permettant d'imager la résistivité confirme ce résultat, à savoir que le casier comprenant des déchets anciens a une résistivité plus importante ;
- o la chargeabilité du casier comprenant des déchets jeunes est moins importante que celle des déchets plus âgés.

Ces méthodes sont complémentaires et permettent à la fois une couverture de l'ensemble de la superficie des casiers ainsi que l'établissement de profils intégrant toute la profondeur du massif de déchets.

Lors de la campagne de terrain, des mesures in situ de la qualité du biogaz sur chaque casier et des paramètres physico-chimiques des lixiviats du seul casier C7 ont été réalisées. Pour ce qui concerne le biogaz, la différence entre les deux casiers réside essentiellement dans les débits produits, les compositions étant sensiblement identiques. En revanche, la composition des lixiviats diffère selon l'âge du casier : la teneur en DBO_5 et en carbone inorganique total du lixiviat issu du casier avec des déchets jeunes est plus importante que celle du lixiviat issu du casier avec des déchets anciens. Ceci s'explique par le fait que le carbone organique est plus biodégradable dans les déchets jeunes, ce qui induit la production de CO_2 gazeux et CO_2 dissous lors de la biodégradation et donc une teneur en carbone inorganique plus élevée et une teneur en carbone organique moins élevée dans la phase liquide comparé à un lixiviat issu d'un casier de déchets anciens.

Des essais au laboratoire ont également été menés dans un dispositif expérimental simulant un bioréacteur (conditions anaérobies, aspersion régulière de lixiviat). Ces essais ont été réalisés sur des déchets maturés (issus d'un casier en cours d'excavation) et sur des déchets jeunes (prélevés dans le casier 7 lors de la campagne de terrain). Le dispositif expérimental incluait un couplage de méthodes géophysiques (polarisation provoquée en temporel et fréquentiel), géochimiques et microbiologiques et destinées à améliorer les connaissances des phénomènes mis en jeu et ainsi d'aider à l'interprétation des signaux mesurés à l'échelle du terrain.

Les résultats des expériences de laboratoires ont montré que :

- la stimulation des déchets maturés lors des essais en pilote de laboratoire a permis de relancer la dégradation du déchet et d'extraire encore du CH_4 ;

- l'activité bactérienne induit une variation sur la résistivité ;
- la résistivité des déchets anciens est plus importante que celle des déchets jeunes ;
- la chargeabilité des déchets anciens est plus importante que celle des déchets jeunes.

En effet, la partie organique est présente de façon abondante dans les déchets jeunes alors qu'elle a déjà subi une dégradation avancée pour les déchets anciens. Cette dernière a tendance à diminuer la valeur de la résistivité. L'augmentation de la chargeabilité pourrait être interprétée par une densité d'éléments métalliques plus importants pour les déchets anciens. En effet le volume apparent diminue du fait du tassement mais la concentration d'éléments métallique est sensiblement la même.

Les expériences de terrain et de laboratoire montrent la même évolution dans les variations de résistivité et de chargeabilité. Leurs résultats sont convergents et permettent de conclure à la possible application de la mesure de résistivité par panneaux pour le monitoring et le pilotage de casiers de stockage exploités en mode bioréacteur, en combinaison avec des mesures de production et de qualité de lixiviats et de biogaz. En effet, cette méthode permet de :

- mesurer la répartition spatiale de l'état de dégradation des déchets au sein d'un casier ;
- suivre l'évolution temporelle de cette dégradation ;
- mesurer la répartition de l'humidité au sein d'un massif de déchets.

Il semble donc envisageable d'appliquer cette méthode au pilotage du dispositif de réinjection des lixiviats d'un casier en mode bioréacteur, afin d'optimiser, via la répartition de l'humidité au sein des déchets, l'homogénéité spatiale et temporelle de la dégradation des déchets. Enfin, par comparaison avec des casiers d'un même site dont la dégradation des déchets est réputée achevée, cette méthode permettrait également d'évaluer, de manière qualitative, l'état de maturation des déchets d'un casier en exploitation et d'en optimiser la durée.

15. Références bibliographiques

- Ajo-Franklin, J.B., Geller, J.T., Harris, J.M. (2006) - A survey of the geophysical properties of chlorinated DNAPLs. *Journal of Applied Geophysics*, 59, 177–189.
- Angoran, Y. E., Fitterman, D. V., Marshall, D.J. (1974) – Induced Polarization: A Geophysical Method for Locating Cultural Metallic Refuse. *Science, New Series*, 184, 1287-1288.
- Aristodemou, E. et Thomas-Betts, A. (2000) - DC resistivity and induced polarisation investigations at a waste disposal site and its environments. *Journal of Applied Geophysics* 44, 275–302
- Atekwana E. A. et Atekwana E. A. (2010) - Geophysical Signatures of Microbial Activity at Hydrocarbon Contaminated Sites: A Review. *Surv Geophys* 31:247–283.
- Auken E., Gazoty A., Fiandaca G., Pedersen J., Christiansen A.V. (2011) - Mapping of Landfills using Time-domain Spectral Induced Polarization Data - The Eskelund Case Study, EAGE Leicester 2011.
- Barlaz M. A., Schaefer D. M., Ham R. K. (1989) - Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill, *Appl. Environ. Microbiol.*, 55, 55-65.
- Bavusi M., Rizzo E., Lapenna V. (2006) - Electromagnetic methods to characterize the Savoia di Lucania waste dump (Southern Italy). *Environmental Geology*. p 301-308. DOI 10.1007/s00254-006-0327-9.
- Beck A. (2011) – Technical improvements in dipole geoelectric survey methods. Symposium on geosynthetics (GEOFRONTIERS), Dallas, 2831-2837.
- Bernstone C., Dahlin T., Ohlsson T., Hogland W. (2000) - DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two pre-excavation surveys. *Environmental Geology* 39, 360-371.
- Burrell P. C., O'Sullivan C., Song H., Clarke W. P., Blackall L. L. (2004) - Identification, detection, and spatial resolution of *Clostridium* populations responsible for cellulose degradation in a methanogenic landfill leachate bioreactor, *Appl. Environ. Microbiol.*, 70, 2414-2419.
- Cahyna, F., Mazác, O., Venhodová S. (1990) - Determination of the extent of cyanide contamination by surface geoelectrical methods. In: Ward, S.H. (ed.): *Geotechnical and Environmental Geophysics*, vol. II, pp. 97–106. Society of Exploration Geophysicists, Tulsa.
- Cardarelli E. et Di Filippo G. (2009) - Electrical resistivity and induced polarization tomography in identifying the plume of chlorinated hydrocarbons in sedimentary formation: a case study in Rho (Milan – Italy). *Waste Management & Research* 27: 595–602.
- Cardarelli, E. et Bernabini, M. (1997) - Two case studies of the determination of parameters of urban waste dumps. *Journal of Applied Geophysics*, 36, 167–174.
- Cardarelli, E. et Di Filippo, G. (2004) - Integrated geophysical surveys on waste dumps: evaluation of physical parameters to characterize an urban waste dump. (Four case studies in Italy). *Waste Management and Research*, 22, 390–402.
- Cardinali-Rezende J., Debarry R. B., Colturato L. F. D. B., Carneiro E. V., Edmar C. S., Nascimento A. M. A. (2009) - Molecular identification and dynamics of microbial communities in reactor treating organic household waste, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 84, 777-789.
- Cardinali-Rezende J., Moraes A. M. M., Colturato L. F. D. B., Carbeiro E. V., Marriel I. E., Chartone-Souza E., Nascimento A. M. A. (2011) - Phylogenetic and physiological characterization of organic waste-degrading bacterial communities. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, Oxford, 27 : 245-252.
- Carlson N.R. et Mayerle C.M. (2009) – Changes in IP effects over time resulting from accelerated degradation processes at a landfill. International symposium on induced polarization in near-surface geophysics, 30 sept-1 oct, Bonn University, Germany.

- Carlson N.R., Mayerle C.M., Zonge K.L. (1999) - Extremely fast IP used to delineate buried landfills. Proceedings 5th Environmental and Engineering Geophysics meeting, Budapest. 9 p
- Carpenter P.J., Calkin S.F., Kaufmann R.S. (1991) - Assessing a fractured landfill cover using electrical resistivity and seismic refraction techniques. *Geophysics* 56, 1896-1904.
- Cassiani G., Fusi N., Susanni D., Deiana R. (2008) - Vertical radar profiling for the assessment of landfill capping effectiveness. *Near Surface Geophysics* 6, 133-142.
- Cebon A., Bodrossy L., Chen Y., Singer A. C., Thompson I. P., Prosser J. I., Murrell, J. C. (2007) - Identify of active methanotrophs in landfill cover soil as revealed by DNA-stable isotope probing, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 62, 12-23.
- Chambers J.E., Meldrum P.I., Ogilvy R.D., Wilkinson P.B. (2005) - Characterisation of a NAPL-contaminated former quarry site using electrical impedance tomography, *Near Surface Geophysics*, 79-90.
- Chambers J.E., Kuras O., Meldrum P.I., Ogilvy R.D., Hollands J. (2006) - Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site. *Geophysics* 71, 231-239.
- Chaussod R. (1999) - Caractériser la Matière Organique : pourquoi et comment ?, Commentaires sur I.S.B., C.B.M et K1". In *Echo MO n°15*, janvier février 1999, pp 3-4.
- Chen A. C., Ueda K., Sekiguchi Y., Ohashi A., Harada H. (2003) - Molecular detection and direct enumeration of methanogenic Archaea and methanotrophic Bacteria in domestic solid waste landfill soils, *Biotechnol. Lett.*, 25, 1563-1569.
- Clément R., Oxarango L., Descloitres M. (2011) - Contribution of 3-D time-lapse ERT to the study of leachate recirculation in a landfill. *Waste Management* 31, 457-467.
- Colucci P., Darilek G.T., Laine D.L., Binley A. (1999) - Locating landfill leaks covered with waste. *Symposium on Waste Management and Landfill*, Cagliari, Italy.
- Dahlin T., Rosqvist H., Leroux V. (2010) - Resistivity-IP mapping for landfill applications, *First Break*, vol. 28, pp. 101-106.
- Fannin C.A. et Roberts R.D. (2006) – Mature landfill waste geochemical characteristics and implications for long-term secondary substance release. *Geochemistry: exploration, environment, analysis*, 6: 369-377.
- Gachet C. (2005) – Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sou l'effet de la recirculation des lixiviats. Thèse, INSA Lyon, Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, 271p.
- Gallas J.D.F., Taioli F., Filho W.M. (2010) - Induced polarization, resistivity, and self-potential : a case history of a contamination evaluation due to landfill leakage. *Environmental Earth Sciences* 63, 251-261. ISSN : 1866-6280.
- Gareth L. J. et Lau P. C. K. (1998) - A molecular view of microbial diversity in a dynamic landfill in Quebec, *FEMS Microbiol. Lett.*, 162, 219-226.
- Genelle F., Sirieix C., Naudet V., Riss J., Naessens F., Renié S., Dubearnes B., Bégassat P., Trillaud S. and Dabas M. (2011) - Geophysical methods applied to characterize landfill covers with geocomposite. *Symposium on geosynthetics (GEOFRONTIERS)*, Dallas, USA. doi:10.1061/41165(397)199.
- Genelle F., Sirieix C., Riss J., Naudet V. (2012) - Monitoring landfill cover by electrical resistivity tomography on an experimental site. *Engineering Geology*, in press.
- Grellier S. (2005) - Suivi hydrologique des centres de stockage de déchet-bioréacteurs par mesures géophysiques. Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI - Pierre et Marie Curie, 242p.
- Grellier S., Guérin R., Robain H., Bobachev A., Vermeersch F., Tabbagh A. (2008) - Monitoring of leachate recirculation in a bioreactor landfill by 2D electrical resistivity imaging. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics* 13, 351-359.

- Grisey E. (2013) – Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement. Thèse de doctorat.
- Guérin R., Munoz M.L., Aran C., Laperrelle C., Hidra M., Drouart E., Grellier S. (2004) - Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique: *Waste Management*, 24(8), 785–794.
- Guyonnet D., Gourry J-C, Bertrand L., Amraoui N. (2003) - Heterogeneity detection in an experimental clay liner. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, n°1, p149-160.
- Hansen R. et Beck A. (2009) - Electrical Leak Location Surveys for Landfill Caps. Symposium on the perspective on environmental and water resources (Environmental and Water Resources Institute conference), Bangkok, Thailand.
- Huang L. N., Chen Y. Q., Zhou H., Luo S., Lan C. Y., Qu L. H. (2003) - Characterization of methanogenic Archaea in the leachate of a closed municipal solid waste landfill, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 46, 171-177.
- Huang L. N., Zhu S., Zhou H., Qu L. H. (2005) Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with the leachate of a closed municipal solid waste landfill, *FEMS Microbiol. Lett.*, 242, 297-303.
- Ishigaki T., Sugano W., Nakanishi A., Tateda M., Ike M., Fujita M. (2003) - Application of bioventing to waste landfill for improving waste settlement and leachate quality e a lab-scale model study, *J. Solid Waste Technol. Manag.*, 29, 230-238.
- Jianguo J., Guodong Y., Zhou D., Yunfeng H., Zhonglin H., Xiangming F., Shengyong Z., Chaoping Z. (2007) -. Pilot-scale experiment on anaerobic bioreactor landfills in China. *Waste Management* 27:893-901.
- Kelly R.J., Shearer B.D., Kim J., Goldsmith D.C., Hater G.R., Novak J.T. (2006) - Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management* 26:1349-1356.
- Khalid A., Arshad M., Anjum M., Mahmood T., Lorna Dawson L. (2011) - The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management* 31:1737–1744.
- Laine D.L., Binley A.M., Darilek G.T. (1997) - Locating Geomembrane Liner Leaks Under Waste in a Landfill. Symposium on geosynthetics, Long Beach California, USA.
- Laloui-Carpentier W., Li T., Vigneron V., Mazéas L., Bouchez T. (2006) – Methanogenic diversity and activity in municipal solid waste landfill leachates. *Antonie van Leeuwenhoek*, 89 :423-434.
- Lay J.J., Li Y.Y., Noike T. (1998) – Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. *Wat. Res.*, 32 : 3673-3679.
- Lay J.J., Miyahara T., Noike T. (1996) – Methane release rate and methonogenic bacterial populations in lake sediments. *Wat. Res.*, 30 : 901-908.
- Leroux V., Dahlin T., Svensson M. (2007) - Dense resistivity and induced polarization profiling for a landfill restoration project at Härlöv, Southern Sweden. *Waste Management and Research* 25, 49-60.
- Leroux V., Dahlin T., Svensson M. (2010) - Time-domain IP and resistivity sections measured at four landfills with different contents. *EAGE Near Surface*, Zurich, Switzerland.
- Leven L., Eriksson A. R. B., Schnurer A. (2007) - Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 59, 683-693.
- Loke M.H., Barker R.D., 1996. Rapid least-square inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting*, 44 (2), 131-152.
- Luton P. E., Wayne J. M., Sharp R. J., Riley P. W. (2002) - The mcrA gene as an alternative to 16S rRNA in the phylogenetic analysis of methanogen populations in landfill, *Microbiology*, 148, 3521-3530.
- Mackie R.I. et Bryant M.P.(1981) – Metabolic-Activity of fatty acid-oxidizing bacteria and the contribution of acetate, propionate, butyrate, and CO₂ to methanogenesis in cattle waste at 10°C and 60°C. *Applied and Environmental microbiology*, 41: 1363-1373.

- Martín-González L., Castro R., Pereira M. A., Alves M. M., Font X., Vicent T. (2011) - Thermophilic co-digestion of organic fraction of municipal solid wastes with FOG wastes from a sewage treatment plant: reactor performance and microbial community monitoring, *Bioresour. Technol.*, 102, 4734-4741.
- McCarthy A. J. (2006) - Molecular biological detection of anaerobic gut fungi (Neocallimastigales) from landfill sites, *Appl. Environ. Microbiol.*, 72, 5659-5661.
- Mertoglu B., Calli B., Inanc B., Ozturk I. (2006) - Evaluation of in situ ammonia removal in an aerated landfill bioreactor, *Process Biochem.*, 41, 2359-2366.
- Minsley B. J., Sogade J., Morgan F.D. (2007) - Three-dimensional self-potential inversion for subsurface DNAPL contaminant detection at the Savannah River Site, South Carolina, *Water Resources Research* 43, W04429, doi:10.1029/2005WR003996.
- Mnif S., Zayen A., Karray F., Bru-Adan V., Loukil S., Godon J.J., Chamkha M., Sayadi S. (2012) - Microbial population changes in anaerobic membrane bioreactor treating landfill leachate monitored by single-strand conformation polymorphism analysis of 16S rDNA gene fragments. *International Biodeterioration & Biodegradation* 73 :50-59.
- Naudet V., Genelle F., Dabas M., Sirieix C., Riss J., Bubéarnes B., Rénié S, Bégassat P. (2011) - On the geoelectrical characterization of an old landfill cover, *EAGE Near Surface 2011*, 17th European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics, Leicester (UK), 12-14 September 2011.
- Naudet V., Revil A., Rizzo E., Bottero J.-Y., Bégassat P. (2004) - Groundwater redox conditions and conductivity in a contaminant plume from geoelectrical investigations. *Hydrology and Earth System Sciences* 8, 8 – 22.
- Niederleithinger, E. (1994) - Use of high resolution geomagnetics, 2D-DC geoelectrics and induced polarisation in environmental investigations. In: *Proceedings of the SAGEEP (Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems)*, EEGS, pp. 1015–1020. EEGS, the Environmental and Engineering Geophysical Society, Denver, USA.
- Nopharatana A., Clarke W.P., Pullammanappallil P.C., Silvey P., Chynoweth D.P. (1998) – Evaluation of methanogenic activities during anaerobic digestion of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 64 : 169-174.
- Ogilvy R., Meldrum P., Chambers J., Williams G. (2002) - The use of 3D electrical resistivity tomography to characterise waste and leachate distributions within a closed landfill, Thriplow, UK: *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 7, 11–18.
- Pourche, A. M., Sutra L., Isabelle Hèbè I., Moguedet G., Bollet C., Simoneau P., Gardan L. (2001) - Enumeration and characterization of cellulolytic bacteria from refuse of a landfill, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 34, 229-241.
- Qu X., Mazeas L., Vavilin V. A., Epissard J., Lemunier M., Mouchel J. M., He P., Bouchez T. (2009) - Combined monitoring of changes in d13CH4 and archaeal community structure during mesophilic methanization of municipal solid waste, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 68, 236-245.
- Revil A., Mendonca C.A., Atekwana E.A., Kulesa B., Hubbard S.S., Bohlen K.J. (2010) - Understanding biogeobatteries: - Where geophysics meets microbiology. *Journal of Geophysical Research*, 115, G00G02, doi:10.1029/2009JG001065.
- Robin D. (1997) - Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organo-minéraux. *Agronomie*, 17, 157-171
- Rosqvist H., Dahlin T. 2010. Geoelectrical imaging for detection of water migration in a bioreactor landfill. 23rd EEGS Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems.
- Sang N. N., Soda S., Inoue D., Sei S., Ike M. (2009) - Effects of intermittent and continuous aeration on accelerative stabilization and microbial population dynamics in landfill bioreactors, *J. Biosci. Bioeng.*, 108, 336-343.
- Sang N. N., Soda S., Sei K., Ike M. (2008).- Effect of aeration on stabilization of organic solid waste and microbial population dynamics in lab-scale landfill bioreactors, *J. Biosci. Bioeng.*, 106, 425-432.

- Sang N.N., Soda S., Ishigaki T., Ike M. (2012) - Microorganisms in landfill bioreactors for accelerated stabilization of solid wastes. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 114, 243-250.
- Sawamura H., Yamada M., Endo K., Soda S., Ishigaki T., Ike M. (2010) - Characterization of microorganisms at different landfill depths using carbon utilization patterns and 16S rRNA gene based T-RFLP, *J. Biosci. Bioeng.*, 109,130-137.
- Sei K., Uchikawa Y., Sang N. N., Ike M., Fujita M., Ishigaki T., Inanc B.,Inoue Y., Mitsui K., Maeda S., et al (2006).- Demonstration test of accelerated stabilization of coastal reclamation waste disposal model reactor applying leachate circulation, *Environ. Eng. Res.*, 43, 319-325.
- Slater L., Ntarlagiannis D., Personna Y.R., Hubbard S. (2007) - Pore-scale spectral induced polarization signatures associated with FeS biomineral transformations. *Geophys Res Lett* 34:L21404
- Soupios P., Papadopoulos N., Papadopoulos I., Kouli M., Vallianatos F., Sarris A., Manios T. (2007) - Application of integrated methods in mapping waste disposal areas. *Environmental Geology*. DOI 10.1007/s00254-007-0681-2.
- Staley B.F., de los Reyes III F.L., Barlaz M.A. (2011) – effect of spatial differences in microbial activity, pH, and substrate levels on methanogenesis initiation in refuse. *Applied Environ. Microbiol.*, 77 : 2381-2391.
- Tezkan, B., Hördt, A., Gobashi M. (2000) - Two dimensional radiomagnetotelluric investigation of industrial and domestic waste sites in Germany. *Journal of Applied Geophysics*, 44, 237–256.
- Tinet A.J. (2011) – Contribution à l'étude des transferts de fluides dans les Installations de Stockage des déchets Non Dangereux. Thèse, Université de Grenoble, Spécialité Sciences de la Terre, de l'Univers et de l'Environnement, 226p.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), (1977) - A case study of the Los Angeles County Palos Verdes landfill gas development project. Report EPA-600/3-77-047, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Van Dyke M. I. et McCarthy A. J. (2002) - Molecular biological detection and characterization of *Clostridium* populations in municipal landfill sites, *Appl. Environ. Microbiol.*, 68, 2049-2053.
- Vaudelet P., M. Schmutz, M. Pessel, M. Franceschi, R. Guérin, O. Atteia, , A. Blondel, C. Ngomseu, S. Galaup, F. Rejiba, P. Bégassat (2011) - Mapping of contaminant plumes with geoelectrical methods. A case study in urban context, *Journal of Applied Geophysics* 75(4), 738-751.
- Vigneron V. (2005) – Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés. Thèse.
- Weller, A., Frangos, W., Seichter, M. (1999) - Three-dimensional inversion of induced polarization data from simulated waste. *Journal of Applied Geophysics*, 44, 67–83.
- White C.C. et Barker R.D. (1997) - Electrical leak detection system for landfill liners: a case history. *Ground Water Monitoring and Remediation* 17, 153-159.

Annexe 1

Résultats expérimentaux du deuxième essai sur déchets maturés

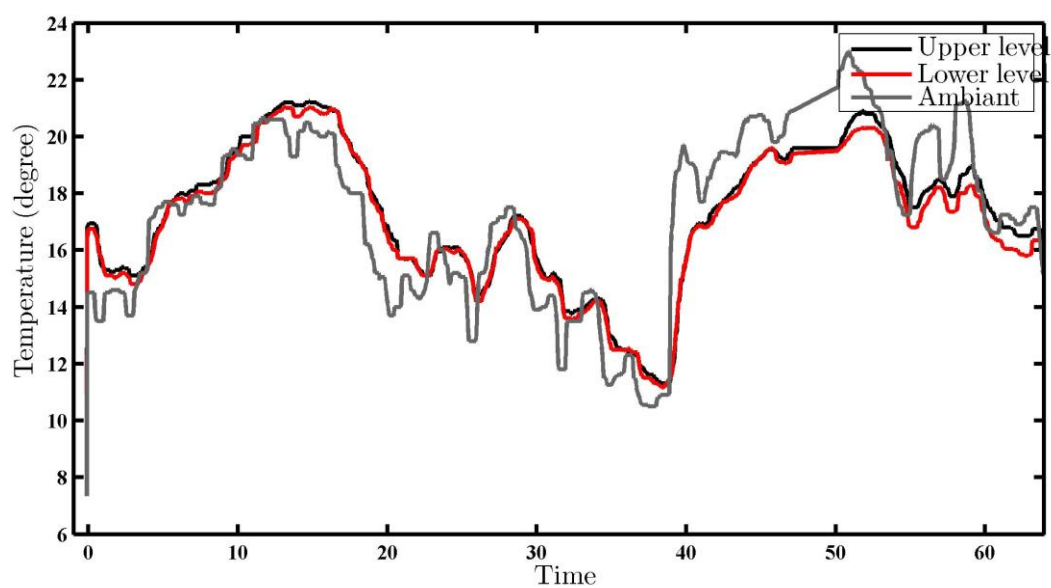


Figure 72 : Évolution des températures lors du deuxième essai sur déchets maturés.

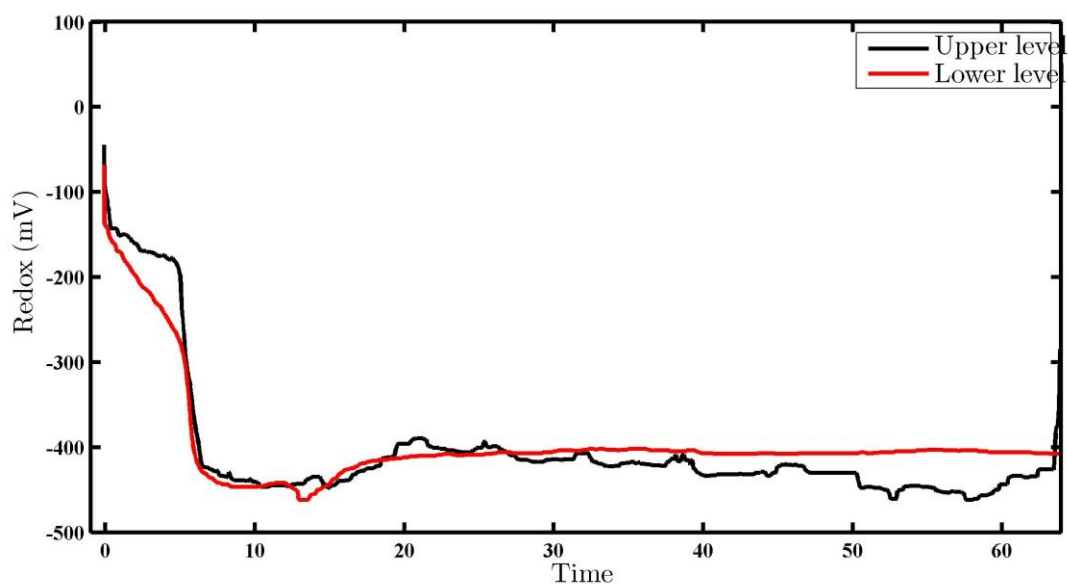


Figure 73 : Évolution du potentiel Redox lors du deuxième essai sur déchets maturés corrigé de la température.

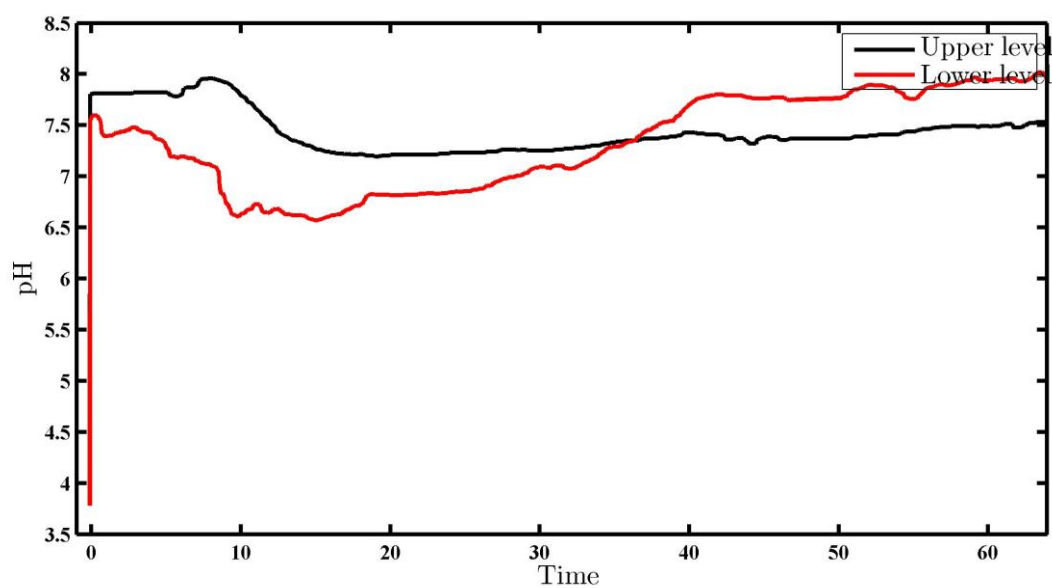


Figure 74 : Évolution du pH lors du deuxième essai sur déchets maturés.

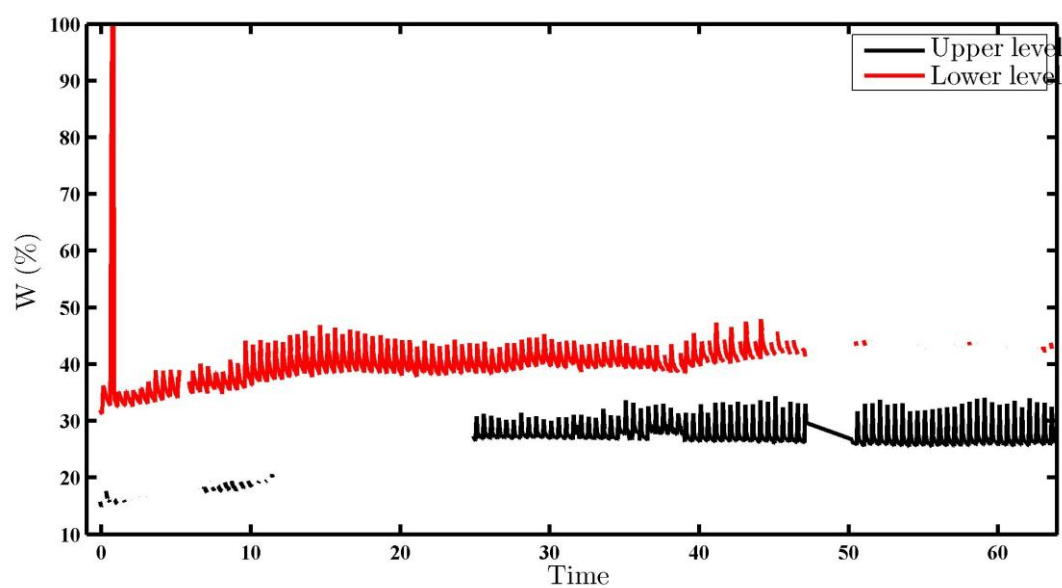


Figure 75 : Évolution de la teneur en eau lors du deuxième essai sur déchets maturés.

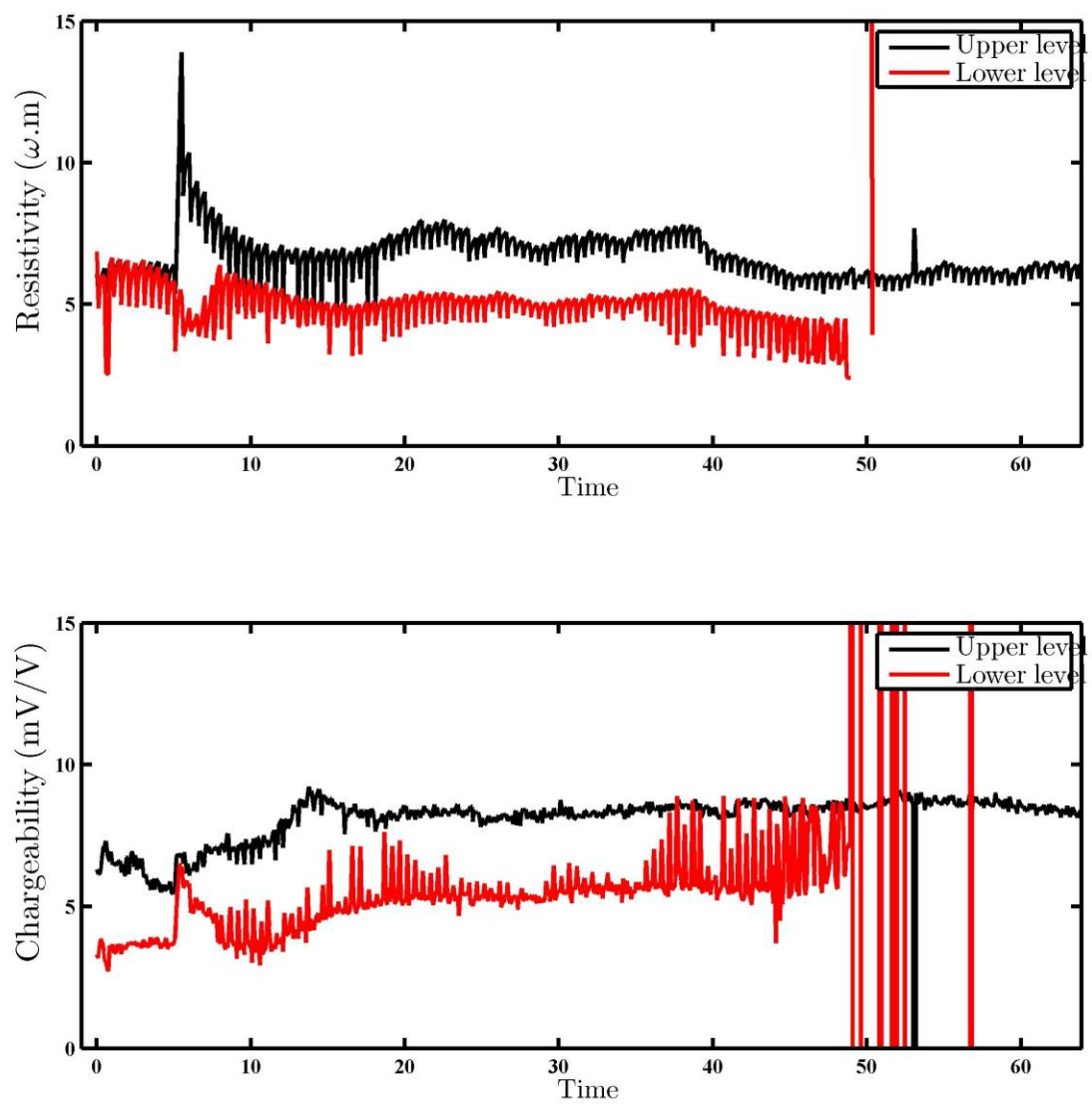


Figure 76 : Évolution de la résistivité et de la chargeabilité lors du deuxième essai sur déchets maturés.



Centre scientifique et technique
Direction EAU, ENVIRONNEMENT ET ÉCOTECHNOLOGIES
3, avenue Claude-Guillemain
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34
www.brgm.fr