



HAL
open science

Caractérisation de l'évolution de l'état de biodégradation des massifs de déchets non dangereux en post-exploitation : Application de méthodes géophysiques

Thomas Jouen

► **To cite this version:**

Thomas Jouen. Caractérisation de l'évolution de l'état de biodégradation des massifs de déchets non dangereux en post-exploitation : Application de méthodes géophysiques. *Ecologie, Environnement*. Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France, 2018. Français. NNT : 2018IAVF0010 . tel-02410246

HAL Id: tel-02410246

<https://pastel.hal.science/tel-02410246>

Submitted on 13 Dec 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT

préparée à l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech)

pour obtenir le grade de

Docteur de l'Institut agronomique vétérinaire et forestier de France

Spécialité : Sciences de l'environnement

École doctorale n° 581

Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

par

Thomas Jouen

**Caractérisation de l'évolution de l'état de biodégradation des massifs
de déchets non dangereux en post-exploitation :**

Application de méthodes géophysiques

Directeur de thèse : **Laurent Mazéas**

Thèse présentée et soutenue à Antony, le 20 septembre 2018:

Composition du jury :

Mme Colette SIRIEIX Professeur à l'Université de Bordeaux
M. André PAUSS, Professeur à l'Université de Technologie de Compiègne
M. Frédéric NGUYEN, Professeur à l'Université de Liège (Belgique)
Mme Sarah GARRE, Professeur à l'Université de Liège (Belgique)
M. Rémi CLEMENT, Ingénieur de recherche à Irstea-Lyon
M. Sylvain MOREAU, Ingénieur de recherche à Irstea-Antony
M. Laurent MAZEAS, Directeur de recherche à Irstea-Antony
M. Simon LOISEL, Directeur général de la SAS Les Champs Jouault

Présidente du jury
Rapporteur
Rapporteur
Examinatrice
Encadrant de thèse
Encadrant de thèse
Directeur de thèse
Invité

IRSTEA Antony

1 rue Pierre Gilles de Gennes, 92320 Antony

Remerciements

Une thèse est le fruit d'un travail collaboratif, c'est pourquoi je voudrais remercier l'ensemble des personnes qui ont participé de près ou de loin à faire avancer ma recherche. J'espère n'oublier personne et si par malheur c'est le cas, je n'ai qu'une seule chose à dire : Merci à tous !

Je voudrais remercier ici l'ensemble des membres de mon jury. Premièrement messieurs André Paus et Frédéric Nguyen qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'être mes rapporteurs. Merci à vous pour avoir lu mon manuscrit avec attention et pour toutes les remarques pertinentes dans vos rapports respectifs. Merci à mesdames Sarah Garré et Colette Sirieix, mes deux examinatrices, pour les questions et remarques que vous m'avez adressées pendant la soutenance.

Le bon déroulement d'une thèse tient beaucoup à son encadrement et pour cette raison je voudrais tout particulièrement remercier ma « tripléte d'encadrant », j'ai nommé Rémi Clément et Sylvain Moreau, mes deux encadrants, et monsieur le directeur Laurent Mazéas. Le travail que j'ai réalisé n'aurait pas été le même sans votre soutien quotidien et l'énergie que vous m'avez apporté au cours de ces presque ~~trois~~ quatre années. J'ai beaucoup appris à vos côtés tant scientifiquement qu'humainement donc pour toutes ces raisons, je vous dis un grand Merci !

Merci à Simon Loisel pour avoir permis que cette thèse CIFRE se monte et pour tout l'intérêt et la curiosité que tu as fait preuve sur mon travail, qui furent une vraie source de motivation pour moi durant l'ensemble de ce doctorat.

Avant de commencer ma thèse je connaissais la géophysique mais beaucoup moins la biologie. Pour cette raison je voudrais te remercier Olivier pour avoir été en quelque sorte mon encadrant officieux et pour m'avoir permis de prendre soin, non sans difficultés, de mes colonnes expérimentales et des petites bêtes qu'elles renfermaient.

En parlant de colonnes expérimentales, merci bien sûr à toutes les personnes qui m'ont aidé à monter et remplir ces colonnes. Je pense à l'équipe MP2 et particulièrement à Bernard, Georges et Matthieu. Merci pour tous ces moments passés à couper des morceaux de couche (avec des ciseaux d'une efficacité douteuse), de fil de cuivre et autre bouteille plastique. Je n'oublie pas non plus l'expert du plexi, Pierro répare-tout, qui a soigné une de mes colonnes qui avait subi une contrainte un peu trop prononcée lors de sa fermeture ! Un merci appuyé aux victimes collatérales de feu ma première colonne test, qui m'ont aidé à ramasser les petits morceaux de déchets éparpillés un peu partout dans la chambre thermostatée ! Pour faire de bonne mesure labo il faut de bonnes électrodes, merci donc à Alexis Mainault qui m'a permis d'en fabriquer des fonctionnelles, mais aussi pour m'avoir en quelque sorte donné le goût de la géophysique de proche surface au cours de mes années à l'IPGP. Merci à toutes les personnes qui m'ont aidé de quelque façon pour faire fonctionner mes pilotes, je pense particulièrement à Céline et Chrystelle pour les mesures μGC , Théodore et Elie pour les mesures aux potentiostat ou encore l'équipe chimie pour les analyses de lixiviat. Enfin merci à Cédric Chaumont chez qui j'ai plus d'une fois emprunté matos / idées.

Merci à tous les employés des Champs Jouault qui m'ont aidé au cours de mes missions terrain : Antoine, Olivier, Etienne ou encore Sylvie.

Un merci tout particulier à Gaëtan le triathlète des Champs Jouault. Tu as toujours répondu présent pour faire des manips ou régler les problèmes sur site quand je n'étais pas sur Cuves. Pour ta disponibilité et la curiosité que tu as eu sur mon travail je te dis merci et bonne chance à toi pour tes prochaines courses !

Merci à tous les membres de mon comité de pilotage, qui par leur expertise ont permis d'orienter mon travail dans le droit chemin. Merci donc à Emilie Dieude-Fauvel, Etienne Paul et Christian Camerlynck.

Merci aux plus matinales, l'équipe qui tous les jours dès 8h, m'accueillait avec une petite chanson qui égaillait le reste de ma journée. Merci à Nadine, Geogeo, Bernardo, Pierrot, Roger, Anne, Angéline.

Merci à toutes les personnes qui ont fait de ces quatre années à Antony un réel plaisir au quotidien, je pense particulièrement à Nat Cam pour les cafés du matin et tous les coups de pouce que tu m'as donné au cours de la thèse. Je pense aussi bien sûr à Roger, le maître de Castle Clash, merci à toi pour toutes ces batailles du matin et pour tous les moments passés ensemble. Merci à toi aussi Nathalie (Touze), simplement parce que j'avais envie de te remercier dans ce paragraphe.

Je pense aussi aux conversations particulièrement constructives, mais non moins aléatoires, durant les repas du midi et orchestrées par les spécialistes de la thermodynamique Christian et Hadrien. Avec en Guest, Gaëlle et la théorie de l'arbre aux grandes racines, Chrystelle pour ses rappels incessants sur ma consommation de carottes, Laëtitia et son incommensurable cynisme et plus généralement les équipes MP2 et BIOMIC.

Merci aussi à tous les doctorants, stagiaires et autres précaires pour toutes les conversations scientifiques (ou pas), réunion, repas et autres soirées partagés. Merci à vous Léo, Cédric, Elodie, Justine, Manon, José, Morgane, Anthony, Francis, Marine, Hajer, Timo, Paul, Laëtitia, Simon, Carine, Louise, Laure, Andréa, Magali, Magaloche, Solveig, Caroline, Melissa, Ariane, Hugo, Simon, Mathilde.

Mention particulière à Hadrien et son bilan culturel qui, tous les vendredis soirs, était une parfaite façon de commencer le weekend !

Merci à tous les sportifs d'IRSTEA pour tous ces frisbee, volley, foot, badminton, course au parc de sceaux, tennis, qui m'ont permis de prendre l'air et veillé à ma bonne santé mentale !

Merci à la bande de footeux qui m'a enrôlé au cours de ma dernière année en tant que sosie raté de Gérard Piqué pour des parties de foot virtuel le weekend, et ces débriefs du lundi pour bien commencer la semaine.

Finalement je voudrais remercier ici ma famille pour leur soutien au quotidien.

Merci à toi Marie d'avoir pris le temps dans ta montagne pour corriger mon manuscrit dans un timing super serré !

Merci aux Lereverend pour votre soutien et la curiosité que vous avez eu sur mon travail durant ces presque quatre ans. Un merci particulier à toi Christine qui a aussi pris le temps de corriger mon manuscrit.

Merci à toi Laura qui m'a supporté plus que tout le monde et tous les jours, avant pendant et j'espère le plus longtemps possible après cette thèse !

Merci à mon frère et ma sœur, et bien sur mes parents qui ont toujours été présents pour moi et sans qui je n'aurais pas pu faire cette thèse. Merci pour tout !

Résumé

Le stockage est la méthode de traitement des déchets non dangereux la plus communément utilisée dans le monde entier car elle est un moyen simple et économique pour leur élimination. Malgré une volonté nationale et européenne pour réduire le stockage de déchets biodégradables, une quantité non négligeable est encore enfouie entraînant la mise en place de modes de gestion spécifique. Autrefois exploitées comme de simples fosses de remplissage, les installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) sont aujourd'hui des ouvrages complexes dont l'objectif est de réduire l'impact environnemental et de valoriser énergétiquement le biogaz produit par la biodégradation de la matière organique. Afin d'accélérer les processus de biodégradation un casier de déchets peut être exploité en mode bioréacteur en réinjectant des lixiviats pour augmenter la teneur en eau des déchets. Le défi des années 2000 était de dimensionner et valider les systèmes de réinjection de lixiviat pour garantir une distribution optimale de la teneur en eau dans les massifs de déchets. Aujourd'hui, la question est de suivre l'évolution de la biodégradation en tous points d'un massif pour notamment comprendre l'effet de ce mode de gestion. Les méthodes géophysiques en plus d'être non-destructives et spatialisantes sont utilisées depuis des années sur les ISDND et pourraient être sensibles à l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets, comme cela a été démontré pour la biodégradation d'autres milieux. Ainsi la problématique de cette thèse est d'évaluer la capacité de certaines méthodes géophysiques pour suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation. Un premier travail bibliographique a permis d'identifier quatre méthodes électriques parmi les méthodes géophysiques disponibles pour répondre à cette question :

- La résistivité électrique
- Le potentiel spontané
- La polarisation provoquée temporelle
- La polarisation provoquée spectrale

Après cet état de l'art, le travail de thèse a été séparé en trois parties. La première a été consacrée à la mise en place du suivi de ces quatre méthodes à l'échelle du laboratoire dans des conditions contrôlées, la seconde à analyser le suivi géophysique long terme sur le site industriel de la SAS Les Champs Jouault et la dernière à évaluer les observations à ces deux échelles. Enfin, la conclusion présente le potentiel de la méthode de polarisation provoquée comme la plus pertinente pour suivre l'évolution de la biodégradation d'un déchet non dangereux au cours du temps et aborde son utilisation dans un cadre industriel.

Abstract

Storage is the most commonly used waste treatment method in the world because it is a simple and economical way to dispose of solid waste. Despite a national and European desire to reduce the storage of biodegradable waste, a significant amount is still buried, leading to the implementation of specific management methods. Formerly exploited as mere filling pits, MSWL are today complex structures whose objective is to reduce the environmental impact and energetically valorize the biogas produced by the biodegradation of organic matter. In order to accelerate biodegradation processes, a waste cell can be operated in bioreactor mode by reinjecting leachates to increase the water content of the waste. The challenge of the 2000s was to size and validate leachate re-injection systems to ensure optimal distribution of water content in the waste mass. Today, the question is to monitor evolution of the biodegradation in all points of a waste mass in particular to understand the effect of this management mode. Geophysical methods in addition to being non-destructive and spatializing have been used for years on MSWLs and could be sensitive to the evolution of a waste mass biodegradation, as has been demonstrated for the biodegradation of others environments. Thus the problematic of this thesis is to evaluate the capacity of certain geophysical methods to monitor the evolution of the bio-physicochemical parameters of a waste mass during its biodegradation. A first bibliographic work identified four electrical methods among the geophysical methods available to answer this question:

- Electrical resistivity
- Self potential
- Time domain induced polarization
- Spectral induced polarization

After this state of the art, the thesis work was separated into three parts. The first one was devoted to the implementation of the monitoring of these four methods at the laboratory scale under controlled conditions, the second to analyze the long-term geophysical monitoring at the industrial site of SAS Les Champs Jouault and the last one to evaluate the observations at these two scales. Finally, the conclusion presents the potential of time domain induced polarization method as the most relevant to monitor the evolution of a waste mass biodegradation over time and discusses its use in an industrial setting.

Liste des acronymes et abréviations

Sigles/Abréviations	Signification
AD	Anaerobic digestion
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AFAQ	Association française pour l'assurance de la qualité
AFNOR	Association française de normalisation
AGV (VFA)	Acide gras volatile (Volatile fatty acid)
BMP	Mesure du potentiel méthane
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
CIFRE	Convention industrielle de formation par la recherche
DAE	Déchet d'activités économiques
DDP	Différence de potentiel
DTS	Distributed temperature sensing
EM	Electromagnétique
ERT	Electrical resistivity tomography
FEDER	Fonds européen de développement régional
FO	Fibre optique
IRSTEA	Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
ISDND (MSWL)	Installation de stockage de déchets non dangereux (Municipal solid waste landfill)
MICS	Multiple inversions and clustering strategy

Sigles/Abréviations **Signification**

MODECOM MéthOde DE Caractérisation des Ordures Ménagères

NP Non polarisable

OM Ordures ménagères

PEHD Polyéthylène haute densité

(HDPE) (High-density polyethylene)

PME Petite et moyenne entreprise

PMMA Polyméthacrylate de méthyle

PP Polarisation provoquée

PPT Polarisation provoquée temporelle

(TDIP) (Time domain induced polarization)

PPS Polarisation provoquée spectrale

PS Potentiel spontané

(SP) (Self potential)

RE Résistivité électrique

(ER) (Electrical resistivity)

RMS Relative root mean square

SAS Société par actions simplifiée

SMU Syscal monitoring unit

SPAQuE Société publique d'aide à la qualité de l'environnement

Notations

Symbole	Signification	Unité
A	Surface de la section transversale de l'échantillon	m ²
CFU	Colony-forming unit	(-)
C _p	capacité thermique massique	J.kg ⁻¹ .K ⁻¹
d	Densité	(-)
E _h	Potentiel d'oxydo-réduction	V
E _T	Différence mathématique entre l'ensemble des températures mesurées et modélisées	(-)
I	Intensité du courant injecté	A
K	Facteur géométrique	m
k	Conductivité thermique	W.m ⁻¹ .K ⁻¹
L	Longueur de l'échantillon	m
M	Chargeabilité	mV/V ou s
m _e	Masse d'eau présente dans la porosité du milieu	kg
M _n	chargeabilité normalisée	S.m-1
MPN	Most probable number	(-)
m _s	Masse sèche du milieu	kg
Q	Source de chaleur	W.m ⁻³
Q _{max}	facteur de qualité requis	(-)
r ²	Coefficient de détermination	(-)
T	Température	°C
T _{data,i}	Température mesurée	°C
T _{model,i}	Température modélisée	°C
V	Volume total occupé par un milieu	m ³
V _{ab}	Potentiel d'injection constant	V
V _e	Volume d'eau présente dans la porosité du milieu	m ³
V _s	Différence de potentiel mesurée avant coupure	V
V _t	Différence de potentiel mesurée au cours d'une mesure PP	V
V _v	Volume de vide dans le milieu	m ³
Z	Impédance complexe	Ohm.m
Z-weight	Facteur d'anisotropie	(-)
α _T	Coefficient de correction de la résistivité du milieu en fonction de la température	°C ⁻¹
ΔV	Différence de potentiel	V
θ	Teneur en eau volumique	(m ³ .m ⁻³)
λ	Paramètre de régularisation	(-)
ρ	Résistivité électrique	ohm.m
ρ'	Résistivité réelle	Ohm.m
ρ''	Résistivité imaginaire	Ohm.m

Symbole	Signification	Unité
ρ^*	Résistivité complexe	Ohm.m
ρ_a	Résistivité électrique apparente	ohm.m
ρ_e	Masse volumique de l'eau	kg.m ⁻³
ρ_s	masse volumique sèche du milieu	kg.m ⁻³
ρ_T	Résistivité à une température T	Ohm.m
$\rho_{\text{reference}}$	Résistivité à une température de référence	Ohm.m
σ	Conductivité électrique	S.m ⁻¹
ϕ	Déphasage	mrad
ω	Teneur en eau massique	kg.kg ⁻¹
Φ	Porosité	(-)

Sommaire

Remerciements	ii
Résumé	vi
Abstract	vii
Liste des acronymes et abréviations	viii
Notations	x
Sommaire	xii
Liste des figures	xviii
Liste des tableaux	xxiv
Introduction générale	1
Le stockage des déchets non dangereux dans les installations françaises	2
Le développement du mode bioréacteur.....	3
Les nouveaux besoins de la filière stockage.....	4
Vers l'utilisation de la géophysique.....	6
Organisation du manuscrit	8
Chapitre 1	11
1. Les déchets non dangereux.....	12
1.1. Définition	12
1.2. Production et composition	13
2. Les installations de stockage de déchets non dangereux	14
3. Les étapes de la digestion anaérobie	16
3.1. Hydrolyse.....	17
3.2. Acidogénèse	17
3.3. Acétogénèse	18
3.4. Méthanogénèse.....	18
4. L'évolution des paramètres physico-chimiques pendant la digestion anaérobie.....	18
4.1. Le pH.....	19

4.2.	Le potentiel redox	20
4.3.	La conductivité du lixiviat / concentration ionique	20
4.4.	La production de biogaz	20
4.5.	La teneur en eau.....	20
4.6.	La température.....	21
4.7.	La densité.....	21
4.8.	La porosité	22
4.9.	La croissance microbienne et formation de biofilm.....	22
5.	La géophysique appliquée aux ISDND	23
5.1.	La localisation de casier de déchets	24
5.2.	Le suivi de panache de pollution	25
5.3.	L'étude des processus de recirculation des lixiviats.....	25
5.4.	La caractérisation des casiers de déchets	26
5.5.	Bilan sur les méthodes géophysiques appliquées aux ISDND	27
6.	Suivi géophysique sur des milieux en biodégradation	28
6.1.	La croissance microbienne et la formation de biofilm	28
6.2.	La biominéralisation	29
6.3.	La production de sous-produits métaboliques.....	29
6.4.	Le transport d'électrons à longue distance	30
6.5.	Bilan sur les méthodes géophysiques appliquées aux milieux en biodégradation	30
6.6.	Choix des méthodes géophysiques appliquées à la biodégradation des déchets	31
7.	Méthodes géophysiques choisies pour le suivi de la biodégradation du déchet	33
7.1.	La résistivité électrique.....	33
7.2.	Le potentiel spontané (PS)	44
7.3.	La polarisation provoquée temporelle (PPT).....	55
7.4.	La polarisation provoquée spectrale (PPS).....	69
7.5.	Bilan sur les méthodes géophysiques appliquées à la biodégradation des déchets	77
Chapitre 2	81
1.	Démarche expérimentale.....	82
2.	Matériels et méthodes - Expérimentation de laboratoire	84
2.1.	Principe de fonctionnement des colonnes expérimentales.....	84
2.2.	Dimensionnement des colonnes	85
2.3.	Préparation du déchet reconstitué	87
2.4.	Conditions expérimentales.....	90

2.5.	Protocole expérimental.....	93
2.6.	Mesures de références sur la biodégradation du déchet	94
2.7.	Mesures géophysiques.....	95
3.	Matériels et méthodes – Suivi géophysique à l'échelle du casier de déchets.....	105
3.1.	Description du site.....	105
3.2.	Le déchet du site de la société les Champs Jouault	106
3.3.	Le casier de déchets 4	108
Chapitre 3		125
1.	Introduction.....	126
2.	Article	128
1.	Introduction.....	130
2.	Matériel et méthodes.....	133
2.1.	Méthodologie générale	133
2.2.	Composition du déchet	134
2.3.	Configurations expérimentales	136
2.4.	Mesures.....	142
3.	Résultats	147
3.1.	Mesures de référence pour le suivi de la biodegradation	147
3.2.	Suivi géoélectrique au cours de la biodégradation du déchet.....	154
3.3.	Mesure géophysique sur du déchet en fin de biodégradation	163
4.	Discussion	168
5.	Conclusion	169
Chapitre 4		175
1.	Introduction.....	176
2.	Article	178
1.	Introduction.....	180
2.	Material and methods.....	182
2.1.	Landfill bioreactor description	182
2.2.	Distributed temperature sensing technology	184
2.3.	Three-dimensional simulation of temperature of waste deposit CELL4.....	187
3.	Results and discussion.....	192
3.1.	Distributed temperature readings from fibre optics compared to point temperature readings	192

3.2.	Changes in distributed temperatures from fibre optics.....	193
3.3.	Modelling CELL4's temperature	196
4.	Conclusion	199
3.	Conclusion	202
Chapitre 5	207
1.	Introduction.....	208
2.	Article	211
1.	Introduction.....	213
2.	Materiel and methods.....	216
2.1.	General methodology.....	216
2.2.	Landfill bioreactor site.....	217
2.3.	Geophysical measurement and analysis	219
3.	Results	228
3.1.	Reference biodegradation measurements.....	228
3.2.	General behaviours of the waste CELL4.....	231
3.3.	Interpreted measurements in areas of interest.....	234
4.	Discussion	242
4.1.	Comparison of resistivity vs. corrected resistivity.....	242
4.2.	Comparison of resistivity vs. chargeability.....	242
4.3.	Comparison with the biodegradation marker.....	243
5.	Conclusions.....	244
3.	Conclusion	246
Chapitre 6	251
1.	Introduction.....	252
2.	Comparaison du suivi géophysique à l'échelle du laboratoire et à l'échelle du casier de déchets	253
2.1.	Analyse des profils verticaux	255
2.2.	Discussion	263
3.	Généralisation des résultats aux casiers de déchets de la SAS les Champs Jouault	265
3.1.	Présentation casier 3.....	265
3.2.	Suivi global des mesures géophysiques	267
3.3.	Profils verticaux sur le casier 3	269
4.	Synthèse des résultats et mise en œuvre sur un site industriel.....	273

4.1. Potentiel spontané	273
4.2. Polarisation provoquée spectrale	273
4.3. Température.....	274
4.4. Résistivité et la polarisation provoquée temporelle	275
Conclusion générale et perspectives	287
Références bibliographiques.....	294

Liste des figures

Figure 1 : Organisation d'une ISDND classique (a) et gérée en mode bioréacteur (b)	3
Figure 2 : Les étapes de la digestion anaérobie des déchets d'après Christensen & Kjeldsen (1968)..	17
Figure 3 : Evolution de la composition des effluents générés au cours de la dégradation des déchets (Pohland & Al-Yousfi, 1994).	19
Figure 4 : Schéma conceptuel de la croissance des microorganismes dans les milieux poreux et des implications sur les propriétés physicochimiques (Blondel (2014) modifié d'Atekwana et Atekwana (2009))	28
Figure 5 : Principe de la mesure de résistivité électrique pour un dispositif à quatre électrodes (Knödel, Lange, & Voigt, 2007).....	34
Figure 6 : Dispositifs ERT usuels associés à leur coefficient géométrique	36
Figure 7 : Suivi de la résistivité électrique, de la teneur en eau, et de la production de biogaz au cours du temps (S. Moreau et al., 2012).....	37
Figure 8 : Evolution de la teneur en eau (a) et de la résistivité électrique (b) dans le temps au cours de la biodégradation du déchet (Ling et al., 2013)	38
Figure 9 : Concentration de bactéries dégradants le diesel (a) des composés organiques volatils (b), et conductivité électrique (c) en fonction du temps. (Cassidy et al., 2001).....	40
Figure 10 : Suivi time lapse de la résistivité électrique sur une ISDND. Les mesures sont exprimées en pourcentage de variation de résistivité (Beaven et al., 2007).	41
Figure 11 : Evolution dans le temps des profils de résistivité électrique du massif de déchets de Dijon (Sylvain Moreau et al., 2005).	42
Figure 12 : Evolution de la résistivité électrique moyenne dans le massif de déchets associée au volume de lixiviat réinjecté cumulé (Sylvain Moreau et al., 2005).	43
Figure 13 : Effet électro-redox impliqué dans la formation d'un biofilm bactérien (Véronique Naudet, 2004).....	45
Figure 14 : Images au microscope électronique de bactéries connectées entre elles par des nano-fils (b) et schéma explicatif des échanges d'électrons dans le milieu bactérien (a). Revil et al. (2010) modifié de Ntarlagiannis et al. (2007).....	46
Figure 15 : Principe de la mesure PS (Véronique Naudet, 2004).	47
Figure 16 : Schéma du dispositif expérimental constitué de 9 électrodes de mesure (a.) et le suivi dans le temps de la réponse PS pour 4 de ces électrodes (b.). (V. Naudet & Revil, 2005)	49
Figure 17 : Effet électro-redox impliqué dans la formation d'un biofilm bactérien (V. Naudet & Revil, 2005).....	50

Figure 18 : Mesure du potentiel spontané associée à la production de gaz dans une colonne de Winogradsky (Singh, 2014).....	51
Figure 19 : Profil de potentiel spontané le long du panache de contamination engendré par la fuite de lixiviat sur le massif de déchets d'Entressen a), et un graphe des mesures de PS associées au potentiel redox b) (V. Naudet et al., 2003).....	52
Figure 20 : Profils de PS sur plusieurs casiers de déchets. Les lignes rouges indiquent la séparation entre casier et les croix blanches la position des électrodes (Véronique Naudet et al., 2012).....	54
Figure 21 : Schéma de principe de la polarisation d'électrode associée à la présence d'une particule métallique.....	55
Figure 22 : Modèle de la double couche électrique à la surface d'un minéral d'après Leroy & Revil (2004)	57
Figure 23 : Schéma du mécanisme de polarisation de membrane	58
Figure 24 : Principe de mesure de la polarisation provoquée dans le domaine temporel: Exemple de dispositif de mesure (a), avec l'allure du courant injecté (b) et de la différence de potentiel mesurée (c).....	60
Figure 25 : Suivi dans le temps de la chargeabilité d'une colonne de mesure associée à la biodégradation d'un hydrocarbure (Martinho et al., 2009).....	62
Figure 26 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets utilisé en mode bioréacteur contenant des déchets avec un contenu organique très fort (Virginie Leroux et al., 2010).....	63
Figure 27 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets contenant des déchets avec un contenu organique fort (Virginie Leroux et al., 2010)	64
Figure 28 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets contenant des déchets avec un contenu organique faible (Virginie Leroux et al., 2010)	65
Figure 29 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets contenant des déchets inertes (Virginie Leroux et al., 2010).....	65
Figure 30 : Profils de chargeabilités apparentes réalisés sur le massif de déchets de Rio nuevo à Tuscon en 1999 (a.) en 2009 (b.) et les variations de chargeabilité entre les deux profils (c). (N. R. Carlson & Mayerle, 2009).....	67
Figure 31 : Profils de chargeabilités inversées réalisés sur le massif de déchets de Rio nuevo à Tuscon en 1999 (a.) en 2009 (b.). (N. R. Carlson & Mayerle, 2009)	68
Figure 32 : Principe de mesure de la polarisation provoquée spectrale (PPS)	69
Figure 33 : Pourcentages de variation dans le temps de la population bactérienne (a.), de la conductivité réelle (b.) et imaginaire (c.) dans les colonnes de sable biotique et abiotique. (Abdel Aal et al., 2004).....	71

Figure 34 : Corrélation entre le déphasage et le volume de biofilm dans le milieu (Albrecht et al., 2011).....	72
Figure 35 : Pourcentage de variation de la concentration en calcium (a.) et du pH (b.) dans les colonnes biotique et abiotique (Abdel Aal et al., 2004).....	73
Figure 36 : Mesures de la conductivité imaginaire effectuées sur les trois zones de carottages. Les symboles noirs représentent la zone non contaminée, les symboles gris la zone affectée par des hydrocarbures dissous et les symboles blancs la zone à hydrocarbures résiduels (Aal et al., 2006) ...	74
Figure 37 : Profil de conductivité imaginaire sur un site pollué par des hydrocarbures. Les deux droites verticales représentent les limites de la zone contaminée (Joyce, 2012).	75
Figure 38 : Concentration de calcium (b) et d'ion Fe^{2+} (a) dans la zone de contamination délimitée par les deux droites verticales (Joyce, (2012) modifié de Atekwana, (2009)).....	76
Figure 39 :a) Photo d'une cellule de déchet b) schéma de principe expérimental.....	85
Figure 40 : Schéma technique des dimensions des colonnes	87
Figure 41 : Exemple de déchets reconstitués broyés.....	90
Figure 42 : Remplissage d'une colonne expérimentale.....	93
Figure 43 : Mesure PS sur une colonne de déchet avec un multimètre haute impédance	97
Figure 44 : Evolution de la ddp des 19 électrodes non polarisables par rapport à une électrode référence ECS	98
Figure 45 : Evolution de la conductivité de la solution	99
Figure 46 : Photo du Syscal pro 96 électrodes d'IRIS Instruments utilisé pour les mesures RE et PPT	100
Figure 47 : Photo du potentiostat VMP3 de Biologic utilisé pour les mesures PPS.....	102
Figure 48 : Exemple de test PPS réalisé sur un des couples d'électrodes non polarisables sur une colonne expérimentale remplie d'eau	103
Figure 49 : Localisation du site de la SAS Les Champs Jouault.	105
Figure 50 : Composition des DAE caractérisés en comparaison à l'OM MODECOM.	106
Figure 51 : Composition des OM caractérisées en comparaison à l'OM MODECOM.....	107
Figure 52 : Position des tranchées mixtes de captage de biogaz et de réinjection de lixiviat et des plaques de tassement sur le casier de déchets 4 de la SAS les Champs Jouault	108
Figure 53 : Débitmètre biogaz installé sur le casier 4	109
Figure 54 : Vue éclatée de l'instrumentation mise en place sur le casier de déchets 4 de la SAS Les Champs Jouault	110
Figure 55 : Photographies de l'installation de dispositif de mesure géophysique dans le casier 4 (Grossin-Debattista et al., 2014).	111
Figure 56 : Dispositif de mesure par fibre optique Oryx DTS (Sensornet, UK).....	112

Figure 57 : (a) Système de mesure de la température et (b) exemple de spectre lumineux (Moreau et al., 2018).....	113
Figure 58 : Exemple d'acquisition ERT pour un dispositif de type dipôle-dipôle (Marescot, 2006) ...	115
Figure 59 : Illustration des trois dispositifs présents dans la séquence de mesure utilisée sur le casier 4: les (a) dipôles-dipôles, (b) gradient et (c) tripôles (Audebert et al., 2016).....	116
Figure 60 : Relation entre mesure ERT avec temps d'injection de 500 ms et 2000 ms: résistivité électrique (a) chargeabilité (b) pour les 12 022 quadripôles	118
Figure 61 : Procédure d'inversion(Rémi Clément, 2010) : a. Profil de résistivités apparentes mesurées b. Profil de résistivités apparentes simulées c. Modèle de résistivités interprétées.....	119
Figure 62 : a) photo d'une cellule de déchet b) schéma de principe expérimentale.....	137
Figure 63 : Schéma de principe de la mesure de RE et PPT: (a) Exemple d'un quadripole de mesure, (b) le signal du courant injecté (c) la différence de potentiel qui en résulte	145
Figure 64 : Principe de mesure de la polarisation provoquée spectrale.....	146
Figure 65 : Mesures de référence sur la biodégradation du déchet : La teneur en eau (a), la production cumulée de biogaz(b), la concentration en AGV (c), la production cumulée de méthane (d) et l'indice de bioconversion (e)	148
Figure 66 : Suivi de la résistivité (a) et de la chargeabilité (b) et de la densité (c) dans les colonnes saturées	156
Figure 67 : Suivi de la résistivité (a) et de la chargeabilité (b) dans les colonnes à capacité au champ	160
Figure 68 : Suivi du déphasage sur la colonne CFC1 (a) et la colonne CFC2 (b).....	161
Figure 69 : Corrélations entre la mesure de chargeabilité et le déphasage à 50 mHz dans les colonnes CFC1 et CFC2.....	162
Figure 70 : Evolution de la résistivité (a) et de la chargeabilité (b) en fonction de la température pour les colonnes à saturation et capacité au champ	164
Figure 71 : Evolution de la phase pour les colonnes à saturation (a) et à capacité au champ (b).....	165
Figure 72 : Evolution de la résistivité et chargeabilité en fonction de la teneur en eau (a) et de la densité du déchet (b)	167
Figure 73 : (a) Location and geometry of experimental waste deposit cell and (b) mixed biogas and leachate horizontal trenches equipped on the experimental CELL4.	183
Figure 74 : (a) Temperature measuring system and (b) different spectral shares.....	185
Figure 75 : Picture and 3D exploded view of experimental CELL4.....	187
Figure 76 : Geometry and boundary of waste deposit CELL4: a) distribution of the material properties (1, waste; 2, loam soil), b) boundary condition (3, air temperature in red; 4, average soil temperature in green; 5, symmetry boundary in blue).....	189

Figure 77 : Top, the air-soil surface daily temperature variation. Bottom, heat source function A is the maximum amplitude of the function, T1 is the pulse time and T2 is the decay time of the function 190

Figure 78 : Temperature evolution of point sensor T9 and data recorded from fibre optic FO7 at the same position 193

Figure 79 : Interpolated temperature distribution in waste CELL4 in April 2013 194

Figure 80 : Temperature evolution of the different fibre optic lines by layer 196

Figure 81 : Validation of the numerical model: a) evolution of the temperature measured at the fibre optic measurement points, b) simulation of the temperature evolution at the fibre optic measurement points, c) correlation between the measured and simulated temperature measurements, d) correlation between temperature measurements T10 and T13 1 m deep and simulation at the same depth. 197

Figure 82 : Simulation of CELL4 temperature evolution until 2030 198

Figure 83 : Presentation of experimental site: (a) location of the site, (b) geometry of waste deposit CELL4, (c) exploded view of the waste deposit cell with the instrument location. 217

Figure 84 : Schematic diagram of the ER and TDIP measurement: (a) example of a measurement quadrupole, (b) the current injected signal and (c) the resulting potential difference in V. 221

Figure 85 : The three geophysical arrays used for the geophysical measurement of waste CELL4: the (a) dipole–dipole, (b) gradient and (c) tripole arrays from (Audebert et al., 2016)..... 222

Figure 86 : Relation between ERT measurement with 500 ms and 2000 ms injection time: ER measurement (a) and chargeability measurement (b) for all 12 022 quadrupoles and for the 5725 remaining quadrupoles after the filtering step..... 224

Figure 87 : 3D view of waste deposit CELL4: a) overall interpreted resistivity sensitivity model; B) detail of the high-sensitivity area..... 227

Figure 88 : Geometry of waste CELL4 and geophysical sensitivity measurement: the selected high-sensitivity area is represented in dark gray, the horizontal cross section along a fibre optic profile in red and the vertical cross section along an electrode line in blue..... 228

Figure 89 : Reference biodegradation measurements of waste cell measurements: biogas monitoring (a), leachate injection monitoring (b), evolution of the settlement plate height (c)..... 230

Figure 90 : Monitoring of the average interpreted ER and corrected resistivity (a) and interpreted chargeability (b) associated with the cumulative injected leachate volume in waste CELL4 232

Figure 91 : Cross sections along line 2 electrodes: monitoring corrected resistivity, interpreted chargeability and temperature at four different time steps..... 235

Figure 92 : Cross sections along fibre optic profile: Monitoring of interpreted resistivity, temperature, interpreted corrected resistivity, interpreted chargeability at four different time steps. 238

Figure 93 : Monitoring of corrected resistivity under the pipe and between pipes (a) under the settlement plate (b) and interpreted chargeability under the pipe and between pipes (c) and the settlement plate (d).....	240
Figure 94 : Comportement de la colonne de déchet au cours de la biodégradation	254
Figure 95 : Comportement du massif de déchets au cours de la biodégradation	255
Figure 96 : Position des plaques sur le casier 4.....	256
Figure 97 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.2 associé à son tassement (c).....	257
Figure 98 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.3 associé à son tassement (c).....	258
Figure 99 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.4 associé à son tassement (c).....	259
Figure 100 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.6 associé à son tassement (c).....	261
Figure 101 : Présentation du casier 3.....	266
Figure 102 : Suivi de résistivité moyenne interprétée (a) et de la chargeabilité interprétée (b) associées au volume cumulé de lixiviat injecté dans les déchets CELL4.....	268
Figure 103 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) au point 3.1.....	270
Figure 104 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) au point 3.2.....	271
Figure 105 : Dispositif autonome mis en place sur les casiers 8 et 9.....	277
Figure 106 : Exemple du suivi de mesure réalisé sur le casier 8	278
Figure 107 : Suivi de la chargeabilité apparente moyenne et la chargeabilité interprétée moyenne sur le casier 4.....	279
Figure 108 : Localisation des mesures réalisées sous la ligne d'électrodes L3 du casier 4 (a), et la pseudosection présentant les données apparentes sélectionnées sous la plaque de tassement T4.3 (b)	281
Figure 109 : Suivi de la chargeabilité apparente et interprétée sous les plaques de tassement T4.3 (a) et T4.6 (b)	282

Liste des tableaux

Tableau. 1 : Moyenne nationale de la composition massique des ordures ménagères en 2007 (ADEME, 2010a).....	14
Tableau. 2 : Tableau de synthèse de méthodes géophysiques couramment utilisées sur les ISDND ..	24
Tableau. 3 : Méthodes géophysiques utilisées sur les ISDND dans la littérature	27
Tableau. 4 : Méthodes géophysiques utilisées sur les milieux en biodégradation dans la littérature .	31
Tableau. 5 : Composition du déchet français.....	89
Tableau. 6 . Synthèse des conditions expérimentales	92
Tableau 7 : Calcul des facteurs géométriques des deux couples d'électrode de mesure	102
Tableau 8 : Composition du déchet français.....	135
Tableau 9 : Synthèse des conditions expérimentales	140
Tableau 10 : Thermal properties for the medium studied.....	190
Tableau 11 : Bilan des mesures de chargeabilité et de tassement sous les différentes plaques à l'issue de la campagne de mesure	262
Tableau 12 : Bilan des mesures de chargeabilité sous les différentes zones étudiées sur le casier 3 à l'issue de la campagne de mesure	272

Introduction générale

Le stockage des déchets non dangereux dans les installations françaises

Le stockage des déchets est la méthode de gestion des déchets la plus utilisée dans le monde. Elle représente un moyen simple et économique pour éliminer des déchets solides (Erses, Onay, & Yenigun, 2008). L'accroissement du tissu urbain, la croissance industrielle et commerciale durant la dernière décennie ont été accompagnés par une augmentation rapide de la production et indirectement du stockage des déchets ménagers et industriels. La production de ces déchets a augmenté d'environ 20 % en France entre 2004 et 2010 (ADEME, 2016). Sur les 51 millions de tonnes de déchets ménagers collectées en 2010, 18 % ont été recyclés dans les centres de tri, 14 % compostés, 1 % méthanisés et 29 % incinérés.

Malgré l'évolution de la réglementation au début des années 2000 (Le Conseil de l'Union Européenne, 1999) qui visait à réduire la quantité de déchets biodégradables stockée dans les Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) de 25 % en 2006, 50 % en 2009 et 65 % en 2016, en 2010, 37 % des déchets étaient encore stockés dans une ISDND (ADEME, 2016).

D'un autre côté, l'évolution de la réglementation à la fois française et européenne ainsi qu'une prise de conscience collective ont fait évoluer la vision et la conception des ISDND. Loin de la simple fosse que l'on trouvait dans les années 1950, les ISDND constituent aujourd'hui des ouvrages techniques complexes qui ont pour objectif de minimiser l'impact des sources polluantes (constituées par le déchet) sur les milieux naturels environnants, tels que les sols aquifères ou encore l'atmosphère. Ces installations doivent respecter un certain nombre de prescriptions techniques définies initialement par l'arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers (Ministère de l'environnement, 1997) et assimilés, revues dernièrement avec la publication du dernier arrêté ministériel du 15 février 2016 (Ministère de l'environnement, 2016).

L'arrêté définit notamment l'aménagement des sites industriels que constituent les ISDND. Ainsi, chaque ISDND est subdivisée en zones à exploiter, appelées casiers, hydrauliquement indépendantes les unes des autres et délimitées par des flancs et un fond étanches (Figure 1).

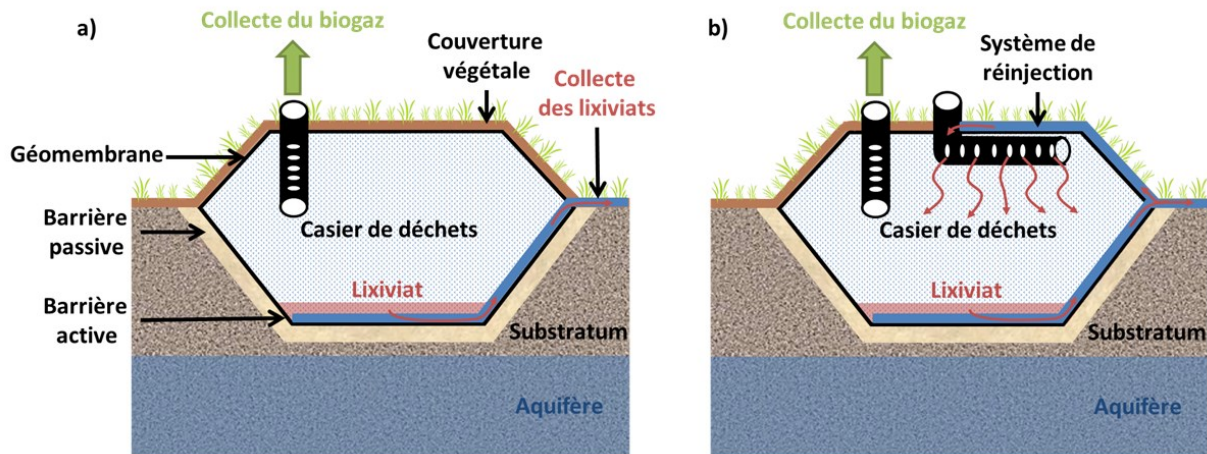


Figure 1 : Organisation d'une ISDND classique (a) et gérée en mode bioréacteur (b)

Dans ces casiers, les déchets sont disposés en couches successives et compactées de manière à assurer la stabilité de la masse. Dès la fin de la période d'exploitation, lorsque le casier a été rempli de la quantité de déchets définie par arrêté préfectoral, une couverture temporaire puis finale est mise en place sur le déchet afin de limiter les infiltrations d'eau à l'intérieur du casier et indirectement limiter la production d'effluents liquides.

Les ISDND sont soumises à des contraintes réglementaires principalement relatives aux effluents produits par les déchets stockés (Ministère de l'environnement, 2016) :

- Pour les lixiviats, qui sont les liquides de percolation s'écoulant dans les casiers de déchets, la réglementation impose un dispositif de collecte et une limitation de la hauteur en fond de casier inférieure à 30 cm.
- Pour le biogaz, produit final résultant du processus de biodégradation de la matière organique contenue dans les déchets, composé principalement de méthane et de dioxyde de carbone, il doit être collecté pour être éliminé par combustion ou valorisé dans une installation dédiée.

Le développement du mode bioréacteur

Depuis les années 90, les ISDND sont conçues pour réduire les risques de pollution des milieux environnants, mais la question des conditions dans lesquelles les déchets sont stockés est en débat pour espérer une biodégradation optimum. Le premier paramètre, essentiel au processus de biodégradation, est la teneur en eau (Aguilar-Juarez, 2000). L'eau, en effet, est le milieu de vie des micro-organismes et intervient comme réactif dans les processus de biodégradation de la matière organique (Tchobanoglous, Theisen, & Vigil, 1993). Reinhart and Townsend (1997) estiment que la

teneur en eau volumique du massif de déchets doit être comprise entre 0,40 et 0,70 (m^3/m^3) pour favoriser la production de biogaz et sa valorisation. Cependant, la teneur en eau dans les casiers de déchets est très souvent plus faible que les valeurs de cette gamme optimale (Bendz, Singh, & Åkesson, 1997; Paul T. Imhoff, Jakubowitch, Briening, & Chiu, 2003; Staub, Galietti, Oxarango, Khire, & Gourc, 2009). De plus, les lixiviats percolent dans le massif de déchets entraînant un gradient de teneur en eau en son sein. Il y a donc un déficit en eau dans les casiers de déchets pour que la biodégradation soit optimale.

Le second paramètre est la densité du déchet. Les fortes densités dans les casiers de déchets sont un frein à la biodégradation, car elles induisent une diminution de la perméabilité hydraulique empêchant la diffusion de l'eau dans le déchet (Yuen, Styles, & McMahon, 1995) et par voie de conséquence, un ralentissement des processus de biodégradation.

À la vue de ces constats, afin d'accélérer ces processus de biodégradation, l'idée a été d'exploiter les casiers de déchets en mode dit « bioréacteur ». Le concept d'ISDND gérée en mode « bioréacteur » est basé sur la réinjection des lixiviats, collectés en fond de casier (Figure 1.b), afin d'augmenter le taux d'humidité des déchets (Reinhart & Townsend, 1997). La réinjection de lixiviats va accélérer et augmenter la production de biogaz permettant ainsi au massif de déchets de se stabiliser plus rapidement (Reinhart & AlYousfi, 1996). Cette stabilité est de différentes natures ; (i) d'abord biologique, le massif de déchets en fin de biodégradation va produire de moins en moins de biogaz et la composition des lixiviats va se stabiliser, (ii) puis de nature mécanique. La transformation de la matière organique en biogaz va entraîner, en effet, un tassement des déchets qui vont se stabiliser mécaniquement à la fin du processus de biodégradation (Reinhart & AlYousfi, 1996).

Les nouveaux besoins de la filière stockage

Au cours des dernières années, de nombreux projets ont contribué à l'optimisation du fonctionnement des ISDND et plus particulièrement des bioréacteurs (ADEME, 2010b; BRGM, 2007). Cependant si certains de ces projets visaient à optimiser les systèmes de réinjection de lixiviats dans les ISDND (Grossin-Debattista, Clément, Bouchez, Mazéas, & Moreau, 2014), le mode bioréacteur ne permet pas de placer l'ensemble d'un massif de déchets dans des conditions optimales de teneur en eau. La réinjection de lixiviats augmente la teneur en eau dans un rayon d'action, mais certaines zones ne sont pas affectées par la réinjection. De plus, il peut y avoir des écoulements préférentiels qui vont diminuer l'action de réhumidification des systèmes de réinjection. Même dans les bioréacteurs, les massifs de déchets ne sont pas nécessairement placés dans des conditions optimales pour la biodégradation.

Apparaissent donc aujourd'hui de nouveaux enjeux pour les ISDND liés à l'évolution de l'état de biodégradation des massifs de déchets durant la période de post-exploitation. La période de post exploitation est définie dans l'arrêté du 15 février 2016 comme :

La période d'une durée minimale de 20 ans, commençant à la date de notification à l'inspection des installations classées par l'exploitant de l'achèvement de la couverture finale du casier et s'achevant dès lors que les données de suivi des lixiviats et du biogaz ne montrent pas d'évolution des paramètres contrôlés tant du point de vue de l'air que des eaux souterraines et de la qualité des lixiviats qui nécessiterait des dispositifs actifs de gestion des effluents.

Elle précède une période de surveillance des milieux d'une durée minimale de 5 ans au cours de laquelle un rapport de surveillance doit être réalisé quant à l'évolution de l'environnement du casier de déchets, qu'il s'agisse des eaux souterraines ou de l'air environnant. L'arrêté du 15 février 2016 définit qu'au terme de cette période :

Si les données de surveillance des milieux ne montrent pas de dégradation des paramètres contrôlés tant du point de vue de l'air que des eaux souterraines et, au vu des mesures de surveillance prescrites, en cas d'absence d'évolution d'impact au vu des mesures de surveillance prescrites, sans discontinuité des paramètres de suivi de ces milieux pendant cinq ans, le préfet prononce la levée de l'obligation des garanties financières et la fin des mesures de surveillance des milieux.

Le suivi réglementaire des effluents réalisé au cours de la période de post exploitation permet de suivre l'évolution de l'état de biodégradation d'un massif de déchets. L'arrêté nous explique que dès lors que les données de suivi des lixiviats et du biogaz ne montrent plus d'évolution, on considère que le massif de déchets est arrivé en fin de biodégradation. Cependant, l'analyse de ces effluents est ponctuelle pour l'ensemble d'un casier de déchets, et ne donnera donc qu'une information globale sur l'état de biodégradation du massif de déchets. De plus sur site il est aussi fréquent que les bassins de stockage de lixiviats ainsi que les réseaux de collecte de biogaz soient communs à plusieurs casiers de déchets, l'analyse des effluents serait, dans ce cas, globale à plusieurs casiers.

Or une zone non dégradée, soit parce qu'elle se trouve dans des conditions non favorables à la biodégradation, à faible teneur en eau et forte densité par exemple, soit parce que la biodégradation a été stoppée par la présence d'un inhibiteur, ne produira pas de lixiviats ou de biogaz. Pour autant le déchet n'est pas biodégradé et le risque environnemental que la biodégradation redémarre et produise lixiviats et biogaz n'est pas nul.

Afin d'obtenir une information distribuée de l'état de biodégradation d'un casier de déchets, des forages peuvent être réalisés en différents points du casier, combinés à des analyses en laboratoire

pour estimer l'état de biodégradation du déchet, sa teneur en eau, ou encore sa composition (Reddy, Hettiarachchi, Gangathulasi, & Bogner, 2011; Zornberg, Jernigan, Sanglerat, & Cooley, 1999). Cependant, ces méthodes ont le désavantage d'être destructives et très coûteuses.

Les outils actuels ne sont donc pas suffisants pour justifier de l'état de biodégradation d'un massif de déchets. Le développement d'un outil permettant d'améliorer les connaissances de l'état de biodégradation d'un massif de déchets est donc aussi nécessaire pour les pouvoirs publics.

L'intérêt de cet outil pour les professionnels du stockage des déchets est qu'il permettrait de justifier la fin des périodes de post exploitation et de surveillance des milieux, et ainsi de récupérer les garanties financières obligatoires déposées à la mise en place d'une ISDND (garantie de plusieurs millions d'euros).

De plus, avoir une meilleure connaissance de l'état de biodégradation permettrait aux industriels de réfléchir à l'idée de la réouverture des casiers de déchets pour la valorisation des matières non dégradées. Si cette idée, appelée landfill mining, n'est pas d'actualité en France, des réflexions sont en cours en Europe. La SAS les champs Jouault fait notamment partie d'un projet INTERREG, RAWFILL, coordonné par la Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement (SPAQuE) qui vise à développer une logique d'économie circulaire autour des matériaux présents dans les ISDND.

Vers l'utilisation de la géophysique

La nouvelle méthodologie à mettre en œuvre devra donc être capable de mettre en évidence l'avancée des processus de biodégradation de façon distribuée au sein d'un massif de déchets. La biodégradation des déchets est un processus complexe qui fait intervenir plusieurs populations de micro-organismes qui transforment la matière organique en biogaz. Ces transformations induisent la modification de paramètres biologiques (prolifération de micro-organismes, formation de biofilm...) physiques (teneur en eau, porosité, température...) et chimiques (pH, conductivité du lixiviat, concentration ionique...) du massif de déchets au cours de sa biodégradation. L'outil doit donc être sensible à la modification de ces paramètres au cours de la biodégradation, et ce, de manière distribuée pour l'ensemble d'un casier de déchets.

Les méthodes géophysiques en plus d'être non-destructives et spatialisantes sont utilisées depuis des années sur les ISDND. À partir de la fin des années 90, les études géophysiques sur les ISDND étaient principalement réalisées afin de localiser des casiers de déchets et d'en obtenir une cartographie (Bernstone, Dahlin, Ohlsson, & Hogland, 2000; Carpenter, Kaufmann, & Price, 1990; Maxwell a. Meju, 2000). Plusieurs auteurs ont montré qu'en utilisant des méthodes géophysiques, comme la résistivité

électrique permettant d'enregistrer un contraste de mesure entre le massif de déchets et son substratum (Bernstone et al., 2000; Torleif Dahlin, Leroux, & Rosqvist, 2010; Véronique Naudet, Gourry, Girard, & Deparis, 2012), ou des méthodes sismiques très sensibles aux changements de lithologie (De Iaco, Green, Maurer, & Horstmeyer, 2003; Lanz, Maurer, & Green, 1998; Steeples & Miller, 1998), on pouvait facilement délimiter les contours du casier.

Plus récemment, dans les années 2000, les méthodes géophysiques ont été utilisées pour suivre les panaches de pollution engendrés par des fuites de lixiviat des casiers de déchets (Martinho & Almeida, 2006; Radulescu, Valerian, & Yang, 2007; Rosqvist et al., 2003). Certaines méthodes géophysiques ont permis de détecter l'apparition de gradient d'oxydo-réduction (Gallas, Taioli, & Filho, 2011; Niklas Linde & Revil, 2007; V. Naudet, Revil, Bottero, & Bégassat, 2003) ou encore la diminution de résistivité électrique d'un aquifère suite à la fuite de lixiviat dans l'environnement (Cardarelli & Di Filippo, 2009; V. Naudet, Revil, Rizzo, Bottero, & Bégassat, 2004).

Le développement du mode de gestion bioréacteur a vu par la suite croître le nombre d'études utilisant la géophysique pour suivre les réinjections de lixiviat dans les casiers de déchets (S. Grellier et al., 2008; Solenne Grellier, Reddy, Gangathulasi, Adib, & Peters, 2006; Roger Guérin et al., 2004; S. Moreau, Bouyé, Barina, & Oberti, 2003). Plusieurs auteurs ont notamment montré que la résistivité électrique peut apporter des informations sur une estimation qualitative de la teneur en eau (Audebert, Clément, Touze-foltz, et al., 2014; R Clément et al., 2009) et peut être utilisée pour optimiser les systèmes de réinjection.

Les méthodes géophysiques sont donc communément utilisées sur les casiers de déchets, et ce, pour de nombreuses applications qui montrent la robustesse de cet outil. De plus, elles sont sensibles à certains paramètres physico-chimiques du milieu comme la teneur en eau, la porosité ou la température qui évoluent lors de la biodégradation du massif de déchets. Elles pourraient donc être utilisées pour suivre l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets.

L'objectif de ce travail de thèse est de déterminer si les méthodes géophysiques permettent de suivre directement ou indirectement l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets et de sélectionner les méthodes les plus adéquates en fonction de leurs performances et de leurs applicabilités sur le terrain.

Cette thèse est réalisée avec une convention CIFRE et en partenariat avec la SAS Les Champs Jouault, une ISDND gérant l'ensemble de ces casiers en mode bioréacteur. Durant un premier projet de recherche qui consistait à optimiser l'ISDND des Champs Jouault (Grossin-Debattista et al., 2014), un dispositif de mesure géophysique a été mis en place au sein de plusieurs casiers de déchets lors de

leur remplissage. Un suivi géophysique a été initié depuis 2012 sur 2 casiers de déchets depuis leur fermeture. On propose notamment d'analyser ces données pour évaluer la pertinence des méthodes géophysiques mises en place sur site.

Organisation du manuscrit

Le premier chapitre propose un état de l'art sur les différents domaines scientifiques couverts par ce sujet multidisciplinaire et sur les méthodologies géophysiques pouvant être mises en œuvre. Ce chapitre permet ainsi de préciser la problématique de la thèse, notamment en présélectionnant les méthodes géophysiques les plus pertinentes dans le cadre de ce travail.

Le deuxième chapitre présente la démarche scientifique et les méthodologies mises en œuvre afin de répondre à la problématique de la thèse.

Le troisième chapitre présente sous la forme d'un projet d'article les résultats obtenus lors des expérimentations menées à l'échelle du laboratoire afin d'étudier le déterminisme des variations des signaux géophysiques au cours de la biodégradation des déchets.

Les quatrième et cinquième chapitres présentent, sous la forme d'articles, les principaux résultats observés lors des suivis géophysiques sur l'ISDND des Champs Jouault.

Le sixième chapitre propose une discussion des résultats autour de la comparaison des résultats obtenus à l'échelle laboratoire et terrain et la formulation de recommandations sur les méthodologies à mettre en œuvre sur site.

Enfin, une conclusion générale formule une synthèse des principaux résultats et envisage les perspectives qu'ouvrent les travaux réalisés.

Chapitre 1

État de l'art

Comme nous l'avons présenté, les méthodes géophysiques ont été utilisées pour caractériser les déchets. Parmi l'ensemble des études connues, il est important de déterminer quelles méthodes géophysiques pourraient être sensibles à la biodégradation d'un massif de déchets que ce soit en lien avec les paramètres bio-physico-chimiques.

Afin de répondre à cette question, il apparaît important dans la première partie de ce chapitre, de définir ce qu'est un déchet et qu'elle est sa composition, pour bien comprendre le milieu poreux étudié. On pourra ainsi dans une seconde partie décrire l'objet d'étude, le casier de déchets, tant au niveau du fonctionnement que de la réglementation, qu'au niveau des paramètres physico-chimiques qui le définissent. Il est important de comprendre comment ces paramètres vont possiblement évoluer au cours de la biodégradation, ainsi consacrerons-nous la troisième partie de ce chapitre à une large bibliographie sur les processus de biodégradation des déchets et à la détermination des paramètres bio-physico-chimiques d'un casier de déchets qui vont évoluer au cours de cette biodégradation. Il est primordial de bien identifier les mécanismes de biodégradation et leur impact sur les paramètres pour sélectionner les méthodes géophysiques que nous avons retenues pour les travaux de thèse. Le point de départ de la quatrième partie de ce chapitre consistera dans un premier temps à identifier les méthodes géophysiques utilisées sur les centres de stockage de déchets et les applications associées. Nous verrons que le suivi de la biodégradation du déchet par méthode géophysique ne fait pas partie des applications majeures. Cependant, dans une littérature plus élargie sur les milieux en biodégradation, il existe un certain nombre d'études transposables aux déchets. Ainsi, en croisant les méthodes déjà utilisées sur le déchet, celles utilisées sur d'autres milieux en biodégradation et les informations sur l'évolution des paramètres du déchet, nous identifierons les méthodes qui semblent les plus pertinentes pour les travaux de thèse. Une dernière partie présentera les méthodes géophysiques sélectionnées pour le suivi des paramètres bio-physico-chimiques d'un casier de déchets au cours de sa biodégradation.

1. Les déchets non dangereux

1.1. Définition

Un déchet est défini par la loi n°92-646 du 13 juillet 1992 (Ministère de l'environnement, 1992) relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement comme :

Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit... que son détenteur destine à l'abandon.

En fonction de leurs types et de leurs origines, les déchets peuvent être classés en trois catégories :

- Les déchets dangereux, qui présentent une ou plusieurs propriétés dangereuses énumérées dans l'annexe I du Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002 (Ministère de l'environnement, 2002),
- Les déchets non dangereux qui ne présentent aucune des caractéristiques relatives à la dangerosité mentionnées dans l'annexe I du Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002 (Ministère de l'environnement, 2002),
- Les déchets inertes, qui : *ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine.* (Le Conseil de l'Union Européenne, 1999).

On s'intéresse ici aux déchets non dangereux qui regroupent la plupart des déchets en provenance des activités économiques et des ménages. Cette catégorie inclut les déchets municipaux et les déchets des activités économiques (DAE) produits par les entreprises individuelles, artisans, commerçants, écoles, services publics, hôpitaux et services tertiaires et qui sont collectés par des organismes privés (Grisey, 2013).

1.2. Production et composition

l'ADEME a réalisé une campagne de caractérisation des déchets ménagers et assimilés en 1993 et 2007 utilisant la procédure MODECOMTM (ADEME, 2007). Cette campagne avait pour but de différencier les déchets ménagers en catégories et sous-catégories, afin de connaître leur composition au niveau national. La composition massique moyenne des déchets ménagers au niveau national en 2007 est représentée sur le Tableau 1 (ADEME, 2010a).

Les ordures ménagères sont essentiellement composées de déchets putrescibles (25 %). Ceux-ci sont issus en majorité des déchets alimentaires : les restes de cuisine représentent 18,5 % du gisement des ordures ménagères. Viennent ensuite les papiers (14,5 %, dont 10,2 % de journaux, magazines, revues et d'imprimés publicitaires), les plastiques (11 %), le verre (11 %) et les éléments fins. Les déchets putrescibles représentent près d'un quart de la masse totale des déchets ménagers, et si on ajoute les déchets papier et carton, on constate qu'environ 50 % des déchets pourraient être biodégradés.

Tableau 1 : Moyenne nationale de la composition massique des ordures ménagères en 2007 (ADEME, 2010a)

Catégories MODECOM	Composition des ordures ménagères (%)
Déchets putrescibles	25.1
Papiers	14.5
Cartons	6.8
Composites	1.7
Textiles	1.9
Textiles sanitaires	8.5
Plastiques	11
Combustibles NC	2
Verre	11
Métaux	2.9
Incombustibles NC	2.1
Déchets dangereux	0
Éléments fins < 20 mm	11.7
Total	100

Ce déchet présente donc un fort potentiel de biodégradation, avec 50% de la matière solide qui peut évoluer au cours du temps. La question qui en découle est donc de comprendre comment ce déchet va évoluer et quelles sont les connaissances actuelles qui vont nous permettre de sélectionner la méthode géophysique adaptée à l'étude. L'un des points clef pour comprendre la vie du déchet est de comprendre le conditionnement du déchet sur un site de stockage. Pour cela, nous **décrivons le fonctionnement d'une ISDND**.

2. Les installations de stockage de déchets non dangereux

Ces installations doivent respecter des prescriptions techniques issues de l'arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers (Ministère de l'environnement, 1997). Les réglementations de l'arrêté ont évolué au cours des années et la dernière version en date est donnée par l'arrêté ministériel du 15 février 2016 (Ministère de l'environnement, 2016)

Pour diminuer les risques de diffusion de polluants dans l'environnement, l'arrêté impose aux casiers de déchets d'être hydrauliquement isolés du milieu naturel via deux dispositifs d'étanchéité : une barrière dite passive et une barrière dite active.

La barrière passive doit, selon l'article 8 de l'arrêté du 15 février 2016 :

Présenter, pour le fond du casier, de haut en bas, une couche de perméabilité inférieure ou égale à 1.10^{-9} m/s sur au moins 1 mètre d'épaisseur et une couche de perméabilité inférieure ou égale à 1.10^{-6} m/s sur au moins 5 mètres d'épaisseur. Les flancs d'un casier doivent présenter une perméabilité inférieure ou égale à 1.10^{-9} m/s sur au moins 1 mètre d'épaisseur.

La barrière passive, quant à elle, est définie par l'article 9 de l'arrêté du 15 février 2016 comme étant :

Un dispositif complémentaire assurant l'étanchéité du casier et contribuant au drainage et à la collecte des lixiviats, les liquides issus de la percolation des eaux de pluie au sein des massifs de déchets. Le dispositif d'étanchéité est recouvert d'une couche de drainage d'une épaisseur minimale de 50 centimètres, constituée d'un réseau de drains permettant l'évacuation des lixiviats vers un collecteur principal complété d'une structure granulaire artificielle ou naturelle dont la perméabilité est supérieure ou égale à 1.10^{-4} m/s.

Les déchets sont ensuite déposés dans le casier de manière à assurer la stabilité du massif de déchets. Ils sont déposés en couches successives, compactées et recouvertes périodiquement pour éviter les nuisances (Ministère de l'environnement, 1997). Dès la fin du remplissage du casier, une couverture finale assurant l'étanchéité de l'ouvrage est mise en place pour limiter les infiltrations d'eau vers l'intérieur de l'installation de stockage (Ministère de l'environnement, 1997).

Les ISDND sont soumises à deux principales contraintes réglementaires relatives aux effluents définies dans l'arrêté du 15 février 2016. La première contrainte concerne la mise en place d'un dispositif de collecte des lixiviats qui doit selon l'article 11 de l'arrêté du 15 février 2016 :

Etre conçu de manière à ce que la hauteur maximale de lixiviats au point bas du fond de chaque casier n'excède pas de préférence 30 centimètres au-dessus de la géomembrane.

Les lixiviats collectés doivent ensuite être traités avant d'être rejetés dans le milieu naturel.

La seconde contrainte concerne le traitement des biogaz émis par les casiers de déchets. Ces biogaz sont issus de la biodégradation de la matière organique présente dans les déchets. Ils sont constitués principalement de méthane et de dioxyde de carbone. Afin de limiter l'émission de gaz à effet de

serre dans l'atmosphère, en lien avec la problématique du réchauffement climatique, les ISDND recevant des déchets contenant de la matière organique doivent mettre en place un dispositif de collecte de biogaz qui doit selon l'article 12 de l'arrêté du 15 février 2016 :

Etre raccordé à un dispositif de mesure de la quantité totale de biogaz capté. Le biogaz capté est prioritairement dirigé vers un dispositif de valorisation puis, le cas échéant, d'élimination par combustion.

Un massif de déchets est donc un milieu complexe composé de trois phases :

- la matrice solide de déchets dont la composition a été décrite précédemment ;
- les lixiviats qui constituent les liquides issus de la percolation des eaux au sein du massif de déchets ;
- le biogaz issu de la transformation de la matière organique présente dans le déchet, en méthane et dioxyde de carbone principalement.

De par sa nature le massif de déchets est un milieu poreux complexe et hétérogène. Il contient notamment une fraction importante de matière organique qui par l'action de microorganismes va être transformée en biogaz. L'ensemble des processus complexes de biodégradation de la matière organique est appelé digestion anaérobie. Afin de comprendre comment évoluent les propriétés physiques du milieu déchets au cours de sa biodégradation, **nous décrivons maintenant ces processus responsables de la biodégradation de la matière organique.**

3. Les étapes de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie est divisée en quatre étapes faisant intervenir quatre populations microbiennes différentes, permettant la transformation des déchets en biogaz. Les populations microbiennes interviennent en série, c'est-à-dire que les produits de biodégradation d'une réaction serviront de substrat à la réaction suivante (M. Barlaz, Ham, Schaefer, & Isaacson, 1990; Farquhar & Rovers, 1973). L'ensemble de ces étapes, bien qu'elles aient lieu en série, peut avoir lieu simultanément, car l'état de biodégradation n'est pas homogène au sein d'un massif de déchets. Sur la Figure 2 sont expliquées les quatre étapes de la digestion anaérobie.

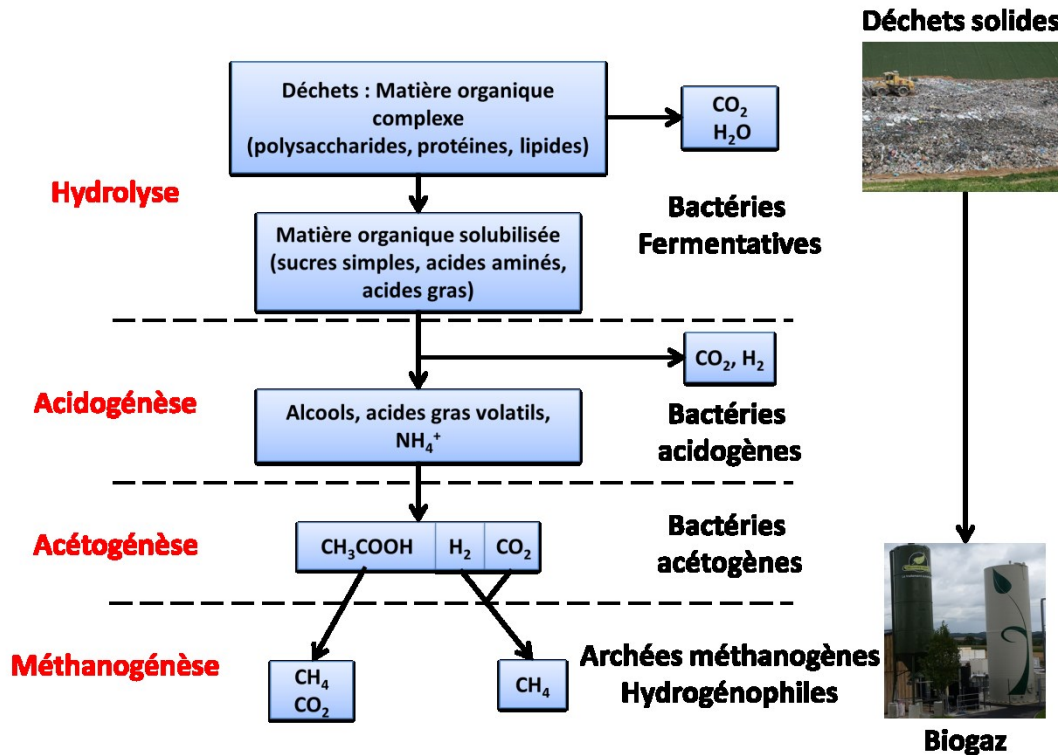


Figure 2 : Les étapes de la digestion anaérobie des déchets d'après Christensen & Kjeldsen (1968).

3.1. Hydrolyse

Durant l'hydrolyse, première étape de la digestion anaérobie, les bactéries hydrolytiques produisent des enzymes extracellulaires qui transforment les composés organiques complexes présents sous forme de bio polymères dans les déchets solides (glucides, protéines et lipides), en dimères et monomères. Ainsi, les glucides sont transformés en sucres simples, les protéines en acides aminés et les lipides en acide gras. Cette étape permet aux micro-organismes de solubiliser la matière solide pour qu'elle soit apte à franchir les membranes cellulaires bactériennes afin d'être incorporée par les bactéries fermentatives (Christensen & Kjeldsen, 1968).

3.2. Acidogénèse

Pendant l'acidogénèse, les dimères et monomères maintenant disponibles pour les bactéries acidogènes sont convertis en composés organiques simples. Les sucres, acides aminés et acides gras obtenus à l'étape précédente sont transformés en alcools, azote ammoniacal et en acides gras volatils (AGV). Cette production d'acides entraîne une diminution du pH des lixiviats provoquant ainsi la dissolution des matières inorganiques. Il est aussi à noter qu'une accumulation trop importante d'azote ammoniacal peut provoquer l'inhibition de l'étape de méthanogénèse.

3.3. Acétogénèse

Les bactéries acétogènes, durant la troisième phase de la digestion anaérobie, dégradent les AGV et les alcools produits pendant l'acidogénèse pour former de l'acide acétique, du dihydrogène et du dioxyde de carbone, s'ajoutant à ceux précédemment produits. Une accumulation de dihydrogène peut cependant bloquer l'acétogénèse et causer une accumulation excessive d'AGV associée à une baisse de pH provoquant l'inhibition de l'étape de méthanogénèse.

3.4. Méthanogénèse

La dernière phase de la digestion anaérobie, la méthanogénèse, est réalisée par des micro-organismes de type archées méthanogènes et conduit à la formation de méthane par deux voies métaboliques principales : la méthanogénèse acétoclaste et la méthanogénèse hydrogénotrophe. Dans la première voie métabolique, les archées méthanogènes acétophiles transforment l'acide acétique en méthane et en dioxyde de carbone. Dans la seconde voie, c'est le dihydrogène et le dioxyde de carbone qui sont transformés en méthane par les archées méthanogènes hydrogénophiles. Si l'ensemble des étapes précédentes n'a pas produit d'inhibiteurs de la méthanogénèse (accumulation d'azote ammoniacal ou de dihydrogène), il est admis que 65 à 70 % du méthane provient de la dégradation de l'acétate et 30 à 35 % de la transformation de l'hydrogène et du dioxyde de carbone (Conrad & Klose, 1999; El-Fadel, Findikakis, & Leckie, 1996; Grossin-Debattista, 2011). La consommation des AGV entraîne une augmentation du pH qui peut entraîner la précipitation d'éléments inorganiques.

L'ensemble des étapes de la digestion anaérobie induit des changements de caractéristiques (i) de la matrice poreuse du massif de déchets, (ii) de la composition chimique des lixiviats ou encore (iii) du compartiment biologique du massif. Nous allons à présent nous attacher à déterminer **les changements dans les propriétés bio-physico-chimiques du massif de déchets** au cours de la digestion anaérobie.

4. L'évolution des paramètres physico-chimiques pendant la digestion anaérobie

Les micro-organismes, en biodégradant la matière organique présente dans la matrice de déchets, entraînent des modifications dans les paramètres bio-physico-chimiques d'un casier de déchets au cours du temps. La

Figure 3 présente l'évolution de la composition des effluents, lixiviats et biogaz, générés au cours de la dégradation des déchets, et va nous permettre d'identifier les paramètres qui vont évoluer au cours du temps.

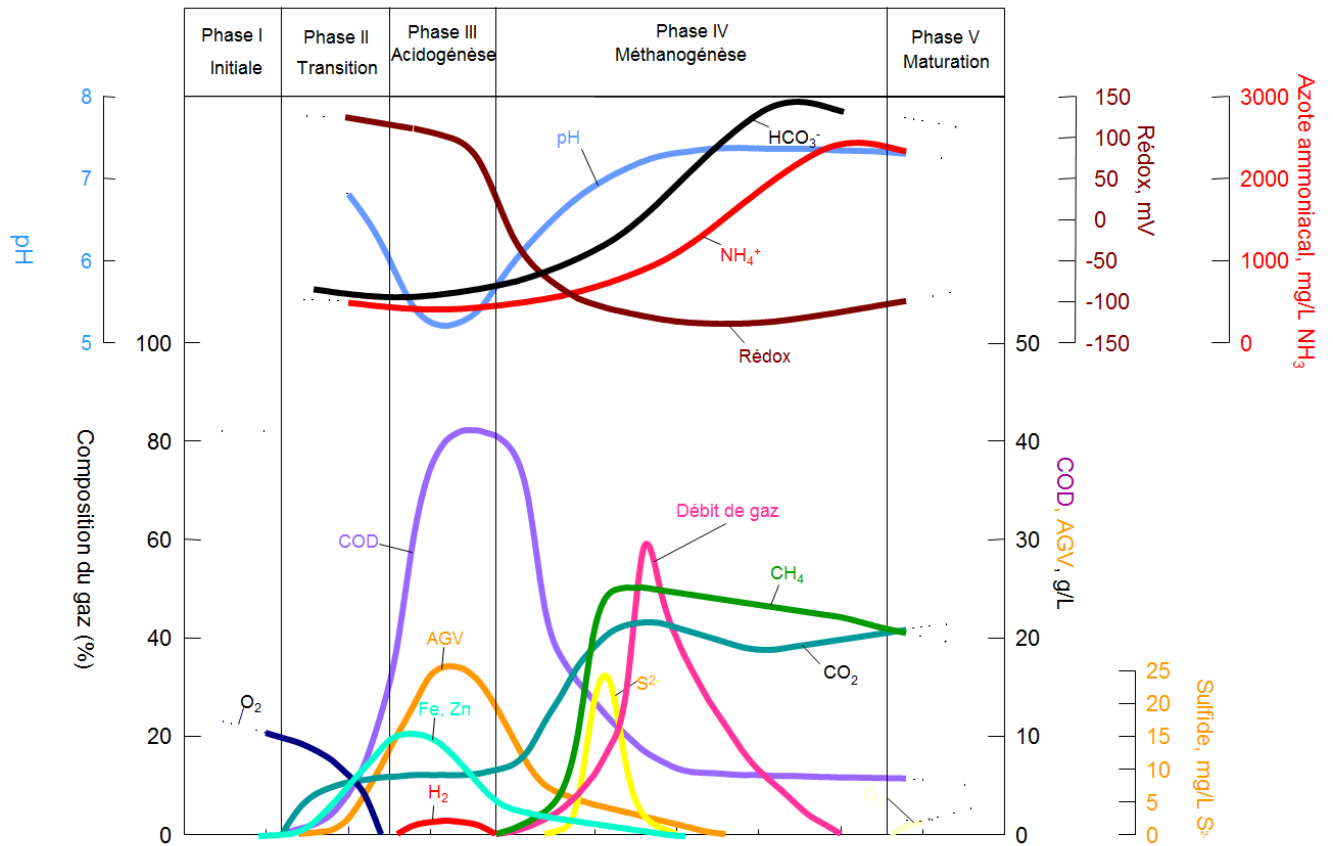


Figure 3 : Evolution de la composition des effluents générés au cours de la dégradation des déchets (Pohland & Al-Yousfi, 1994).

4.1. Le pH

Le pH évolue au cours des différentes phases de la digestion anaérobie. Durant les phases d'hydrolyse et d'acidogénèse, en effet, le pH s'acidifie comme on peut le voir sur la Figure 3 en bleu, du fait de la production importante d'acides. Durant l'acétogénèse, ces acides sont transformés en acétate qui va être utilisé au cours de la méthanogénèse pour la production de biogaz, entraînant une augmentation du pH. C'est un paramètre majeur pour les processus de biodégradation, car les archées y sont fortement sensibles. Le pH optimum pour la méthanogénèse se situe entre 6,8 et 7,4 ; en dessous de 6 les archées sont fortement inhibés (M. Barlaz et al., 1990).

4.2. Le potentiel redox

Le potentiel d'oxydo-réduction, présenté en marron sur la Figure 3, est supérieur à zéro au cours des premières phases de la biodégradation, puis inférieur à partir de l'étape d'acétogénèse. Comme son nom l'indique, en effet, la digestion anaérobie a lieu en absence d'oxygène ; certains micro-organismes tels que les archées méthanogènes ne peuvent survivre en présence d'oxygène. La concentration en oxygène va très rapidement diminuer, et le potentiel redox va atteindre des valeurs comprises entre -100 et -300 mV une fois la phase de méthanogénèse mise en place (Christensen & Kjeldsen, 1968; Pohland & Al-Yousfi, 1994)

4.3. La conductivité du lixiviat / concentration ionique

La conductivité du lixiviat augmente au cours des phases d'hydrolyse et d'acidogénèse, du fait de la forte production d'acides dans le milieu, puis diminue avec leur consommation durant les phases d'acétogénèse et de méthanogénèse. La concentration ionique augmente tout au long de la biodégradation comme on peut le voir sur la Figure 3 avec notamment les ions ammonium (la courbe rouge) et bicarbonate (la courbe noire).

4.4. La production de biogaz

Au cours des premières étapes de la digestion anaérobie, la production de biogaz est faible comme on peut le voir sur la courbe rose de la Figure 3. Le biogaz ainsi produit est majoritairement composé de dioxyde de carbone et de dihydrogène. Une fois l'acétogénèse et la méthanogénèse mises en place la production de biogaz augmente progressivement pour atteindre un maximum. Durant ces phases, la fraction du méthane dans le biogaz devient de plus en plus importante et celle du dioxyde de carbone de moins en moins forte, pour atteindre un équilibre proche des 60% / 40% respectivement. Une fois le maximum du débit atteint la production de biogaz diminue progressivement vers une valeur nulle.

4.5. La teneur en eau

La teneur en eau pour un milieu poreux correspond à la quantité d'eau contenue dans la matrice poreuse. Elle peut être exprimée par un rapport volumétrique, entre le volume occupé par l'eau V_e (m^3) et le volume total V (m^3). On parle alors de teneur en eau volumique θ telle que définie par l'Équation 1 :

$$\theta = \frac{V_e}{V} \quad \text{Équation 1}$$

La teneur en eau peut aussi être exprimée par le rapport pondéral de la masse d'eau m_e (kg) et la masse de la matrice poreuse sèche m_s (kg), après passage de l'échantillon à l'étuve. On parle alors de teneur en eau massique sèche ω telle que définie par l'Équation 2 :

$$\omega = \frac{m_e}{m_s} \quad \text{Équation 2}$$

La teneur en eau d'un casier de déchets évolue au cours de sa biodégradation. Premièrement, au cours de son remplissage et du fait qu'il ne soit pas fermé, la teneur en eau du milieu dépend des précipitations. Par la suite, dans un casier de déchets géré classiquement et une fois la géomembrane de surface posée, il n'y aura plus d'apport d'eau dans le milieu. Les lixiviats vont percoler dans le massif de déchets, et un gradient de teneur en eau sera observé, avec le haut du casier sec et le fond du casier plus humide.

Dans les casiers de déchets fonctionnant en mode bioréacteur la réinjection de lixiviats au cours du temps permettra une augmentation de la teneur en eau dans les massifs de déchets, au niveau des brins, en fonction des épisodes de réinjection.

4.6. La température

La température d'un casier de déchets avant sa fermeture va fortement augmenter. De l'oxygène étant en contact avec le déchet, une première étape de digestion aérobie va avoir lieu, avant que le déchet ne soit recouvert par une autre couche de déchets ou par la mise en place de la géomembrane. Ces processus de biodégradation sont particulièrement exothermiques et provoquent la montée en température progressive du massif de déchets. La température peut ainsi monter à plus de 60 degrés au cœur du massif de déchets (Lefebvre, Lanini, & Houi, 2000). Une fois la couverture de surface mise en place, l'oxygène va progressivement être consommé par les micro-organismes et laisser place à des processus de biodégradation anaérobie. Ces processus, beaucoup moins exothermiques, induisent une diminution progressive de la température dans le massif de déchets au cours de la biodégradation.

4.7. La densité

La densité d'un milieu est définie comme le rapport de la masse volumique du milieu ρ_s par rapport à une masse de volumique de référence. Dans le cas d'un milieu solide la masse volumique de référence est celle de l'eau pure à 4°C et à la pression normale de 1 atm ρ_e .

$$d = \frac{\rho_s}{\rho_e} \quad \text{Équation 3}$$

La densité des massifs de déchets augmente en fonction de la profondeur. On trouve dans la littérature différentes valeurs de densité suivant leur expression à partir d'un déchet humide ou sec. La densité humide dans les massifs de déchets varie entre 0,7 et 1,1 (Olivier, 2003) et sa densité sèche de 0.4 à 0.7 (Hudson, White, Beaven, & Powrie, 2004; Guillaume Stoltz & Gourc, 2007).

Du fait de la consommation progressive de la matière organique par les micro-organismes, il va y avoir une perte de masse au sein du massif de déchets et l'apparition d'espaces vides. La masse des casiers de déchets est telle qu'elle impose une contrainte verticale au déchet qui se réorganise en comblant les vides créés (G. Stoltz, 2009). Ce tassement du déchet va impliquer une diminution de la porosité ainsi qu'une augmentation de la densité au cours de la biodégradation d'un casier de déchets.

4.8. La porosité

La porosité représente la fraction de vide d'un milieu qui n'est pas occupée par du solide, mais par des fluides (liquides ou gaz). Elle est définie comme le rapport entre le volume de vide et le volume total du milieu :

$$\Phi = \frac{V_v}{V} \quad \text{Équation 4}$$

Où V_v et V (m^3) représentent le volume des vides et le volume total du milieu considéré, respectivement.

Dans un massif de déchets, la porosité varie en fonction de la profondeur avec l'augmentation de la densité. Plusieurs auteurs, qui ont effectué des mesures de compression sur du déchet récupéré de casier de déchets, ont estimé la porosité du déchet entre 0,45 et 0,60 (Hudson et al., 2004; Guillaume Stoltz & Gourc, 2007).

4.9. La croissance microbienne et formation de biofilm

La digestion anaérobie fait intervenir plusieurs populations de micro-organismes qui vont croître au cours de la digestion anaérobie. Plusieurs études ont montré que certains micro-organismes se développent à l'aide de nano-fils qui leur permettent d'utiliser le transfert d'électrons d'un électro donneur à un électro receveur comme source d'énergie (Reguera et al., 2005; A. Revil et al., 2010). De plus, certains micro-organismes vont aussi croître en formant des biofilms qui peuvent avoir un impact direct sur la porosité du milieu par exemple.

On le voit ici, de nombreux paramètres bio-physico-chimiques évoluent au cours de la biodégradation et ces changements peuvent induire des variations de mesures géophysiques. Cependant, il existe de nombreuses méthodes géophysiques et toutes ne sont pas adaptées aux ISDND.

Pour identifier la méthode la plus adaptée aux ISDND nous avons choisi de nous baser sur deux principes :

- Identifier dans la littérature l'ensemble des méthodes géophysiques déjà utilisé sur les ISDND ainsi que leurs applications.
- Réaliser une bibliographie plus large pour identifier les études déjà réalisées avec des méthodes géophysiques sur des milieux en biodégradation.

Dans un premier temps, nous allons donc voir l'application des **méthodes géophysiques à différentes problématiques ISDND**.

5. La géophysique appliquée aux ISDND

La géophysique de proche surface est une discipline qui met en œuvre un ensemble de méthodes non destructives permettant d'obtenir des informations sur la spatialisation des paramètres physico-chimiques d'un milieu. Il existe de nombreuses méthodes géophysiques qui font intervenir différentes physiques. Le Tableau 2 présente les méthodes géophysiques couramment utilisées sur les ISDND, associées aux paramètres mesurés et aux propriétés physico-chimiques auxquelles elles sont sensibles dans un casier de déchets :

Tableau 2 : Tableau de synthèse de méthodes géophysiques couramment utilisées sur les ISDND

Méthodes	Principe	Paramètre de mesure	Sensibilité
Résistivité électrique	Mesure de la capacité d'un milieu à s'opposer au passage du courant	Résistivité électrique	<ul style="list-style-type: none"> • Teneur en eau • Porosité • Température • Conductivité de la phase liquide
Potentiel spontané	Mesure passive de la distribution du potentiel électrique à la surface du sol sans injection de courant	Potentiel spontané	<ul style="list-style-type: none"> • Présence d'éléments métalliques • Potentiel redox • Température
Polarisation provoquée	Mesure de la capacité d'un milieu à emmagasiner un potentiel électrique	Chargeabilité Déphasage Résistivité complexe	<ul style="list-style-type: none"> • Teneur en eau • Porosité • Température • Densité
Électromagnétique	Réponse d'un milieu à la propagation d'un champ électromagnétique	Résistivité électrique	<ul style="list-style-type: none"> • Teneur en eau • Conductivité de la phase liquide
Sismique	Réponse d'un milieu à la propagation d'une onde acoustique	Vitesses de propagation des ondes de compression (onde P) et de cisaillement (onde S)	<ul style="list-style-type: none"> • Teneur en eau • Porosité • Densité
Radar	Réponse d'un milieu à la propagation d'un champ électromagnétique	Permittivité diélectrique	<ul style="list-style-type: none"> • Contraste de propriétés électriques
Magnétique	Mesure des variations locales du champ magnétique terrestre	Variation du champ magnétique terrestre relatif	<ul style="list-style-type: none"> • Présence d'éléments métalliques

Ces méthodes géophysiques sont utilisées depuis des années sur les ISDND. Intéressons-nous maintenant à l'objet de leur utilisation sur des casiers de déchets.

5.1. La localisation de casier de déchets

Les méthodes de résistivité électrique ont souvent été utilisées pour localiser des casiers de déchets non cartographiés (Bernstone et al., 2000; Carpenter et al., 1990; Maxwell a. Meju, 2000; Soupios et al., 2007). De nombreux auteurs, en effet, ont montré que la résistivité électrique du substratum est souvent supérieure d'un ou deux ordres de grandeur à la résistivité électrique d'un déchet humide (Bernstone et al., 2000; Torleif Dahlin et al., 2010; Véronique Naudet et al., 2012).

La méthode de tomographie de résistivité électrique est la méthode la plus utilisée pour la localisation de casier de déchets (Bernstone et al., 2000; Carpenter et al., 1990; Gazoty, Fiandaca, Pedersen, Auken, & Christiansen, 2012; V. Leroux, Dahlin, & Svensson, 2007). Plusieurs auteurs ont mis en évidence les avantages de l'utilisation combinée de la polarisation provoquée et de la résistivité électrique pour la différenciation du déchet et du substratum (Torleif Dahlin et al., 2010; Gazoty et al., 2012; V. Leroux et al., 2007).

Plus récemment, les méthodes électromagnétiques ont été utilisées, car elles offrent un moyen rapide et relativement bon marché pour accéder à la résistivité électrique du casier de déchets (De Iaco, Green, & Horstmeyer, 2000; De Iaco et al., 2003; Soupios et al., 2007).

La méthode radar a aussi été utilisée (Splajt, Ferrier, & Frostick, 2003) mais reste limitée par sa faible profondeur d'investigation dans le déchet (Porsani et al., 2004).

Les méthodes sismiques, très sensibles aux changements de lithologie, ont aussi été utilisées pour localiser le fond des casiers de déchets (De Iaco et al., 2003; Lanz et al., 1998; Steeples & Miller, 1998). Cependant, certains auteurs ont observé l'atténuation des ondes P à cause de la faible compaction d'un massif de déchets par rapport à un sol (Cardarelli & Di Filippo, 2004; De Iaco et al., 2003) et des ondes S du fait de la présence d'eau dans le milieu.

5.2. Le suivi de panache de pollution

Plus récemment les méthodes géophysiques ont été utilisées pour détecter des panaches de pollution engendrés par les fuites de lixiviat des casiers de déchets.

À nouveau les méthodes de résistivité électrique, et particulièrement l'ERT (Electrical resistivity tomography), sont les méthodes les plus utilisées dans cette optique (Cardarelli & Di Filippo, 2009; Martinho & Almeida, 2006; V. Naudet et al., 2004; Radulescu et al., 2007; Rosqvist et al., 2003). La très faible résistivité du lixiviat rend la méthode très pertinente en cas de fuite dans l'aquifère.

La méthode du potentiel spontané est aussi très utilisée dans le cas d'une fuite de lixiviat dans l'environnement, car elle provoque l'apparition d'un gradient d'oxydo-réduction rendant possible la localisation du panache de pollution (Gallas et al., 2011; Niklas Linde & Revil, 2007; V. Naudet et al., 2003; Véronique Naudet, 2004).

5.3. L'étude des processus de recirculation des lixiviats

La gestion d'installations de stockage de déchets en mode bioréacteur a vu le développement de l'utilisation de la géophysique pour le suivi des réinjections de lixiviats dans les casiers de déchets.

La plupart des études sur le suivi de réinjection utilisent l'ERT comme méthode géophysique (Audebert, Clément, Touze-foltz, et al., 2014; R Clément et al., 2010; S. Grellier et al., 2008; Solenne Grellier et al., 2006; Roger Guérin et al., 2004; S. Moreau et al., 2003). La résistivité électrique étant particulièrement influencée par la teneur en eau, la réinjection de lixiviat dans le milieu induit une diminution de la résistivité et son suivi permettra la localisation du lobe d'infiltration du lixiviat au cours du temps.

Les méthodes EM sont aussi parfois utilisées pendant des processus de réinjection (R Clément et al., 2010; Dumont et al., 2016).

5.4. La caractérisation des casiers de déchets

Dans des études plus récentes, les méthodes géophysiques sont utilisées pour caractériser les massifs de déchets (Abdulrahman et al., 2016; Dumont, 2017; Konstantaki, Ghose, Draganov, Diaferia, & Heimovaara, 2014; Véronique Naudet et al., 2012). Dans la plupart de ces études, les auteurs utilisent plusieurs méthodes géophysiques afin de recouper les informations et mieux comprendre les caractéristiques du milieu.

Les méthodes électriques sont encore une fois très utilisées et particulièrement la résistivité électrique qui permet d'avoir une information sur le degré de saturation d'un massif de déchets (Cardarelli & Di Filippo, 2004; Dumont et al., 2016). Le croisement entre les méthodes de résistivité électrique et de polarisation provoquée temporelle permet de différencier des zones dans le massif composé de déchets différents (Abdulrahman et al., 2016; Bavusi, Rizzo, & Lapenna, 2006; V. Leroux et al., 2007).

Les méthodes de polarisation provoquée temporelle (N. R. Carlson & Mayerle, 2009) et fréquentielle (Véronique Naudet et al., 2012) ont aussi montré une différence de signal entre un déchet jeune et un déchet vieux.

Les méthodes sismiques sont aussi très utilisées pour caractériser les massifs de déchets (Bouazza & Kavazanjian Jr., 2000; Cardarelli & Di Filippo, 2004; Konstantaki et al., 2014). Plusieurs auteurs ont montré que la vitesse des ondes P était faible dans le déchet (Cardarelli & Di Filippo, 2004; Max Meju, 2000) mais qu'elle pouvait augmenter avec la saturation (Soupios et al., 2007).

D'autres études montrent que dans les massifs de déchets les profils verticaux de vitesse des ondes S augmentent avec la profondeur (Konstantaki et al., 2014), et que ces vitesses augmentent aussi dans le temps (Bouazza & Kavazanjian Jr., 2000).

5.5. Bilan sur les méthodes géophysiques appliquées aux ISDND

Le Tableau 3 synthétise l'utilisation de la géophysique appliquée aux ISDND dans la littérature. La méthode la plus populaire est la résistivité électrique, présente dans 43% des articles de la littérature. On peut voir que, si on ajoute à la résistivité électrique le potentiel spontané (9,1 %) et la polarisation provoquée (17 %), les méthodes électriques en général sont les plus utilisées et représentent près de 70 % des méthodes déployées sur site. Les méthodes électromagnétiques sont couramment appliquées sur le déchet (13,6%), mais sont souvent utilisées pour des investigations préliminaires à une campagne de mesure plus conséquente. Les méthodes sismiques sont aussi très utilisées (13,6%), car elles permettent de remonter aux paramètres mécaniques des massifs de déchets. Finalement, les méthodes radar (2,3%) et magnétique (1,1%) sont moins utilisées, car leur action est limitée sur une ISDND.

Tableau 3 : Méthodes géophysiques utilisées sur les ISDND dans la littérature

Méthodes géophysiques	Localisation de casiers de déchets	Suivi de panache de pollution	Étude des processus de recirculation	Caractérisation des casiers de déchets	Total	%
Résistivité électrique	8	10	13	7	38	43,2
Potentiel spontané	2	4	0	2	8	9,1
Polarisation provoquée	5	4	0	6	15	17,0
Électromagnétique	7	2	2	1	12	13,6
Sismique	5	0	0	7	12	13,6
Radar	1	1	0	0	2	2,3
Magnétique	1	0	0	0	1	1,1

Si on trouve dans la littérature de nombreuses applications des méthodes géophysiques, et notamment géoélectriques sur les ISDND, elles ne semblent pas avoir été utilisées pour le suivi de la biodégradation des massifs de déchets. En revanche, on trouve dans la littérature de nombreuses méthodes géophysiques mises en place pour le suivi de milieux en biodégradation autres que le déchet. Cette littérature nous permettra d'identifier les méthodes susceptibles de suivre les paramètres bio-physico-chimiques au cours de la biodégradation des massifs de déchets.

6. Suivi géophysique sur des milieux en biodégradation

Depuis peu dans la littérature une nouvelle discipline est apparue, la biogéophysique, mêlant géophysique, géochimie et biologie. Elle s'attelle à mettre en évidence et à interpréter les variations de mesures géophysiques induites par les processus de biodégradation d'un milieu (Figure 4).

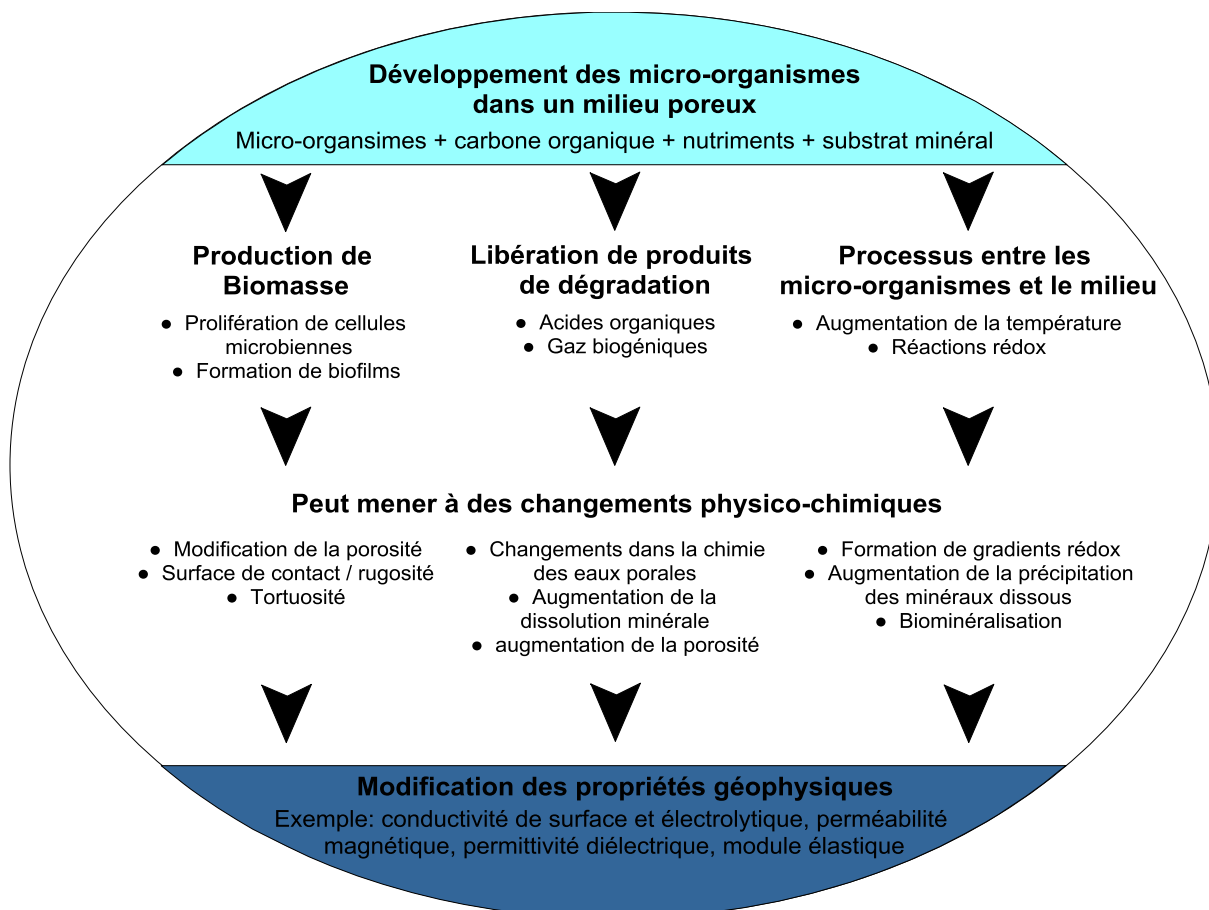


Figure 4 : Schéma conceptuel de la croissance des microorganismes dans les milieux poreux et des implications sur les propriétés physico-chimiques (Blondel (2014) modifié d'Atekwana et Atekwana (2009))

Atekwana et Slater (2013; 2009) ont déterminé quatre processus microbiens pouvant impacter les paramètres physiques ou chimiques d'un milieu, et ainsi engendrer une variation dans les mesures géophysiques :

6.1. La croissance microbienne et la formation de biofilm

Certains micro-organismes tels que les bactéries se développent en formant des communautés multicellulaires appelées biofilms. Abdel et al. (2006), Davis et al. (2006; 2010) et Ntarlagiannis et Fergusson (2009) ont observé une augmentation de la variation de résistivité complexe associée à la

présence d'un biofilm bactérien dans une colonne de mesure. Ils expliquent que la présence de biofilm dans les pores du milieu modifie la porosité et augmente les phénomènes de polarisation électrique de la colonne.

Davis et al. (2010) ont aussi étudié les variations des propriétés acoustiques causées par la croissance microbienne et la formation de biofilm dans un milieu poreux. Leur étude a mis en avant une diminution de la vitesse de propagation des ondes de pression causée par l'augmentation de la population microbienne dans le milieu. L'augmentation de la population microbienne et la formation de biofilm semblent engendrer une diminution de vitesse des ondes de pression et une augmentation de la variation de résistivité complexe.

6.2. La biominéralisation

La biominéralisation est le processus par lequel des organismes vivants produisent des minéraux à partir de leur milieu. La biominéralisation effectuée par les micro-organismes altère le réseau de pores dans un milieu et diminue ainsi sa porosité. Ces changements peuvent induire une modification de la réponse de polarisation provoquée spectrale (Williams et al., 2009) et sismique (Williams et al., 2005) du milieu. Quand les biominéraux formés sont métalliques, comme dans le cas de l'activité de bactéries sulfato-réductrices, le signal de la méthode de polarisation provoquée (Personna et al., 2008; L. Slater, Ntarlagiannis, Personna, & Hubbard, 2007; Williams et al., 2005), et magnétique (Mewafy et al., 2011; Rijal, Appel, Petrovský, & Blaha, 2010) varie en fonction de la quantité de bactéries produites.

6.3. La production de sous-produits métaboliques

Les phénomènes de dégradation par des micro-organismes peuvent engendrer la production de sous-produits métaboliques dans le milieu. Ces sous-produits peuvent être des acides organiques, des biominéraux, des ions ou encore des gaz. Lors de la biodégradation des déchets ou des hydrocarbures par exemple, les micro-organismes produisent des acides organiques de manière importante, ce qui engendre une augmentation de la conductivité électrolytique directement mesurable par résistivité électrique, polarisation provoquée fréquentielle et temporelle ou encore par potentiel spontané (Aal et al., 2006; Abdel Aal, Atekwana, Slater, & Atekwana, 2004; E. a. Atekwana et al., 2004; Che-alota, Atekwana, Atekwana, Sauck, & Jr, 2009; Sauck, Atekwana, & Nash, 1998; Werkema, 2003).

La production de gaz peut aussi engendrer une augmentation de la résistivité électrique (S. Moreau, Bergeron, & Clement, 2012) dans le cas de la biodégradation des déchets. La conductivité électrique

d'un milieu étant principalement de nature électrolytique, la présence de gaz dans l'eau porale en modifie la résistivité électrique. Parsekian et al.(2011) ont aussi observé une modification de la permittivité diélectrique, mesurable à l'aide d'un géoradar, au cours de la digestion anaérobie dans les tourbières. De la même manière que pour la résistivité électrique, le remplacement de l'eau porale par des gaz biogénique modifie la permittivité diélectrique du sol.

6.4. Le transport d'électrons à longue distance

Ntarlagiannis et al. (2007), Reguera et al. (2005) et Revil et al. (2010) ont montré que certaines bactéries se développent à l'aide de nano-fils. Ces nano-fils permettent à la bactérie d'utiliser le transfert d'électrons d'un électro donneur à un électro receveur comme source d'énergie. Le déplacement de ces électrons induit un courant électrique directement mesurable par potentiel spontané. Les biofilms par ces nano-fils vont aussi assurer le transfert d'électrons entre une zone réduite et une zone oxydée et créer des gradients redox. Ces gradients redox qu'ils soient dus à la dégradation d'hydrocarbure (Minsley, Sogade, & Morgan, 2007; Nyquist & Corry, 2002; Sauck et al., 1998) ou au panache de pollution d'un centre de stockage de déchets (V. Naudet et al., 2004, 2003) vont être mesurables par potentiel spontané.

6.5. Bilan sur les méthodes géophysiques appliquées aux milieux en biodégradation

Le Tableau 4 synthétise l'utilisation de la géophysique appliquée aux milieux en biodégradation dans la littérature. Comme pour les ISDND la méthode de résistivité électrique est très utilisée, présente dans 22% des articles de la littérature.

Tableau 4 : Méthodes géophysiques utilisées sur les milieux en biodégradation dans la littérature

Méthodes géophysiques	Croissance microbienne	Biominéralisation	Production de sous-produits métaboliques	Transport d'électrons	Total	%
Résistivité électrique	1	0	9	1	11	22,0
Potentiel spontané	1	3	3	5	12	24,0
Polarisation provoquée	9	5	7	0	21	42,0
Électromagnétique	0	0	0	0	0	0,0
Sismique	1	1	0	0	2	4,0
Radar	0	0	2	0	2	4,0
Magnétique	0	2	0	0	2	4,0

Comme pour les méthodes géophysiques utilisées sur les ISDND, si on ajoute le potentiel spontané (24%) et les méthodes de polarisation provoquée (42%), les méthodes géoélectriques sont les plus utilisées et représentent 88% des méthodes utilisées pour le suivi de milieux en biodégradation. Les autres méthodes sont peu utilisées, car très spécifiques, à la modification de la porosité pour la sismique, la production de gaz pour le radar et la biominéralisation pour la méthode magnétique. La méthode électromagnétique n'apparaît dans aucune étude de cette bibliographie.

6.6. Choix des méthodes géophysiques appliquées à la biodégradation des déchets

La méthode de résistivité électrique apparaît comme particulièrement sensible à la teneur en eau dans les déchets, elle pourrait localiser des zones moins saturées qui soient dans des conditions moins favorables à la biodégradation. La méthode apparaît aussi sensible à la production d'acide organique et de gaz biogénique dans le milieu. On sait que durant la biodégradation d'un casier de déchets, la matière organique va être transformée en acide organique, mais aussi en biogaz, la méthode pourrait donc permettre le suivi de la biodégradation d'un massif de déchets.

La mesure de potentiel spontané apparaît comme sensible au changement du potentiel redox d'un milieu engendré par une biodégradation. On sait que le potentiel redox dans un casier de déchets va

diminuer à partir de la phase d'acétogénèse. Cette méthode pourrait donc localiser des zones au sein d'un massif qui soient dans un état de biodégradation différent.

Les méthodes de polarisation provoquée que ce soit dans le domaine temporel ou fréquentiel apparaissent sensibles à la production d'acide organique dans le milieu, mais aussi à la variation de porosité engendrée au cours de la biodégradation. Durant l'ensemble de la biodégradation, la porosité d'un massif de déchets évolue du fait de la transformation de la matière organique en biogaz. Au cours des premières phases de la biodégradation, il y a une forte production d'acide gras dans le lixiviat. Les mesures de polarisation provoquée pourraient donc évoluer tant que le massif de déchets continue de biodégrader.

Les méthodes sismiques sont sensibles aux paramètres mécaniques du milieu tels que la porosité ou la densité ; elles apparaissent donc comme pertinentes pour le suivi de la biodégradation d'un casier de déchets. Cependant, les mesures sismiques sont atténuées dans les déchets du fait de la faible compaction par rapport à un sol ou de la présence d'eau dans les pores du milieu, surtout dans le cas des bioréacteurs.

La méthode magnétique est très spécifique à la présence de métaux qui est faible dans le déchet (2,6% cf 1.2) et ne constituera pas la fraction du déchet la plus affectée au cours de la biodégradation.

Si les méthodes radar sont sensibles à la production de gaz ou encore à la teneur en eau du milieu, comme pour les méthodes sismiques, sa profondeur d'investigation reste très limitée dans le déchet.

La méthode électromagnétique si elle permet de mesurer la résistivité électrique est souvent utilisée pour des investigations préliminaires à une campagne de mesure plus conséquente.

Finalement, quatre méthodes géophysiques ont été sélectionnées comme étant susceptibles d'être sensibles à l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation :

- La résistivité électrique
- Le potentiel spontané
- La polarisation provoquée dans le domaine temporel
- La polarisation provoquée dans le domaine fréquentiel

Nous allons maintenant présenter les méthodes géophysiques sélectionnées pour le suivi des paramètres bio-physico-chimiques d'un casier de déchets au cours de sa biodégradation.

7. Méthodes géophysiques choisies pour le suivi de la biodégradation du déchet

7.1. La résistivité électrique

7.1.1. Principe de mesure

La résistivité électrique d'un milieu quantifie la capacité de ce milieu à s'opposer au passage du courant électrique. La résistivité électrique ρ ($\Omega \cdot m$) est définie comme la résistance d'une unité de longueur du milieu :

$$\rho = \frac{RA}{L} \quad \text{Équation 5}$$

R étant la résistance exprimée en Ω , A l'aire de la section transversale de l'échantillon en m^2 et L la longueur de l'échantillon en m. Son inverse est la conductivité électrique σ ($S \cdot m^{-1}$) :

$$\sigma = \frac{1}{\rho} \quad \text{Équation 6}$$

La conductivité électrique dans une roche est surtout de nature électrolytique. Ce sont les ions contenus dans l'électrolyte qui transportent les charges sous l'effet d'un champ électrique. Les phénomènes de conduction peuvent aussi être liés au déplacement des électrons, on parle alors de conduction électronique. Ce phénomène est fonction de la présence de métal dans le milieu prospecté. La présence d'une double couche électronique à l'interface électrolyte-grain est responsable d'un autre phénomène de conduction, la conduction surfacique. La concentration des ions au voisinage de la surface est plus importante que dans l'électrolyte loin de la surface du pore, et comme une partie de ces ions est mobile, cette dernière contribue à la conductivité électrique. Pour les argiles par exemple, la taille des pores est minime par rapport à la largeur de la double couche électronique, la conduction surfacique y est donc importante (Dukhin & Derjaguin, 1974).

La résistivité électrique est influencée par plusieurs facteurs, dont les principaux sont :

- La teneur en eau du milieu (fonction de la porosité et de la saturation en eau) qui est un des paramètres pouvant influencer le plus la mesure de la résistivité électrique. Plus la teneur en eau dans le milieu est élevée, plus sa résistivité électrique est faible. Plusieurs auteurs ont montré la relation directe entre la résistivité électrique et la teneur en eau du milieu (Bai, Kong, & Guo, 2013; Fukue, Minato, Horibe, & Taya, 1999; Sheets & Hendrickx, 1995).

- La température qui quand elle augmente est associée à une diminution de la résistivité électrique (Besson, Cousin, Samouëlian, Boizard, & Richard, 2004; Zisser, Kemna, & Nover, 2010). Une équation de correction de la température sur la mesure de la résistivité a été déterminée par Campbell et al (1949).
- La nature de l'électrolyte constitue aussi un facteur important puisque, comme expliqué précédemment, la conductivité électrique dans une roche est principalement de nature électrolytique. Il existe un lien direct entre la conductivité électrique d'un milieu et la conductivité de l'eau porale (Archie, 1942).
- La porosité et la densité du milieu. Deux milieux complètement saturés en eau, avec des valeurs de porosité différentes, n'auront pas la même résistivité. Besson et al. (2004) ont montré que lorsque la densité d'un matériau augmente et donc que sa porosité diminue, la résistivité décroît de façon non linéaire.

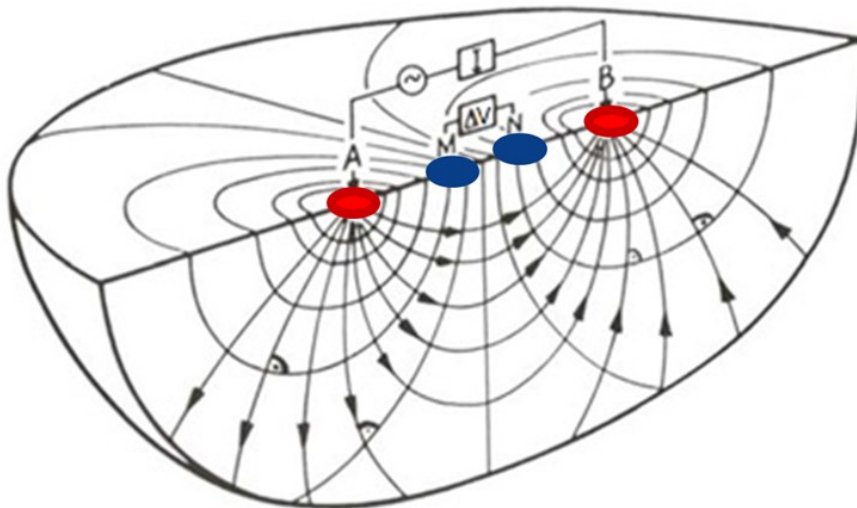


Figure 5 : Principe de la mesure de résistivité électrique pour un dispositif à quatre électrodes (Knödel, Lange, & Voigt, 2007).

La méthode de mesure de la résistivité électrique est basée sur la mesure d'une différence de potentiel ΔV (V) associée à l'injection d'un courant électrique d'intensité I (A). Dans la pratique la méthode se traduit par l'utilisation d'un quadripôle de mesure (Figure 5) constitué de deux électrodes d'injection de courant AB, et deux électrodes de mesure appelées électrode de potentiel MN. On applique ensuite la loi d'ohm aux bornes du quadripôle tel que :

$$R = \frac{\Delta V}{I} \quad \text{Équation 7}$$

Avec R la résistance aux bornes de MN (Ω), ΔV (V) la différence de potentiel entre M et N et I (A) l'intensité du courant injecté. Dans le cas d'un milieu à trois dimensions infinies, la résistivité dite apparente ρ_a du sol peut être calculée en fonction de la résistance et d'un coefficient géométrique K (m).

$$\rho_a = K \times R \quad \text{Équation 8}$$

Avec

$$K = 2\pi \left(\frac{1}{\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN}} \right) \quad \text{Équation 9}$$

La résistivité électrique mesurée est appelée apparente, car elle intègre la résistivité sur un volume de sol prospecté. Le volume de sol prospecté est fonction de l'écartement entre les électrodes et du dispositif de mesure retenu.

Il existe un grand nombre de dispositifs de mesure, avec différents facteurs géométriques K . La Figure 6 associe les dispositifs les plus couramment utilisés avec leur facteur géométrique et leur espacement inter électrodes :

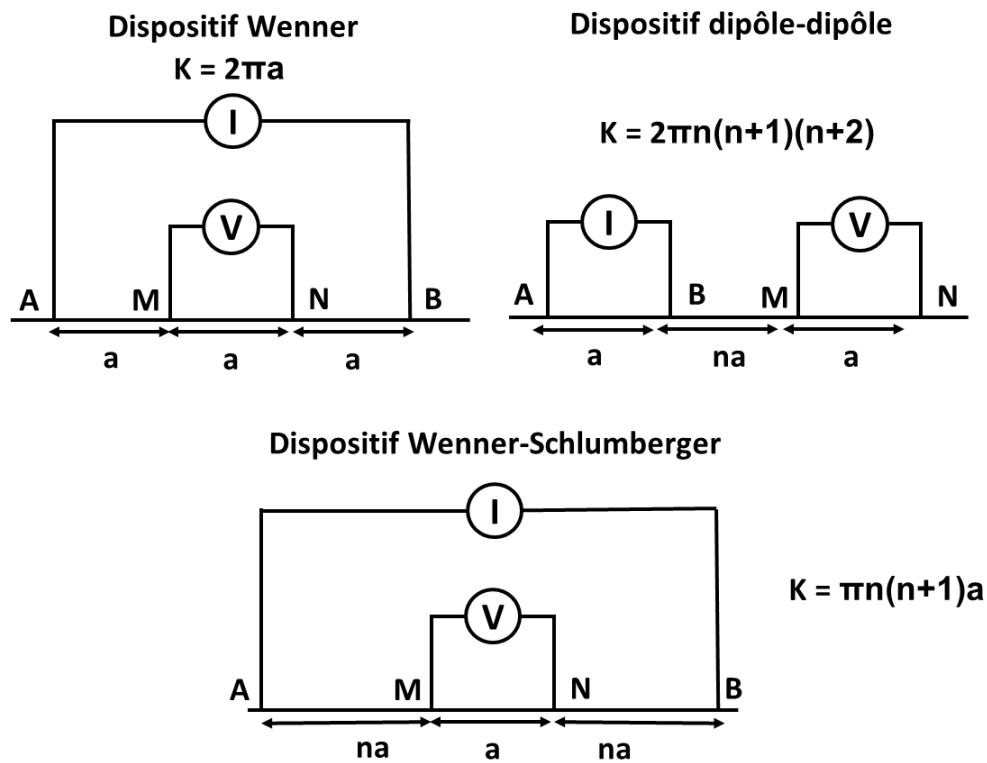


Figure 6 : Dispositifs ERT usuels associés à leur coefficient géométrique

Le choix du dispositif dépend de la structure à décrire (T Dahlin & Zhou, 2004). Chaque dispositif a des caractéristiques spécifiques de profondeur d'investigation ou encore de sensibilité aux variations verticales et horizontales de distribution de la résistivité électrique. Par exemple, le dispositif dipôle-dipôle est très sensible aux variations horizontales de la résistivité et idéal pour détecter des structures verticales, contrairement au dispositif Wenner adapté aux structures horizontales (Furman, Ferre, & Warrick, 2003).

Il existe de nombreux exemples de l'utilisation de la résistivité électrique pour le suivi de la biodégradation d'un milieu, la plupart traitant de la biodégradation d'un hydrocarbure dans un milieu poreux (voir 6), mais peu appliqués plus particulièrement aux déchets. Il ressort de la littérature sur les méthodes géophysiques appliquées aux milieux en biodégradation que des mesures sont réalisées à différentes échelles. Les méthodes géophysiques sont mises en place à l'échelle du laboratoire et dans des conditions contrôlées afin de comprendre l'évolution des signaux au cours de la biodégradation et, à l'échelle du terrain, afin de caractériser la biodégradation du milieu par le suivi géophysique. Afin d'identifier les potentiels et limites des méthodes choisies, nous présenterons des exemples de suivi géophysique à l'échelle du laboratoire, puis à l'échelle du terrain.

7.1.2. Impact de la biodégradation sur la résistivité électrique à l'échelle du laboratoire

Les seules études identifiées en laboratoire sur le suivi de la résistivité électrique pour étudier la biodégradation des déchets ont été réalisées par Moreau et al.(2012) et Ling et al.(2013). Dans la première étude, Moreau et al.(2012) ont réalisé le suivi dans le temps de la résistivité électrique d'une colonne expérimentale contenant des déchets en biodégradation dans des conditions contrôlées (température et compaction fixe). Ils ont placé 1 kg de déchets reconstitués, en respectant la composition du déchet de type MODECOM (ADEME, 2010a), dans une colonne de 2,92 l de volume. Des boues de station d'épuration ont été utilisées comme inoculum. Moreau et al.(2012) ont mesuré sur cette colonne l'évolution dans le temps de la résistivité électrique, la teneur en eau et la production de biogaz (Figure 7). Dans un premier temps, on voit que la résistivité électrique évolue avec les variations de la teneur en eau dans la colonne. À partir du 26 juillet 2011 et jusqu'à la fin de l'expérimentation, la teneur en eau est constante dans la colonne. Les paramètres de température, de compaction et de teneur en eau étant fixe, ils n'influenceront pas la mesure de la résistivité.

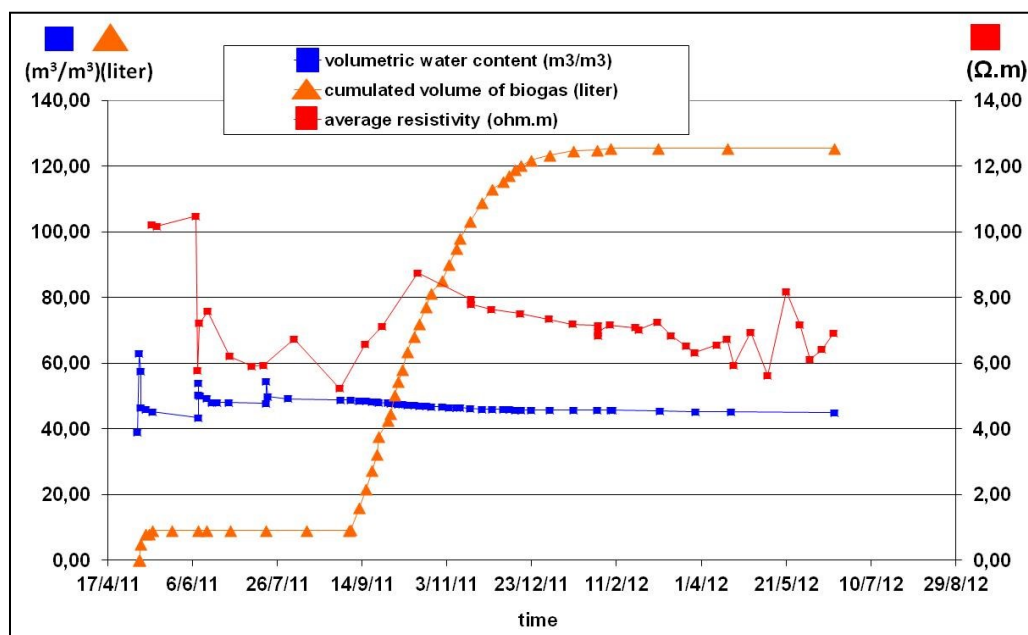


Figure 7 : Suivi de la résistivité électrique, de la teneur en eau, et de la production de biogaz au cours du temps (S. Moreau et al., 2012)

A partir de septembre 2011, on peut constater une augmentation de la résistivité associée à la production de biogaz dans la colonne. Cette augmentation peut être due à l'apparition d'une phase gazeuse qui vient remplacer la phase liquide dans la porosité du déchet et augmente ainsi la

résistivité électrique de la colonne. On observe ensuite, à partir de novembre 2011, une diminution progressive de la résistivité électrique, puis une stabilisation de la mesure autour de 7 $\Omega.m$ en avril 2012 à teneur en eau constante. Cette diminution de la résistivité électrique est associée à la fin de la production de biogaz dans la colonne (fin de l'étape de méthanogénèse). Ce comportement de la résistivité pourrait être une signature géophysique de l'activité microbienne dans la colonne de mesure. On aurait ici deux phases différentes, la première caractérisée par une augmentation de la résistivité électrique associée à une production de gaz, et la seconde par une diminution et une stabilisation de la résistivité électrique associée à un arrêt de l'activité microbienne. Cependant, il faut rester prudent, car le comportement observé dans la colonne est peut-être très spécifique, car fortement influencé par les conditions aux limites de la colonne.

Ling et al.(2013) qui ont effectué le suivi de la résistivité électrique d'une colonne de mesure contenant des déchets pendant deux mois pour évaluer les variations du contenu en eau (Figure 8), ont aussi observé cette diminution suivie d'une stabilisation de la résistivité électrique. Les mesures de résistivité électrique ont été rapportées à 25°C afin de s'affranchir des effets de température.

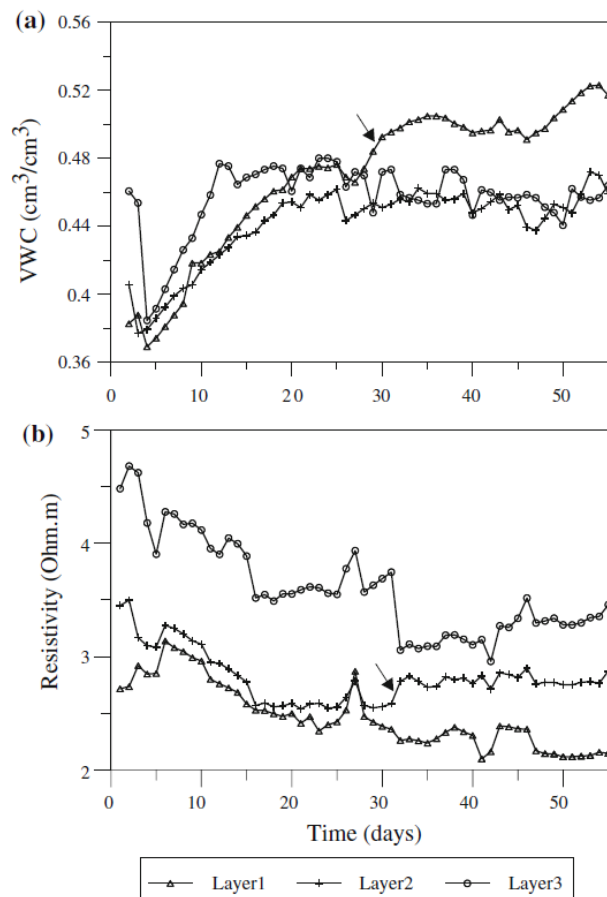


Figure 8 : Evolution de la teneur en eau (a) et de la résistivité électrique (b) dans le temps au cours de la biodégradation du déchet (Ling et al., 2013)

Il est observé sur les 60 jours de mesure une diminution de la résistivité électrique (b) associée à une augmentation de la teneur en eau (a). Durant les 30 premiers jours, en effet, la teneur en eau est passée de 0,38 à 0,46 et dans le même temps la résistivité a chuté de 1 ohm.m dans l'ensemble de la colonne. Durant le reste de l'expérimentation, la teneur en eau est restée relativement stable comme la résistivité. L'évolution du signal de résistivité semble ici, comme pour l'étude précédente, être principalement contrôlée par la teneur en eau. Cependant, la conductivité du lixiviat n'a été mesurée dans aucun des cas, ce qui pourrait aussi constituer une cause de variation du signal. La résistivité de la colonne étant directement proportionnelle à la résistivité de la solution.

La plupart des études menées pour comprendre l'impact de la biodégradation sur la résistivité électrique sont appliquées au suivi de la biodégradation d'autres milieux que celui des déchets et notamment aux hydrocarbures. Ces résultats ne sont pas directement extrapolables à la matrice déchet ; dans ces études, en effet, la matrice solide évolue peu ou pas du tout. Mais ces études restent tout de même intéressantes pour identifier les mécanismes influençant la réponse en résistivité et évaluer les applications possibles pour le suivi de la biodégradation des déchets.

Cassidy et al. (2001), par exemple, ont effectué le suivi de la conductivité électrique d'une colonne de sable contenant du diesel en biodégradation, en conditions aérobies et anaérobies. L'expérience consistait à effectuer le suivi de la conductivité électrique (Figure 9.c), de la concentration en acides organiques volatils, dont l'acide acétique (Figure 9.a), et de la population de micro-organismes responsable de la dégradation du diesel (Figure 9.b). Sur la Figure 9.b, on peut voir que la population de bactéries, exprimée en CFU (Unité Formant Colonie), augmente très fortement les 30 premiers jours de l'expérience en passant de 2 à 15 CFU x 10⁵/g sol. La population de bactéries atteint ensuite son maximum au terme des 120 jours de mesures avec une population de 19 CFU x 10⁵/g sol. En parallèle à l'augmentation des bactéries sur la Figure 9.a on peut voir une augmentation de la concentration d'acide acétique produit qui passe de 0 à 30 mg/L sur les 120 jours de l'expérimentation. La conductivité électrique mesurée quant à elle, passe de 400 à 3000 μ S/cm sur les 120 jours de mesures (Figure 9.c).

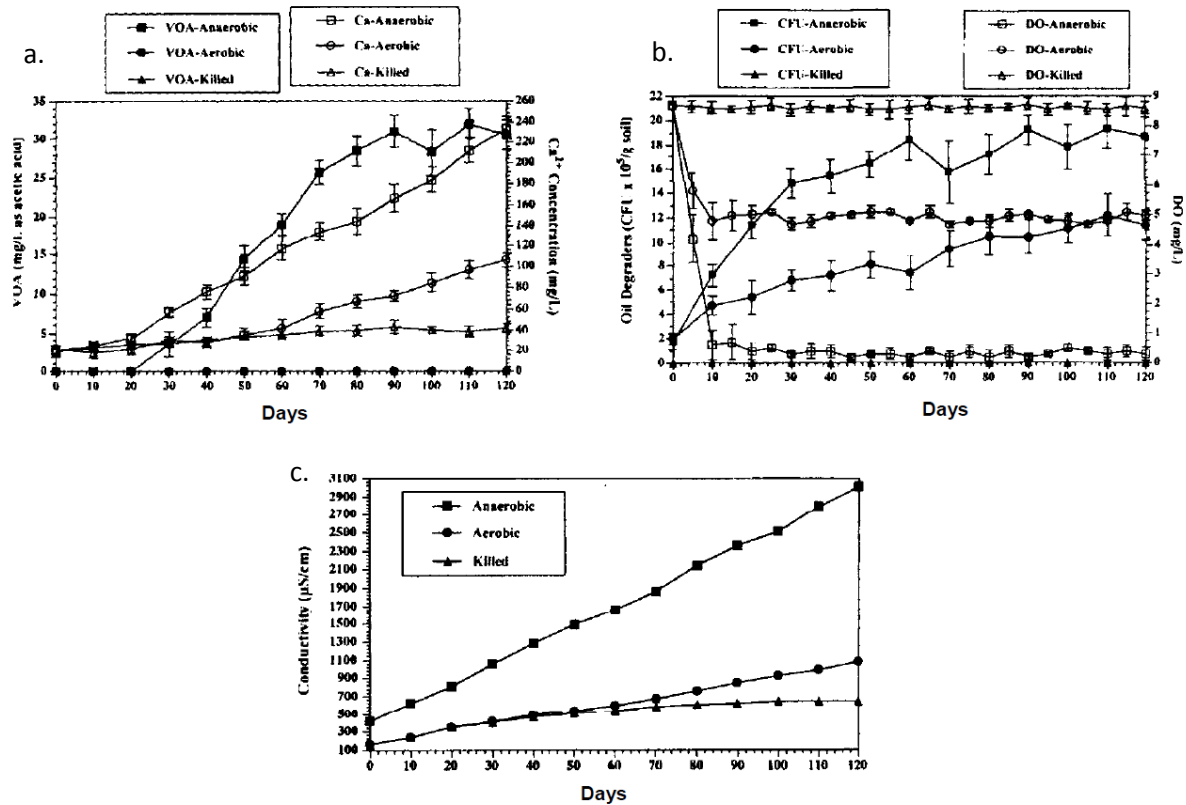


Figure 9 : Concentration de bactéries dégradant le diesel (a) des composés organiques volatils (b), et conductivité électrique (c) en fonction du temps. (Cassidy et al., 2001)

Les micro-organismes, en condition anaérobie, en dégradant l'hydrocarbure produisent des acides organiques volatils tels que l'acide acétique. La production d'acide dans le milieu va augmenter la concentration d'ions dans l'électrolyte du milieu et ainsi augmenter sa conductivité électrique.

Il est aussi possible que la production d'acide organique volatil ait permis la dissolution des minéraux du milieu, modifiant la porosité de la colonne de sable. En augmentant la porosité du milieu, le courant peut circuler plus librement diminuant ainsi sa résistivité électrique.

Cette augmentation caractéristique de la conductivité électrique d'un milieu poreux contenant un hydrocarbure en biodégradation a été observée par de nombreux auteurs (Aal et al., 2006; Abdel Aal et al., 2004; E. a. Atekwana et al., 2004; Martinho et al., 2009; L. D. Slater, Day-Lewis, Ntarlagiannis, O'Brien, & Yee, 2009; Werkema, 2003). Elle est d'autant plus intéressante que lors de l'acidogénèse, une étape de la digestion anaérobie, il y a aussi une production d'acide gras volatil qui pourrait induire un changement de conductivité électrique du milieu lors de la biodégradation des déchets. Néanmoins, l'augmentation de la conductivité électrique lors de la biodégradation des hydrocarbures est d'autant plus quantifiable que la résistivité électrique initiale d'un hydrocarbure est relativement forte (comprise entre 1000 et 4000 Ω.m) et celle d'acide gras volatil, faible. Cette augmentation sera

beaucoup plus difficile à mesurer pour des déchets, car la résistivité électrique d'un déchet est comprise entre 5 et 300 Ω .m.

Les études réalisées en laboratoire semblent montrer que la résistivité électrique est très sensible à la teneur en eau du milieu. De plus, la production de sous-produits métaboliques comme les biogaz ou l'acide acétique, durant les processus de biodégradation d'un milieu, pourrait avoir une influence sur la mesure de résistivité électrique.

7.1.3. Impact de la biodégradation sur la résistivité électrique à l'échelle du terrain

Il n'existe pas dans la littérature d'exemple du suivi de la résistivité électrique pour suivre la modification des paramètres bio-physico-chimiques au cours de la biodégradation d'un massif de déchets. De nombreux auteurs, ayant effectué un suivi de la résistivité électrique sur un casier de déchets durant plusieurs mois voire plusieurs années, indiquent dans leurs études que la mesure de la résistivité électrique a tendance à diminuer dans le temps (Beaven, Jolly, Barker, & Herbert, 2007; Desclotres et al., 2008; S. Grellier et al., 2008; Grossin-Debattista et al., 2014; Sylvain Moreau, Bouyé, Duquennoi, Barina, & Oberti, 2005). Beaven et al. (2007) par exemple ont effectué le suivi de la résistivité électrique sur un massif de déchets durant 7 mois. Sur la Figure 10 on peut voir les profils de résistivité électrique effectués de juillet 2000 à février 2001. Sur les 7 mois de mesure, la résistivité électrique a chuté en moyenne de 30 à 40 %. Cette diminution a été attribuée à l'augmentation de la teneur en eau dans le massif de déchets du fait des fortes précipitations qui ont eu lieu pendant les mesures. D'après Grossin-Debattista et al. (2014) la résistivité électrique, dans les massifs de déchets utilisés en mode bioréacteur, diminue jusqu'à atteindre un seuil qui pourrait donner une information sur la stabilité du massif. Ces résultats sont en accord avec la stabilisation de la résistivité électrique observée par Moreau et al.(2012) en laboratoire.

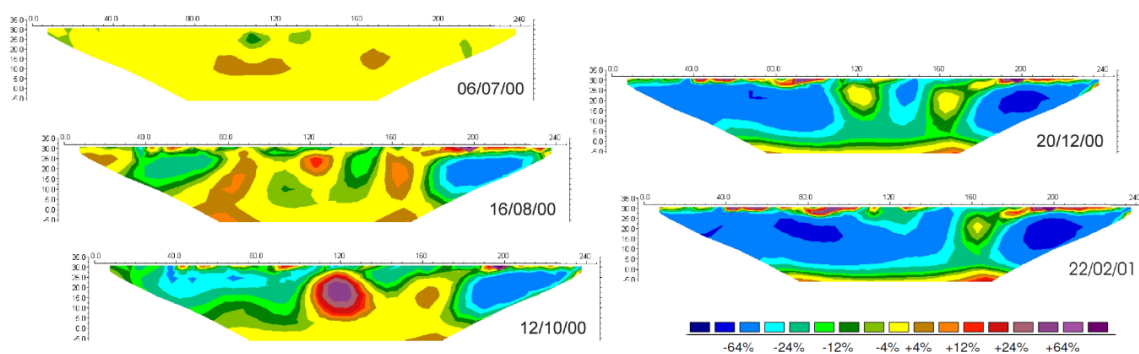


Figure 10 : Suivi time lapse de la résistivité électrique sur une ISDND. Les mesures sont exprimées en pourcentage de variation de résistivité (Beaven et al., 2007).

Sur le profil de résistivité électrique d'octobre 2000 de la Figure 10 on peut observer une zone où la résistivité a augmenté de près de 30 %. Cette augmentation est attribuée au relargage de gaz dans le massif de déchets par les pompes permettant la récupération du lixiviat. On peut alors imaginer pouvoir observer dans un massif de déchets une augmentation de résistivité électrique associée à la production de biogaz causée par la biodégradation des déchets. Comme l'avaient observé en laboratoire Moreau et al.(2012), la formation de biogaz dans les déchets pourrait modifier le contenu porale du milieu ainsi que la résistivité électrique.

Moreau et al.(2005) ont aussi observé cette stabilisation de la mesure de résistivité électrique dans le temps d'un massif de déchets.

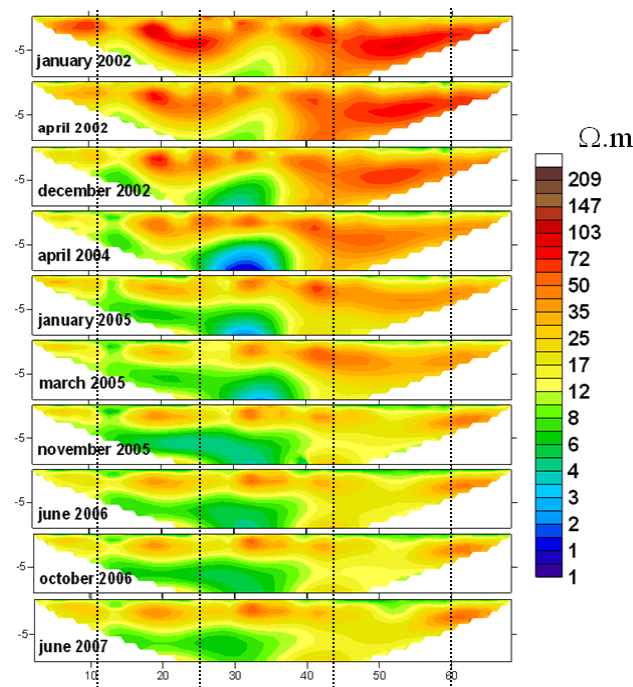


Figure 11 : Evolution dans le temps des profils de résistivité électrique du massif de déchets de Dijon (Sylvain Moreau et al., 2005).

Ils ont suivi l'évolution des profils de résistivité électrique sur un massif de déchets situé près de Dijon, de 2002 à 2007, durant des opérations de recirculation de lixiviats. Ces profils sont présentés sur la Figure 11. En 2002 on peut voir des zones de fortes résistivités électriques, supérieures à 100 $\Omega.m$, qui diminuent progressivement avec le temps pour atteindre une plage de mesures située entre 20 et 60 $\Omega.m$. On voit aussi apparaître une zone de plus faible résistivité électrique, inférieure à 10 $\Omega.m$, située à 30 m du début du profil et à 5 m de profondeur. Cette zone, pour x compris entre 0 et 30 m, est celle où la réinjection de lixiviat a été la plus importante et se retrouve donc être la plus humide et la plus faible en résistivité électrique.

Ils sont allés plus loin en comparant la moyenne des sections de distribution de résistivité électrique avec les volumes cumulés de lixiviat réinjecté sur cette zone (Figure 12).

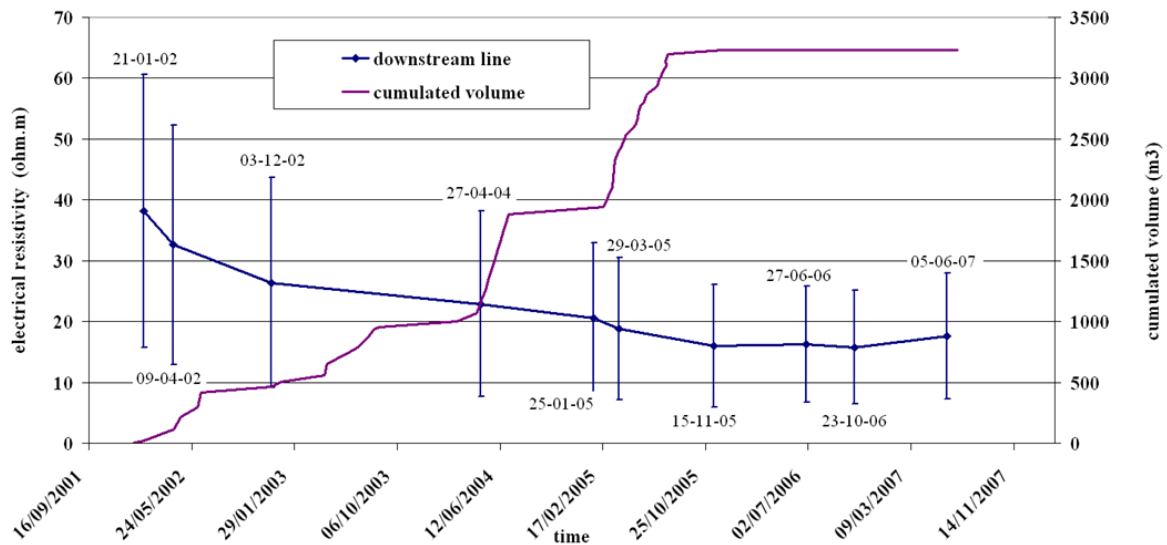


Figure 12 : Evolution de la résistivité électrique moyenne dans le massif de déchets associée au volume de lixiviat réinjecté cumulé (Sylvain Moreau et al., 2005).

Sur la Figure 12, on voit que la résistivité électrique moyenne calculée pour chaque pas de temps de la Figure 11, est représentée avec leur écart type. Les résistivités électriques moyennes, pour les premières réinjections de lixiviat, diminuent fortement en passant de 38 à 26 $\Omega.m$ pour 500 m³ injectés. On observe ensuite des diminutions de résistivité beaucoup plus faibles pour des injections plus importantes. On passe de 23 à 19 $\Omega.m$ pour 1000 m³ de lixiviat injecté. Ces informations nous indiquent que la résistivité électrique du massif de déchets a tendance à se stabiliser dans le temps. De plus, si on regarde les écarts types associés aux moyennes des résistivités électriques, on peut voir qu'ils diminuent avec le temps en passant de 20 à 8 $\Omega.m$ de 2002 à 2007. Ce qui veut dire que les résistivités électriques sur le massif de déchets sont au départ hétérogènes et ont tendance à s'homogénéiser avec le temps. Le suivi de la résistivité électrique dans le temps semble converger et s'homogénéiser au cours de la biodégradation du massif de déchets. Cependant, les mesures n'ont jamais été comparées à des indicateurs de la biodégradation comme le suivi de la production de biogaz et de lixiviat qui permettent d'obtenir une information globale sur l'avancée de la biodégradation du massif de déchets. L'origine de cette stabilisation de la mesure n'a donc jamais été associée à un état de biodégradation.

Il ressort de l'ensemble des études traitées ici que la résistivité électrique semble principalement influencée par la teneur en eau. Il apparaît que la production de sous-produits métaboliques comme

les acides gras volatils ou le biogaz par les micro-organismes pourrait induire une variation de mesure au cours de la biodégradation du déchet. Cependant, la résistivité d'un déchet, et particulièrement dans le cas d'un casier de déchets géré en mode bioréacteur, est faible (1 – 30 ohm.m) ce qui pourrait rendre la production d'acide gras volatil difficile à détecter.

Le suivi à long terme de la résistivité électrique sur une ISDND semble converger dans le temps vers une stabilisation de la mesure qu'il faudrait comparer à des marqueurs de la biodégradation comme la production de biogaz et de lixiviat afin d'en comprendre la signification. L'ensemble des études, que ce soit à l'échelle du laboratoire ou du casier de déchets, montre que seul un suivi de la mesure au cours du temps permettra d'enregistrer les variations des paramètres bio-physico-chimiques au cours de la biodégradation d'un massif de déchets. Le suivi de résistivité devra donc être réalisé sur le long terme, sur plusieurs années, afin d'enregistrer les variations de la mesure durant l'ensemble du processus de biodégradation. La méthode est facile à mettre en œuvre sur un casier de déchets et semble donc pertinente pour suivre l'évolution de sa biodégradation

7.2. Le potentiel spontané (PS)

7.2.1. Principe de mesure

Le potentiel spontané est la mesure passive de la distribution du potentiel électrique à la surface du sol sans injection de courant. L'origine de ce potentiel électrique naturel est expliquée par trois phénomènes.

Le premier phénomène est associé à l'écoulement des eaux souterraines. Les ions, présents dans l'électrolyte d'une roche, transportés par l'écoulement de ces eaux, vont créer une source de courant d'origine électrocinétique appelée électrofiltration (Aubert, 2003; Fournier, 1989; Rizzo, Suski, Revil, Straface, & Troisi, 2004).

Les deux autres phénomènes sont dus à l'existence de gradients de potentiel chimique des porteurs de charges. Comme dans le cas de la conductivité électrique les porteurs de charges peuvent être de nature ionique ou électronique. Un gradient de concentration d'ions, dans le cas où les porteurs de charges sont ioniques, crée une source naturelle de courant. On parle de phénomène électro-diffusif (Jouniaux, Mainault, Naudet, Pessel, & Sailhac, 2009; Véronique Naudet, 2004). Les potentiels d'origine électro-diffusif sont relativement faibles dans la mesure PS.

Le dernier phénomène, faisant intervenir des porteurs de charges d'origine électronique, intervient lors de réactions d'oxydo-réductions. Des électrons sont mis en mouvement par un conducteur entre une zone oxydée et une zone réduite et créent ainsi un courant électrique. On parle alors de

phénomène électro-redox La mesure PS a longtemps été utilisée pour localiser des gisements de minéral. Le filon de minéral assurant le rôle du conducteur créant le pont électronique entre la zone oxydée et réduite. Les signaux associés à ce phénomène ont une forte amplitude de l'ordre de la centaine de millivolts. Véronique Naudet (2004) dans sa thèse explique que l'activité microbienne, par exemple les bactéries responsables de la biodégradation du déchet, par la formation de biofilm semble jouer le rôle de conducteur électronique (Figure 13).

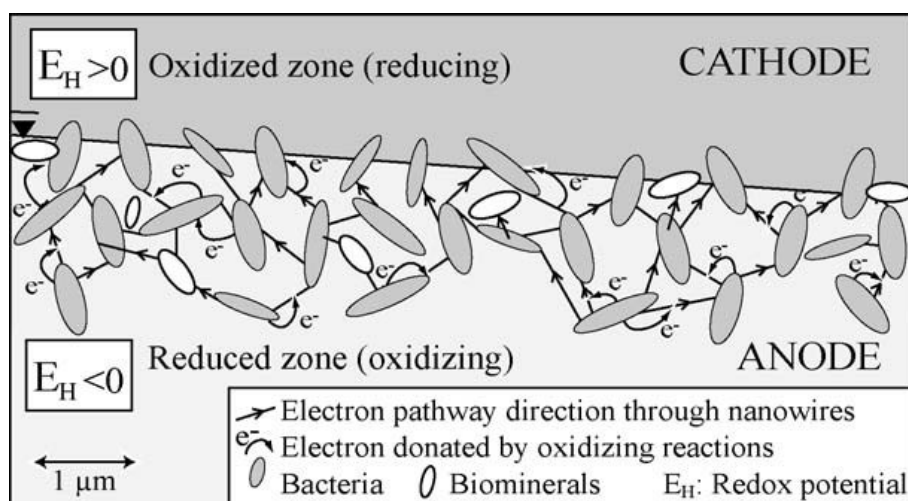


Figure 13 : Effet électro-redox impliqué dans la formation d'un biofilm bactérien (Véronique Naudet, 2004).

De plus Ntarlagiannis et al. (2007), Reguera et al. (2005) et Revil et al. (2010) ont montré que certaines bactéries se développent à l'aide de nano-fils. Sur la Figure 14.b on peut voir l'organisation en réseau de ces bactéries à partir de ces nano-fils. Le schéma de la Figure 14.a montre que le rôle principal de ces nano-fils est de transférer des électrons d'une zone électro donneuse à une zone électro receveuse. En jouant le rôle de pont électronique, les bactéries créent dans leur milieu des potentiels électriques mesurables par PS. L'ordre de grandeur du signal serait là encore de plusieurs centaines de millivolts.

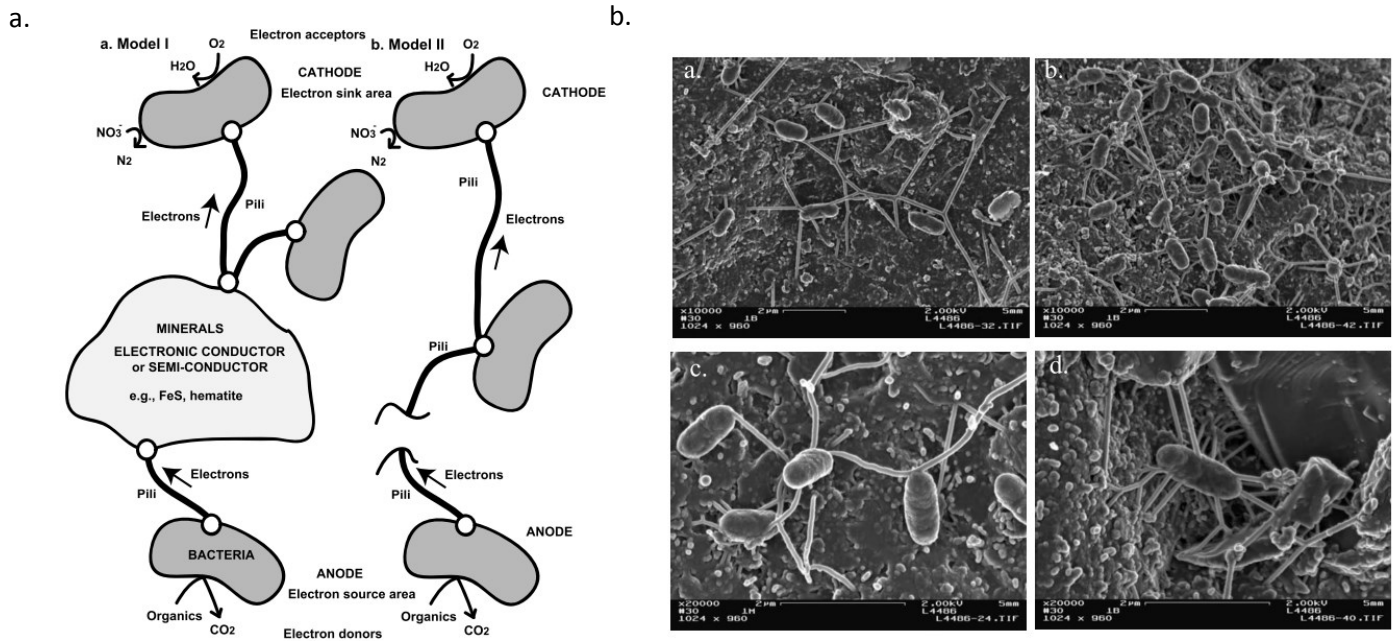


Figure 14 : Images au microscope électronique de bactéries connectées entre elles par des nano-fils (b) et schéma explicatif des échanges d'électrons dans le milieu bactérien (a). Revil et al. (2010) modifié de Ntarlagiannis et al. (2007)

La mesure du signal PS consiste à mesurer la différence de potentiel entre deux électrodes passives. Une des électrodes reste fixe et sert d'électrode de base ou de référence pour l'ensemble de la prospection. La deuxième électrode est mobile et permet de mesurer le signal PS à différentes positions (Figure 15).

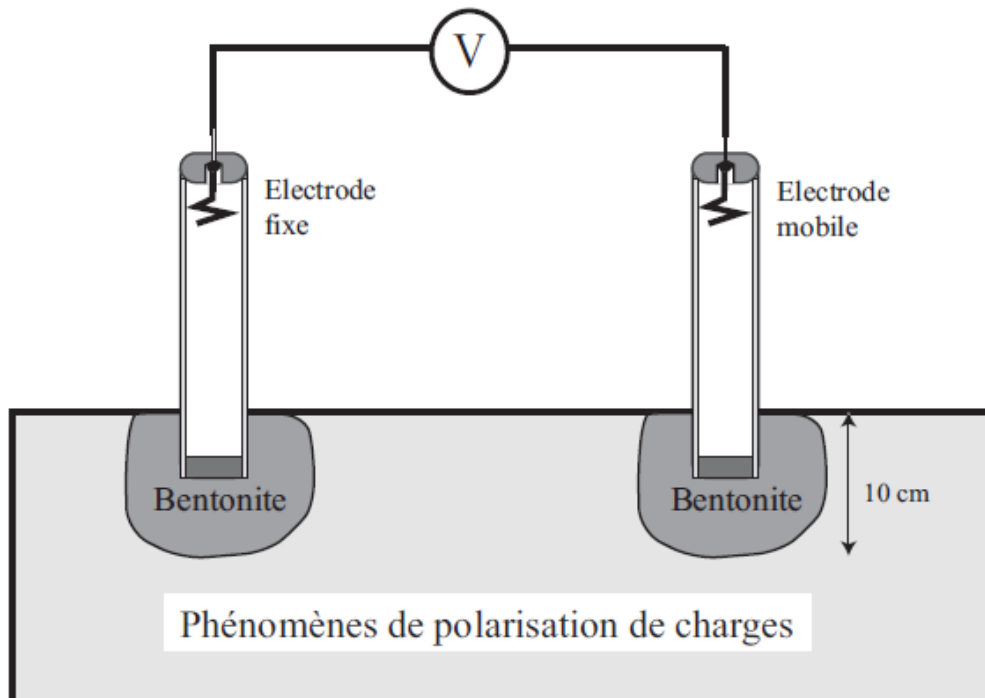


Figure 15 : Principe de la mesure PS (Véronique Naudet, 2004).

L'intensité des signaux mesurés varie de quelques millivolts à quelques volts. Pour cette raison le rapport signal/bruit de la méthode est très faible. Il est alors nécessaire d'utiliser des électrodes non polarisables. Ces électrodes sont constituées d'un fil de métal baignant dans une solution saline contenant l'ion métallique correspondant. Le contact avec le sol ne s'effectue plus directement avec l'électrode, mais par l'intermédiaire d'un électrolyte via un milieu poreux tel que du bois ou de la céramique. Les électrodes non polarisables permettent de réduire le contraste de résistivité entre le métal d'une électrode classique et le sol, et d'éviter une accumulation de charges à la surface de cette électrode. La réduction du contraste de résistivité se traduit par la réduction du phénomène de polarisation associé. En général, des électrodes de type Petiau sont utilisées (Petiau, 2000). Ces électrodes ont l'avantage de réduire les phénomènes de polarisation d'électrodes à des valeurs inférieures à 0,2 mV. Elles sont de plus très stables, puisque leur dérive dans le temps est estimée à 0,2 mV/mois (Clerc, Petiau, & Perrier, 1998).

La mesure de la différence de potentiel est classiquement effectuée avec un voltmètre. Pour que celui-ci influence le moins possible la mesure du potentiel, il est nécessaire que son impédance d'entrée soit très grande devant la résistance du sol. La résistance d'un sol pouvant atteindre plusieurs milliers d'ohms, la résistance interne du voltmètre doit être au moins de plusieurs dizaines de millions d'ohms. Pour effectuer un suivi PS, il faut donc utiliser un voltmètre à haute impédance d'entrée.

Naudet et al.(2003) suite à une cartographie PS du site de la décharge municipale d'Entressen, suggèrent un lien fort entre potentiel redox et potentiel spontané. Le potentiel redox évoluant au cours de la biodégradation. Le PS pourrait être utilisé pour le suivi des paramètres bio-physico-chimiques d'un massif de déchets durant sa biodégradation.

Dans une seconde étude, Naudet et al.(2012) semblent montrer que les anomalies du potentiel spontané sont principalement contrôlées par la biodégradation des déchets, avec des valeurs plus faibles pour des casiers de déchets plus matures (-15 mV) et des valeurs positives dans les casiers plus jeunes (5 mV). Le principal problème des expérimentations est qu'elles ont été réalisées sur des casiers différents.

De la même façon que pour la méthode de résistivité électrique on peut dissocier les travaux réalisés à l'échelle du laboratoire et à l'échelle du terrain.

7.2.2. Impact de la biodégradation sur le potentiel spontané à l'échelle du laboratoire

Il n'existe pas dans la littérature d'étude traitant de la mesure de PS en laboratoire sur des déchets. Cependant, de nombreux articles sont consacrés à l'impact de l'activité bactérienne sur le signal PS. Naudet et Revil (2005) par exemple ont étudié l'influence du développement bactérien sur les signaux PS dans une cuve en plexiglas remplie de sable saturé d'eau. Dans une partie de la cuve (Figure 16.a) des sédiments ont été ajoutés contenant naturellement une population de bactéries sulfato-réductrices. Ces bactéries ont été mélangées avec des éléments nutritifs dans le but d'accélérer la croissance bactérienne.

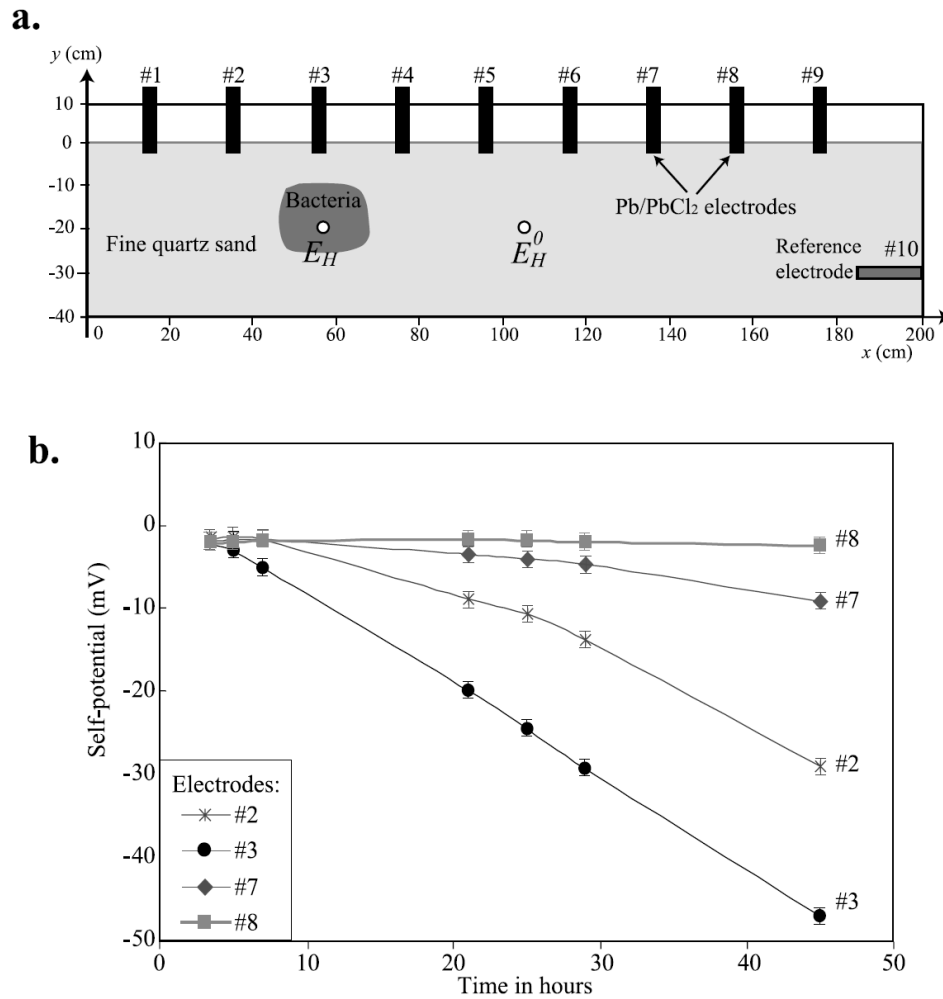


Figure 16 : Schéma du dispositif expérimental constitué de 9 électrodes de mesure (a.) et le suivi dans le temps de la réponse PS pour 4 de ces électrodes (b.). (V. Naudet & Revil, 2005)

Neufs électrodes de mesures non polarisables placées le long du dispositif ont permis de réaliser le suivi de la mesure PS dans le temps. Sur la Figure 16.b on peut voir le suivi sur les 50 premières heures de l'expérimentation du signal PS pour les électrodes 2, 3, 7 et 8. Les électrodes 2 et 3 sont situées juste au-dessus de la zone contenant des bactéries et les 7 et 8 sont placées à l'extrémité du dispositif loin de la zone en biodégradation. Après 45 heures de mesure, les électrodes 2 et 3 ont respectivement enregistré un signal de -30 mV et -45 mV, contrairement aux électrodes 7 et 8 qui ont mesuré des valeurs proches de 0.

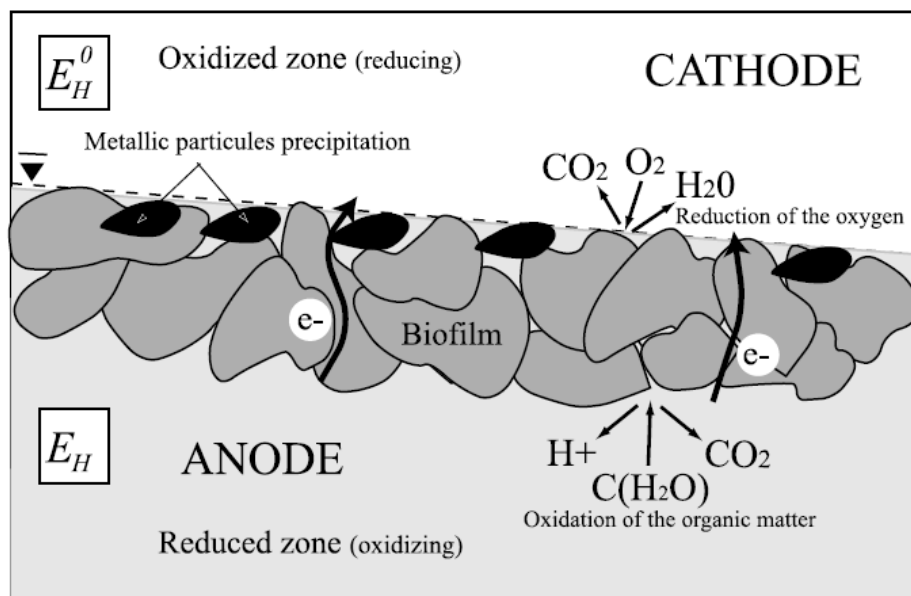


Figure 17 : Effet électro-redox impliqué dans la formation d'un biofilm bactérien (V. Naudet & Revil, 2005)

Naudet et Revil (2005) expliquent que le potentiel électrique ainsi observé est dû à la prolifération des bactéries en biofilm qui, comme on peut le voir sur la Figure 17, crée un pont électronique entre zone réduite et une zone oxydée. Dans ce modèle les bactéries biodégradent le sédiment en créant un gradient d'oxydo-réduction dans le milieu, ce qui induit des transferts d'électrons mesurables par la méthode PS. On peut donc supposer que la prolifération des bactéries dans les déchets devrait donc induire un signal électrique mesurable par PS.

Singh (2014) a réalisé des mesures de PS sur un milieu similaire à celui des déchets en biodégradation. Il a enregistré le potentiel spontané associé à l'activité bactérienne dans une colonne de Winogradsky. La colonne de Winogradsky est un mini-écosystème basé sur le cycle du soufre qui permet de mettre en évidence l'activité microbienne du sol dans une colonne enrichie en matières organiques. Dans cette colonne sont présentes des bactéries anaérobies qui vont permettre de transformer la matière organique en méthane de manière similaire à la biodégradation des déchets.

Des électrodes non polarisables placées sur cette colonne vont permettre d'enregistrer la signature électrique de l'activité microbienne dans le temps. Sur la Figure 18 est présenté le signal électrique dans la colonne associé à la production de gaz biogénique sur 300 jours de mesures.

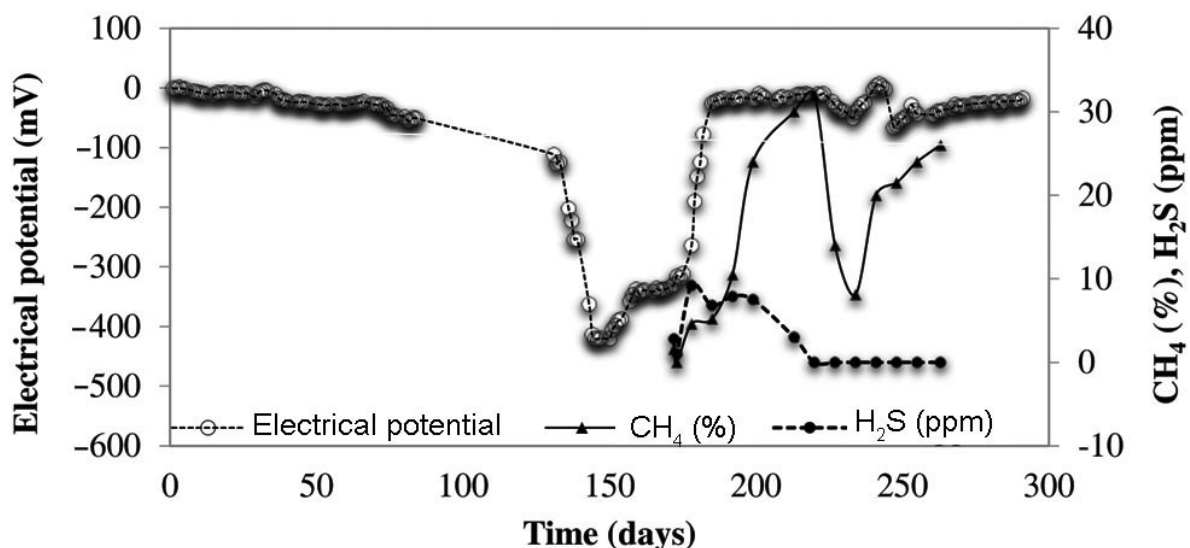


Figure 18 : Mesure du potentiel spontané associée à la production de gaz dans une colonne de Winogradsky (Singh, 2014)

A partir du jour 130 on peut voir une forte chute du potentiel électrique jusqu'à - 425 mV. L'auteur indique aussi la présence de bactéries sulfato-réductrices, ce qui confirme que la biodégradation a commencé dans la colonne. On a une première phase caractérisée par une chute brusque du potentiel associée à l'activité d'une forte population de bactéries sulfato-réductrices (> 11 000 MPN/ml). La production de méthane n'ayant pas encore commencé, on se situe dans une phase de biodégradation précédant la méthanogénèse. À partir de 172 jours, et dès que la colonne commence à produire du méthane, le signal électrique redevient nul. Les forts pourcentages de dioxyde de carbone et de méthane dans le gaz biogénique produit suggèrent que la biodégradation dans la colonne est dominée par un cycle de méthanogénèse acétoclaste, ce qui est aussi le cas dans la digestion anaérobie de déchets. Cette étude laisse penser que le signal PS du milieu diminuerait avant le début de la production de méthane, ce qui pourrait être corrélé à la chute du potentiel redox durant l'acétogénèse, la phase précédant la méthanogénèse, ainsi que la dépendance du signal PS au potentiel redox observée par Naudet et al.(2003).

Les études sur des milieux en biodégradation à l'échelle du laboratoire tendent à montrer que la mesure du PS pourrait être dépendante du potentiel redox du milieu. On sait qu'au cours de la digestion anaérobie, notamment à partir de l'acétogénèse, le milieu se réduit et que le potentiel redox devient négatif. Le suivi du PS sur une ISDND pourrait donc évoluer au cours de la biodégradation d'un casier de déchets.

7.2.3. Impact de la biodégradation sur le potentiel spontané à l'échelle du terrain

Contrairement aux mesures effectuées en laboratoire, on trouve des études traitant de l'utilisation du potentiel spontané sur des massifs de déchets. Naudet et al.(2003) par exemple, ont utilisé la méthode PS pour délimiter un front d'oxydo-réduction dans un panache de contamination engendré par la fuite de lixiviat d'un massif de déchets dans le sol.

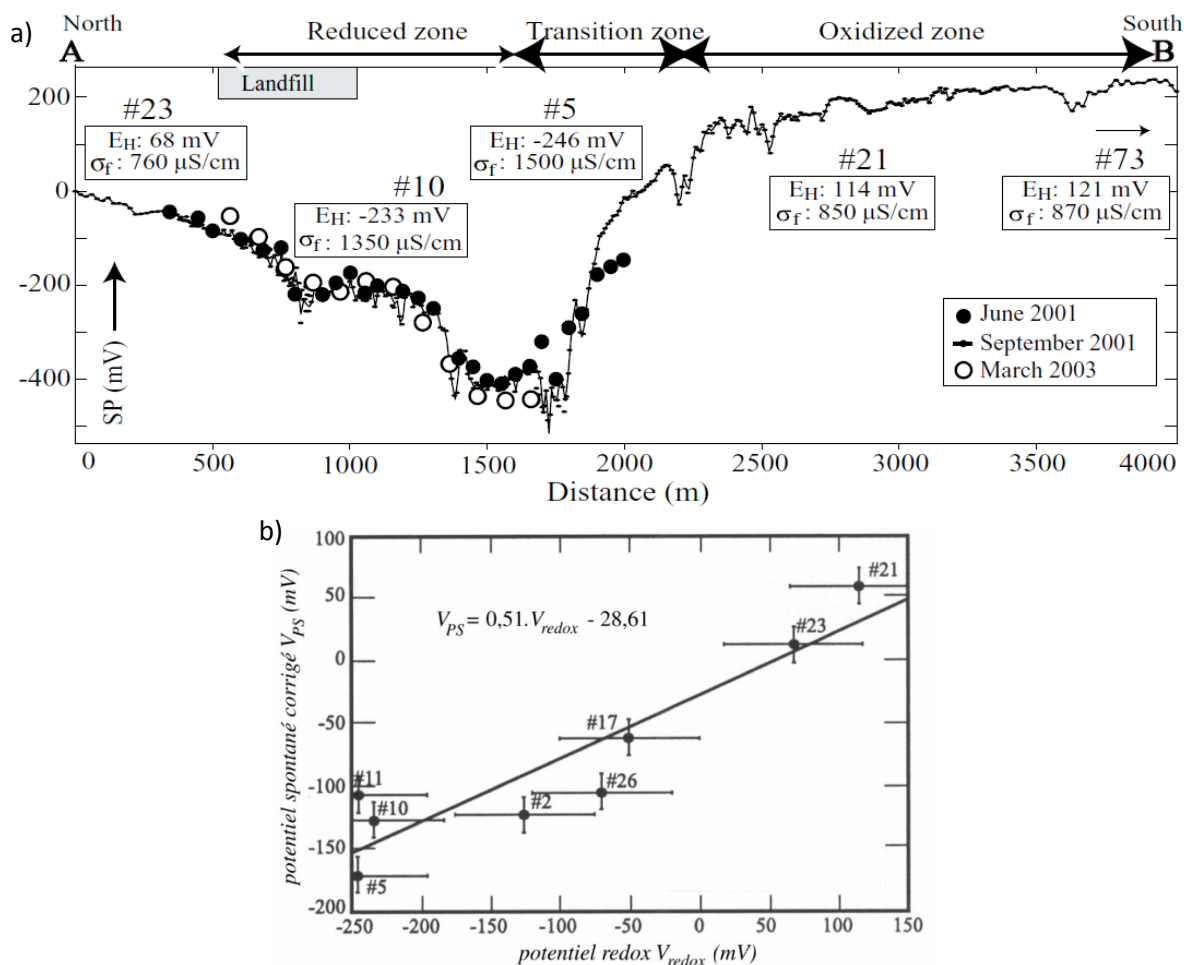


Figure 19 : Profil de potentiel spontané le long du panache de contamination engendré par la fuite de lixiviat sur le massif de déchets d'Entressen a), et un graphe des mesures de PS associées au potentiel redox b) (V. Naudet et al., 2003).

Sur la Figure 19.a on peut voir un profil de potentiel spontané réalisé le long du panache de pollution engendré par la fuite de lixiviat du massif de déchets d'Entressen. Le profil met en avant une zone réduite avec des potentiels négatifs compris entre 0 et -400 mV, et une zone oxydée avec des potentiels positifs compris entre 0 et 200 mV. Si on s'intéresse aux mesures enregistrées dans le massif de déchets, le potentiel électrique mesuré varie de -100 à -200 mV. On peut aussi voir que le

signal est stable dans le temps puisque de 2001 à 2003 les variations sur la mesure sont presque nulles.

Des mesures du potentiel redox ont été réalisées en différents points du profil PS. Sur la Figure 19.b on peut voir les mesures PS en fonction du potentiel redox associées réalisées le long du profil PS. Le graphique met en avant une relation linéaire entre le potentiel redox et le PS sur des plages de variation très proches, de -200 à 100 mV pour le PS et de -250 à 150 pour le potentiel redox, mettant en évidence une influence très forte du potentiel redox sur la mesure PS dans un casier de déchets.

Sur une seconde étude réalisée par Naudet et al.(2012), des mesures PS ont été réalisées sur plusieurs casiers de déchets plus ou moins anciens. Sur la Figure 20 est présenté un profil de PS qui recoupe deux casiers de déchets, les casiers 8 et 9. Le casier 9 montre des mesures PS entre 0 et 8 mV, contrairement au casier 8, plus mature, qui présente des mesures PS comprises entre -2 et -20 mV. L'hypothèse des auteurs est que la diminution du potentiel redox engendrée par la biodégradation de la matière organique pourrait être responsable de la différence de signal mesurée entre les deux casiers de déchets. Cependant, aucune mesure pour caractériser l'avancée de la biodégradation sur les différents casiers de déchets n'a été réalisée afin de confirmer ces conclusions.

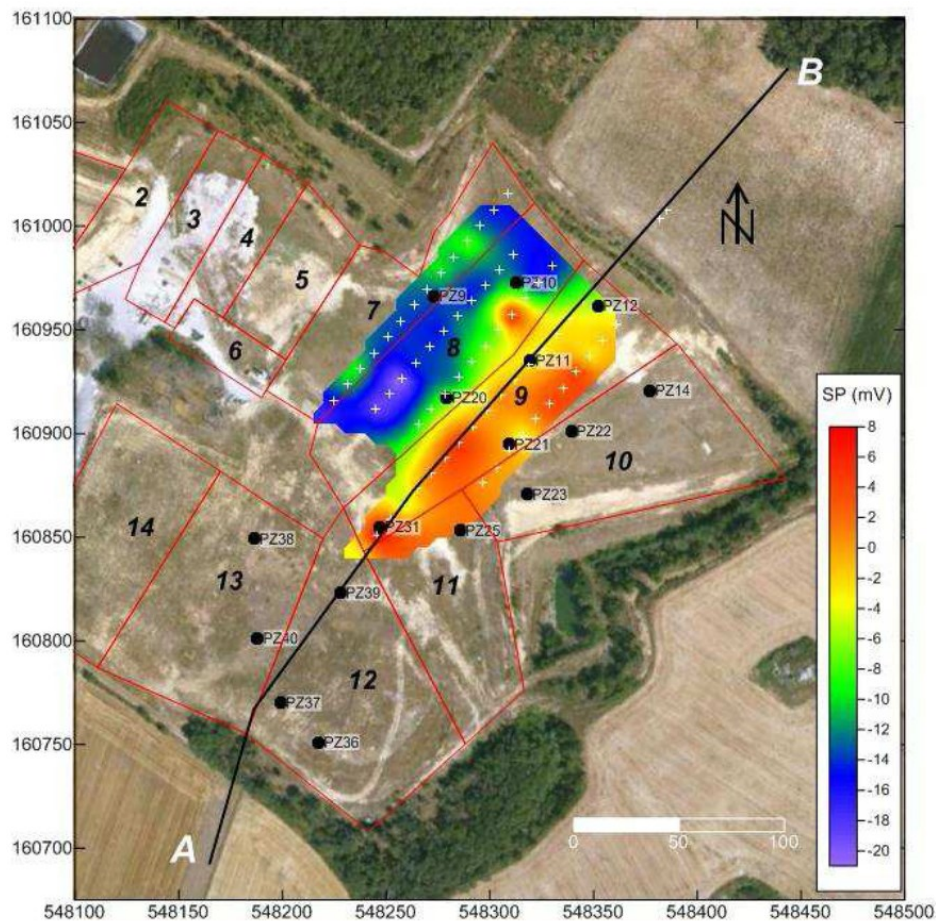


Figure 20 : Profils de PS sur plusieurs casiers de déchets. Les lignes rouges indiquent la séparation entre casier et les croix blanches la position des électrodes (Véronique Naudet et al., 2012).

Les études présentées ici montrent que le PS sur les casiers de déchets semble particulièrement dépendant de l'évolution du potentiel redox au cours de la biodégradation du milieu. On sait que durant la digestion anaérobie une chute du potentiel redox, qui va devenir négatif, est observée. Pour cette raison l'utilisation de la mesure du PS pourrait être pertinente pour le suivi de la biodégradation d'un massif de déchets. Afin de d'évaluer la pertinence de la méthode pour suivre la biodégradation d'un casier de déchets, les mesures devront être comparées à un indicateur de l'évolution de la biodégradation du milieu comme la production de lixiviat et biogaz. Cependant, la méthode n'a jamais été mise en place pour réaliser un suivi à long terme sur un casier de déchets, car elle nécessite l'utilisation d'électrodes non polarisables qui ont une durée de vie limitée et nécessitent de l'entretien. Ces électrodes doivent être mises en place dans le déchet et sont donc enterrées sous les couches d'étanchéité. L'utilisation du PS pour un suivi de la biodégradation à long terme sur un casier de déchets sera donc difficile à mettre en œuvre.

7.3. La polarisation provoquée temporelle (PPT)

7.3.1. Principe de mesure

Lorsqu' un courant traverse un sol, il peut provoquer la polarisation de certains constituants qui le composent. Il se charge alors électriquement comme un condensateur. À la coupure du courant, le milieu converge progressivement vers un état d'équilibre. Le temps nécessaire pour atteindre cet équilibre est appelé temps de relaxation. Ce phénomène de charge puis de relaxation est appelé polarisation provoquée (PP). En basses fréquences (<10kHz), trois mécanismes principaux sont responsables de la polarisation d'un sol.

7.3.1.1. La polarisation métallique ou polarisation d'électrode

Elle intervient à l'interface entre deux milieux caractérisés par deux modes de conduction différents, la conduction électronique dans une particule métallique par exemple, et la conduction électrolytique de l'eau porale. Lors de l'injection d'un courant électrique, les ions de l'électrolyte vont s'accumuler sur la surface de la particule donnant naissance à des dipôles électriques (Figure 21).

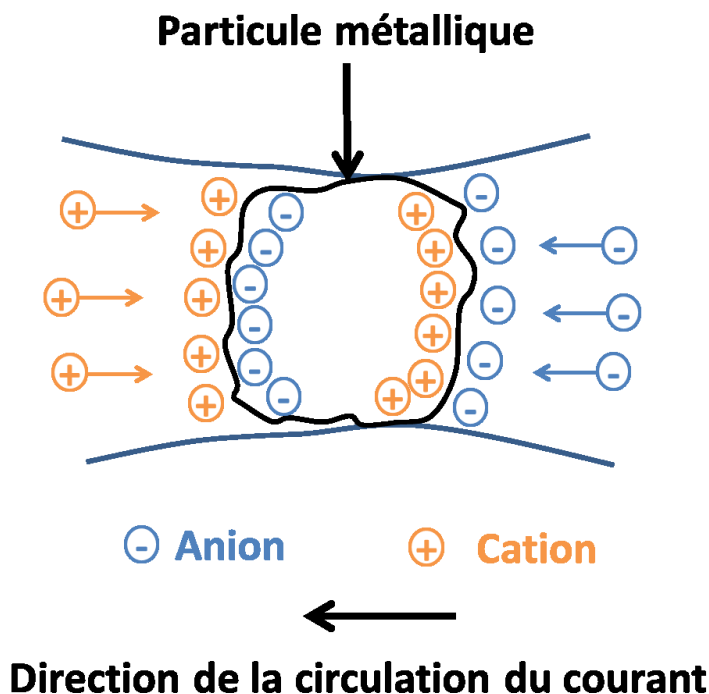


Figure 21 : Schéma de principe de la polarisation d'électrode associée à la présence d'une particule métallique

Un contre-courant sera donc observable opposé au courant injecté. Si le courant est brusquement arrêté, les ions vont retrouver leur distribution d'équilibre, créant un phénomène de relaxation du potentiel électrique mesurable à l'aide d'électrodes non polarisables. Puisque chaque pore bloqué devient polarisé, l'effet PP total dépend donc du nombre de pores. Cependant, le courant passant préférentiellement par les pores non obstrués, une très grande porosité et une forte conductivité des fluides remplissant les pores vont également tendre à réduire la réponse PP (Chouteau & Giroux, 2005). Cette polarisation est importante dans des milieux contenant beaucoup de métaux, ce qui n'est pas le cas des déchets non dangereux. Elle n'aura donc pas un rôle important dans l'intensité du signal PP.

7.3.1.2. La polarisation électrochimique

Afin d'expliquer les deux phénomènes de polarisation restants, il faut comprendre les phénomènes électrochimiques qui ont lieu à l'échelle du milieu poreux. Dans la plupart des roches l'interface solide/liquide est chargée négativement (Telford, Geldart, & Sheriff, 1990). Afin d'assurer l'électro-neutralité du milieu, les anions de surface de la phase solide sont compensés par la venue de cations. Les modèles de double couche électrique (Figure 22), permettent de décrire la distribution des charges électriques entre la surface des minéraux constituant le pore et l'électrolyte liquide.

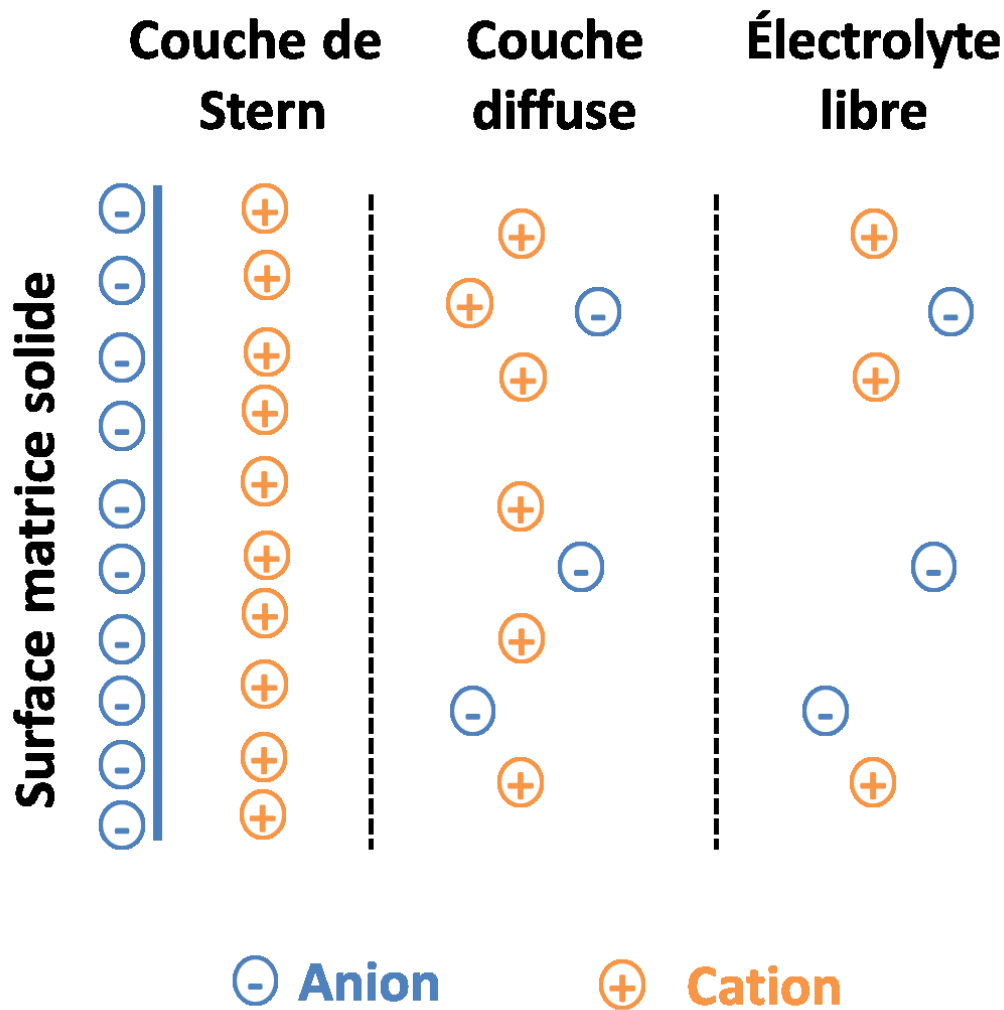


Figure 22 : Modèle de la double couche électrique à la surface d'un minéral d'après Leroy & Revil (2004)

La surface des minéraux étant chargée négativement, les cations de l'électrolyte vont être adsorbés et former une couche compacte appelée couche de Stern. Néanmoins, cette couche ne compense pas complètement l'excès de charge négative de la surface des minéraux. Pour cette raison une deuxième couche, la couche diffuse, vient compléter cet excès de charge. Elle est composée principalement de cations dont la concentration diminue de façon exponentielle jusqu'à atteindre l'équilibre de l'électro-neutralité dans l'électrolyte libre. C'est cette double couche électronique, dont le modèle est couramment accepté dans la littérature (Grahame, 1947; Leroy & Revil, 2004; a. Revil, 2012; Theodoor & Overbeek, 1990; Tournassat, Chapron, Leroy, Bizi, & Boulahya, 2009), qui va être responsable des deux autres phénomènes de polarisation.

Sous l'effet d'un champ électrique, les ions de la double couche électrique vont migrer tangentiellement à la surface des grains. La double couche électrique se déforme et la surface des minéraux se polarise. À l'arrêt du champ électrique, la double couche électrique se relaxe jusqu'à son équilibre initial (Lesmes & Morgan, 2001).

7.3.1.3. La polarisation de membrane

Lorsque les grains ou les pores d'un milieu sont proches, leurs couches diffuses se chevauchent et des nuages cationiques se forment (Figure 23). Lors de l'application d'un champ électrique, les anions et les cations ne vont pas pouvoir se déplacer à la même vitesse, car leur mobilité effective est différente (Leroy & Revil, 2004). Les ions négatifs ont tendance à être plus gros que les ions positifs et sont davantage retenus. Les cations vont migrer au travers des couches diffuses tandis que les anions vont s'y accumuler et engendrer une polarisation (Figure 23). Lorsque l'injection du courant s'arrête, les charges se redistribuent dans leur état d'équilibre premier selon un certain délai, produisant ainsi une relaxation du potentiel électrique et donc un signal PP. Ce phénomène est prépondérant dans les argiles, car leur interface pore/électrolyte est fortement chargée négativement.

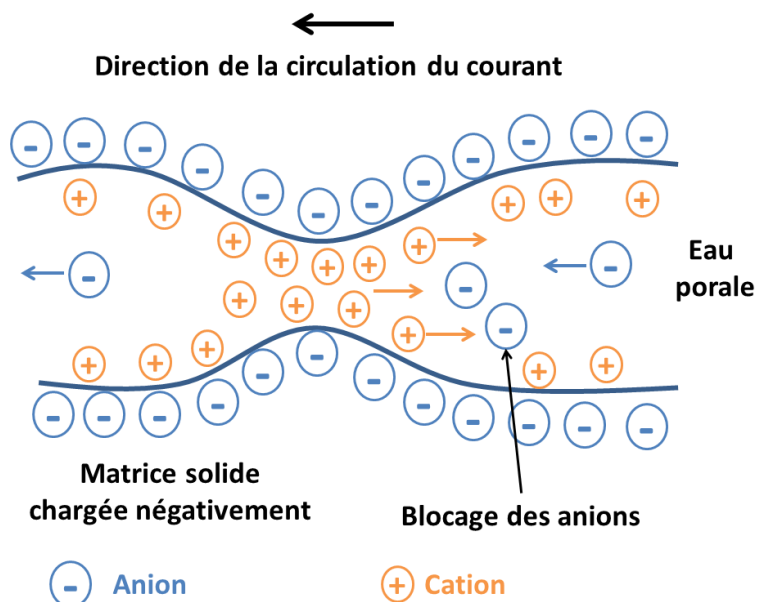


Figure 23 : Schéma du mécanisme de polarisation de membrane

Comme expliqué plus haut les polarisations de membrane et électrochimique sont directement expliquées par la présence d'une double couche électrique. Le contenu en ions de l'électrolyte faisant varier l'épaisseur de la double couche électronique, sa modification par la biodégradation des

déchets va influencer le signal PP. De plus la formation de biofilm dans les pores du média va avoir un effet similaire au piégeage des anions par les couches diffuses des pores.

Différentes études montrent que les phénomènes de polarisation provoquée sont influencés par de nombreux facteurs dont notamment :

- La teneur en eau (Titov, Kemna, Tarasov, & Vereecken, 2004)
- La porosité (Börner, Schopper, & Weller, 1996)
- La température (Zisser et al., 2010)
- La salinité de l'électrolyte (Vinegar & Waxman, 1984)

Dans le domaine temporel, la mesure de polarisation provoquée est classiquement réalisée avec les mêmes dispositifs de mesure que ceux utilisés pour la mesure de la résistivité électrique. On peut voir un exemple de ces dispositifs de mesure sur la Figure 24.a. Il est constitué d'un quadripôle de mesure, composé d'un dipôle d'injection et d'un dipôle de mesure. Lors de l'injection d'un courant en créneaux d'intensité I (Figure 24.b), le milieu se charge à la façon d'un condensateur jusqu'à une différence de potentiel V_s (V) (Figure 24.c). Le courant est ensuite brutalement coupé et le milieu revient à son état d'équilibre après un temps de relaxation. La tension est alors mesurée de manière discrète sur la durée de la relaxation pour obtenir une courbe de décroissance.

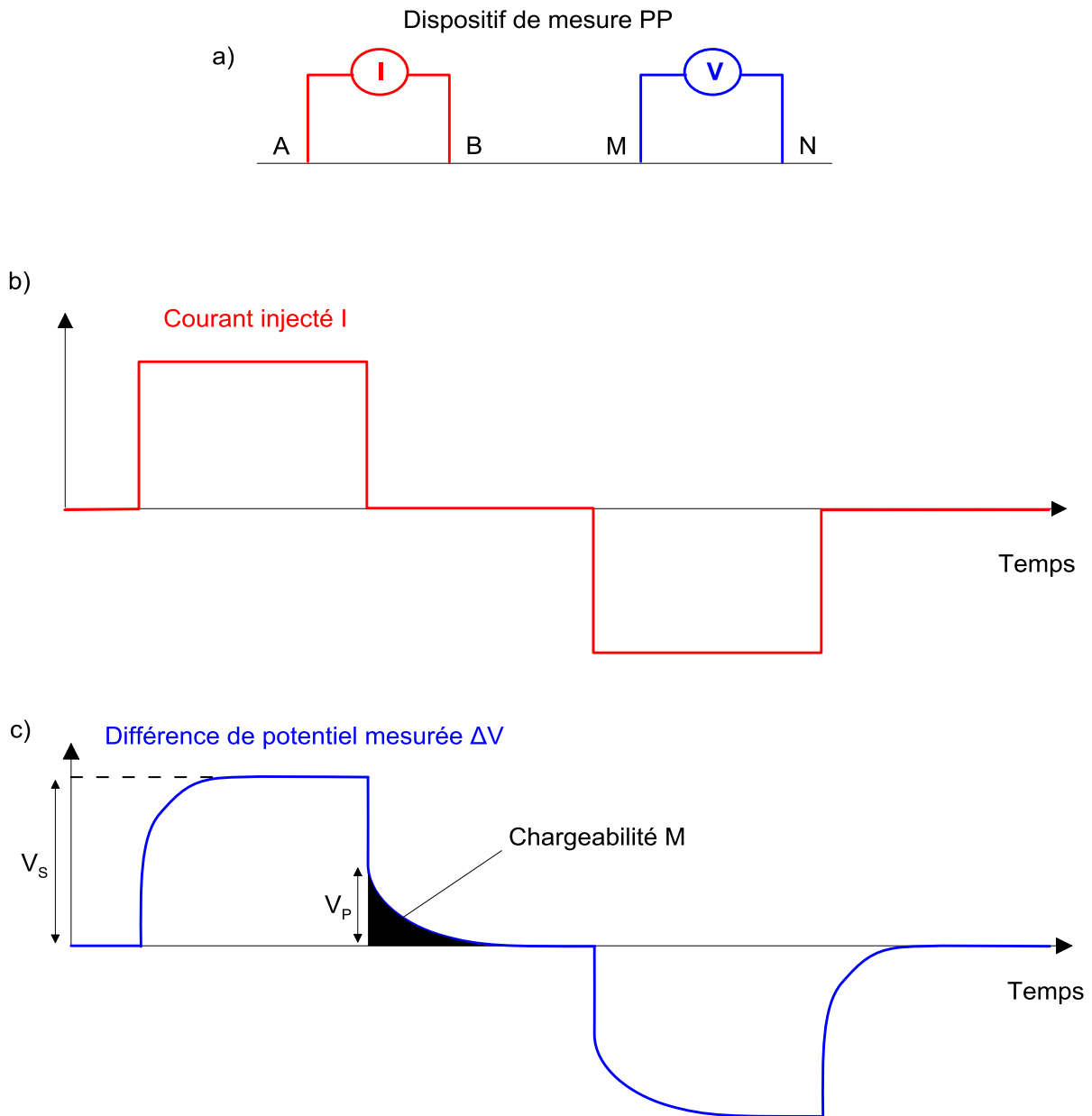


Figure 24 : Principe de mesure de la polarisation provoquée dans le domaine temporel: Exemple de dispositif de mesure (a), avec l'allure du courant injecté (b) et de la différence de potentiel mesurée (c)

En mesurant l'aire sous la courbe de décroissance pondérée par V_s , on obtient la chargeabilité M (s), qui correspond à la capacité d'un milieu à se charger électriquement suite à un passage de courant. Elle est définie par l'équation suivante :

$$M = \frac{1}{V_s} \int_a^b V_t(t) dt \quad \text{Équation 10}$$

De la même façon que pour les précédentes méthodes, on va distinguer les études réalisées en laboratoire et celles réalisées sur le terrain.

7.3.2. Impact de la biodégradation sur la polarisation provoquée à l'échelle du laboratoire

Il existe très peu d'exemples dans la littérature scientifique traitant de l'impact de la biodégradation d'un milieu sur le signal PPT et pas du tout spécifiquement sur le milieu des déchets. Les seuls articles que l'on trouve à ce sujet traitent de la biodégradation d'hydrocarbures contenus dans un milieu poreux. Martinho et al. (2009) par exemple ont étudié l'effet de la biodégradation du diesel sur les paramètres physiques d'un sol. Pour cela ils ont effectué des mesures PPT sur des colonnes contenant des échantillons de sol, du diesel ainsi qu'une population de bactéries capable de dégrader des hydrocarbures et des nutriments pour favoriser la croissance des micro-organismes. Deux colonnes ont été utilisées, sur la première des mesures ont été réalisées sur 4 mois et sur la deuxième des mesures ont été réalisées pendant 12 mois. Sur la Figure 25 on peut voir le suivi de la mesure PPT (chargeabilité) dans le temps pour les deux colonnes et pour chacune des trois profondeurs différentes. Sur la première colonne (traits en pointillé), on constate que, quelle que soit la profondeur, la chargeabilité diminue d'au moins 5 ms sur les 4 mois de mesure. Les mesures sont similaires dans la deuxième colonne (traits pleins), mais sur les 8 premiers mois de mesure. Cette diminution de la chargeabilité est mise en parallèle avec l'augmentation de la population de micro-organismes capable de dégrader le diesel. Il a été mesuré une diminution de 15% de la porosité des colonnes du fait de la formation par les micro-organismes de biofilm dans le milieu. Les micro-organismes en dégradant le diesel se développeraient en biofilm, ce qui diminuerait la porosité de la colonne de mesure, impliquant une diminution de la chargeabilité de ces mêmes colonnes.

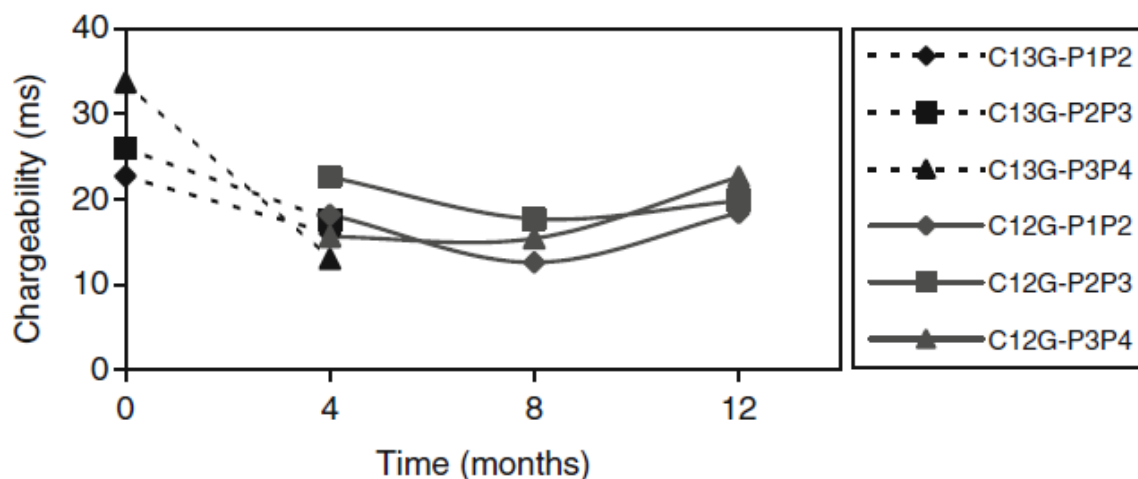


Figure 25 : Suivi dans le temps de la chargeabilité d'une colonne de mesure associée à la biodégradation d'un hydrocarbure (Martinho et al., 2009)

Sur la deuxième colonne de mesure (en traits continus), on observe une augmentation de la chargeabilité entre 8 à 12 mois. Le suivi de la mesure du pH dans la colonne a permis de déterminer une acidification de l'électrolyte du milieu engendrée par la dégradation du diesel par les micro-organismes et la production d'acide. La soudaine chute du pH a inhibé la prolifération des micro-organismes, ce qui a modifié l'organisation des micro-organismes en biofilm et abouti à une augmentation de la chargeabilité du milieu.

Cette étude montre qu'à l'échelle du laboratoire la mesure PPT, dans ce cas la chargeabilité, semble diminuer au cours de la biodégradation d'un hydrocarbure. Cependant, aucune mesure parallèle n'a été effectuée afin de déterminer l'avancée de la biodégradation de l'hydrocarbure dans le milieu. Si la méthode peut être sensible à la biodégradation de l'hydrocarbure, on ne sait pas si elle affectée de manière directe du fait de la présence des microorganismes, ou de manière indirecte du fait de l'action des microorganismes sur le milieu. De plus, l'analogie entre biodégradation du diesel et celle du déchet n'est pas prouvée, d'autant plus que dans le cas du déchet, c'est la matrice solide elle-même qui va être biodégradée. Des mesures de PPT devront être réalisées sur un déchet en biodégradation à l'échelle du laboratoire et dans des conditions contrôlées afin de comprendre l'évolution du signal au cours du temps.

7.3.3. Impact de la biodégradation sur la polarisation provoquée à l'échelle du terrain

Leroux et al. (2010) ont effectué des profils PPT sur 4 centres de stockage de déchets dans des contextes géologiques très similaires, mais avec une composition en déchets organiques plus ou moins importante. Le premier site est un centre de stockage de déchets géré en mode bioréacteur et contenant des ordures ménagères triées et broyées dont la composition exacte n'est pas connue, mais avec un contenu organique considéré comme très haut. Sur la Figure 26 on peut voir le profil PPT réalisé sur le premier site. Le profil est exprimé en chargeabilité normalisée, ce qui correspond au rapport entre la chargeabilité et la résistivité mesurée. On s'affranchit ainsi de la résistivité du milieu, ce qui rend comparables les valeurs de chargeabilité (Lesmes & Frye, 2001).

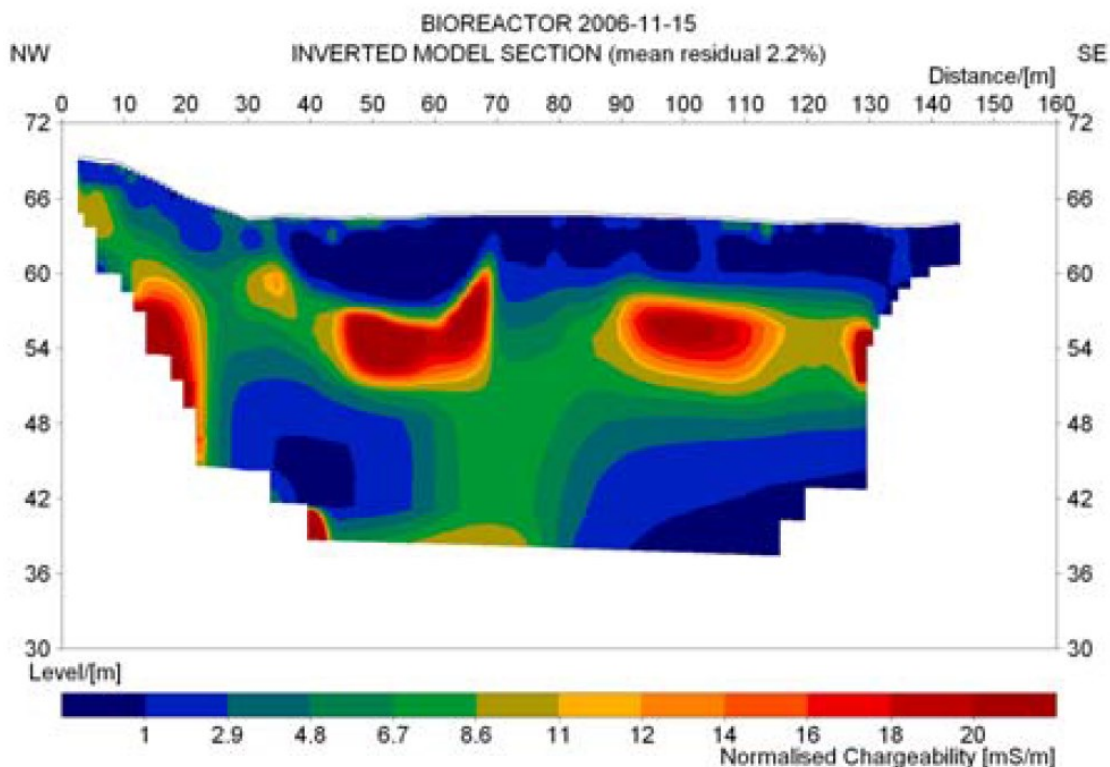


Figure 26 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets utilisé en mode bioréacteur contenant des déchets avec un contenu organique très fort (Virginie Leroux et al., 2010)

On observe deux zones de forte chargeabilité normalisée supérieure à 18 mS/m situées au centre du profil à une profondeur de 15 m. Ces zones sont localisées au niveau où les déchets sont attendus dans le centre de stockage. Une zone de même intensité que les deux autres est située à l'extrémité gauche du profil, en dehors du massif, et pourrait correspondre à une fuite de lixiviat ou à un artefact.

Le deuxième site contient des déchets ménagers non triés avec de forts taux en matière organique. Sur la Figure 27 est présenté le profil PP réalisé sur le massif.

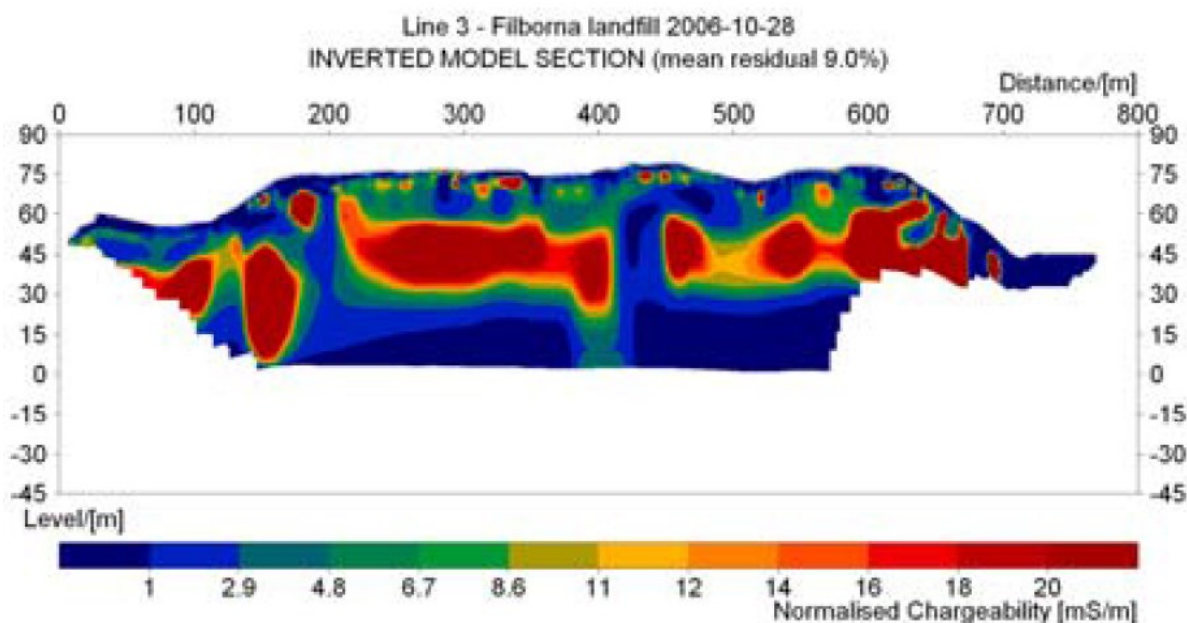


Figure 27 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets contenant des déchets avec un contenu organique fort (Virginie Leroux et al., 2010)

Comme sur le premier massif de déchets, on retrouve des zones avec des chargeabilités normalisées fortes, supérieures à 18 mS/m, qui coïncident avec la position théorique des déchets. Les deux sites produisent du biogaz et sont donc bien en dégradation. Des déchets contenant une fraction importante de matière putrescible semblent associés à des zones de fortes polarisabilités (chargeabilité normalisée supérieure à 18 mS/m).

Pour confirmer ces résultats, Leroux et al.(2010) ont effectué des profils sur deux autres massifs de déchets contenant peu de matière organique. Le troisième site a été rempli par des déchets industriels, dont la faible portion putrescible est constituée principalement de bois. Sur la Figure 28 est représenté le profil PPT mesuré sur ce troisième site. La chargeabilité normalisée mesurée est beaucoup plus faible que sur les deux premiers sites. Seule une petite zone au centre du profil dépasse les 5 mS/m. Il n'y a pas de production de biogaz reportée sur site. Les mesures sont donc associées à une faible biodégradation des déchets.

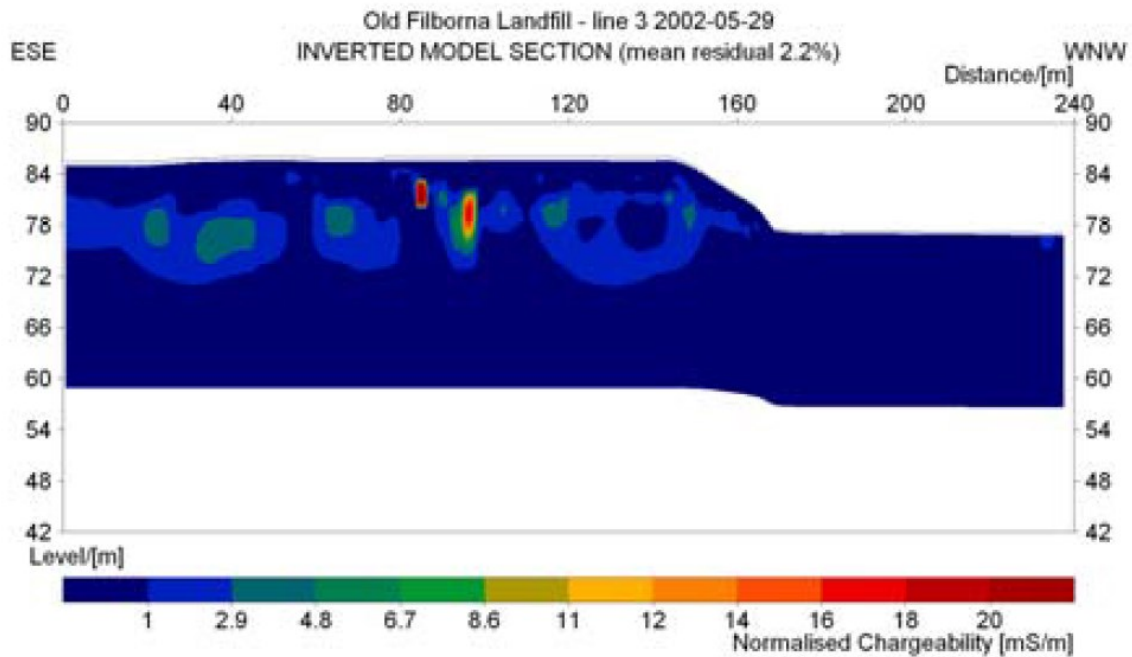


Figure 28 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets contenant des déchets avec un contenu organique faible (Virginie Leroux et al., 2010)

Le dernier site est composé de déchets inertes provenant de l'industrie chimique locale. Sur la Figure 29 on peut voir son profil PPT associé. Sur ce dernier profil, on observe quelques rares zones où la chargeabilité normalisée dépasse les 3 mS/m. Ces zones très ponctuelles peuvent être expliquées par la forte concentration en métal de certains déchets chimiques placés dans le massif.

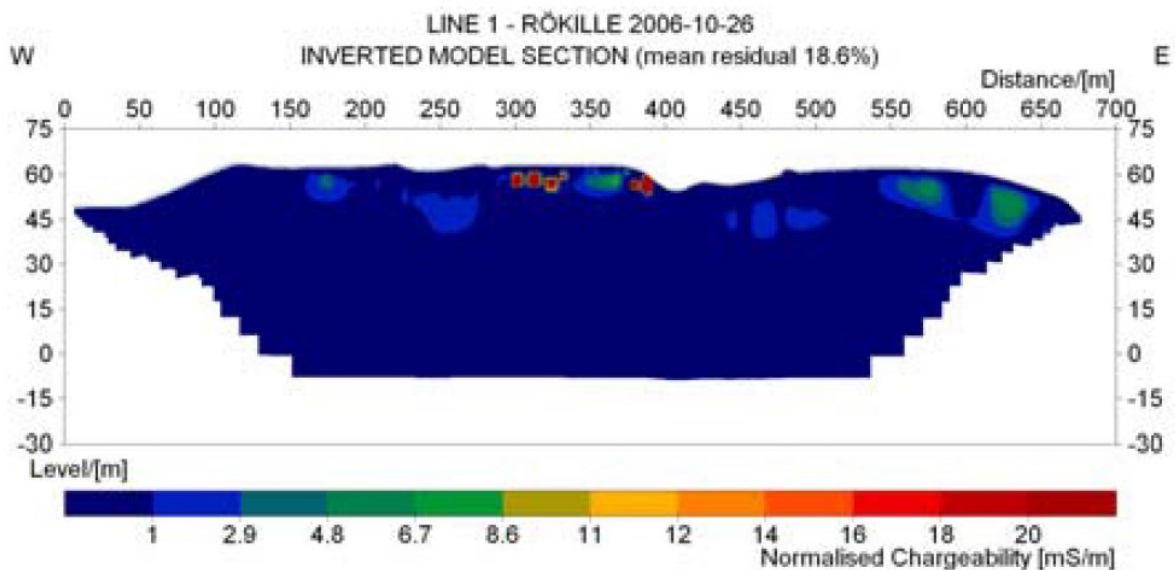


Figure 29 : Profil PPT d'un centre de stockage de déchets contenant des déchets inertes (Virginie Leroux et al., 2010)

Il ressort de cette étude que l'amplitude de la chargeabilité varie en fonction de la nature du déchet stocké dans les massifs. Cependant, les paramètres physiques des différents massifs de déchets ne sont pas forcément comparables. Le premier casier de déchets est, en effet, géré en mode bioréacteur ; la teneur en eau doit donc y être plus importante que dans les autres massifs gérés classiquement. De plus, on ne connaît pas le niveau de compaction des différents massifs qui pourrait là aussi être différent et jouer un rôle dans la différence de signal observée. Il faudrait donc réaliser un suivi de mesure PPT sur un même casier de déchets au cours de sa biodégradation et comparer ces mesures à un indicateur de l'état de biodégradation du milieu pour conclure à la sensibilité de la méthode au changement de nature du déchet.

Carlson et Mayerle (2009) qui ont effectué le suivi dans le temps des variations de la chargeabilité sur un massif de déchets résultants de l'accélération du processus de biodégradation, ont fait des observations similaires à l'étude précédente. Dans leur étude, ils ont effectué deux profils de chargeabilité sur le massif de déchets de Rio nuevo situé à Tucson aux États unis, le premier réalisé en 1999 et le second en 2009. Le massif de déchets de Rio nuevo a été actif jusqu'à la fin des années 60. En 2003, la ville a décidé d'accélérer le cycle de biodégradation des déchets en utilisant le massif en mode bioréacteur afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Il a été estimé que 5 années seraient nécessaires au nouveau bioréacteur pour biodégrader l'ensemble de la matière biodégradable dans le massif de déchets. Le profil de chargeabilité réalisé en 1999 a donc été effectué avant l'accélération de la biodégradation dans le massif et celui de 2009 après que l'ensemble des déchets ait été biodégradé. Sur la Figure 30 on peut voir les profils de chargeabilités apparentes réalisés sur le site en 1999 (a.), 2009 (b.) et la différence de chargeabilité entre les deux (c.).

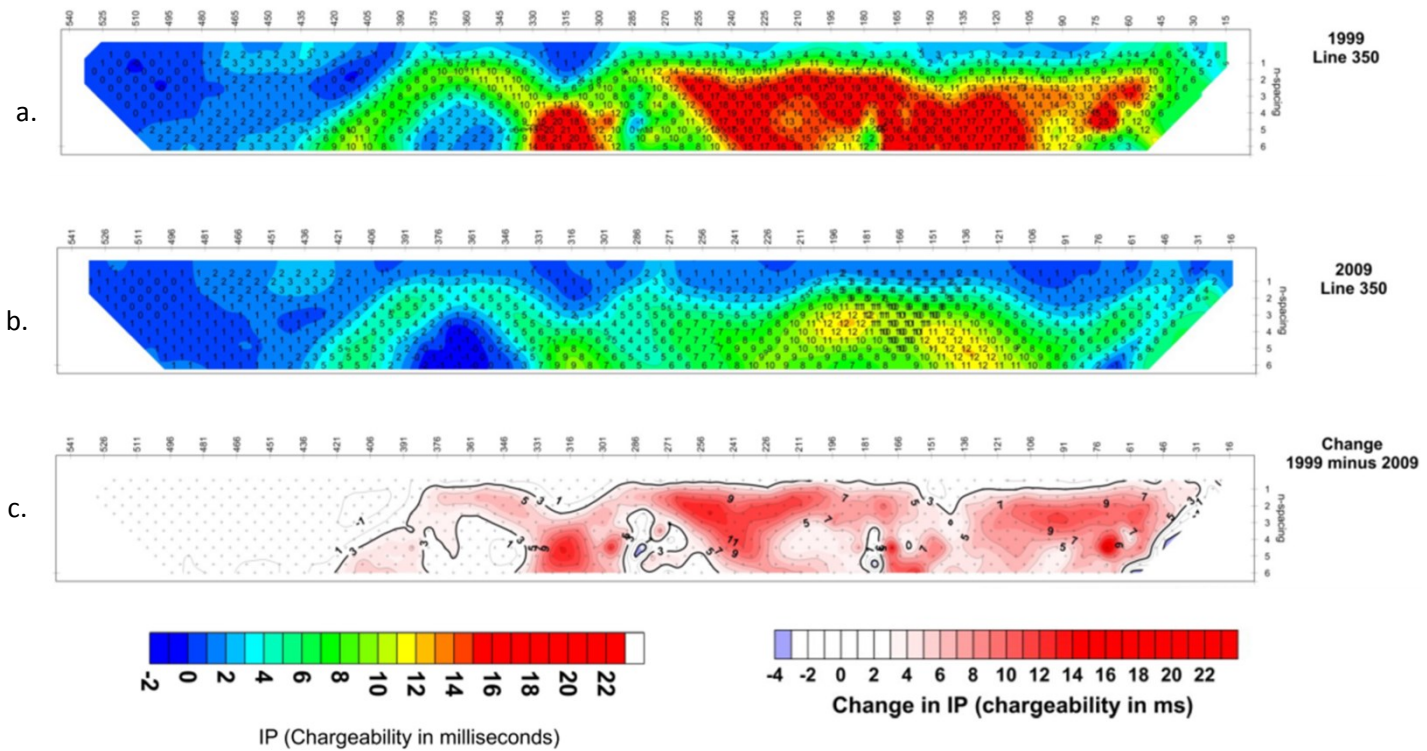


Figure 30 : Profils de chargeabilités apparentes réalisés sur le massif de déchets de Rio nuevo à Tuscon en 1999 (a.) en 2009 (b.) et les variations de chargeabilité entre les deux profils (c). (N. R. Carlson & Mayerle, 2009)

Sur le profil de chargeabilités apparentes de 1999 (Figure 30.a) on peut voir une zone de forte chargeabilité (supérieure à 10 ms) sur toute la moitié droite du profil. On retrouve cette même zone sur le profil de chargeabilités apparentes de 2009 (Figure 30.b) mais avec des chargeabilités très réduites, au maximum de 10 ms. D'après la Figure 30.c, on observe sur cette zone des diminutions importantes de la chargeabilité au minimum de 4 ms et sur une grande partie supérieure à 10 ms.

Ces fortes diminutions de la chargeabilité sont confirmées par la Figure 31 qui présente la chargeabilité après inversion des profils de 1999 (a.) et 2009 (b.). Sur le profil de 1999, on peut observer une zone de forte chargeabilité (supérieure à 10 ms) sur la moitié droite du profil de 80 m de long pour 8 m d'épaisseur. Cette zone est réduite sur le profil de 2009 pour ne faire que 20 m de long pour 4 m d'épaisseur.

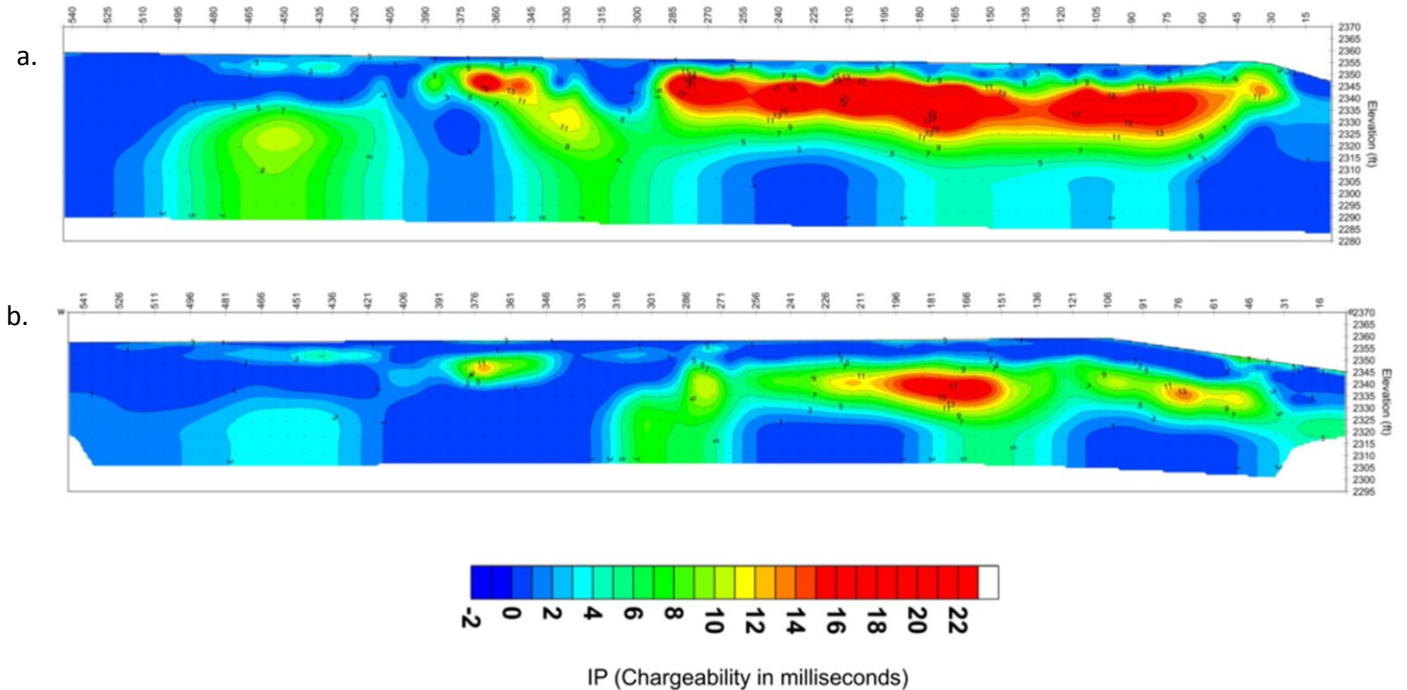


Figure 31 : Profils de chargeabilités inversées réalisés sur le massif de déchets de Rio nuevo à Tuscon en 1999 (a.) en 2009 (b.). (N. R. Carlson & Mayerle, 2009)

Ces diminutions significatives de la chargeabilité suggèrent que la PPT pourrait être sensible à l'impact de la biodégradation sur les propriétés électriques du massif de déchets. Cependant, comme pour l'étude précédente, il y a un changement dans les propriétés physiques du massif entre les deux profils de mesures. L'un a été effectué, en effet, juste avant un processus de réinjection permettant l'accélération des processus de biodégradation et le second 10 ans plus tard. On ne connaît donc pas l'influence du changement de teneur en eau sur le signal de chargeabilité. Il faudrait donc réaliser un suivi géophysique plus régulier afin d'observer la variation du signal au cours de la biodégradation du massif de déchets.

Il ressort des études traitant du suivi de milieux en biodégradation que les propriétés de polarisation électrique pourraient évoluer au cours de la biodégradation d'un massif de déchets. Le signal de chargeabilité semble fonction de la nature du déchet, mais aussi de la porosité ou encore de la teneur en eau du milieu. Il faudrait donc réaliser des mesures sur un déchet dans des conditions contrôlées afin de comprendre l'évolution du signal au cours de sa biodégradation. Un suivi devra être mis en place sur un casier de déchets afin de mesurer l'évolution des propriétés de polarisation électrique du déchet au cours de sa biodégradation. Comme pour les autres méthodes géophysiques présentées, les mesures devront être effectuées en parallèle à des mesures de référence sur la biodégradation du casier de déchets, comme la production et la composition du biogaz et du lixiviat.

La méthode peut être réalisée en même temps qu'un suivi de résistivité électrique à l'aide des mêmes résistivimètre et électrodes de mesure. Elle est donc facile à mettre en œuvre sur un casier de déchets et semble donc pertinente pour suivre l'évolution de sa biodégradation dans le temps.

7.4. La polarisation provoquée spectrale (PPS)

7.4.1. Principe de mesure

La polarisation provoquée spectrale, PPS, repose sur le même principe que la polarisation provoquée, sauf que l'on injecte plus un courant continu, mais alternatif sinusoïdal (Figure 32).

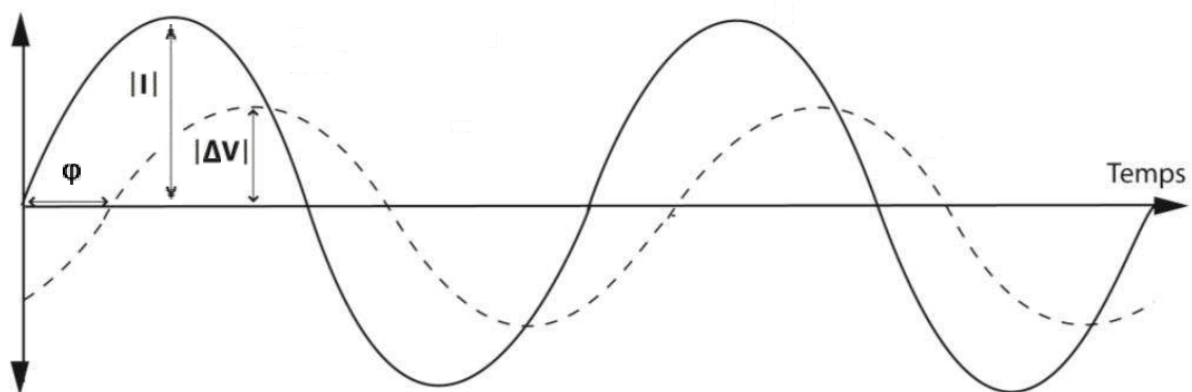


Figure 32 : Principe de mesure de la polarisation provoquée spectrale (PPS)

En mesurant l'amplitude du signal injecté $|I|$ (A) et de la différence de potentiel $|\Delta V|$ (V), on va pouvoir mesurer une impédance ρ^* (Ω) telle que :

$$\rho^* = K \frac{|\Delta V|}{|I|} \quad \text{Équation 11}$$

K étant un facteur géométrique. La Figure 32 met aussi en évidence un déphasage φ (rad) entre le signal injecté et la différence de potentiel mesurée. La mesure des deux paramètres, le déphasage et l'impédance, vont permettre de calculer une résistivité complexe :

$$\rho^* = |\rho| \times e^{i\varphi} = |\rho|(\cos(\varphi) + i \sin(\varphi)) \quad \text{Équation 12}$$

La résistivité complexe peut aussi s'exprimer en termes de partie réelle ρ' et partie imaginaire ρ'' :

$$\rho^* = \rho' + i\rho'' \quad \text{Équation 13}$$

Avec :

$$\rho' = |\rho| \times \cos \varphi \quad \text{Équation 14}$$

Et :

$$\rho'' = |\rho| \times \sin \varphi \quad \text{Équation 15}$$

Dans la littérature, on peut aussi utiliser les termes de résistivité en phase pour la partie réelle et résistivité en quadrature pour la partie imaginaire de la résistivité complexe (Blondel, 2014). De plus, les mesures PPS sont exprimées soit en termes d'impédance et de déphasage (Williams, 2008; Zimmermann et al., 2008), soit en termes de résistivité en phase et en quadrature (Aal et al., 2006; Abdel Aal et al., 2004), autant d'informations susceptibles d'évoluer en fonction de l'activité des micro-organismes ou de leur effet sur le milieu.

7.4.2. Impact de la biodégradation sur la polarisation provoquée spectrale à l'échelle du laboratoire

La PPS est une méthode de plus en plus utilisée pour caractériser l'activité des micro-organismes ou la biodégradation d'un milieu. Cependant, elle n'a jamais été utilisée sur les milieux contenant des déchets. À nouveau, la plupart des études traitant de l'impact de la biodégradation sur le signal PPS sont appliquées aux hydrocarbures. Abdel Aal et al.(2004) par exemple ont caractérisé l'effet de la dégradation d'un hydrocarbure contenu dans une colonne de sable par l'action de micro-organismes, sur la mesure PPS. Ils ont effectué le suivi de la mesure PPS dans le temps sur trois colonnes de mesure. La première colonne est biotique et contient du diesel, une population initiale de bactéries ainsi que des nutriments pour favoriser leur développement. Les deux autres colonnes sont abiotiques et contiennent les nutriments et le diesel pour l'une, et seulement les nutriments pour l'autre. Sur la Figure 33 on peut voir le pourcentage de variation de la conductivité réelle (b.) et imaginaire (c.) ainsi que de la population bactérienne (a.) en fonction du temps. Sur les 36 semaines de mesures (à peu près 8 mois), on peut observer une augmentation d'environ 120 % de la population bactérienne ainsi que de la conductivité réelle et imaginaire pour la colonne biotique. Sur les deux colonnes abiotiques, aucun changement dans les mesures PPS n'est relevé. La croissance bactérienne dans la colonne de sable biotique en biofilm a modifié la porosité du milieu provoquant ainsi une évolution dans les mesures de résistivité réelle et imaginaire.

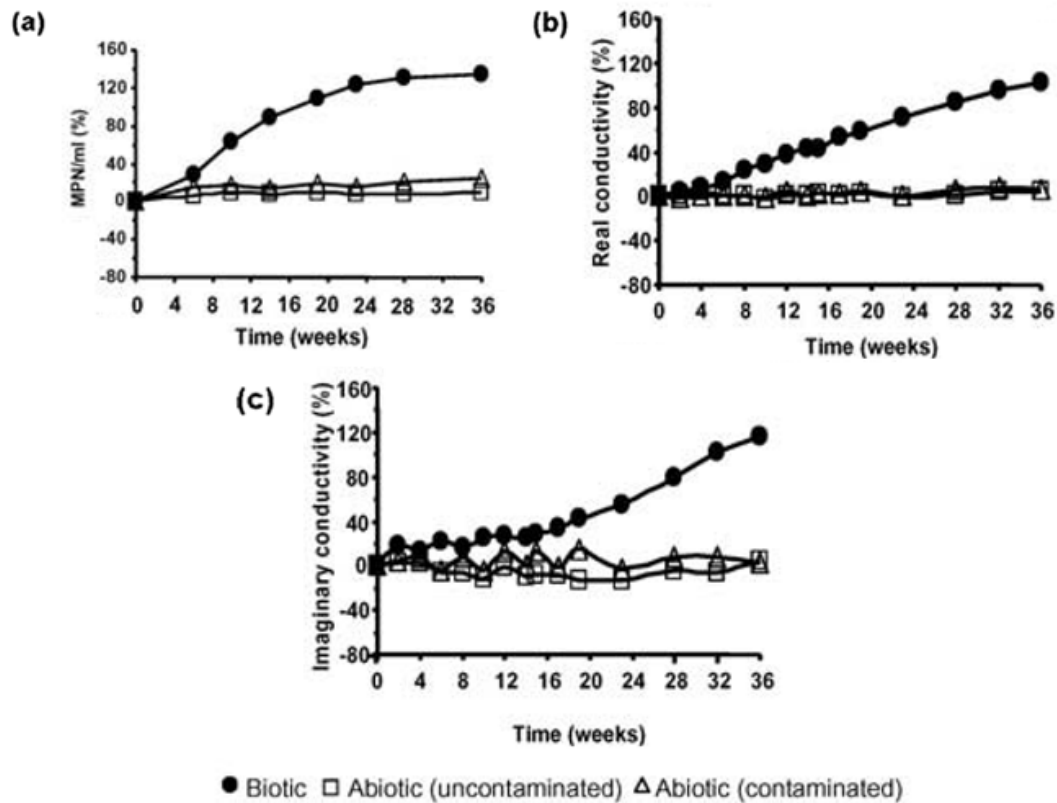


Figure 33 : Pourcentages de variation dans le temps de la population bactérienne (a.), de la conductivité réelle (b.) et imaginaire (c.) dans les colonnes de sable biotique et abiotique. (Abdel Aal et al., 2004)

Cette relation entre la mesure PPS et la présence de biofilm a été confirmée par Albrecht et al.(2011) qui, en réalisant des mesures très similaires à celles de Abdel et al.(2004), ont mis en avant une corrélation entre le volume de biofilm présent dans le milieu avec le déphasage mesuré (Figure 34). On peut voir qu'il y a une relation linéaire entre le volume de biofilm présent dans un milieu et le déphasage de la différence de potentiel mesuré.

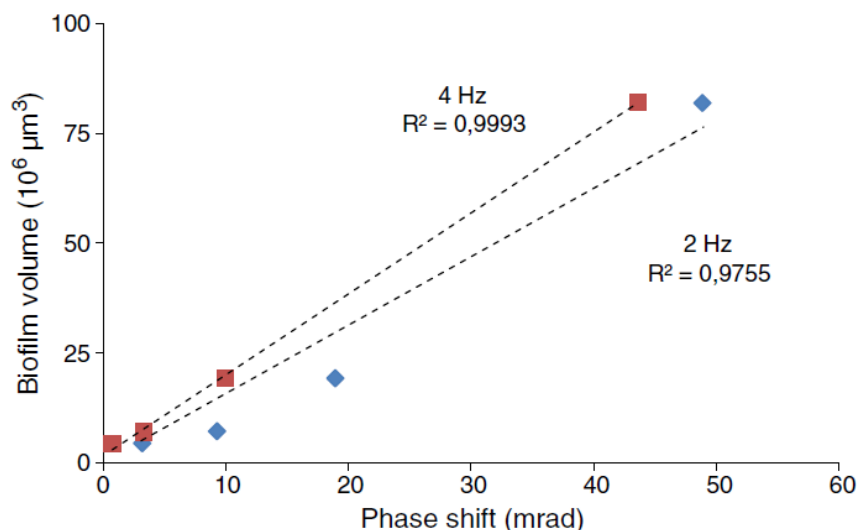


Figure 34 : Corrélation entre le déphasage et le volume de biofilm dans le milieu (Albrecht et al., 2011).

La mesure PPS en laboratoire, qu'elle soit exprimée en conductivité complexe ou en déphasage, semble être directement liée à la présence de biofilm dans le milieu. De nombreux auteurs ont par la suite observé cette relation (Davis et al., 2006, 2010; Heenan et al., 2013; Noel, Gourry, Ignatiadis, Battaglia-Brunet, & Guimbaud, 2014; Ntarlagiannis & Ferguson, 2009; Ntarlagiannis, Yee, & Slater, 2005; Personna, Slater, Ntarlagiannis, Werkema, & Szabo, 2013; Williams et al., 2005; Zhang, Revil, Fujita, Munakata-marr, & Redden, 2014). À noter que tous les auteurs ont enregistré une évolution de la conductivité imaginaire en fonction de la population bactérienne, mais pas nécessairement de la conductivité réelle.

Abdel Aal et al.(2004) ont aussi mis en avant une autre influence de la biodégradation sur la mesure PPS, la modification de l'acidité du milieu. Ils ont effectué le suivi des variations du pH de l'électrolyte et de la concentration en calcium dans les colonnes de mesures. La Figure 35 nous montre que sur les 36 semaines de l'expérimentation, la concentration de calcium a augmenté de 120% alors que le pH a diminué de près de 20%. La biodégradation d'un hydrocarbure crée des sous-produits dont l'acide acétique est le plus abondant (Cozzarelli, Baedecker, Eganhouse, & Goerlitz, 1994). La production d'acide acétique causée par l'action des bactéries a engendré une chute du pH de la colonne. La diminution du pH associée à l'augmentation de la concentration en calcium indique une altération des minéraux des pores de la colonne et la production de biominéraux. Les auteurs écrivent qu'il est possible que le renforcement de l'altération des minéraux du milieu engendré par l'augmentation de l'acidité de l'électrolyte ait induit une modification de la porosité expliquant les variations de la conductivité complexe observées sur la Figure 33.

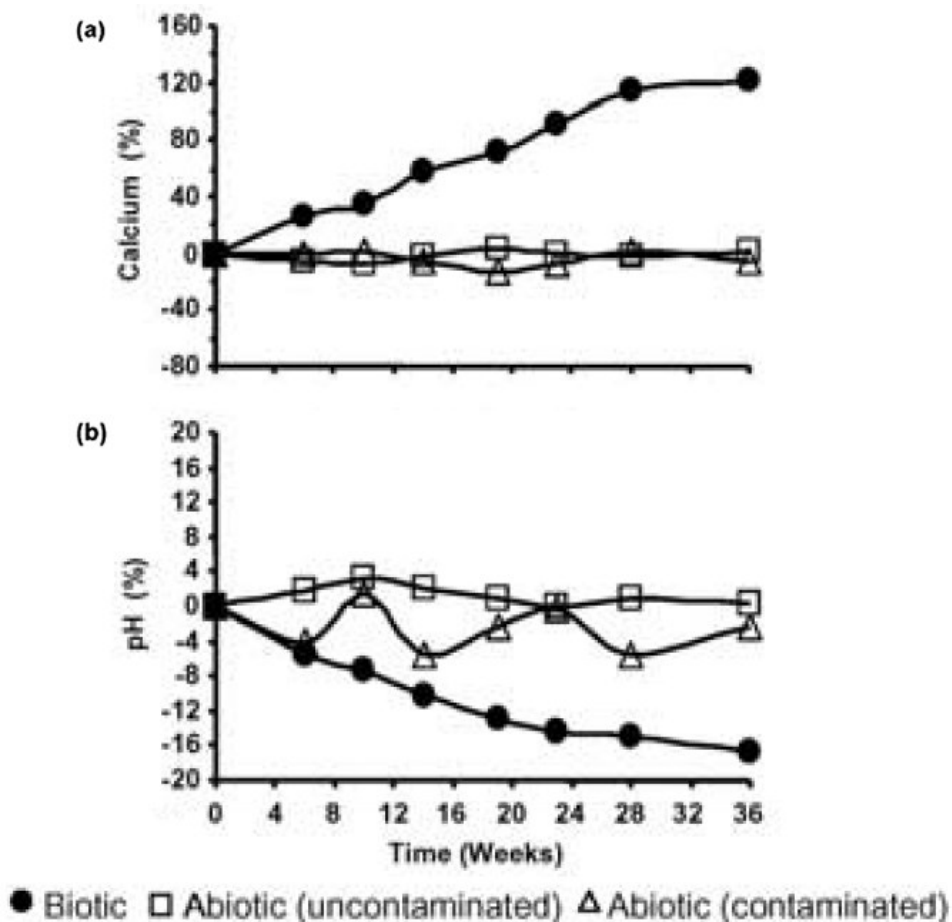


Figure 35 : Pourcentage de variation de la concentration en calcium (a.) et du pH (b.) dans les colonnes biotique et abiotique (Abdel Aal et al., 2004).

Les études réalisées à l'échelle du laboratoire nous indiquent que la méthode pourrait être sensible aux paramètres biologiques du milieu, comme la prolifération microbienne ou la formation de biofilm. La PPS a cependant été, la plupart du temps, mise en place sur des sables contenant des hydrocarbures en biodégradation ; l'analogie avec les déchets n'est donc pas vérifiée.

7.4.3. Impact de la biodégradation sur la polarisation provoquée spectrale à l'échelle du terrain

La méthode PPS est très utilisée en laboratoire, mais beaucoup moins à l'échelle du terrain. La méthode est, en effet, difficile à mettre en place sur site du fait de l'utilisation d'électrodes non polarisables, de la forte sensibilité de la méthode au bruit expérimental due aux couplages électromagnétique et capacitif (Pelton, Ward, Hallof, Sill, & Nelson, 1978) et de la longueur du temps de mesure surtout en basse fréquence. Son utilisation est cependant similaire à celle du terrain puisque la plupart des études traitant de son application à un milieu en biodégradation sont consacrées aux hydrocarbures. Abdel Aal et al.(2006) par exemple ont investigué un site pollué aux

hydrocarbures en cours de dégradation. Des carottes de sol ont été prélevées sur trois zones différentes. La première affectée par des hydrocarbures résiduels, la deuxième par des hydrocarbures dissous et la dernière non contaminée. Des mesures de PPS en laboratoire ont ensuite été effectuées sur les différents échantillons. Les valeurs de conductivité réelle n'ont pas permis de localiser la zone polluée. Les valeurs de conductivité imaginaire en revanche permettent clairement de différencier les trois zones différentes de mesure (Figure 36).

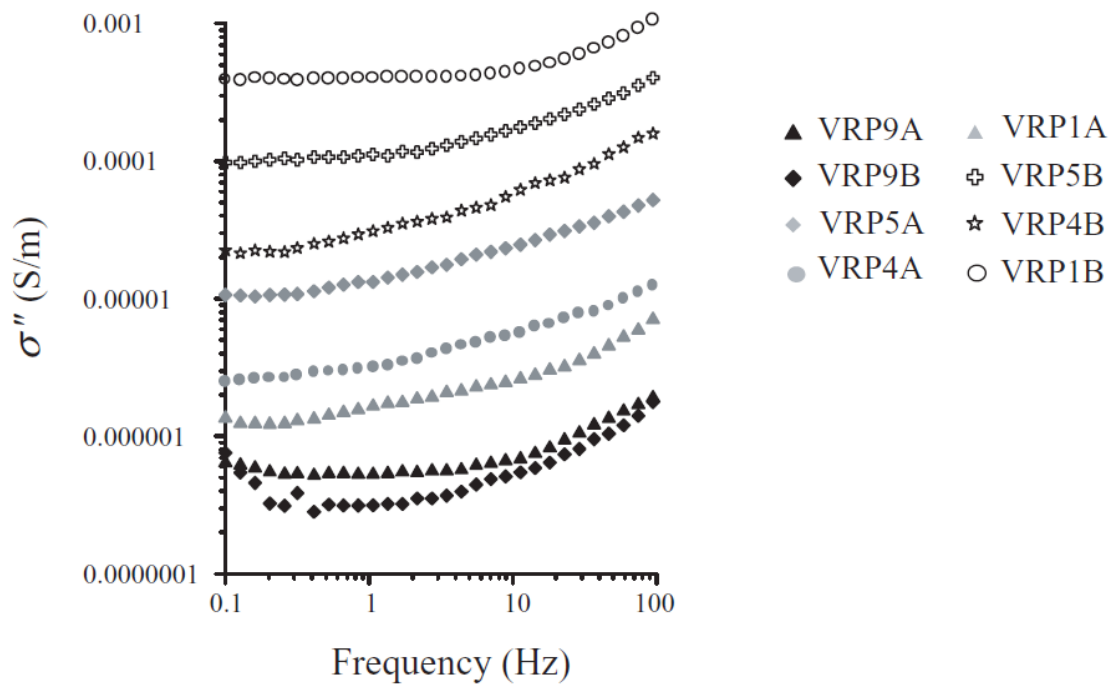


Figure 36 : Mesures de la conductivité imaginaire effectuées sur les trois zones de carottages. Les symboles noirs représentent la zone non contaminée, les symboles gris la zone affectée par des hydrocarbures dissous et les symboles blancs la zone à hydrocarbures résiduels (Aal et al., 2006)

Sur la Figure 36 on peut voir les mesures de conductivité imaginaire réalisées sur les échantillons de la zone non contaminée (représentée par des symboles noirs), la zone affectée par des hydrocarbures dissous (par des symboles gris) et sur la zone à hydrocarbures résiduels (symboles blancs). Les valeurs les plus élevées ont été mesurées au niveau de la zone résiduelle (aux alentours de $5 \cdot 10^{-4}$ S.m⁻¹), puis au niveau de la zone affectée par des hydrocarbures dissous (environ 10^{-5} S.m⁻¹), dépassant les valeurs mesurées au niveau de la zone non contaminée (10^{-6} S.m⁻¹). Les auteurs expliquent les valeurs élevées de conductivité imaginaire mesurées au niveau de la zone résiduelle par une forte biodégradation. Les produits de dégradation engendrés par l'activité des bactéries induisent des aspérités dans les grains du milieu modifiant ainsi leur surface. Cette modification de la

surface spécifique des grains dans le milieu a pour conséquence d'augmenter la polarisabilité du milieu.

Une seconde étude a été réalisée au cours de la thèse de Joyce Joyce (2012), sur le même site pollué présenté par Abdel Aal et al.(2006). Au cours de cette étude, des profils de conductivité complexe (réelle et imaginaire) ont été effectués perpendiculairement au panache de pollution présent sur le site. Sur la Figure 37 on peut voir le profil de conductivité imaginaire réalisé sur le site pollué.

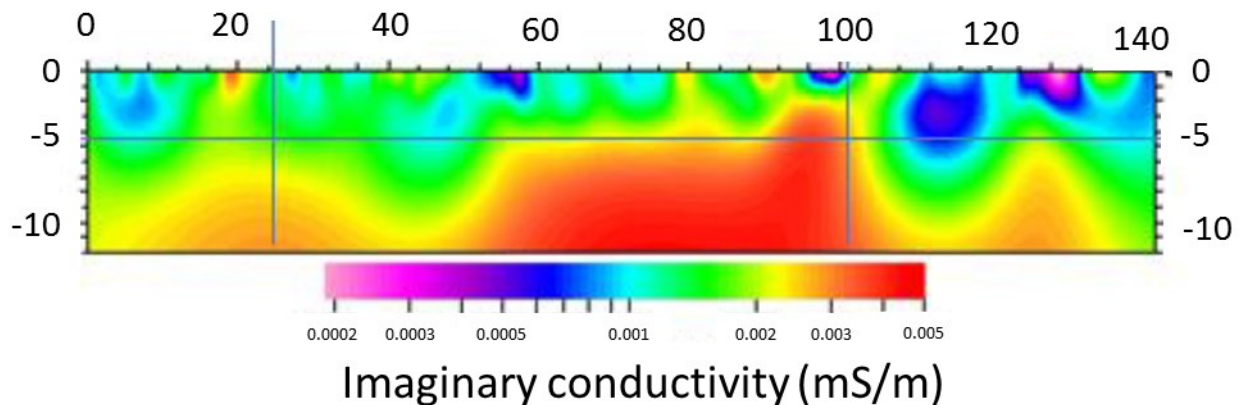


Figure 37 : Profil de conductivité imaginaire sur un site pollué par des hydrocarbures. Les deux droites verticales représentent les limites de la zone contaminée (Joyce, 2012).

Les deux droites verticales présentes sur le profil indiquent les limites du panache de pollution. On peut voir une zone de forte conductivité imaginaire comprise entre 3.10^{-6} S/m et 5.10^{-6} S/m dans la zone de pollution, et inférieure ou égale à 1.10^{-6} S/m en dehors. En plus de ces profils de conductivité, des mesures géochimiques ont été réalisées dans la zone polluée. Sur la Figure 38 on peut voir les profils de concentration d'ions Fe^{2+} et calcium au niveau de la zone contaminée.

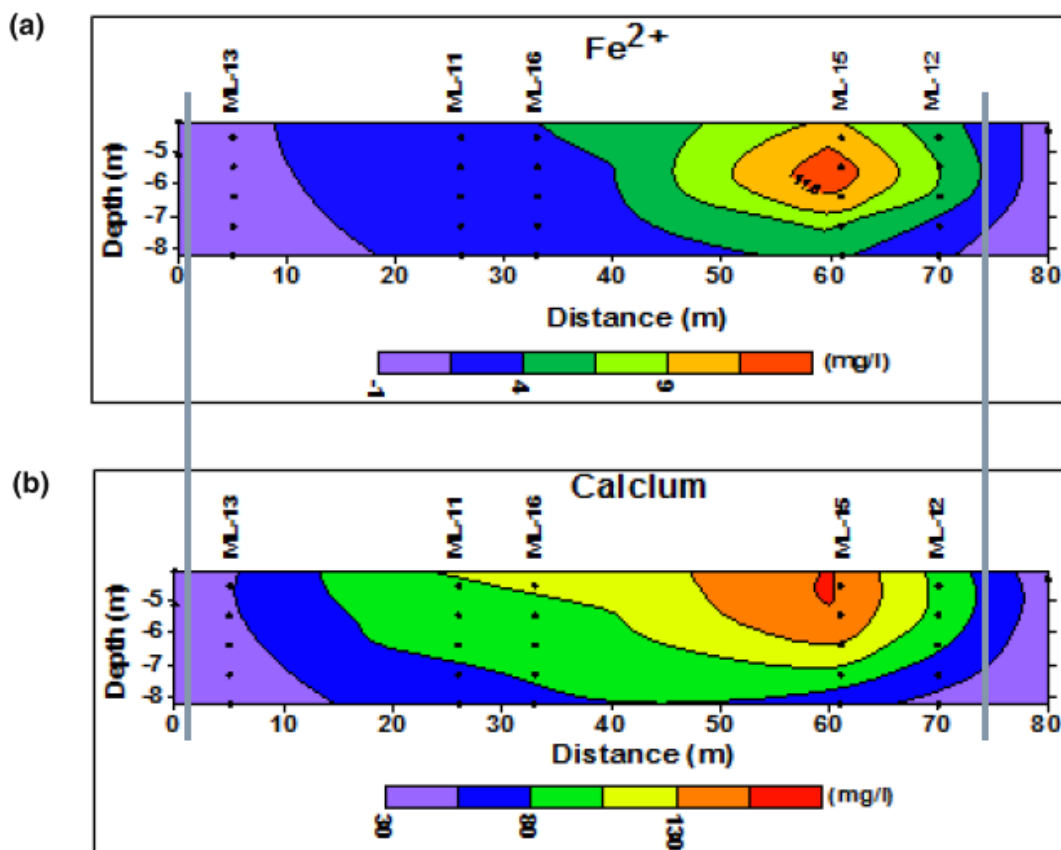


Figure 38 : Concentration de calcium (b) et d'ion Fe^{2+} (a) dans la zone de contamination délimitée par les deux droites verticales (Joyce, (2012) modifié de Atekwana, (2009)).

Les fortes conductivités imaginaires mesurées sur site coïncident avec des concentrations importantes de Fe^{2+} (supérieure à 130 mg/l) et de Ca^{2+} (supérieure à 9 mg/l) qui sont les témoins d'une forte dissolution provoquée par la biodégradation des hydrocarbures par les micro-organismes.

L'ensemble de ces études suggère que la conductivité imaginaire ou le déphasage pourraient être des paramètres sensibles à la présence de populations microbiennes, la production de sous-produits métaboliques tels que l'acide acétique, la dissolution d'ions ou encore la modification des paramètres physiques du milieu tel que la rugosité des grains ou la porosité. En ce sens, la méthode PPS semble être adaptée à la caractérisation de l'activité microbienne, cependant la méthode n'a jamais été utilisée sur un milieu contenant des déchets. Il faudrait réaliser un suivi de la méthode PPS en laboratoire sur une colonne de mesure contenant des déchets pour savoir si elle est adaptée pour caractériser leur biodégradation. Associée à des mesures de biogaz et de lixiviat, on pourrait déterminer si la méthode est adaptée pour caractériser les différentes étapes de la digestion anaérobie ou la stabilité du déchet en biodégradation. Néanmoins, et comme pour la méthode PS,

les mesures PPS nécessitent l'utilisation d'électrodes non polarisables sur le terrain. De plus, la méthode est très sensible au bruit expérimental dû aux couplages électromagnétique et capacitif (Pelton et al., 1978) et son temps d'acquisition peut être très long si des mesures à très basses fréquences (mHz) sont réalisées. Pour ces raisons la mise en œuvre de la méthode semble difficile sur un casier de déchets.

7.5. Bilan sur les méthodes géophysiques appliquées à la biodégradation des déchets

A l'issue de cet état de l'art, la problématique de la thèse peut être formalisée par la question suivante :

Les méthodes géophysiques sélectionnées (RE, PS, PPT, PPS) permettent-elles de suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation ?

Afin d'y apporter une réponse, il ressort de l'état de l'art que les mesures géophysiques sur un casier de déchets sont site-dépendantes du fait de plusieurs paramètres comme la teneur en eau initiale du déchet, la compaction ou encore la nature et la composition du déchet. Seul **un suivi de mesures géophysiques long terme** permettra de suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation.

L'ensemble des quatre méthodes géophysiques choisies devra donc être mis en œuvre sur un casier de déchets durant l'ensemble de son processus de biodégradation et **comparé à des indicateurs du suivi de l'évolution de la biodégradation** comme les analyses de lixiviat et biogaz.

Le suivi long terme de la RE a déjà été mis en œuvre sur un casier de déchets. La mesure semble particulièrement sensible à la teneur en eau dans le milieu. Dans un bioréacteur on s'attend à ce que le signal diminue au cours du temps avec l'humidification progressive du déchet. La mesure dans un bioréacteur semble converger sur le long terme vers une valeur seuil. La méthode semble donc limitée pour suivre la biodégradation d'un massif de déchets, mais pourrait permettre de localiser des zones dans le casier de déchets qui soient moins humides et donc dans des conditions moins favorables à la biodégradation.

La méthode PS semble particulièrement influencée par l'évolution du potentiel redox dans le massif de déchets. On sait que ce potentiel redox va diminuer à partir de la phase acétogénèse et devenir rapidement négatif. On s'attend donc sur site à voir le signal PS diminuer au cours de la biodégradation du massif de déchets. Cependant, la mesure PS nécessite l'utilisation d'électrodes non polarisables qui rend sa mise en œuvre difficile sur site.

La méthode PPT sur un casier de déchets semble fonction de la nature du déchet, mais aussi de la porosité ou encore de la teneur en eau du milieu. Il a été montré dans cette bibliographie que le signal sur un massif de déchets semblait diminuer au cours de sa biodégradation. Si la raison de cette diminution pourrait être expliquée par plusieurs paramètres, diminution de la porosité, augmentation de la teneur en eau, consommation progressive de la matière organique, ce ne sont pour l'instant que des hypothèses. La méthode peut être facilement mise en œuvre en même temps que la RE, ce qui fait d'elle la méthode la plus prometteuse pour le suivi de l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets.

L'étude bibliographique a montré que la méthode PPS pourrait être sensible à plusieurs paramètres physico-chimiques tels que la production d'acide ou la modification de la porosité et rugosité du milieu, mais qu'elle pourrait aussi être directement sensible à la prolifération bactérienne dans le milieu. De plus, la PPS permet d'enregistrer les phénomènes de polarisation électrique comme la PPT, mais aussi la mesure de RE et semble particulièrement intéressante pour le suivi de la biodégradation d'un massif de déchets. Cependant, à l'instar de la PS la méthode est difficile à mettre en œuvre sur le terrain, car elle demande l'utilisation d'électrodes non polarisables, elle est particulièrement sensible au bruit expérimental et son temps d'acquisition peut être long à très basses fréquences (mHz).

Finalement, il ressort de cette étude bibliographique que **l'ensemble des méthodes doit être mis en place à l'échelle du laboratoire** dans des conditions contrôlées afin de comprendre l'évolution du signal au cours de la biodégradation, **mais aussi à l'échelle du terrain** sur un casier de déchets et durant l'ensemble du processus de biodégradation pour valider la pertinence de ces méthodes pour suivre l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets dans des conditions réelles.

Fort de ces conclusions, dans le chapitre suivant la démarche expérimentale, les matériels et méthodes mis en œuvre, à l'échelle du laboratoire et du casier de déchets, sont détaillés et justifiés.

Chapitre 2

Démarche expérimentale, matériels et méthodes

1. Démarche expérimentale

Le chapitre 1 a permis de redéfinir la problématique de la thèse, suite à l'état de l'art, par la question suivante :

Les méthodes géophysiques sélectionnées (RE, PS, PPT, PPS) permettent-elles de suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation ?

Pour répondre à la problématique de la thèse, la démarche générale est divisée en trois étapes successives.

La première étape de ce travail de thèse consiste à étudier en laboratoire l'évolution des mesures géophysiques, au cours de la biodégradation contrôlée d'un déchet, pour en déterminer l'aptitude à suivre les variations des paramètres bio-physico-chimiques. Il a été décidé de mener ce travail à l'échelle laboratoire car il est plus aisé de connaître l'état de biodégradation des déchets au cours du temps qu'au sein d'un casier d'ISDND et parce qu'il est possible de fixer ou de mesurer précisément certains paramètres connus qui ont une influence sur les mesures géophysiques comme la température ou la teneur en eau. Ainsi, le suivi géophysique a été réalisé dans des conditions contrôlées, afin de comprendre les mécanismes responsables de l'évolution des signaux géophysiques au cours de la biodégradation. L'étude laboratoire a cependant été réalisée dans des conditions favorables de température, de densité et de teneur en eau pour la biodégradation qui sont différentes de celles observables sur un casier de déchets.

Par conséquent la seconde partie de ce travail de thèse consiste à analyser le suivi géophysique mis en place sur un casier de déchets afin de valider que les variations de mesures géophysiques observées à l'échelle du laboratoire sont comparables à celles du terrain. Un précédent projet de recherche, dont l'objectif était d'optimiser le fonctionnement des casiers de déchets gérés en mode bioréacteur de l'ISDND des Champs Jouault, a permis de mettre en place un suivi de température par fibre optique ainsi qu'un suivi RE et PPT sur un casier de déchets depuis 2012. L'objectif de cette partie est d'analyser ces suivis long terme de plusieurs années pour déterminer la sensibilité de ces mesures à suivre l'évolution de la biodégradation du casier au cours du temps. Cette partie est composée de deux chapitres :

Le chapitre 4 dont l'objectif est de comprendre la distribution et l'évolution de la température en de multiples zones d'un casier de déchets après la fin de son exploitation pour localiser d'éventuelles hétérogénéités et donc des variations de température différentes pouvant alerter sur des évolutions contrastées de la biodégradation au sein d'un même casier de déchets.

Le chapitre 5 dont l'objectif est d'étudier le suivi long terme RE et PPT par rapport à d'autres mesures menées in situ comme la production et la composition du biogaz et le tassement corrélés à l'évolution de la biodégradation pour en déterminer également l'aptitude à suivre les modifications bio-physico-chimiques d'un casier de déchets.

Les deux approches, contrôlée en laboratoire et représentative des modes de gestion appliqués sur site industriel sont présentés dans la troisième partie de ce travail de thèse, dans le chapitre 6 et consiste à analyser conjointement le suivi de mesures effectué aux deux échelles pour en expliquer les évolutions constatées. Des recommandations et critiques sont également proposées pour discuter les choix concernant les instruments de mesure mis en œuvre et les protocoles de mesure développés.

Cette thèse CIFRE est financée par la SAS Les champs Jouault et a donc eu pour objectif de prendre en compte les modalités de gestion et les attentes identifiées par l'industriel pour tendre vers un fonctionnement optimisé de son ouvrage.

2. Matériels et méthodes - Expérimentation de laboratoire

Dans le cadre des travaux de thèse présentés dans ce manuscrit, plusieurs expérimentations ont été conduites :

- A l'échelle du laboratoire premièrement pour comprendre les mécanismes responsables de la variation des mesures géophysiques au cours de la biodégradation.
- A l'échelle du terrain dans les conditions de mesure réelle sur un casier de déchets ensuite pour les comparer aux variations de mesures obtenues au laboratoire

Dans ce chapitre composé de deux parties seront présentées la conception et la mise en place des différents dispositifs de suivi géophysique, à l'échelle du laboratoire dans une première partie et à l'échelle du terrain dans la seconde.

2.1. Principe de fonctionnement des colonnes expérimentales

L'objectif de l'expérimentation de laboratoire mise en place ici est de placer le déchet dans des conditions contrôlées afin de déterminer si les méthodes géophysiques sélectionnées sont pertinentes pour suivre les modifications des paramètres bio-physico-chimiques engendrées par la biodégradation, et de comprendre les mécanismes responsables de la variation des signaux géophysiques. Afin de répondre à cet objectif des colonnes expérimentales ont été conçues permettant le suivi géophysique de déchets durant l'ensemble de leur processus de biodégradation.

Les colonnes expérimentales sont remplies de déchets qui vont être placés dans des conditions favorables au développement de micro-organismes pour accélérer les processus de biodégradation. Sur site, dans les conditions réelles d'un casier de déchets, les fortes densités ou encore les faibles teneurs en eau du déchet rendent les cinétiques de biodégradation très lentes, de plusieurs dizaines d'année. Afin de pouvoir effectuer le suivi des méthodes géophysiques durant l'ensemble du processus de digestion anaérobie au cours des trois ans du projet de thèse les cinétiques de biodégradation ont été accélérées.

La Figure 39.b présente le schéma de principe des colonnes expérimentales. Afin de déterminer dans quel état de biodégradation se trouve le déchet nous utiliserons les indicateurs classiquement employés sur site : la composition des lixiviats et la production du biogaz. Le biogaz produit au cours de la biodégradation est collecté via des poches de prélèvements de gaz afin de procéder à l'analyse de la production et de la composition du gaz au cours de la biodégradation du déchet. Un robinet relié à un cône de récupération des lixiviats en fond de colonne permet le prélèvement du lixiviat afin d'analyser sa composition.

Les colonnes sont aussi équipées pour réaliser le suivi des quatre méthodes géophysiques sélectionnées. Deux électrodes placées au-dessus et en dessous de la colonne de déchet permettent l'injection du courant dans le milieu et deux autres, placées sur le côté, la mesure de la différence de potentiel associée. Afin de réaliser les mesures PS et PPS les colonnes sont équipées d'électrodes non polarisables.

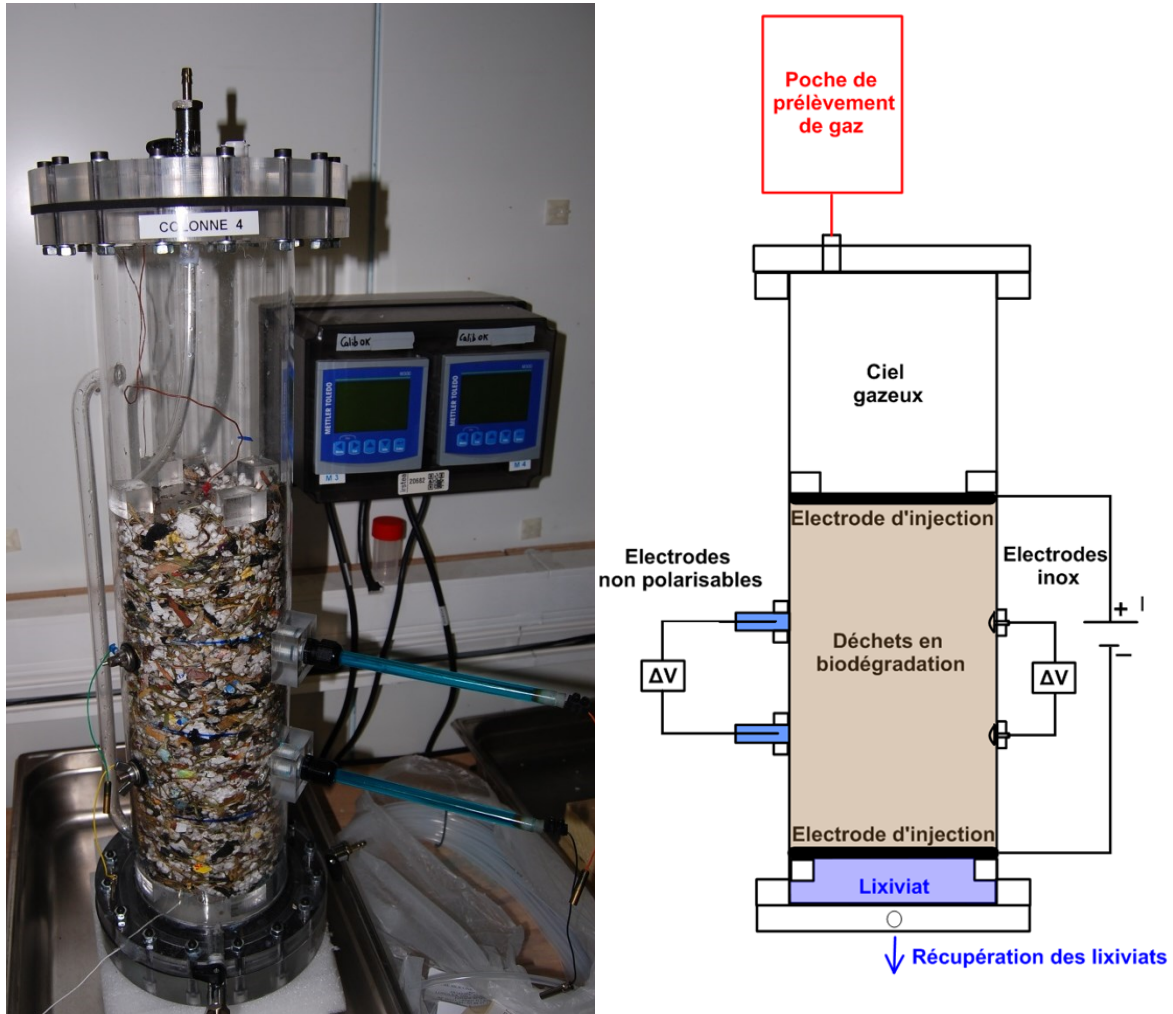


Figure 39 :a) Photo d'une cellule de déchet b) schéma de principe expérimental

2.2. Dimensionnement des colonnes

Pour déterminer les dimensions des colonnes expérimentales nous avons défini plusieurs critères à respecter :

- Les colonnes doivent être constituées d'un composant très résistant électriquement pour ne pas influencer les mesures électriques

- Les colonnes doivent permettre le suivi des méthodes géophysiques durant la biodégradation du déchet
- Afin que les électrodes de mesure ne soient pas trop proches des électrodes d'injection la hauteur de déchet a été fixée à 300 mm. Ainsi chaque électrode est séparée de 100 mm.
- Les colonnes doivent permettre le suivi de la production de biogaz. Elles devront donc être étanches au gaz.
- Un ciel gazeux doit être prévu à cause de la production de biogaz, pour éviter les trop fortes montées en pression.
- Les colonnes doivent permettre le prélèvement de lixiviat au cours de la biodégradation.

Les colonnes ont été construites à partir de tubes en plexiglass (PMMA) pour ne pas influencer les mesures électriques. La réalisation d'une première colonne test a montré que la densité maximale d'une colonne de déchet avec un tassement manuel, sans compacteur, était de 0.3 (t/m³). Les colonnes étant en plexiglass, un matériau fragile et cassant, elles ne peuvent pas supporter de contraintes trop importantes. Nous avons donc choisi de ne pas travailler avec une densité plus forte. De plus on sait que plus la densité sera forte plus le temps de biodégradation sera important. Afin d'accélérer la cinétique de biodégradation nous avons travaillé avec une densité sèche de 0.25 ce qui est une valeur faible en comparaison de la gamme observée sur site entre 0.4 et 0.7 (Hudson et al., 2004; Guillaume Stoltz & Gourc, 2007).

A partir de cette densité nous avons déterminé les dimensions de la colonne. Pour travailler avec un volume de déchet qui soit assez faible pour être considéré comme homogène mais assez important pour produire du biogaz en quantité suffisante et caractériser facilement l'état de biodégradation, nous avons utilisé 0.875 kg de déchets ce qui représente pour la densité sèche retenue, un volume de 3.5 L. La colonne de déchets devant faire 30 cm de haut pour que les électrodes ne soient pas trop proches entre elles, le diamètre de la colonne doit donc être de 6 cm.

Finalement, les colonnes sont constituées de tubes de 550 mm de longueur pour un diamètre intérieur de 60 mm. La hauteur de la colonne de déchets étant de 300 mm, l'espace restant est réservé pour le ciel gazeux. Une base et un couvercle ont été ajoutés afin d'étanchéifier les colonnes grâce à un système de 16 vis/écrous et d'un joint torique. Sur la base de la colonne, un cône de récupération des fluides a été ajouté ainsi qu'une sortie permettant la récupération des lixiviats. Sur le couvercle une sortie a été ajoutée permettant l'installation de poches de prélèvement de gaz. À l'intérieur, des brides ont été ajoutées pour fixer la hauteur initiale de la colonne de déchets et ainsi

travailler à densité égale entre les colonnes. Sur le côté un tube de suivi du niveau de lixiviat a été ajouté, afin de faciliter la lecture du degré de saturation. Les dimensions et caractéristiques des colonnes sont représentées sur la Figure 40.

Les électrodes de mesure sont positionnées symétriquement à 33% et 66% de la longueur de la colonne pour limiter les hétérogénéités de courant (Zimmermann et al., 2008).

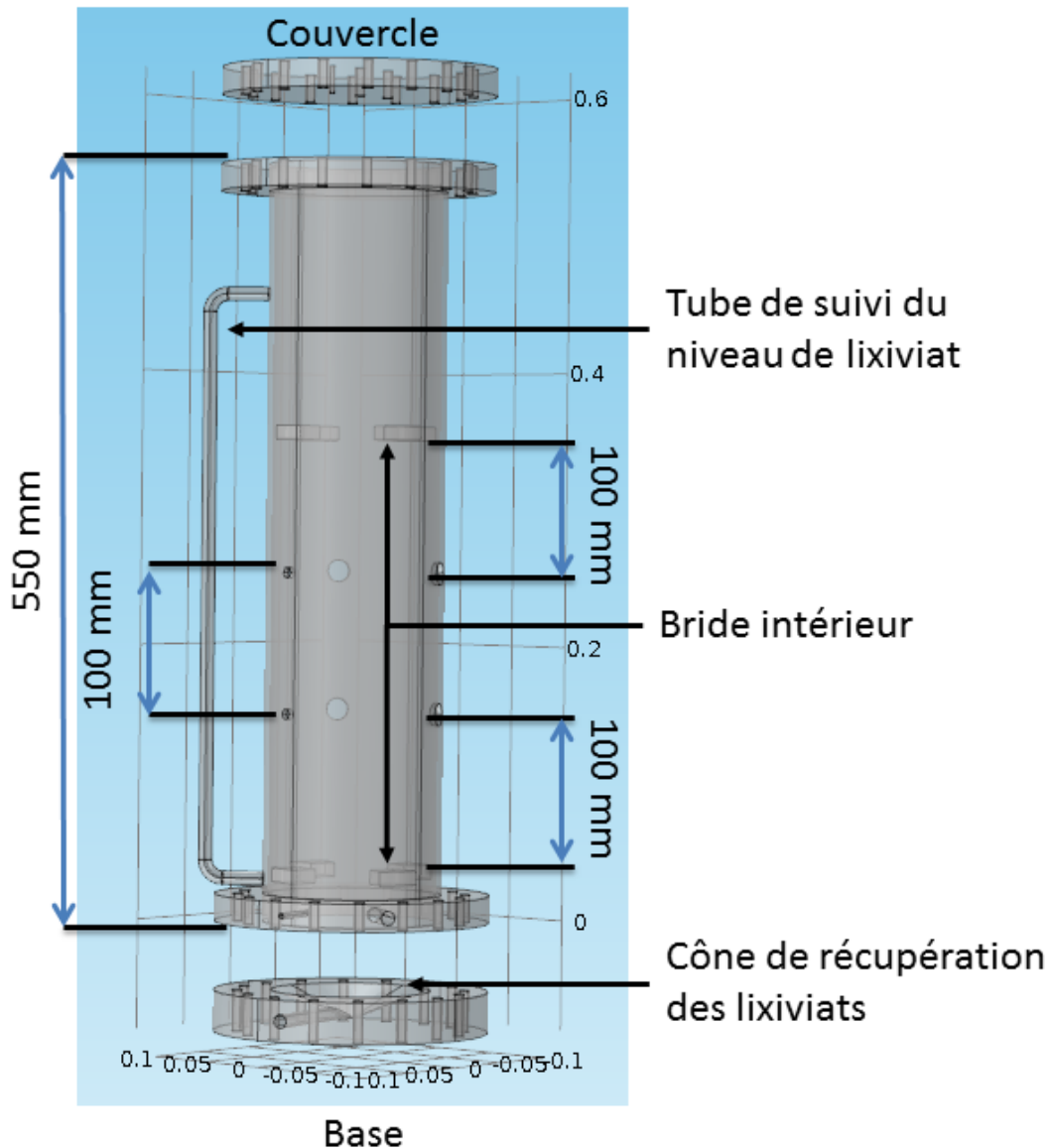


Figure 40 : Schéma technique des dimensions des colonnes

2.3. Préparation du déchet reconstitué

Le déchet placé dans les colonnes expérimentales doit être premièrement représentatif du déchet arrivant sur une ISDND française afin de travailler dans les conditions les plus proches de la réalité du terrain. Deuxièmement la composition du déchet doit donc être reproductibles car plusieurs

colonnes expérimentales vont être réalisées et doivent contenir le même déchet, et ce afin de ne pas induire de variation de mesures engendrée par une différence de nature ou de composition du déchet.

L'ADEME a réalisé une campagne de caractérisation des déchets entrant dans les ISDND françaises afin d'en déterminer la composition moyenne (ADEME, 2010a). Cette campagne a consisté à trier, sécher et catégoriser les déchets entrant dans une centaine d'ISDND en France. Le Tableau 5 synthétise les résultats de la campagne de mesure.

Les déchets ont été séparés en différentes catégories. Les déchets putrescibles (en vert sur le Tableau 5) qui contiennent de la matière organique facilement biodégradable par les microorganismes, et représentant près de 25% de la masse totale du déchet. Les déchets papiers et cartons et complexes (en rouge sur le Tableau 5) eux aussi composés de matière organique mais moins facilement biodégradable, représentant également près de 25 % de la masse totale du déchet. Nous avons donc près de 50 % de la masse totale qui est potentiellement biodégradable. Les catégories qui apparaissent en bleu sur le Tableau 5, représentent les fractions non biodégradables du déchet. On y retrouve les plastiques, les verres, les métaux, textiles, combustibles et incombustibles non classés.

L'objectif de cette expérimentation est de déterminer si les méthodes géophysiques permettent de suivre l'évolution de la biodégradation d'un déchet à l'échelle du laboratoire. Cependant afin de transposer ces résultats à un suivi de terrain, le déchet utilisé doit être représentatif du déchet retrouvé sur le terrain. Les déchets rentrants au sein des casiers de la SAS les Champs Jouault sont composés à 50% d'OM et à 50% de DAE et ont fait l'objet d'une caractérisation par IRSTEA (Grossin-Debattista et al., 2014) présentée dans la partie 3.2 de ce chapitre. Cette étude a montré que la fraction OM des déchets est très proche de la composition MODECOM, mais que la composition des DAE était beaucoup plus riche en combustibles non classés et beaucoup moins riche en déchets putrescibles. La partie DAE, pauvre en matière organique, ne va que peu se biodégrader et ses propriétés bio-physico-chimiques évolueront peu. Afin d'avoir une variation significative des paramètres bio-physico-chimiques pouvant induire une variation plus forte des signaux géophysiques, nous avons travaillé avec un déchet reconstitué d'une composition de type MODECOM. Le déchet est ainsi seulement représentatif de la fraction OM du déchet terrain. La deuxième colonne du Tableau 5 représente les éléments constitutifs des sous catégories déterminées par le MODECOM qui vont composer notre déchet reconstitué.

Tableau 5 : Composition du déchet français

n°	Nomenclature Modecom™ 2007		Nomenclature Iristea OM		% en masse humide Modecom™ 2007	% en masse humide	g en masse humide
	Catégorie	Sous catégorie	Sous catégorie	Éléments constitutifs			
1	Putrescibles		Déchets alimentaires	Biscottes	32.20		31.15
				Steak haché (bœuf 15% de MG)			3.56
				Marc de café			4.89
				Riz			2.69
				Pommes de terre			2.99
		Déchets de jardin	Foin	14.51	31.15		
2	Papiers	Journaux - Brochures Magazines - Publicités Autres papiers Emballages papier	Journaux	14.6		28.61	
			Magazines			3.27	
			Papiers de bureau			4.35	
			Cartons plats divers Cartons ondulés Emballages de liquide alimentaire			6.98	
3	Cartons	Carton plat Carton ondulé	Cartons plats divers	6.9		30.19	
			Cartons ondulés			3.45	
4	Complexes	Composite ELA		1.7		14.88	
5	Textiles	Emballage en textiles Autres textiles	Draps en coton	1.9		16.63	
6	Textiles sanitaires	Films polyoléfinés (PE et PP) Emballages PET Autres déchets plastiques	Couches	8.7		76.13	
			Sacs poubelle			5.85	
7	Plastiques	Bouteilles / Flacons polyoléfinés Autres déchets polyoléfinés Bouteilles - Flacons polyoléfinés Bouteilles - Emballages PVC Autres emballages PVC Autres déchets PVC Emballages Polystyrène Autres déchets polystyrène	Bouteilles eau	11.2		8.93	
			Bassines en PP			1.31	
			Drains en PVC			1.61	
			Polystyrène			1.41	
			Ecorces de jardinage			2.1	
8	Combustibles non classés	Combustibles non classés		2.1		18.38	
9	Verre	Emballages en verre Autres déchets en verre	Billes de verre	12.5		109.38	
			Clous			2.49	
10	Métaux	Emballages en métaux ferreux Autres déchets en métaux ferreux Emballage en aluminium Autres déchets en aluminium Autres déchets autres métaux	Feuilles d'aluminium	3		3.15	
			Fils de cuivre			0.15	
			Graiviers			5.2	
11	Incombustibles non classés	Incombustibles non classés		5.2		45.50	
Total					100.00		875



Figure 41 : Exemple de déchets reconstitués broyés

Le déchet reconstitué a été préparé sur le modèle de précédentes études (Gholamifard, 2009; Grossin-Debattista, 2011; Qu et al., 2009; V Vigneron, 2005). Les fractions ont été préparées, puis broyées à une granulométrie de 10 mm afin d'être le plus homogène possible. Chaque fraction est pesée séparément et est ensuite mélangée pour obtenir le déchet reconstitué. La masse de chaque fraction de déchets placée dans les colonnes expérimentales est indiquée dans la dernière colonne du Tableau 5. La Figure 41 illustre une préparation de déchets reconstitués avant le remplissage d'une colonne

2.4. Conditions expérimentales

Comme expliqué précédemment et afin d'accélérer les cinétiques de biodégradation nous avons placé le déchet dans des conditions de biodégradation plus favorables que sur site. Ainsi la densité sèche du déchet a été fixée à 0.25.

La teneur en eau est un des facteurs ayant le plus d'influence sur la cinétique de biodégradation du déchet. En effet l'eau est le milieu de vie des micro-organismes et intervient comme réactif dans les processus de dégradation de la matière organique (Tchobanoglous et al., 1993). La teneur en eau volumique sur site varie de 0.15 à 0.40 (Chandrappa & Das, 2012). Reinhart and Townsend (1997) ont estimé que la teneur en eau volumique du massif de déchets doit être comprise entre 0.40 et 0.70 pour favoriser la production de biogaz et sa valorisation. Afin d'accélérer les processus de biodégradation Nous avons travaillé à saturation, ce qui correspond à des teneurs en eau volumique de 0.5-0.65. Cependant en travaillant avec ces teneurs en eau on s'éloigne des conditions observées sur site. Afin de travailler avec un milieu qui se rapproche des conditions de terrain nous avons

retenu avec une deuxième condition de teneur en eau, la capacité au champ, qui correspond à une teneur en eau volumique d'environ 0.2.

La température affecte également l'activité enzymatique et la croissance des micro-organismes. Par exemple, les micro-organismes méthanogènes sont adaptés à des plages de températures spécifiques (psychrophiles 4-15 ° C, mésophiles 20-40 ° C et thermophiles (45-70 ° C) (Batstone et al., 2002). Dans des études de laboratoire, les plages de températures optimales pour la croissance bactérienne mésophiles et thermophiles ont déjà été identifiées entre respectivement 35-40 ° C et 50-60 ° C (Tchobanoglous et al., 1993). De plus les propriétés électriques d'un milieu que ce soit la résistivité (Campbell et al., 1949), les phénomènes de polarisation électrique (Zisser et al., 2010) ou le potentiel spontané (Nourbehect, 1963) sont sensibles à la température. Durant l'ensemble du suivi géoélectrique la température a été fixée à 35°C pour ne pas influencer les mesures et pour se placer à une température optimale pour la croissance des microorganismes (mésophiles).

Sur le modèle des précédentes études (Gholamifard, 2009; Grossin-Debattista, 2011; Grossin-Debattista et al., 2014) et afin d'accélérer la mise en place du processus de digestion anaérobie, un consortium microbien contenant des microorganismes dit inoculum, a été ajouté dans le déchet. L'inoculum a été préparé en utilisant un digestat de biodéchets. Afin d'apporter une quantité de microorganismes assez importante pour initier rapidement les processus de biodégradation, il a été ajouté dans le déchet 437.5 g d'inoculum, ce qui représente la moitié de la masse de déchets. L'inoculum provenant du digestat d'un biodéchet en fin de biodégradation, il n'apportera pas ou peu de matière organique supplémentaire.

Finalement afin de vérifier la reproductibilité des mesures observées et d'obtenir des résultats robustes, les colonnes pour les deux conditions de teneur en eau choisies ont été dupliquées. Les colonnes contiennent la même quantité de déchets reconstitués, décrits dans la partie 2.3, afin de ne pas induire une nouvelle variable dans l'interprétation des résultats engendrée par une différence de nature ou de composition du déchet.

Quatre colonnes expérimentales contenant des déchets avec une densité similaire de 0.25 ont donc été mises en place. Dans deux des quatre colonnes le déchet a été placé à saturation afin de travailler avec une cinétique de biodégradation rapide. Dans les deux autres il a été placé à capacité au champ afin de travailler avec une cinétique plus lente et d'être plus représentatif des teneurs en eau observées sur le terrain. L'ensemble des conditions de mesure expérimentale pour les quatre colonnes est réuni dans le Tableau. 6.

Les conditions de mesures sont éloignées des conditions réelles du terrain et sont donc discutables. On a notamment choisi de travailler dans des conditions très favorables à la digestion anaérobie pour accélérer les cinétiques de biodégradation. Cependant même dans ces conditions, les vitesses de biodégradation sont de plusieurs centaines de jours. De plus la digestion anaérobie est un processus complexe qui peut être inhibé par de nombreux facteurs, comme l'accumulation d'AGV ou d'hydrogène dans le milieu.

Au cours de l'expérimentation que nous présentons ici, dix colonnes ont été mises en place au total mais le processus de biodégradation n'a été réellement efficace que dans quatre d'entre-elles. Le processus de biodégradation s'est déroulé sans problème seulement dans une de ces quatre colonnes, les autres ayant connu des épisodes d'inhibition. Afin de lever ses inhibitions, les colonnes ont été désaturées puis resaturées avec un milieu favorable à la biodégradation. Cependant même de cette façon les micro-organismes ayant été inhibés doivent progressivement se réadapter au milieu ce qui ralentit la cinétique de biodégradation globale.

Tableau. 6 . Synthèse des conditions expérimentales

Conditions expérimentales	Capacité au champ		Saturation	
	C_{FC1}	C_{FC5}	C_{S2}	C_{S4}
Colonne				
Masse de déchet (kg)	0.875		0.875	
Densité sèche	0.25		0.25	
Volume de la colonne de déchets (L)	3.506		3.506	
Teneur en eau volumique initiale (m^3 / m^3)	0.22	0.20	0.52	0.63
pH du lixiviat initial	8.6		8.6	
Température (°C)	35		35	

2.5. Protocole expérimental

Une fois la phase de tests réalisée, les quatre colonnes expérimentales ont été mises en place et remplies avec 0.875 kg de déchets reconstitués dont la composition est présentée dans la partie 2.3. Préalablement au remplissage lors de la préparation du déchet reconstitué, quatre sachets ont été préparés contenant respectivement 0.250 kg de déchets pour les trois premiers et 0.125 kg de déchets pour le dernier. En séparant la masse totale de déchet en quatre on s'assure lors du remplissage que dans chaque quart de la colonne de déchets soit présent l'ensemble des constituants du déchet reconstitué. Le remplissage avec les différents quarts de déchets permet de travailler avec une colonne de déchets la plus homogène possible. La même opération de séparation du déchet en quart a été réalisée sur l'inoculum. On a donc séparé l'inoculum en quatre flacons contenant respectivement 0.125 kg d'inoculum pour les trois premiers et 0.0625 kg d'inoculum pour le dernier.

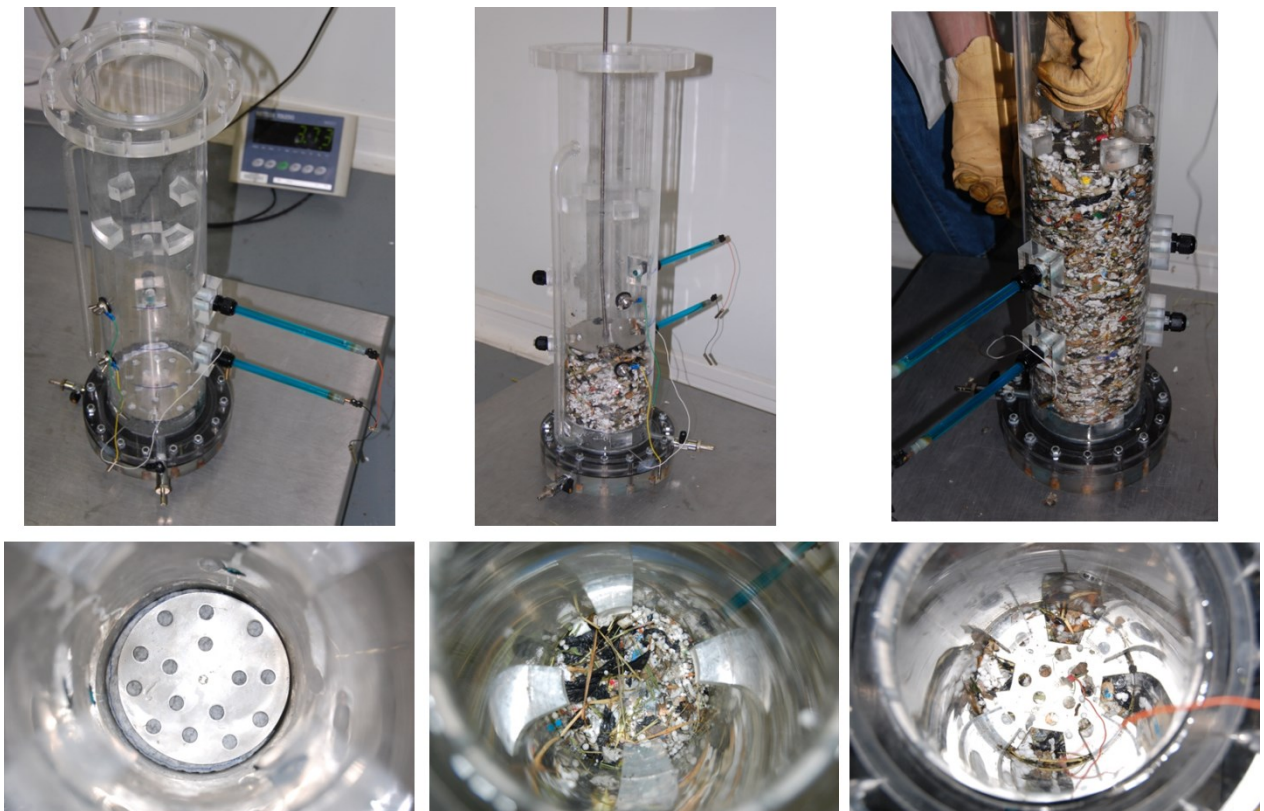


Figure 42 : Remplissage d'une colonne expérimentale

Le remplissage de chaque colonne a été réalisé en quatre fois en suivant à chaque fois les mêmes étapes :

La première étape consiste à mélanger un sac de déchets avec une préparation d'inoculum. Pour cela le contenu du sac de déchets a été placé dans un bac de mélange. La préparation d'inoculum a été répartie de façon homogène sur les déchets et le tout a été mélangé.

Le déchet est placé dans la colonne en essayant de répartir l'ensemble des fractions le constituant de façon homogène. Le déchet est alors tassé à l'aide d'une plaque de compaction, en essayant de comprimer le déchet de façon homogène. Une fois que la totalité du sac a été placée dans la colonne, la hauteur de déchet doit se trouver au niveau du premier quart de la colonne. Cette phase de remplissage est illustrée par la Figure 42

L'opération est ensuite réitérée avec un autre sac de déchet et ce jusqu'au remplissage total de la colonne.

Les colonnes une fois remplies avec le déchet et l'inoculum ont été saturées en eau, les colonnes placées par la suite à capacité au champ comprises, et aucune mesure géophysique n'a été réalisée avant le début de la production de méthane pour permettre au processus de biodégradation de se mettre en place. L'injection de courant dans le milieu pourrait perturber le développement des micro-organismes.

Une fois que la production de méthane a commencé deux des colonnes ont été placées à capacité au champ en les laissant se désaturer durant une journée.

Le suivi de la production et de la composition de lixiviat et de biogaz a été réalisé sur chaque colonne afin de déterminer l'état de biodégradation au cours de l'expérimentation. Une fois que la production de biogaz s'est stabilisée et que la quantité de méthane produite était proche de celle attendue les expériences ont été arrêtées. La quantité de méthane attendue a été déterminée grâce aux résultats de tests de biodégradabilité réalisés au cours d'un précédent projet de recherche (Grossin-Debattista et al., 2014), sur des déchets reconstitués de la même composition que le MODECOM et qui avaient montré que le potentiel méthanogène du déchet est de 76.6 L de méthane / kg de déchets en moyenne.

2.6. Mesures de références sur la biodégradation du déchet

2.6.1. Analyse du biogaz

Des poches de prélèvement de gaz ont été ajoutées à la colonne afin de récolter le biogaz produit durant la biodégradation. Elles ont permis de déterminer la production totale de biogaz pour chaque colonne. La quantification du volume présent dans les poches a été réalisée par poussée

d'Archimède. Tout corps immergé partiellement ou totalement dans un fluide subit de la part de celui-ci une poussée verticale, dirigée vers le haut, appelée poussée d'Archimède, dont l'intensité est égale au poids de fluide déplacé. Afin de mesurer le volume des poches nous les avons immergées dans une bac d'eau placé sur une balance afin de mesurer le poids du liquide déplacé.

Les analyses du biogaz ont ensuite été effectuées à l'aide d'un appareil de micro-chromatographie portable en phase gazeuse (Varian CP4900) dit microGC. L'appareil de mesure permet de séparer et quantifier les gaz suivants : CH₄, CO₂, O₂, N₂ et H₂.

2.6.2. Analyse du lixiviat

Un système de récupération des lixiviats a été installé à la base des colonnes. La conductivité électrique et le pH ont été mesurés pour chaque prélèvement à l'aide respectivement d'un conductimètre WTW 340i et d'un pH-mètre IQ Scientific instruments IQ160. Dans certains échantillons de lixiviat prélevés, la concentration en acides gras volatiles (acide lactique, formique, acétique, propionique et butyrique) a été déterminée. L'analyse des AGV a été réalisée par chromatographie ionique (Dionex DX-120). Le chromatographe est équipé d'une colonne échangeuse d'ions IONPAC® ICE-AS1 (9*250 mm) et la détection est réalisée par conductimétrie. Les éluents utilisées sont l'acide heptafluorobutyrique à 0.4 mmol.L⁻¹ et le TBAOH à 5 mmol.L⁻¹.

2.7. Mesures géophysiques

Afin d'éviter que le processus de digestion anaérobie ne puisse être inhibé dès le démarrage des expériences par l'injection de courant, le suivi géophysique n'a démarré qu'une fois que la production de méthane avait été initiée. Durant les premiers jours de la biodégradation une forte production de biogaz est observée. Ce biogaz est composé majoritairement de dioxyde de carbone et de dihydrogène, ce qui correspond aux premières étapes de la digestion anaérobie. Une fois que la colonne produit un biogaz composé de manière significative en méthane (plusieurs pourcent), on considère que la méthanogénèse se met en place et le suivi géophysique démarre alors. Des mesures réalisées sur une colonne test ont permis de déterminer qu'une centaine de jours était nécessaire pour obtenir une biodégradation avancée du déchet et qu'en conséquence une fréquence de mesure hebdomadaire était suffisante pour le suivi géophysique.

Afin de réaliser les mesures géophysiques, les colonnes ont été équipées de plaques circulaires en inox, situées en dessous et au-dessus de la colonne de déchets, qui vont permettre l'injection de courant en supposant des lignes de champs parallèles. Le suivi de certaines méthodes géophysiques retenues, le PS et la PPS, nécessite l'utilisation d'électrodes de potentiel de type non polarisable. Afin

d'utiliser les électrodes les plus adaptées pour notre suivi de mesure, nous nous sommes intéressés à ces électrodes.

2.7.1. Electrodes non polarisables

Dans la littérature, la plupart des études traitant d'un suivi de PS ou PPS, réalisées à l'échelle du laboratoire sont effectuées avec des électrodes non polarisables de type Cu/CuSO₄ (Maineult & Bernabé, 2005; Maineult, Bernabé, & Ackerer, 2004, 2006), Pb/PbCl₂ (Clerc et al., 1998; V. Naudet & Revil, 2005; Petiau, 2000) ou Ag/AgCl (Allègre, Jouniaux, Lehmann, & Sailhac, 2010; N. Linde et al., 2007; Mboh, Huisman, Zimmermann, & Vereecken, 2012). Les électrodes commerciales de type Pb/PbCl₂ classiquement utilisées pour les prospections PS, par exemple les PMS9000 de SDEC, ont un défaut majeur qui est de relâcher par diffusion une quantité de sel dans le milieu (Maineult, 2004). Placées dans une colonne de mesure contenant des déchets, ces électrodes pourraient nuire au développement microbien et inhiber la biodégradation des déchets. Pour cette raison, lors de suivi PS en laboratoire, des électrodes non polarisables spécifiques ont été mises au point. Jougnot et Linde (2013) par exemple ont fabriqué des électrodes de type Ag/AgCl, contenant un fil d'argent baignant dans un électrolyte de chlorure d'argent sous forme de gel. Ces électrodes permettent de réduire la quantité d'électrolyte relâché dans le milieu. Cependant l'effet du relargage de sel dans le milieu ne peut pas être négligé sur un suivi de plusieurs jours (Jougnot & Linde, 2013). L'alternative pour un suivi à long terme serait de mettre de la bentonite autour des électrodes afin de limiter cette fuite.

Le milieu poreux de l'électrode non polarisable qui fait tampon entre l'électrolyte de l'électrode et celui du milieu, peut aussi poser problème lors de son utilisation dans un milieu en biodégradation. Naudet et Revil (2005) qui ont effectué le suivi de la mesure PS sur une zone contenant des bactéries sulfato-réductrices, ont observé une détérioration de l'embout poreux des électrodes placées au niveau de la zone contenant des bactéries. En effet celui-ci était en bois, il a donc été dégradé par l'action des micro-organismes présents dans le milieu. L'utilisation d'un embout poreux en céramique, ou un autre milieu poreux non biodégradable, est donc nécessaire pour le suivi d'un milieu en biodégradation.

A la suite de ces observations nous avons choisi d'effectuer le suivi des quatre méthodes géophysiques sur les colonnes expérimentales à l'aide de deux électrodes non polarisables fabriquées sur le modèle de Maineult (2004), repris par la suite par Noel (2014). Ces électrodes ont été choisies car premièrement leur durée de vie est longue pour des électrodes non polarisables (au moins 60 jours), et deuxièmement la solution de CuSO₄ a été gélifiée pour limiter les fuites et réduire

la perturbation sur le milieu. Un deuxième couple de mesure plus « classique » en inox a aussi été installé sur les colonnes expérimentales. Ce couple d'électrode sont des têtes de vis en inox qui permettent un bon contact avec le déchet (S. Moreau et al., 2003).

2.7.2. Suivi du potentiel spontané

Le suivi du PS est la première mesure réalisée afin qu'il ne soit pas influencé par les injections de courant nécessaires aux autres méthodes géophysiques. La mesure est réalisée sur les deux couples d'électrode de potentiel avec un multimètre à haute impédance d'entrée afin d'affecter le moins possible la mesure du potentiel (Chauvin Arnoux C.A 5233) comme présenté sur la Figure 43.



Figure 43 : Mesure PS sur une colonne de déchet avec un multimètre haute impédance

Avant de les utiliser pour la mesure PS, nous avons testé la stabilité des électrodes non polarisables en suivant le même protocole que celui présenté par Noel (2014) au cours de sa thèse. Ce test consiste à mesurer la différence de potentiel entre chacune des électrodes fabriquées et une électrode de référence. L'électrode de référence utilisée ici est une électrode au calomel saturé (ECS, $\text{Hg}_2\text{Cl}_2/\text{Hg}$). La mesure a été réalisée dans une cuve remplie d'une solution saline (NaCl) et contenant l'ensemble des électrodes. Les mesures de différence de potentiel ont été réalisées toutes les heures, pendant plusieurs dizaines d'heure et dans une pièce thermostatée à 35 °C afin de se placer

dans les mêmes conditions de mesures que l'expérimentation de laboratoire. La Figure 44 présente l'évolution de la différence de potentiel de chacune des électrodes fabriquées par rapport à une électrode de référence au calomel saturé.

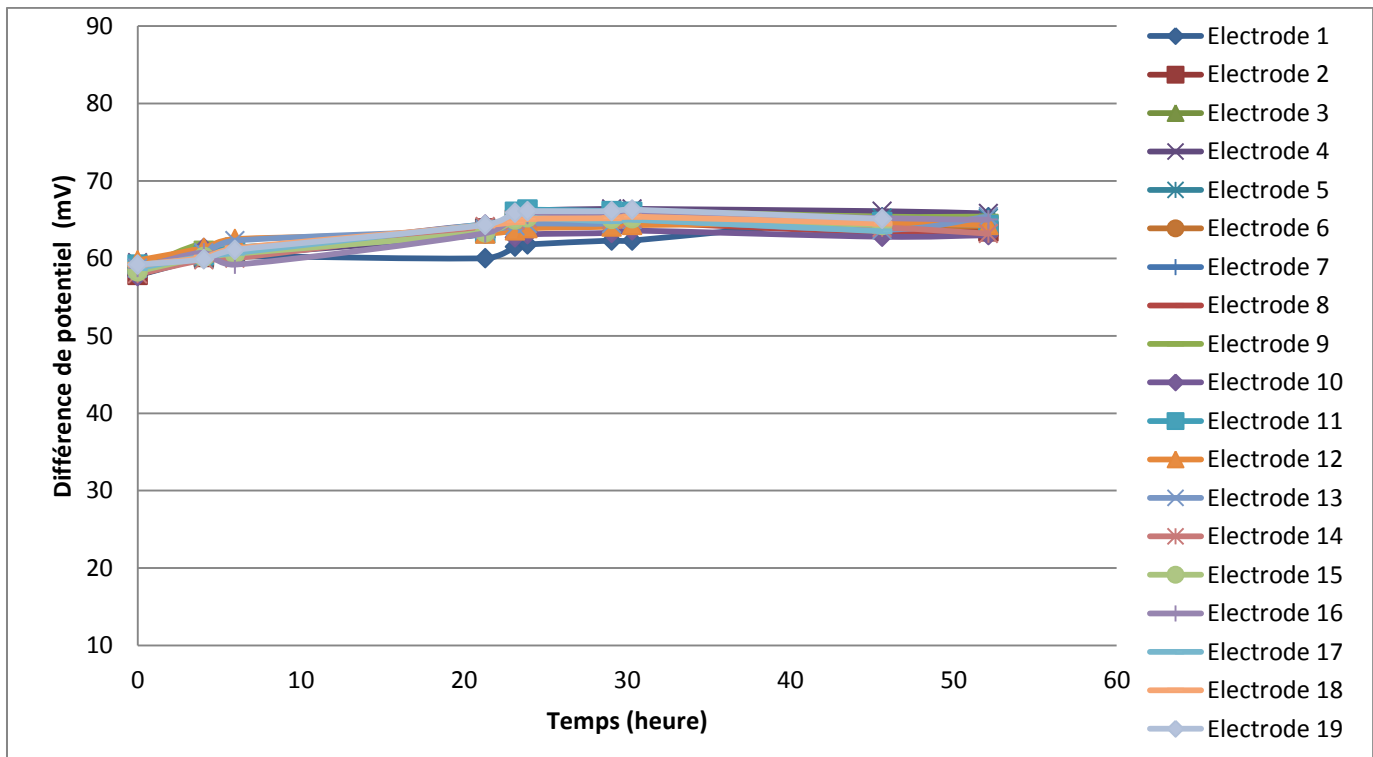


Figure 44 : Evolution de la ddp des 19 électrodes non polarisables par rapport à une électrode référence ECS

On observe au départ une légère variation pouvant correspondre à un équilibrage chimique du milieu pour l'ensemble des 19 électrodes fabriquées. La différence de potentiel mesurée par la suite est très stable et ce jusqu'à près de 50 heures après le début de la mesure. Les électrodes mesurent un potentiel de façon stable, tant que la solution de sulfate de cuivre est saturée.

En parallèle des mesures de ddp, un suivi de la conductivité du milieu a été effectué afin de détecter une possible fuite des électrodes. En effet les électrodes étant remplies d'une solution de sulfate de cuivre sursaturée, leur fuite entrainerait une augmentation de la conductivité du milieu. Les mesures ont été réalisées dans la pièce thermostatée à 35 °C afin de se placer dans les mêmes conditions que le pilote expérimental. La Figure 45 présente l'évolution de la conductivité de la solution ou sont immergées les 19 électrodes.

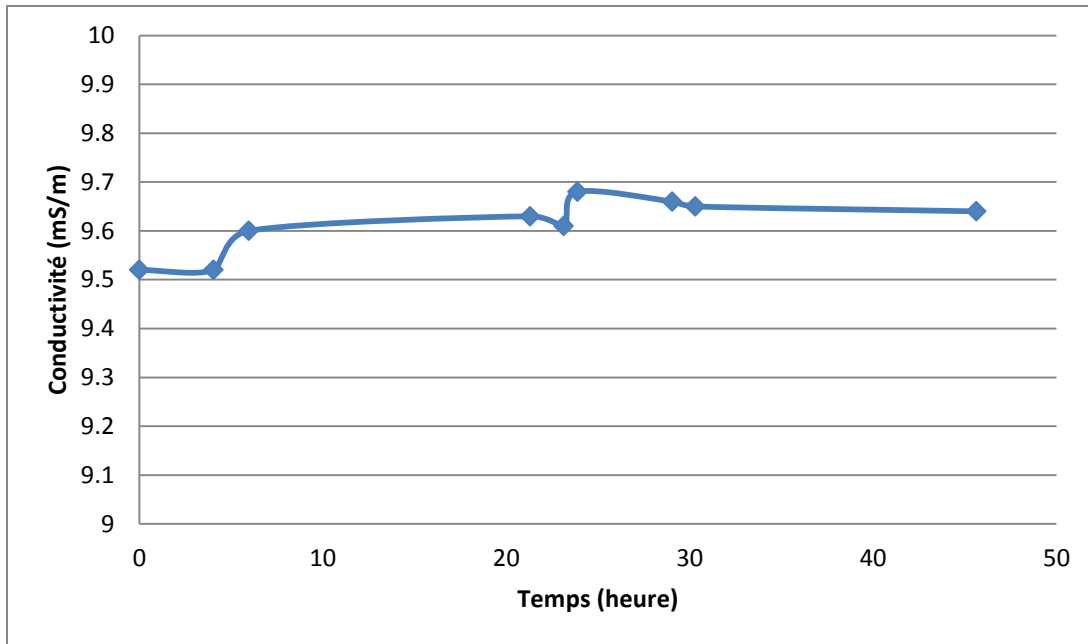


Figure 45 : Evolution de la conductivité de la solution

On observe que la conductivité a tendance à augmenter les cinq premières heures de l'expérience pour se stabiliser vers 9.65 mS/m. À noter que la solution en fin d'expérience a légèrement bleuit. On observe aussi qu'à 35°C la solution de sulfate de cuivre gélifiée est devenue liquide. Les électrodes ont dû fuir dans la solution saline. Cependant aucune bulle ne s'est formée à l'intérieur des électrodes laissant penser que la fuite a été relativement faible.

2.7.3. Suivi de la résistivité électrique et de la polarisation provoquée temporelle

Les mesures de résistivité et de chargeabilité sont ensuite réalisées en même temps, à l'aide d'un résistivimètre Syscal pro (IRIS Instruments) représenté sur la Figure 46.

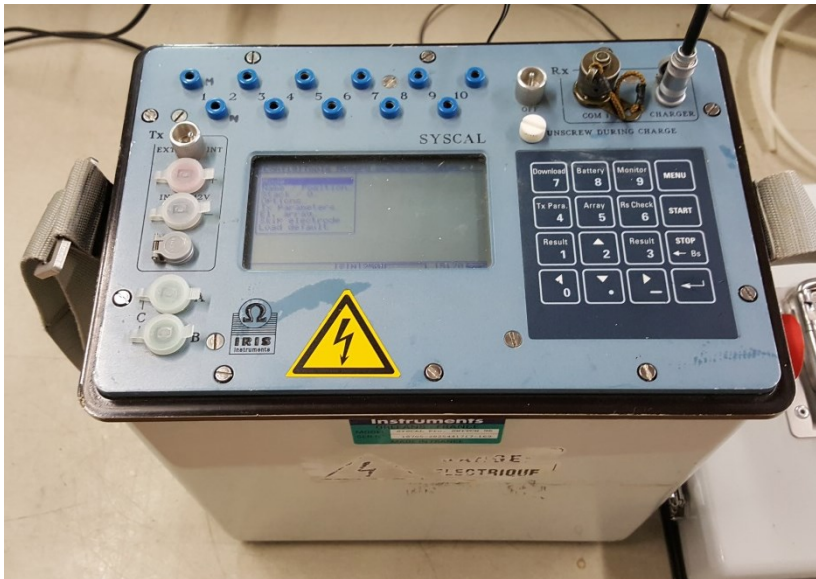


Figure 46 : Photo du Syscal pro 96 électrodes d'IRIS Instruments utilisé pour les mesures RE et PPT

Des tests sur le temps d'injection ont été réalisés sur un déchet non biodégradable. L'hypothèse de travail est que l'injection de courant devait être assez longue pour charger électriquement le milieu mais assez courte pour éviter de perturber les microorganismes responsables de la biodégradation du déchet ; (1) l'injection de courant pourrait perturber leur fonctionnement en ayant notamment une influence sur les processus de transferts d'électron utilisés par les bactéries, (2) l'injection de courant dans un milieu saturé peut induire une électrolyse de l'eau et produire de l'oxygène et de l'hydrogène, deux composants qui en trop grande quantité inhibent le processus de biodégradation.

2.7.3.1. Test sur les paramètres d'acquisition

Sur une première colonne test, mise en place précédemment à l'expérimentation, le biogaz récupéré dans les poches de prélèvement, montrait une forte proportion d'hydrogène. L'hydrogène à trop forte concentration étant un inhibiteur de la méthanogénèse, le premier test avait donc pour but de déterminer si l'injection de courant pouvait entraîner une production d'hydrogène par électrolyse de l'eau. Pour faire ce test, une des colonnes a été remplie uniquement d'eau et une série de mesure avec les mêmes paramètres de mesures que ceux utilisés par la suite et dans les mêmes conditions a été effectuée. La production d'hydrogène pouvant être faible pour une simple injection, nous avons simulé 30 jours de mesure journalière, et la plus petite poche de prélèvement de gaz a été mise en place. Les mesures ont été réalisées dans une pièce thermostatée à 35°C afin de se placer dans les mêmes conditions expérimentales que les pilotes de mesure.

Aucune production de gaz n'a été observée ni dans la poche de prélèvement (pas de remplissage), ni directement dans la colonne (pas de formation de bulles dans l'eau). S'il y a eu production

d'hydrogène par électrolyse de l'eau elle a été minime. L'injection de courant ne pourra pas être responsable d'une forte production d'hydrogène au cours de l'expérimentation par électrolyse de l'eau.

Il ressort des tests effectués qu'un temps d'injection de 1 s est suffisant pour charger le milieu. Il est aussi apparu qu'une mesure sans répétition et l'utilisation du mode « save energy » du Syscal pro permet de minimiser l'injection et les risques de perturbations des micro-organismes.

L'échantillonnage de la courbe de décroissance est réalisé sur les 20 fenêtres disponibles avec le résistivimètre utilisé avec un écartement semi-logarithmique permettant un échantillonnage du signal important au début de la décroissance, quand le rapport signal sur bruit est le plus fort, et faible à la fin, quand le rapport signal sur bruit diminue (Gazoty, Fiandaca, Pedersen, Auken, & Christiansen, 2013).

Initialement les électrodes mises en place sur toutes les colonnes avaient été centralisées dans un boîtier sur lequel on pouvait brancher le Syscal. Une séquence de mesure avait été créée afin d'automatiser les mesures pour chaque colonne. Néanmoins durant la phase de test des paramètres de mesure on s'est aperçu que les mesures de différence de potentiel réalisées par le résistivimètre étaient particulièrement bruitées rendant leur rapport signal sur bruit très faible. Les câbles qui permettaient de relier les électrodes au boîtier, ont été identifiés comme étant la source de ce bruit alors même qu'ils étaient blindés. Pour cette raison l'ensemble des mesures ont été réalisées manuellement, en se branchant directement sur la façade de l'appareil, afin de minimiser les longueurs de câble utilisé et réaliser des mesures de bonne qualité.

2.7.3.2. Détermination des facteurs géométriques

Avant de pouvoir réaliser des mesures de résistivité, il faut connaître les facteurs géométriques k des différents couples d'électrodes de mesure. Pour cela des mesures de résistivité ont été réalisées en remplissant chaque colonne expérimentale d'une solution saline de conductivité connue. Nous avons utilisé trois solutions différentes, $\sigma = 587, 1972, 4600 \mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui a permis de calculer une moyenne et un écart type pour chaque facteur géométrique. De la même façon que les précédents tests les mesures ont été réalisées dans la pièce thermostatée à 35°C. Les résultats obtenus sont affichés dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Calcul des facteurs géométriques des deux couples d'électrode de mesure

Electrodes	Moyenne du facteur géométrique sur trois mesures (m)	Ecart type relatif du facteur géométrique (%)
Inox	0.1408	1.126
NP	0.1414	1.044

2.7.4. Suivi de polarisation provoquée spectrale

Les mesures PPS ont été réalisées ici à l'aide d'un potentiostat VMP3 de Biologic représenté sur la Figure 47. Afin d'obtenir des mesures de bonne qualité, des tests sur les paramètres de mesure ont été réalisés.



Figure 47 : Photo du potentiostat VMP3 de Biologic utilisé pour les mesures PPS

Du fait des faibles intensités du courant injecté, la mesure a un faible rapport signal sur bruit. Pour augmenter ce rapport, la mesure peut être répétée de nombreuses fois ce qui va avoir aussi pour effet d'augmenter la durée d'acquisition. Pour trouver les paramètres optimums avec un compromis entre une mesure de bonne qualité et un temps d'acquisition le plus rapide possible nous avons testé plusieurs paramètres différents :

- La gamme de fréquence balayée. Elle s'étale classiquement de 10 mHz à 20 kHz. Plus la fréquence de mesure sera basse, plus le temps d'acquisition sera long.
- Le nombre de point d'échantillonnage du spectre de mesure de résistivité complexe. Plus l'échantillonnage sera important, mieux le spectre de mesure sera définit.
- Le nombre de répétition pour chaque point d'échantillonnage. Plus le nombre de répétition sera important, plus le signal sera moyenné ce qui augmentera sa stabilité.

Finalement les mesures PPS ont été réalisées entre 50 mHz et 20 kHz avec 5 points d'échantillonnage par décade. Les mesures sont issues de la moyenne de 100 répétitions par fréquence de mesure pour une durée d'acquisition de 1h45 par colonne.

De la même façon que pour la mesure PS, les électrodes non polarisables ont été testées afin de déterminer si elles n'induisaient pas de polarisation au cours d'une mesure PPS. Pour cela nous avons réalisé une mesure PPS sur un milieu non polarisable, de l'eau salée, comme défini par Noel (2014) au cours de sa thèse. Avant d'être remplies avec des déchets, les colonnes ont été remplies d'eau salée dans laquelle on a aussi ajouté un peu de sulfate de cuivre afin que les électrodes ne fuent pas par diffusion. La Figure 48 présente un exemple du spectre de déphasage mesuré sur une colonne en eau avec un couple d'électrodes non polarisables.

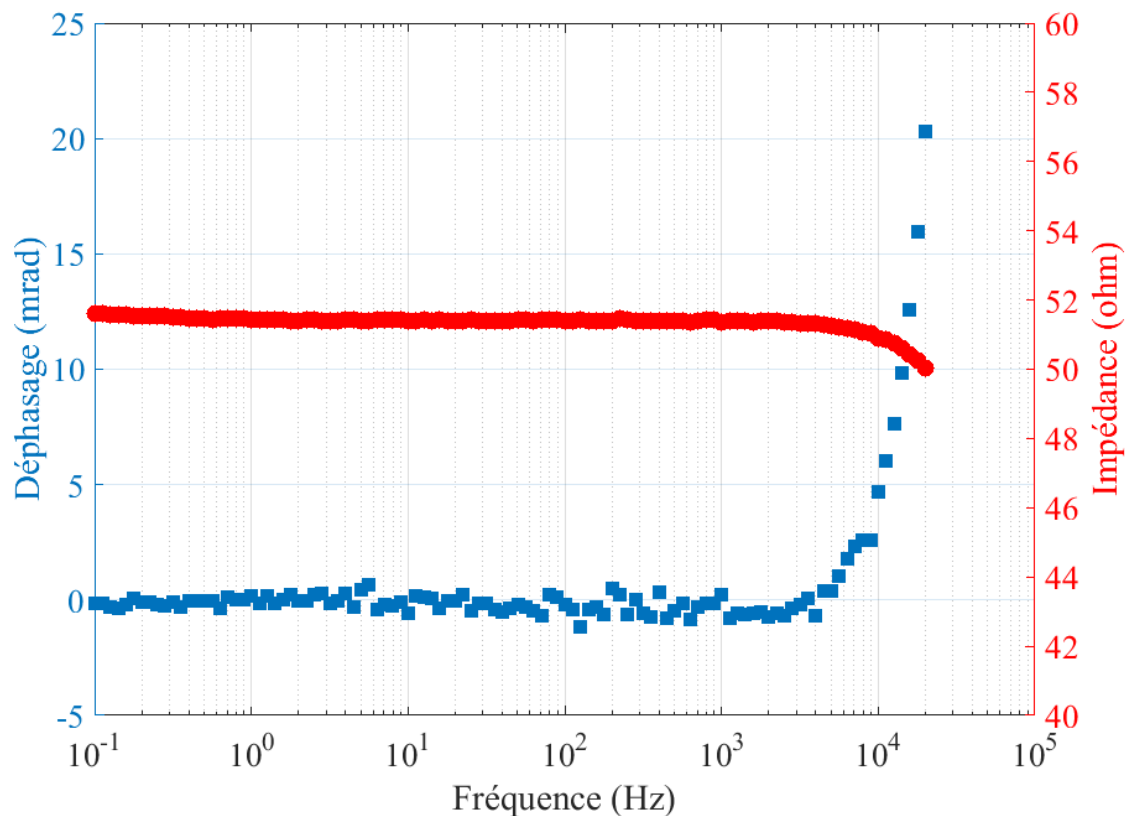


Figure 48 : Exemple de test PPS réalisé sur un des couples d'électrodes non polarisables sur une colonne expérimentale remplie d'eau

Le spectre montre qu'en dessous de 5 kHz le déphasage oscille entre -0.2 et 0.2 mrad, et que l'impédance varie de 51.2 à 51.6 ohms. Dans la gamme de mesure 50 mHz – 5kHz les électrodes non polarisables ne polarisent pas le milieu. Au-dessus de 5 kHz la mesure est polarisée mais la gamme de fréquence qui nous intéresse, dans laquelle la double couche électronique affectée par les phénomènes biologiques va se polariser, se situe sous le 1 kHz. Les mesures effectuées entre 20 et 1

kHz sont réalisées en moins d'une minute, les enlever ne diminuerait pas de manière significative le temps d'acquisition. Elles sont donc laissées afin d'avoir un spectre de mesure plus large.

3. Matériels et méthodes – Suivi géophysique à l'échelle du casier de déchets

3.1. Description du site

La SAS Les Champs Jouault s'inscrit dans une politique multirégionale de gestion des déchets; c'est dans ce cadre que, soucieux d'être un acteur proactif de maîtrise de l'environnement, la société a initié le projet de centre d'enfouissement avec la volonté d'agir pour les générations à venir.

En tant que PME, la force de la SAS Les champs Jouault réside dans son statut d'indépendant. Souplesse et réactivité sont les maîtres mots de son service. L'activité se décline en 4 axes :

- Récolter les déchets des Activités Economiques (DAE)
- Trier les déchets Industriels
- Valoriser les matériaux recyclables
- Assurer le traitement des déchets Non Dangereux

Le site situé sur la commune de Cuves, dans le sud du département de la manche, est opérationnel depuis le 06 avril 2009 et certifié ISO 14001 par l'AFAQ (Groupe AFNOR) depuis le 18 décembre 2009. Il est autorisé à traiter un tonnage annuel de 75 000 tonnes (<http://www.champs-jouault.com/>).

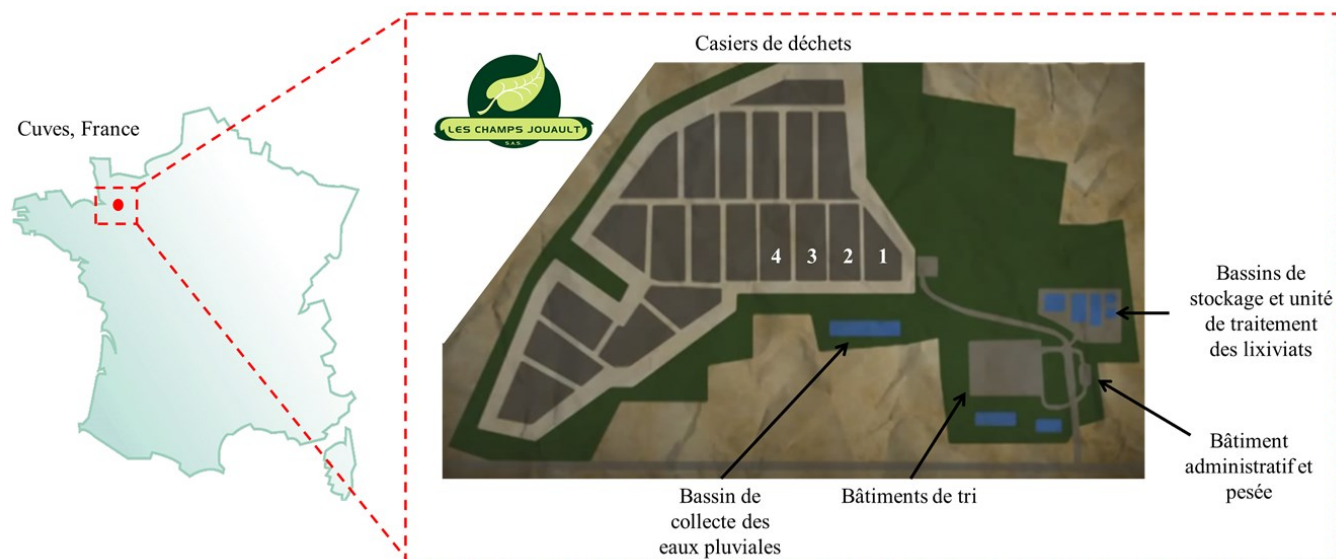


Figure 49 : Localisation du site de la SAS Les Champs Jouault.

La SAS Les Champs Jouault a choisi de mettre en œuvre une gestion de l'ensemble de son installation selon le mode bioréacteur par recirculation de lixiviat. Sur la Figure 49 on peut voir l'organisation de l'ISDND de la SAS Les Champs Jouault qui est divisée en 20 casiers de déchets.

Au mois de mai 2018, 9 casiers sont fermés, et le dixième est en exploitation. Le rythme d'exploitation est d'environ un casier exploité puis fermé chaque année. Les casiers de stockage étanches (environ 50 mètres de large pour 100 mètres de long) contiennent entre 10 et 15 mètres de hauteur de déchets. Actuellement, selon la SAS Les Champs Jouault, les déchets stockés sont composés d'environ 50-60 % d'OM / tout venant et de 40-50 % de DAE.

3.2. Le déchet du site de la société les Champs Jouault

Dans le cadre d'un premier projet de recherche, une campagne de caractérisation des déchets entrant au sein de l'ISDND des champs Jouault a été réalisée par IRSTEA. La caractérisation a été réalisée sur la fraction OM et DAE en suivant les normes européennes d'échantillonnage NF EN 14899 (European Committee for Standardization, 2006) et NF X30 466 (French Standard Institute, 2013) sur plusieurs années, en 2012 et 2013. Cette campagne de caractérisation avait pour objectif de : (i) estimer le potentiel méthanogène des déchets et donc une production théorique maximum de méthane à l'échelle des alvéoles, (ii) permettre de composer un déchet reconstitué représentatif des déchets du site et utilisable dans le cadre d'expérimentation de laboratoire qui ont été mises en œuvre par la suite.

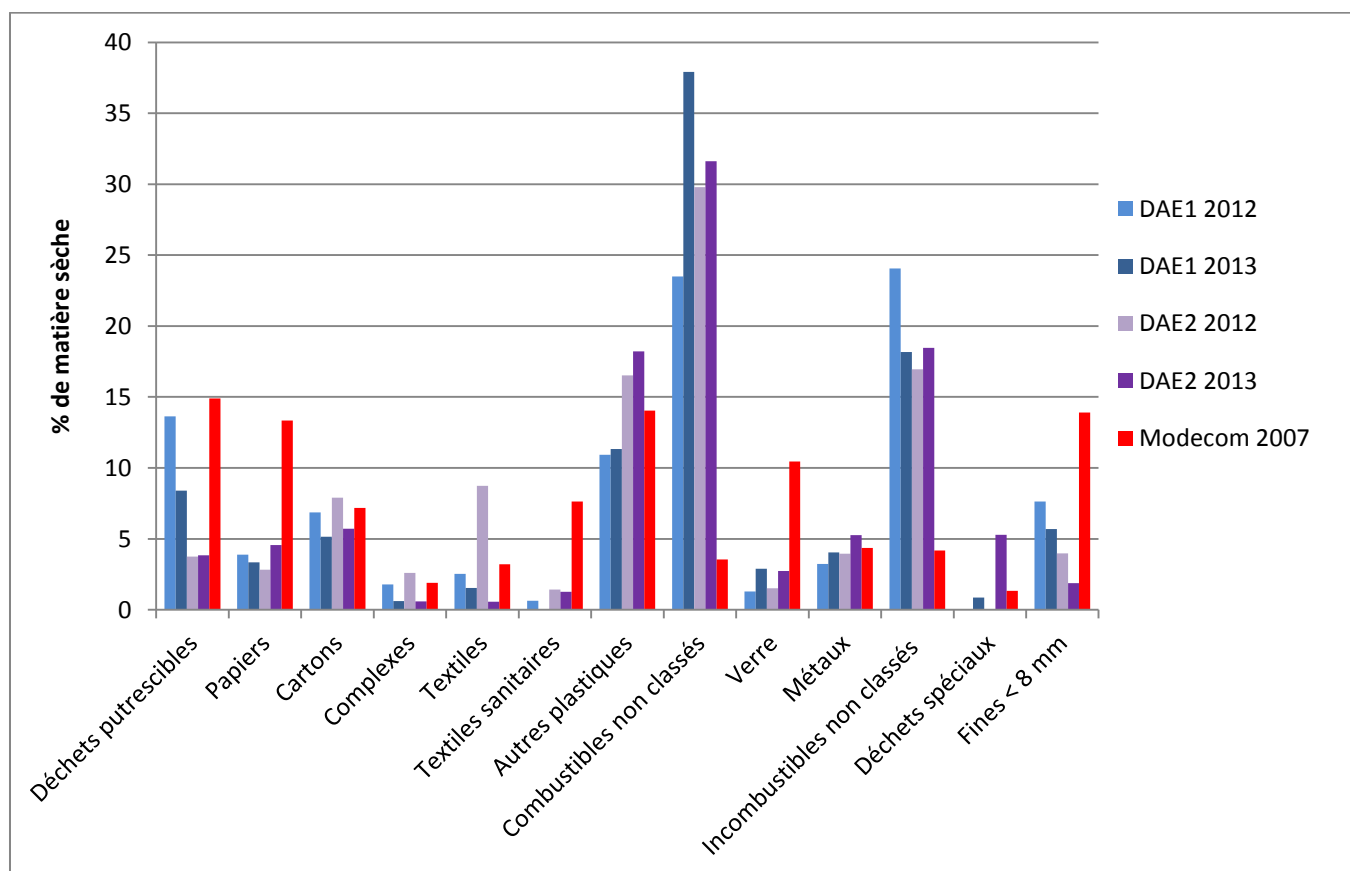


Figure 50 : Composition des DAE caractérisés en comparaison à l'OM MODECOM.

La Figure 50 présente la composition des différents DAE caractérisés au cours de la campagne en comparaison de la composition du MODECOM. On peut observer une forte différence entre les deux compositions particulièrement pour les catégories des combustibles non classés et des incombustibles. Ce sont les deux catégories qui sont les plus présentes dans les deux lots et qui ont un poids important dans le résultat final, entre 25 et 37% pour les combustibles non classés et 17 et 24% pour les incombustibles. En comparaison dans le MODECOM ces fractions représentent chacune moins de 5% de la masse totale du déchet. Inversement, les fractions de déchets biodégradables, les papiers et cartons, sont beaucoup plus importante dans le MODECOM que dans le DAE. Si ces résultats montrent que la composition des DAE entrant au sein des casiers des Champs Jouault est différente, ils ont permis de calculer une production théorique maximum de méthane à l'échelle des alvéoles.

La Figure 51 présente la composition des différents OM caractérisés au cours de la campagne en comparaison de la composition du MODECOM.

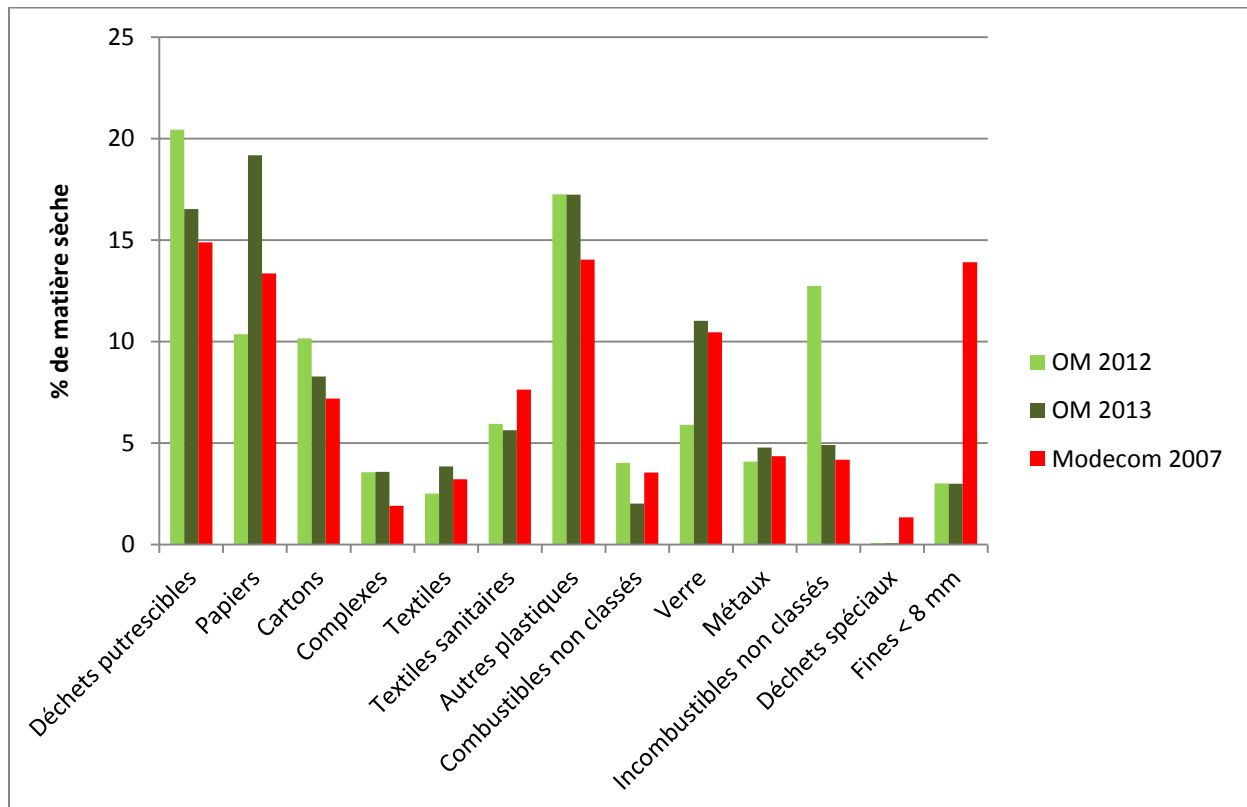


Figure 51 : Composition des OM caractérisées en comparaison à l'OM MODECOM.

Suite à cette caractérisation des tests de biodégradabilité ont été effectués sur un déchet avec une composition semblable aux déchets entrant au sein des Champs Jouault afin de connaître la production théorique maximum de méthane d'un casier de déchets, qui a été estimée entre 70 et 80 L de méthane par kilo de déchets.

3.3. Le casier de déchets 4

Le remplissage du casier de déchets 4 du site industriel de la SAS Les Champs Jouault a commencé en juillet 2011 et s'est arrêtée en juillet 2012. La géomembrane de surface a ensuite été posée en novembre 2012. Le casier est long de 100m, large de 50 m pour une hauteur de 10 à 15 m. Il contient 64 333 tonnes de déchets composés d'environ 50 % d'OM et 50 % de DAE, pour un volume de 67 700 m³ et une densité moyenne de 0.95.

3.3.1. Suivi des mesures de références sur la biodégradation

Comme l'ensemble des casiers de déchets de la SAS les Champs Jouault, des tranchées mixtes de captage du biogaz et de réinjection des lixiviats ont été implantées pour exploiter le casier en mode bioréacteur. Ce dispositif correspond à un système de réinjection utilisant un tube perforé horizontal. Sur le casier de déchets six plaques de tassement ont aussi été installées pour suivre l'évolution du massif de déchets au cours du temps. La Figure 52 présente la localisation des tranchées mixtes de captage du biogaz et de réinjection de lixiviat ainsi que les plaques de tassement sur le casier 4.

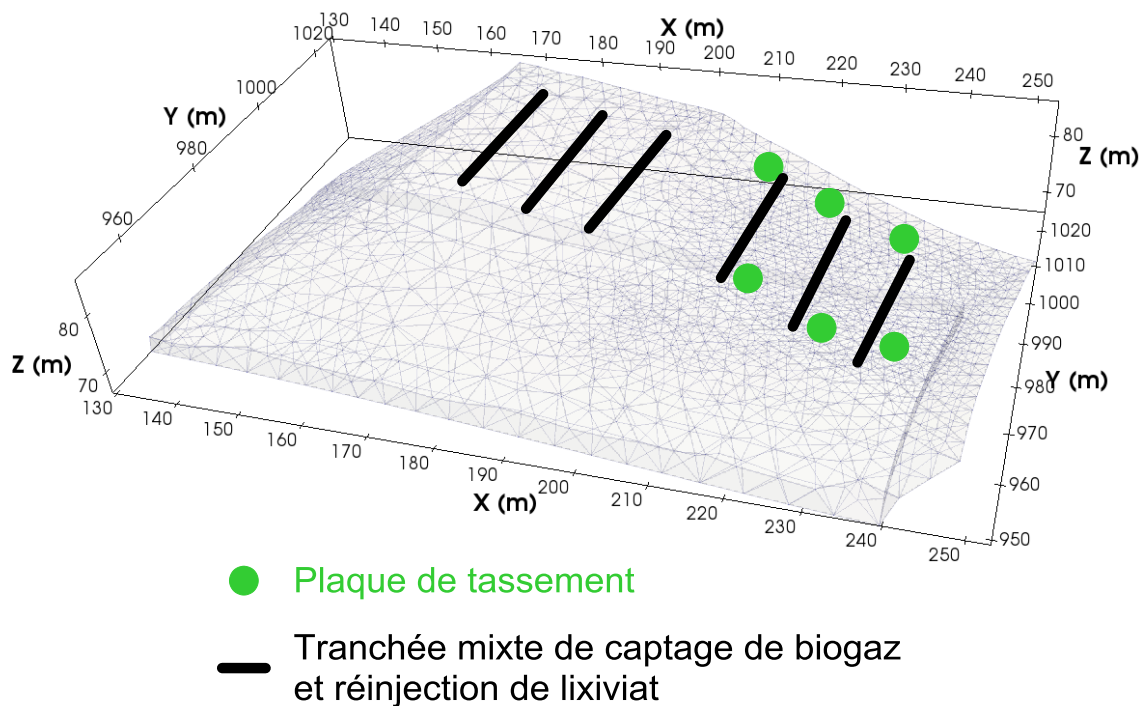


Figure 52 : Position des tranchées mixtes de captage de biogaz et de réinjection de lixiviat et des plaques de tassement sur le casier de déchets 4 de la SAS les Champs Jouault

Certaines mesures de biodégradation de référence, telles que la production de méthane et le tassement du casier de déchets, peuvent fournir des informations sur le processus de biodégradation du massif de déchets. Le méthane est l'un des produits finaux de la biodégradation anaérobie du

déchets (Morton A. Barlaz, Rooker, Kjeldsen, Gabr, & Borden, 2002). D'un point de vue réglementaire, les gestionnaires d'ISDND doivent surveiller la quantité de méthane et la concentration de biogaz. Dans plusieurs ISDND, le réseau de collecte de biogaz couvre un certain nombre de casier de déchets. Pour mesurer uniquement la production de biogaz du casier 4 et sa concentration en méthane, un débitmètre à ultrasons (Proline Prosonic Flow B 200, HART, Endress + Hauser) a été installé sur le réseau de stockage des déchets de biogaz fin 2013 comme illustré sur la Figure 53.



Figure 53 : Débitmètre biogaz installé sur le casier 4

Le suivi de sa production permettra d'obtenir une information globale (car une mesure unique pour l'ensemble du casier) sur l'avancée de la biodégradation du massif de déchets. Le débitmètre installé sur le casier 4 est relié à une centrale d'acquisition Almemo qui a permis le suivi du volume de biogaz produit et sa composition en méthane toutes les heures et ce de mars 2013 à avril 2018.

La transformation de la matière organique en biogaz va entraîner un tassement du massif de déchets au cours du temps, et son suivi en différents points du déchet permettra donc d'obtenir des informations plus localisées sur l'avancé de la biodégradation du casier de déchets. Ces dispositifs sont constitués de plaques soudées à des tubes en PEHD de longueurs connues, eux-mêmes soudés à la géomembrane posée au-dessus du casier de déchets. Ils permettent ainsi de ne traduire que le tassement du massif de déchets et pas celui de la couverture de surface. Le suivi de la hauteur des six plaques de tassement a été réalisé de novembre 2014, date du début du suivi de tassement, à avril 2018 avec une mesure tous les trois mois.

3.3.2. Instrumentation géophysique

Le casier 4 a été choisi dans le cadre du projet de recherche ; le projet Champs Jouault (2011-2014), pour être équipé de divers capteurs, sondes et appareils de mesure afin d'en étudier le

fonctionnement (Grossin-Debattista et al., 2014). Ces instruments ont été installés au cours de son remplissage ce qui a permis d'équiper le massif de déchets sur différents niveaux. L'objectif du projet était d'optimiser le fonctionnement de l'ISDND des Champs Jouault. Le projet de thèse a suivi le premier projet et a notamment permis de poursuivre le suivi de mesures initié précédemment et d'analyser les données pour déterminer si les méthodes mises en place permettent le suivi de la biodégradation d'un massif de déchets. La Figure 54 présente la localisation de l'instrumentation mise en place sur le casier 4, au total, 4 lignes de résistivité, 4 fibres optiques et 12 thermistances ont été installées.

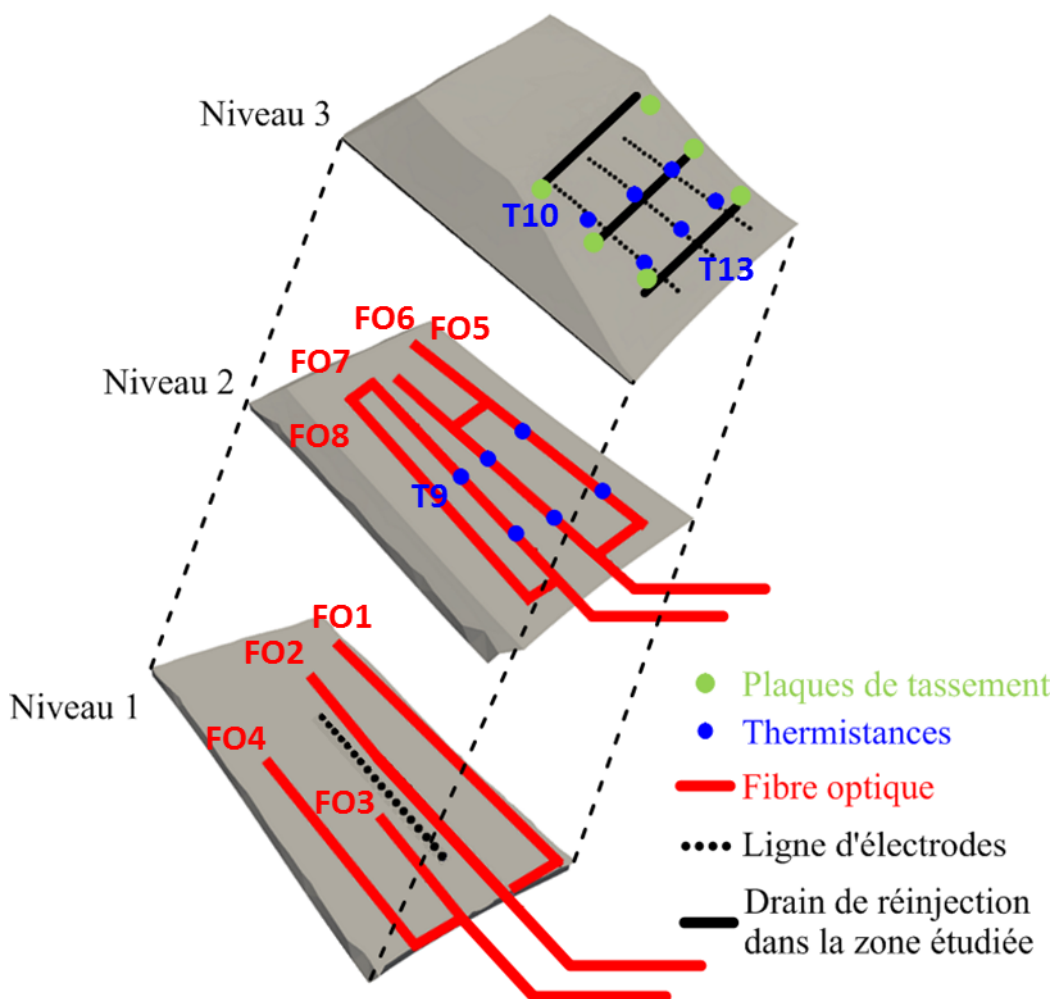


Figure 54 : Vue éclatée de l'instrumentation mise en place sur le casier de déchets 4 de la SAS Les Champs Jouault

L'instrumentation a été réalisée en trois étapes distinctes au fur et à mesure du remplissage du casier :

- Un premier niveau, situé à 4 m du fond du casier, a été instrumenté avec une ligne de 24 électrodes et deux fibres optiques.
- Un second niveau, situé à 9 m du fond du casier, a été instrumenté avec deux autres fibres optiques ainsi que six thermistances.
- Le dernier niveau, situé à 12 m du fond du casier, a été instrumenté avec trois lignes parallèles de 24 électrodes et six thermistances

Durant chaque étape d'instrumentation, des tranchées ont été réalisées dans le déchet à l'aide de pelleteuse, et un dispositif de protection a été mis en place afin de protéger les différents outils de mesure. La Figure 55 présente les différentes étapes de mise en place de l'instrumentation sur le casier 4. Premièrement une tranchée est creusée dans le déchet pour y déposer le matériel. On y dépose ensuite du sable pour protéger le dispositif. Le matériel est ensuite installé dessus et une seconde couche de sable y est déposée ainsi qu'un géotextile. On recouvre finalement le tout avec les déchets précédemment excavés.



Figure 55 : Photographies de l'installation de dispositif de mesure géophysique dans le casier 4 (Grossin-Debattista et al., 2014).

L'ensemble de l'équipement mis en place dans le casier (fibre optique, câble de connexion des lignes d'électrode, thermistances) est centralisé vers un cabanon installé à proximité du casier 4. Les fibres

optiques dans chaque tranchée ont été doublées en cas de rupture sur un des câbles. Les électrodes inox installées en fond de casier sont espacées de 2 m tandis que les électrodes de surface de 1.5m.

3.3.3. Suivi de la température par fibre optique

Des mesures de température distribuées par fibre optique ont été réalisées sur le casier 4 depuis novembre 2012 à l'aide d'un DTS (DTS Oryx, Sensornet, UK), présenté sur la Figure 56.



Figure 56 : Dispositif de mesure par fibre optique Oryx DTS (Sensornet, UK)

Le principe de la mesure par température par DTS est basé sur la réflectométrie optique dans le domaine temporel (Figure 57.a). La température ou la pression peut affecter la fibre de verre présente dans les câbles de fibre optique, et changer localement les caractéristiques de la transmission de la lumière. Lorsque la lumière va circuler dans la fibre de verre, une interaction va se produire entre les photons et les électrons de la molécule thermiquement excitée. La diffusion de la lumière, également connue sous le nom de diffusion Raman, se produit dans la fibre optique. Contrairement à la lumière incidente, cette lumière diffusée subit un décalage spectral d'une quantité équivalente à la fréquence de résonance de l'oscillation du réseau. La lumière diffusée par la fibre optique contient donc un spectre lumineux avec plusieurs composantes (Figure 57.b):

- la diffusion de Rayleigh avec la longueur d'onde de la source laser utilisée,
- les composantes de la ligne de Stokes provenant des photons décalés vers une plus grande longueur d'onde (fréquence plus basse), et
- les composants de la ligne anti-Stokes avec des photons décalés vers une longueur d'onde plus courte (fréquence plus élevée) que la diffusion de Rayleigh.

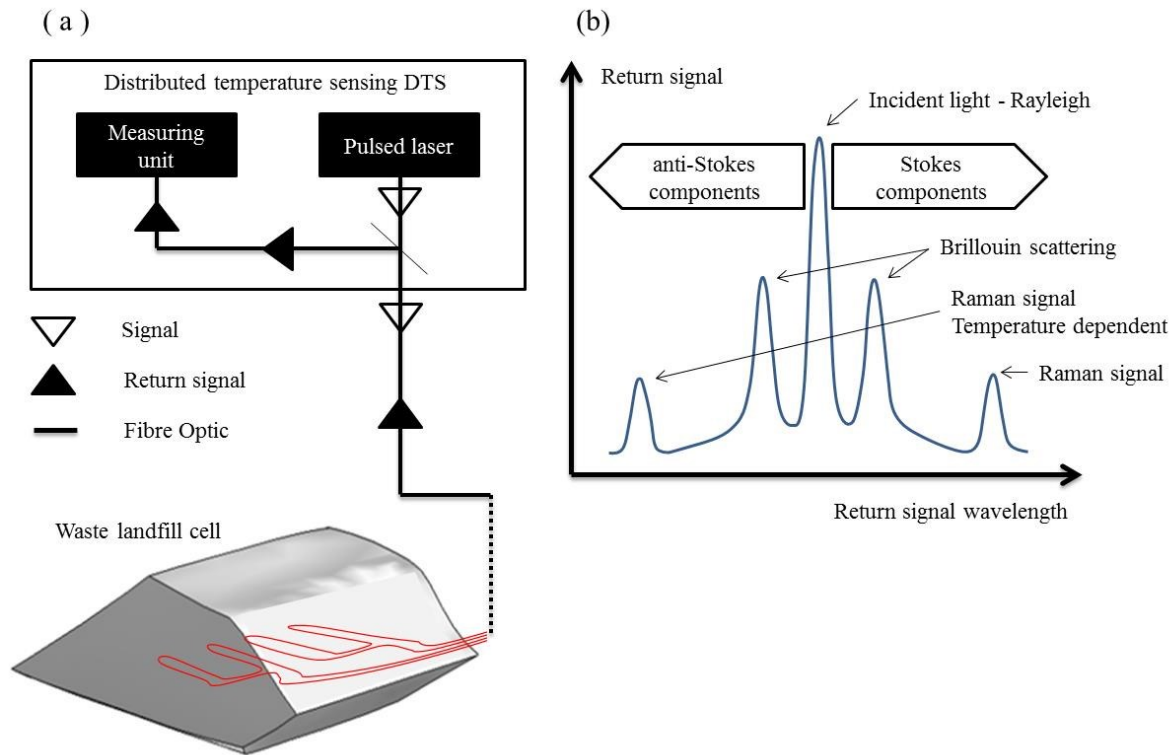


Figure 57 : (a) Système de mesure de la température et (b) exemple de spectre lumineux (Moreau et al., 2018)

L'amplitude de la bande anti-Stokes dépend de la température, tandis que la bande de Stokes est pratiquement indépendante de la température. La température locale de la fibre optique est dérivée du rapport des intensités lumineuses anti-Stokes et Stokes. La vitesse de propagation de la lumière dans la fibre optique est bien connue, de sorte que l'emplacement de la lumière rétrodiffusée renvoyée peut être déterminé à partir du temps de parcours. Avec cette analyse spatio-temporelle, les températures sont enregistrées le long du câble de fibre optique sous la forme d'un profil continu avec une résolution spatiale en fonction des caractéristiques de l'équipement (Grattan & Sun, 2000).

Le DTS utilisé a une résolution spatiale de 1 m, une résolution de température de 0,01 °C pour un temps de mesure sélectionné égal à 30 s avec trois répétitions. Les fibres optiques utilisées sont des fibres d'ACOLAN N6680 d'un diamètre de 6,2 mm (Acome, Mortain (50), France). Un total de 1200 m de fibre optique a été installé sur les deux niveaux d'instrumentation du casier 4. Un étalonnage sur la température a été réalisé avant la campagne de mesure à l'aide de sonde de température PT100 et de 10 m de fibre placés dans une boîte isolée et a permis d'obtenir une précision sur la mesure de 0.5 °C.

En plus des mesures de température par fibre optique des thermistances ont été placées dans le massif de déchets, reliées à une centrale d'acquisition Almemo permettant le suivi ponctuel des

températures en plusieurs points du casier. Les températures DTS ont été mesurées mensuellement de 2012 à 2014 par les équipes d'IRSTEA Antony avant le commencement de la thèse, puis trimestriellement jusqu'en 2016 par le doctorant. Les thermistances ponctuelles ont été, elles, mesurées toutes les heures à l'aide de centrales d'acquisition Almemo (AHLBORN).

3.3.4. Suivi de la résistivité électrique et de la polarisation provoquée

3.3.4.1. Tomographie de résistivité électrique

Un suivi des méthodes ER et PPT, présentées dans le Chapitre 1, a été réalisé sur le casier 4 depuis novembre 2012 par l'intermédiaire de la méthode de tomographie de résistivité électrique (ERT). L'ERT est une technique dérivant des méthodes classiques de sondage et traîné électrique. Elle permet d'obtenir des profils en 2 ou 3 dimensions de la distribution de la résistivité électrique et de la chargeabilité du sol (Torleif Dahlin, 2001). L'ERT repose sur l'implantation de multiples électrodes connectées à l'aide d'un fil conducteur, appelé flûte, à un résistivimètre. Des séries de mesures sont effectuées, en alternant électrode de mesure et électrode d'injection. Chaque mesure est caractéristique d'un quadripôle. La séquence de mesure est programmable et réunit l'ensemble des quadripôles choisis pour un nombre d'électrode initial. C'est en faisant varier la position du dispositif de mesure et l'espacement inter électrodes (a sur la Figure 58) que l'on peut obtenir des mesures à différentes positions et profondeurs. Les mesures de résistivité et de chargeabilité peuvent être réalisées en même temps avec le dispositif ERT. Premièrement, lors de l'injection de courant dans le milieu, on mesure la différence de potentiel pour obtenir la résistivité, puis l'injection de courant est coupée et on mesure la décroissance du potentiel dans le temps pour obtenir la chargeabilité. Sur la Figure 58 on peut voir une tomographie 2D pour un dispositif dipôle-dipôle avec 19 électrodes. Chaque quadripôle de mesure est défini par la position des électrodes de mesure ainsi que par l'écartement qui sépare ces électrodes (T. Dahlin & Loke, 1998). On commence par acquérir tous les quadripôles d'espacement inter électrodes 1a. L'espacement est ensuite implémenté afin de réaliser toutes les mesures pour les quadripôles d'espacement 2a. L'implémentation est effectuée jusqu'à l'acquisition de l'ensemble des quadripôles.

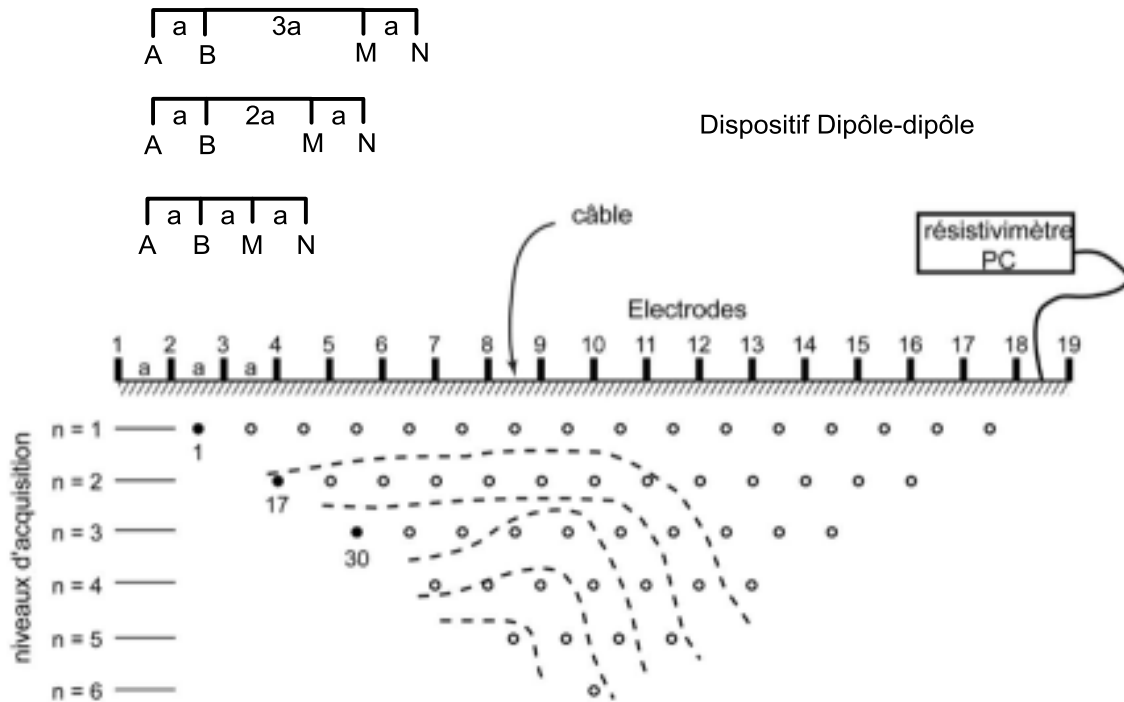


Figure 58 : Exemple d'acquisition ERT pour un dispositif de type dipôle-dipôle (Marescot, 2006)

Le panneau obtenu qui représente la distribution de la résistivité ou de la chargeabilité du sous-sol est appelé pseudosection. Une pseudosection est une carte de résultats qui présente les valeurs des résistivités et chargeabilités apparentes mesurées. Par convention les mesures apparentes sont placées au centre du quadripôle utilisé, et leur position et profondeur seront dépendantes de l'écartement inter électrodes choisi lors de l'acquisition. Les résistivités et chargeabilités représentées sont des mesures apparentes qui sont dépendante du volume de sol investigué et ne correspondent pas à des mesures réelles du déchet. Il est nécessaire de procéder à l'inversion de ces pseudosections pour obtenir un modèle de distributions des résistivités et chargeabilités interprétées dans un casier de déchets.

3.3.4.2. Paramètres de mesure

Les 96 électrodes inox ont permis de réaliser des mesures de résistivité électriques et polarisation provoquée par ERT. Chaque séquence de mesure est composée de 993 dipôles-dipôles (Figure 59.a), 4741 gradients (Figure 59.b) et 6288 tripôles (Figure 59.c), pour un total de 12 022 quadripôles. Les mesures ont été réalisées à l'aide du même résistivimètre Syscal PRO 96 électrodes (IRIS Instruments, Orléans, France) utilisé pour les mesures au laboratoire, en utilisant le mode multicanal pour optimiser le temps d'acquisition des mesures. Des mesures interlignes ont également été ajoutées à la séquence ERT pour améliorer la sensibilité.

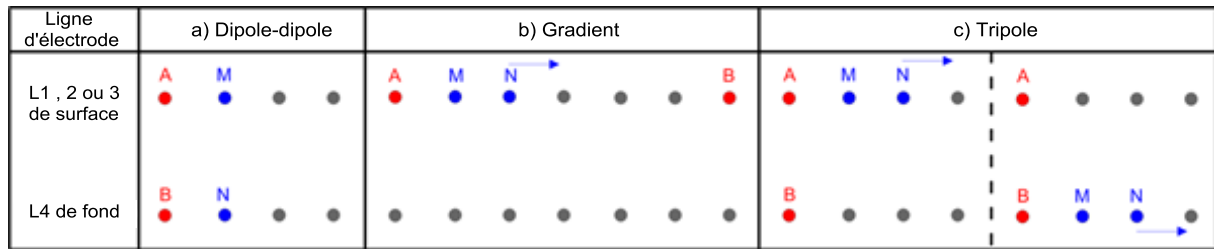


Figure 59 : Illustration des trois dispositifs présents dans la séquence de mesure utilisée sur le casier 4: les (a) dipôles-dipôles, (b) gradient et (c) tripôles (Audebert et al., 2016)

Le temps total d'acquisition pour une séquence de mesure est d'environ 3 h avec les paramètres suivants:

- Un temps d'injection de courant de 500 ms;
- V_{AB} request de 50 V;
- 1-3 stacks pour un Q_{max} , 5%;
- 17 fenêtres d'échantillonnage de la courbe de décroissance avec un espacement linéaire de 20 ms, sauf pour la fenêtre 5 qui est de 60 ms;

Comme pour la fibre optique les mesures ont été réalisées mensuellement de 2012 à 2014 par les équipes d'IRSTEA Antony, puis trimestriellement jusqu'en 2016 par le doctorant.

Ces paramètres ont été définis lors du premier projet de recherche dont l'objectif n'était pas de suivre l'évolution de la biodégradation mais d'optimiser le fonctionnement du casier. C'est surtout le suivi de résistivité qui était recherché ici utilisé pour évaluer le système de réinjection de lixiviat. Pour cette raison la séquence n'est pas optimisée pour la mesure PPT. Durant la thèse les campagnes d'acquisition ont continué avec les mêmes paramètres d'acquisition afin de ne pas induire de variations sur les mesures géophysiques.

Pour réaliser une mesure PPT de qualité il faut premièrement injecter du courant assez longtemps pour que l'ensemble du milieu investigué se charge électriquement. En utilisant des temps d'injection plus longs on peut prendre en compte les effets d'un plus grand nombre d'éléments polarisables que les temps courts, car certains éléments nécessitent un temps plus long pour être polarisés (Blondel, 2014). Il est classiquement utilisé sur le terrain des temps d'injection de 1s (Torleif Dahlin, Leroux, Nissen, & Ab, 2002; V. Leroux et al., 2007) à 4s (Fiandaca, Auken, Christiansen, & Gazoty, 2012; Gazoty et al., 2012).

Pour discrétiser la décroissance de potentiel il est préconisé d'utiliser des fenêtres d'échantillonnage avec une augmentation logarithmique permettant d'avoir un fort échantillonnage du signal en haute fréquence, quand le rapport signal sur bruit est important, et un faible échantillonnage en basse fréquence (Gazoty et al., 2013). On a ici un écartement linéaire de 20 ms qui n'est pas optimisé mais qui permet d'avoir un échantillonnage fort sur le début de la décroissance qui constitue la partie du signal la plus importante.

La séquence de mesure peut aussi avoir un impact sur la qualité de la mesure PPT. Lors d'une injection de courant une électrode se polarise et un potentiel résiduel peut être mesuré si elle est utilisée immédiatement après (Torleif Dahlin, 2000). Afin de minimiser le problème il faut laisser le temps à l'électrode de se décharger. Pour cette raison il est conseillé d'utiliser des séquences de mesure de type gradient, qui maximise le temps entre lequel une électrode est utilisée comme électrode de courant et électrode de mesure (Torleif Dahlin & Zhou, 2006; Gazoty et al., 2013). Ce dispositif est utilisé dans notre séquence de mesure, une partie des mesures réalisées minimise donc la polarisation d'électrode.

Les paramètres d'acquisition utilisés ici ne sont pas optimaux pour l'utilisation de la PPT et ne suffisent peut-être pas à mesurer correctement la chargeabilité. Afin de le déterminer, un test sur le casier 4 a été réalisé avec la même séquence de 12 022 quadripôles mais en utilisant un temps d'injection de 2 s et des fenêtres d'échantillonnage avec une augmentation logarithmique. Les mesures réalisées avec la séquence classique ont été comparées aux mesures réalisées avec la séquence optimisée. La Figure 60 montre les résultats de ce test pour les mesures de résistivité (Figure 60.a) et de chargeabilité (Figure 60.b). Le test montrent une très bonne corrélation des mesures de résistivité avec un coefficient de détermination de 0,99 pour une régression linéaire de $y = 1,0244 x$.

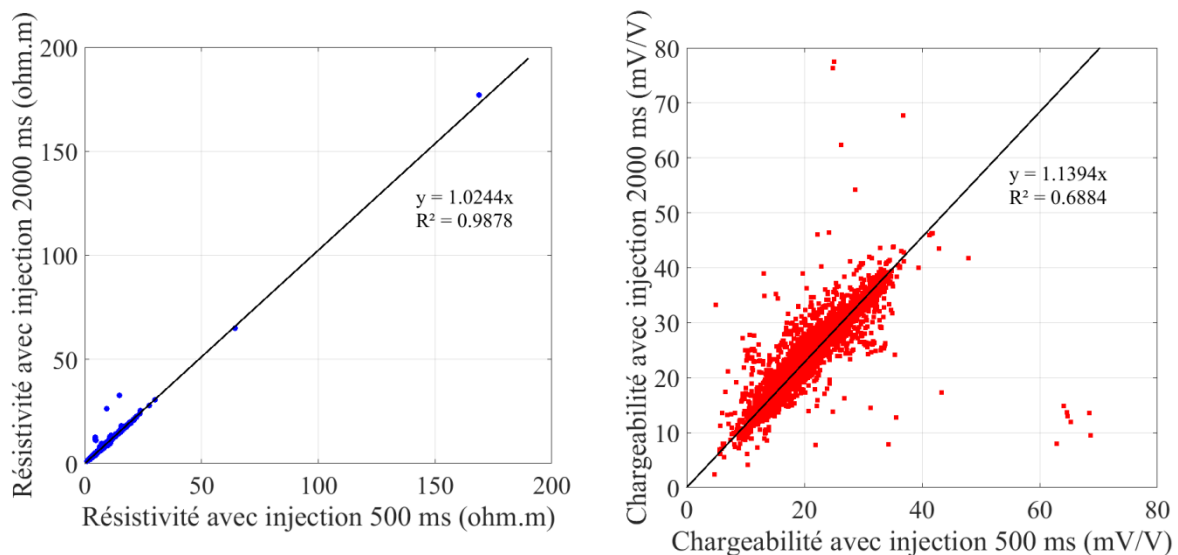


Figure 60 : Relation entre mesure ERT avec temps d'injection de 500 ms et 2000 ms: résistivité électrique (a) chargeabilité (b) pour les 12 022 quadripôles

Les mesures de chargeabilité sont plus bruitées et présentent un nuage de points éparés, mais un bon coefficient de détermination de 0,7 pour une régression linéaire de $y = 1,1394 x$. La pente de la régression est de 1,1394, ce qui signifie que la chargeabilité est sous-estimée quand une mesure est réalisée avec un temps d'injection de 500 ms. Cependant, les tendances de la mesure seront les mêmes avec un temps d'injection de 500 ms ou de 2000 ms. La chargeabilité mesurée avec un temps d'injection de 500 ms, même si elle est sous-estimée, semble donc être représentative du milieu.

3.3.4.3. Processus d'inversion

Dans le cas d'un milieu homogène, les mesures apparentes correspondent à des mesures vraies du milieu et peuvent être interprétées directement. Cependant le déchet, et la plupart des milieux, sont des milieux hétérogènes dont les profils de mesure apparente doivent être inversés pour obtenir une distribution des mesures interprétées. L'inversion est une méthode itérative qui fournit une distribution des résistivités électriques ou chargeabilités interprétées à partir d'un jeu de données de résistivités ou chargeabilités apparentes.

Un exemple d'inversion est présenté sur la Figure 61. Pour réaliser l'inversion d'un jeu de données, on va premièrement passer par une étape de modélisation numérique ERT qui va permettre de calculer un jeu de données de mesures apparentes simulées pour un milieu dont la distribution de la mesure est connue. L'étape va consister à simuler une série de mesure sur une distribution de résistivité ou chargeabilité interprétée pour obtenir un jeu de données apparentes simulées (Figure 61.b).

Le jeu de données apparentes mesurées sur le terrain est ensuite comparé avec le jeu de données apparentes simulées obtenu par modélisation numérique via le calcul d'une différence mathématique (Figure 61.c). L'inversion va consister à minimiser la différence mathématique entre les deux jeux de données en ajustant de manière itérative la distribution des résistivités ou chargeabilités interprétées (Figure 61.a) utilisée pour la modélisation numérique.

La solution mathématique de l'inversion n'est cependant pas unique car plusieurs modèles peuvent correspondre à la même pseudosection. La présence de bruit dans le signal ou de valeurs aberrantes peut également influencer les résultats d'une inversion. Il est essentiel de considérer ces facteurs lors de l'interprétation des résultats. Il est nécessaire d'avoir une bonne connaissance a priori du milieu étudié pour être en mesure d'optimiser le processus d'inversion en choisissant les paramètres d'inversion adéquats.

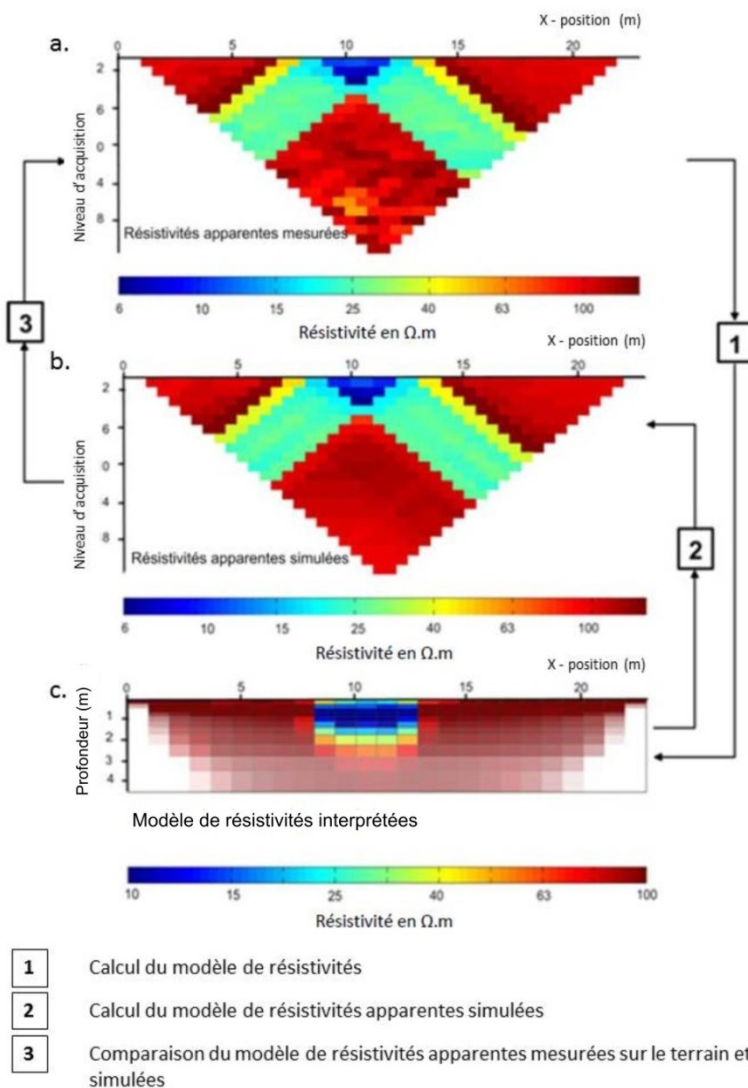


Figure 61 : Procédure d'inversion(Rémi Clément, 2010) : a. Profil de résistivités apparentes mesurées b. Profil de résistivités apparentes simulées c. Modèle de résistivités interprétées

A chaque profil de mesures apparentes simulées est associée la valeur d'un critère d'erreur appelé RRMS (Relative Root Mean Squared) dépendante de la différence mathématique entre les mesures apparentes mesurées et simulées. C'est cette valeur qui permet la validation d'une distribution des résistivités interprétées par l'algorithme d'inversion. Il est cependant à noter que ce n'est pas forcément le profil qui a le plus grand nombre d'itérations, ou qui a l'erreur la plus faible, qui est le plus juste (Frohlich, Urish, Fuller, & O'Reilly, 1994). Ce critère d'erreur est défini par l'Équation 16 :

$$rrms = \left(\sum_{i=1}^N \left(\frac{d_i - f_i(m)}{d_i} \right)^n \right)^{\frac{1}{n}} \quad \text{Équation 16}$$

Où f_i est l'opérateur du calcul direct, m les paramètres de la distribution des résistivités calculées et d_i les données mesurées.

Le problème du RRMS est que si les données sont bruitées, qu'il existe de forts contrastes dans le modèle de résistivité, les valeurs extrêmes vont fortement influencer l'estimation du RRMS. Pour surmonter le problème, le logiciel BERT propose aussi l'utilisation du critère « χ^2 » qui est presque égal au RRMS, on enlève la racine carrée, que l'on normalise par l'erreur propre à chaque quadripôle de mesure e_i . Le χ^2 peut être exprimé selon l'équation suivante :

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^N \left(\frac{d_i - f_i(m)}{e_i} \right)^n \quad \text{Équation 17}$$

Le χ^2 permet d'avoir une représentation de l'erreur représentative sur l'ensemble des résistivités (Günther, 2004). Si l'erreur pour chaque quadripôle est égale il n'y a pas de différence à utiliser le RRMS ou le χ^2 . Si au contraire les mesures sont entachées d'erreurs il est préférable d'appliquer comme critère d'erreur le χ^2 .

3.3.4.4. Paramètres d'inversion

Dans le but de contraindre l'inversion et d'obtenir la distribution des résistivités dans le sol le plus proche de la réalité possible, des paramètres peuvent être modifiés dans l'algorithme d'inversion. Durant la thèse les inversions ont été réalisées avec le logiciel d'inversion BERT (Günther, 2004; Günther & Rücker, 2011; Günther, Rücker, & Spitzer, 2006). Il utilise la méthode des éléments finis dans son protocole d'inversion, dont le maillage apporte une plus grande souplesse que le maillage

en différences finies pour prendre en compte la géométrie 3D d'un casier de déchets. BERT permet de modifier de nombreux paramètres d'inversion, cependant seuls trois de ces paramètres ont une influence non négligeable sur les modèles de résistivité et chargeabilité interprétée (Audebert, Clément, Grossin-Debattista, et al., 2014) :

- Le paramètre de régulation λ

Une régulation doit être effectuée dans le but de privilégier une solution particulière. L'inversion d'un profil de tomographie électrique est un problème mal posé, ou mal conditionné. Le conditionnement détermine la dépendance de la solution d'un problème numérique par rapport aux données du problème. Les données d'un problème dépendent en général des mesures expérimentales et sont entachées d'erreurs (bruit, problème pendant la prise de mesure). Pour une faible variation dans les données expérimentales il est possible d'engendrer de fortes variations dans le résultat du modèle. Pour cela on introduit une régularisation qui se traduit par l'ajout de la matrice de Tikhonov (Tikhonov & Arsenin, 1977). Cette matrice de régulation est traduite par le logiciel BERT par le paramètre λ . Il représente le facteur d'amortissement et varie de 0 à 200.

- Le facteur d'anisotropie Z-weight

Il permet de définir les contraintes horizontales et verticales dans l'inversion. Il varie de 0 à 2. Un Z-weight de 1 équivaut à un milieu dont la distribution des résistivités électriques est isotrope où les contraintes horizontale verticale sont les mêmes. Un Z-weight supérieur à 1 sera caractéristique d'une anisotropie verticale et un Zweight inférieur à 1 d'une anisotropie horizontale.

- Norme

Le processus d'inversion nécessite la mesure d'une « distance » entre les données mesurées et les données simulées, sur un modèle reconstruit à chaque étape de l'inversion. L'opérateur qui permet de mesurer cette distance est appelé la norme (FARGIER, 2011). Il est possible avec le logiciel BERT de choisir la norme utilisée pour l'inversion entre L1 et L2. Plus l'indice de la norme est important, plus la distance devient sensible aux grands écarts entre les données mesurées et les données simulées (AL-CHALABI, 1992). Pour cette raison la norme L1 est dites plus robuste lorsque les mesures sont bruitées et sont plus adaptées pour des variations de résistivité fortes et la norme L2 donne de meilleurs résultats dans le cas où les résistivités du modèle varient de façon progressive, où que les contrastes de résistivité ne sont pas nets (Claerbout & Muir, 1973).

Pour l'ensemble des inversions des jeux de données acquis sur le casier 4 les paramètres d'inversions étaient les suivant :

- L'option «blocky model» ou la norme L1, qui minimise la somme des variations spatiales dans le modèle de résistivité.
- Un paramètre de régulation, λ , de 30.
- Un facteur d'anisotropie, Z-weight de 1, qui correspond à un environnement dont la distribution ER est isotrope.

Audebert et al. (2014), qui ont effectué plusieurs inversions sur le même ensemble de données simulées en utilisant un très grand nombre de paramètres d'inversion différents, ont montré que le facteur d'anisotropie n'influçait pas le résultat de l'inversion. Les paramètres d'inversion utilisés ici proviennent de l'utilisation de la méthode d'inversions multiples MICS décrite par Audebert et al. (2014) sur un ensemble de données acquises sur le casier 4. La géométrie du casier a été conçue avec Comsol Multiphysics et introduite dans le logiciel d'inversion BERT. L'ensemble des données de résistivité et chargeabilité apparente a été inversé avec une géométrie du casier 3D fermée et des conditions aux limites finies. Ceci nous a permis de prendre en compte la géomembrane dans le processus d'inversion, comme expliqué par Audebert et al. (2014).

Chapitre 3

Suivi géoélectrique d'un déchet au cours de sa biodégradation à l'échelle du laboratoire

1. Introduction

Dans le chapitre 1 on a vu que les propriétés bio-physico-chimiques d'un massif de déchets allaient évoluer au cours de sa biodégradation, et que ceci pouvait entraîner une variation des signaux géophysiques au cours du temps. On a aussi réalisé une étude bibliographique des méthodes géophysiques appliquées aux ISDND étendue ensuite aux milieux en biodégradation qui a permis d'identifier quatre méthodes géophysiques qui pourraient être pertinentes pour suivre la modification de ces paramètres au cours du temps :

- La résistivité électrique (RE)
- Le potentiel spontané (PS)
- La polarisation provoquée temporelle (PPT)
- La polarisation provoquée spectrale (PPS)

Il ressort aussi de l'état de l'art que les déchets sont différents suivant les sites. En effet plusieurs critères comme la nature et la composition du déchet, les précipitations au cours du remplissage et la teneur en eau de façon générale, le mode de fonctionnement de l'ISDND (bioréacteur/classique), le degré de compaction du massif de déchets ou encore la taille du casier de déchets, vont impliquer que les paramètres bio-physico-chimiques seront différents d'un site à un autre. Des mesures géophysiques ponctuelles ne permettront donc pas de déterminer dans quel état de biodégradation le massif de déchets se trouve. Seul un suivi temporel des mesures géophysiques permettra d'enregistrer les modifications des paramètres bio-physico-chimiques au cours du temps. La problématique de la thèse a donc consisté à déterminer si le suivi des méthodes géophysiques sélectionnées permettait de suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques au cours de la biodégradation d'un casier de déchets.

La cinétique de biodégradation des massifs de déchets peut être très lente, plusieurs dizaines d'années, car les conditions *in situ* n'y sont pas favorables. La teneur en eau volumique premièrement, si Reinhart and Townsend (1997) ont estimé qu'elle devait être comprise entre 0.40 et 0.70 (m^3/m^3) pour favoriser la production de biogaz, est très souvent en dessous de ces optimums (Bendz et al., 1997; Paul T. Imhoff et al., 2003; Staub et al., 2009).

la densité ensuite est élevée, comprise dans une gamme de 0.4 à 0.7 (Hudson et al., 2004; Guillaume Stoltz & Gourc, 2007). Les fortes densités dans les casiers de déchets sont un frein à la biodégradation car elles induisent une diminution de la perméabilité hydraulique empêchant la diffusion de l'eau dans le déchet (Yuen et al., 1995). Cependant l'eau est le milieu de vie des micro-organismes et intervient comme réactif dans les processus de biodégradation de la matière

organique (Tchobanoglous et al., 1993). L'augmentation de la densité ralentit donc les processus de biodégradation.

De plus de nombreux paramètres vont évoluer au cours de la biodégradation du massif de déchets. Que ce soit la température qui va très fortement augmenter au début du processus de biodégradation à cause d'une première phase aérobie faisant intervenir des réactions fortement exothermiques (Lefebvre et al., 2000), ou encore le pH qui va fluctuer en fonction des différentes étapes du processus de biodégradation (Pohland & Al-Yousfi, 1994). Ces paramètres évoluent généralement en même temps au sein du massif. Ainsi, il sera difficile de déconvoluer les signaux géophysiques et comprendre l'impact des différents paramètres au cours de la biodégradation.

On propose donc dans ce chapitre de travailler en laboratoire avec des colonnes contenant des déchets non dégradés dans des conditions expérimentales définies, ce qui permettra de :

- se placer dans des conditions favorables de biodégradation pour en accélérer les cinétiques ;
- s'affranchir et contrôler certains paramètres pour en étudier spécifiquement l'influence ;
- travailler sur un milieu connu pour pouvoir le reproduire au cours des expérimentations.

Les colonnes seront équipées pour réaliser le suivi des quatre méthodes géophysiques retenues au cours de l'ensemble du processus de biodégradation d'un déchet. On travaillera avec un déchet reconstitué dont les différentes phases du processus de biodégradation sont bien connues à l'échelle du laboratoire à partir de l'analyse quantitative et qualitative des lixiviats et des biogaz (Boulanger, Pinet, Bouix, Bouchez, & Mansour, 2012; S. Moreau et al., 2012; Vassilia Vigneron et al., 2007). Ces mesures seront considérées comme des références pour suivre les phases de biodégradation du déchet et ainsi évaluer les variations des mesures géophysiques étudiées induites par ces dernières.

L'objectif de ce chapitre est de déterminer si le suivi des méthodes géophysiques retenues à l'échelle du laboratoire et dans des conditions de mesures contrôlées permet de suivre l'évolution de la biodégradation d'un déchet.

2. Article

L'étude sur le suivi géoélectrique de colonnes de déchets au cours de leur biodégradation à l'échelle du laboratoire a abouti à la rédaction d'un article qui sera soumis dans le journal « Journal of applied geophysics » en juillet 2018 :3.

Jouen T., Clément R., Mazeas L., Chapleur O., Loisel S., Moreau S. (2018). Geoelectrical monitoring during household waste biodegradation process at laboratory scale.

Geoelectrical monitoring during household waste biodegradation process at laboratory scale

Jouen T.^a, Clément R.^b, Mazeas L.^a, Chapleur O.^a, Loisel S.^c, Moreau S.^a

^a National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Hydrosystems and Bioprocesses
Research Unit, 1 rue Pierre Gilles de Gennes CS 10030 92761 Antony Cedex, France

^b National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Reversaal Research Unit, 5 rue de la
Doua, CS 20244, F-69626 Villeurbanne Cedex, France

^c SAS Les Champs Jouault, Lieu-dit Les Champs Jouault, 50670 Cuves, France

Corresponding author: thomas.jouen@irstea.fr

Abstract

In this paper, four geoelectricals methods, self-potential, electrical resistivity, induced polarization in time and frequency domain, have been monitored on a reconstituted waste during the whole of its biodegradation process. The aim was to determine whether these methods can be used to monitor the evolution of waste biodegradation over time. In order to meet the objective, four experimental cells were developed allowing the monitoring of the four methods during the entire process of waste biodegradation. Two cells were placed under favorable conditions for biodegradation, at saturation, and two others under conditions closer to the actual conditions of municipal solid waste landfill, with field capacity.

In a first part, a geoelectrical monitoring was implemented which showed that (1) the SP monitoring as it is carried out on the cells does not make it possible to follow waste biodegradation, (2) the resistivity seems mainly influenced by the water content but could be used as a qualitative indicator of the saturation of the waste (3) an increase of chargeability and phase shift measurements in parallel with the decrease in the density of the waste during biodegradation. The consumption of organic matter by the microorganisms leads to an increase in porosity and a decrease in density which could result in an increase in the total polarizable surface of the waste and thus increase chargeability and phase shift.

In a second part, we studied the influence on the geoelectrical measurements of two parameters, initially fixed to accelerate the biodegradation processes, temperature and density. Heating and settling tests have shown that (1) Phase shift and chargeability in our measurement conditions do

not change with temperature, (2) Gradual settlement of waste, as observed in a landfill, leads to an increase in the density and water content associated with the decrease in chargeability and phase shift measurements.

Keywords: Electrical properties, Hydrogeophysics, Waste, biodegradation, laboratory scale

1. Introduction

En France, ces quinze dernières années, la production de déchets a augmenté de près de 10 % en raison du développement de la société de consommation et de l'amélioration du niveau de vie. En 2014, la production annuelle de déchets en France était de 324 Mt dont 37.9 Mt de déchets ménagers et assimilés ce qui représente 573 kg/habitant/an (ADEME, 2016). 37 % de ces déchets étaient stockés dans une installation de stockage de déchets, ISDND (ADEME, 2016).

Les déchets français stockés dans une ISDND contiennent en moyenne plus de 45% de matière organique (ADEME, 2010a), qui sous l'action de microorganismes va être transformée en biogaz composé principalement de méthane et dioxyde de carbone. Autrefois exploitées comme de simples fosses de remplissage, les ISDND constituent aujourd'hui des ouvrages de plus en plus complexes dont l'objectif est de réduire l'impact environnemental et de valoriser énergétiquement ce biogaz produit.

Aujourd'hui des enjeux apparaissent pour les ISDND liés à l'état de biodégradation des massifs de déchets durant la période de post-exploitation, après la fermeture du casier de déchets. Cette période est en France d'une durée minimale de 20 ans. Elle est suivie d'une période de surveillance des milieux d'une durée minimale de 5 ans à l'issue de laquelle un rapport de surveillance, défini par l'article 38 de l'arrêté du 15 février 2016 relatif aux ISDND, doit être réalisé quant à l'évolution de la production du biogaz et la composition du lixiviat qui sont les liquides percolant dans les casiers de déchets.

Un casier de déchets est cependant un milieu complexe, premièrement car c'est un milieu poreux triphasique composé d'une matrice solide de déchets, d'une phase liquide, le lixiviat et d'une phase gazeuse le biogaz. Deuxièmement, la matrice solide est composée de nombreux éléments comme de la matière organique, des plastiques, du verre ou encore des métaux répartis de façon très hétérogène. Finalement c'est un milieu évolutif car des populations de microorganismes vont transformer la matière organique présente dans le déchet en biogaz au cours du temps. Les outils actuels donnés par le ministère de l'environnement pour justifier de la stabilisation d'un casier de déchet (Ministère de l'environnement, 2016) que sont le suivi de la production de biogaz et des

lixiviats ne donnent qu'une information globale de l'avancée de la biodégradation pour l'ensemble du casier de déchets et ne peuvent pas traduire la complexité des massifs de déchet. Il y aurait un intérêt significatif de disposer d'une méthode de mesure permettant d'apporter des informations sur l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchet et ce de manière distribuée.

Les méthodes géophysiques sont des méthodes non destructives, spatialisante et sont utilisées depuis des années sur les ISDND, par exemple pour cartographier les structures internes et externes d'un casier de déchets (Bernstone et al., 2000; Gazoty et al., 2012; V. Leroux et al., 2007) ou apporter une estimation qualitative de la teneur en eau (Audebert, Clément, Touze-foltz, et al., 2014; R Clément et al., 2010). Elles permettent donc d'obtenir des informations distribuées au sein d'un massif de déchets. Reste à savoir si ces mesures vont être sensibles directement ou indirectement aux effets bio-physico-chimique induits par les processus de biodégradation des déchets non dangereux.

Depuis peu dans la littérature une nouvelle discipline est apparue, la biogéophysique, mêlant géophysique, géochimie et biologie. Elle s'attèle à comprendre la signature géophysique impliquée dans les processus de dégradation d'un milieu par le développement de micro-organismes (E. A. Atekwana & Slater, 2009). Ces dix dernières années, plusieurs études biogéophysiques ont confirmé le potentiel des techniques géophysiques pour suivre la modification des propriétés physiques et chimiques d'un milieu engendrée par les processus de biodégradation (E. a. Atekwana & Slater, 2013; Davis et al., 2010; Personna et al., 2013; A. Revil et al., 2010; A Revil et al., 2015). Atekwana & Slater (2013) qui ont décrit des variations de mesures géophysiques au cours de processus de biodégradation pour différents milieux dans la littérature, ont identifiés quatre sources de variation du signal géophysique principales :

- La prolifération de microorganismes et la formation de biofilm (Aal et al., 2006; Davis et al., 2006; Ntarlagiannis & Ferguson, 2009),
- la minéralisation du milieu par les micro-organismes (Mewafy et al., 2011; Personna et al., 2008; Williams et al., 2005),
- la production de sous-produits métaboliques comme des acides organiques et des gaz biogéniques (E. a. Atekwana, Sauck, & Werkema, 2000; Che-alota et al., 2009; Sauck et al., 1998),
- le transport d'électrons sur de longue distance (Ntarlagiannis et al., 2007; A. Revil et al., 2010).

Dans le cas du déchet, c'est la matière organique présente dans le milieu qui par l'action de plusieurs populations de micro-organismes sera biodégradée. La matière organique, présente majoritairement sous forme de bio polymères, va être progressivement solubilisée durant les premières étapes de la digestion anaérobie puis *in fine* transformée en biogaz. Ces processus conduiront à des modifications des paramètres physico-chimiques du milieu (porosité, tortuosité, formation de biofilm, production d'acide, réorganisation de l'eau porale ...) qui pourraient être responsables de la modification des mesures géophysiques du milieu (Christensen & Kjeldsen, 1968; Olivier, 2003; Pohland & Al-Yousfi, 1994).

Dans la plupart des études biogéophysiques, ce sont les méthodes électriques qui sont les plus utilisées pour suivre un milieu en biodégradation, que ce soit la résistivité électrique (E. a. Atekwana et al., 2000; Blondel, Schmutz, Franceschi, Tichané, & Carles, 2014; Sauck et al., 1998), le potentiel spontané (V. Naudet et al., 2003; Ntarlagiannis et al., 2007; A. Revil et al., 2010), la polarisation provoquée dans le domaine temporel (Blondel et al., 2014; Martinho et al., 2009; Martinho, Almeida, & Senos Matias, 2006) ou fréquentiel (Abdel Aal et al., 2004; Noel et al., 2014; Ntarlagiannis & Ferguson, 2009). On propose ici d'étudier le potentiel de ces quatre méthodes pour suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques au cours de la biodégradation des déchets.

Les signaux mesurés et leurs interprétations au cours de l'évolution du milieu poreux n'étant pas encore bien établis, les études biogéophysiques sont réalisées la plupart du temps sur des colonnes expérimentales à l'échelle du laboratoire et dans des conditions contrôlées (Aal et al., 2006; Albrecht et al., 2011; Noel et al., 2014). Le fait de travailler sur des colonnes permet de faire preuve de concept en :

- s'affranchissant et contrôlant certains paramètres pour en étudier spécifiquement l'influence ;
- travaillant sur un milieu connu pour pouvoir le reproduire au cours des expérimentations.

On propose donc de travailler en laboratoire avec des colonnes contenant des déchets non dégradés dans des conditions expérimentales définies. La cinétique de biodégradation des massifs de déchets étant très lente, plusieurs dizaines d'année, travailler à l'échelle du laboratoire permettra de retenir les conditions expérimentales les plus favorables pour réduire le temps d'étude.

Les différentes phases du processus de biodégradation sur un déchet reconstitué sont bien connus à l'échelle du laboratoire à partir de l'analyse quantitative et qualitative des lixiviats et des biogaz (Boulanger et al., 2012; S. Moreau et al., 2012; Vassilia Vigneron et al., 2007). Ces mesures seront considérées comme des références pour suivre les phases de biodégradation du déchet et ainsi évaluer les variations des mesures géophysiques étudiées.

L'objectif de ce papier est donc de déterminer si les méthodes géoélectriques couramment utilisées dans les études traitant de biogéophysiques, à savoir la résistivité électrique, le potentiel spontané, la polarisation provoquée dans le domaine temporel et spectral, sont sensibles à l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques au cours de la biodégradation des déchets. Les mesures seront réalisées sur des colonnes de déchets, à l'échelle du laboratoire et dans des conditions contrôlées afin de comprendre l'évolution des mesures au cours de la biodégradation.

2. Matériel et méthodes

2.1. Méthodologie générale

Le but de cette étude est de comprendre l'évolution des mesures géoélectriques au cours de la biodégradation d'un déchet reconstitué à l'échelle du laboratoire et de comprendre l'influence de certains paramètres physiques comme la température et la densité, sur les mesures géoélectriques du déchet. L'expérimentation est séparée en deux parties.

La première partie présente la mise en place de quatre colonnes expérimentales contenant des déchets, équipées pour le suivi géoélectriques des méthodes précitées que sont la résistivité électrique, la polarisation provoquée dans le domaine temporel et spectral, et également équipées de dispositifs de collecte des effluents liquides (lixiviats) et gazeux (biogaz).

La même quantité de déchets a été placée dans différentes colonnes à température constante (35°C) mais dans des conditions de teneur en eau différentes, deux à saturation et deux à capacité au champ. Ce choix permet d'étudier deux cinétiques de biodégradation différentes. Le suivi des méthodes géophysiques est réalisé en parallèle des mesures de référence sur le biogaz et le lixiviat, marqueurs de l'évolution et de la fin du processus de biodégradation du déchet étudié dans les conditions considérées.

La deuxième partie consiste à étudier l'impact de la température et de la densité sur les mesures géophysiques d'un déchet en fin de processus de biodégradation. On sait que sur site, la température d'un casier de déchet, au cours de son remplissage et avant sa fermeture, va augmenter fortement du fait de processus de biodégradation en présence d'oxygène mettant en œuvre des réactions exothermiques, puis à sa fermeture va diminuer progressivement. On sait aussi que la consommation progressive de la matière organique par les micro-organismes va créer des vides qui vont conduire à un tassement du massif de déchets dans le temps du fait de la contrainte imposée par son propre poids et ainsi en modifier la densité. Les deux paramètres vont donc évoluer sur un casier de déchets mais pas dans notre expérimentation de laboratoire, car on travaille à température

fixe et avec une faible masse de déchets qui ne permet pas à la colonne de se tasser. Afin de comprendre l'influence de ces deux paramètres sur les mesures géoélectriques, une deuxième série de mesure a été conduite avec des colonnes de déchets placées dans un premier temps dans une étuve pour étudier l'influence de la température sur une plage de 20 à 55°C et ensuite compactées progressivement à 35°C sur une plage de densité de 0.2 à 0.35.

2.2. Composition du déchet

Le déchet qui va être placé dans les colonnes expérimentales doit être premièrement représentatif des déchets stockés dans une ISDND française. Deuxièmement la composition du déchet doit être reproductible car plusieurs colonnes expérimentales vont être réalisées et doivent contenir le même déchet, et ce afin de ne pas induire de variation de mesures engendrée par une différence de nature ou de composition du déchet.

L'ADEME a réalisé une campagne de caractérisation des déchets MODECOM entrant dans les ISDND françaises afin d'en déterminer la composition moyenne (ADEME, 2010a). Cette campagne a consisté à trier, sécher et catégoriser les déchets entrant dans une centaine d'ISDND en France. Le Tableau 8 synthétise les proportions des différentes fractions de déchets et leur composition.

Tableau 8 : Composition du déchet français

Sous catégorie	Éléments constitutifs	% de masse sèche	
Déchets alimentaires	Biscottes	21.09	5
	Steak haché (bœuf 15% de MG)		3
	Marc de café		2
	Riz		4
	Pommes de terre		4
Déchets de jardin	Foin		3.09
Journaux - Brochures	Journaux	10.68	2.84
Magazines - Publicités	Magazines		2.84
Autres papiers	Papiers de bureau		5
Carton plat	Cartons plats divers	10.47	5.24
Carton ondulé	Cartons ondulés		5.23
Composite ELA	Emballages de liquide alimentaire	3.67	3.67
Textiles	Draps en coton	2.59	2.59
Textiles sanitaires	Couches	6.13	6.13
Films polyoléfines (PE et PP)	Sacs poubelle	17.79	7.96
Emballage PET	Bouteilles eau		5
Bouteilles - Flacons polyoléfines	Bassines en PP		1.5
PVC	Drains en PVC		1.33
Polystyrène	Polystyrène		2
Combustibles non classés	Ecorces de jardinage	4.14	4.14
Verre	Billes de verre	6.08	6.08
Fer	Clous	4.22	2.81
Aluminium	Feuilles d'aluminium		1
Autres métaux	Fils de cuivre		0.41
Incombustibles non classés	Graviers	13.14	13.14
	Total	100	100

Les déchets ont été séparés en différentes catégories. Les déchets putrescibles (en vert sur le Tableau 8) qui sont les déchets contenant de la matière organique qui sera facilement biodégradable par les microorganismes, représentent près de 21% de la masse sèche totale du déchet. Les déchets papiers et cartons (en rouge sur le Tableau 8) qui sont eux aussi composés de matière organique mais moins facilement biodégradable, représentent eux aussi près de 25 % de la masse sèche totale du déchet. On a donc dans le déchet un peu moins de 50 % de la masse totale qui est potentiellement biodégradable. Les catégories, qui apparaissent en bleu sur le Tableau 8, représentent les fractions non biodégradables du déchet. On y retrouve plastiques, verres, métaux, textiles, combustibles et incombustibles non classés.

Nous avons choisi de travailler avec un déchet reconstitué à partir d'une composition de type MODECOM. Le déchet sera ainsi représentatif de la fraction ordures ménagères des déchets envoyée en ISDND car sa composition sera celle du MODECOM et reproductible car chaque colonne contiendra la même quantité de chaque fraction du déchet. La deuxième colonne du tableau représente les éléments constitutifs des sous catégories déterminées par le MODECOM qui vont composer notre déchet reconstitué.

Le déchet reconstitué a été préparé sur le modèle de précédentes études (Gholamifard, 2009; Grossin-Debattista, 2011; Qu et al., 2009; V Vigneron, 2005). L'ensemble des fractions a été préparé, puis broyé à une granulométrie de 10 mm afin d'être le plus homogène possible. Pour travailler avec un volume de déchet qui soit assez faible pour être considéré comme homogène mais assez important pour produire du biogaz en quantité suffisante et caractériser facilement l'état de biodégradation du déchet, nous avons utilisé 0.875 kg de déchets.

2.3. Configurations expérimentales

2.3.1. Colonne expérimentale

Des colonnes expérimentales contenant le déchet reconstitué ont été développées afin de permettre le suivi géophysique durant l'ensemble du processus de biodégradation. La Figure 62.a illustre une des colonnes expérimentales mise en place. Chaque colonne fait 50 cm de hauteur pour un diamètre intérieur de 12 cm. Pour placer les déchets dans des conditions de biodégradation favorables nous avons retenu une densité sèche faible de 0.25 kg/kg. Cette densité sèche correspond à une densité plus faible que ce que l'on peut observer sur le terrain qui est, elle, comprise dans une gamme de 0.4 à 0.7 (Hudson et al., 2004; Guillaume Stoltz & Gourc, 2007).

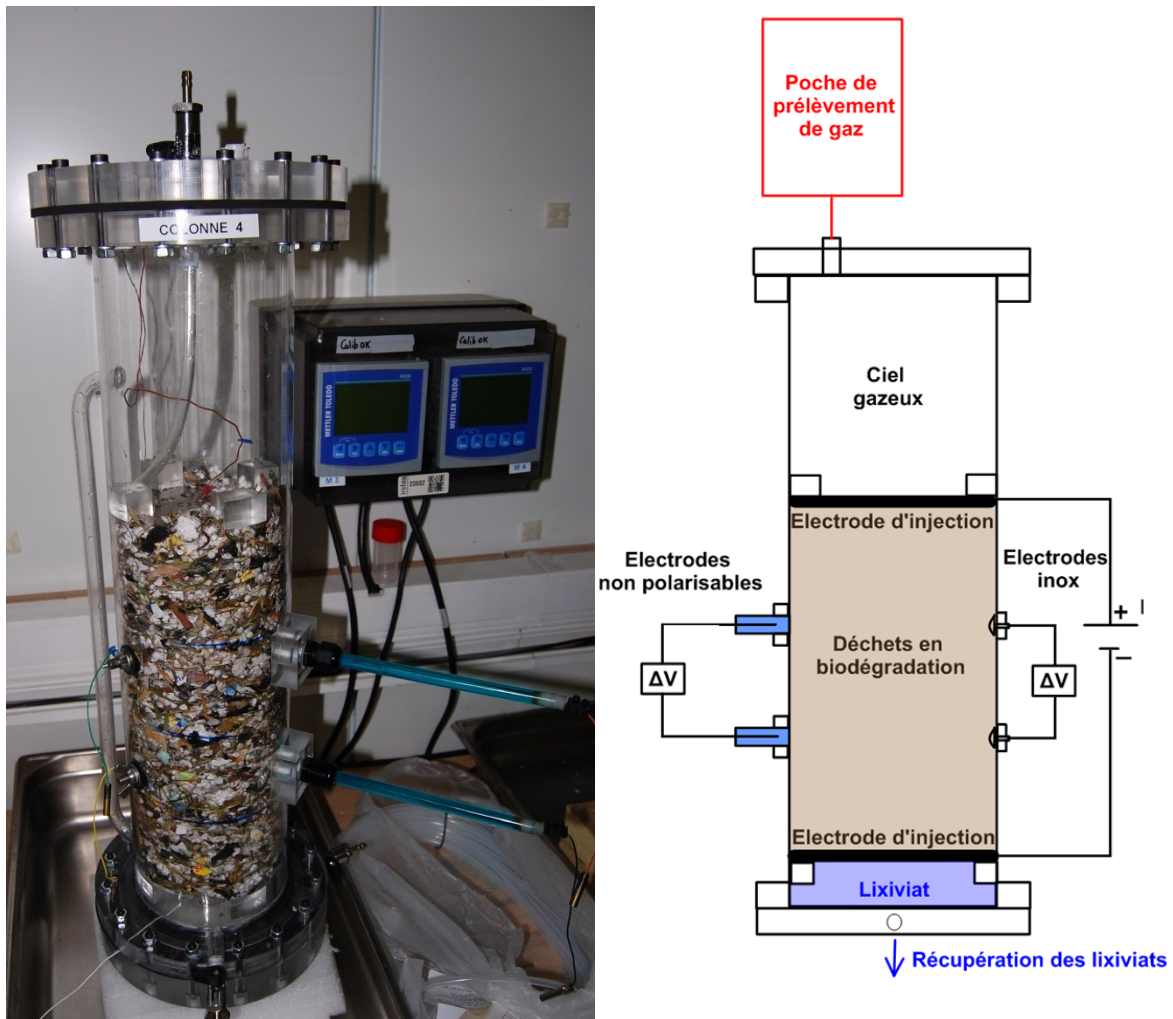


Figure 62 : a) photo d'une cellule de déchet b) schéma de principe expérimentale

Une poche de prélèvement de gaz est branchée sur le haut de la colonne afin de récupérer le biogaz produit comme présenté sur le schéma de principe en Figure 62.b.

La forte production de biogaz peut entraîner avec elle un déplacement du lixiviat, présent dans les pores du déchet, jusque dans la poche de prélèvement de biogaz, ainsi qu'une montée en pression à l'intérieur de la colonne. Pour empêcher le lixiviat d'aller dans les poches de prélèvement de biogaz et limiter la montée en pression, les deux cinquièmes de la hauteur de la colonne sont constitués d'un ciel gazeux. La hauteur de la colonne de déchet est donc initialement de 30 cm. Les 20 cm restant constituent le ciel gazeux.

Pour ne pas influencer les mesures électriques, les colonnes sont constituées de plexiglas (PMMA) incolore. Afin de réaliser les mesures sur le déchet, les colonnes ont été équipées d'électrodes de mesure classiques en inox ainsi que des électrodes non polarisables, nécessaires pour les mesures PS et PPS, de type Cu/CuSO_4 développées par Mainault (2004), modifiées par Noel (2014). L'injection du

courant sera réalisée à l'aide de plaques circulaires en inox, de 2 mm d'épaisseur et d'un diamètre légèrement inférieur à la colonne, situées en dessous et au-dessus de la colonne de déchets qui permettront de travailler avec l'hypothèse de lignes de champs parallèles. Des brides fixées à l'intérieur de la colonne permettront de fixer la hauteur initiale de la colonne de déchets. Les électrodes de mesure ont été positionnées symétriquement, à 33% et 66% de la longueur de la colonne comme préconisé par Zimmermann et al.(2008) qui ont réalisés un porte échantillon minimisant les erreurs sur la mesure de la phase de la résistivité complexe.

En plus des mesures géophysiques, des mesures de référence sur l'état de biodégradation du déchet seront réalisées à partir de la récupération des biogaz et du lixiviat produit par la colonne. Le dispositif de récupération du gaz permet d'analyser la quantité et la composition du biogaz produit. Un dispositif de récupération des lixiviats permet quant à lui d'analyser la composition des lixiviats produits (Figure 62.b.).

2.3.2. Conditions expérimentales

L'objectif de la première partie de l'expérimentation est de réaliser un suivi géoélectrique du déchet à l'échelle du laboratoire afin de déterminer si ces méthodes peuvent être sensibles aux modifications des paramètres physico-chimiques d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation. Les cinétiques de biodégradation sur site sont cependant très lentes (plusieurs dizaines d'années), on veut travailler ici avec des cinétiques plus rapides et pour cela nous avons placé le déchet dans des conditions de biodégradation plus favorables que sur site. La densité du déchet est fixée à 0.25, ce qui correspond à la plus faible densité observée sur un casier déchet (Hudson et al., 2004; Guillaume Stoltz & Gourc, 2007).

La teneur en eau est un des facteurs les plus influant sur la cinétique de biodégradation du déchet. En effet, l'eau est le milieu de vie des micro-organismes et intervient comme réactif dans les processus de dégradation de la matière organique (Tchobanoglous et al., 1993). La teneur en eau volumique sur site varie de 0.15 à 0.40 (Chandrappa & Das, 2012). Reinhart and Townsend (1997) ont estimé que la teneur en eau volumique du massif de déchets doit être comprise entre 0.40 et 0.70 pour favoriser la production de biogaz et sa valorisation. Afin d'accélérer les processus de biodégradation nous avons décidé de travailler à saturation, ce qui correspond à des teneurs en eau volumique de 0.5-0.65. Cependant en travaillant avec ces teneurs en eau on s'éloigne des conditions sur site. Afin de représenter un milieu cohérent avec des conditions de terrain on a choisi de travailler avec une deuxième condition de teneur en eau, la capacité au champ, qui correspond à une

teneur en eau d'environ 0.2. Du fait de la faible densité du déchet, sa teneur en eau à capacité au champ est plus faible que celle observée sur le terrain.

La température affecte également l'activité enzymatique et la croissance des micro-organismes. Par exemple, les micro-organismes méthanogènes sont adaptés à des plages de températures spécifiques (psychrophiles 4-15 ° C, mésophiles 20-40 ° C et thermophiles (45-70 ° C) (Batstone et al., 2002). Dans des études de laboratoire, les plages de températures optimales pour la croissance bactérienne mésophiles et thermophiles ont déjà été identifiées entre 35-40 ° C et 50-60 ° C respectivement (Tchobanoglous et al., 1993). De plus les propriétés électriques d'un milieu que ce soit la résistivité électrique (Campbell et al., 1949), les phénomènes de polarisation électrique (Zisser et al., 2010) ou le potentiel spontané (Nourbehect, 1963) sont sensibles à la température. Durant l'ensemble du suivi géoélectrique la température a été fixée à 35°C pour ne pas influencer les mesures et pour se placer à une température favorable pour la croissance des microorganismes (mésophiles).

Sur le modèle de précédentes études (Gholamifard, 2009; Grossin-Debattista, 2011; Grossin-Debattista et al., 2014) et afin d'accélérer la mise place du processus de digestion anaérobie, un consortium microbien contenant des microorganismes dit inoculum, a été ajouté dans le déchet. L'inoculum a été préparé en utilisant un digestat de biodéchets. Afin d'apporter une quantité de microorganismes assez importante pour initier rapidement les processus de biodégradation, il a été ajouté dans le déchet 0.4375 kg d'inoculum, ce qui représente la moitié de la masse de déchets. L'inoculum provenant du digestat d'un biodéchet en fin de biodégradation, n'apportera pas ou peu de matière organique supplémentaire.

Finalement afin de vérifier les variations de mesure observées et d'avoir des résultats plus robustes, les colonnes pour les deux conditions de teneur en eau choisies ont été dupliquées. Les colonnes contiennent la même quantité de déchets reconstitués, décrit dans la partie 2.3, afin de ne pas induire de variation de mesures géophysiques engendrée par une différence de nature ou de composition du déchet.

Quatre colonnes expérimentales ont donc été mises en place contenant des déchets avec une densité initiale similaire de 0.25. Dans deux des quatre colonnes le déchet a été placé à saturation afin de travailler avec une cinétique de biodégradation rapide, et dans les deux autres le déchet a été placé à capacité au champ, condition plus représentative de celle observée sur le terrain. L'ensemble des conditions de mesure expérimentale pour les quatre colonnes est réuni dans le Tableau 9.

Tableau 9 : Synthèse des conditions expérimentales

Conditions expérimentales	Capacité au champ		Saturation	
	C_{FC1}	C_{FC5}	C_{S2}	C_{S4}
Colonne				
Masse de déchet (kg)	0.875		0.875	
Densité sèche	0.25		0.25	
Volume de la colonne de déchets (L)	3.506		3.506	
Teneur en eau volumique initiale (m^3/m^3)	0.22	0.20	0.52	0.63
pH du lixiviat initial	8.6		8.6	
Température (°C)	35		35	

2.3.3. Protocole expérimental

2.3.3.1. Suivi géoélectrique durant la biodégradation du déchet

L'expérimentation est séparée en deux étapes. La première étape consiste à suivre les quatre méthodes géoélectriques sur des déchets placés dans des colonnes expérimentales et dans des conditions contrôlées durant l'ensemble du processus de biodégradation.

Souhaitant travailler avec une densité et une composition homogène de déchet, une des solutions a été de séparer en plusieurs parties la quantité de déchet placé dans la colonne. On s'assure ainsi de la présence de l'ensemble des fractions constituant le déchet dans chacune des parties de la colonne. Préalablement au remplissage lors de la préparation du déchet reconstitué, quatre sachets ont été préparés contenant respectivement 0.250 kg de déchets pour les trois premiers et 0.125 kg pour le dernier. La même opération de séparation du déchet en quart a été réalisée sur l'inoculum. On a donc séparé l'inoculum en quatre flacons contenant respectivement 0.125 kg d'inoculum pour les trois premiers et 0.0625 kg pour le dernier.

Le remplissage de chaque colonne a été réalisé en quatre fois en suivant à chaque fois les mêmes étapes :

La première étape consiste à mélanger un sac de déchets avec une préparation d'inoculum. Pour cela le contenu du sac de déchets a été placé dans un bac de mélange. La préparation d'inoculum a été répartie de façon homogène sur les déchets et le tout a été mélangé.

On place le déchet dans la colonne en essayant de répartir l'ensemble des fractions le constituant de façon homogène. Le déchet est alors tassé à l'aide d'une plaque de compaction en essayant de comprimer le déchet de façon homogène, pour atteindre la hauteur de déchet souhaitée et ainsi respecter la densité calculée.

L'opération est ensuite réitérée avec un autre sac de déchet et ce jusqu'au remplissage total de la colonne.

Les colonnes une fois remplies avec le déchet et l'inoculum ont été saturées en eau, les colonnes placées par la suite à capacité au champ comprises, et aucune mesure géophysique n'a été réalisée avant le début de la production de méthane pour permettre au processus de biodégradation de s'équilibrer. L'injection de courant dans le milieu pourrait perturber le développement des micro-organismes ou encore produire de l'oxygène et du dihydrogène, qui sont des inhibiteurs de la digestion anaérobie, par électrolyse de l'eau.

Une fois que la production de méthane a commencé deux des colonnes ont été placées à capacité au champ en les laissant se désaturer durant une journée, et les mesures géophysiques ont été conduites toutes les semaines.

Des tests de biodégradabilité réalisés au cours d'un précédent projet de recherche (Grossin-Debattista et al., 2014), sur des déchets reconstitués de la même composition que le MODECOM ont montré que le potentiel méthanogène du déchet est de 76.6 L de méthane / kg de déchets en moyenne. Le potentiel méthanogène d'un déchet dans la littérature varie de 60 à 170 L de méthane / kg de déchet (El-Fadel et al., 1996), on se situe donc dans le bas de cette gamme.

Le suivi quantitatif et qualitatif du lixiviat et du biogaz a été réalisé sur chaque colonne afin de suivre les phases de biodégradation des colonnes de déchets au cours de l'expérimentation. Une fois que la production de biogaz atteint la quantité maximale attendue, déterminée à partir des résultats des tests de biodégradabilité (tests BMP), on considère que l'ensemble de la matière biodégradable l'a été

2.3.3.2. Influence de la température et du tassement sur les mesures géoélectriques du déchet

La deuxième étape de l'expérimentation a consisté à réaliser des mesures sur ces colonnes de déchets en fin de biodégradation afin de comprendre l'influence de la température et de la densité sur le signal géoélectrique d'un déchet. En effet on sait que sur site la température va beaucoup varier au cours du temps et qu'elle influence les propriétés électriques du déchet. Ayant fixé ici la température pour accélérer les processus de biodégradation on n'étudie pas son influence au cours du temps.

Afin de déterminer l'influence de la température sur les mesures géophysiques on a placé les colonnes dans une étuve et réalisé des mesures sur une plage de température allant de 20 à 55°C tous les 10°C.

La densité est aussi un paramètre qui va évoluer au cours du temps du fait de la perte de masse engendrée par la transformation de la matière organique en biogaz et le tassement du casier de déchet au cours du temps. Afin de déterminer l'influence de la densité sur les mesures géophysiques les colonnes de déchets ont ensuite été progressivement tassées pour réaliser des mesures sur un déchet d'une densité allant de 0.22 à 0.33, cette dernière étant la densité maximale à pouvoir être atteinte avec le dispositif expérimental mis en place.

2.4. Mesures

2.4.1. Mesures de référence sur l'évolution de la biodégradation

Des poches de prélèvement de gaz ont été ajoutées à la colonne pour déterminer la production totale de biogaz de chaque colonne. Les analyses du biogaz ont ensuite été effectuées à l'aide d'un appareil de micro-chromatographie portable en phase gazeuse (Varian CP4900) dit microGC. L'appareil de mesure permet de séparer et quantifier les gaz suivants : CH₄, CO₂, O₂, N₂ et H₂.

A la base des colonnes a été installé un système de récupération des lixiviats. Le prélèvement de lixiviat a permis le suivi en direct de la conductivité électrique, à l'aide d'un conductimètre WTW 340i, et du pH avec un pH-mètre IQ Scientific instruments IQ160. Des échantillons ont aussi été préparés pour analyser la concentration en acides gras volatils (acide lactique, formique, acétique, propionique et butyrique) du lixiviat. L'analyse des acides gras volatils (AGV) a été réalisée par chromatographie ionique (Dionex DX-120). Le chromatographe est équipé d'une colonne échangeuse

d'ions IONPAC® ICE-AS1 (9*250 mm) et la détection est réalisée par conductimétrie. Les éluents utilisés sont l'acide heptafluorobutyrique à 0.4 mmol.L^{-1} et le TBAOH à 5 mmol.L^{-1} .

2.4.2. Mesures géophysiques

2.4.2.1. Potentiel spontané

Le potentiel spontané est la mesure passive de la distribution du potentiel électrique à la surface du sol sans injection de courant. L'origine de ce potentiel électrique naturel est expliquée par trois phénomènes.

- Le premier phénomène est associé à l'écoulement des eaux souterraines. Les ions, présents dans l'électrolyte d'une roche, transportés par l'écoulement de ces eaux vont créer une source de courant d'origine électrocinétique appelée électrofiltration (Aubert, 2003; Fournier, 1989; Rizzo et al., 2004).
- Le deuxième phénomène est dû à un gradient de concentration d'ion qui crée une source de courant naturelle. On parle de phénomène électro-diffusif (Jouniaux et al., 2009; Véronique Naudet, 2004).
- Le dernier phénomène, faisant intervenir des porteurs de charges d'origine électronique, intervient lors de réactions d'oxydo-réductions. Des électrons sont mis en mouvement par un conducteur entre une zone oxydée et une zone réduite et créent ainsi un courant électrique. On parle alors de phénomène électro-redox (Sato, 1960; Timm & Möller, 2001). Les signaux associés à ce phénomène ont une forte amplitude de l'ordre de la centaine de millivolts

C'est ce dernier phénomène qui va nous intéresser ici. En effet, la digestion anaérobie, est un processus de biodégradation qui intervient en absence d'oxygène, le potentiel redox du déchet va donc diminuer et rapidement devenir négatif durant sa biodégradation. De plus plusieurs auteurs ont montré que des micro-organismes en biodégradant un milieu provoquaient l'apparition de gradient d'oxydo-réduction (V. Naudet & Revil, 2005; V. Naudet et al., 2003; A. Revil et al., 2010).

La mesure du signal PS consiste à mesurer la différence de potentiel entre deux électrodes passives. L'intensité des signaux mesurés varie de quelques millivolts à quelques volts, rendant le rapport signal/bruit de la méthode très faible. Pour cette raison la mesure PS nécessite l'utilisation d'électrodes non polarisables qui permettent de réduire le contraste de résistivité, entre l'électrode et le milieu étudié, et évite une accumulation de charges à la surface de cette électrode. La mesure de la différence de potentiel est classiquement effectuée avec un voltmètre à haute impédance

d'entrée pour qu'il influence le moins possible la mesure du potentiel. La mesure est effectuée avant toutes les autres afin de ne pas être perturbée par les injections de courant des autres méthodes.

2.4.2.2. Résistivité électrique et polarisation provoquée

La mesure de résistivité électrique est basée sur l'injection de courant dans un milieu. Elle définit la capacité de ce milieu à s'opposer au passage du courant, et est influencée par plusieurs paramètres dont les principaux sont :

- La teneur en eau, fonction de la porosité et de la saturation en eau (Bai et al., 2013; Brunet, Clément, & Bouvier, 2010; Fukue et al., 1999; Sheets & Hendrickx, 1995).
- La température (Besson et al., 2004; Zisser et al., 2010). Une équation de correction en température sur la mesure de résistivité a été déterminée par Campbell et al. (1949).
- La conductivité de l'eau porale (Archie, 1942).

La mesure de résistivité électrique (RE) est réalisée avec quatre électrodes de mesure appelé quadripôle. Ce quadripôle est composé de deux électrodes de courant (I le courant d'injection en A) et de deux électrodes de potentiel (ΔV_{MN} la différence de potentiel en V). Pour estimer la résistivité apparente, ρ_a (qui représente la résistivité intégrée sous le quadripôle de mesure), le volume de sol est pris en compte par l'intermédiaire d'un facteur géométrique K (en m), dépendant de la position des électrodes. La résistivité apparente est défini par l'Équation 18 :

$$\rho_a = K \frac{\Delta V_{MN}}{I} \quad \text{Équation 18}$$

Pour un milieu homogène, les valeurs de résistivité apparente ρ_a correspondent aux résistivités vraies du milieu ρ_m . Dans notre cas, comme on considère que le déchet reconstitué est un milieu homogène, on suppose que la mesure de la résistivité apparente réalisée représentera la résistivité vraie du milieu.

Lors d'une injection de courant continu d'intensité I (A), le milieu se charge à la manière d'un condensateur jusqu'à une différence de potentiel V_S (V). Si le courant est alors brusquement éteint, le milieu revient à son état d'équilibre après un temps de relaxation (Figure 63). La mesure de polarisation provoquée dans le domaine temporel (PPT) consiste à discrétiser la différence de potentiel sur la durée du temps de relaxation afin d'obtenir une courbe de décroissance.

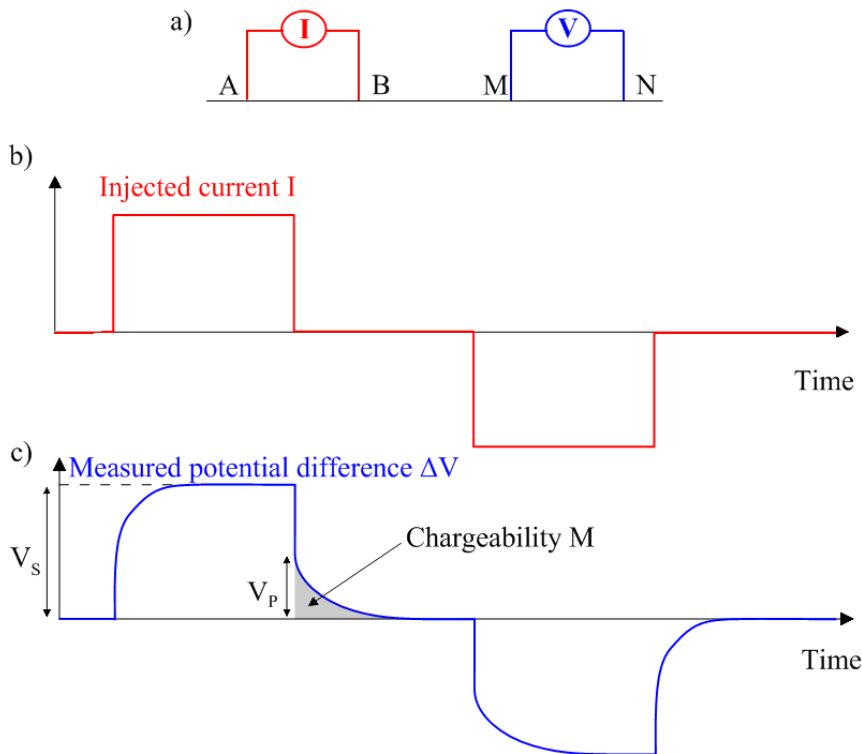


Figure 63 : Schéma de principe de la mesure de RE et PPT: (a) Exemple d'un quadripole de mesure, (b) le signal du courant injecté (c) la différence de potentiel qui en résulte

En mesurant la surface sous la courbe de décroissance pondérée par V_S , on obtient la chargeabilité M , qui correspond à la capacité d'un milieu à se charger électriquement suite au passage d'un courant. Elle est définie par l'Équation 19 suivante :

$$M = \frac{1}{V_S} \int_a^b V_t(t) dt \quad \text{Équation 19}$$

Les phénomènes de polarisation électrique responsables de cette chargeabilité sont influencés par de nombreux paramètres dont :

- La teneur en eau (Titov et al., 2004)
- La porosité (Börner et al., 1996)
- La température (Zisser et al., 2010)
- La salinité de l'électrolyte (Vinegar & Waxman, 1984)

Si la mesure de résistivité d'un déchet est principalement influencée par sa teneur en eau (Audebert, Clément, Touze-foltz, et al., 2014; R Clément et al., 2009), les paramètres qui contrôlent la chargeabilité sont moins connus.

La résistivité et la chargeabilité peuvent être réalisées en même temps à l'aide d'un résistivimètre, la résistivité pendant l'injection de courant dans le milieu, et la chargeabilité une fois l'injection de courant arrêtée.

Les mesures de résistivité et de chargeabilité ont été réalisées à l'aide d'un Syscal pro (IRIS Instruments). Des tests sur le temps d'injection ont été réalisés sur un déchet non biodégradé. L'hypothèse de travail est que l'injection de courant devait être assez longue pour charger électriquement le milieu mais assez court pour éviter de perturber les microorganismes responsables de la biodégradation du déchet ; (1) les transferts d'électron étant prédominant dans le fonctionnement bactérien, l'injection de courant pourrait perturber leur fonctionnement (2) l'injection de courant dans un milieu saturé peut induire une électrolyse de l'eau et produire de l'oxygène et de l'hydrogène, deux composants qui en trop grande quantité inhibent le processus de biodégradation. Il ressort de ces tests qu'un temps d'injection de 1 s est suffisant pour charger le milieu et que réaliser 1 répétition de mesure et l'utilisation du mode save energy permet de minimiser l'injection de courant et les risques de perturbations des micro-organismes.

L'échantillonnage de la courbe de décroissance est réalisé sur les 20 fenêtres disponibles avec le résistivimètre utilisé avec un écartement semi-logarithmique permettant un échantillonnage du signal important au début de la décroissance, quand le rapport signal sur bruit est le plus fort, et faible à la fin, quand le rapport signal sur bruit diminue (Gazoty et al., 2013).

2.4.2.3. Polarisation provoquée spectrale (PPS)

La polarisation provoquée peut aussi être utilisée en domaine fréquentiel, en injectant un courant alternatif de fréquence variable (Figure 64). Les mesures de laboratoire se font en général dans une large bande de fréquences, allant de 1 mHz à 50 kHz.

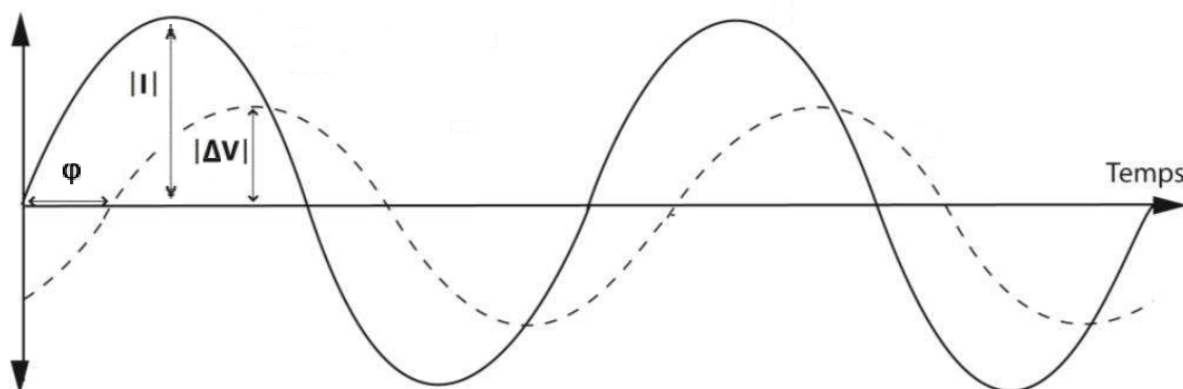


Figure 64 : Principe de mesure de la polarisation provoquée spectrale

La technique consiste à injecter un courant alternatif de fréquence variable et de mesurer le potentiel induit. Le rapport du potentiel induit $|\Delta V|$ (V) sur le courant entrant $|I|$ (A) corrigé par le facteur géométrique K (in m), est la résistivité complexe du système définie par l'Équation 20

$$\rho^* = k \frac{\Delta V}{I} = |\rho^*| \times e^{i\varphi} \quad \text{Équation 20}$$

L'amplitude de la résistivité $|\rho^*|$ représente la conduction ohmique (capacité à conduire le courant) et le déphase φ décrit l'intensité de la polarisation (stockage de charges).

Les mesures PPS sont réalisées avec un potentiostat, le VMP3 de Biologic, entre 50 mHz et 20 kHz avec 5 points d'échantillonnage par décade. Les mesures sont issues de la moyenne de 100 répétitions par fréquence de mesure.

3. Résultats

3.1. Mesures de référence pour le suivi de la biodégradation

La Figure 65 présente le suivi des mesures de référence sur l'évolution de la biodégradation du déchet pour les quatre colonnes expérimentales. Les Figure 65.a et Figure 65.b présentent respectivement la teneur en eau du déchet et la production de biogaz de chaque colonne. Nous nous intéresseront premièrement aux colonnes saturées, CS1 représentée par des losanges verts sur la Figure 65, et CS2 représentée par des carrés rouges sur la Figure 65.

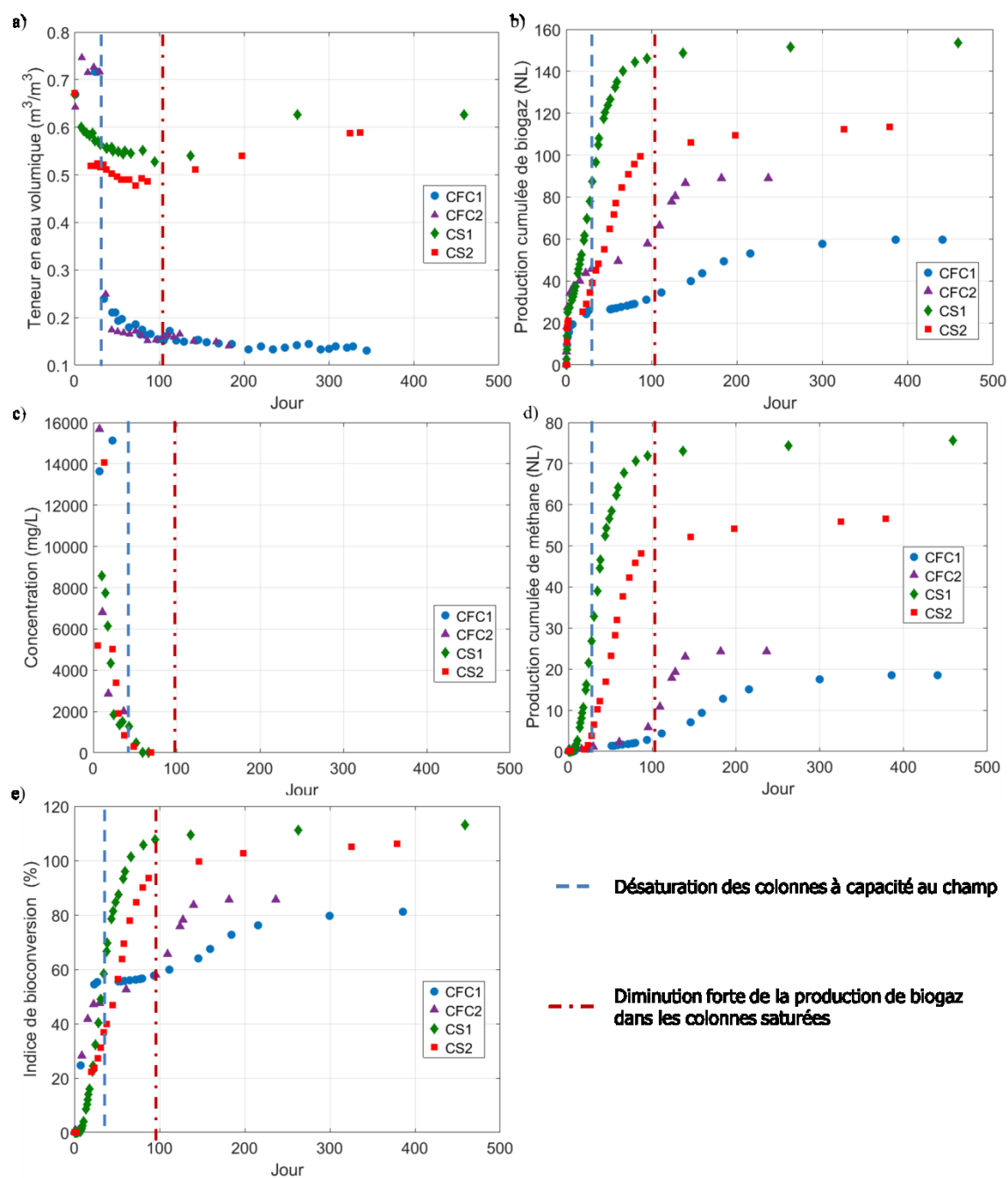


Figure 65 : Mesures de référence sur la biodégradation du déchet : La teneur en eau (a), la production cumulée de biogaz(b), la concentration en AGV (c), la production cumulée de méthane (d) et l'indice de bioconversion (e)

3.1.1. Analyse des mesures de référence sur les colonnes saturées

La teneur en eau dans la colonne CS1 diminue très fortement les 10 premiers jours de l'expérimentation en passant de 0.67 à 0.6. Durant la même période on observe une très forte production de biogaz, essentiellement composé de CO_2 , de 30 NL. La production de biogaz est tellement importante qu'elle va entraîner avec elle une partie du lixiviat, contenu initialement dans les pores de la matrice, à l'extérieur du milieu et va se traduire par une montée du niveau de lixiviat

au-dessus de la colonne de déchets. La teneur en eau du déchet va donc au cours des 10 premiers jours diminuer du fait de la production de biogaz. Du jour 10 au jour 100 elle va de nouveau diminuer mais de façon plus progressive en passant de 0.6 à 0.52. Durant cette période la production de biogaz se poursuit avec une vitesse plus faible et atteint un plateau autour de 142 NL et une montée du niveau de lixiviat est de nouveau observée. Du jour 100 au jour 450 la teneur en eau va progressivement augmenter pour atteindre 0.62 et dans le même temps la production de biogaz va très fortement diminuer en passant de 142 à 153 NL. Au cours de cette période la production de biogaz étant beaucoup plus faible le lixiviat va progressivement retourner dans les pores du déchet et faire ainsi augmenter sa teneur en eau.

La colonne CS2 présente une teneur en eau initiale égale à la colonne CS1 de 0.67. Cependant la colonne a été désaturée au jour 19 car la biodégradation a été inhibée à cause d'une forte acidose. En effet lors des étapes de la digestion anaérobie, la matière organique est transformée notamment sous forme AGV qui sont utilisés par la suite comme substrat pour produire du biogaz. La trop forte concentration des AGV entraîne une acidification du milieu qui peut inhiber la méthanogénèse. Les archées responsables de la production de méthane sont en effet fortement inhibées en dessous d'un pH de 6 et ont un fonctionnement optimal entre un pH de 6.8 et 7.4 (M. Barlaz et al., 1990). Pour cette raison la colonne a été désaturée et saturée de nouveau avec une solution BMP afin de diluer la quantité trop importante d'AGV présents dans le milieu. La teneur en eau après la seconde saturation était de 0.51, ce qui est plus faible que dans la colonne CS1. Du jour 19 au jour 100 la biodégradation redémarre et la production de biogaz est constante et passe de 30 à 105 NL. Sur la même période la teneur en eau va diminuer progressivement en passant de 0.51 à 0.47. On observe le même phénomène que pour la colonne CS1, la production de biogaz constante va progressivement expulser le lixiviat en dehors du déchet et faire diminuer sa teneur en eau. Du jour 100 au jour 370 la production de biogaz diminue très fortement et passe de 105 à 117. La teneur en eau au cours de cette période va augmenter progressivement et passer de 0.47 à 0.6. Comme sur la colonne CS1 le lixiviat va progressivement revenir dans les pores du déchet suite à la diminution de la production de biogaz.

Les Figure 65.c et Figure 65.d présentent respectivement l'évolution de la concentration en AGV et la production cumulée de méthane pour toutes les colonnes expérimentales. La concentration en AGV des lixiviats est exprimée comme la somme des concentrations des trois AGV les plus présents : l'acide acétique, l'acide propionique et l'acide butyrique. Durant les 10 premiers jours de l'expérimentation, a lieu une très forte production d'AGV dans les deux colonnes saturées qui atteint 8 g/L pour CS1 et 14 g/L pour CS2. Durant cette phase la matière organique est rapidement transformée en AGV et notamment en acétate qui servira ensuite de substrat pour la production de

méthane par les microorganismes méthanogènes. La quantité particulièrement importante d'AGV produite par la colonne CS2 a inhibé la biodégradation et a donc été extraite par désaturation de la colonne comme évoqué précédemment. La colonne a ensuite été saturée de nouveau. La concentration en AGV observée alors est de 5 g/L.

Du jour 10 au jour 80, la concentration d'AGV diminue progressivement dans les colonnes pour atteindre une concentration proche de 0. Durant cette même période la production de méthane augmente de manière constante en passant de 0 à 72 NL pour CS1. La production de méthane de CS2 augmente aussi de manière constante mais ne démarre qu'au jour 23 après la levée de l'inhibition par la désaturation-resaturation et atteint 51 NL au jour 80. Durant cette période, les archées méthanogènes, produisent du méthane à partir notamment de l'acétate faisant diminuer la concentration en AGV dans les lixiviats. A partir du jour 80 les AGV produits sont immédiatement consommés par les archées pour produire du méthane, rendant leur concentration proche de zéro.

Après la levée de l'inhibition dans la colonne CS2, la production de méthane dans les deux colonnes saturées a le même comportement, mais la production maximale observée est plus importante dans la colonne CS1 (75 NL au jour 450) que dans la colonne CS2 (57 NL au jour 390). En désaturant la colonne CS2 une partie de la matière organique solubilisée, notamment en AGV, par les premières étapes de biodégradation a été soustraite de la colonne expérimentale. Si des conditions inhibitrices n'étaient pas apparues ces AGV auraient par la suite été transformés en biogaz par les microorganismes méthanogènes. La désaturation pourrait expliquer la différence de production totale de méthane entre les colonnes CS1 et CS2.

Le processus de digestion anaérobie n'ayant pas besoin d'aller jusqu'à son terme c'est-à-dire la production de méthane pour engendrer des modifications des propriétés physico-chimiques du milieu susceptibles d'engendrer des variations des mesures géophysiques nous avons souhaité ne pas simplement nous limiter à l'utilisation de la production de méthane pour interpréter les variations des signaux géophysiques au cours des expériences. En effet, les étapes d'hydrolyse et d'acidogénèse, en solubilisant la matière organique vont avoir une influence sur la porosité du déchet par exemple. Il est donc problématique pour la colonne CS2 de ne se fier qu'à la production de méthane mesurée car on va alors sous-estimer l'effet sur la matrice poreuse des étapes conduisant à la solubilisation de la matière organique puisque l'on a retiré une quantité importante d'AGV lors de la saturation qui n'a donc pas pu être transformée en méthane.

Un indice de bioconversion a été calculé pour comparer les colonnes entre elles. Cet indice représente le pourcentage de méthane produit au cours du temps par rapport au potentiel méthanogène théorique déterminé lors d'un test de biodégradabilité d'un déchet reconstitué

similaire à celui utilisé placé dans des conditions optimales de biodégradation anaérobie (Test BMP). Pour la colonne CS1 les productions de méthane au cours du temps ont directement été mesurées. Pour la colonne CS2, la quantité de méthane qui aurait dû être produite à partir des AGV retirés lors de la désaturation calculée d'une façon théorique a été ajoutée à la production de méthane mesurée au jour 19. Le suivi de l'indice de bioconversion de chaque colonne est présenté sur la Figure 65.e. L'indice de biodégradabilité de la colonne CS1 suit logiquement le comportement de la production de méthane, une augmentation constante du jour 10 au jour 100 en passant de 0 à 108, puis une très faible augmentation jusqu'au jour 450 en atteignant 113%. Le fait que l'on dépasse la valeur de 100% pourrait s'expliquer par les incertitudes de mesure. En effet l'indice de bioconversion est calculé à partir de la production de méthane cumulée, et son incertitude peut être forte car elle dépend du nombre de poche de prélèvement utilisée pour extraire l'ensemble du biogaz produit. Plus la colonne va produire de biogaz et plus l'incertitude sera grande, cependant la différence par rapport à 100% reste acceptable. Ainsi dans cette expérience le déchet s'est dégradé totalement. L'indice de bioconversion de la colonne CS2 est nul jusqu'au jour 19 car aucune production de méthane n'a été observée en raison de l'acidose constatée. L'indice de bioconversion passe artificiellement directement à 22% au jour 19 car nous avons ici tenu compte du méthane qui aurait dû être produit à partir des AGV retirés lors de la désaturation. L'indice de bioconversion augmente ensuite de manière constante car l'inhibition de la méthanogenèse ayant été levée la production de méthane est constante jusqu'au jour 100 où il atteint 95 %, puis augmente très faiblement jusqu'au jour 380 en atteignant 106%. Si on considère l'indice de bioconversion, les deux colonnes se trouvent dans le même état final puisqu'on a atteint un niveau très proche pour cet indice, Ceci permet de mettre en évidence que dans les deux colonnes la grande majorité de la matière organique présente a au moins été solubilisée.

Du début de l'expérimentation au jour 100, l'indice de bioconversion passe de 0 à 105% pour la colonne CS1 et de 0 à 95 % pour CS2, et la teneur en eau diminue dans les deux colonnes. On s'attend donc sur cette plage de temps à voir la résistivité augmenter puisque la mesure est particulièrement sensible à l'humidité. Les phénomènes de polarisation électrique sont aussi sensibles à la teneur en eau, on pourrait donc voir une évolution des mesures de chargeabilité et de déphasage. Les micro-organismes vont progressivement consommer la matière organique présente dans le déchet entraînant une augmentation de la porosité, et une diminution de la densité du déchet durant l'ensemble de l'expérimentation. Les phénomènes de polarisation étant sensibles à ces paramètres, la chargeabilité et le déphasage pourraient évoluer en parallèles à leur évolution.

Les évolutions du pH et de la conductivité du lixiviat, qui ne sont pas présentées ici, pourraient aussi faire évoluer les signaux électriques, cependant une fois la phase de méthanogenèse atteinte, ces deux paramètres se stabilisent à 7.4 pour le pH et 0.7 mS/cm pour la conductivité du lixiviat.

3.1.2. Analyse des mesures de références sur les colonnes à capacité au champ

Nous nous intéressons maintenant aux colonnes placées à capacité au champ CFC1, représentée par des cercles bleus, et CFC2 représentée par des triangles violets sur la Figure 65.

Les colonnes CFC1 et CFC2 ont premièrement été placées à saturation afin d'initier le processus de biodégradation plus rapidement ; leur teneur en eau initiale (Figure 65.a) est donc proche des colonnes saturées, 0.67 pour CFC1 et 0.64 pour CFC2. Durant les 5 premiers jours de l'expérimentation, la production de biogaz, essentiellement composé de CO₂, présentée sur la Figure 65.b a été très importante et a atteint 21 NL pour la colonne CS1 et 27 NL pour la colonne CFC2. Durant cette même période la concentration en AGV (Figure 65.c) dans les colonnes a atteint 13.6 g/L pour la colonne CFC1 et 15.6 pour la colonne CFC2. La trop forte production d'AGV a inhibé le processus de biodégradation dans les deux colonnes. Pour cette raison les colonnes ont été désaturées de leur lixiviat et resaturées d'une solution contenant l'apport optimum au développement des micro-organismes anaérobies (Solution BMP). D'autres épisodes d'acidose ont cependant eu lieu dans les colonnes, ce qui a nécessité de réitérer la désaturation du lixiviat à plusieurs reprises, deux au total pour la colonne CFC1 et 4 pour la colonne CFC2. Du jour 5 au jour 35 la concentration en AGV est restée très haute dans la colonne CFC1 à 15 g/L, et a diminué progressivement dans la colonne CFC2 pour atteindre 3 g/L. Dans cette même période la production de méthane (Figure 65.d) des deux colonnes a augmenté en passant de 0 à 1 NL, montrant ainsi une levée de l'inhibition de la méthanogenèse.

La production de méthane initiée, les colonnes ont été désaturées pour atteindre la capacité au champ au jour 35 et leur teneur en eau est passée de 0.71 à 0.24. La teneur en eau a ensuite progressivement diminuée dans la colonne CFC1, d'abord de manière importante en atteignant 0.15 au jour 100 puis plus faiblement se stabilisant à 0.13 au jour 345. Dans la colonne CFC2 elle a encore diminué fortement jusqu'au jour 45 en atteignant 0.17, puis à progressivement diminué jusqu'à 0.14 au jour 235.

La production de méthane du jour 35 au jour 100 a augmenté lentement en passant de 1 à 3 NL pour CFC1 et de 1 à 5.7 NL pour CFC2. La production cumulée de méthane a alors augmenté dans la colonne CFC1 de 3 à 17.5 NL jusqu'au jour 300 pour converger vers 18.5 après 450 jours de suivi. La

production de méthane dans la colonne CFC2 a augmenté plus rapidement en passant de 5.7 à 23.5 NL jusqu'au jour 150, puis s'est stabilisée vers une valeur de 24.3 NL au jour 240. La stabilisation de la production de méthane laisse penser que le processus de biodégradation est fini dans les deux colonnes à capacité au champ. Cependant on est loin d'avoir atteint la même quantité de méthane que celle produite dans les colonnes saturées. Etant donné que plusieurs désaturations ont été effectuées dans les colonnes à capacité au champ, nous nous sommes intéressés au suivi de l'indice de bioconversion afin de comprendre dans quel état de biodégradation se situe les colonnes.

L'indice de bioconversion est passé de 0 à 55% pour la colonne CFC1 et 45.5% pour CFC2 du jour 0 au jour 35. Cette forte augmentation correspond à la prise en compte du méthane qui aurait dû être produit à partir des AGV présents dans le lixiviat drainé lors des différentes désaturations effectuées. La production de méthane s'étant ensuite mise en place dans les colonnes, l'indice de bioconversion a ensuite augmenté progressivement pour atteindre 58% au jour 100 dans les deux colonnes. Puis l'indice a augmenté plus fortement dans les deux colonnes et convergé vers une valeur autour de 80 % à partir du jour 300 pour la colonne CFC1 et 200 pour la colonne CFC2.

Les deux colonnes à capacité au champ ont été désaturées à plusieurs reprises du fait d'une acidose. La quantité de méthane qui aurait dû être produite à partir des AGV extrait est peut être sous-estimée dans le calcul de l'indice de bioconversion ce qui pourrait expliquer que seulement 80% de l'indice de bioconversion a été atteint. Le fait que la colonne CS2, qui a subi une seule désaturation, montre un indice de bioconversion inférieur à la colonne CS1, dans laquelle la biodégradation a été stable durant l'ensemble de l'expérimentation, vient renforcer cette hypothèse.

Dans la colonne CFC1 la teneur en eau a diminué progressivement de 0.24 à 0.15, du jour 35 au jour 100, en passant d'un indice de bioconversion de 55 à 60%. Si la résistivité est principalement influencée par la teneur en eau, on s'attend donc durant cette période à une augmentation progressive de la résistivité. La résistivité devrait ensuite se stabiliser puisque la teneur en eau diminue très peu en passant de 0.15 à 0.13 du jour 100 au jour 345, sur une plage d'indice de bioconversion de 60 à 82%. Pour la colonne CFC2 on observe une diminution plus directe de la teneur en eau, après désaturation, qui passe de 0.24 à 0.17 du jour 35 au jour 45, pour un indice de bioconversion de 55%. On s'attend donc à observer une augmentation plus rapide de la résistivité que pour la colonne CFC1. La teneur en eau converge ensuite vers 0.15 et ce jusqu'à la fin de l'expérimentation, on devrait donc voir la résistivité se stabiliser. Comme pour les colonnes à saturation, du fait de la consommation de la matière organique par les micro-organismes, la porosité du déchet augmentera et sa densité diminuera tout au long de l'expérimentation. Les phénomènes

de polarisation électrique pourraient être affectés et induire une variation des mesures de chargeabilité et déphasage.

3.2. Suivi géoélectrique au cours de la biodégradation du déchet

3.2.1. PS

Les mesures PS ont montré un comportement erratique, avec des oscillations entre valeurs positives et négatives, et pour cette raison elles ne seront pas présentées ici. L'hypothèse initiale sur l'évolution du signal PS était que les micro-organismes en biodégradant le déchet pouvait entraîner l'apparition d'un gradient d'oxydo-réduction mesurable par mesure PS. A la vue des faibles signaux, et parce qu'on n'observe pas une tendance dans le suivi de la mesure, il ne semble pas y avoir de gradient d'oxydo-réduction au sein de la colonne de déchets. Les colonnes de déchets ont donc été biodégradées de façon homogène ce qu'on s'attendait à voir sur une colonne saturée se trouvant dans des conditions de biodégradation en tous points optimales, mais pas nécessairement sur les colonnes à capacité au champ.

La mesure PS tel qu'elle est réalisée ici ne permet pas le suivi de l'évolution de la biodégradation du déchet. Il faudrait par exemple mesurer le potentiel entre une électrode non polarisable et une électrode de référence placée dans le milieu afin d'obtenir un signal qui évolue en fonction du potentiel d'oxydo-réduction du déchet au cours du temps.

3.2.2. ERT/PPT

3.2.2.1. Analyse des mesures ERT/PPT sur les colonnes saturées

La Figure 66 présente le suivi de la résistivité et de la chargeabilité des deux colonnes saturées en fonction de l'indice de bioconversion atteint qui décrit l'avancement de la biodégradation du déchet pour chaque colonne et permet de comprendre l'évolution des signaux géoélectriques au cours de la biodégradation.

La Figure 66.a présente le suivi de la résistivité pour les colonnes saturées CS1 et CS2. La résistivité des colonnes saturées est faible et comprise entre 2 et 4.5 ohm.m durant l'ensemble de l'expérimentation. La résistivité a d'abord augmenté au cours de la biodégradation. En effet la résistivité de la colonne CS1 est passée progressivement de 2.5 au début de la biodégradation à 3.5 ohm.m après que 100% de l'indice de bioconversion a été atteint. Pour la colonne CS2 on est passé progressivement de 3.5 au début de la biodégradation à 4.3 ohm.m après que 93% de l'indice de

bioconversion a été atteint. La résistivité pour les deux colonnes diminue ensuite pour atteindre 3.3 ohm.m pour la colonne CS2 et 2.5 ohm.m pour la colonne CS1.

Une explication à cette évolution peut être trouvée dans la variation de la teneur en eau du déchet. Durant la phase de production constante de biogaz du jour 10 au jour 100, une partie du lixiviat va être expulsé hors des pores du déchet et induire une diminution de la teneur en eau de 0.51 à 0.47 pour la colonne CS2 et de 0.6 à 0.52 pour la colonne CS1. Cette diminution de la teneur en eau va induire une augmentation de la résistivité dans la même période. La forte diminution de la production de biogaz, après avoir dépassé 100 % de l'indice de bioconversion, va permettre au lixiviat de retrouver progressivement sa place au sein des pores et faire que la teneur en eau va augmenter pour atteindre 0.62 pour la colonne CS1 et 0.6 pour la colonne CS2. Cette augmentation de la teneur en eau va alors induire une diminution de la résistivité des deux colonnes saturées.

Si les deux colonnes présentent une évolution globale de la résistivité similaire les valeurs sont cependant systématiquement plus fortes dans la colonne CS2. En effet dans cette colonne la teneur en eau est systématiquement plus faible, entraînant une résistivité plus forte. A noter que le comportement de la résistivité dans les deux colonnes, est celui que nous nous attendions à voir après la description des variations de teneur en eau comme évoqué dans la description des résultats de référence.

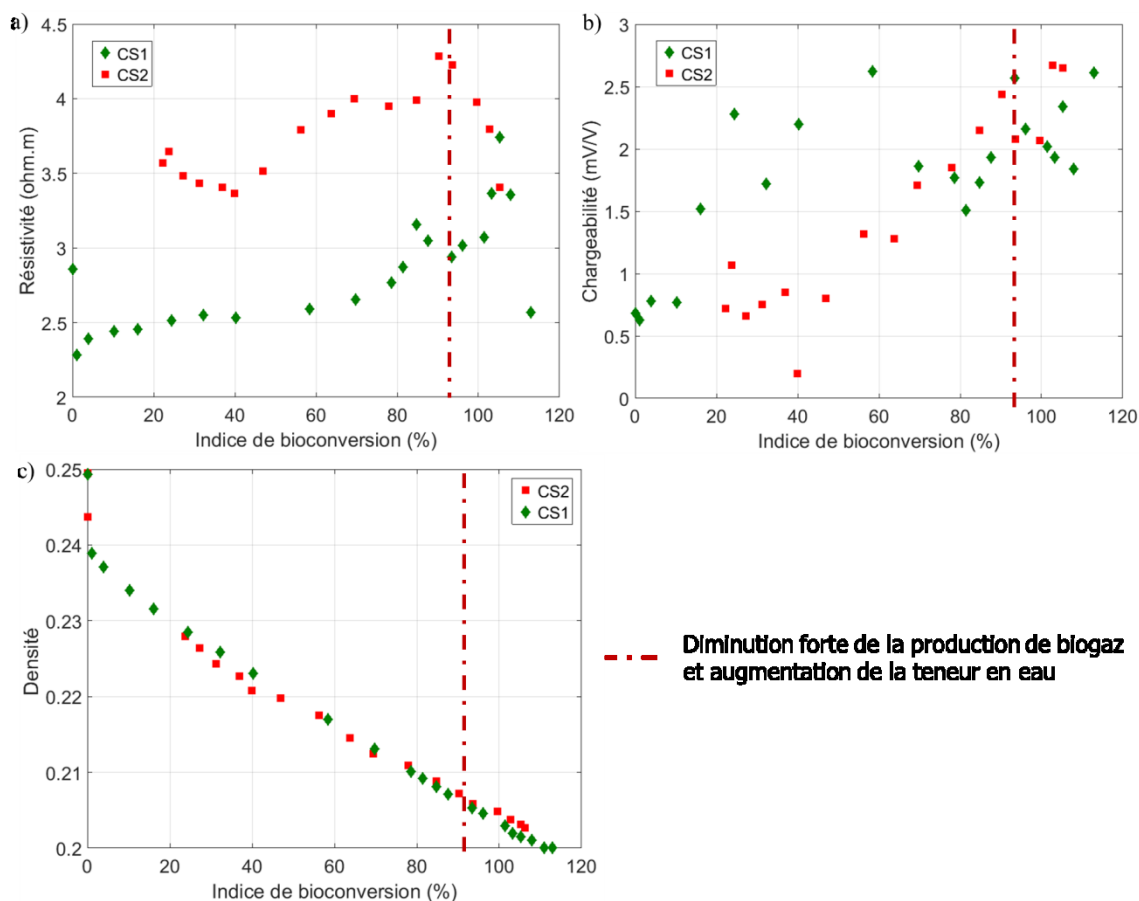


Figure 66 : Suivi de la résistivité (a) et de la chargeabilité (b) et de la densité (c) dans les colonnes saturées

La Figure 66.b présente le suivi de la chargeabilité pour les colonnes saturées CS1 et CS2. Les mesures en début de biodégradation sont similaires pour les deux colonnes entre 0.6 et 0.7 mV/V. La chargeabilité de la colonne CS1 augmente progressivement au cours de la biodégradation pour atteindre 2.5 mV/V après avoir atteint 60 % de l'indice de bioconversion. La mesure diminue ensuite pour atteindre 1.5 mV/V après avoir atteint 80 % de l'indice de bioconversion. La chargeabilité augmente de nouveau et se stabilise à 2.5 mV/V après avoir atteint 100% de l'indice de bioconversion.

La chargeabilité de la colonne CS2 augmente de façon continue de 0.6 mV/V à 20% de l'indice de bioconversion jusqu'à 2.5 mV/V après que 100% de l'indice de bioconversion ait été atteint.

On voit ici que pour des valeurs de teneur en eau différentes entre les deux colonnes, la chargeabilité des deux colonnes est similaire au début de la biodégradation (0.6 mV/V) ainsi qu'à la fin du processus de biodégradation (2.5 mV/V).

La Figure 66.c présente le suivi de la densité pour les colonnes saturées CS1 et CS2. La densité de la colonne CS1 diminue très fortement au début du processus de biodégradation, en passant de 0.25 à

0.24, sans pour autant que son indice de bioconversion augmente. Ceci est dû aux premières étapes du processus de biodégradation, l'hydrolyse et l'acidogénèse, durant lesquelles une très forte production de biogaz riche en CO₂, associée à une solubilisation importante de la matière organique aura lieu. Seule la production de méthane est prise en compte dans le calcul de l'indice de bioconversion ; pour cette raison il n'évolue pas tant que la méthanogénèse n'est pas stabilisée. Une fois l'étape de méthanogénèse démarrée, le processus se stabilise, la production de biogaz devient constante ainsi que la diminution de la densité qui passe de 0.24 à 0.20 de 0.1 à 113% de l'indice de bioconversion.

La densité de la colonne CS2 diminue très fortement au début du processus de biodégradation en passant de 0.25 à 0.244 sans évolution de son indice de bioconversion, comme observé sur la colonne CS1. On observe ensuite un saut dans l'évolution de la densité de 0.244 à 0.229, sur une variation de l'indice de bioconversion de 0.1 à 20 %. Cette évolution correspond à la grande quantité d'AGV extraite de la colonne du fait d'une acidose. La production de méthane se stabilise ensuite et la densité évolue en parallèle à l'indice de bioconversion en passant de 0.229 à 0.202 sur une plage de variation de l'indice de bioconversion de 20 à 106%.

La chargeabilité des colonnes saturées augmente au cours de la biodégradation. Le processus de biodégradation va progressivement solubiliser la matière organique ce qui se traduira par une augmentation de la porosité du déchet et une diminution de sa densité étant donné que dans nos conditions expérimentales aucun tassement n'est observé. L'indice de bioconversion qui traduit l'intensité des processus de solubilisation de la matière organique atteint dans les deux colonnes est à peu près le même, 113% pour CS1 et 106% pour CS2, ce qui implique que la variation de densité est similaire dans les deux colonnes 0.2 pour CS1 et 0.202 pour CS2. L'augmentation de la chargeabilité au cours du temps pourrait être due à la variation de porosité ou de la densité observée au cours de la biodégradation du déchet. De plus on peut voir que les valeurs de chargeabilité initiale et en fin de biodégradation sont les mêmes sur les deux colonnes, ainsi que les valeurs de densité du déchet. L'augmentation de la porosité dans le déchet va entraîner une augmentation de la surface polarisable du milieu qui pourrait être à l'origine de l'augmentation du signal de chargeabilité.

3.2.2.2. Analyse des mesures ERT/PPT sur les colonnes à capacité au champ

Afin de ne pas perturber les processus de biodégradation les mesures géophysiques n'ont commencé qu'une fois la production de méthane entamée. Les colonnes CFC1 et 2 ont été désaturées plusieurs fois avant toutes mesures géophysiques à cause de plusieurs acidoses, ce qui a provoqué l'extraction

d'AGV qui auraient normalement dû être transformés en biogaz. L'indice de bioconversion donné pour les colonnes tient compte de cette perte. Les premières mesures géophysiques ne commencent ainsi qu'après que 55% et 48% de l'indice de bioconversion ait été atteint pour CFC1 et CFC2 respectivement.

La Figure 67.a présente le suivi de la résistivité pour les colonnes placées à capacité au champ, CFC1 et CFC2. La résistivité de la colonne CFC1 augmente progressivement de 30 ohm.m à 47 ohm.m pour une variation de l'indice de bioconversion de 55 à 60%, puis oscille entre 45 et 52 ohm.m jusqu'à atteindre 85 % de l'indice de bioconversion. La première augmentation de la résistivité de la colonne CFC1 peut être expliquée par l'équilibre progressif de la teneur en eau qui passe de 0.24 à 0.15 après désaturation entre le jour 35 et 100. La résistivité oscille ensuite entre 45 et 52 ohm.m quand la teneur en eau diminue faiblement de 0.15 à 0.13. La résistivité dans la colonne CFC1 est donc aussi très influencée par la teneur en eau du milieu.

Pour la colonne CFC2 on passe progressivement de 80 ohm.m à 60 ohm.m pour une variation de l'indice de bioconversion de 48 à 60%. Durant cette même période la teneur en eau diminue et passe de 0.24 à 0.17, ce qui devrait normalement faire augmenter la mesure de résistivité. La mesure augmente ensuite progressivement de 60 à 90 ohm.m jusqu'à atteindre 85 % de l'indice de bioconversion. Associée à cette augmentation la teneur en eau continue de diminuer en passant de 0.17 à 0.14. De nouveau pour cette colonne on voit que la simple variation de la teneur en eau du déchet ne peut pas expliquer les variations de résistivité observées.

Si sur la colonne CFC1 on retrouve le comportement de la résistivité que l'on s'attendait à observer suite aux variations de teneur en eau, la résistivité de la colonne CFC2 ne se comporte pas comme nous l'avions envisagé. En effet un autre facteur que la teneur en eau doit avoir influencé la mesure de résistivité. La mesure de la conductivité du lixiviat n'a pas pu être réalisée car la colonne est à capacité au champ et aucun liquide ne pouvait être prélevé pour analyse. Cependant pour être responsable des fortes résistivités observées la conductivité du lixiviat aurait dû être elle aussi très forte, ce qui est peu probable puisqu'avant désaturation le lixiviat était très riche en AGV et avait une conductivité mesurée proche des colonnes saturées. Dans cette colonne le déchet s'est faiblement tassé. Du fait de la percolation du lixiviat dans la colonne, le déchet ne se trouve peut-être pas dans les mêmes conditions de teneur en eau qu'il soit situé en haut de la colonne, où la teneur en eau doit être plus faible qu'en bas. La mesure de résistivité est une unique mesure intégrée sur l'ensemble de la colonne, on ne peut donc pas observer cette hypothétique hétérogénéité de teneur en eau, mais elle pourrait avoir un impact sur la mesure.

La Figure 67.b présente le suivi de la chargeabilité pour les colonnes saturées CFC1 et CFC2. Les chargeabilités augmentent de façon continue au cours de la biodégradation pour les deux colonnes. Pour CFC1 on passe progressivement de 1.5 mV/V à 25 mV/V de 55 à 85 % de l'indice de bioconversion. Pour la CFC2 la valeur initiale est la même, mais l'augmentation est plus faible puisqu'on passe de 1.5 mV/V à 14 mV/V de 48 à 85 % de l'indice de bioconversion.

La Figure 67.c présente le suivi de la densité pour les colonnes CFC1 et CFC2. La densité des colonnes CFC1 et CFC2 diminue très fortement au début du processus de biodégradation, en passant de 0.25 à 0.235, pour une variation de l'indice de bioconversion de 0 à 22%. On observe ensuite un second saut de la densité qui passe de 0.235 à 0.225 pour une variation de 20 à 50% de l'indice de bioconversion. Ces fortes variations sont dues aux différentes acidoses qui ont eu lieu dans les colonnes de déchets associées à la forte production d'AGV qui ont été extraits par désaturation. La densité varie ensuite de manière plus progressive et constante en passant de 0.225 à 0.22 pour CFC1 et 0.225 à 0.213 pour la colonne CFC2, sur une plage de variation de l'indice de bioconversion de 50 à 81 %.

De la même façon que pour les mesures de chargeabilité sur les colonnes saturées, la chargeabilité augmente de façon continue au cours de la biodégradation. De nouveau l'augmentation de la porosité au cours du temps pourrait expliquer que la chargeabilité augmente au cours de l'avancée de la biodégradation. Cependant les mesures finales sur les colonnes à capacité au champ sont différentes, la chargeabilité est deux fois plus forte sur CFC1 que sur CFC2, pour une même valeur d'indice de bioconversion atteint. La variation de la porosité du déchet ne peut donc pas à elle seule expliquer les différences observées sur les mesures de chargeabilité de CFC1 et CFC2. Si on compare les mesures de chargeabilité des colonnes à saturation et capacité au champ on peut observer que les mesures en fin d'expérimentation sont plus fortes sur les colonnes à capacité au champ (14 – 25 mV/V) que sur les colonnes à saturation (2.5 mV/V) d'un ordre de grandeur et donc que la teneur en eau a aussi un impact sur la mesure. A l'instar de la résistivité, la mesure de chargeabilité est intégrée sur l'ensemble de la colonne de déchets et si on reconsidère la possibilité d'une hétérogénéité de la teneur en eau dans le déchet, elle pourrait aussi impacter la mesure et être responsable de la différence de signal observée entre la colonne CFC1 que sur CFC2.

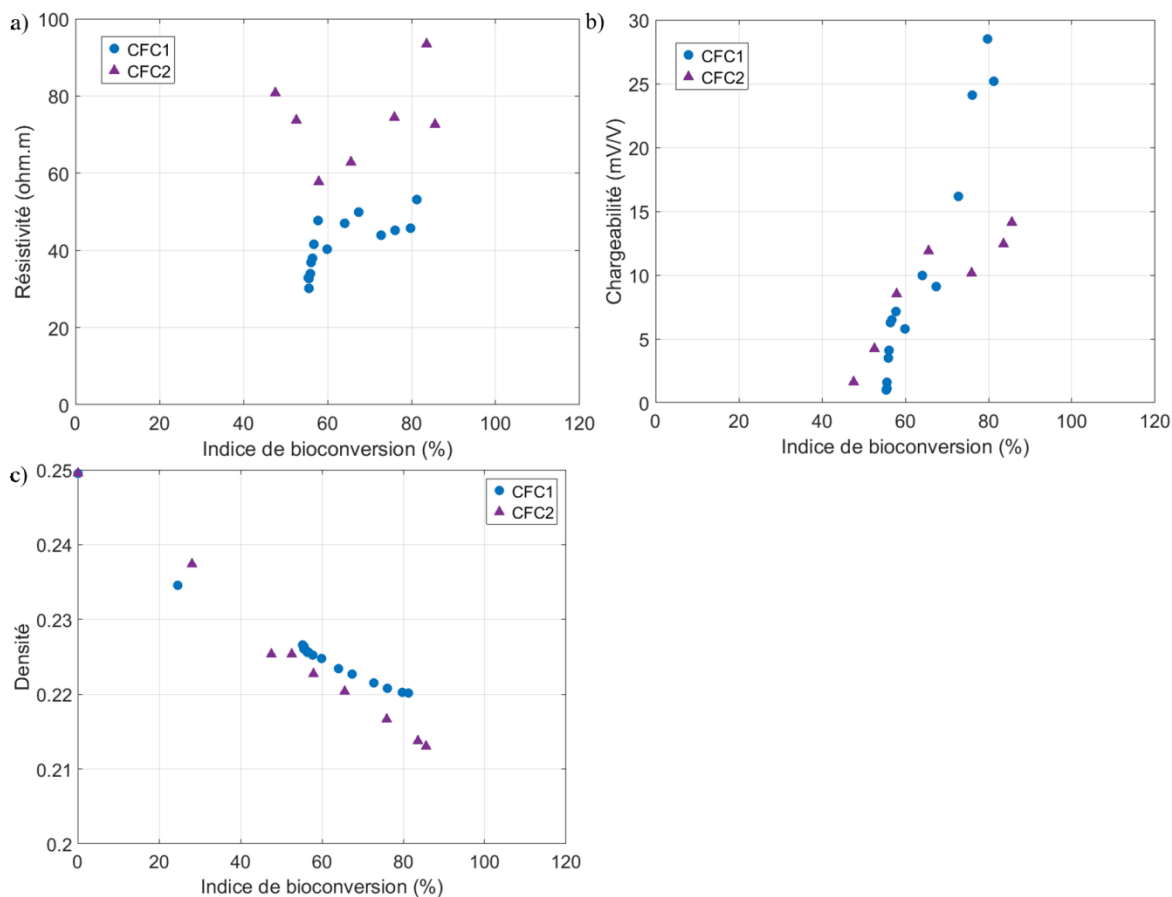


Figure 67 : Suivi de la résistivité (a) et de la chargeabilité (b) dans les colonnes à capacité au champ

3.2.3. PPS

La Figure 68 présente l'évolution des mesures PPS et plus particulièrement du déphasage des colonnes à capacité au champ au cours de la biodégradation du déchet. Les mesures PPS n'ont été réalisées que sur les colonnes à capacité au champ car leur temps d'acquisition était trop long pour les réaliser sur l'ensemble des colonnes. Les colonnes à capacité au champ ont été choisies car elles sont dans des conditions de mesures plus proches des conditions terrain que les colonnes saturées.

Des spectres de mesures de déphasage sont ici représentés entre 20 kHz et 50 mHz pour différents indices de bioconversion pour la colonne CFC1 (Figure 68.a) et CFC2 (Figure 68.b). Dans la colonne CFC1 l'ensemble des spectres de déphasage montre un pic vers 300 Hz. Si ce pic de déphasage est caractéristique du milieu puisqu'on le retrouve sur chacun des spectres, il n'est pas affecté au cours de la biodégradation puisque le déphasage oscille entre -43 et -46 mrad durant l'ensemble du processus de biodégradation.

On observe par contre une forte diminution du déphasage au cours de la biodégradation dans les basses fréquences en dessous de 10Hz. Si on regarde à 50 mHz, là où la variation du déphasage est la

plus forte, le déphasage diminue de façon continue de 0.4 mrad pour un indice de bioconversion de 55 % à -48 mrad pour un indice de bioconversion de 82 %. Comme la chargeabilité, l'évolution du déphasage à basses fréquences est corrélée avec l'intensité des processus de biodégradation.

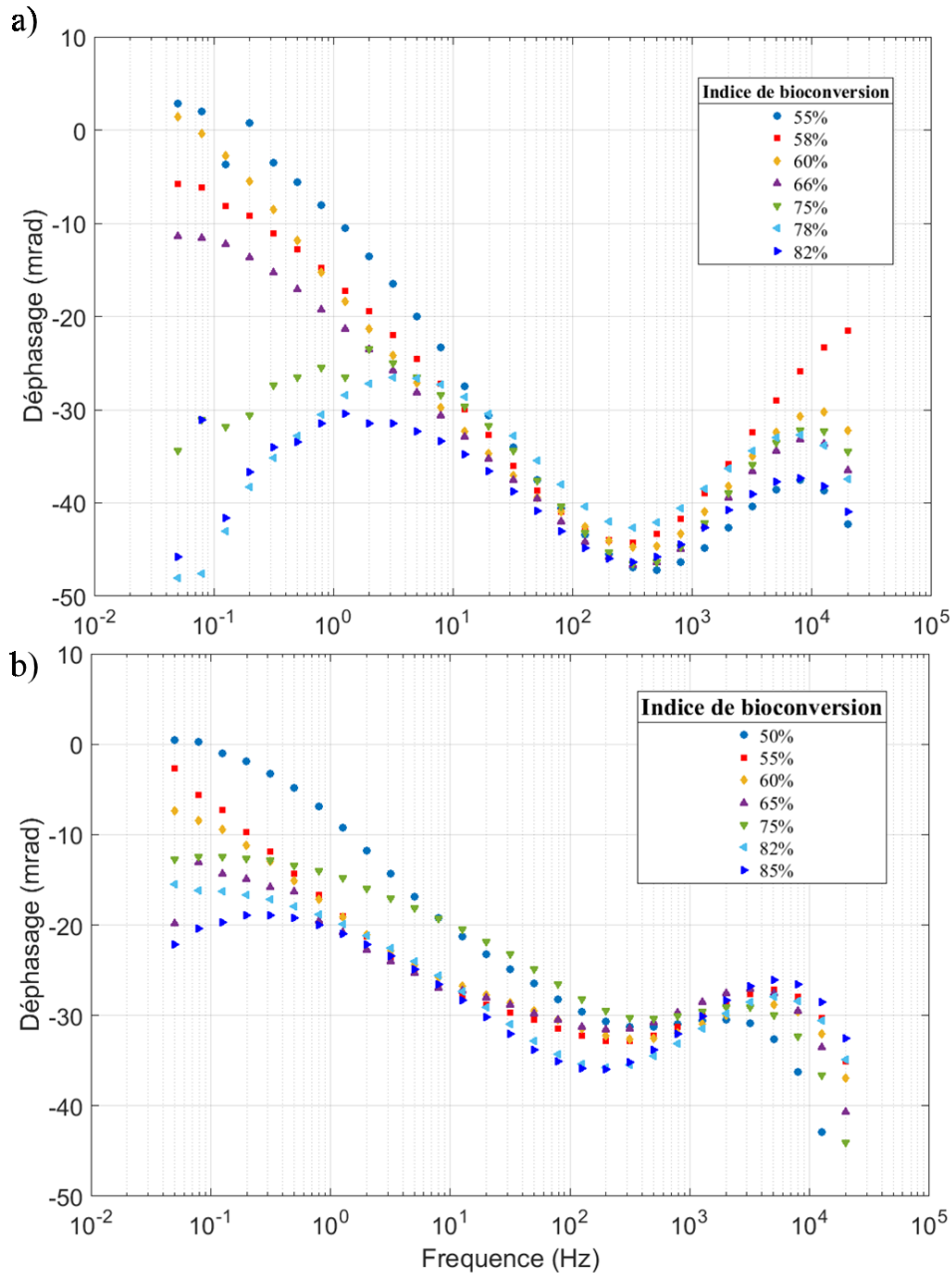


Figure 68 : Suivi du déphasage sur la colonne CFC1 (a) et la colonne CFC2 (b)

On retrouve le même comportement sur la colonne CFC2 (Figure 68.b). Le même pic dans le spectre de déphasage est présent à 300 Hz et oscille entre -30 et -35 mrad. On retrouve de forte diminution du déphasage mais en dessous 100 Hz. C'est encore à 50 mHz que la variation est la plus importante,

on passe de 0.4 mrad pour un indice de bioconversion de 50% à -22 mrad pour un indice de bioconversion de 85%.

Les phénomènes de polarisation à basses fréquences (<10Hz) sont directement liés à l'équilibre électrique à l'interface entre la phase liquide et la matrice solide (Vaudelet, Revil, Schmutz, Franceschi, & Bégassat, 2011). L'augmentation de la porosité des colonnes pourrait se traduire par une augmentation de la surface polarisable du milieu et engendrer une diminution du déphasage mesurée au cours de la biodégradation du déchet.

La Figure 69 présente la corrélation entre la mesure de chargeabilité et du déphasage à 50 mHz pour les colonnes à capacité au champ CFC1 et CFC2. On peut observer qu'il y a un très bon coefficient de corrélation de près de 0.97 entre les mesures de chargeabilité et de déphasage, ce qui laisse penser qu'on enregistre la même information lorsqu'on utilise la méthode de polarisation provoquée que ce soit dans le domaine temporel ou fréquentiel.

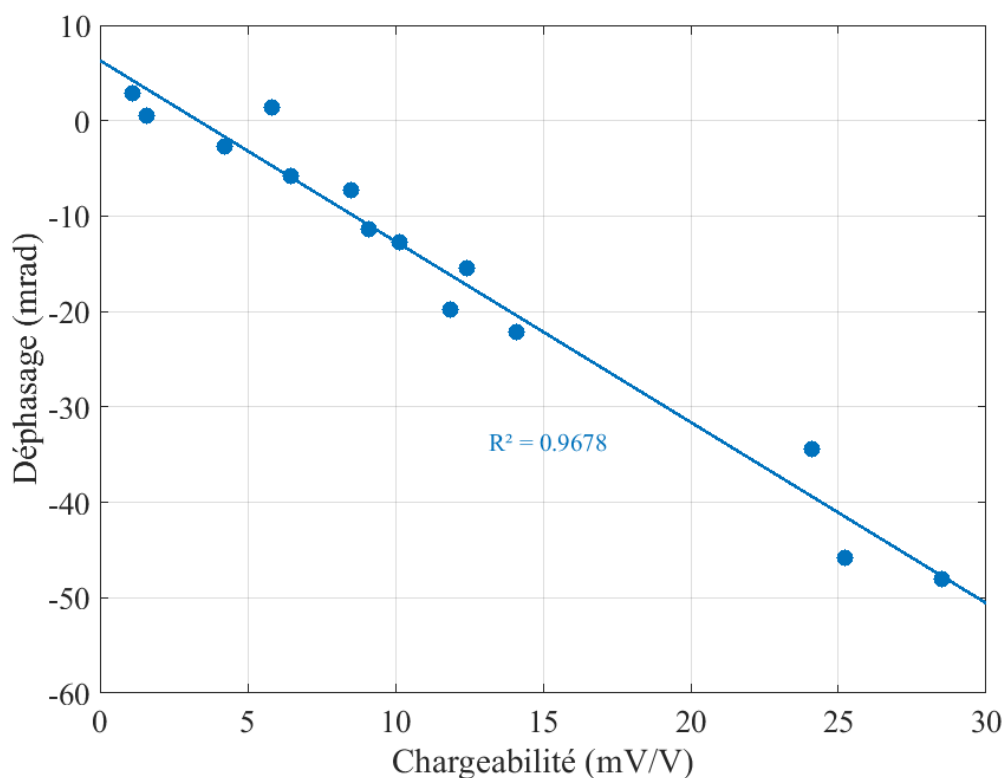


Figure 69 : Corrélation entre la mesure de chargeabilité et le déphasage à 50 mHz dans les colonnes CFC1 et CFC2

3.3. Mesure géophysique sur du déchet en fin de biodégradation

3.3.1. Influence de la température sur les mesures géophysiques

La Figure 70 présente la série de mesure de résistivité et chargeabilité réalisée sur les colonnes à différentes températures. On peut observer sur la Figure 70.a que la résistivité diminue en fonction de la température de manière linéaire et peu importe l'état de saturation dans lequel se trouve le déchet. La diminution de la résistivité avec l'augmentation de la température est un résultat connu montré dans plusieurs études (Campbell et al., 1949; Dumont, Robert, & Nguyen, 2018; Ma, McBratney, Whelan, Minasny, & Short, 2011). La diminution en température est généralement exprimée en % par degré, par rapport à une température de référence qui est la plupart du temps 25°C. Dans notre cas la résistivité diminue de 0.7%/°C dans le cas du déchet saturé et de 1.42%/°C dans le cas du déchet à capacité au champ pour une température de référence de 25°C. Si on vérifie ici bien la relation entre résistivité et température, la diminution de la résistivité dans la littérature est mesurée entre 1.8 et 2.5 %/°C pour des sols (Campbell et al., 1949; Ma et al., 2011), ce qui est supérieur à ce qu'on mesure. Cependant la matrice de déchets est différente d'une matrice de sol classique ce qui pourrait expliquer l'écart observé par rapport à la littérature.

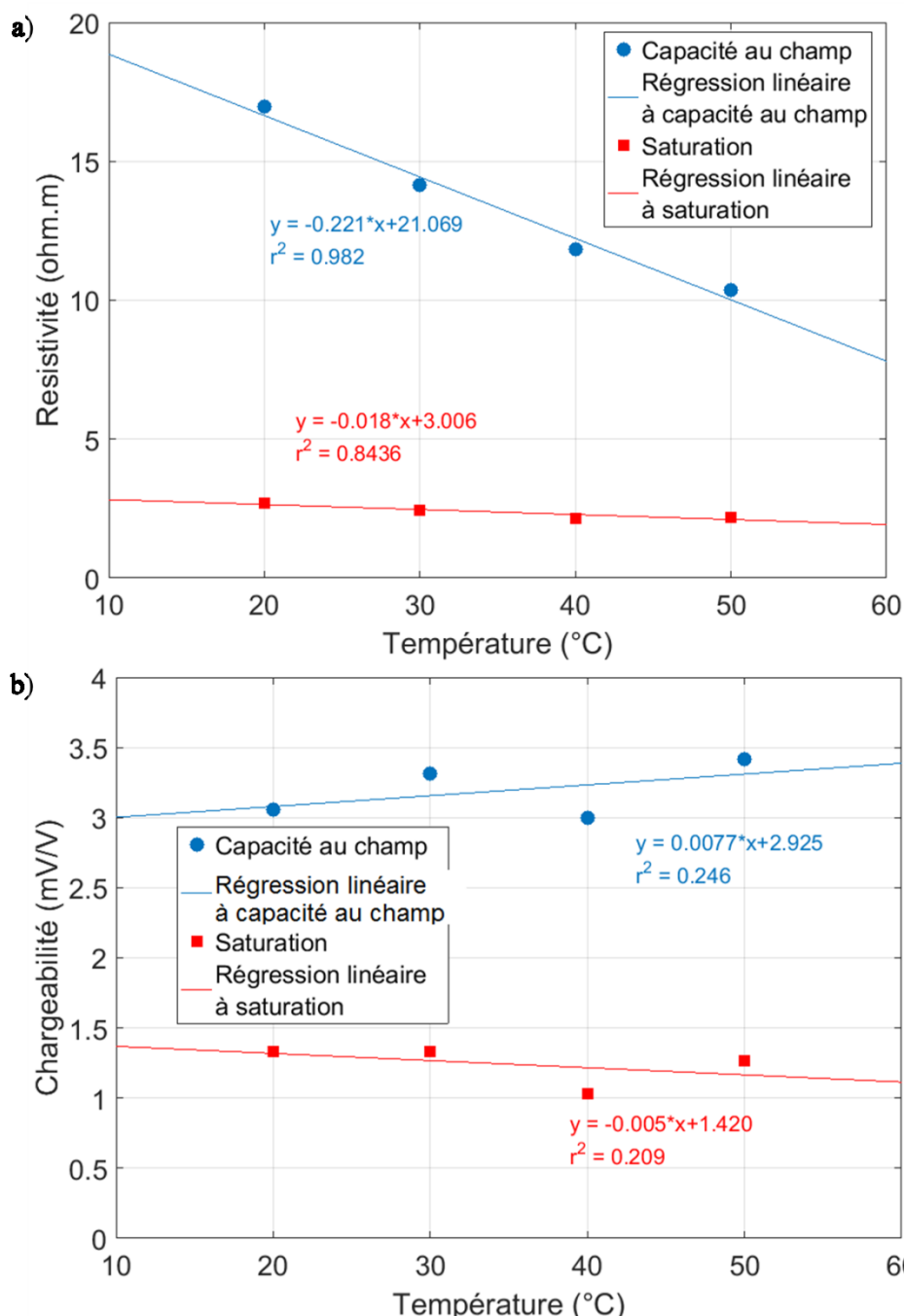


Figure 70 : Evolution de la résistivité (a) et de la chargeabilité (b) en fonction de la température pour les colonnes à saturation et capacité au champ

La Figure 70.b présente l'évolution de la chargeabilité en fonction de la température. La chargeabilité oscille dans le cas du déchet saturé entre 1.04 et 1.33 mV/V, et entre 3 et 3.4 dans le cas du déchet à capacité au champ. La chargeabilité n'évolue pas de manière linéaire avec la température puisque les régressions réalisées présentent des coefficients de régression très faibles de 0.2 et 0.24 en fonction de l'état de saturation du déchet. Les faibles variations de chargeabilité ne présentent pas de tendance à l'augmentation ou la diminution avec la température, mais oscillent autour d'une valeur de 3.2 mV/V pour le déchet à capacité au champ et 1.2 mV/V pour le déchet saturé. La chargeabilité

n'est pas affectée par la température dans les conditions de mesures de l'expérimentation mise en place ici.

La Figure 71 présente les spectres de déphasage en fonction de la température pour un déchet à capacité au champ (a) et saturé (b).

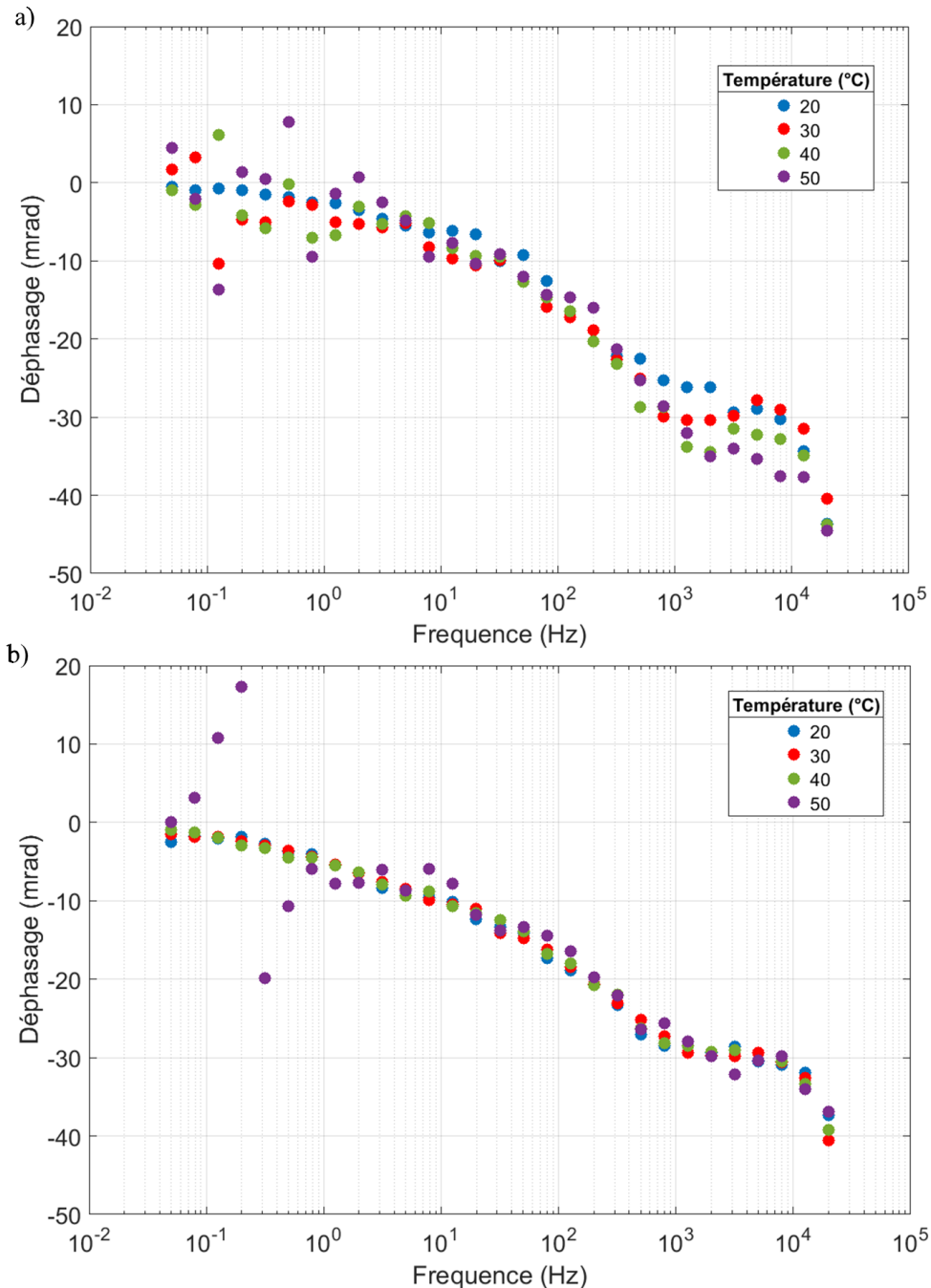


Figure 71 : Evolution de la phase pour les colonnes à saturation (a) et à capacité au champ (b).

La Figure 71 présente les spectres de déphasage en fonction de la température pour un déchet à capacité au champ (a) et saturé (b). Les spectres de déphasage de la colonne saturée sont

sensiblement identiques, néanmoins plus la température augmente, plus la mesure du déphasage perd en stabilité, particulièrement dans les basses fréquences en dessous de 10Hz. On retrouve le même problème de stabilité de la mesure sur le spectre de déphasage de la colonne à capacité au champ mais uniquement pour la mesure à 50°C. L'augmentation peut avoir perturbé le couple d'électrodes non polarisables. En effet ces électrodes sont constituées d'un électrolyte gélifiée avec de la gélatine alimentaire. La gélatine soumise à 50°C ne permet peut être plus à l'électrolyte d'être gélifié, ce qui a pu perturber l'électrode et rendre la mesure moins stable ou plus bruitée.

3.3.2. Influence du tassement sur les mesures géophysiques

Un suivi de résistivité et de chargeabilité a été réalisé durant un essai de tassement sur une colonne à capacité au champ. Plus le tassement était important, plus la densité du déchet augmentait pour un même volume d'eau, ce qui a aussi entraîné une augmentation de la teneur en eau. On a donc eu une augmentation conjointe de la densité et de la teneur en eau en fonction du tassement. La Figure 72 présente les mesures de résistivité et chargeabilité réalisées au cours du tassement, en fonction de la teneur en eau (Figure 72.a) et de la densité (Figure 72.b). On peut voir que la résistivité diminue de 8.9 à 5.9 ohm.m au cours du tassement pour une augmentation de 0.215 à 0.285 en teneur en eau et de 0.24 à 0.33 de densité. La chargeabilité diminue aussi de 6 mV/V à 4.5 mV/V sur la même variation de teneur en eau et de densité. Les deux mesures géophysiques diminuent de façon linéaire par rapport à la teneur en eau et présente un bon coefficient de corrélation de 0.93 pour la résistivité et 0.94 pour la chargeabilité. De nouveau on observe une évolution linéaire des deux méthodes par rapport à la densité avec un bon coefficient de corrélation de 0.84 pour la résistivité et 0.86 pour la chargeabilité.

On peut voir, que ce soit en fonction de la teneur en eau ou de la densité, que la résistivité et la chargeabilité augmente sur le dernier point de mesure. Sur ce dernier point de mesure le tassement a été plus important que les autres, d'où une augmentation plus importante de la densité. Au cours des essais de tassement le lixiviat n'a pas été chassé hors de la matrice de déchet, ce qui veut dire que la saturation n'a pas été atteinte, jusqu'au dernier point de tassement, ou une partie du lixiviat est sorti. C'est pour cette raison que la variation de teneur en eau est moins forte que la variation de densité. Le dernier point de mesure est donc associé à une forte augmentation de la densité, et une augmentation plus faible de la teneur en eau. Cette dernière augmentation est dissociée en deux parties, premièrement une augmentation de la teneur en eau, où le tassement a permis de diminuer la porosité jusqu'à ce que la saturation du déchet soit atteinte, puis une diminution de la teneur en eau lorsque le tassement a provoqué la diminution de la porosité chassant ainsi une partie du lixiviat du déchet. Cette dernière diminution de la teneur en eau pourrait être responsable de

l'augmentation de la résistivité et la chargeabilité observée. Cette augmentation de la résistivité, en tassant le déchet au-delà de la capacité au champ, a déjà été montrée par Moreau et al. (2011).

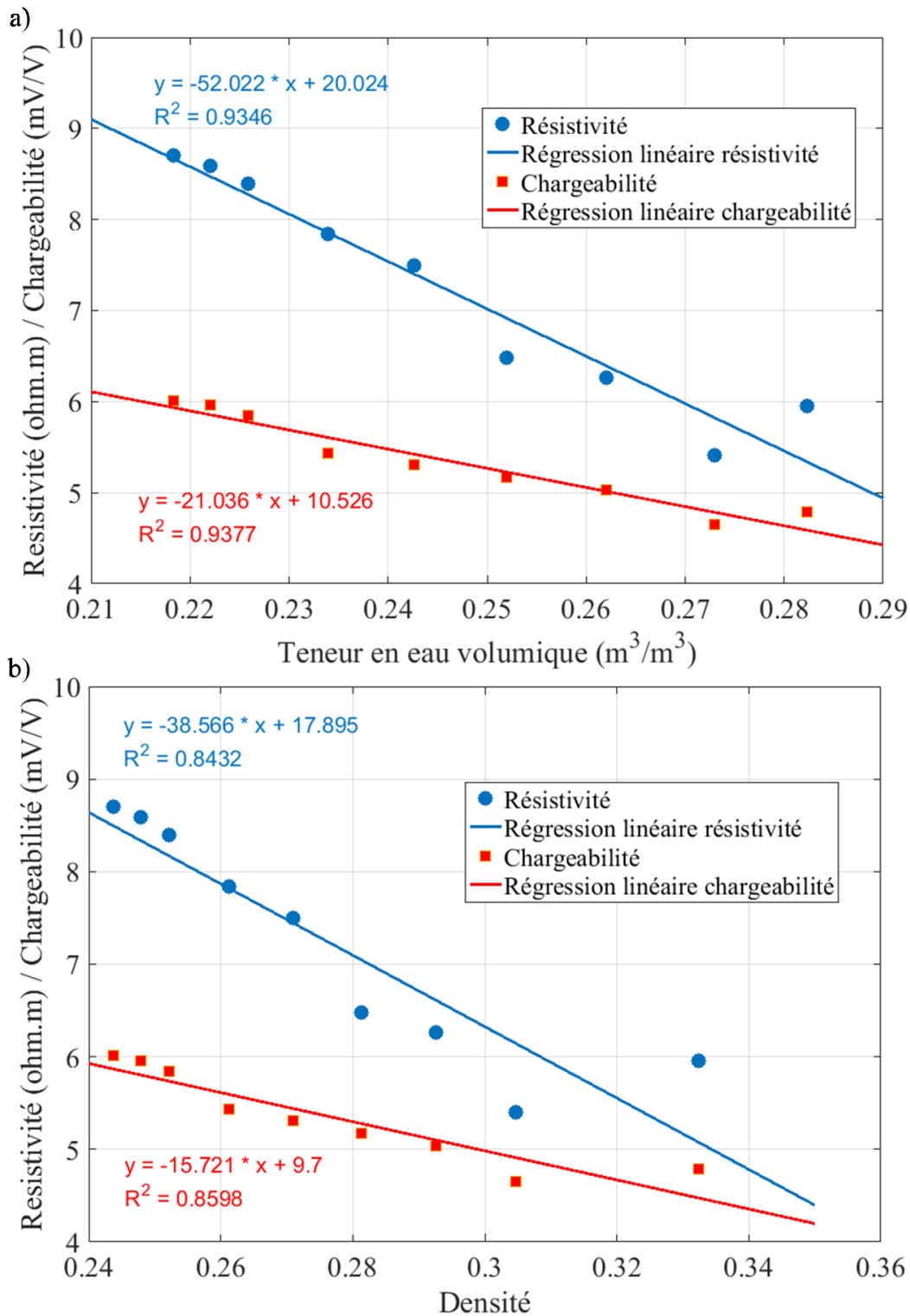


Figure 72 : Evolution de la résistivité et chargeabilité en fonction de la teneur en eau (a) et de la densité du déchet (b)

4. Discussion

Les mesures de résistivité que ce soit sur les colonnes saturées, à capacité au champ ou durant les essais de tassement présentés, est principalement influencées par les variations de teneur en eau dans le déchet. Ce résultat a déjà été montré par plusieurs auteurs (Audebert, Clément, Touze-foltz, et al., 2014; R Clément et al., 2009), et montre que la résistivité ne peut pas être utilisée pour suivre la biodégradation, mais pourrait constituer un indicateur qualitatif de la saturation du déchet. Il ne pourra cependant pas donner une valeur de teneur en eau mais bien apporter une information sur l'état de saturation du déchet.

Le suivi des mesures de chargeabilité et de déphasage, que ce soit sur un déchet à saturation ou à capacité au champ augmente au cours de sa biodégradation. Cette augmentation pourrait être due à la solubilisation de la matière organique présente dans le déchet qui engendre une augmentation de la porosité et une diminution de la densité du déchet au cours de sa biodégradation. L'augmentation de la porosité pourrait être associée à une augmentation de la surface polarisable totale et ainsi augmenter les phénomènes de polarisation électrique dans le déchet.

On voit également que la teneur en eau influence la chargeabilité et le déphasage car les mesures sont systématiquement plus importantes à capacité au champ qu'à saturation d'un ordre de grandeur. La saturation du déchet pourrait avoir pour effet de shunter le passage du courant dans les zones polarisables, que sont les bords des pores du milieu, et ainsi diminuer les phénomènes de polarisation électrique.

Les phénomènes de polarisation pourraient donc être sensible à la fois à la modification de la porosité et de la teneur en eau dans le déchet, au cours de sa biodégradation. Les essais de tassement réalisés sur un déchet en fin de biodégradation vont dans ce sens puisqu'on observe une diminution de la chargeabilité pour une augmentation de la teneur en eau et de la densité. Les phénomènes de polarisation électriques pourraient donc évoluer en fonction d'un équilibre entre ces deux paramètres au cours de la biodégradation du déchet. Si la variation de la teneur en eau peut avoir lieu en l'absence d'une modification de la porosité, par simple percolation du lixiviat dans le déchet, la modification de la porosité entrainera systématiquement une variation de la teneur en eau. En ce sens la modification de la porosité pourrait avoir une influence plus importante sur la mesure de chargeabilité qu'une modification de la teneur en eau seule.

L'ensemble des variations de mesure observées ici ne sont cependant vraies que pour les conditions de mesures choisies pour le suivi expérimental (densité faible, température fixe,...). Dans des conditions réelles de terrain, dans une ISDND, les densités sont beaucoup plus fortes que celle

utilisées, et sont comprises entre 0.4 et 0.7 (Hudson et al., 2004; Guillaume Stoltz & Gourc, 2007). Les variations de mesures observées ici ne seront donc pas nécessairement les mêmes sur un casier de déchets au cours de sa biodégradation. Il faudrait donc réaliser un suivi à l'échelle du terrain, sur un casier de déchet, des quatre méthodes électriques retenues ici pour valider les observations réalisées dans ce suivi à l'échelle du laboratoire.

A l'échelle d'un casier de déchets un suivi de mesures PS et PPT est difficile à mettre en œuvre car il nécessite l'utilisation d'électrodes non polarisables qui ont une durée de vie limitée et ont besoin d'être changées ce qui est compliqué une fois l'électrode installée dans le massif de déchets. Dans notre expérimentation de laboratoire la mesure de déphasage n'apporte pas plus d'information que la mesure de chargeabilité. Il sera donc plus intéressant de réaliser un suivi de chargeabilité, qui peut être réalisé avec des électrodes inox et dont la mesure est plus rapide que celle du déphasage, sur un casier de déchets.

A l'échelle du terrain on sait que la température d'un casier de déchets va fortement évoluer au cours de sa biodégradation (Hanson, Yesiller, & Oettle, 2008). La mise en place d'un suivi de la chargeabilité est donc d'autant plus intéressant qu'on voit ici que la température n'affecte pas sa mesure, dans les conditions de mesure de l'expérimentation.

5. Conclusion

Le but de cet article était de comprendre l'évolution des mesures géoélectriques au cours de la biodégradation d'un déchet reconstitué à l'échelle du laboratoire. Pour cela quatre colonnes expérimentales ont été développées, remplies de déchets reconstitués et placées dans des conditions contrôlées.

La première partie de cette expérimentation de laboratoire consistait à suivre les mesures des quatre méthodes géophysiques retenues durant l'ensemble du processus de biodégradation du déchet. Les déchets ont été placés dans deux conditions de mesures différentes, à saturation pour travailler avec une cinétique de biodégradation rapide et à capacité au champ pour se rapprocher des conditions de terrain.

Les mesures ont premièrement montré que le suivi PS tel qu'il a été réalisé sur les colonnes de mesure n'est pas adapté pour le suivi de la biodégradation du milieu. En effet on n'enregistre pas de variations significatives de potentiel, ce qui laisse penser que la biodégradation de la colonne de déchets est homogène et qu'il n'y a pas de gradient d'oxydo-réduction en son sein. Il faudrait par exemple mesurer le potentiel entre une électrode non polarisable et une électrode de référence

placée dans le milieu afin d'obtenir un signal qui évolue en fonction du potentiel d'oxydo-réduction du déchet au cours du temps.

Le suivi géophysique a aussi montré que peu importe l'état de saturation du déchet, la résistivité est principalement conditionnée par la teneur en eau, ce qui est un résultat déjà obtenu par plusieurs auteurs (Audebert, Clément, Touze-foltz, et al., 2014; R Clément et al., 2009). La mesure RE apparaît comme limitée pour le suivi de l'évolution de la biodégradation du déchet. Elle pourrait néanmoins être utilisée comme un indicateur qualitatif de la saturation du déchet, ce qui pourrait être intéressant dans le cas du suivi de la biodégradation car la teneur en eau est le facteur le plus influençant sur la cinétique de biodégradation du milieu.

Les méthodes de polarisation provoquée, que ce soit la chargeabilité dans le domaine temporel ou le déphasage dans le domaine fréquentiel, augmente parallèlement à la diminution de la densité du déchet au cours de la biodégradation ou à l'augmentation de sa porosité. L'augmentation de la porosité pourrait se traduire par une augmentation de la surface polarisable totale du déchet et ainsi augmenter la chargeabilité et le déphasage. Cependant les phénomènes de polarisation électriques sont aussi affectés par la teneur en eau, car la chargeabilité et le déphasage sont toujours plus fort pour un déchet à capacité au champ. La saturation du déchet pourrait diminuer les phénomènes de polarisation électrique en shuntant le passage du courant dans les zones polarisables, que sont les bords des pores du milieu. Les variations de chargeabilité et déphasage pourrait résulter d'un équilibre entre évolution de la porosité ou de la densité et de la teneur en eau dans le déchet.

La deuxième partie de l'expérimentation a consisté travailler sur le déchet en fin de biodégradation. Sur un casier de déchets la température va très fortement augmenter au début de la biodégradation du fait de l'activité de micro-organismes aérobie puis faiblement diminuer au cours du reste du processus de biodégradation. La densité et la porosité du déchet vont aussi évoluer au cours de la biodégradation. En effet sous l'action de son poids, le massif va progressivement se tasser, combler les vides créés par la transformation de la matière organique en biogaz, et voir sa porosité diminuer et sa porosité augmenter. Cependant le poids du déchet mise en place à l'échelle du laboratoire n'est pas assez important pour qu'il se tasse comme sur le terrain. Le suivi de mesure géophysique réalisé durant la biodégradation du déchet ne prenait donc pas en compte la variation de température et densité observée sur un casier de déchets. Pour cette raison dans une seconde partie on a étudié l'influence de ces deux paramètres sur les mesures géophysiques des colonnes de déchets en fin de biodégradation.

Les colonnes ont premièrement été placées dans une étuve où les mesures géophysiques ont été réalisées sur une gamme de température de 20°C à 50°C. Si les mesures de résistivité diminuent avec

l'augmentation de la température, ce qui est un résultat connu et montré dans plusieurs études, les mesures de polarisation provoquée que ce soit dans le domaine temporel ou fréquentiel ne montrent pas de variation significative avec l'augmentation de la température dans les conditions de mesure de l'expérimentation de laboratoire mise en place. Les colonnes de déchets ont ensuite été compactées progressivement afin de simuler le tassement du déchet. Au cours de cet essai on a pu voir la chargeabilité diminuer avec l'augmentation de la densité du déchet, mais aussi avec sa teneur en eau. Ces résultats viennent confirmer les observations réalisées dans la première partie de l'expérimentation au cours du suivi de la biodégradation du déchet et renforce l'hypothèse que les phénomènes de polarisation électrique du déchet résultent d'un équilibre entre la teneur en eau et la porosité. Les méthodes de polarisation provoquée temporelle et fréquentielle pourraient donc suivre l'évolution du tassement d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation. Ces deux méthodes sont d'autant plus prometteuses qu'elles ne sont pas sensibles à la température, au moins dans les conditions de l'expérimentation, et ne seront pas affectées par les fortes variations observées sur site.

Cependant ces observations ont été réalisées dans des conditions contrôlées qui sont éloignées des conditions réelles de terrain. En effet sur site la température évolue, le massif de déchet se tasse et les densités du déchet sont beaucoup plus fortes. De plus du fait de la longueur des cinétiques de biodégradation, seules quatre colonnes ont été mises en place, ce qui est faible pour généraliser des tendances observées. Afin de valider le comportement des mesures constaté à l'échelle du laboratoire, il faudrait donc effectuer le suivi géoélectriques des quatre méthodes à l'échelle d'un casier de déchets.

Pour réaliser un suivi PS, la mesure nécessite l'utilisation d'électrodes non polarisables qui doivent être rechargées en solution saline et ont une durée de vie limitée. Les électrodes doivent être placées dans le massif de déchets sous la géomembrane, ce qui rend leur maintenance et la mise en œuvre de la méthode difficile sur un casier de déchets.

A l'instar du PS, la méthode de PPS est difficile à mettre en œuvre sur le terrain car elle demande l'utilisation d'électrodes non polarisables, qu'elle est particulièrement sensible au bruit expérimental, et que son temps d'acquisition peut être long à très basses fréquences (mHz). De plus on a vu que, dans nos conditions expérimentales, le déphasage ne semblait pas apporter plus d'information que la mesure de chargeabilité. Pour cette raison sur un casier de déchets il sera préféré l'utilisation de la méthode PPT.

On aurait pu aller plus loin en analysant d'autres paramètres de la mesure PPS comme la résistivité imaginaire qui pourrait amener d'autres informations sur l'évolution des paramètres bio-physico-

chimiques du déchet au cours de sa biodégradation. De plus on aurait pu essayer de modéliser la réponse PPS ou la réponse PPT avec des modèles mathématiques de polarisation connu comme le modèle Cole-Cole (Cole & Cole, 1941) et ainsi obtenir d'autre mesure de polarisation comme le temps de relaxation τ ou le facteur de dépendance en fréquence c .

Chapitre 4

Suivi long terme de la température sur un casier de déchets

1. Introduction

La bibliographie a montré que la température des déchets entreposés au sein d'un massif de stockage va évoluer au cours de sa biodégradation. En effet la présence d'oxygène en contact avec le déchet durant la phase de remplissage et ce jusqu'à la fermeture du casier va induire des processus de biodégradation aérobie. Ces processus sont particulièrement exothermiques et provoqueront une élévation importante et progressive de plusieurs dizaines de degré de la surface du massif de déchets en contact avec l'oxygène. Une fois recouvert, soit par une couche de déchets soit par la couverture de surface mise en place, l'oxygène va être consommé par les micro-organismes et laisser place à des processus de biodégradation anaérobie. Ces processus, beaucoup moins exothermiques ne permettent pas de maintenir les températures atteintes et vont induire une diminution progressive de la source de chaleur dans le massif de déchets au cours de la biodégradation. Cette diminution de la source de chaleur pourrait varier au sein du massif de déchet en fonction de l'activité des processus anaérobie et entraîner des cinétiques de biodégradation différentes.

De plus la température affecte l'activité enzymatique et la croissance des micro-organismes. Par exemple, les micro-organismes méthanogènes sont adaptés à des plages de températures spécifiques (psychrophiles 4-15 ° C, mésophiles 20-40 ° C et thermophiles (45-70 ° C) (Fathi Aghdam, Scheutz, & Kjeldsen, 2017). Dans des études de laboratoire, les plages de températures optimales pour la croissance bactérienne mésophile et thermophile ont déjà été identifiées entre respectivement 35-40 ° C et 50-60 ° C (Tchobanoglous et al., 1993). Certaines études ont aussi montré qu'une augmentation de la température permet d'accélérer la production de méthane sans pour autant accroître le potentiel final de production (Palmisano & Barlaz, 1996).

La température a donc un rôle important au cours de la biodégradation du déchet. La variation de la température d'un casier de déchets pourrait donc nous apporter des informations quant à l'évolution de la biodégradation du massif de déchets.

Pour permettre le suivi de la biodégradation d'un casier de déchet, nous avons déterminé dans l'état de l'art que la méthode utilisée se devait de donner une information distribuée. La température doit donc être spatialisable pour représenter au mieux sa distribution et ainsi renseigner sur l'évolution de la biodégradation en tous points d'un massif de déchets.

Aujourd'hui une des solutions rapportée dans la littérature est la mise en place de câbles de fibre optique au sein du casier de déchets durant la phase de remplissage (Dumont et al., 2018; Ettala et al., 2003; S. Moreau, Chevrier, Saidi, Buton, & Bouye, 2009). La température est ainsi mesurée de façon distribuée le long de la fibre optique et durant l'ensemble du processus de biodégradation.

Dans un précédent projet de recherche (Grossin-Debattista et al., 2014) dont l'objectif était l'optimisation de l'ISDND de la SAS les Champs Jouault, un casier de déchets a été notamment équipé de fibre optique. A partir de ce dispositif, un suivi de température initié en 2012 a permis la mesure de la température en différents points du massif de déchets durant plus de quatre années. Par conséquent, l'objectif de cet chapitre est d'analyser le suivi de température par fibre optique afin de déterminer s'il permet de localiser des hétérogénéités et des cinétiques différentes pouvant alerter d'évolution contrastée de la biodégradation dans un casier de déchets

Pour comprendre les processus responsables des variations de température au cours du temps nous allons réaliser un modèle thermique du casier. Il nous permettra de remonter aux propriétés thermiques du déchet, et d'avoir une information distribuée de la température et ainsi localiser d'éventuelles hétérogénéités ou des zones avec des cinétiques de variations différentes qui pourraient correspondre à une évolution contrastée de la biodégradation dans le casier de déchets. L'analyse de l'évolution de la température du casier au cours de sa biodégradation nous permettra aussi de discuter quant à la mise en œuvre d'un dispositif de mesure par fibre optique et de son adaptabilité pour une utilisation industrielle, du moins pour le site des Champs Jouault.

2. Article

Une étude sur le suivi long terme de mesure géophysiques sur un casier de déchets a été menée dont les résultats ont abouti à la rédaction d'un article en deux parties soumis dans le journal « Waste Management » en mars 2018 :

Moreau S., Jouen T., Grossin-Debattista J., Loisel S., Mazeas L., Clément R. (2018). 4 years monitoring on municipal solid waste landfill to study how waste mass properties evolve during biodegradation processes: Part I: Temperature evolution and modelling

Pour répondre à l'objectif de ce chapitre, la première partie de l'article est consacrée à l'analyse des mesures de température enregistrées et au développement d'un modèle de température du casier de déchets. La deuxième partie de l'article, Part II présentée dans le chapitre 5 de ce manuscrit, est consacrée à l'analyse du suivi long terme de la résistivité électrique et de la polarisation provoquée temporelle au cours de la biodégradation du casier de déchets.

4 years monitoring on municipal solid waste landfill to study how waste mass properties evolve during biodegradation processes:

Part I: Temperature evolution and modelling

Sylvain Moreau^a, Thomas Jouen^a, Julien Grossin-Debattista^a, Simon Loisel^c, Laurent Mazéas^a, Rémi Clément^b.

^a National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Hydrosystems and Bioprocesses Research Unit, 1 rue Pierre Gilles de Gennes CS 10030 92761 Antony Cedex, France

^b National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Reversaal Research Unit, 5 rue de la Doua, CS 20244, F-69626 Villeurbanne Cedex, France

^c SAS Les Champs Jouault, Lieu-dit Les Champs Jouault, 50670 Cuves, France

Corresponding author: Sylvain Moreau, sylvain.moreau@irstea.fr

Abstract

Irstea and the industrial landfill operator SAS Les Champs Jouault have been collaborating in a research program since 2011 to study the ability of the distributed temperature sensing (DTS) method using fibre optics to investigate how biodegradation evolves in a municipal solid waste (MSW) cell. On a 67 700-m³ waste cell composed of household and industrial waste, managed as a bioreactor with leachate recirculation, 1200 m of fibre optic cables were installed in the waste mass at different depths. The measurements recorded are used to monitor how the temperature of the aerobic and anaerobic waste biodegradation phases evolved from the end of the filling in July 2012 until June 2016. A substantial increase, from ambient temperature to 60–65°C was recorded in the middle of the waste cell during the following year, followed by a slow decrease that reached 45–50°C in 2016 for the highest temperature and 35°C for the lowest, influenced by the external conditions on the edges of the waste mass. These changes in temperature are consistent for a mass of biodegradable waste, which is confirmed by the production and the rate of methane recorded. In addition, the temperature distribution in the waste mass indicates a single-block behaviour where no temperature discontinuity was observed, confirming that temperature conditions are satisfactory to promote biodegradation at all points in the waste mass. To predict the long-term temperature

evolution, a numerical simulation model was used. The results indicate that the optimum temperature conditions for biodegradation are satisfactory during the time period required for the production of methane estimated for the waste fractions stored in the waste cell studied.

Keywords

Municipal waste; bioreactor; landfill; anaerobic digestion; distributed temperature; fibre optic sensor

1. Introduction

Landfilling is an essential form of solid waste management among the different strategies available today. As an illustration, in France approximately 29% of the total amount of waste collected is landfilled in municipal solid waste landfills (MSWLs) (Eurostat, 2016). To reduce their environmental impact, optimise the waste stabilisation process and enhance energy production from biogas, some landfills are operated as bioreactors (M A Barlaz & Reinhart, 2004; P T Imhoff et al., 2007; Reinhart & Townsend, 1997). This concept induces leachate recirculation to increase moisture content, which is generally insufficient in classical landfills. Moisture and homogeneous distribution of microflora are essential to achieve optimal biochemical moisture content (Pohland & Al-Yousfi, 1994; Rees, 1980a b; Reinhart & AlYousfi, 1996). A leachate recirculation system is commonly located underneath the landfill cover and cannot be used before the end of the filling operation in France (Ministère de l'environnement, 2016).

Using landfills as bioreactors has many advantages: (i) the gas production rate can increase and energy recovery become more efficient, (ii) waste decomposition acceleration can shorten the monitoring period and thereby reduce the overall cost and (iii) over the long term, the density of waste could increase and therefore the storage capacity of landfills could be greater (M A Barlaz & Reinhart, 2004; Rendra, Warith, & Fernandes, 2007; Warith, 2002).

However, achieving an efficient biodegradation process is quite difficult. The MSWL body is a very heterogeneous media composed of plastics, glass, metals, unclassified combustibles and incombustibles as well as a large proportion of biodegradable matter such as putrescible paper, cardboard, wood, etc. After filling, the biodegradation process naturally occurs with aerobic hydrolytic reactions as long as oxygen is available. At the end of the filling operation and the deposit of the top cover, oxygen is consumed and the process becomes anaerobic and is called anaerobic digestion (AD). The AD of municipal solid waste (MSW) is a complex process which involves numerous reactions and micro-organisms. MSW degradation is divided into four main successive steps, i.e. hydrolysis, acidogenesis, acetogenesis and reactions which are the main precursors of methane production during the last step called methanogenesis (Welander & Metcalf, 2005).

To be efficient, the numerous reactions and micro-organisms involved in AD and especially in methane generation require specific conditions. The most influent parameters or biological factors are moisture content, temperature, oxygen content, C/N ratio, pH and inhibitor concentration (Augenstein & Pacey, 1991). Water is essential for microbial growth because it accounts for 80% of microbes' cell mass (Aguilar-Juarez, 2000). Moreover, the leachate acts as a reactant in the degradation process of organic matter (Tchobanoglous et al., 1993) and also allows the dilution of inhibitor compounds and the circulation of nutrients, soluble substrates and micro-organisms (El-Fadel et al., 1996). Temperature also affects enzymatic activity and micro-organism growth. For example, methanogen micro-organisms are adapted to specific temperature ranges (psychrophilic 4–15°C, mesophilic 20–40°C and thermophilic (45–70°C) (Batstone et al., 2002; Fathi Aghdam et al., 2017). In laboratory studies, optimum temperature ranges for the growth of mesophilic and thermophilic bacteria responsible for waste decomposition were identified to be 35–40°C and 50–60°C, respectively (Tchobanoglous et al., 1993). Moreover, temperature is influent for biochemical and physico-chemical reactions and temperature increases lead to an increase in reaction kinetics and biogas production. However, if the temperature is too high, generally higher than 70°C, deleterious effects and a decreased biochemical reaction rate may result (Batstone et al., 2002).

For better management of bioreactor landfill, monitoring tools for the different essential parameters listed above are necessary. The hydraulic sizing of leachate recirculation networks was the first step that industrial operators had to solve and monitoring systems to study the changes in moisture content rapidly became the key point in evaluating the performance of such devices. Many studies have highlighted the advantages of different methods of investigation on landfill sites (P T Imhoff et al., 2007; Kumar et al., 2009). From the leachate and biogas production and composition, global information can be garnered, but no spatial distribution of waste biodegradation evolution can be studied and occasional dysfunctions may not be observed. For greater detail, geophysical methods can describe a medium studied at a large scale and for different sizes depending on the tools implemented (Bernstone et al., 2000; Gazoty et al., 2012; V. Leroux et al., 2007). Also, fibre optic cable implanted at a large scale in the waste mass during the filling operation can describe the temperature distribution (Ettala et al., 2003; S. Moreau et al., 2009). This type of in situ test is very rare because it is very difficult to operate the fibre optic set-up during the filling operation. At the laboratory scale, many studies have been conducted to evaluate the influence of waste composition, density, moisture control and temperature, for example, on the biodegradation process (Gourc, Staub, & Conte, 2010; Sylvain Moreau et al., 2011), but transferability to the site scale is generally difficult. Both approaches are suitable and complementary for researchers working on monitoring methods to explain the behaviour of landfills, most particularly those operated as bioreactors, to evaluate the performance of the leachate recirculation network on waste biodegradation.

A research project has been managed since 2011 with the industrial landfill operator SAS Les Champs Jouault (France) to study the evolution of data coming from distributed temperature sensing (DTS) technology and electrical resistivity tomography (ERT) to explain the changes in the biodegradation process of landfilled MSW. The DTS method was selected for the correlation between temperature and the biological activity of waste during biodegradation and ERT was retained to allow 3D descriptions of electrical resistivity or chargeability variations related to the evolution of physico-chemical properties of waste.

The aim of this first paper, Part I, is to explain the biodegradation kinetics of waste mass at the landfill scale with temperature data recorded from fibre optic cables and the DTS method over a 4-year time period. This measurement method has not been fully described in the literature for this media, and questions on the temperature parameter must be raised to describe how biodegradation processes evolve, especially in small zones. In a very large mass, heat transfer by conduction occurs and the temperature in some areas not in biodegradation phase could be largely influenced by this physical phenomenon. Finally, the limitations and advantages of this technique will be studied for its application to a MSW landfill.

The second paper, Part II (Jouen et al., 2018), will pursue the same objective but using results from electrical resistivity and chargeability measurements.

2. Material and methods

2.1. Landfill bioreactor description

The experimental landfill site is located in western France near Caen (Manche) (Figure 73.a) and is managed by the industrial landfill operator SAS Les Champs Jouault. It is a non-hazardous municipal waste landfill fully operated as a bioreactor where each cell is equipped with a leachate recirculation system. The incoming waste is composed of approximately 50% household waste and 50% non-hazardous industrial waste and was characterised according the European standards for sampling NF EN 14899 (European Committee for Standardization, 2006) and NF X30 466 (French Standard Institute, 2013). The household waste characterisation was in accordance with the MODECOM model 2007 (ADEME, 2007) and the non-hazardous industrial waste comprised 50% combustible and un-combustible fractions. The MSWL cells spread across more than 5000 m², approximately 100 m long, 50 m wide and 15 m at their maximum height. The structure of the waste deposit cells is composed of distinct layers (Fig. 1b). The layering of the waste deposit cells consists in a 1 m soil cover overlaying a layer of waste for a total thickness up to 10–15 m, and the bottom is made up of a 0.5 m layer of drainage materials. The whole landfill cell structure is sealed from the

environment by a high-density polyethylene (HDPE) geomembrane. To guarantee the tightness of the landfill structure, each cell was bounded by a double-seal barrier: a passive layer composed of a loamy clay layer and an active layer using HDPE geomembranes, a drainage system at the bottom, a biogas extraction system in the waste deposit cell, and biogas and leachate mixed landfill horizontal trenches installed at the top of the waste deposit cell (Figure 73.b). Biogas is extracted continuously using pumping systems which keep the waste deposit cell in depression; this is conducted to a biogas recovery system. At the bottom of the waste deposit cell, a lifting pump is switched on periodically and discharges the leachate to the storage pond.

The study is managed in a waste deposit cell called CELL4, which was operated between September 2011 and July 2012 and covered with the HDPE geomembrane sealing the top barrier in November 2012. All the waste deposit cells are managed with leachate reinjection and the volumes recirculated are measured with flow meter equipment to highlight the interpretation of the temperature and geophysical data recorded. The CELL4 comprises a total volume of 67 700 m³, a waste mass of 64 333 T and a density equal to 0.95.

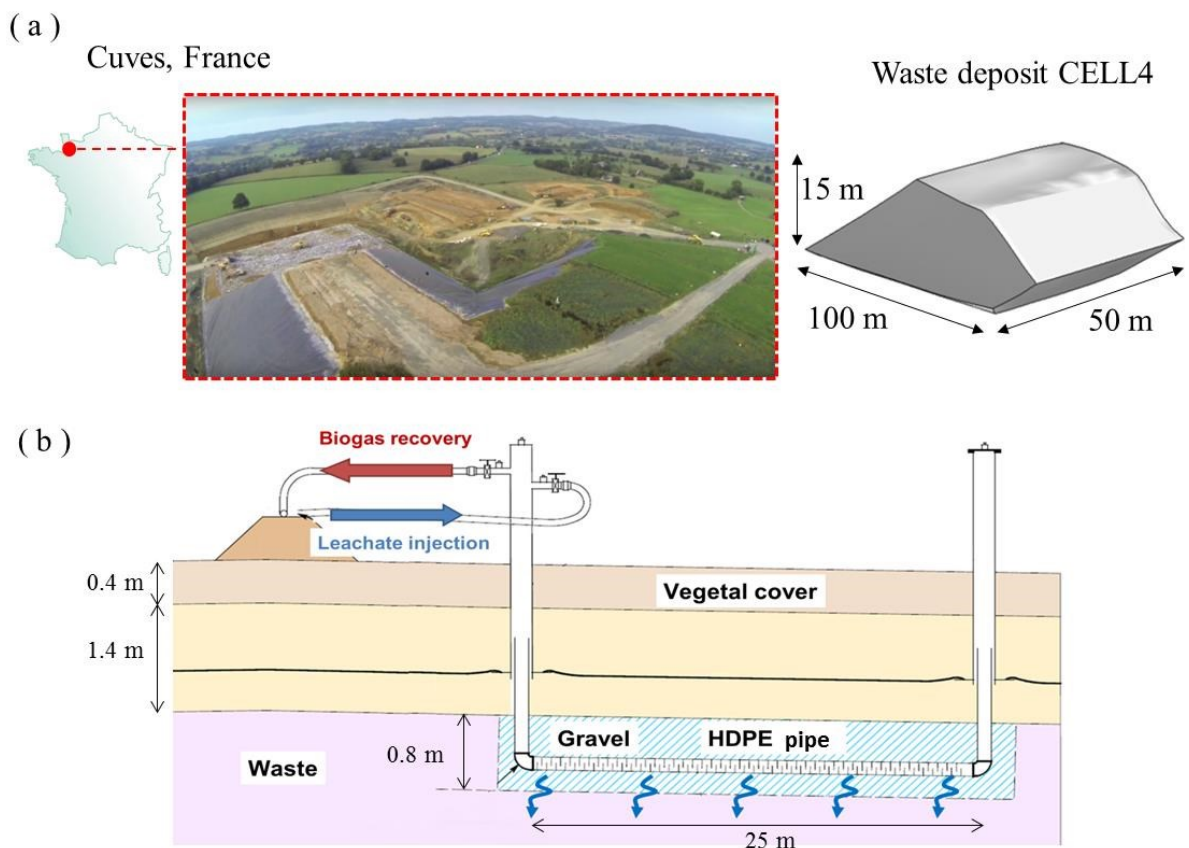


Figure 73 : (a) Location and geometry of experimental waste deposit cell and (b) mixed biogas and leachate horizontal trenches equipped on the experimental CELL4.

2.2. Distributed temperature sensing technology

2.2.1. Physics of measurement

The principle of DTS sensing measurement (DTS Oryx, Sensornet, UK) is based on optical time-domain reflectometry (OTDR) (Figure 74.a). The temperature or pressure can affect fibreglass and locally change the characteristics of light transmission. Thermal effects induce lattice oscillations within the solid. When light falls onto these thermally excited molecular oscillations, an interaction occurs between the light particles (photons) and the electrons of the molecule. Light scattering, also known as Raman scattering, occurs in fibre optics. Unlike incident light, this scattered light undergoes a spectral shift by an amount equivalent to the resonance frequency of the lattice oscillation. The light scattered back from the fibre optic therefore contains three different spectral shares (Figure 74.b):

- the Rayleigh scattering with the wavelength of the laser source used,
- the Stokes line components from photons shifted to a longer wavelength (lower frequency), and
- the anti-Stokes line components with photons shifted to a shorter wavelength (higher frequency) than the Rayleigh scattering.

The intensity of the anti-Stokes band is temperature-dependent, while the Stokes band is practically independent of temperature. The local temperature of the fibre optic is derived from the ratio of the anti-Stokes and Stokes light intensities. The velocity of light propagation in the fibre optic is well known, so the location of the returning backscattered light can be determined from the time-of-flight. With this spatial-temporal analysis, the temperatures are recorded along the fibre optic cable as a continuous profile with a spatial resolution depending on the equipment's characteristics (Grattan & Sun, 2000).

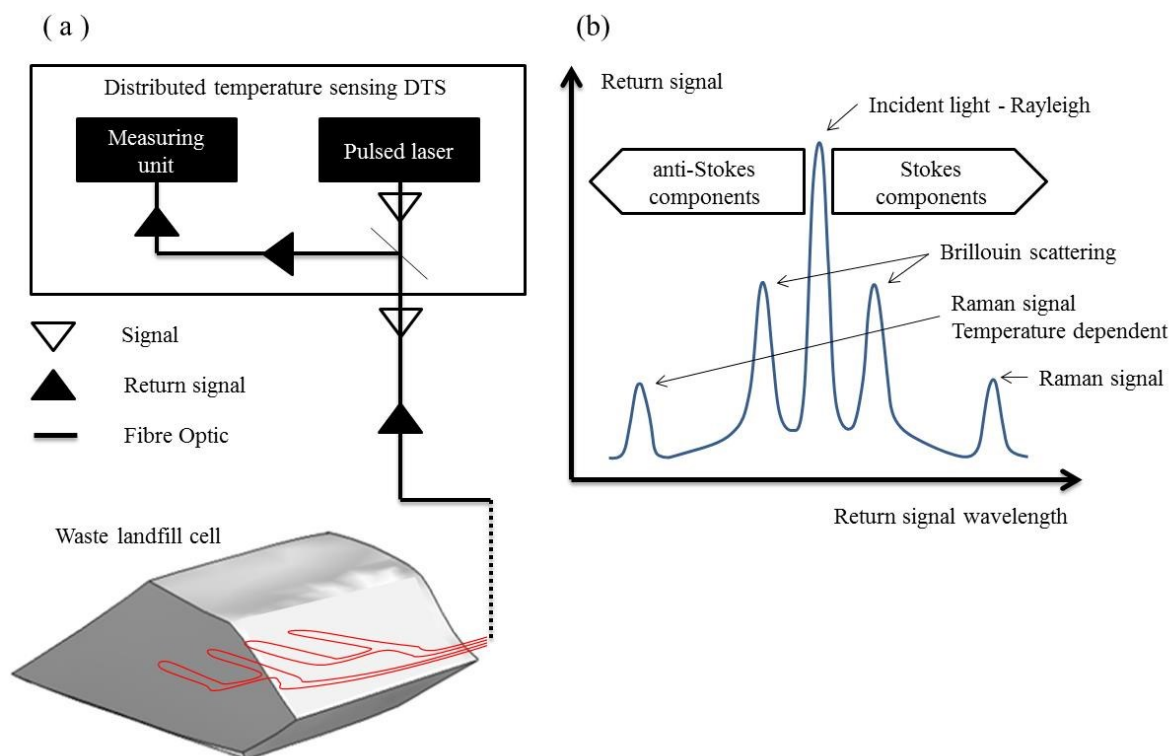


Figure 74 : (a) Temperature measuring system and (b) different spectral shares

The temperature measuring system is composed of a detector system made up of a laser source, an optical module, a high frequency mixer, a receiver and a micro-processor unit, and a quartz glass fibre acting as a temperature sensor (Fig. 2a). The parameters defining the performance of this system are the spatial resolution, temperature resolution, measurement time and sensing length.

2.2.2. Implementation and calibration of fibre optics for temperature measurement

The DTS used has 1 m of spatial resolution, a temperature resolution of 0.01°C and a measurement time selected equal to 30 s with three repetitions for each measurement channel. The fibre optic cables used are the ACOLAN N6680 fibre optic cable with a central loose tube, Multimode 50/125, diameter 6.2 mm and six fibre optics (Acome, Mortain (50) , France). This fibre optic cable was installed in the waste deposit cell on a sand layer and was covered by a second sand layer and a geotextile to prevent damage. At the end of the set-up, four fibre optic cables were implemented in four steps 4 and 9 m from the bottom of the waste cell (Figure 75), for a total length of about 1200 m in waste mass. To this is added the distance to a shed where the equipment is located and where approximately 10 m of each fibre optic cable is wrapped in an insulated box with Pt100 temperature probes to proceed to the calibration of the temperature measurement. Each fibre optic cable travels a round trip from the shed to the end of the trench, connecting both ends in case of a ruptured

cable. The temperature profiles are exactly the same to go to the end of the trench and to return, so only one is analysed from the shed to the end of the waste trench.

The temperature must be calibrated to take into account the characteristics of the glass used to build the fibre optic cable, slightly different from one to another. For each measurement, from the initial temperature profile recorded, slope and offset corrections were made to adjust the data to the reference temperatures recorded with Pt100 probes. The calibration was made in two sections located in an isothermal box, at the beginning and end of the cable to reach an accuracy of $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ for the entire length of the fibre optic cable. Then, after the temperature calibration, no further modifications are required and the interpretation process of the temperature measurements is very simple. All of the temperature profiles recorded are analysed with Excel software to present the data. To confirm the temperature interpreted from DTS data, a number of point thermistors were laid in the trenches made, close to the fibre optic cable at referenced points. Some of them are located in Layers 1 and 2 for waste temperature study and others at the top of waste medium to observe the impact of the external temperature. The DTS temperatures were recorded monthly from 2012 until 2014, then quarterly until 2016, whereas the point thermistors were recorded using a data logger every hour. The average temperature was calculated for each fibre optic (FO1–FO8) for approximatively the same profile from $x=180$ m to $x=220$ m except for the shorter FO3. The comparison of the fibre optic temperature highlights the potential impact of the CELL4 boundaries in contact across the sealing barrier: to the atmospheric conditions at the top and two sides, to the soil at the bottom and to CELL3 on one side. Then the average temperature was again evaluated by layer to study the temperature evolution according to depth. The surface area taken into account is equal to 1600 m^2 ($180\text{ m} \leq x \leq 220\text{ m}$ and $960\text{ m} \leq y \leq 1000\text{ m}$).

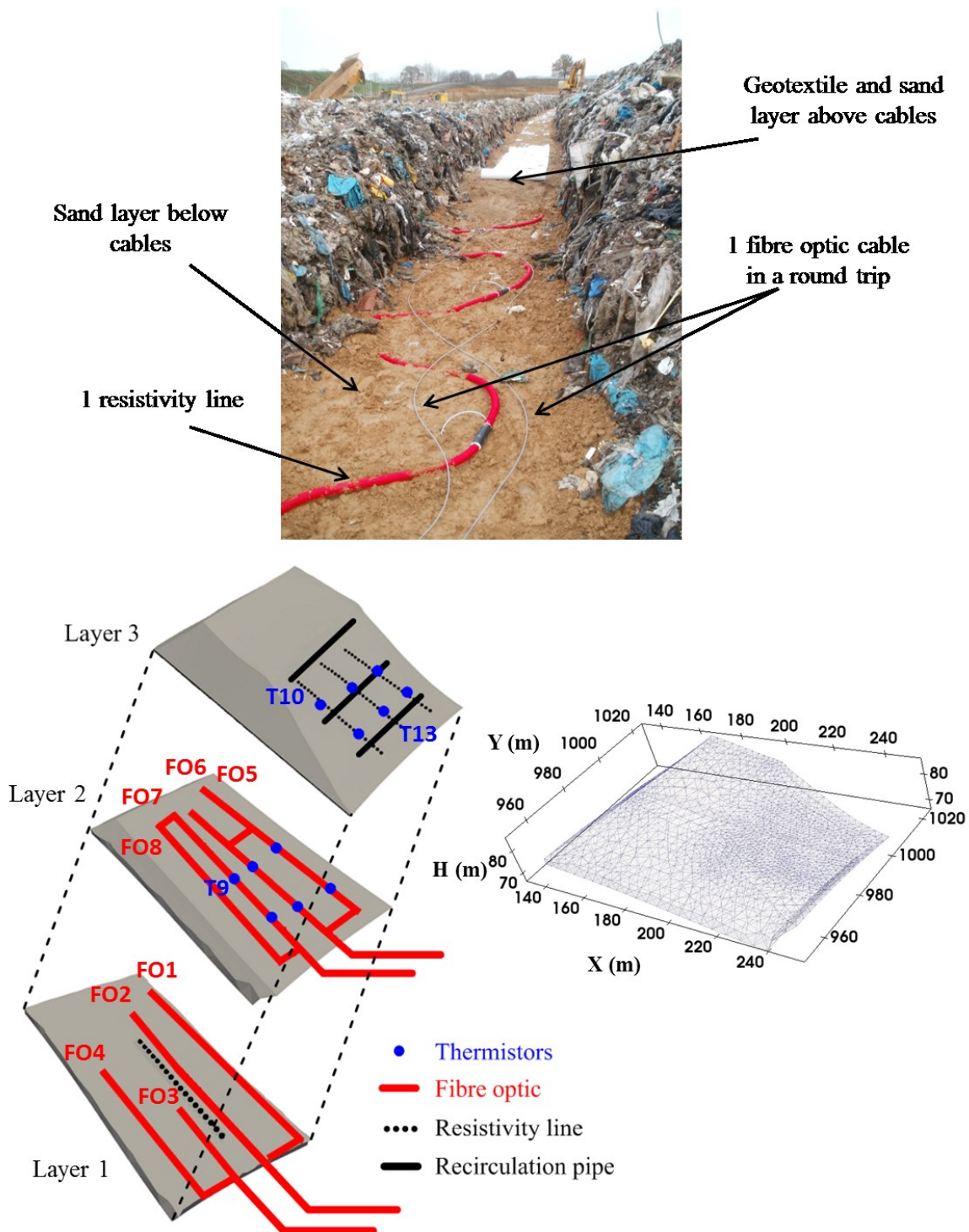


Figure 75 : Picture and 3D exploded view of experimental CELL4

2.3. Three-dimensional simulation of temperature of waste deposit CELL4

The temperature distribution from DTS measurements describes two horizontal layers with numerous data that are unexpected with any other method. To study the entire waste deposit CELL4,

simulating was managed to provide (i) a better understanding of the temperature over time, (ii) the prediction of the changes in temperature after the period studied and (iii) the spatialisation of the waste mass temperature using the same mesh as the distribution of the data interpreted from ERT measurements (Jouen et al., 2018). In this project, we have a large amount of information on the variation of the temperature in CELL4 based on the temperature recorded by the fibre optic. Despite the large amount of information, the fibre optic temperature measurement provides data only along the cable as implemented. To obtain a complete temperature distribution, two solutions are possible and described in the literature (Ishigaki, Yamada, Nagamori, Ono, & Inoue, 2005; Shanafield, McCallum, Cook, & Noorduijn, 2016). First, the interpolation of the measurement data between each fibre optic cable could be calculated when the cables are not too far apart but without possible extrapolation from the fibre optic cable to the edge of the waste deposit cell influenced by the boundary conditions. The second solution is thermal modelling, which has the advantage of being more robust, especially in the extrapolated parts, if the boundary conditions and waste cell geometry are well defined. The difficulty is making the model reliable to reduce the gap between the recorded and simulated temperatures.

The second solution was chosen: modelling the temperatures using the finite element software package COMSOL Multiphysics v.5.2a to simulate the temperature variations in waste deposit CELL4.

2.3.1. Geometry and material

The geometry of waste deposit CELL4 of the SAS Champs-Jouault industrial site is well known and has been presented in previous research projects (Audebert et al., 2015, 2016). The waste body is located on a natural loam soil and the drainage layer and the containment barrier are not taken into account for the modelling study. On the top, a 2 m thick silt layer was deposited with an HDPE geomembrane and a geotextile in the middle, which are also ignored in the simulation. The four sides of waste CELL4 have the same composition as the top but are thinner, around 1 m thick.

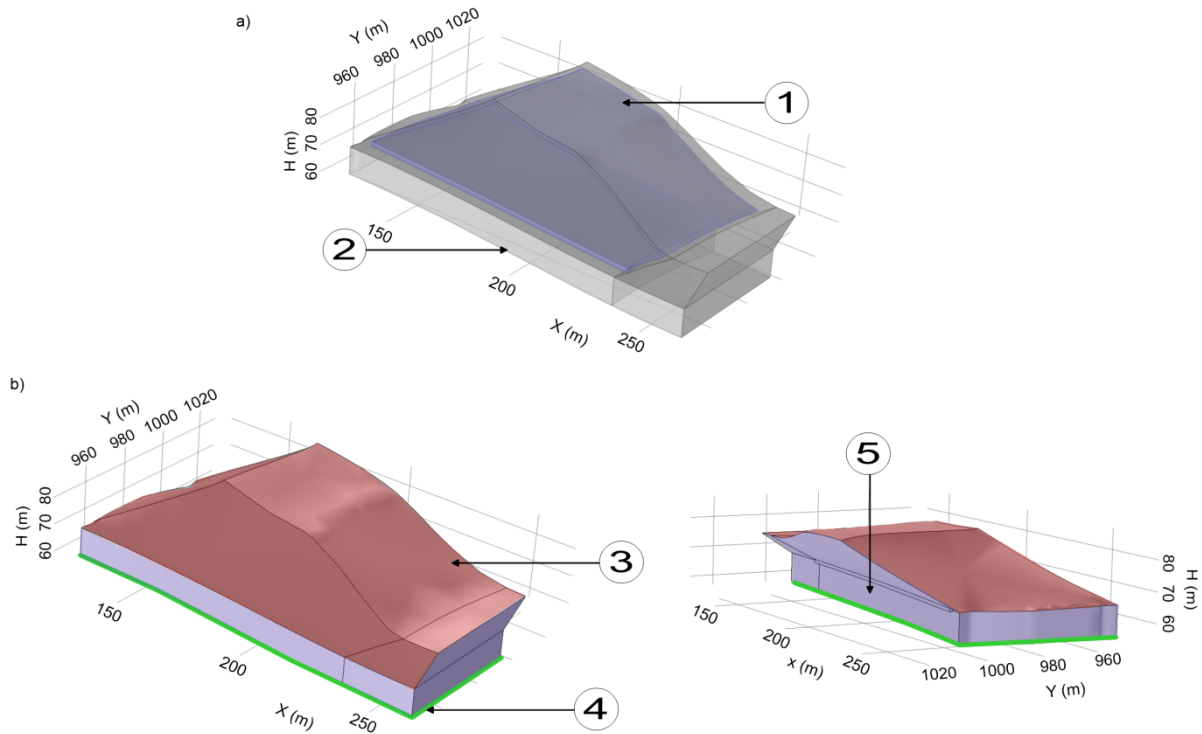


Figure 76 : Geometry and boundary of waste deposit CELL4: a) distribution of the material properties (1, waste; 2, loam soil), b) boundary condition (3, air temperature in red; 4, average soil temperature in green; 5, symmetry boundary in blue)

2.3.2. Governing equation

Before describing the thermal model, several assumptions and simplifications were considered in the numerical model. We considered the waste mass as a solid and not as a porous medium. The variations of water content induced by leachate injection at the top and by leachate drainage at the bottom and also by waste biodegradation could not be simulated and are therefore ignored. In addition, heat transfer takes place only by conduction and is assumed to be governed by the following Equation 21:

$$\nabla \cdot (k \nabla T) = \rho \cdot C_p \cdot \frac{\partial T}{\partial t} \quad \text{Équation 21}$$

where k ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) is the thermal conductivity, ρ ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) is the density, C_p ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) is the specific heat, Q ($\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$) is the heat source, T (K) is the waste temperature and t (s) is time (Perry & Green, 1997).

For the thermal simulation, the average thermal properties of loam, considered as a soil, and waste were taken from the literature and are summarised in Tableau 10. The characterisation of thermal properties of MSWLs was also proposed by Faithi et al., (2015) and Yesiller et al., (2005), and the parameters used for modelling herein are on the same order of magnitude.

Tableau 10 : Thermal properties for the medium studied

	Density g.cm ⁻³	Thermal conductivity W.m ⁻¹ .K ⁻¹	Specific heat capacity J.kg ⁻¹ .K ⁻¹
Soil (loamy soil)	1.1	1.1	2500
Waste mass	0.95	0.3	2100

2.3.3. Boundary conditions

Modelling the temperature evolution in the waste deposit cell requires defining the boundary conditions of the thermal model. In waste deposit CELL4, the conditions are not the same on all sides. On the upper part of the deposit cell in contact with the ambient air (blue, Figure 76), we directly applied the measurements of the air temperature carried out on the waste deposit cell 1 m below the soil surface. On this side, the ground is covered with grass, so it is possible to hypothesise that the albedo is weak and negligible. On the other hand, we do not consider a convective effect between the air and the ground surface. We have directly applied the air temperature as a boundary condition and the temperature variations are presented in Figure 77. From July 2011 to July 2016, five annual seasonal changes can be observed, with a minimum in winter around 0–5°C in January and February and a maximum in summer around 20°C in July and August. Concerning the temperature of the soil under the waste cell (green, Figure 76) we chose to assign a constant soil temperature, 15°C, below the waste mass.

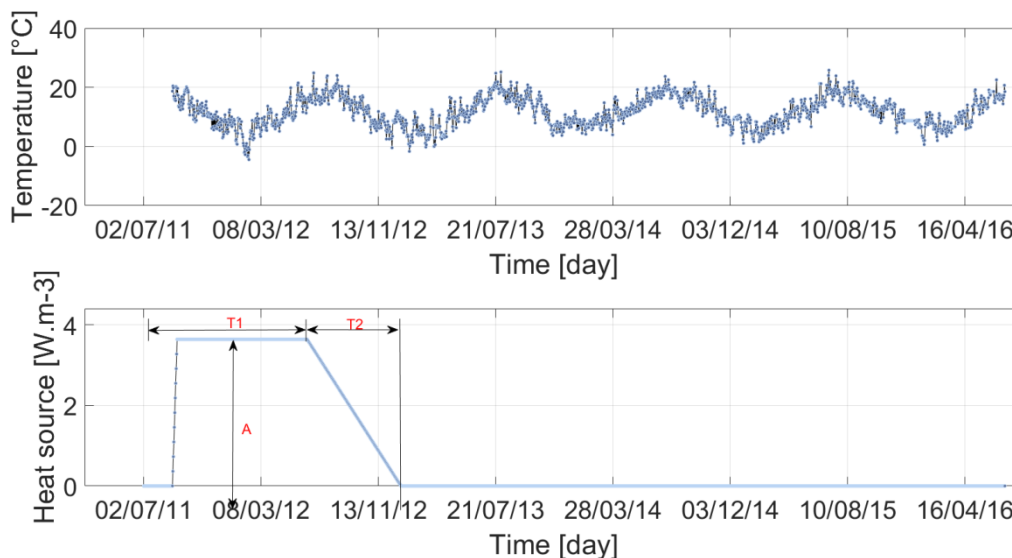


Figure 77 : Top, the air-soil surface daily temperature variation. Bottom, heat source function A is the maximum amplitude of the function, T1 is the pulse time and T2 is the decay time of the function

2.3.4. Heat source optimisation

In the literature, information is available on the thermal properties of waste, but less about the heat source, which depends on different parameters such as precipitation, organic matter and exploitation period, for example. We selected a heat source close to a step function described in Fig. 5, also retained by Hanson et al. (2013) in a landfill study.

The "Piecewise" in Comsol Multiphysics, with two parts, was used. Part one highlights the exothermic phase of theoretical aerobic biodegradation when the waste mass is landfilled and is described by A and T1, which represent the maximum amplitude of the function in $W.m^{-3}$ and the duration of the function in days, respectively. Here, the time T1 is long enough because it represents all the heat sources from the different layers of waste buried on top of each other to fill CELL4. The second part represents anaerobic biodegradation with a decrease in temperature to reach the classical value around 35°C; T2 is the decay time of the heat source after the end of the filling period and the exothermic phase. The heat source is considered homogeneously on the whole body of waste (blue, Figure 76.a), but optimisations were tested: for amplitude A, values between 0.5 and 5 $W.m^{-3}$ were tested with a time step of 0.5.

a) For the duration T1, values between 100 and 400 days were tested with a time step of 50 days.

b) For de duration T2, values between 50 and 500 days were tested with a time step of 50 days.

We combined all the possibilities of these three parameters, i.e. 700 models. Each model was composed of a tetrahedral mesh of 650 000 cells. Using a computer with eight processors and 128 GB RAM and computing four models at the same time, the total calculation time was 18 days.

To estimate the quality of temperature modelling, the temperature measured from the fibre optic device and the calculated temperatures of each model were compared. The mathematical difference for all the data sets between the measured temperatures $T_{data,i}$ and calculated temperatures $T_{model,i}$ are expressed as a percentage of the measured temperature. This average mathematical difference is presented by Équation 22:

$$E_T = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{(T_{data,i} - T_{model,i})}{T_{data,i}} \right)^2}{n}} * 100 (\%) \quad \text{Équation 22}$$

E_T is calculated over a range from 1 to n, where n is the total number of fibre optic measurement points. If the value of E_T is low, we considered that the model mathematically reproduces the measured temperature. This criterion provides the most appropriate models compared to the measurements taken.

3. Results and discussion

3.1. Distributed temperature readings from fibre optics compared to point temperature readings

The main goals of the point sensors taking measurements at particular time points were (i) to compare these variations to the data recorded from the fibre optics to confirm its reliability and (ii) to obtain a continuous evolution of temperature for specific points located in the waste mass. Among the fifteen temperature sensors implemented in CELL4, the first three located in the first layer, Layer 1, 4 m from waste bottom, were out of order only a few months after they were set up. In Layer 2, 9 m from the waste bottom, the sensors were useful between 6 months and 2 years before also being damaged and the last six at the top layer remain operational. Figure 78 presents the temperature evolution of point sensor T9 (Layer 2) and data recorded from fibre optic FO7 located at the same position. From June 2012 to December 2013, the temperature trends for T9 and FO7 (at the T9 position) were the same. The difference between the two measurements was lower than 1°C, which confirms the quality of the data recorded from fibre optics and the accuracy expected: $\pm 0.5^\circ\text{C}$. The same conclusions were retained from the other comparisons made. The quality of the insulated protection between the thermistors and the connecting cable may explain the data loss from the point sensors in layers 1 and 2 in the waste mass. All electrical connections located in the waste mass can be damaged by humidity, compaction corrosion and temperature, even with insulated protection.

The temperature evolution is characterised by two phases: a fast increase followed by a slow decrease. The first phase begins at the atmospheric temperature during the filling and rapidly increases in 1 year to reach a maximum around 60 and 65°C, even though the waste mass is covered by another layer of waste. This increase could be related to waste hydrolysis when oxygen is consumed and induces an exothermic process. A second phase is then observed, characterised by a slow decrease in temperature. The waste mass is gradually filled from the bottom to the top and therefore induces different temperature kinetics depending on depth. Moreover, during the filling, the combination of the aerobic phase at the top of waste mass and the anaerobic phase in the waste mass covered below could appear well before the top layer is covered for the CELL4 sealing and induce methane production. The evolution highlighted by sensor T9 is the same for both layers but with different minimum and maximum temperatures depending the side's conditions.

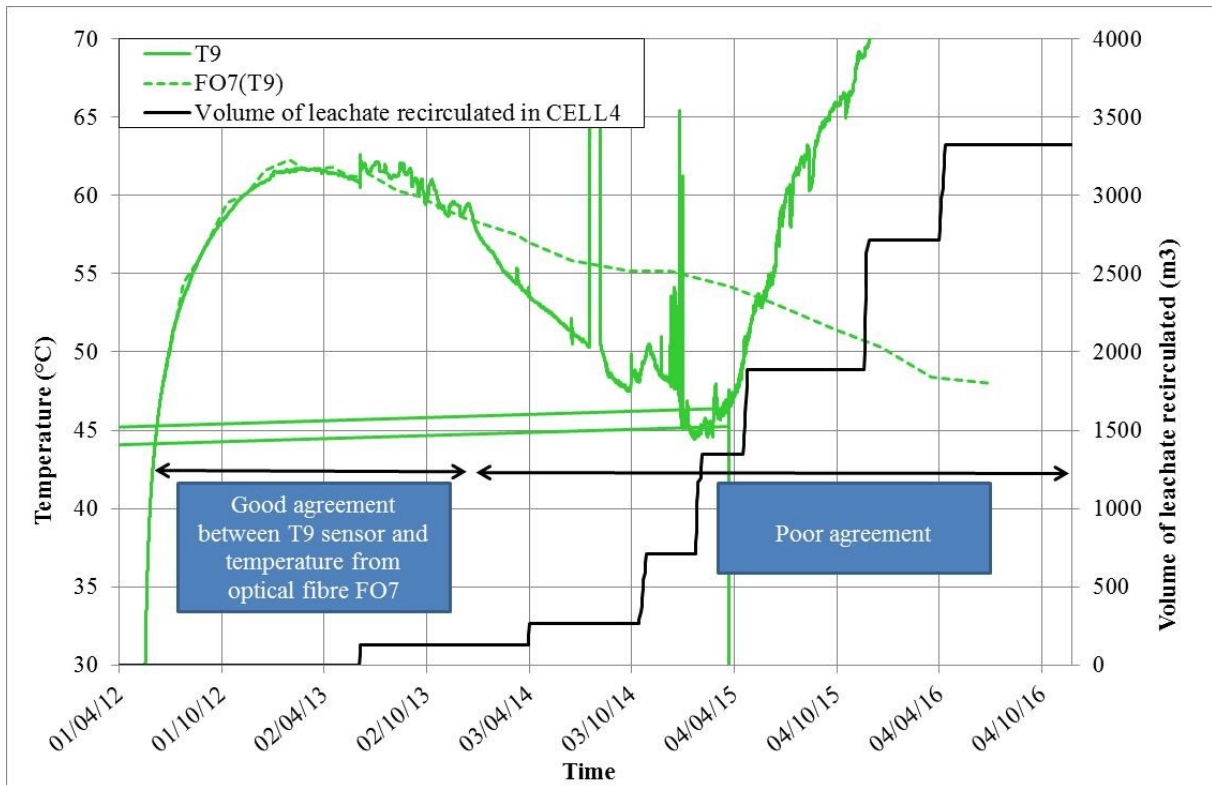


Figure 78 : Temperature evolution of point sensor T9 and data recorded from fibre optic FO7 at the same position

3.2. Changes in distributed temperatures from fibre optics

The evolution of the waste mass temperature described with two phases is also influenced by the boundary conditions of CELL4: air-soil temperature on the top, the sides not covered by another waste cell and the bottom in contact with the ground (illustrated in Figure 76). The influence of the external climatic conditions on the waste mass temperature in a MSW landfill is classical and was clearly reported by Yesiller et al., (2005). Obviously, the impact of the external conditions is less important at the core of the waste body than on the sides. This can be described by the temperature distribution recorded by the different fibre optic cables implanted in the four trenches of the two layers (Figure 79). Fibre optic cable FO3 is less long than the others and to avoid erroneous triangulation with linear interpolation, the data are removed in Figure 79 only. In April 2013, the average temperature at Layer 1 was lower than at Layer 2, which is explained by the filling process, from the bottom to the top, which induces a shift in biodegradation kinetics depending on the depth of waste body. From modelling the entire volume of CELL4, the cutting planes of Layers 1 and 2 are shown in light and dark grey, respectively, in Figure 79. Most of the surface is described by temperature measurements, and linear interpolations between the fibre optic cables implanted were made only for this figure, Figure 79.

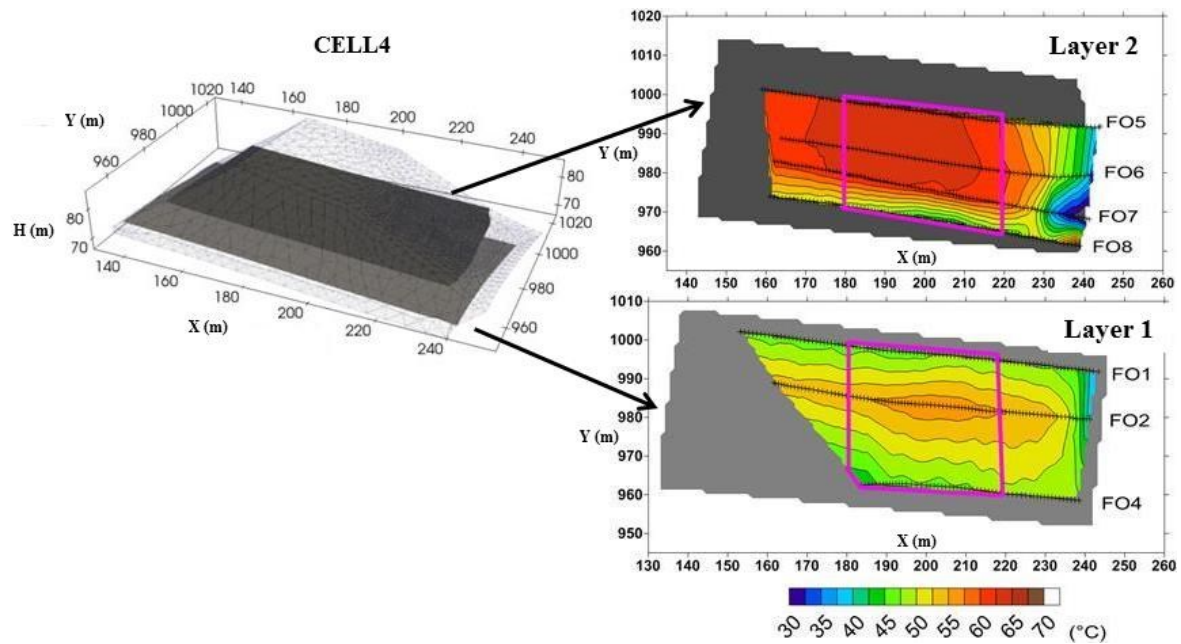


Figure 79 : Interpolated temperature distribution in waste CELL4 in April 2013

The average temperature was calculated (i) for each fibre optic, FO1–FO8, for the same profile from $x=180$ m to $x=220$ m except for FO3 (210 m $\leq x \leq 220$ m), which is shorter, and also (ii) for Layer 1 and Layer 2 covered by the surface bounded in pink in Fig. 7 from 180 m $\leq x \leq 220$ m and 960 m $\leq y \leq 1000$ m. The temperature evolution is described in Figure 80 and can again be considered as showing the same trend, whatever analysis is considered among the fibre optics studied: a rapidly increasing temperature due to aerobic biodegradation starting during the filling operation that raises the maximum value during the 1st year post-exploitation and then a slowly decreasing temperature. The MSWL filling and post-exploitation period are characterised by aerobic and anaerobic phases with methanogenic biodegradation at the end composed of approximately 60% methane for biogas production (M. Barlaz et al., 1990; Farquhar & Rovers, 1973). The optimal temperature continues to be debated even though Rees et al. (1980a b) identified the temperature range of 40–45°C to be the optimum range for gas production at a landfill located in a temperate climate (Rees, 1980a a, 1980b b). Generally, a temperature between 35°C (mesophilic condition) and 55°C (thermophilic condition) is considered to be suitable for methane production but with different kinetics due to anaerobic consortia, which differ for the two conditions (Karakashev, Batstone, & Angelidaki, 2005). The maximum temperatures reached in CELL4 were between 60 and 65°C in the last semester 2012 for Layer 1 and the first semester 2013 for Layer 2. The average temperatures in June 2016 were between 43 and 50°C except for FO4 and FO8. These two fibre optic lines are the closest to the outside and influenced by the external temperature and were on average below 15°C compared to the other lines. At Layer 1 and opposite FO4, the FO1 temperature was also lower than the FO2 and

FO3 temperature due to the influence of CELL3, which relies on CELL4 and is older and therefore colder than CELL4.

At Layer 2, excepted for FO5, the same temperature data and variations are recorded for FO6, FO7 and FO8, which are located where the temperature is maximum, equal to 50°C, 4 years after the end of the filling operation. The temperature difference observed between the two layers (Layer 2, solid red line; Layer 1, red dotted line) decreased, from 6°C (58°C for Layer 2 and 52°C for Layer 1) in June 2013 to 4°C (47°C for Layer 2 and 43°C for Layer 1) in March 2016 and should continue to decrease in the following years. One of the objectives of modelling the temperature as proposed is to simulate this evolution.

Over all the temperature measurements recorded, one major disturbance was observed on June 5, 2013, especially on the fibre optics from Layer 1, with an increase of a few degrees over several weeks before returning to the previous temperatures later. This variation is related to a recirculation event of leachate managed at this time. The temperature induced by the leachate that was colder (20°C in the leachate pond) than the waste mass (around 50–55°C) would have caused a decrease of the waste temperature but the time step between two measurements was too long to describe a fast evolution. The impact observed is explained by the effect of increased moisture content due to recirculated leachate that promotes biodegradation conditions.

For all data point measurements recorded from the buried fibre optic lines, the temperature changes followed the same trend: an increasing temperature over 1 year starting at ambient temperature (15–20°C) when the waste mass was landfilled, to a maximum temperature equal to 60°C. This temperature increase is significant of exothermic biodegradation resulting from the consumption of ambient oxygen and appropriate moisture content conditions due to rainwater percolating through the waste mass during the filling period. Until CELL4 was sealed in December 2012, and also 6 months later, the temperature continued to rise as long as all the oxygen was not consumed. The waste body studied can be considered as a homogeneous block with a very hot zone placed in its middle, which decreased approaching the edges influenced by the boundaries in contact with the top soil, external temperature and surrounding waste cells. According to all the temperatures observed, no single location, where the fibre optic lines are implanted, presented a temperature discontinuity in the waste mass. These temperature observations confirm that waste cell CELL4 behaves like a single-block where the temperature variations seem to be smoothed, while the waste material is considered as heterogeneous. If areas with a different thermal evolution exist because of different biodegradation kinetics, they are perhaps too small to be detected by the resolution of the temperature measurements. It could be also imagined that the thermal conductivity of a waste body around these areas is significant and sufficient to homogenise the temperature in such places. On the

other hand, this interpretation could highlight that the temperature measurements are insufficiently discrete to discern small areas where biodegradation may not be active.

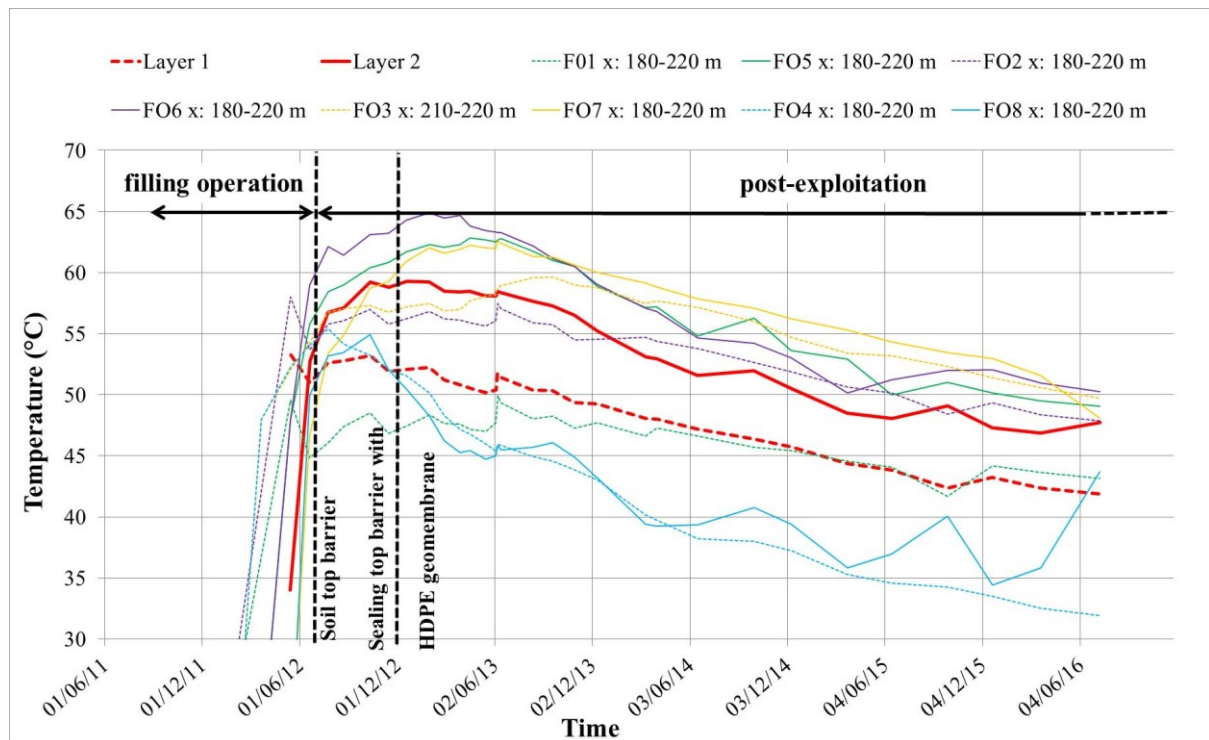


Figure 80 : Temperature evolution of the different fibre optic lines by layer

The thermal behaviour observed with the fibre optics measurements validates the choice made to apply thermal modelling of CELL4 presented above to a single homogeneous block representing the entire waste body of CELL4.

3.3. Modelling CELL4's temperature

The results of modelling temperature as carried out with Comsol Multiphysics 5.2 are presented in Figure 81. This figure shows the best mathematical model ($E_T = 11.73\%$) obtained with the following heat source parameters: A , $3.63W.m^{-3}$, T_1 , 227 days and T_2 , 199 days (presented in section 2.3.: 2.3. Three-dimensional simulation of temperature of waste deposit CELL4).

To facilitate the conclusions on the validation of the model, we chose to show only correlations between the point measurements presented in the previous section (from fibre optic measurements) and the simulated measurements for a surface covering $180 m \leq x \leq 220 m$ and $960 m \leq y \leq 1000 m$ (pink lines, Figure 79). Layer 2 temperature data are presented in Figure 81.a for the measured temperature and Figure 81b for the simulated temperature. The same two types of temperature for Layer 1 are illustrated in Figure 81c and Fig. 9d.

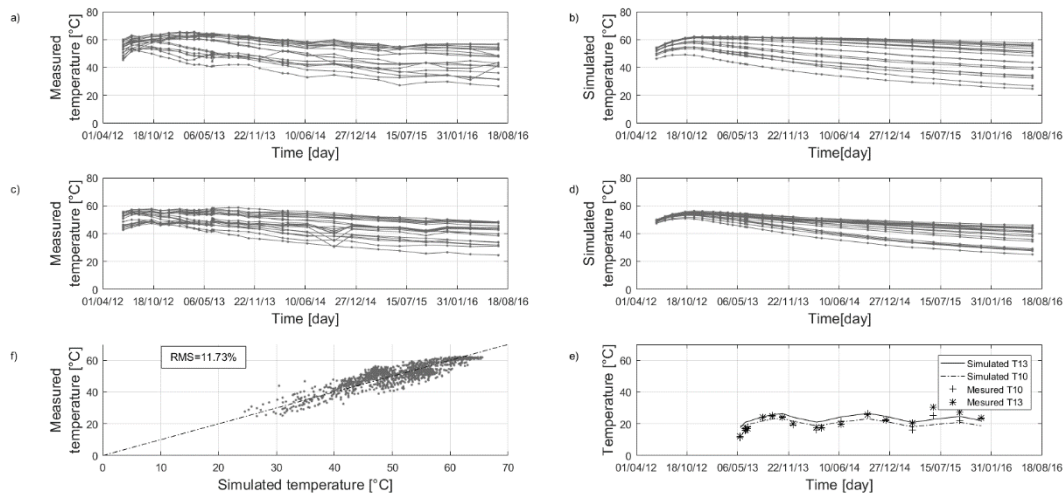


Figure 81 : Validation of the numerical model: a) evolution of the temperature measured at the fibre optic measurement points, b) simulation of the temperature evolution at the fibre optic measurement points, c) correlation between the measured and simulated temperature measurements, d) correlation between temperature measurements T10 and T13 1 m deep and simulation at the same depth.

The interpretations of the measured temperature changes are of course the same as those made in the previous chapter and we will now study the ability of the numerical simulation to reproduce temperature variations. For Layer 1 and Layer 2, the initial ranges of simulated temperature (July 2012) are smaller than the temperature measured: 47–50°C for T_{model} for Layer 1 compared to 42–57°C for T_{data} , 45–55°C for T_{model} for Layer 2 compared to 43–60°C for T_{data} . A little less than 1 year later, the range of temperature variations was the same for simulated and measured temperature in Layer 2, which is not the case for Layer 1, even at the end of the comparison in July 2016. The temperature range in Layer 1 was always smaller because this zone started to decrease before Layer 2 due to filling from the bottom to the top, but it can be observed that the minimum temperatures for both layers are always the same: 25°C in July 2016, for example. This minimum is controlled by the ambient conditions which were applied at all heights on the sides exposed.

The main result of this part is that the simulation reproduced the large temperature variations of waste CELL4 with a simple physical model. The effects of leachate injections are too difficult to take into account because the characteristics of the porous medium should be integrated into the model distribution with thermodynamic biodegradation modelling.

Despite the difference observed above from the range variations, the correlation between all the simulated temperatures and the measured temperatures is consistent and confirmed by Figure 81.e, with a gap between these data less than 10°C.

4 : Suivi long terme de la température sur un casier de déchets

This result is confirmed in Figure 81.f by the correlation between the surface sensors T13 and T10, which are located 1.2 m below the surface of the soil, and the result of the simulation; the seasonal variations are accurately reproduced by the model in the sub-surface horizon.

However, we observe that the simulation does not reach extreme values. The model also showed that the maximum intensity of the heat source required is 3.2 W.m^{-3} to reach a maximum temperature of 65°C . This heat source must be applied for 227 days (T1), which approximately corresponds to the operating time of waste deposit CELL4 (September, 2011 to July 2012). For a more refined simulation, the model should take into account the actual filling process of CELL4 from the bottom to the top in 1 year with a time offset of the start of the heat source as a function of the height of the waste. Finally, this heat source seems to gradually decrease in 199 days (T2). These results are in accordance with Hanson et al. (2008), who, in a British Columbia landfill with comparable climate conditions, found values equal to 2.21 W.m^{-3} for the peak heat generation rate value and 210 days for duration for the peak value.

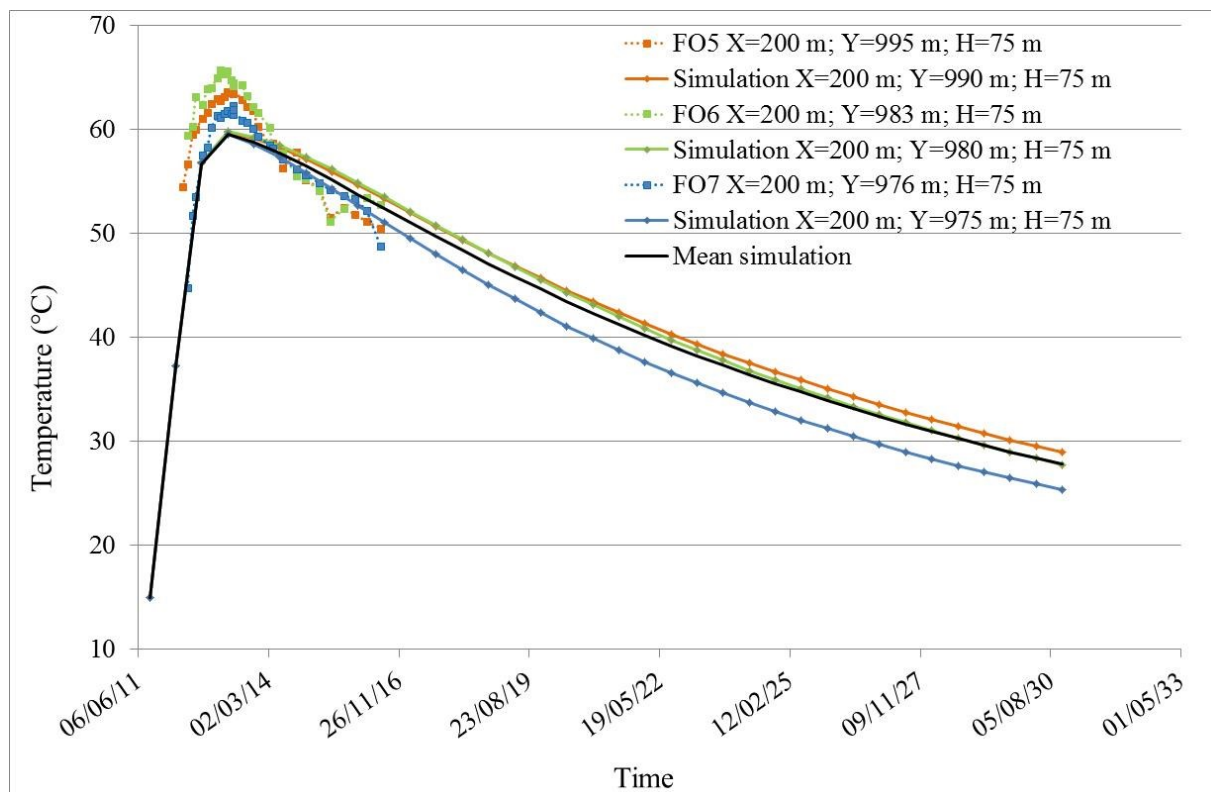


Figure 82 : Simulation of CELL4 temperature evolution until 2030

Modelling can predict the changes in temperature everywhere, most particularly in the core of CELL4 where they are greatest. This requires that the temperature conditions applied be the same as before: 15°C for soil at the bottom of the waste, ambient temperature between 0 and 20°C depending on the season, as in Fig. 5, on the other sides except for the side in contact with CELL3 where thermal equilibrium is preserved with CELL4. Figure 82 shows a slow decrease in temperature

after a maximum around 60°C reached in April 2013. Five years later, the average simulated temperature is calculated equal to 47°C, 35°C in July 2023 and 27°C at the end of 2030. As stated above, the temperature conditions are favourable for biodegradation methanogenesis as long as temperature is above 35°C, which gives the temperature data for July 2023. This modelling result allows considering that the core of CELL4 will be in favourable temperature conditions for methane production for 11 years after the end of filling in July 2012. The situation is less appropriate for waste surrounding the middle of the test cell, especially near the edges. This difficulty keeping the waste cell sides at optimal temperature is also reinforced by the fact that these locations are more difficult to moisten, one of the key parameters for biodegradation, with leachate recirculation networks implanted mainly at the middle and the top of the waste cell.

Since the implementation of biogas monitoring in May 2013, production has been constant and around 110 m³/h, with approximately 50% methane. From May 2013 to July 2016 the cumulated biogas production is calculated at 3 000 000 m³, which means a production of 23 L of methane/kg of waste. The literature reports (El-Fadel et al., 1996) methane production potentials ranging from 60 to 170 L of methane per kilogram of waste, which depends mainly on the composition of the waste. Biodegradability tests carried out on reconstituted waste according to waste composition at the SAS Les Champs Jouault landfill, which includes a large proportion of low biodegradable waste, gave us a low range of methane production, around 70–80 L/kg of waste. Between May 2013 and July March 2016, in just under 3 years, the percentage of total methane production can be evaluated between 29 and 33%. The temperature simulation provided an appropriate period for biodegradation methanogenesis until July 2023, i.e. 7 years from July 2016, to collect the remaining 70% of methane, which is quite consistent with the kinetics of methane production of around 10% per year.

The biodegradation prospects proposed are consistent if the conditions remain favourable, in particular the moisture content of the waste mass, which can be controlled only by water balance monitoring.

4. Conclusion

Irstea has been conducting a research program with the bioreactor landfill SAS Les Champs Jouault since 2011 to study the evolution of waste biodegradation at the landfill scale with numerous technical measurements taken inside the waste mass. Among all the sensors used, 1200 m of fibre optics with distributed temperature sensing technology were installed at different layers in waste CELL4 and continue to be operational. Mechanical protection was implemented with sand and geotextile on both sides of the sensors for protection. Only the connection between the fibre optic and the DTS equipment is fragile and requires careful handling. The temperature calibration is easy,

performed at each measurement automatically and allows an uncertainty of $\pm 0.5^\circ\text{C}$. Moreover, and perhaps one of the most important aspects with temperature studies, is that data interpretation is simple and direct.

The temperature distribution in waste CELL4 tells us that it performs thermally as a single-block, whose evolution follows the same trend but with different temperatures depending on the location of the measuring points: warmer in the centre and colder on the edges.

The waste is at ambient temperature when it is filling and its temperature quickly rises in less than 1 year to reach maximum temperatures of $60\text{--}65^\circ\text{C}$. This phase begins during the filling phase (starting in September 2011) and ends for the last fraction of waste mass stored (July 2012) during the post-exploitation phase. It corresponds to the aerobic phase during which the oxygen present in the waste mass is consumed. After these maximum temperatures have been reached, the temperatures decrease slowly and the rate of decrease is strongly impacted by the effects of the external conditions on the edges of the waste cell. In July 2016, 3 years after the maximum temperatures, the heart of the waste mass, which is still the warmest, is around $45\text{--}50^\circ\text{C}$ and the measuring points closest to the edges are around 35°C . This temperature evolution is very classical for an MSWL, and it is therefore possible to conclude that the temperature measurements recorded are in agreement with the biodegradation kinetics observed in MSWLs. Moreover, the production and the composition of the biogas collected confirm that methanogenesis is underway and that the current temperature and water content conditions are satisfactory to promote biodegradation.

The major advantage of the temperature simulation is to predict its evolution over time to check if the waste mass will be in suitable temperature conditions, between 35°C and 45°C , to promote methanogenesis biodegradation. In the 3 years between 2013 and 2016, 30% of the total methane potential of the waste mass was collected. Depending on this methane production rate and considering that the water content will remain sufficient, 7 years more are necessary to collect the 70% of methane remaining in the waste body. The lowest favourable temperature, 35°C , will be achieved by the main part of waste mass, called the core of CELL4, in 2023, which leaves 7 years from 2016, exactly the time required for all waste biodegradation and total methane production.

One of the other benefits of temperature simulation is that the distribution can be calculated throughout the waste body and not only where the fibre optics have been laid, even if this technique allows a metric resolution for measurements. This possibility will enable the correction of the ERT data studied in paper part II (Jouen et al., 2018).

On the other hand, one difficulty that can be recalled regarding the temperature measurements in MSW landfills is the setting up of the sensors which must be in contact with the waste mass and requires a cable for the power supply and the data transfer to the monitoring system. Also, small areas, with a different thermal evolution caused by variations of biodegradation kinetics, may not be

observed if the thermal conductivity of the waste mass around is sufficient to homogenise the temperature of these areas.

To conclude, temperature measurement at a large scale in a landfill is a key point to study, because its interpretation is easy and the relation with the different biodegradation phases are well known and very often studied at the laboratory scale.

To go into more detailed description in MSW landfills, geophysics measurements, and especially electrical measurements, can be managed to study in particular the waste mass biodegradation evolution as presented in paper Part II (Jouen et al., 2018).

Acknowledgments

This work was conducted by Irstea and the industrial landfill operator SAS Les Champs Jouault. This work was supported by Feder and the "Région Basse Normandie" and the experimental work was conducted on the Champs Jouault bioreactor landfill.

3. Conclusion

L'objectif de ce chapitre était d'analyser le suivi de température par fibre optique afin de déterminer s'il permettait de localiser des hétérogénéités et des cinétiques différentes pouvant alerter d'évolution contrastée de la biodégradation dans un casier de déchets. Pour répondre à cette problématique, un dispositif de mesure de température composé notamment de 1200 m de câble de fibre optique, a été mise en place dans le casier 4 de déchets de la SAS les Champs Jouault en 2012 lors d'un premier projet de recherche. Les câbles à fibre optique ont été installés au cours du remplissage en 2012 et cela à 2 hauteurs de 4 et 9 m par rapport au fond du casier. Associé à l'équipement ORYX de la société Sensornet, il a permis de mesurer la température en différents points du massif de déchets avec une résolution de 1 m.

Le suivi de température a montré que les déchets sont à température ambiante lors du remplissage du casier et leur température augmente rapidement en moins d'un an pour atteindre des températures maximales de 60-65°C. Cette phase débute pendant la phase de remplissage, à partir de septembre 2011, et se termine lors du dernier apport de déchets dans le casier, en juillet 2012, qui signale le début de la phase de post-exploitation. La montée en température correspond à la phase aérobie durant laquelle l'oxygène présent dans le massif de déchets est consommé et fait intervenir des réactions fortement exothermiques.

Après que ces températures maximales aient été atteintes, la température diminue lentement, pour passer de 60°C à 45°C en 2016 et ce de manière homogène, sur l'ensemble des zones du casier instrumenté par fibre optique. Une fois le casier fermé et l'oxygène consommé, le processus de biodégradation devient aérobie et fait intervenir des réactions faiblement exothermiques expliquant cette lente diminution de température dans le temps.

Le suivi de la température du casier 4 nous montre la présence d'un gradient de distribution de la mesure au sein du massif, dont l'évolution au cours du temps suit la même tendance de diminution progressive dans le temps. Ce gradient de distribution est caractérisé par un cœur chaud et des bords plus froids, qui s'expliquent par des pertes calorifiques au niveau des bords du casier de déchets.

Afin de comprendre les processus responsable des variations de température mesurées, un modèle thermique du casier 4 a été développé. Dans le modèle on a considéré le massif de déchet comme un milieu continu, on ne prend donc pas en compte la porosité du milieu, ni sa teneur en eau. On a aussi considéré que la phase aérobie, responsable de l'augmentation importante de la température, a eu lieu en même temps sur l'ensemble de casier de déchets. On a calculé les paramètres de cette phase d'augmentation de la température, l'amplitude de la source de chaleur et la durée de chauffe, en

minimisant l'écart mathématique entre les températures ainsi modélisées et les températures mesurées par fibre optiques. Le modèle est donc simplifié par rapport aux conditions réelles mais montre une bonne corrélation avec les températures mesurées pour une différence mathématique de 11.7% et a permis de valider les paramètres thermiques du massif de déchets utilisés (conductivité thermique et capacité thermique massique).

Le modèle nous a aussi montré que la diminution de la température est fortement influencée par les conditions externes qui s'appliquent aux bords du casier, et provoque la distribution en gradient de température. Cette distribution en température est exempte de toute hétérogénéité, ce qui laisse penser que le suivi de la température ne permettra pas de localiser des zones avec des cinétiques de biodégradation contrastée. En effet l'inertie thermique du massif est telle qu'on ne pourra pas détecter d'hétérogénéité, des comportements ou des cinétiques de biodégradation différentes au sein du massif.

L'état de l'art nous a cependant montré que la température affectait l'activité enzymatique et la croissance des micro-organismes qui s'adaptent à des plages de températures spécifiques (psychrophiles 4-15 ° C, mésophiles 20-40 ° C et thermophiles (45-70 ° C), et qu'elle pouvait donc avoir une incidence sur les cinétiques de biodégradation. Si le suivi de la température ne permet pas de localiser des zones avec des cinétiques de biodégradation différentes, la mise en place d'un dispositif de mesure au sein d'un casier de déchets pourrait donc constituer un outil de compréhension de l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets.

La distribution en gradient des températures observées sur le casier de déchets nous laisse aussi penser que la modélisation thermique d'un casier ou l'utilisation de fibre optique n'est pas nécessaire pour connaître la distribution des températures au sein du massif de déchets. En effet en installant des capteurs ponctuels de température, comme des sondes pt100 ou des thermocouples, disposés en plusieurs lignes partant du cœur et allant jusqu'aux bords du massif de déchets, on pourrait avoir assez d'informations pour retrouver cette distribution en gradient. Ce dispositif pourrait être plus adapté à une utilisation industrielle, mais reste néanmoins spécifique aux variations de température observées sur un casier de déchets de l'ISDND des Champs Jouault géré en mode bioréacteur.

La modélisation thermique du casier 4 permet en revanche de prévoir l'évolution de la température du casier au cours des prochaines années. Si un gradient de distribution est toujours observé, la température moyenne, elle, diminuera progressivement pour atteindre 35°C en juin 2023. Cette température reste une des températures optimales de fonctionnement des processus de biodégradation de la matière organique.

En parallèle de ces mesures de température, le suivi de la production de biogaz du casier 4 a été réalisé. Au cours des 3 années entre 2013 et 2016, 30% du potentiel méthanogène théorique a été atteint. En fonction de ce taux de production de méthane et considérant que la teneur en eau restera suffisante pour permettre au processus de biodégradation de fonctionner correctement, il faudra sept ans de plus pour recueillir les 70% de méthane restant dans le massif de déchets. La modélisation de la température nous dit donc que, si la cinétique de biodégradation reste constante, le casier de déchets restera dans des conditions de température optimale jusqu'à la fin du processus de biodégradation du massif de déchets.

Le modèle de température réalisé ici est cependant discutable parce qu'il simplifie les conditions réelles de terrain et pourrait être amélioré pour mieux comprendre les processus de biodégradation sur un casier de déchets. En effet on pourrait aller plus loin, en ne considérant plus que le massif de déchets soit un milieu continu, mais un milieu poreux avec une phase gazeuse et une phase liquide, et prendre en compte dans le modèle l'effet des réinjections de lixiviat dans le massif. On pourrait aussi améliorer notre connaissance des processus de biodégradation, en ne considérant plus que la phase aérobie a lieu en même sur l'ensemble du casier, mais seulement à la surface du massif où les déchets sont en contact avec l'oxygène. L'augmentation de la température évoluerait donc avec le remplissage du massif de déchets et il faudrait prendre en compte l'augmentation de la hauteur de déchet au cours du remplissage. Enfin, il faudrait aussi considérer non plus une densité moyenne du déchet homogène sur l'ensemble du massif, mais une variation de la densité en fonction de la hauteur

Si la mesure de la température est importante pour la biodégradation d'un massif de déchets, car elle affecte sa cinétique de biodégradation, son suivi ne permet cependant pas de localiser des zones avec des cinétiques de biodégradation contrastées. Pour cette raison l'analyse du suivi d'autres méthodes géophysiques, de la résistivité électrique et de la polarisation provoquée temporelle, aussi mises en place sur le casier 4, a été réalisée. Le suivi de ces méthodes au cours de la même plage de temps que les mesures de température est présenté dans le chapitre 5.

Chapitre 5

Suivi long terme de la résistivité électrique et de la polarisation provoquée sur un casier de déchets

1. Introduction

L'étude bibliographique sur les méthodes géophysiques utilisées sur les milieux en biodégradation a permis d'identifier quatre méthodes susceptibles de suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques d'un casier de déchets au cours de sa biodégradation :

- La résistivité électrique (RE)
- Le potentiel spontané (PS)
- La polarisation provoquée temporelle (PPT)
- La polarisation provoquée spectrale (PPS)

L'état de l'art a de plus montré que certaines modifications des propriétés physico-chimiques du massif de déchets (densité, porosité, potentiel redox,...) induites par les processus de biodégradation des déchets étaient susceptibles d'entraîner des variations dans les mesures géophysiques. Un autre point important mis en évidence par la bibliographie est que les propriétés physiques des casiers de déchets varient en fonction des sites. En effet différents facteurs vont influencer les mesures géophysiques, comme la nature initiale du déchet, les précipitations au cours du remplissage, le type de gestion de l'ISDND ou encore la compaction. Ainsi, nous faisons l'hypothèse qu'un diagnostic géophysique ponctuel sur un casier de déchets sera difficile à interpréter. En effet de nombreux articles ont mis en évidence le caractère site dépendant de la mesure géophysique (Abdulrahman et al., 2016; Virginie Leroux et al., 2010; Maxwell a. Meju, 2000). Les investigations sont possibles mais souvent couplées à des méthodes intrusives telles que le carottage associées à des analyses de laboratoire (Dumont et al., 2016; V. Leroux et al., 2007; Zornberg et al., 1999).

Pour cette raison un suivi des quatre méthodes géophysiques retenues a été mis en place à l'échelle du laboratoire afin de comprendre l'évolution des mesures géophysiques au cours de la biodégradation d'un déchet. Cette expérimentation, présentée dans le chapitre 3, a permis de montrer que dans les conditions de mesures du laboratoire :

- La résistivité du déchet est principalement conditionnée par la teneur en eau et est donc limitée pour le suivi de l'évolution de la biodégradation du déchet.
- Les méthodes de polarisation provoquée, que ce soit la chargeabilité dans le domaine temporel ou le déphasage dans le domaine fréquentiel, apparaissent comme sensibles aux changements de la porosité et de la densité du milieu au cours de sa biodégradation.

- Les mesures de polarisation provoquée ne varient pas de façon significative avec l'évolution de température au moins sur la plage de variation 20 – 50°C et dans les conditions de laboratoire.

Si la résistivité est limitée pour le suivi de la biodégradation du déchet, elle pourrait être utilisée comme un indicateur qualitatif de la saturation du déchet (Audebert, Clément, Touze-foltz, et al., 2014; R Clément et al., 2009), ce qui permettrait ainsi repérer d'éventuelles zones dont les conditions sont moins favorables pour la biodégradation. Les mesures PPS de déphasage n'apportent pas apporter plus d'information que la chargeabilité sur l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques du déchet au cours de sa biodégradation. La méthode PPS étant beaucoup plus compliquée et longue à mettre en place à l'échelle du terrain, l'utilisation de la PPT sera préférée sur un casier de déchets. Dans le chapitre 3 nous avons aussi montré que le suivi PS tel qu'il a été réalisé au cours de l'expérimentation de laboratoire ne permet pas de suivre l'avancée de la biodégradation d'un déchet. De plus le suivi PS sur site demande l'utilisation d'électrodes non polarisables d'une durée de vie limitée ne permettant pas de réaliser de suivi long terme.

Le suivi de laboratoire a cependant été réalisé dans des conditions contrôlées et favorables au processus de biodégradation afin d'en accélérer la cinétique qui peut être très lente sur site. Un suivi de mesures à l'échelle du casier de déchets doit donc être réalisé afin de valider les variations de mesures observées dans les conditions du laboratoire.

Le casier de déchets 4 de la SAS les Champs Jouault a été équipé dans un précédent projet de recherche (Grossin-Debattista et al., 2014) de fibre optique, et d'électrodes de mesure. Cette instrumentation a permis le suivi de la température et des mesures RE et PPT durant 4 ans sur un casier de déchets. L'objectif de ce chapitre est donc d'analyser le suivi long terme de la RE et la PPT, qui apparaissent comme les méthodes les plus pertinentes au regard de la biblio et des résultats de l'expérience au laboratoire, dans un casier de déchets géré en mode bioréacteur en cours de biodégradation.

L'analyse du suivi de la température par fibre optique sur le casier de déchets a déjà été présentée dans le chapitre 4. Si la diminution de la température au cours de temps est corrélée avec l'évolution de la biodégradation du massif de déchets suivie grâce à la production de biogaz du casier, elle ne permet pas de localiser des zones avec des cinétiques de biodégradation différentes. En effet l'inertie thermique du massif de déchets est telle qu'elle ne peut détecter de petites zones de température contrastées par rapport à l'ensemble de la masse de déchets environnants. La température est donc

un indicateur global pour suivre la biodégradation mais ne permet pas d'obtenir une distribution de l'état de biodégradation du casier de déchets.

Les mesures de résistivité électrique sont cependant dépendantes de la température. Si son utilisation est limitée pour le suivi de la biodégradation, elle pourrait cependant être utilisée afin de corriger son influence sur la résistivité.

Afin d'estimer la capacité des deux méthodes pour le suivi des paramètres bio-physico-chimiques au cours de la biodégradation du casier, les mesures géophysiques seront comparées à des mesures de références sur l'état de biodégradation du massif. La géophysique sera premièrement comparée à un indicateur global de la biodégradation du massif, la production de méthane, puis à un indicateur localisé, le tassement en plusieurs points du casier de déchets.

2. Article

Une étude sur le suivi long terme des mesures géophysiques sur un casier de déchets a été menée dont les résultats ont abouti à la rédaction d'un article en deux parties soumis dans le journal « Waste Management » en mars 2018:

Jouen T., Clément R., Baland M., Mazeas L., Loisel S., Moreau S. (2018) 4 years monitoring a municipal solid waste landfill to study how electrical waste properties evolve during biodegradation processes. Part II: Electrical resistivity and time-domain induced polarization of long-term monitoring.

Pour répondre à l'objectif de ce chapitre, cet article est consacré à l'analyse du suivi long terme de la résistivité électrique et de la polarisation provoquée temporelle au cours de la biodégradation du casier de déchets.

4 years monitoring a municipal solid waste landfill to study how electrical waste properties evolve during biodegradation processes.

Part II: Electrical resistivity and time-domain induced polarization of long-term monitoring

Jouen T.^a, Clément R.^b, Baland M.^a, Mazeas L.^b, Loisel S.^c, Moreau S.^a

^a National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Hydrosystems and Bioprocesses Research Unit, 1 rue Pierre Gilles de Gennes CS 10030 92761 Antony Cedex, France

^b National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Reversaal Research Unit, 5 rue de la Doua, CS 20244, F-69626 Villeurbanne Cedex

^c SAS Les Champs Jouault, Lieu-dit Les Champs Jouault, 50670 Cuves, France

Corresponding author: Sylvain Moreau, sylvain.moreau@irstea.fr

Abstract

This article shows the use of geophysical monitoring, more specifically electrical resistivity and time-domain induced polarization, to study their possible dependence on the evolution of the physico-chemical parameters generated by the biodegradation of the organic matter present in a waste cell. Waste CELL4 was instrumented to carry out long-term ERT monitoring. The resistivity monitoring showed a global decrease of more than 60% over 4 years as a function of leachate recirculation, homogenisation of the measurement and a convergence towards a threshold value of 4 ohm.m. The creation of a temperature model based on fibre optic temperature measurement has made it possible to correct the electrical resistivity values in terms of temperature. The temperature variation was observed to strongly influence resistivity at the edges of the temperature model, showing the importance of temperature correction for rigorous interpretation of resistivity. Temperature also highlighted a greater decrease in resistivity located downstream of the pipes, which suggests that more leachate circulated in this zone. Time-domain induced polarization monitoring, in this case limited to chargeability, shows differences in behaviour across the entire waste cell. Overall, there was a gradual and continuous decrease over time, but locally different changes. The chargeability of certain areas of the waste cell decreased less rapidly than the overall average and was associated with a lower waste mass settlement, suggesting that the induced polarization method would be more suitable than resistivity for monitoring changes in the waste cell.

Keywords

Municipal waste, bioreactor landfill, waste biodegradation, electrical resistivity tomography, time-domain induced polarization, long-term monitoring

1. Introduction

This is the second of two related papers that present 4 years of geophysical monitoring on a municipal solid waste landfill (MSWL). This part attempts to evaluate the capability of long-term electrical resistivity tomography and induced polarization monitoring to characterise the evolution of the electrical waste properties during biodegradation at the landfill scale.

The increases in the urban network as well as industrial and commercial growth in many countries around the world over the past few decades have been accompanied by a rapid increase in production and storage of household and non-hazardous industrial wastes. In France for example, waste production increased by nearly 20% between 2004 and 2010 (ADEME: The French Environment and Energy Management Agency, 2014) and is now decreasing due to waste reduction, recycling and composting, for example. Out of the 51 million tons of municipal solid waste (MSW) that enter waste management facilities in France, 38% is landfilled in MSWLs (ADEME: The French Environment and Energy Management Agency, 2014). The waste storage method is the most commonly used around the world because it is a simple and economical means of solid waste disposal (Erses et al., 2008), although reduction or reuse of waste is encouraged throughout the world (The Council of the European Union, 1999).

The complexity of waste storage structures and more stringent environmental regulations in the past 20 years have increased the technicality of the MSWLs studied (Mehta et al., 2002; Pacey, Augenstein, Reinhart, Morck, & Yazdani, 1999; Vigneron et al., 2005). MSWLs are structures that aim to enhance the energy available from biogas production and reduce the environmental impact of waste treatment. To accelerate these biodegradation processes, a MSWL can be managed as a bioreactor landfill (Pacey et al., 1999). Bioreactor landfills consist of recirculating leachate collected and stored in a leachate pond into the waste deposit cell in order to increase its water content. This physical parameter is the key point to optimising waste mass biodegradation based on an anaerobic digestion process. This process involves different reactions and populations of micro-organisms that will help transform the macromolecular organic matter into biogas. Water is the living environment of micro-organisms and it acts as a reagent in organic matter biodegradation processes. Waste degradation catalyzed by microbial activity induces profound changes in the structure, as well as the chemical and biological nature of the medium, which are accompanied by a reduction in the total volume of waste.

The transformation of organic matter into biogas by micro-organisms will change the physico-chemical properties of the waste. For example, loss of organic matter will result in a change in porosity during biodegradation (Olivier, 2003). The organic matter will first be transformed into a volatile fatty acid, which will decrease the pH, and then these acids will be transformed into biogas, which will increase the pH (Christensen & Kjeldsen, 1968). It is also known that the redox potential of the waste will decrease during biodegradation (Pohland & Al-Yousfi, 1994).

MSWL managers have been initially interested, and remain so, in understanding the water transfer processes in order to better size leachate recirculation systems. However, in France today other issues are appearing, most particularly related to the waste biodegradation evolution during long-term monitoring (25 years), i.e., the post-exploitation period (minimum 20 years) and the environment monitoring period (at least 5 years after the post-exploitation). Having information on waste biodegradation is crucial for industrial operators to reach functional stability. This warrants the gradual reduction of required inspections, release of financial guarantees for operating MSWL and minimizing the environmental monitoring period, especially for bioreactor operating sites.

From a regulatory point of view, The French ministerial order concerning MSWLs imposes leachate and biogas analyses to assess the impact of MSWLs on the natural environment during the post-exploitation period. These analyses are overall indicators because waste is considered a heterogeneous and anisotropic porous media, which does not reflect the complexity of the entire waste cell biodegradation process. For this same reason, point sensors may not be suitable and sufficient to monitor changes in the properties of a waste cell.

An approach based on drilled waste sampling to provide laboratory assessment of the methanogenic potential can be implemented (Dumont et al., 2016; Reddy et al., 2011; Zornberg et al., 1999). However, this method has the major disadvantage of being intrusive and costly, in order to provide detailed spatial information involving many sampling points. For all these reasons, MSWL managers are interested in a tool that could non-intrusively monitor and spatialise the physico-chemical property variations throughout the waste landfill during its biodegradation.

Geophysical methods could be implemented since they are spatialised and non-destructive. The physico-chemical property changes of waste may have a geophysical signature. Moreover, geophysical methods have been used for years on MSWLs:

- Initially they were used to assess the internal and external structures of MSWLs (Bernstone et al., 2000; N. N. R. Carlson, Mayerle, & Zonge, 1999; Carpenter et al., 1990; Torleif Dahlin et al., 2010; Soupios et al., 2007).

- Then they were used to monitor the pollution plumes generated by leachate leaks (Gallas et al., 2011; Martinho et al., 2006; V. Naudet et al., 2004; Porsani et al., 2004; Rosqvist et al., 2003).
- Finally, many studies conducted between 2000 and 2010 examined leachate recirculation monitoring (Audebert et al., 2014; Clément et al., 2009; Grellier et al., 2008; Guérin et al., 2004; Moreau et al., 2003).

Dumont (2017), who conducted a state-of-the-art investigation of the geophysical methods employed for characterizing old MSWLs, showed that the two most commonly used methods were electrical methods with electrical resistivity tomography (ERT) (38%) and time-domain induced polarization (14%). Moreover, within the geophysical methods applied to other biodegraded media, the electrical methods are the most widely implemented (Aal et al., 2006; E. a. Atekwana & Slater, 2013; E. A. Atekwana & Slater, 2009; Davis et al., 2006; V. Naudet & Revil, 2005).

Long-term ERT measurements on MSWLs have already been implemented (S Moreau, Courant, Budka, Presse, & Bouyé, 2007). They show that the average resistivity, on a bioreactor waste cell, decreases but with no clear relation to the volume of leachate recirculated in the waste body. However, the measurement seems to converge towards a threshold value and homogenises in time even though biogas production remains active. The method therefore seems to be limited for monitoring the state of waste biodegradation. However, several studies show a temperature variation in a whole waste cell over time and space (Bouazza, Nahlawi, & Aylward, 2011; P T Imhoff et al., 2007; Lefebvre et al., 2000), and it is known that the resistivity method is temperature-dependent and can be corrected to take these variations into account (Campbell et al., 1949).

Unlike ERT, the induced polarization method has not been used in long-term monitoring on MSWLs. The measurement of time-domain induced polarization, called chargeability, is generally characterised by a strong signal (from 50 to several hundred mV/V) (Abdulrahman et al., 2016; Torleif Dahlin et al., 2010; Gazoty et al., 2012; V. Leroux et al., 2007). This strong signal is often attributed to the presence of metals in waste (Angoran, Fitterman, & Marshall, 1974; Aristodemou & Thomas-Betts, 2000; Bavusi et al., 2006). Other studies show that high chargeability could be explained by the content of organic matter in the waste mass (N. R. Carlson & Mayerle, 2009; Virginie Leroux et al., 2010). The transformation of organic matter into biogas by micro-organisms could therefore induce a change in chargeability during the waste biodegradation process because porosity will change, as will the composition of waste. The purpose of this paper is to determine whether electrical resistivity and chargeability are sensitive to the variations of physico-chemical properties generated by the waste biodegradation at the landfill scale.

Electrical resistivity (ER) and time-domain induced polarization (TDIP) were selected to be implemented as part of a research project conducted in 2011 with the industrial landfill operator, SAS Les Champs Jouault. Since 2012, measurement campaigns have been carried out on instrumented deposit cells. At the same time as these geophysical measurements, more traditional monitoring is performed including analysis of biogas (flow rate and composition) and waste compaction. Fibre optics and point sensors placed in the waste mass also provide the temperature distribution throughout the waste deposit cell (Moreau et al., 2018).

2. Materiel and methods

2.1. General methodology

This study was conducted to evaluate the potential of ER and TDIP to be used as a tool to monitor the indirect changes of the physico-chemical properties of a waste cell induced by the biodegradation of organic matter. Long-term surveys were carried out using the ERT method to monitor ER and TDIP, and the distributed temperature sensing (DTS) method to monitor temperature variations, especially where electrical data are located. In Part II of this paper, the temperature was used only to correct electrical resistivity, whereas the waste cell's changes in temperature are studied in Part I (Moreau et al., 2018).

To evaluate the ability of the geophysical methods chosen, we used the following general approach:

Eighteen campaigns were carried out from December 2012 to June 2016 on waste deposit CELL4.

All data sets were filtered in order to manage the inversion process precisely with the same number of measurements throughout the monitoring period studied. All the filtered data were then inverted and only the measurements with high sensitivity were retained (section 2.3.6).

- Observing the distributions of the geophysical data revealed that, due to temperature impacts from outside, the measurements located at the edges of the cell could be affected and were removed to concentrate the research on the core of the waste mass.
- To study the overall behaviour of the cell, measurements were averaged by weighting the calculation with the volume of the associated mesh.
- We then worked on areas of interest such as under a leachate recirculation pipe to study locations with different biodegradation kinetics.
- Finally, the geophysical measurements were compared with conventional biodegradation markers, such as biogas production and settlement, to conclude on the ability of these

methods to monitor changes in the physico-chemical properties of waste during its biodegradation.

2.2. Landfill bioreactor site

2.2.1. Field presentation

The Champs-Jouault MSW landfill site located in Cuves, a town in the south of the Manche department (Figure 83.a), has been operational since April 6, 2009, and is divided into 20 waste disposal cells. By the end of 2016, eight waste deposit cells were closed and the ninth was in operation. Each waste deposit cell (about 50 m wide × 100 m long) contains waste between 10 and 15 m high. Currently, according to Champs-Jouault MSW landfill management, waste deposit CELL4 contains about 64 333 tons of waste composed of about 50% household waste and 50% non-hazardous industrial waste for a volume of approximately 67 700 m³ and a density of 0.95.

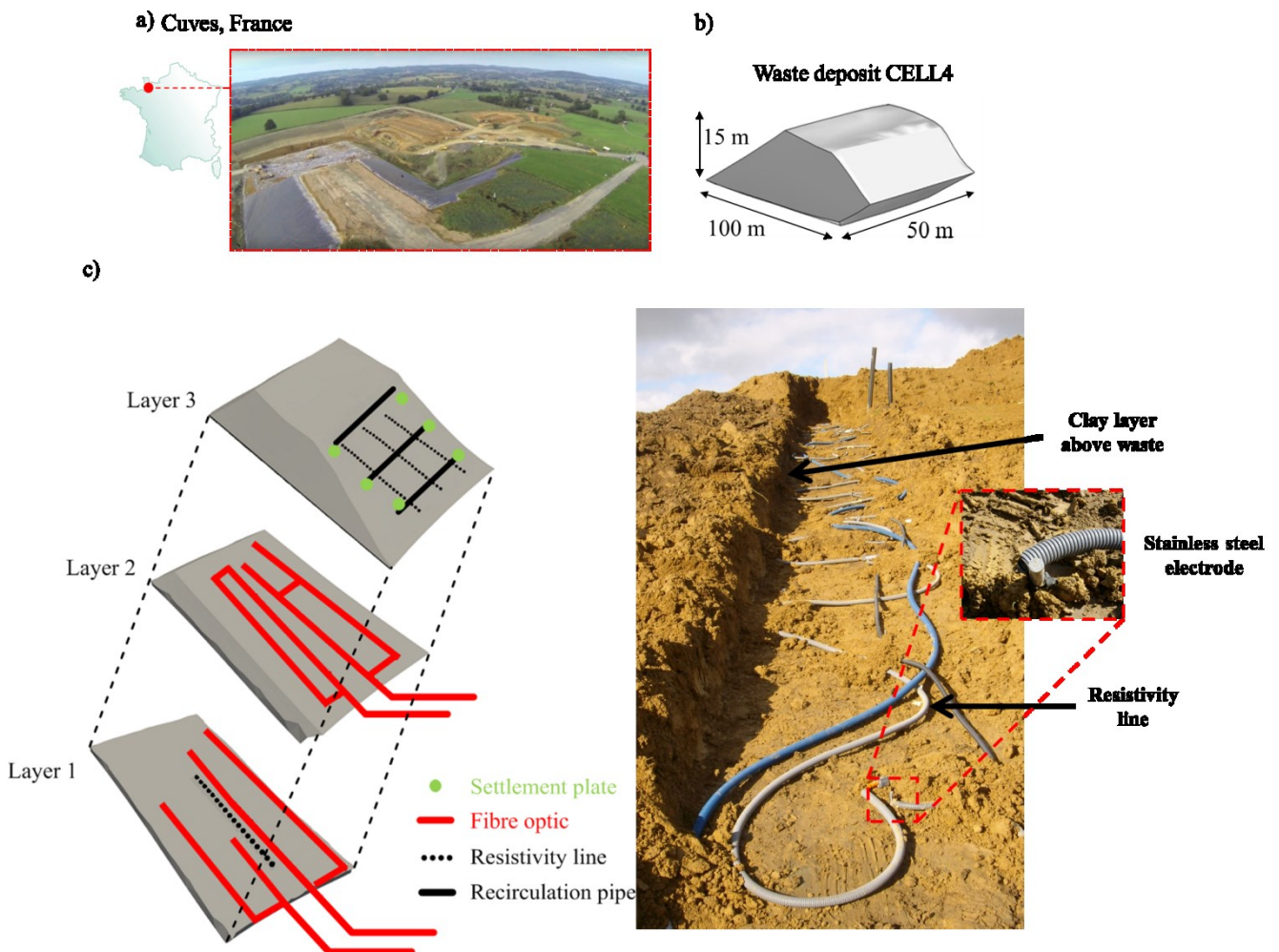


Figure 83 : Presentation of experimental site: (a) location of the site, (b) geometry of waste deposit CELL4, (c) exploded view of the waste deposit cell with the instrument location.

Waste deposit CELL4 was chosen as part of a previous research project to be equipped with various sensors, probes and measuring instruments to improve the understanding of leachate flow in waste and to evaluate the long-term behaviour of the data collected. Mixed trenches implemented at the top of the waste deposit cell were equipped with the same horizontal perforated pipes for biogas collection and leachate recirculation to exploit the cell as a bioreactor. Electrodes (ERT/TDIP) and fibre optic DTS equipment were implemented during landfilling at the centre and the top of the waste deposit cell.

2.2.2. Reference biodegradation measurements

Some reference biodegradation measurements such as methane production and waste settlement can provide information on the waste biodegradation process. Methane is one of the end products of waste anaerobic biodegradation (Morton A. Barlaz et al., 2002). Monitoring its production therefore is a good indicator of biodegradation.

From a regulatory point of view, MSWL managers have to monitor the amount of methane and the concentration of biogas. In many MSWLs, the biogas collection network covers a number of waste cells. To measure the biogas production of CELL4 only and its methane concentration, an ultrasonic flow meter (Proline Prosonic Flow B 200, HART, Endress + Hauser) was installed on the biogas waste deposit network in late 2013. Biogas production provides an overall indication of the biodegradation process for the waste CELL4.

During waste biodegradation, solid waste is transformed to biogas, which is evacuated from the landfill. Biodegradation then leads to waste settlement (Morton A. Barlaz et al., 2002).

The settlement of the waste cell can be measured to locate zones where compaction is more or less significant and to provide additional information on the biodegradation kinetics. Six settlement devices were installed on the waste deposit CELL4. These devices consist of plates welded to HDPE tubes of known lengths, which are themselves welded to the geomembrane placed on the top of the waste deposit cell. The position of these plates is recorded from every trimester by a geometer. The settlement plates are represented by green dots in Figure 83.c.

It is also important to collect settlement data to characterise the mechanical evolution of a waste deposit cell.

Methane production is an overall biodegradation indicator lacking spatialisation, whereas settlement can give more spatialised information.

In this context, geophysical tools that provide 3D distribution of ER and TDIP could present a decisive advantage in estimating the biodegradation state of waste. In addition to biogas information and

settlement, ER and TDIP are the indicators used in this study to examine the biodegradation of the waste mass studied.

2.3. Geophysical measurement and analysis

2.3.1. Electrical resistivity and time-domain induced polarisation

The measurement of ER is based on the injection of an electrical current into the media studied. It defines the ability of a medium to oppose the passage of an electric current and is influenced by several factors, the main ones being:

- Water content, as a function of porosity and water saturation (Bai et al., 2013; Brunet et al., 2010; Fukue et al., 1999; Sheets & Hendrickx, 1995).
- Temperature (Besson et al., 2004; Zisser et al., 2010). A temperature-correction equation on the resistivity measurement was determined by Campbell et al. (1949).
- Conductivity of porous water (Archie, 1942).

When a current passes through the ground, it also causes polarization of certain constituents that compose it. This polarization can be explained because in most environments the solid–liquid interface is negatively charged (Telford et al., 1990). Under the effect of an electric field, the ions present in the electrolyte will migrate and polarize the surface of the mineral. When the electrical field is stopped, ions will relax to their initial equilibrium (Lesmes & Morgan, 2001). These electrical polarization phenomena are measured using the TDIP method.

In this study, the waste mass was biodegraded by the action of several populations of micro-organisms, which transform the complex organic matter into biogas. These processes modify the physico-chemical parameters of the environment (porosity, tortuosity, biofilm formation, acid production, reorganisation of poral water, etc.) and influence polarization phenomena. Moreover, numerous studies have suspected the modification of polarization phenomena in an environment generated by the presence of micro-organisms or by their activity within the medium (Atekwana and Slater, 2009, 2013; Davis et al., 2010, 2006; Heenan et al., 2013; Noel et al., 2014; Ntarlagiannis et al., 2005; Ntarlagiannis and Ferguson, 2009; Personna et al., 2013; Williams et al., 2005; Zhang et al., 2014). However, most of the induced polarization studies conducted on MSWLs have been used to delineate the waste cell relative to the natural environment (N. N. R. Carlson et al., 1999; N. R. Carlson, Hare, & Zonge, 2001; Torleif Dahlin et al., 2010; Gazoty et al., 2012; Ustra, Elis, Mondelli, Zuquette, & Giacheti, 2012). The method has never been used to monitor changes in the physico-chemical properties of an entire waste cell generated by the biodegradation of its organic matter. However, it has already been used at the laboratory scale to study waste moisture (Sylvain Moreau

et al., 2011). Moreau et al. (2011) observed that waste in an advanced biodegradation state was correlated with lower resistivity values. They concluded that for long-term monitoring, water content cannot be the only factor influencing electrical resistivity measurement, and biodegradation is a major parameter that must be taken into account.

Conventionally, TDIP is measured with the same measuring resistivimeter as those used for the measurement of ER, consisting of a measurement quadrupole, composed of two current electrodes (I the injection current in A) and two potential electrodes (ΔV_{MN} the potential difference in V). To estimate apparent resistivity (which represents the integrated resistivity under the quadrupoles), the electrode positions are taken into account in Equation 23 with the theoretical geometrical factor obtained for homogeneous media, K (in m):

$$\rho_a = K \frac{\Delta V_{MN}}{I} \quad \text{Équation 23}$$

For a homogeneous medium, apparent resistivity values ρ_a correspond to the true resistivity of the medium ρ_m , which is different for a heterogeneous medium such as a waste mass.

During a DC current injection of intensity I (A), the medium charges in the manner of a capacitor up to a potential difference V_S (V). If the current is then abruptly switched off, the medium returns to its equilibrium state after a relaxation time (Figure 84). Measuring TDIP consists in discretising the potential difference over the duration of the relaxation time in order to obtain a decay curve.

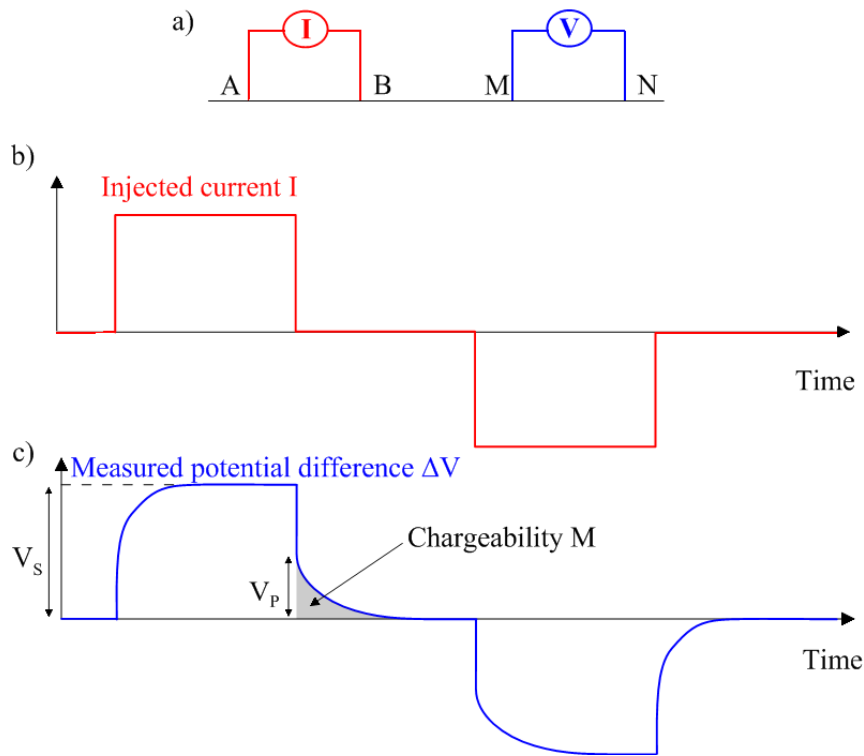


Figure 84 : Schematic diagram of the ER and TDIP measurement: (a) example of a measurement quadrupole, (b) the current injected signal and (c) the resulting potential difference in V.

By measuring the surface under the decay curve weighted by V_S , we obtain the chargeability M (s), which corresponds to the capacity of a medium to be electrically charged due to a current flow. It is defined by the following equation (Équation 24):

$$M = \frac{1}{V_S} \int_a^b V_t(t) dt \quad \text{Équation 24}$$

Resistivity and chargeability can be measured at the same time, resistivity during the on-time and chargeability during the off-time. The ERT method uses several electrodes along a line, shifting the quadrupole to provide a large number of apparent resistivity and chargeability measurements and obtain 2D or 3D information. The ERT method is widely described in the literature (Torleif Dahlin, 2001; M. H. Loke & Barker, 1996; Tsourlos & Ogilvy, 1999).

2.3.2. Instrumentation implemented

A total of 96 stainless steel electrodes were implemented into the waste mass using four electrode lines comprising 24 units. Three lines named L1, L2 and L3 were placed at the top of the waste layer, following the deposit cell topography (Figure 83), parallel with the three lines 10 m apart. The fourth L4 was implemented 4 m from the bottom of the waste deposit. It improved the sensitivity of the investigated area, especially in depth. The arrangement of the resistivity lines is illustrated in an exploded view of the waste CELL4 (Figure 83.c), where the electrodes are represented by black dots.

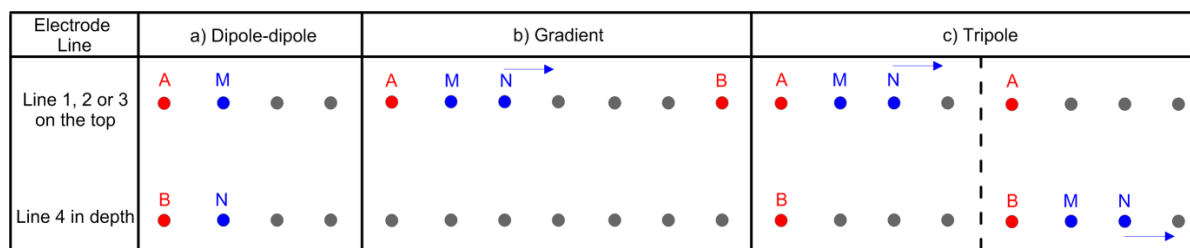


Figure 85 : The three geophysical arrays used for the geophysical measurement of waste CELL4: the (a) dipole–dipole, (b) gradient and (c) tripole arrays from (Audebert et al., 2016)

The electrodes were spaced 2 m apart for L4 at the bottom and 1.5 m apart for the three lines at the top of the waste layer. The ERT sequence is composed of 993 dipole–dipole (Figure 85.a), 4741 gradient (Figure 85.b) and 6288 tripole arrays (Figure 85.c), for a total of 12 022 quadrupoles. All ERT measurements presented in this paper were taken with a Syscal PRO multi-channel resistivimeter (IRIS Instruments, Orléans, France) using the multi-channel mode to optimise measurement acquisition time. Inter-line measurements were also added to the ERT sequence to improve sensitivity. In addition to measuring ER, ERT can take TDIP measurements.

The total acquisition time for one data set was approximately 3 h with the following parameters:

- Current injection time, 500 ms;
- V_{AB} request, 50 V;
- 1–3 stacks for Q_{max} , 5%;
- 17 gates for the decay curve sampling with a linear gate width of 20 ms, except for gate 5 which is 60 ms;
- 18 measurement campaigns were carried out from 15/11/2012 to 22/03/2016.

2.3.3. Data filtering

Before interpretation using inversion software, the aberrant resistivity and chargeability data were deleted. To ensure that all time steps are comparable, filtered quadrupoles were removed for all measurement campaigns with several filters. The goal was to obtain the same number of quadrupoles for each time step. The first one consisted in removing the quadrupoles whose measurement of injected current or potential difference was too low, considered as the limit of detection of the resistivimeter and affected by noises: 10 mA for the current injection and 10 mV for the potential voltage measurements were selected. In the second step, all the measurements, which were taken with a battery charge level (Tx) below 10 V, were deleted. The final step consisted of filtering according to the distribution of measurements in the waste mass. Since ER and TDIP are integrative methods, the distribution of their measurements should be approximately described by a pseudo-Gaussian curve. The last treatment consisted of eliminating the quadrupoles located outside the pseudo-Gaussian, keeping only the quadrupole included between the median plus or minus the standard deviation. Of the 12 022 initial quadrupoles, all filtering steps retained 5725 quadrupoles, composed of 204 dipole–dipole, 3864 gradient and 1657 tripole arrays. Only 20–25% of the quadrupoles of dipole–dipole and tripole arrays remain and more than 80% of the gradients. This can be explained by the lower sensitivity of the two devices, which have electrodes located at the bottom of the waste cell. Moreover, the gradient array is better adapted to the TDIP method because it minimises the value of the geometrical factor and maximises the time interval before a current injection electrode is used for potential measurements (Torleif Dahlin & Zhou, 2006; Gazoty et al., 2013). The acquisition parameters with a high number of quadrupoles and short injection time (500 ms) were initially planned for resistivity monitoring. The TDIP measurements were added later with no changes to the measurement parameters, to continue the measurements already taken. To determine if 500 ms was an injection time that was long enough for induced polarizable measurements on waste mass, the same sequence of 12 022 quadrupoles were managed on CELL4 with a 2000 ms and 500 ms injection time. Figure 86 shows the results of these resistivity tests (a) for the 5725 quadrupoles remaining after filtering. The same tests were performed on chargeability measurements (b). The tests show a very good correlation of resistivity measurements with a determination coefficient of 0.99 for a linear regression of $y = 1.0244 x$.

On the other hand, chargeability was much noisier with a scattered cloud of points but still had a good determination coefficient of 0.7 for a linear regression of $y = 1.1394 x$. The slope of the regression was 1.1394, which means that the chargeability is underestimated when a measurement is taken with a 500 ms injection time. On the other hand, the measurement trends will be the same

as those measured with a 500 ms or 2000 ms injection time. Chargeability measured with an 500 ms injection time, even if it is underestimated, seems to be representative of the medium.

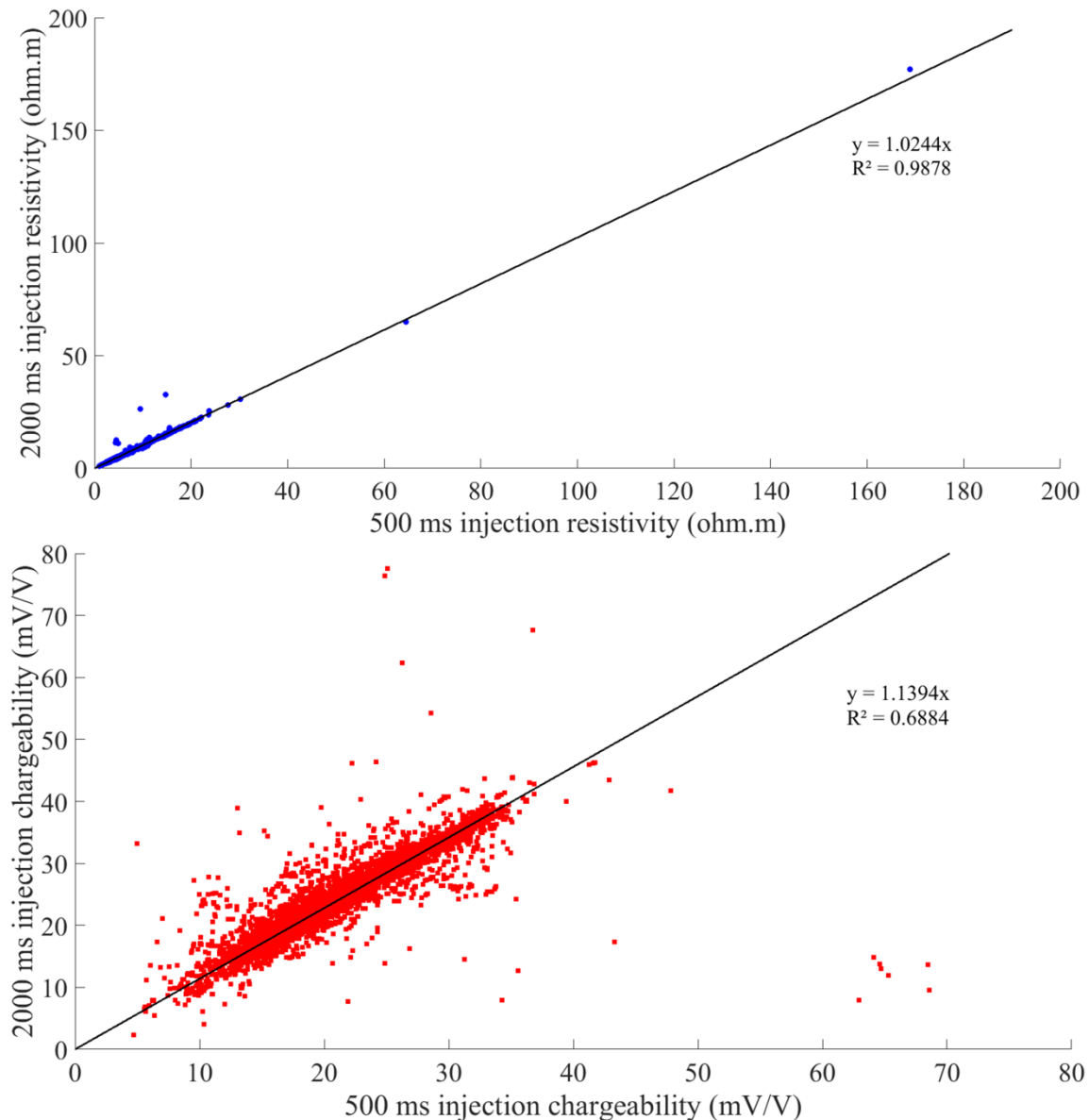


Figure 86 : Relation between ERT measurement with 500 ms and 2000 ms injection time: ER measurement (a) and chargeability measurement (b) for all 12 022 quadrupoles and for the 5725 remaining quadrupoles after the filtering step

2.3.4. Inversion process

The apparent resistivity and chargeability data sets cannot be directly interpreted and an inversion process is required to reconstruct the 2D or 3D distribution. The inversion was performed using BERT software (Günther, 2004; Günther & Rücker, 2011; Günther et al., 2006; Rücker, Günther, & Spitzer, 2006). A finite element method, using a tetrahedral mesh for 3D models and a triangular mesh for 2D

models was used to solve the forward problem in the routine inversion program (Günther & Rücker, 2011). The “blocky model” option or the L1 norm, which minimises the sum of the spatial variations in the resistivity model, was used. Isotropic smoothness-constrained regularisation and a quasi-Gauss Newton optimisation method were used with a fixed regularisation parameter ($\lambda=30$). The anisotropy factor was chosen to correspond to an environment whose ER distribution is isotropic (Z weight = 1.0). Audebert et al. (2014), who performed multiple inversions on the same synthetic data set using a very large number of different inversion parameters, showed that the anisotropic factor did not influence the inversion result. The inversion parameters used here come from the use of the multiple inversions method described by Audebert et al. (2014) on a data set acquired on waste CELL4. An option to recalculate the Jacobian matrix at each iteration was also used and each time step was inverted independently. The MSWL cell geometry with finite boundary conditions for each side designed with Comsol Multiphysics was converted into BERT format and introduced into this tool. Consequently, apparent resistivity data sets were inverted on a 3D closed geometry with finite boundary conditions. This allowed us to take into account the geomembrane in the inversion process, as explained by Audebert et al. (2014) and subsequently applied to the geometry of CELL4 (Audebert et al., 2014). To determine the misfit of the data inversion, the classical inversion tools use the root mean square (RMS) (M. Loke & Barker, 1996) and the χ^2 mathematical criteria (Günther et al., 2006). For all time steps, the misfit of the inversion data had an RMS lower than 5% and a χ^2 lower than 2.

2.3.5. Distributed temperature-sensing method

Temperature is one of the most important parameters since it influences enzymatic activity and microbial growth (Angelidaki & Ahring, 1994; Pfeffer, 1974). Moreover, as explained above, temperature influences ER measurement, so the temperature must be known to take into account its influence on the resistivity variations recorded. A distributed temperature sensing analyser was used for the temperature measurements (Oryx DTS system from Sensornet, Borehamwood, UK) and the same 18 measurement campaigns as for ERT measurements were carried out.

The temperature measurements taken here allowed production of a distributed temperature model presented in detail in Part I of this paper (Moreau et al., 2018). Although temperature can be an overall indicator of the proper functioning of biodegradation processes at the scale of a waste cell, it could not be used to locate areas with different biodegradation kinetics in this project (Moreau et al., 2018). The temperature model was distributed in such a way that a temperature measurement was associated with each resistivity measurement point. The mesh of the temperature model includes the mesh of the model of inverted resistivity produced thereafter. The temperature of the waste cell

is influenced by the outside ambient temperature, particularly at the edges of the cell (Moreau et al., 2018). Due to the presence of the electrodes on the surface of the waste, the resistivity measurements are located on the edges of CELL4, at least the measurements with high sensitivity. It appears necessary to correct the resistivity from temperature knowing that the temperature varies in CELL4 from 60°C after the top cover layer was added to 45–50°C in 2016.

Resistivity can be temperature-corrected using the Campbell equation (Campbell et al., 1949):

$$\rho_T = \frac{\rho_{T_{reference}}}{1 + \alpha_T(T - T_{reference})} \quad \text{Équation 25}$$

with ρ_T and $\rho_{T_{reference}}$ ($\Omega.m$) the resistivities at temperatures T and $T_{reference}$ ($^{\circ}C$), respectively, and α_T a temperature correction coefficient ($^{\circ}C^{-1}$). For a reference temperature chosen at 25°C, the α_T coefficient is 0.025 (Campbell et al., 1949). The temperature in the whole waste cell varies from 15 to 65°C over all 18 steps of the measurement campaign. For this reason, electrical resistivity was corrected by taking the central value of the variation range, 40°C, as $T_{reference}$, the reference temperature. We selected a coefficient α_T of 0.02, which corresponds to the classical resistivity decrease of 2% $^{\circ}C^{-1}$ observed by Grellier et al. (2005) on leachate from municipal solid waste for a temperature range of 25–80°C. This observation was also made on different types of soils (Ma et al., 2011; Persson & Berndtsson, 1998). Resistivities, if temperature-corrected by a temperature lower than the reference, increase and vice versa. For this reason all resistivity measurements associated with temperatures above 40°C decrease after corrections and measurements associated with temperatures below 40°C increase after correction.

To correct ER in temperature, fibre optic data were analysed on the waste deposit cell. The two levels of fibre optic did not have enough points to achieve a 3D extrapolation. For resistivity to be corrected at any point on the deposit cell, a thermal model was developed from all 18 temperature measurement campaigns with the same mesh grid as the resistivity and chargeability model. This model, presented in Part I, shows substantial temperature variations at the edges due to the interface between the waste cell and the ambient air. For this reason the resistivity and chargeability measurements located within 1 m of the edge of the cell were removed.

2.3.6. Interpreted data analysis

The following sensitivity strategy was also adopted. Sensitivity was computed for each inversion parameter set and data interpretation was limited to the smallest high-sensitivity area among all the inversion results. Measurements with a log 10 coverage greater than -0.5 were preserved, which represents the measurements with the highest 25% of the sensitivity range. These filtered data are shown in Figure 87.b.

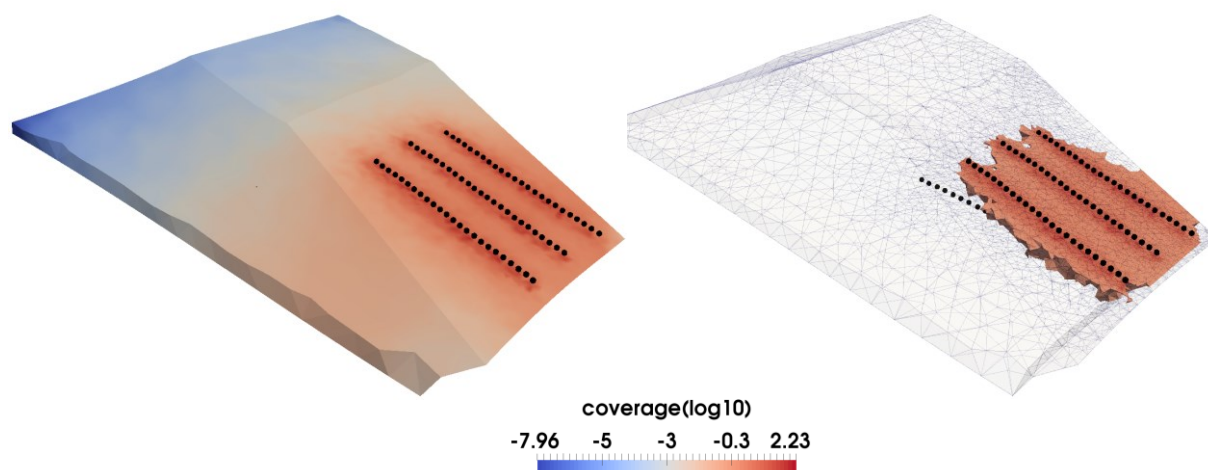


Figure 87 : 3D view of waste deposit CELL4: a) overall interpreted resistivity sensitivity model; B) detail of the high-sensitivity area.

After all the filtering carried out on the CELL4 model, only 10% of the waste mass remains, covering 6000 m³. Geophysical monitoring was first interpreted overall to compare them with the common leachate and biogas measurements, which are global indicators of biodegradation monitoring. The overall behaviour of the remaining geophysical measurements was determined by working with average geophysical measurements, weighting each value by the volume of its associated mesh. Geophysical monitoring was then studied to locate areas with different behaviours. To facilitate the reading of the 3D model, two cross sections were made: one vertical along the second surface electrode line L2 (blue, Figure 88) and a horizontal one at the level of Layer 2 where fibre optics are implemented (red, Figure 88). The areas studied in the waste cell were retained where a priori information on the waste biodegradation was expected to be found. The first a priori datum is based on humidification of the waste by the recirculation system. It is hypothesised that under a pipe the biodegradation kinetics should be faster than between two recirculation pipes and a difference in behaviour in the ERT and TDIP measurements between these two zones is expected. The second a priori datum is provided by the settlement of the waste cell at different points. Since it is a marker of waste biodegradation, it can be compared to the evolution of resistivity and chargeability measurements. Given that there is a priori information located in the waste mass, we chose to specifically study these areas and compare them to the geophysical measurements taken. One could also do the opposite by attempting, for example, to determine areas with different behaviours with a statistical analysis.

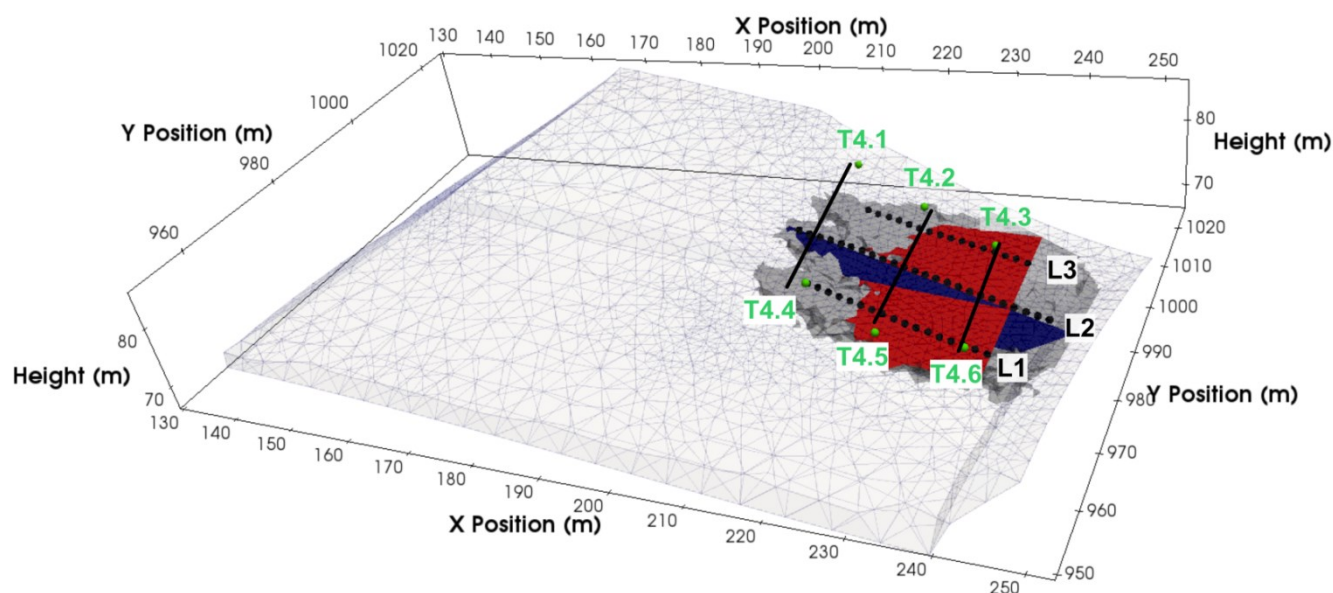


Figure 88 : Geometry of waste CELL4 and geophysical sensitivity measurement: the selected high-sensitivity area is represented in dark gray, the horizontal cross section along a fibre optic profile in red and the vertical cross section along an electrode line in blue

3. Results

3.1. Reference biodegradation measurements

We chose to start the Results section with reference biodegradation measurements, the reference measurements of many articles (Morton A. Barlaz et al., 2002; Mehta et al., 2002; Reinhart & AlYousfi, 1996). On-site reference biodegradation measurements provide information on waste biodegradation processes for an entire waste deposit cell. The reference biodegradation measurements are shown in Figure 89. Figure 89.a shows biogas production and its methane composition, Figure 89.b the amount of leachate recirculated into the waste cell and the mean temperature modelled, and Figure 89.c the percentage of settlement at six points in the waste cell.

Biogas monitoring (Figure 89.a) shows that approximately 3 500 000 m³ of biogas has been produced, composed of 45–50% methane, since the installation of the flow meter. Biogas production is constant and represents approximately 30 L of methane/kg of waste. Methane production potentials ranging from 60 to 170 L methane/kg of waste can be found in the literature (El-Fadel et al., 1996). Biodegradability tests carried out on reconstituted waste of the same composition as the waste present in CELL4 show that this is in the low range of methane production, around 70–80 L/kg of waste. Taking these figures, 35–40% of the total methane production has been achieved to date. These biogas measurements indicate that from a global point of view biodegradation is active in CELL4, but it does not give any spatialised indications.

CELL4 is operated in bioreactor mode with leachate recirculation. Recirculation events were initially low, 125 m³ for the zone observed with the ERT method, then they increased, to reach 600 m³ and were managed regularly, every 4 or 6 months. The total amount of leachate injected reached 3500 m³ in 3 years, which accounts for approximately 6% of the waste in weight (64 330 T).

Figure 89.b also shows the evolution of the mean temperature modelled. The average temperature displayed only includes the area of high sensitivity shown in Figure 87.b, which will allow us to correct the resistivity afterwards. The average temperature was 50°C in November 2012 at the closure of the waste cell, and decreased gradually to 30°C in March 2016. The high average temperature observed at the closure of the waste cell comes from an initial biodegradation phase of the organic matter in the presence of oxygen, aerobic digestion. This phase induces considerable exothermic reactions responsible for the rise in temperature described in Part I (Moreau et al., 2018). Once the waste cell has been covered, the oxygen is rapidly consumed and biodegradation of the organic matter occurs in its absence. Biodegradation reactions driven by anaerobic digestion are no longer exothermic. The much colder outside temperature of the waste cell will gradually cool the waste, explaining the temperature drop observed from November 2012 to March 2016.

Settlement measurements began at the end of 2014 and continue to the present. In Figure 89.c one can see the monitoring of the settlement rate for the six settlement plates. The measurement represents the differential of the settlement plate height between the date the geomembrane was installed and a time t. The differential is normalised by the initial height of the waste mass under the settlement plate.

The monitoring of the settlement rate plates shows that plates 4.2, 4.3 and 4.5 present the largest settlement with a rate of 4.5% in November 2014 to more than 6% in March 2016. Plates 4.1 and 4.4 show a lower settlement, 4% and 3.5%, respectively, in November 2014 to 5.5% and 4.5% in March 2016. Plate 4.6 shows the smallest decrease, from 2.8% in November 2014 to 3.8% in March 2016.

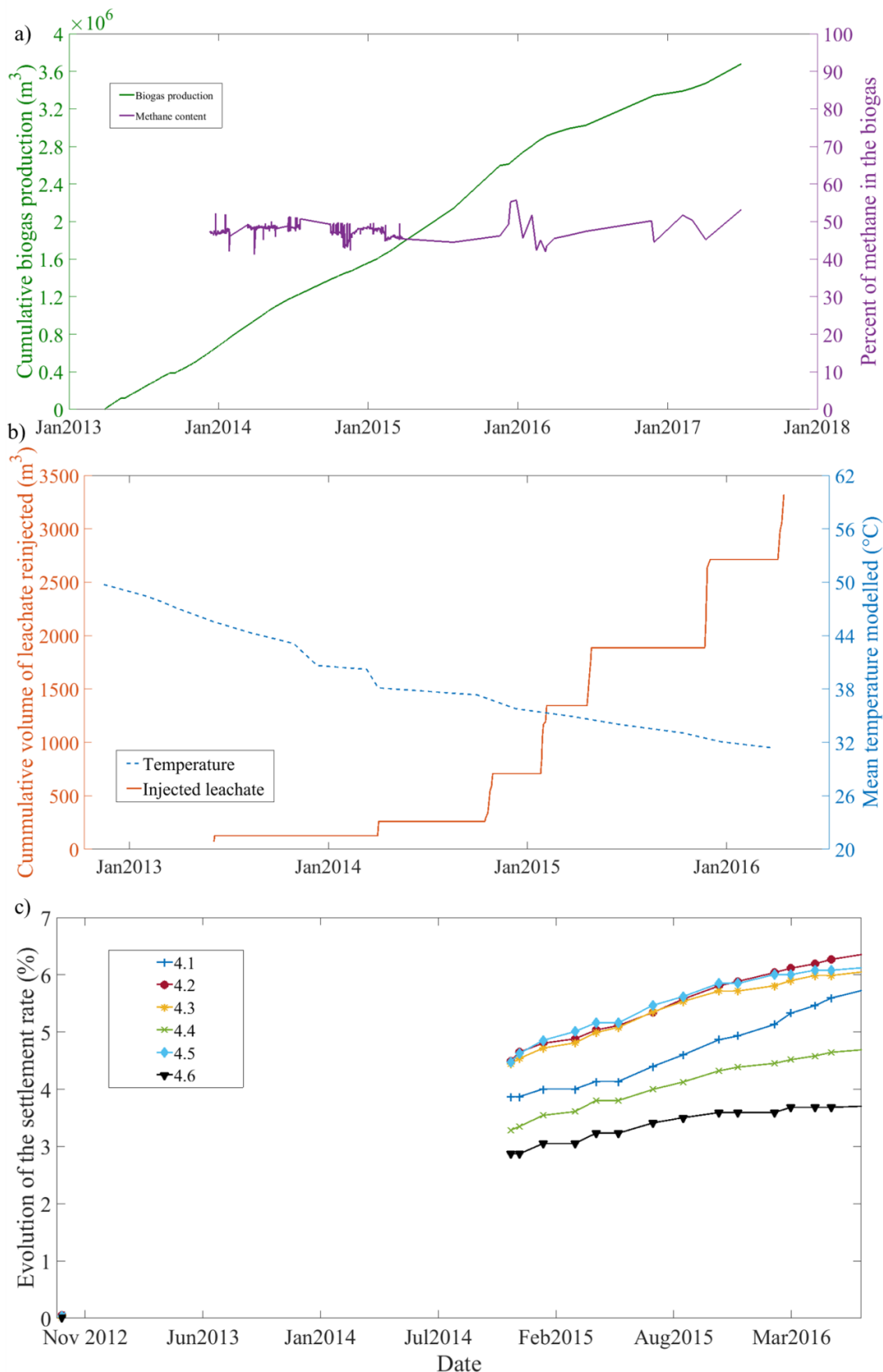


Figure 89 : Reference biodegradation measurements of waste cell measurements: biogas monitoring (a), leachate injection monitoring (b), evolution of the settlement plate height (c)

Moreover, the settlement seems to slow down for plates 4.4 and 4.6 in August 2015, unlike the other plates, which present a constant evolution. These results show that the whole waste cell is gradually settling, although less on one part of the waste cell (under settlement plate 4.6), which could correspond to an area containing less organic matter or indicate that the biodegradation kinetic in this zone is slower.

The monitoring of reference biodegradation measurements shows that the biodegradation of the organic matter present in the CELL4 has been constant since its closure and is ongoing. However, the settlement shows an area with a different behaviour from the rest of the waste cell.

3.2. General behaviours of the waste CELL4

Figure 90 shows the follow-up of the interpreted electrical resistivity and the corrected resistivity at a temperature of 40°C (Figure 90.a) as well as the chargeability (Figure 90.b) of CELL4. The measurements are the means of the entire sensitivity area retained and presented in Figure 87.b. The means were calculated with Paraview software and are weighted by the volume of the tetrahedral element to take this into account. The mean interpreted resistivity value (black) decreases over time, from 9.77 ohm.m in October 2012 to 4.69 ohm.m in March 2016, a 50% drop. In addition, a 3.5-ohm decrease in electrical resistivity (a 40% drop) can be observed during the first leachate injection in June 2013, for 70 m³ of injected leachate. The second and third injections reduce resistivity by 0.5 ohm.m, an approximately 10% reduction for, respectively, 120 and 500 m³ of injected leachate. During its arrival in the waste cell, it is assumed here that the waste has a low water content, less than the capacity in the fields. The recirculation episodes will therefore lead to a sharp increase in the water contents, which reduces the electrical resistivity. The resistivity measurements seem highly influenced by the first leachate recirculation into the waste deposit cell in June 2013, given that a very strong reduction in resistivity (3.5 ohm) is observed for a small quantity of leachate injected (70 m³). Resistivity then decreases less and less for a greater quantity of leachate injected and seems to converge toward a threshold value of 4 ohm.m. This process is well known and has been observed numerous times (Beaven et al., 2007; S. Grellier et al., 2008; Sylvain Moreau et al., 2005). Audebert et al. (2015) showed that waste included a minimum of two types of porosity, a macroporosity in which the majority of the leachate circulates during recirculation as well as a microporosity. Once it has been humidified, the microporosity no longer exchanges with the macroporosity, thereafter involving a slight variation in the total water content.

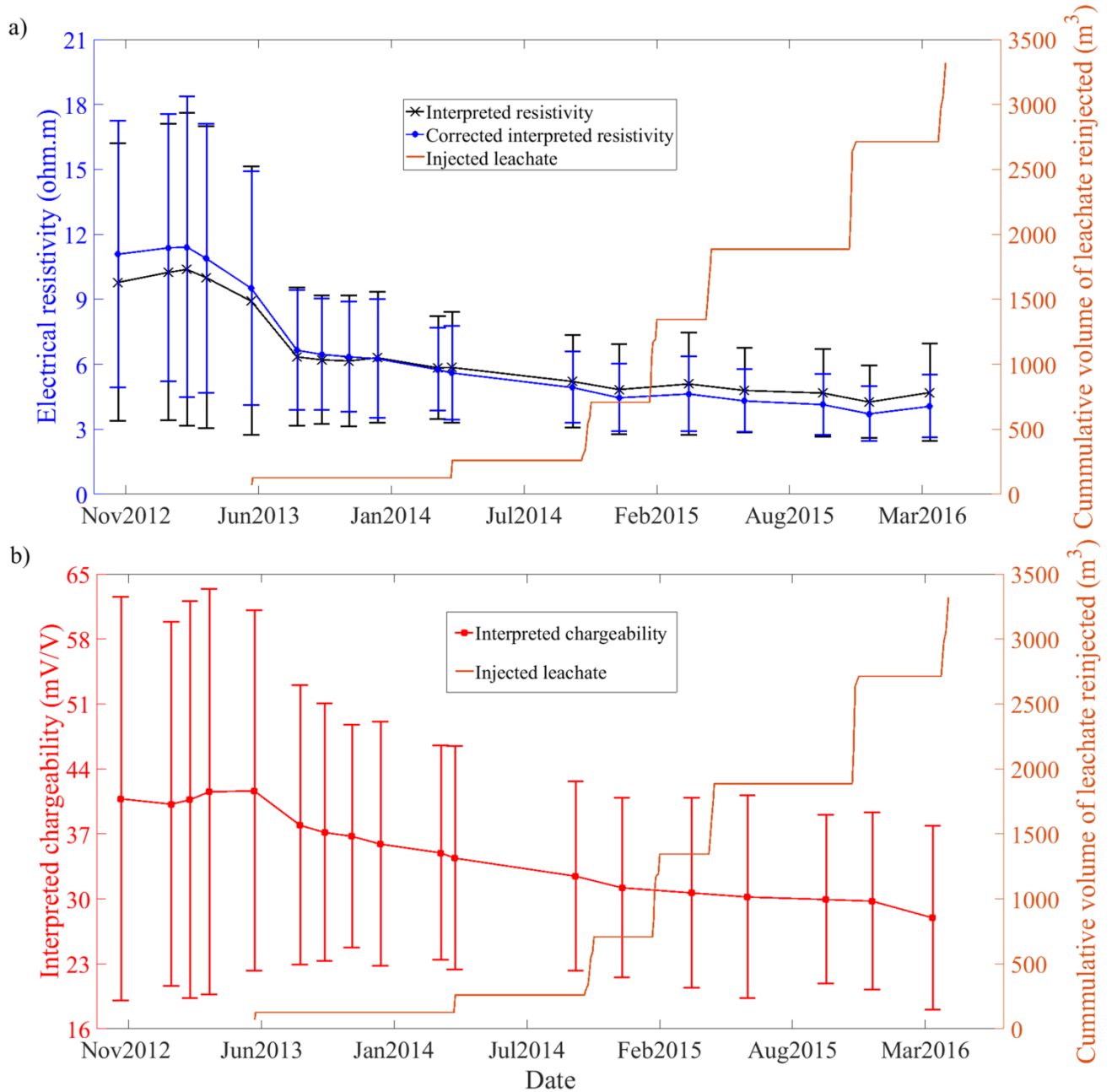


Figure 90 : Monitoring of the average interpreted ER and corrected resistivity (a) and interpreted chargeability (b) associated with the cumulative injected leachate volume in waste CELL4

The standard deviation of the measurements is very high at the beginning (± 6.4 ohm.m) and becomes increasing low (approximately 2.25 ohm.m in March 2016). There is a homogenisation of the waste cell's electrical resistivity measurement set off by the leachate recirculation, which may confirm the conclusions drawn by Audebert et al. (2015) on the low level of exchange between microporosity and macroporosity, involving a slight variation in the total water content after microporosity humidification.

Examining the follow-up of temperature-corrected electrical resistivity (blue, Figure 90.a), it can be seen that the mean values decrease from 11.08 ohm.m in October 2012 to 4.05 ohm.m in March 2016, a 63% drop. Moreover, a 4.55-ohm (58%) reduction in electrical resistivity is observed during the first injection of leachate in June 2013, for 70 m³ of leachate injected. The second and third injections reduced resistivity by 0.6 ohm.m (approximately 10%) for 120 and 500 m³ injected resistivity, respectively. The variations in the mean temperature-corrected resistivity seem to be the same as interpreted resistivity; however, the mean corrected resistivity was greater than the interpreted resistivity from November 2012 to December 2013, then less from December 2013 to March 2016. This difference can be explained because the waste cell's mean temperature was higher than the 40°C reference temperature from November 2012 to December 2013, then lower from December 2013 to March 2016. However, the behaviour of corrected resistivity was the same as the interpreted resistivity with a difference evolving as the cell's temperature moved away from the reference temperature. The standard deviations on the temperature-corrected resistivity are high at the beginning of the follow-up (± 6.1 ohm.m) and become increasingly smaller (approximately 1.4 ohm.m in March 2016). However, the standard deviations are lower than those for interpreted resistivity, by about 0.5 ohm.m, because the temperature variation that impacts the variability in interpreted resistivity does not disappear. As for interpreted resistivity, an approximately 4-ohm.m convergence in the measurement over time can be observed. The correction of temperature resistivity also reduced the variability of the measurement.

Figure 90.b (red) illustrates the follow-up of the mean interpreted chargeability of CELL 4.

The mean interpreted chargeability values decreased over time from 41 mV/V in October 2012 to 28 mV/V in March 2016, a reduction of approximately 33%. The first leachate injection resulted in a 4-mV/V (15%) reduction in interpreted chargeability. Chargeability then dropped much less quickly but continuously (approximately 0.4 mV/V / month). The standard deviations were 20 mV/V from November 2012 to June 2013, before the first recirculation, then approximately 10 mV/V until March 2016. The recirculation also seems to have an effect on chargeability because it resulted in a substantial reduction related to the first episode as well as a sharp reduction – 10 mV/V – of the standard deviation. However, chargeability decreased continuously and does not seem influenced proportionally to the injection of leachate, contrary to resistivity. At the same time, the overall indicator of biodegradation of the waste cell, biogas production, remained constant in terms of production and composition. The overall changes in waste cell biodegradation could therefore be responsible for the continuous decrease in chargeability. Temperature evolved in the same direction as chargeability. Measurements of chargeability that have not yet been published, taken on

biodegrading waste, have shown, however, that measurement of chargeability is not influenced by temperature within a range of 25–60°C.

3.3. Interpreted measurements in areas of interest

3.3.1. Interpretation of vertical cross sections

Figure 91 presents the vertical cross sections at four different time steps, from November 2012 to March 2016, of electrical resistivity, temperature, corrected resistivity, and chargeability. The first line of vertical cross sections presents the changes in electrical resistivity. Two areas can be observed with one resistivity stronger than the rest of the profile at X = 210 and 240 m and height = 80 and 75 m. These areas present resistivity values that decreased from 13 ohm.m in November 2012 to 7.5 ohm.m in March 2016. The resistivity at the bottom of the cell at X = 230 m is lower and decreased from 5 ohm.m in November 2012 to 3.8 ohm.m in March 2016. The low resistivity values observed could indicate an area at the bottom of the cell that is more water-saturated than the rest of the waste cell. A 2.5-ohm.m decrease (30%) over the entire cross section can be observed, due to the first recirculation between November 2012 and August 2013 and then a smaller and more progressive reduction of 1 ohm.m (25%) during the rest of the follow-up over the entirety of the measurement profile. As can be seen for the overall cell measurements, resistivity seems to homogenise during the follow-up.

The second cross section line presents the changes in the temperature modelled. The temperature decreased between November 2012 and March 2016 from 60 to 45°C at the center of the waste cell and from 45 to 25°C at the edges of the cell. A warm “core” is observed, which will progressively cool over time, influenced notably by the effects of the outside temperature. The temperature variations of CELL4 are presented in greater detail in Part I (Moreau et al., 2018).

The third series of cross sections presents temperature-corrected electrical resistivity. Two areas can be observed, with corrected resistivity higher than the rest of the profile at X = 210 and 240 m. These areas present corrected resistivity values that decreased from 15 ohm.m in November 2012 to 5 ohm.m in March 2016. The corrected resistivity at the bottom of the waste cell at X = 230 m was lower and dropped from 5 ohm.m in November 2012 to 3.3 ohm.m in March 2016. Areas with higher resistivity can be observed at X = 210 and 240 m, as for the interpreted resistivity profile. However, these zones present a corrected resistivity in March 2016 that is more uniform with the rest of the profile and demonstrate the importance of taking into account temperature variations in the study of a environment whose temperature varies by several tens of degrees during the study period.

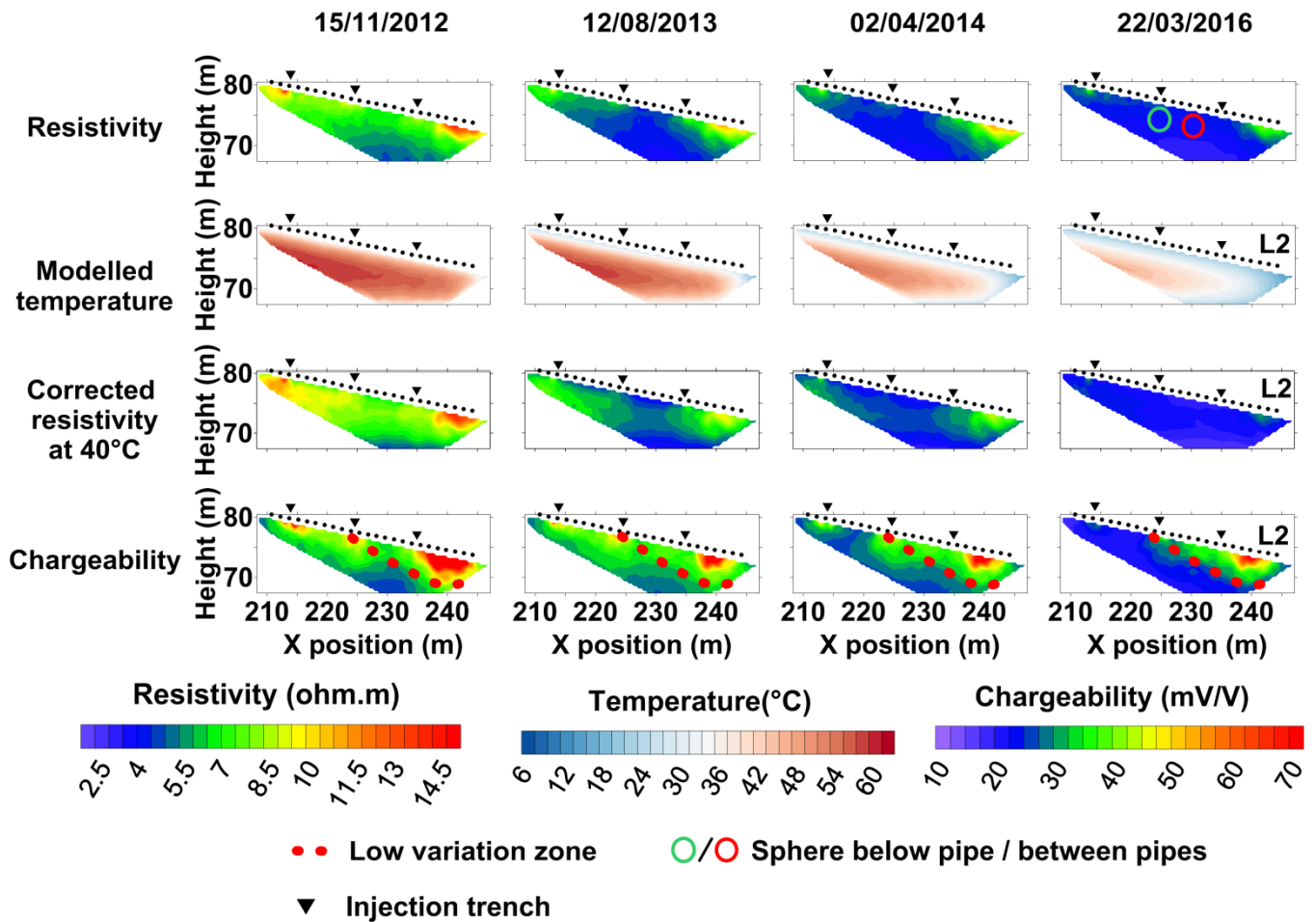


Figure 91 : Cross sections along line 2 electrodes: monitoring corrected resistivity, interpreted chargeability and temperature at four different time steps.

The last cross sections present how interpreted chargeability evolves. Two areas can be observed, with one higher chargeability than the rest of the profile again at X = 210 and 240 m and height at 80 and 75 m. Although the chargeability of the area at X = 210 m is reduced from 70mV/V in November 2012 to 25 mV/V in March 2016, the second area at X = 240 m shows low chargeability variations, decreasing from 88 mV/V in November 2012 to 74 mV/V in March 2016.

Chargeability at the bottom of the cell at X = 230 m is lower, decreasing from 30 mV/V in November 2012 to 22 mV/V in March 2016. Contrary to resistivity, chargeability shows an area that decreases only very slightly (15 mV/V in 4 years) at X = 240 m compared to the rest of the profile.

3.3.2. Interpretation of horizontal cross sections

Figure 92 presents the horizontal cross sections for the same four time steps as above, i.e. resistivity, temperature, corrected resistivity and chargeability. The first line of horizontal cross sections presents resistivity and how it evolves. As for the vertical cross sections, resistivity decreased very

strongly following the first recirculation of leachate, between 3 and 7 ohm.m between November 2012 and August 2013 and then much more slowly during the rest of the follow-up, from 0.5 to 3 ohm.m from August 2013 to March 2016. Looking now at the evolution of resistivity compared to the recirculation pipe, one can see that upstream of the pipe, at the line of the L1 electrode in the Z2 area of interest, resistivity decreased from a mean 15 ohm.m in November 2012 to 7 ohm.m in March 2016. Downstream of the recirculation pipe, in the upper part of the cross section at the L3 electrode line in the Z1 area of interest, resistivity also came down but more substantially, from a mean 20 ohm.m in November 2012 to 6 ohm.m in March 2016.

The second line of horizontal cross sections presents the changes in temperature, which decreased between November 2012 and March 2016 from 60 to 45°C at the centre of the waste cell and from 45 to 20°C on the edges of the cell. Here can be found the gradient observed on the vertical cross sections with a warmer core than at the edges of the cell. The reduction is even more pronounced on the edges where the temperature reaches 20°C because of the influence of the outside temperature.

The third series of cross sections presents the evolution of temperature-corrected electrical resistivity. Looking again at the evolution compared to the recirculation trench, it can be seen that upstream of the pipe in the Z2 area of interest, temperature-corrected resistivity decreased from a mean 18 ohm.m in November 2012 to 6 ohm.m in March 2016. Upstream of the recirculation trench in the Z1 zone of interest, resistivity also dropped but more substantially, from a mean 25 ohm.m in November 2012 to 4 ohm.m in March 2016. The largest resistivity reduction observed downstream of the pipe compared to upstream is even more visible after temperature correction of the resistivity. As for the vertical cross sections, here we can observe stronger corrected resistivity measurements at the first time step than for interpreted resistivity, on the order of 3–5 ohm.m. At the last time step, the opposite is observed: lower resistivity for corrected resistivity than for interpreted resistivity from 0.5 to 1.5 ohm.m. Downstream of the pipe in the Z1 area of interest it can be seen that for the last time step resistivity is homogenous and reaches 4 ohm.m, which is the threshold of convergence of the mean measurement.

The last horizontal cross sections present the evolution of the waste cell's chargeability. As for the vertical profiles, the chargeability of the horizontal cross sections shows substantial irregularities with the chargeability values greater than 100 mV/V at X = 237 m and Y = 1000 m, and an overall matrix presenting chargeability around 40 mV/V. Although all of the chargeability values decreased progressively, an area of the waste cell at the right and bottom of the horizontal cross section, marked with red dotted lines, evolved only very little. Looking again at the evolution compared to the recirculation pipe, it can be seen that upstream of the pipe in the Z2 area, chargeability only evolved very little, decreasing from 50 mV/V in November 2012 to 45 mV/V in March 2016.

Upstream of the recirculation trench in the Z1 area, chargeability evolved very strongly, decreasing from 70 in November 2012 to 19 mV/V in March 2016.

The resistivity of the two cross sections seems to show a reduction in the measurement that is highly influenced by the first recirculation of leachate. In addition, it can be observed that after the second recirculation, resistivity decreased much more slowly and that the measurement homogenised over time. It seems that downstream of the recirculation trench, resistivity dropped more sharply than upstream, an observation that is even more visible from the point of view of temperature-corrected resistivity. This observation could be explained by the leachate passing preferentially at the level of the downstream recirculation trench. Chargeability shows different behaviours depending on the areas studied. Downstream of the recirculation trench, chargeability evolves substantially, whereas upstream chargeability only evolves very slightly. Hypothesising that leachate passes preferentially, as suggested by resistivity measurements, could therefore result in a difference in biodegradation kinetics in the waste cell. The biodegradation kinetics downstream of the trench could be more rapid because the water content may be greater than upstream of the pipe. The difference in the chargeability behaviour in the cell may stem from differences in biodegradation kinetics in the waste cell.

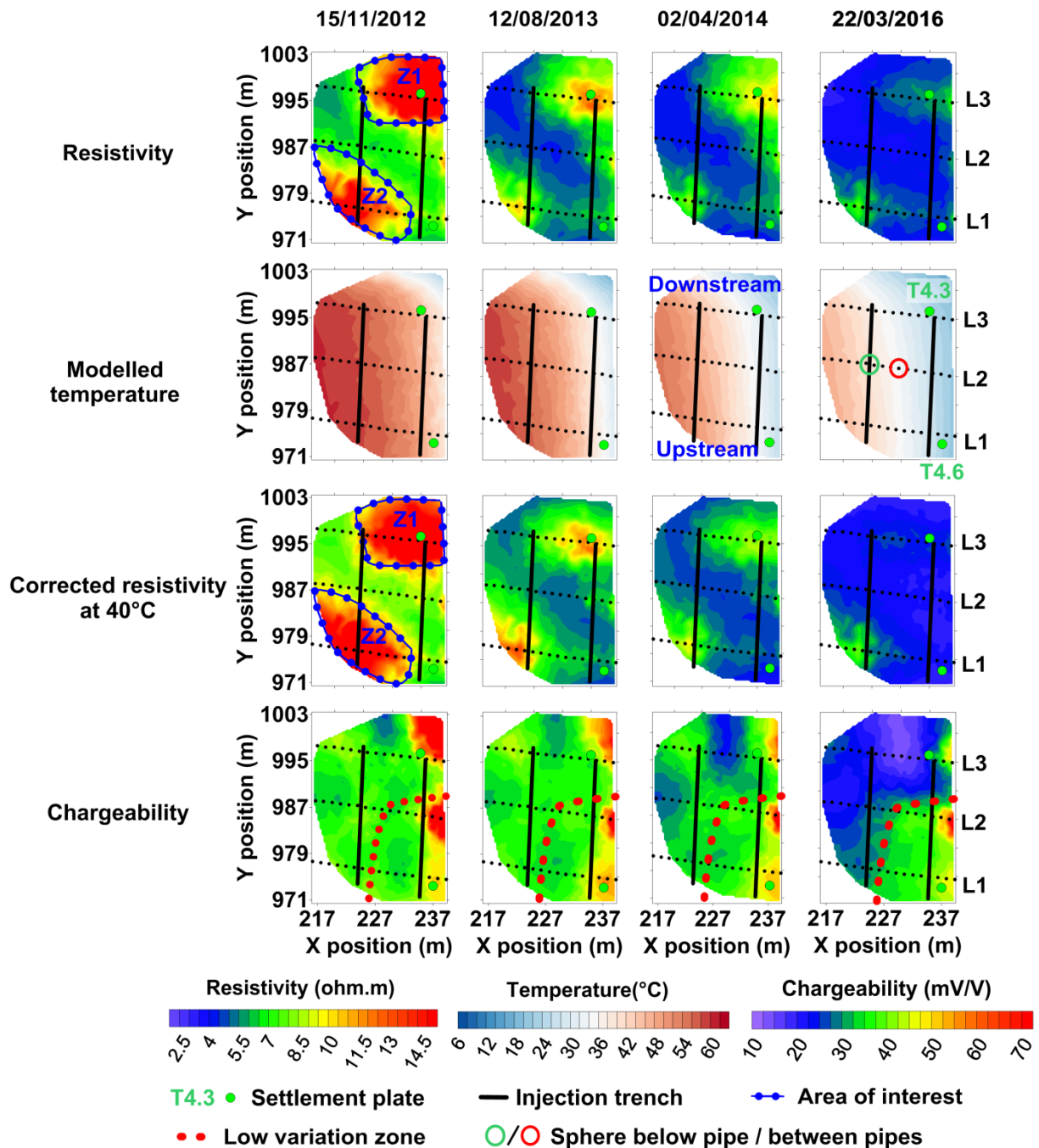


Figure 92 : Cross sections along fibre optic profile: Monitoring of interpreted resistivity, temperature, interpreted corrected resistivity, interpreted chargeability at four different time steps.

3.3.3. Interpretation of localised measurements

We will now concentrate on areas of the model with a priori information. The first a priori area is based on the hypothesis that under a recirculation pipe waste should be more affected by rehumidification due to leachate recirculation between two recirculation pipes, and therefore that the biodegradation kinematics should be greater under the pipe than between pipes. We therefore

compared the evolution of resistivity and chargeability under a pipe and between pipes. This required selecting the measurements within a sphere with a 1.5-m radius under a pipe (green circle, Figure 91) and between two recirculation pipes (red circle, Figure 91) located at the centre of the L2 line. The second area localised has a greater a priori because the resistivity and chargeability measurements are compared to the waste compacting measurements over time, which is a direct indicator of the impact of biodegradation on the waste cell. This again required selecting the measurements present within a sphere with a 1.5-m radius under three different settlement plates. Similar to for the overall values of the waste cell, the measurements are presented as means weighted by the size of the mesh at each measurement point.

Figure 93 shows the mean follow-up of temperature-corrected resistivity (Figure 93.a) and chargeability (Figure 93.c) under a pipe and between two recirculation pipes. Associated with these values the overall mean of the cell as well as the cumulated volume of recirculated leachate were added.

Resistivity shows that the behaviour under a pipe and between two recirculation pipes does not differ. The resistivities present the same variations: a substantial decrease caused by the first mean 3-ohm.m recirculation and then a more progressive and lesser reduction amounting to 2 ohm.m up to the present. However, referring to the cross sections discussed above, it can be seen that although over the entire model this resistivity behaviour can be found, there are differences in the initial resistivity values. Initial resistivity can vary from 8 to 30 ohm.m. depending on where it is located in the model.

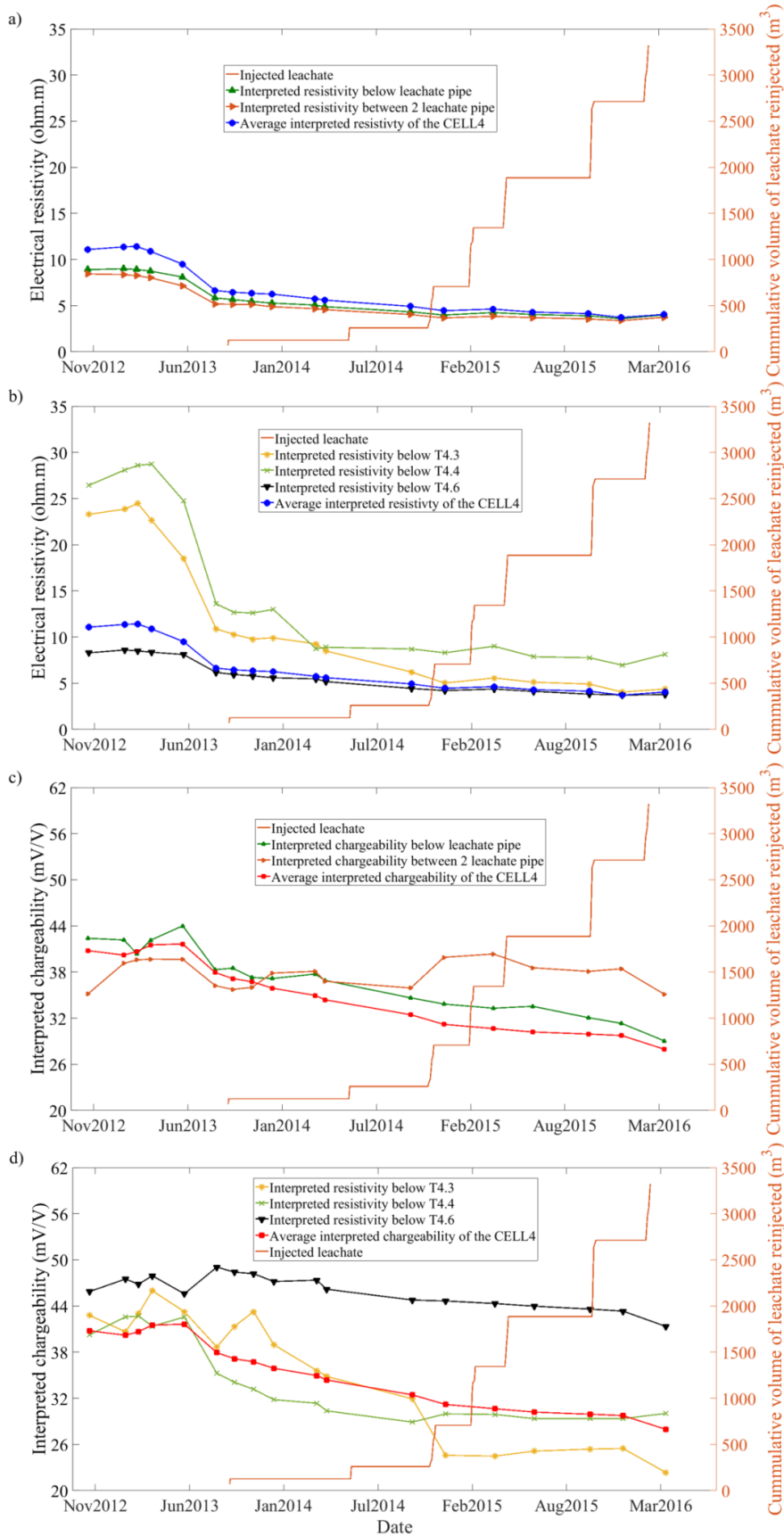


Figure 93 : Monitoring of corrected resistivity under the pipe and between pipes (a) under the settlement plate (b) and interpreted chargeability under the pipe and between pipes (c) and the settlement plate (d)

On the other hand, chargeability shows a different behaviour under the pipe and between two recirculation pipes. Under the recirculation pipe, chargeability behaves identically to the waste cell's overall chargeability, demonstrating a progressive reduction after the first recirculation of leachate, from 43 mV/V in June 2013 to 28.5 mV/V in March 2016. The chargeability between two recirculation pipes seems to oscillate around 36 mV/V during the entire measurement campaign. Here can be observed two different behaviours highlighted by the chargeability but not by electrical resistivity.

Figure 93 also shows resistivity over time (Figure 93.b) and mean chargeability (Figure 93.d) under three different settlement plates (T4.3, T4.4 and T4.6). Associated with these values have been added the overall mean of the waste cell as well as the cumulated volume of leachate recirculated.

Monitoring resistivity under the different settlement plates shows behaviours that are identical to the overall resistivity of the waste cell: two drops in resistivity caused by the first two recirculations, then a very slight decrease in the measurement during the rest of the measurement campaign. However, the initial resistivity measurements differed depending on the settlement plates. Under plate T4.4 initial resistivity was high (25 ohm.m), under plate T4.3 initial resistivity was lower (17 ohm.m) but remained high compared to the waste cell's mean, and under plate T4.6 initial resistivity was low (7.6 ohm.m). However, even if the initial resistivity values under the three plates were different, they all converge toward a threshold value of approximately 4 ohm.m.

Monitoring chargeability shows different behaviours under the three settlement plates. Although the initial chargeability value is very close between the plates (between 40 and 45 mV/V), it evolved differently. The strongest variation in chargeability is observed under settlement plate 4.3, which decreased from 43 mV/V in November 2012 to 21 mV/V in March 2016. At the same time, settlement was the greatest under this plate, with a reduction in height amounting to 6.1% of the waste cell's initial height. Under plate 4.4 the decrease in chargeability was strong but less, decreasing from 44 mV/V in November 2012 to 27 mV/V in March 2016. The waste cell settled less under this settlement plate: 4.6% of the waste cell's initial height. Finally, under settlement plate 4.6 chargeability decreased slightly, from 46 mV/V in November 2012 to 39 mV/V in March 2016. Settlement was also lower under this settlement plate, with a 3.6% reduction in the initial height of the waste cell. After the first recirculation, chargeability decreased from 40 to 20 mV/V under settlement plate T4.3 and from 43 to 30 mV/V under plate T4.4 from June 2013 to March 2016. Chargeability under settlement plate T4.6 also decreased following the first recirculation, but much less, from 44 to 39 mV/V. Differences are again observed between resistivity and chargeability. Resistivity shows differences in the initial values but an identical change over time under each settlement plate. Again, differences can be seen between resistivity and chargeability. Resistivity shows differences in initial values but an identical evolution under each settlement plate.

Chargeability shows a very similar initial value but a different behaviour over the entire measurement campaign. In addition, chargeability seems to evolve proportionately to the waste cell's settlement. Settlement is a direct indicator of biodegradation because it is related to the loss in mass caused by the transformation of organic matter into biogas. Chargeability could therefore evolve in agreement with the biodegradation of the waste cell.

4. Discussion

4.1. Comparison of resistivity vs. corrected resistivity

From an overall point of view, for all of CELL4, the resistivity and temperature-corrected resistivity means evolved very similarly. For both measurements, a substantial decrease can be observed: 5 ohm.m for resistivity and 7.5 ohm for corrected resistivity for the entire campaign. This significant decrease was strongly influenced by the first two injections of leachate, since after these two injections, mean resistivity and mean corrected resistivity seem to converge toward a threshold value of 4 ohm.m. Looking locally now, at the recirculation pipes, it can be seen that corrected resistivity decreased more downstream than upstream of the injection pipes. The same observation can be made with interpreted resistivity, but the influence of temperature attenuates the differentiation of the two areas. It therefore seems important to temperature-correct resistivity so that resistivity can be interpreted locally. This is even truer on the edge of the waste cell, where temperature variations were considerable and highly effected by temperatures outside the waste cell. To explain the smaller reduction in resistivity upstream of the recirculation pipe, we could hypothesise that a greater proportion of the recirculated leachate passes downstream of the pipe. The downstream area of the recirculation pipe would therefore undergo greater rehumidification and as a result resistivity would decrease less in this zone.

4.2. Comparison of resistivity vs. chargeability

The two measurements followed the same trend: a continuous decrease. However, resistivity decreased more than chargeability after recirculations, suggesting that resistivity is more affected by the variation in water content in the milieu than chargeability, or that chargeability is less sensitive to water content variations. On the other hand, variations in chargeability were much greater (40 mV/V vs. 10 ohm.m), which suggests that it is easier to measure a variation in chargeability than in resistivity.

We also calculated corrected resistivity so as to avoid variations in temperature but not with chargeability. Measurements of chargeability that have not yet been published, taken on biodegrading waste, have shown, however, that measurement of chargeability is not influenced by temperature within a range of 25–60°C.

Resistivity of the entire waste cell tends to homogenise over time and space, which is not the case for chargeability. Areas of the waste cell are indeed found with different behaviours, notably a zone with a very slight evolution of the measurement over time, located at the bottom of the waste cell's slope at the L1 and L2 electrode lines upstream of the recirculation pipes. Starting with the hypothesis consisting of saying that a larger quantity of leachate circulates downstream of the recirculation pipes, the area located upstream of a recirculation pipe could be less humidified and therefore in less favourable biodegradation conditions than downstream of the recirculation pipe. From this point of view, the lesser evolution of chargeability in this area could be explained by slower biodegradation kinetics because the biodegradation conditions are less favourable.

4.3. Comparison with the biodegradation marker

From a global point of view and for the entire waste cell, analysis on the biogas product shows that biodegradation occurs normally and that it occurs continuously. The production of biogas is constant (approximately 100 m³/h), as is its methane composition (between 45 and 50%). Monitoring settlement provides other information, notably that the settlement of plate T4.6 is half that of the other plates. This information should be compared to the monitoring of chargeability observed under settlement plates T4.3, T4.4 and T4.6. Under settlement plates T4.3 and T4.4, chargeability decreased similarly to the waste cell's mean chargeability (30% reduction) during the entire monitoring campaign. However, under settlement plate T4.6 chargeability decreased only 10%. Since settlement is all the more important as the consumption of organic matter is important, and the comparison of the settlement measurements and chargeability evolved in the same direction, it seems that chargeability could be sensitive to the biodegradation of the waste cells. The greater evolution of settlement and chargeability of settlement plate 4.3, located downstream of the pipe, than settlement plates 4.4 and 4.6 located upstream of the pipe, should also be noted. This observation reinforces the hypothesis of greater humidification downstream of the pipe, which could induce more rapid biodegradation kinetics than upstream of the dryer pipe. The methanogenic potential of CELL4 indicates that 35–40% of the total methane production has been reached. Geophysical measures should therefore be pursued until the total methane production is reached, or

wait for a reduction in biogas flow, a sign of the end of the waste biodegradation process, to verify chargeability's tendency to evolve in the same direction as biodegradation.

5. Conclusions

The waste storage industry, first interested in understanding water transfer processes with the goal of properly sizing recirculation systems, is now turning to tools that will allow them to acquire information on the state of biodegradation in waste cells. In this article, we have shown the use of geophysical monitoring, and more specifically of electrical resistivity and polarization instigated over time, to study any possible dependence with the evolution of physico-chemical parameters caused by the biodegradation of the organic matter present in a waste cell. The waste CELL4 was instrumented and was used to carry out an ERT monitoring campaign over 4 years from the end of its operating period. This monitoring campaign demonstrated that the resistivity measurements evolved similarly in many of the waste cell's different areas: a decrease in the measurement depending on the leachate recirculations as well as a homogenisation of the measurement and a convergence toward a threshold value tending towards 4 ohm.m. A temperature model was created based on the fibre optic measurement of temperature, which made it possible to temperature-correct electrical resistivity values. A strong influence of temperature variation on resistivity was observed at the edges of the temperature model, which shows that resistivity must be corrected to be interpreted rigorously. Moreover, correcting temperature allows one to emphasise that reducing resistivity for the entire model was more important upstream of the pipes, suggesting that a greater quantity of leachate circulated in this zone. The electrical resistivity measurements rapidly reached stability since after the second recirculation the measurement evolved only slightly, whereas many episodes were conducted thereafter.

Chargeability shows the behavioural differences for the entire model. Overall, a progressive and continuous decrease can be observed over time, in agreement with the production of biogas, an indicator of overall biodegradation of the waste cell. Locally, behaviour differences can be observed in the waste cell. Downstream of the pipe chargeability seems to evolve more substantially than upstream of the pipe. Considering the hypothesis based on variations in resistivity for the waste cell, postulating that downstream of the pipe is wetter than upstream, a second hypothesis would suggest that biodegradation kinetics are more rapid downstream than upstream because of this dampness. Moreover, chargeability evolves in correlation with settlement, an indicator of biodegradation, at different points of the waste cell. Chargeability therefore seems to evolve in

agreement with the different biodegradation kinetics of the waste cell. As a consequence, the TDIP method appears promising for monitoring biodegradation of a waste cell.

It is possible to go further using a Cole-Cole model to adjust the polarisation data brought out and no longer study only the variations in resistivity and chargeability over time but also the variations in τ , the relaxation time, and c , the frequency exponent, which may well contribute additional information. Several studies have shown the relation between relaxation time and the porosity of the milieu (Binley, Slater, Fukes, & Cassiani, 2005; André Revil, Koch, & Holliger, 2012).

A number of other parameters may be the source of the modification of the polarisation signal induced, such as microbial proliferation, the production of biofilm, the production of volatile fatty acid, etc. Laboratory monitoring of the electrical resistivity of induced polarisation would help determine the source of the variations in the measurements recorded at the scale of the waste cell.

The measurement campaigns carried out herein were not necessarily optimal from the point of view of industrial use. To better adapt the tool, one could imagine reducing the number of measurements and selecting only the quadripoles adapted to the induced polarisation method (gradient feature, minimisation of geometric factors, etc.) and increasing the measurement time for the better-quality data (4 seconds). Inversion of the geophysical data requires using specific software (e.g. BERT, Res2DInv) and brings in the complex geometry of the waste cell in the case developed herein, which is not easy to use in industry. For this reason, working only on apparent data could also be imagined. The measurements put in place would then have to be rethought, placing the electrodes throughout the waste cell to have measurement quadripoles apparent at different points of the waste cell and thus obtain a certain distribution of the waste cell's apparent measurements. The monitoring tool described herein has already been set up on another waste cell at SAS Les Champs Jouault, which will make it possible to determine its optimal use of the monitoring tool for electrical resistivity measurements and long-term TDIP use for industry.

Acknowledgments

This work was conducted by Irstea and the industrial landfill operator SAS Les Champs Jouault. This work was supported by Feder and the "Région Basse Normandie" and the experimental work was conducted on the Champs Jouault bioreactor landfill.

3. Conclusion

Au regard de l'état de l'art et des résultats obtenus lors de l'expérimentation au laboratoire, les méthodes géophysiques de RE et PPT apparaissent comme les plus pertinentes pour le suivi de l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets. L'objectif de ce chapitre était d'analyser le suivi de mesures RE et PPT réalisées avec un dispositif de mesure ERT, installé depuis 2012 sur le casier 4 de la SAS les Champs Jouault, pour déterminer la sensibilité des deux méthodes aux variations des paramètres bio-physico-chimiques d'un casier de déchets au cours de sa biodégradation.

Le suivi long terme a premièrement démontré que les mesures de résistivité évoluaient de manière similaire en de nombreuses zones du massif. On a observé une diminution de la mesure lors des deux premières réinjections de lixiviat ainsi qu'une homogénéisation de la mesure et une convergence vers une valeur seuil située vers 4 ohm.m par la suite. La correction de la résistivité en température, à partir du modèle thermique décrit dans le chapitre 4, a permis de mettre en avant que la diminution de la résistivité sur l'ensemble du modèle était plus importante à l'aval des drains ce qui laisse penser qu'une plus grande quantité de lixiviat a circulé dans cette zone. Les mesures de résistivité électrique atteignent rapidement une stabilité puisqu'après la seconde réinjection la mesure n'évolue que très peu alors que de nombreux épisodes de réinjection sont encore menés. Si la résistivité est limitée pour suivre l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets, elle pourrait être utilisée comme un indicateur qualitatif du degré de saturation du déchet pour localiser des zones dans des conditions de biodégradation contrastées.

Le suivi long terme de la chargeabilité montre quant à lui des différences de comportement sur l'ensemble du modèle. On observe globalement une diminution progressive et continue dans le temps en accord avec la production de biogaz qui constitue un indicateur de biodégradation global du massif de déchet. Localement on observe des différences de comportement dans le massif. A l'aval du drain, la chargeabilité évolue plus fortement qu'à l'amont du drain. Si on considère l'hypothèse apportée par les variations de résistivité du massif qui nous disent que l'aval du drain est plus humide qu'à l'amont, on peut émettre une seconde hypothèse sur une cinétique de biodégradation plus rapide à l'aval qu'à l'amont du fait de cette humidité. De plus la chargeabilité évolue en corrélation avec le tassement qui est un indicateur de la biodégradation, et ce, en différents points du massif. La chargeabilité évolue donc en accord avec les différentes cinétiques de biodégradation du massif de déchet.

Le tassement du massif de déchet traduit la modification de la porosité entraînée par la transformation de la matière organique en biogaz par les micro-organismes. Le poids du massif de déchets est si important que le casier se tasse et comble la porosité ainsi créée. Le tassement se traduit donc par une diminution de la porosité et une augmentation de la densité au cours de la biodégradation du casier de déchets. La chargeabilité pourrait être directement sensible à la modification de ces propriétés physiques au cours du temps.

On voit aussi que la chargeabilité est affectée par la teneur en eau. En effet la diminution progressive du signal dans le temps est initiée par la première réinjection de lixiviat dans le massif de déchets. Cependant la chargeabilité du déchet est moins affectée par la teneur en eau que la résistivité. On observe que la résistivité s'homogénéise dans le temps et converge vers une valeur seuil qu'elle atteint pratiquement après le deuxième épisode de réinjection alors que la chargeabilité diminue de façon constante. La chargeabilité pourrait être intéressante pour le suivi de la biodégradation d'un massif de déchets car elle pourrait être sensible à la modification de la porosité, ou de la densité du casier de déchets au cours du temps, contrairement à la résistivité qui est principalement contrôlée par la teneur en eau et pourrait constituer un indicateur qualitatif de la saturation du milieu.

L'utilisation de la méthode PPT sur site pourrait donc permettre de suivre de manière indirecte la biodégradation d'un massif de déchets par le suivi de la variation de sa densité ou de sa porosité au cours du temps. On pourrait donc la coupler avec d'autres méthodes géophysiques qui sont directement sensibles au changement de densité dans le milieu comme les méthodes sismiques, et particulièrement celles utilisant les ondes de surface (Bouazza & Kavazanjian Jr., 2000).

Seule la mesure de chargeabilité a été analysée ici, on pourrait donc aller plus loin en analysant l'ensemble de la décroissance de potentiel avec des modèles mathématiques de décroissance comme le modèle Cole-Cole (Cole & Cole, 1941). On pourrait ainsi remonter à d'autres paramètres de polarisation provoquée comme le temps de relaxation τ qui pourrait apporter des informations supplémentaires sur le suivi de la biodégradation du massif de déchets. Plusieurs études ont notamment montré la corrélation entre le temps de relaxation et la porosité du milieu (Binley et al., 2005; André Revil et al., 2012) rendant intéressant ce paramètre pour le suivi de la biodégradation du massif de déchets.

Le suivi de la RE et la PPT réalisé ici a cependant été effectué sur un casier géré en mode bioréacteur, le comportement des mesures géophysiques ne sera donc pas nécessairement le même sur un autre casier de déchets. De plus son utilisation pour une application industrielle peut être compliquée pour plusieurs raisons. Premièrement, pour effectuer un suivi ERT, les électrodes doivent être installées

dans le massif de déchets ou du moins sous la géomembrane, considérée comme infiniment résistante, s'il y en a une. La méthode sera facile à mettre en place sur un casier en exploitation mais plus complexe sur un ancien site.

Les distributions des mesures RE et PPT sont possible grâce à l'utilisation d'un logiciel d'inversion qui demande des connaissances en géophysique qu'un industriel du stockage de déchet n'a pas nécessairement. On pourrait essayer de s'affranchir de l'utilisation de l'inversion en comparant les informations apportées par les mesures apparentes avec les informations distribuées, et en déterminant si celles-ci sont suffisantes pour localiser des zones avec des contrastes de cinétique de biodégradation.

Un résistivimètre est en général composé de deux batteries, une première qui permet le fonctionnement de l'appareil et une seconde permettant l'injection de courant dans le sol. Sur un casier de déchet il n'est pas courant d'avoir accès à un réseau électrique, le suivi géophysique peut être donc être contraignant car il nécessite la maintenance énergétique du dispositif de mesure. Afin d'améliorer son applicabilité pour une utilisation industrielle, le système pourrait être rendu autonome énergétiquement, soit en amenant un réseau électrique sur le casier de déchets, soit en utilisant des systèmes électriques autonomes comme des panneaux solaires ou des éoliennes.

Finalement on a vu que les mesures de chargeabilité à l'échelle du laboratoire, présentées dans le chapitre 3, montrent des comportements différents de ceux observés sur le terrain. En effet la mesure diminue au cours du temps à l'échelle du casier de déchets mais augmente à l'échelle du laboratoire. Afin de comprendre ces différences de comportement des mesures aux différentes échelles d'étude, on va comparer dans le chapitre 6 les mesures laboratoire et terrain.

Chapitre 6

Synthèse, généralisation et transfert des résultats

1. Introduction

Afin de répondre à la problématique de la thèse, un suivi géophysique a été mise en place à l'échelle du laboratoire, présenté dans le chapitre 3, pour comprendre l'évolution des signaux au cours de la biodégradation d'un déchet. Il a permis de déterminer que :

- On n'enregistre pas de variations de PS significatives, ce qui laisse penser qu'il n'y a pas au cours de la biodégradation, de gradient d'oxydo-réduction dans la colonne de déchets. Le suivi PS tel qu'il a été réalisé au cours de l'expérimentation de laboratoire ne permet pas de suivre l'avancée de la biodégradation d'un déchet.
- La résistivité évolue au cours de la biodégradation du déchet en fonction des variations de teneur en eau. A saturation elle varie de 3 à 3.5 ohm.m, et à capacité au champ de 50 à 90 ohm.m.
- Les mesures de polarisation provoquée, que ce soit la chargeabilité dans le domaine temporel ou le déphasage dans le domaine fréquentiel, augmentent au cours de la biodégradation. Une fois la biodégradation stabilisée la chargeabilité converge vers une valeur seuil de 3 mV/V à saturation et 25 mV/V à capacité au champ.
- Cette augmentation de chargeabilité est associée à une diminution de la densité de 0.25 à 0.2 pour les colonnes à saturation et 0.25 à 0.21 pour les colonnes à capacité au champ.
- Les mesures de polarisation provoquée ne varient pas de façon significative avec l'évolution de température au moins sur la plage de variation 20 – 50°C et dans les conditions de laboratoire.

Cependant ces mesures ont été réalisées dans des conditions contrôlées qui ne sont pas celles du terrain. Afin de confirmer les variations obtenues à l'échelle du laboratoire dans les conditions d'exploitation d'une ISDND, on a analysé le suivi géophysique pour 2 de ces méthodes, la RE et la PPT ainsi que la température par fibre optique. Les résultats in situ des chapitres 4 et 5 ont montré que :

- La température si elle ne permet pas de localiser des zones avec des cinétiques de biodégradation contrastée, est un paramètre important à suivre car elle a un impact sur la cinétique de biodégradation.
- La résistivité du casier de déchets diminue en fonction du temps et de l'impact des réinjections de lixiviat dans le massif qui augmente sa teneur en eau. Cependant, aucune relation entre les volumes de lixiviat réinjectés et la variation de résistivité électrique n'a pu être mise en évidence. On observe également une homogénéisation de la distribution de la résistivité électrique dans le temps et une convergence vers une valeur seuil de 4 ohm.m.

- La chargeabilité moyenne diminue au cours de la biodégradation du massif de façon continue en passant de 41 mV/V à 28 mV/V sur les quatre années de suivi.
- D'un point de vue global, la chargeabilité évolue parallèlement à la production de biogaz du casier de déchets dont on estime que 30% de la production totale a été atteinte.
- D'un point de vue localisé, la chargeabilité évolue parallèlement au tassement du massif de déchets en plusieurs points du casier. Sous la plaque de tassement T4.3 on passe de 43 à 21 mV/V pour un tassement de 6%, Sous T4.4 de 44 à 27 mV/V pour un tassement de 4.6% et sous T4.6 de 46 à 39 mV/V pour un tassement de 3.8%.

Le suivi de la résistivité électrique que ça soit à l'échelle du laboratoire ou à l'échelle du casier, montre que la mesure est principalement influencée par la teneur en eau du milieu. De plus on retrouve les mêmes gammes de résistivité pour un déchet à saturation, environ 3-4 ohm.m, et un déchet à capacité au champ, plusieurs dizaines d'ohm.m.

On relève une différence de comportement au cours de la biodégradation de la mesure de chargeabilité qui augmente dans le temps à l'échelle du laboratoire et diminue à l'échelle du terrain. De plus les valeurs de chargeabilité sont systématiquement plus élevées à l'échelle du terrain avec des mesures comprises entre 20 et 120 mV/V, qu'à l'échelle du laboratoire où la chargeabilité varie de 0.5 à 30 mV/V.

On va premièrement dans ce chapitre essayer de comprendre les différences de mesures observées entre les deux échelles d'observation. Dans une seconde partie on va analyser le suivi géophysique mise en place sur un autre casier de déchets afin de déterminer si les variations des mesures géophysiques observées sur le casier 4 sont comparables à un autre avant d'envisager de les transposer à l'ensemble des casiers de la SAS les Champs Jouault. Finalement dans une dernière partie on fera la synthèse des méthodes utilisées pour suivre l'évolution de la biodégradation d'un déchet ainsi que de leur mise en œuvre sur un casier de déchets pour une application industrielle.

2. Comparaison du suivi géophysique à l'échelle du laboratoire et à l'échelle du casier de déchets

Nous l'avons vu, les mesures de résistivité effectuées au laboratoire et sur le terrain sont en accord et montrent que le facteur le plus influençant sur sa mesure est la teneur en eau, qui n'est pas impactée par la biodégradation. La chargeabilité, elle, varie en accord avec l'évolution de la biodégradation et est plus adaptée pour répondre à notre problématique, cependant on observe des cinétiques contraires entre les mesures laboratoire et terrain. On va donc principalement essayer

ici d'expliquer ces variations de mesure. Afin d'en comprendre les raisons, on va premièrement redéfinir le comportement des objets d'étude, la colonne et le massif de déchets.

La Figure 94 présente l'évolution de la colonne de déchets au laboratoire au cours de sa biodégradation. On peut voir que les brides installées dans les colonnes permettent de fixer le volume de déchets au cours de l'expérimentation. Suite à la consommation de la matière organique par les micro-organismes, la masse du déchet va diminuer tout en gardant le même volume car il n'y a pas de charge pour tasser la matière comme sur une ISDND. On va donc observer sur les colonnes, une augmentation de la porosité et une diminution de la densité du déchet au cours de sa biodégradation. L'augmentation de la chargeabilité observée à l'échelle du laboratoire est donc ici associée à une diminution de la densité dans le temps.

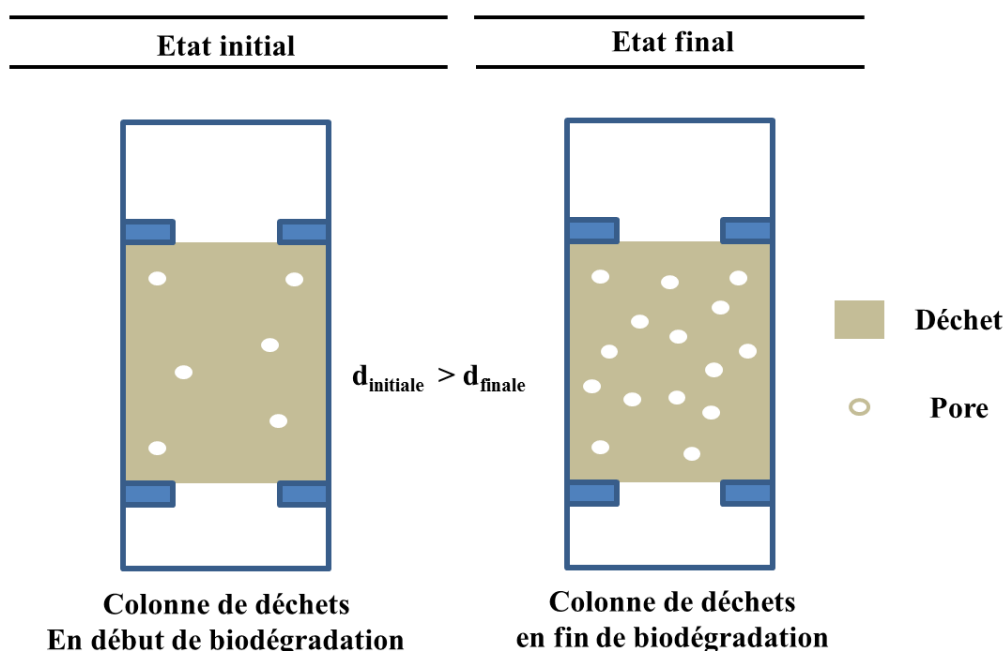


Figure 94 : Comportement de la colonne de déchet au cours de la biodégradation

La Figure 95 présente l'évolution d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation. On peut voir que, comme à l'échelle du laboratoire, la consommation de la matière organique va premièrement engendrer une augmentation de la porosité. Cependant le poids du massif étant très important il va se tasser mécaniquement et ainsi combler les vides créés. Ce tassement va entraîner l'augmentation de la densité du massif de déchets au cours de sa biodégradation, on retrouve dans la littérature des valeurs de densité moyenne pour un casier de déchets évoluant de 0.7 à 1.1 au cours de sa biodégradation (Olivier, 2003). La diminution de la chargeabilité observée à l'échelle du casier de déchets est donc associée à une augmentation de la densité au cours du temps.

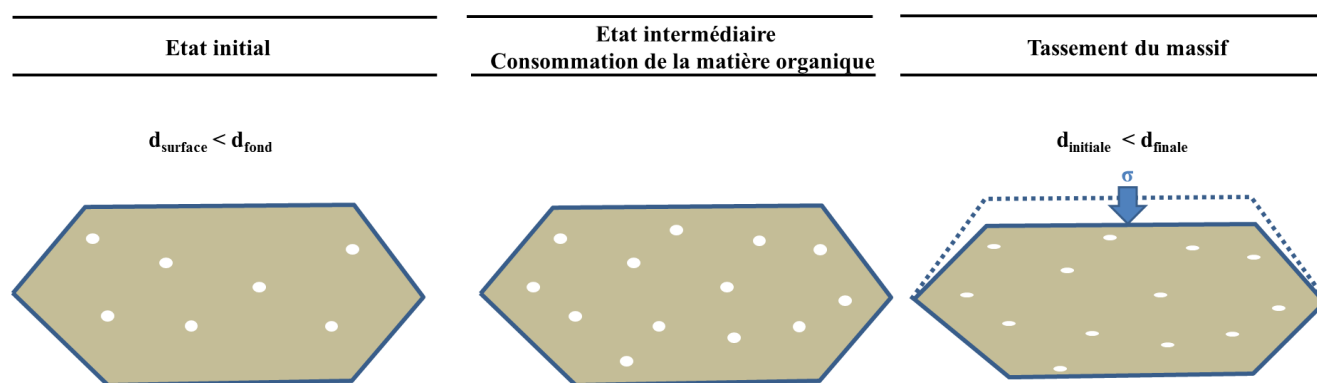


Figure 95 : Comportement du massif de déchets au cours de la biodégradation

Que ce soit pour le suivi de laboratoire ou sur le terrain, nous avons vu que la mesure de chargeabilité évoluait de manière comparable à la variation de la densité ou de la porosité au cours de la biodégradation du déchet. La différence de comportement de la chargeabilité observée entre les mesures réalisées sur les colonnes et sur le casier de déchets pourrait être expliquée par la différence de comportement de la densité observée entre les deux objets d'étude. A partir de ces observations on a posé plusieurs hypothèses de travail :

- Le suivi de chargeabilité du déchet évolue avec la variation de la densité du milieu au cours de sa biodégradation.
- Pour une augmentation de la densité, une diminution de la chargeabilité est constatée et inversement.
- Dans un massif de déchets la densité augmente avec la profondeur, la chargeabilité devrait donc diminuer avec la profondeur.
- La densité d'un massif de déchets augmente au cours de sa biodégradation, la chargeabilité devrait donc diminuer dans le temps.

Afin de vérifier ces hypothèses de travail, on a réalisé des profils verticaux de résistivité et chargeabilité sur le casier 4 pour voir comment se comporte les mesures en fonction de la profondeur et dans le temps.

2.1. Analyse des profils verticaux

Pour comparer les mesures de chargeabilité à la variation de la densité dans le temps, les profils verticaux ont été réalisés à l'aplomb des plaques de tassement T4.2, T4.3, T4.4 et T4.6 comme illustré par la Figure 96.

On ne présentera les profils de mesures qu'à partir de novembre 2014, date du début des mesures de tassements sur le massif de déchets. De plus, seules les mesures étant dans la zone de forte sensibilité du dispositif ERT, représentées en gris sur la Figure 96, seront conservées. Pour cette raison on ne présentera pas les profils de mesures sous les plaques T4.1 et T4.5 car elles sont trop loin des électrodes de mesures et de la zone de forte sensibilité.

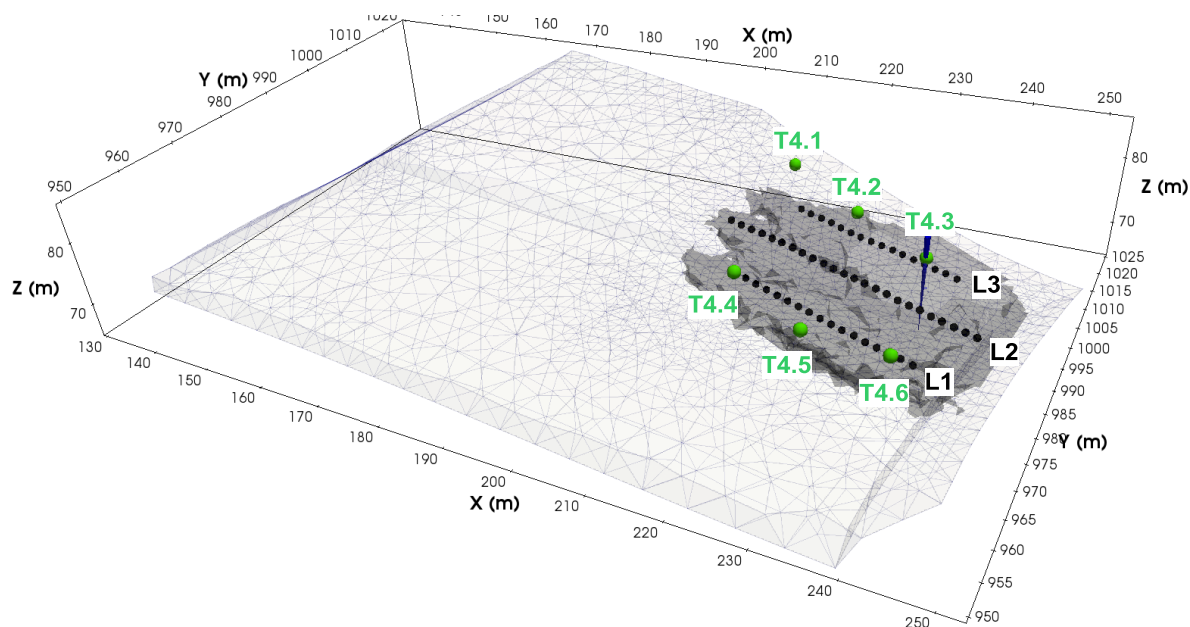


Figure 96 : Position des plaques sur le casier 4

La Figure 97 présente les profils verticaux de résistivité (Figure 97.a) et de chargeabilité (Figure 97.b) sous la plaque de tassement T4.2 associés à l'évolution du tassement au cours du temps (Figure 97.c).

La résistivité sous la plaque de tassement T4.2 (Figure 97.a) n'évolue pas en profondeur sur l'ensemble des profils de mesure. Le profil de résistivité en novembre 2014 au pas de temps initial montre une résistivité de 4 ohm.m qui diminue dans le temps pour atteindre 3.5 ohm.m en mars 2016. La résistivité est très faible dès le premier pas de temps ce qui laisse penser que le déchet est très humide dans cette zone.

Les profils de chargeabilité (Figure 97.b) en revanche montrent que la mesure évolue en profondeur. La chargeabilité décroît de façon continue et passe de 32 mV/V en surface à 27 mV/V en fond de casier au pas de temps initial. Cette tendance de variation de la mesure en profondeur se vérifie sur l'ensemble des pas de temps. De plus on observe une diminution de la mesure dans le temps. Au dernier pas de temps la chargeabilité au sommet du casier de déchet est de 29 mV/V et atteint les 20

mV/V en fond de casier. On a donc une diminution de la chargeabilité dans le temps d'environ 7 mV/V.

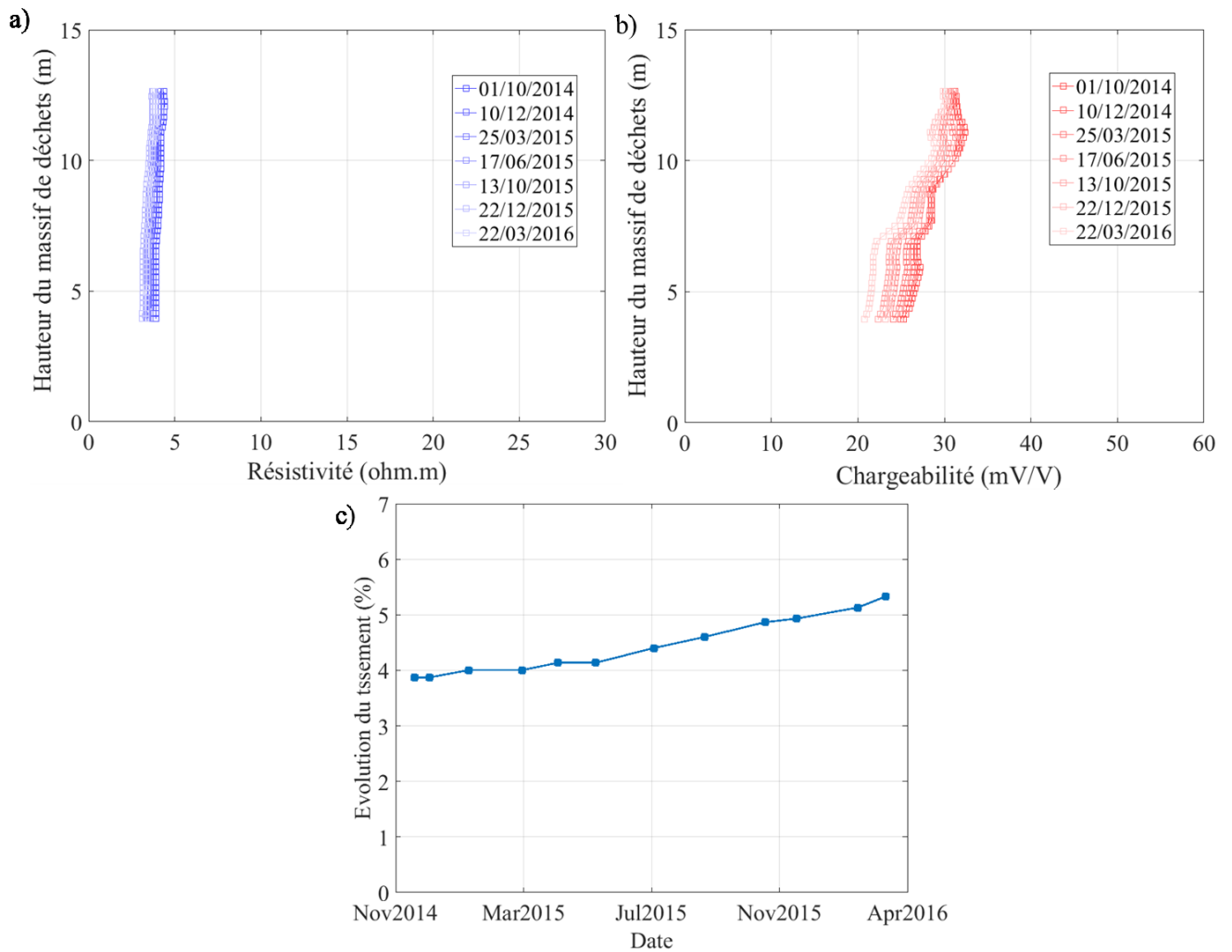


Figure 97 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.2 associé à son tassement (c)

La Figure 97.c présente l'évolution du tassement sous la plaque T4.2. Le tassement est continu de novembre 2014 date du début de la campagne de mesure, à mars 2016 où il passe de 4 à 5.3% de la hauteur du massif de déchet initiale.

On a donc ici une diminution de chargeabilité de 7 mV/V sur deux ans de mesure associée à une augmentation du tassement de 1.3% du massif de déchet.

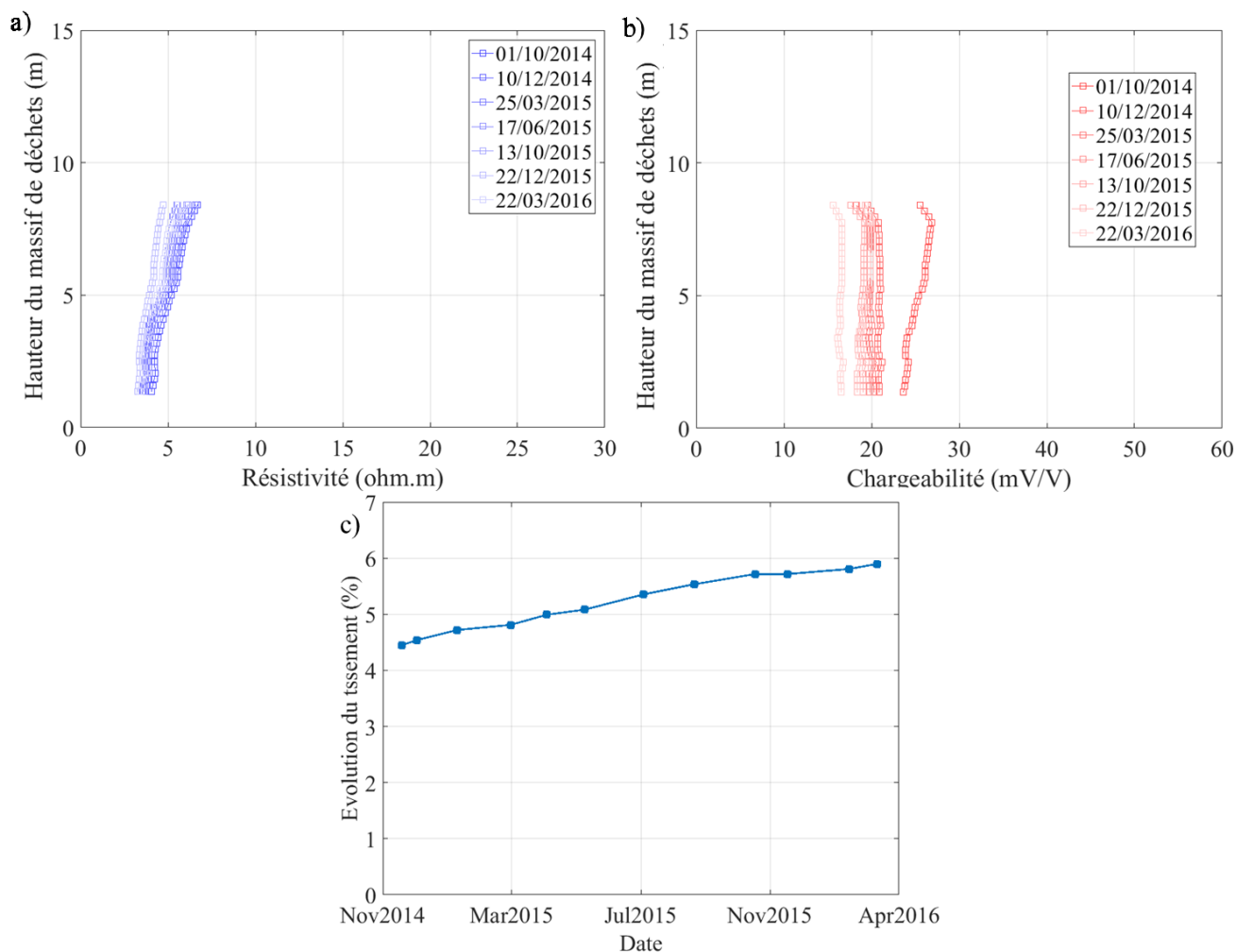


Figure 98 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.3 associé à son tassement (c)

La Figure 98 présente les profils verticaux de résistivité (Figure 98.a) et de chargeabilité (Figure 98.b) sous la plaque de tassement T4.3 associés à l'évolution du tassement au cours du temps (Figure 98.c).

Les résistivités sous la plaque de tassement T4.3 (Figure 98.a) sont faibles, comprises entre 7 et 3.5 ohm.m sur l'ensemble de la période de mesure. On observe une diminution de la mesure en profondeur dès le pas de temps initial, ou la résistivité en surface est de 7 ohm.m et en fond 4 ohm.m. Cette diminution pourrait être provoquée par une augmentation de la teneur en eau en profondeur dans le massif de déchets.

Le profil de chargeabilité initial (Figure 98.b) montre une diminution de la mesure en profondeur qui passe de 26 mV/V en surface à 23 mV/V en fond. Cette tendance s'efface progressivement dans le temps puisqu'en mars 2016, le dernier pas de temps, la mesure n'évolue pratiquement pas en profondeur et oscille entre 15 et 16 mV/V, mais est beaucoup plus faible qu'au pas de temps initial.

On observe tout de même une diminution de la mesure dans le temps importante d'environ 10 mV/V.

La Figure 98.c présente l'évolution du tassement sous la plaque T4.3. Le tassement est continu de novembre 2014 date du début de la campagne de mesure, à mars 2016 où il passe de 4.4 à 5.9% de la hauteur du massif de déchet initiale. On retrouve une diminution de chargeabilité de 10 mV/V sur deux ans de mesure associée à une augmentation du tassement de 1.5% du massif de déchet.

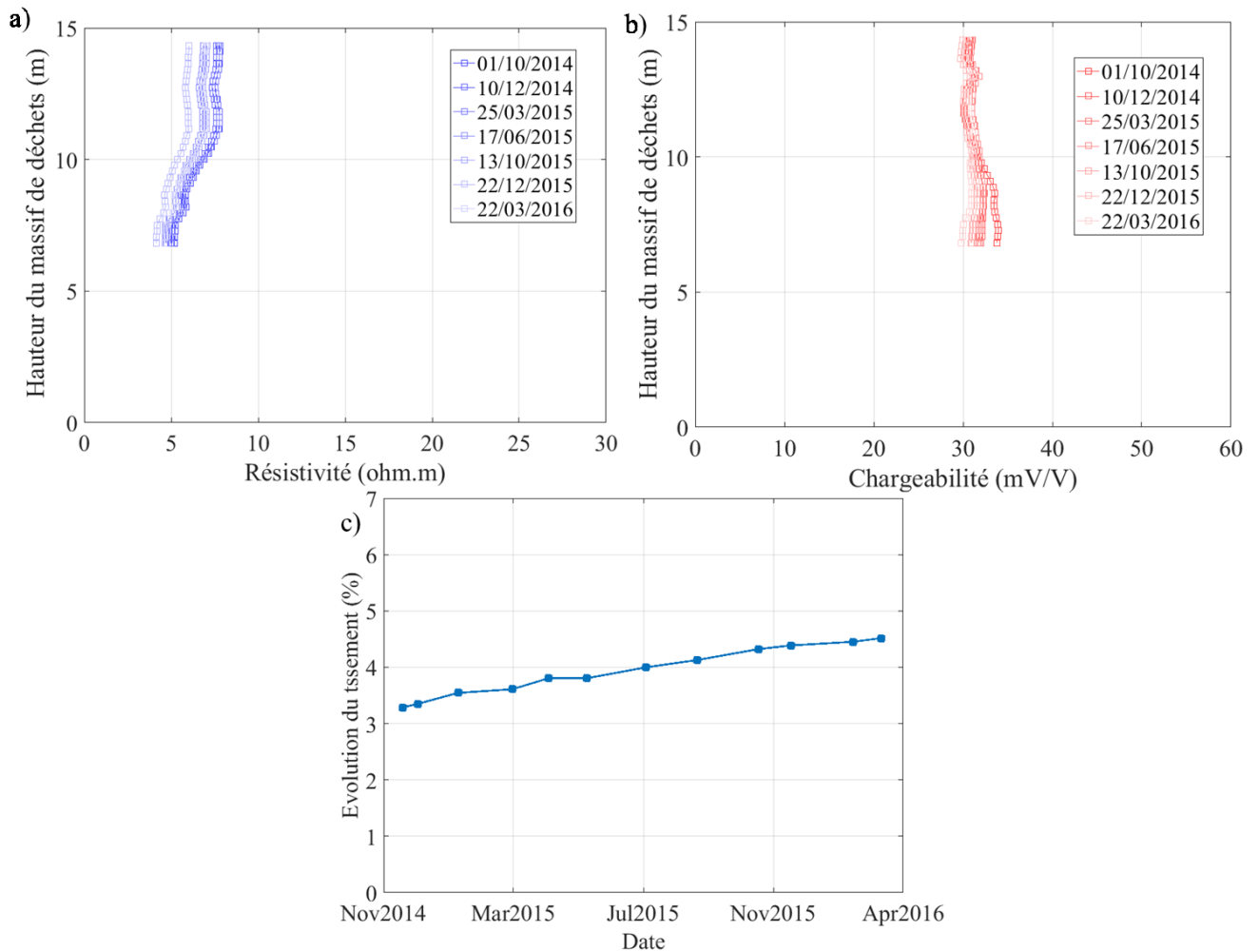


Figure 99 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.4 associé à son tassement (c)

La Figure 99 présente les profils verticaux de résistivité (Figure 99.a) et de chargeabilité (Figure 99.b) sous la plaque de tassement T4.4 associés à l'évolution du tassement au cours du temps (Figure 99.c).

Les résistivités sous la plaque de tassement T4.4 (Figure 99.a) sont faibles, comprises entre 7.5 et 10 ohm.m sur l'ensemble de la période de mesure. On observe une diminution de la mesure en

profondeur dès le pas de temps initial, ou la résistivité en surface est de 7.5 ohm.m et en fond 5 ohm.m. De nouveau cette diminution pourrait être provoquée par une augmentation de la teneur en eau en profondeur dans le massif de déchets.

Sur les profils de chargeabilité sous la plaque T4.4 (Figure 99.b), on peut voir que la mesure est constante à 30 mV/V sur les 5 premiers mètres sous la surface et durant l'ensemble de la période de mesure. Sur le reste du profil, la chargeabilité augmente rapidement pour atteindre 35 mV/V en novembre 2014 et diminue dans le temps pour atteindre 30 mV/V en mars 2016. On retrouve ici plus une augmentation de la mesure en profondeur ce qui est contraire à notre hypothèse initiale.

La Figure 99.c présente l'évolution du tassement sous la plaque T4.4. Le tassement est continu de novembre 2014 date du début de la campagne de mesure, à mars 2016 où il passe de 3.3 à 4.3% de la hauteur du massif de déchet initiale. On retrouve une variation de chargeabilité de 5 mV/V sur deux ans de mesure associée à un tassement de 1% du massif de déchet.

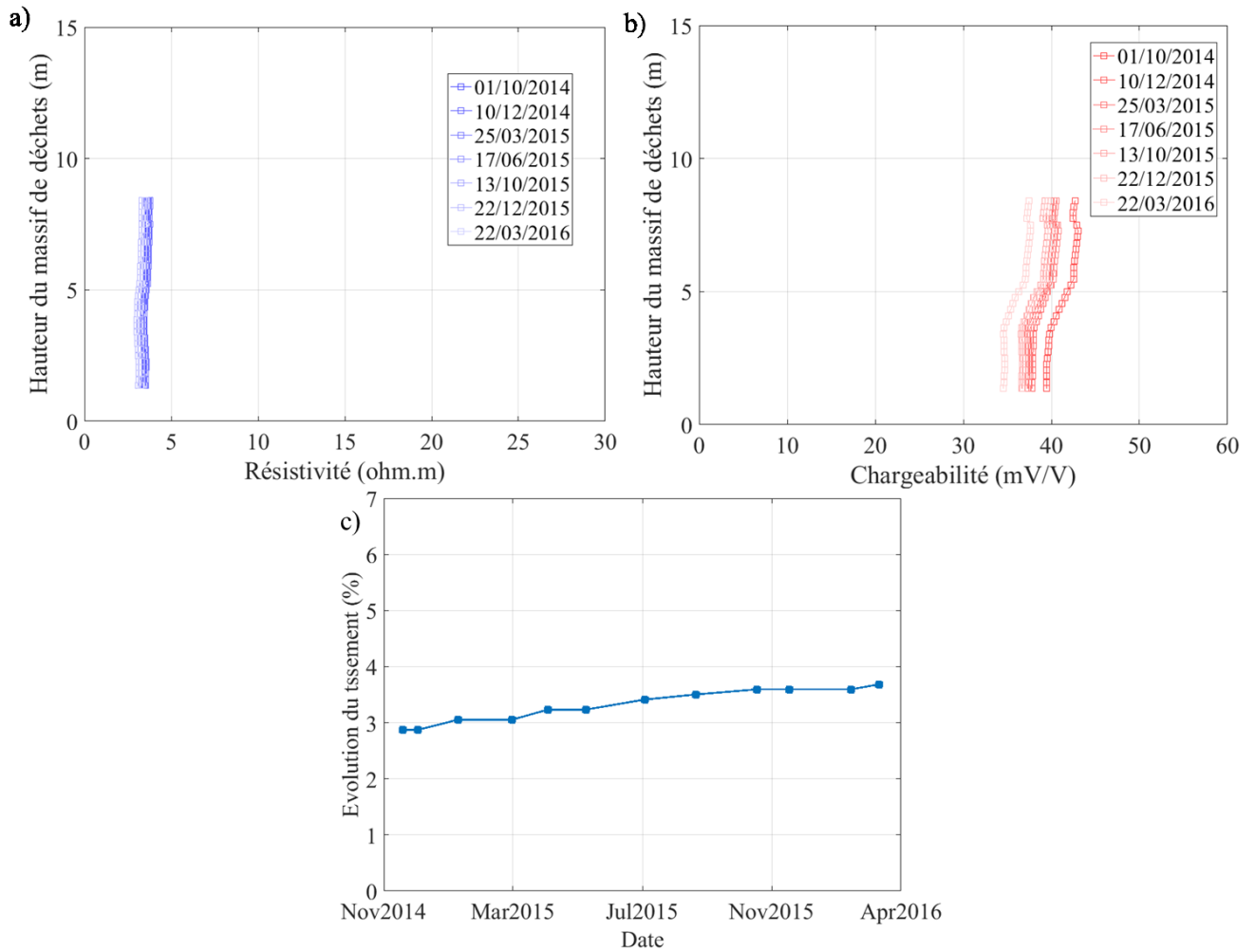


Figure 100 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) sous la plaque de tassement T4.6 associé à son tassement (c)

La Figure 100 présente les profils verticaux de résistivité (Figure 100.a) et de chargeabilité (Figure 100.b) sous la plaque de tassement T4.6 associés à l'évolution du tassement au cours du temps (Figure 100.c).

La résistivité sous la plaque de tassement T4.6 (Figure 100.a) n'évolue pas en profondeur sur l'ensemble des profils de mesure. Le profil de résistivité en novembre 2014 montre une résistivité de 5.5 ohm.m qui diminue dans le temps pour atteindre 3.5 ohm.m en mars 2016. La résistivité est très faible dès le premier pas de temps ce qui laisse penser que le déchet très humide dans cette zone.

Les profils de chargeabilité (Figure 100.b) montrent une faible diminution continue de la mesure en profondeur en passant au pas de temps initial de 43 mV/V en surface à 39 mV/V en fond de casier. Cette tendance de variation de la mesure en profondeur se vérifie sur l'ensemble des pas de temps. De plus on observe une diminution de la mesure dans le temps. Au dernier pas de temps la

chargeabilité au sommet du casier de déchet est de 37 mV/V et atteint les 33 mV/V en fond de casier. On a donc une diminution de la chargeabilité dans le temps de 6 mV/V.

La Figure 100.c présente l'évolution du tassement sous la plaque T4.6. Le tassement est continu de novembre 2014 date du début de la campagne de mesure, à mars 2016 où il passe de 2.9 à 3.8% de la hauteur du massif de déchet initiale. On retrouve une variation de chargeabilité de 6 mV/V sur deux ans de mesure associée à un tassement de 0.9% du massif de déchet.

Sur l'ensemble des zones du casier de déchets présentées ici la chargeabilité diminue en fonction en profondeur dans le massif, mis à part sous la plaque de tassement T4.4 après la première réinjection de lixiviat. L'hypothèse de travail principale ici était de considérer que la mesure de chargeabilité sur un casier de déchets était affectée par la variation de densité. On sait que la densité augmente avec la profondeur, on s'attendait donc à observer une diminution de la chargeabilité en profondeur. Les mesures réalisées ici confirment donc cette hypothèse de travail.

On sait aussi que la densité d'un casier de déchets augmente dans le temps. Sur l'ensemble des zones du casier de déchets, a été observée une diminution de la chargeabilité du déchet au cours du temps. L'amplitude de cette diminution est proportionnelle au pourcentage de tassement du massif au cours du temps. De plus l'amplitude du tassement est directement proportionnelle à la valeur de chargeabilité associée. En effet le Tableau 11, qui présente les valeurs de tassement et les plages de variation de chargeabilité sous les différentes plaques à l'issue de la campagne de mesure, montre que plus le tassement est important dans une zone du massif, plus la chargeabilité associée y est faible.

Tableau 11 : Bilan des mesures de chargeabilité et de tassement sous les différentes plaques à l'issue de la campagne de mesure

Plaque de tassement	Plage de variation initiale de la chargeabilité (mV/V) au 10/2014	Plage de variation finale de la chargeabilité (mV/V) au 03/2016	Tassement (%)
T4.2	26 - 32	20 - 29	5.3
T4.3	24 - 28	15 - 16	6
T4.4	31 - 35	30 - 32	4.6
T4.6	39 - 42	33 - 37	3.8

Les mesures montrent de nouveau que la chargeabilité évolue avec la densité au cours de la biodégradation du massif, et valident nos hypothèses de travail.

2.2. Discussion

Du fait de la percolation des lixiviats dans le massif de déchets, la teneur en eau devrait être de plus en plus importante en fonction de la profondeur. Comme le casier 4 est géré en mode bioréacteur les réinjections vont entraîner une augmentation de la teneur en eau dans le temps. La variation de teneur en eau va donc suivre la variation de densité en profondeur et dans le temps, et pourrait être responsable de la variation de chargeabilité observée sur les profils verticaux.

Sur certains profils (Figure 98) la résistivité est faible (inférieure à 5 ohm.m) et évolue peu dans le temps, ce qui laisse penser que le déchet est humide depuis le début du suivi et que sa teneur en eau n'évolue pas beaucoup. Les profils de chargeabilité montrent quant à eux une forte diminution dans le temps, associée à un tassement important. La variation de la chargeabilité ne peut donc pas être expliquée par la variation de teneur en eau mais pourrait être causée par l'augmentation de la densité dans le temps.

Néanmoins on a vu que la teneur en eau avait aussi une influence sur les mesures de chargeabilité. A l'échelle du laboratoire, la chargeabilité est toujours plus forte pour un déchet à capacité au champ qu'à saturation, et sur le terrain c'est la première injection de lixiviat qui initie la diminution de la chargeabilité sur l'ensemble du casier 4. La chargeabilité est donc aussi influencée par la teneur en eau et la densité du milieu. On ne peut pas déterminer ici la relation qui lie la chargeabilité et ces deux paramètres, et il faudrait réaliser de nouvelles expérimentations de laboratoire pour comprendre l'influence de ces paramètres sur la mesure de chargeabilité.

Il apparait donc important de comparer les mesures de chargeabilité à une mesure de résistivité qui peut être utilisée comme un indicateur de la saturation du déchet, car la teneur en eau est le paramètre majeur d'influence sur ces mesures.

Si comme nous l'avons vérifié la chargeabilité diminue lorsque la densité augmente, les mesures de chargeabilité réalisées à l'échelle du laboratoire devraient être plus élevées que sur le terrain. En effet la densité sèche du déchet à l'échelle du laboratoire est beaucoup plus faible (0.25) que sur le terrain (0.4-0.7). La chargeabilité devrait être plus élevée au laboratoire car la densité est plus faible. Or les mesures de chargeabilité sont plus faibles en laboratoire (entre 5 et 25 mV/V) que sur le terrain (entre 20 et 50 mV/V).

Les mesures géophysiques sont réalisées sur des gammes de densité différentes. Le comportement de la chargeabilité dans la gamme de densité du laboratoire n'est donc pas nécessairement le comportement de la mesure sur la gamme de densité du terrain. Si on a vu que la chargeabilité est

sensible à la densité mais aussi à la teneur en eau, cette relation peut être complexe et non linéaire sur une plage de densité aussi grande. L'amplitude de la mesure de chargeabilité peut donc varier suivant la gamme de densité dans laquelle elle est réalisée.

La taille des dispositifs est différente entre mesures laboratoire et terrain. En effet au laboratoire les électrodes ne sont espacées que de 10 cm, et le volume de déchets investigué n'est que de 3.5L. A l'échelle du terrain, les mesures sont réalisées avec un écartement d'électrode d'au minimum 2 m et les volumes investigués sont de l'ordre du m³. Cette différence de volume investigué pourrait aussi jouer un rôle dans la différence d'amplitude observée sur la mesure de chargeabilité.

Une autre différence entre laboratoire et terrain est la nature de l'électrode de mesure utilisée. Sur le terrain on utilise des électrodes en inox. A l'échelle du laboratoire on a réalisé des mesures avec des électrodes inox et des électrodes non polarisables. Les mesures de laboratoire présentées dans ce manuscrit ne sont que celles réalisées avec les électrodes non polarisables car elles permettent de réaliser toutes les mesures dans de bonnes conditions. Néanmoins les mesures de chargeabilité ont été comparées entre les deux couples d'électrode. Il apparaît que les mesures réalisées avec un couple d'électrode inox sur une colonne saturée ne sont pas répétables contrairement aux mesures réalisées avec un couple de non polarisables. Cependant à capacité au champ les mesures de chargeabilité qu'elles soient réalisées avec des électrodes inox ou non polarisables, sont répétables et comparables. Sur site on se trouve à capacité au champ, de plus les mesures sont répétables avec les électrodes inox mises en place. La différence de mesure observée entre laboratoire et terrain ne peut donc pas venir de la nature des électrodes utilisées.

On pourrait réaliser des mesures dans des colonnes avec des conditions plus proches que celle du terrain. Néanmoins les densités plus fortes à l'échelle du terrain et les faibles teneurs en eau rendent les cinétiques de biodégradation très lentes, jusqu'à plusieurs dizaines d'année. Pour cette raison on a choisi au laboratoire de travailler avec des densités plus faibles, des teneurs en eau plus fortes ou encore une température adaptée à la prolifération des micro-organismes afin d'accélérer les processus de biodégradation. Mais mêmes dans ces conditions le suivi de la biodégradation est long et peut durer plusieurs centaines de jours. De plus le processus de biodégradation du déchet est complexe, sensible à de nombreux paramètres et peut être facilement inhibé. Dans les quatre colonnes mise en place, seule une des colonnes a vu sa biodégradation se dérouler sans inhibition. Les autres ont dû être désaturées puis resaturées avec un milieu adapté à la biodégradation pour placer les micro-organismes dans des conditions plus favorables à la prolifération des micro-organismes et laisser le temps au processus de biodégradation de se rééquilibrer. Réaliser un suivi géophysiques sur des colonnes dans des conditions moins favorables à la biodégradation que celles

utilisées peut donc nécessiter plusieurs années de mesure, ce qui est compliqué à mettre en œuvre au cours d'une thèse.

La chargeabilité est donc liée à la teneur en eau et à la densité, mais sa relation avec ces deux paramètres est complexe et pourrait être non linéaire sur une gamme de densité allant de 0.25 à 0.7. On va maintenant essayer de déterminer si les variations observées sur le casier 4 peuvent être retrouvées sur un autre casier de déchets.

3. Généralisation des résultats aux casiers de déchets de la SAS les Champs

Jouault

Le casier 3 de la SAS les Champs Jouault a aussi été instrumenté au cours d'un précédent projet de recherche pour le suivi des mesures RE et PPT. Un suivi des deux méthodes est réalisé depuis janvier 2012 et a été continué durant la thèse. Afin de déterminer si les variations des mesures RE et PPT observées sur le casier 4 sont transposables pour l'ensemble des casiers de la SAS les Champs Jouault, on va analyser le suivi de ces deux méthodes sur le casier 3.

3.1. Présentation casier 3

Le remplissage du casier de déchets 3 du site industriel de la SAS Les Champs Jouault s'est déroulé de janvier à septembre 2011. La géomembrane de surface a ensuite été posée en novembre 2011. Le casier 3 est similaire au casier 4, il est long de 100m, large de 50 m pour une hauteur de 10 à 15 m. Il contient 61 331 tonnes de déchets composés d'environ 50 % d'OM et 50 % de DAE, pour un volume de 64 500 m³ et une densité humide moyenne de 0.95.

Sur le casier 3 des plaques de tassements ont été installées, qui contrairement au casier 4, ne sont pas soudées sur la géomembrane à l'aide d'un tube d'une hauteur fixe. Pour cette raison le tassement mesuré est la résultante du tassement du massif de déchets et de sa couverture de surface. Il a été observé sur site que les plaques de tassement s'enfonçaient plus ou moins dans la couche de surface en fonction des zones du massif, montrant que le tassement de la couche de surface n'est pas homogène sur tout le massif. On a donc choisi ici de ne pas présenter de suivi de tassement dont les valeurs pourraient être faussées par la composante de la couverture de surface. Par la suite les plaques de tassement installées sur les casiers de la SAS les Champs Jouault ont été soudées à la géomembrane comme sur le casier 4.

Trois lignes de 24 électrodes ont été installées dans le cadre du projet Champs Jouault (Grossin-Debattista et al., 2014), en surface du casier avant la pose la géomembrane, comme illustré en noir

sur la Figure 101, deux lignes parallèles et une ligne perpendiculaire aux deux autres. Les électrodes ont été installées de la même façon que présenté dans le Chapitre 2 et pour le casier 4.

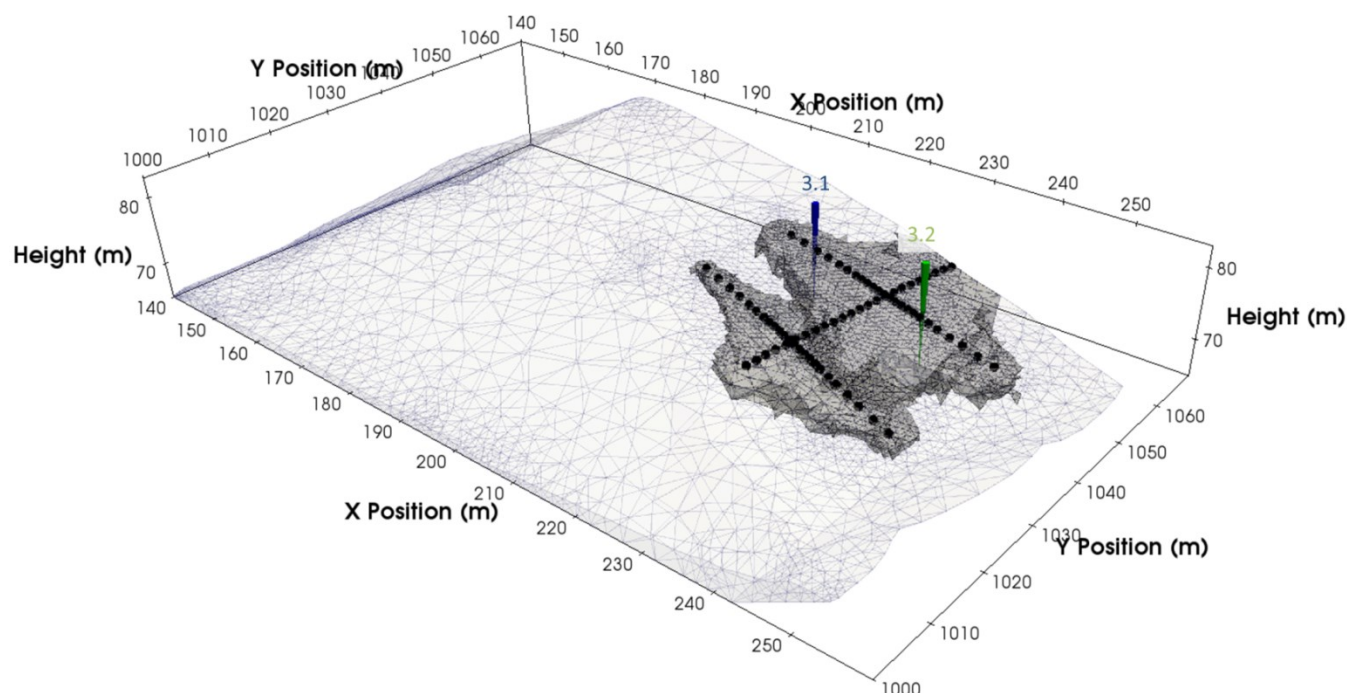


Figure 101 : Présentation du casier 3

Les 72 électrodes inox ont permis de réaliser des mesures de résistivité électriques et polarisation provoquée par ERT. Chaque séquence de mesure est composée de 7334 quadripôles. Les mesures ont été réalisées à l'aide du même résistivimètre Syscal PRO 96 électrodes (IRIS Instruments, Orléans, France) utilisé pour les mesures du casier 4, en utilisant le mode multicanal pour optimiser le temps d'acquisition des mesures. Le temps total d'acquisition pour une séquence de mesure est d'environ 2h30 avec les mêmes paramètres que le casier 4 :

- Un temps d'injection de courant de 500 ms;
- V_{AB} request de 50 V;
- 1-3 stacks pour un Q_{max} , 5%;
- 17 fenêtre d'échantillonnage de la courbe de décroissance avec un espacement linéaire de 20 ms, sauf pour la fenêtre 5 qui est de 60 ms;

Les mesures ont été réalisées mensuellement de 2012 à 2014, puis trimestriellement jusqu'en 2016. Les mesures ont ensuite été inversées avec le logiciel d'inversion BERT (Günther, 2004; Günther & Rücker, 2011; Günther et al., 2006) avec les paramètres suivant :

- L'option «blocky model» ou la norme L1, qui minimise la somme des variations spatiales dans le modèle de résistivité.
- Un paramètre de régulation, λ , de 30.
- Un facteur d'anisotropie, Z-weight de 1, qui correspond à un environnement dont la distribution RE est isotrope.

Comme pour le casier 4, La géométrie du casier a été conçue par Audebert et al. (2014) avec Comsol Multiphysics au cours d'une précédente étude, et a ensuite été introduite dans le logiciel d'inversion BERT. L'ensemble des données de résistivité et chargeabilité apparente ont été inversés avec une géométrie du casier 3D fermée et des conditions aux limites finies, ce qui a permis de prendre en compte la géomembrane dans le processus d'inversion, comme expliqué par Audebert et al. (2014).

Les mesures ont ensuite été filtrées en fonction de leur sensibilité. Seules les mesures avec une sensibilité supérieure à -0,5 ont été conservées, ce qui représente les mesures comprises dans la gamme de sensibilité des 25% de sensibilité les plus élevés. Cette zone de forte sensibilité est représentée en gris sur la Figure 101.

Afin de faire une comparaison avec le casier 4, on va premièrement analyser le comportement global des mesures de résistivité et chargeabilité. Pour cela on a calculé la moyenne des deux mesures avec le logiciel Paraview, en pondérant chaque valeur par le volume de la maille associée. On va ensuite réaliser deux profils verticaux de résistivité et chargeabilité aux points 3.1 et 3.2 représentés sur la Figure 101. Ces deux zones se trouvent sur le long d'une ligne d'électrodes et ont été choisies car elles sont éloignées l'une de l'autre permettant ainsi d'investiguer deux zones différentes, le haut et le bas du massif de déchets, et présentent les profils de mesures qui vont le plus en profondeurs dans le massif de déchets.

3.2. Suivi global des mesures géophysiques

La Figure 102 présente le suivi de la résistivité (Figure 102.a) et de la chargeabilité moyenne (Figure 102.b) sur le casier 3.

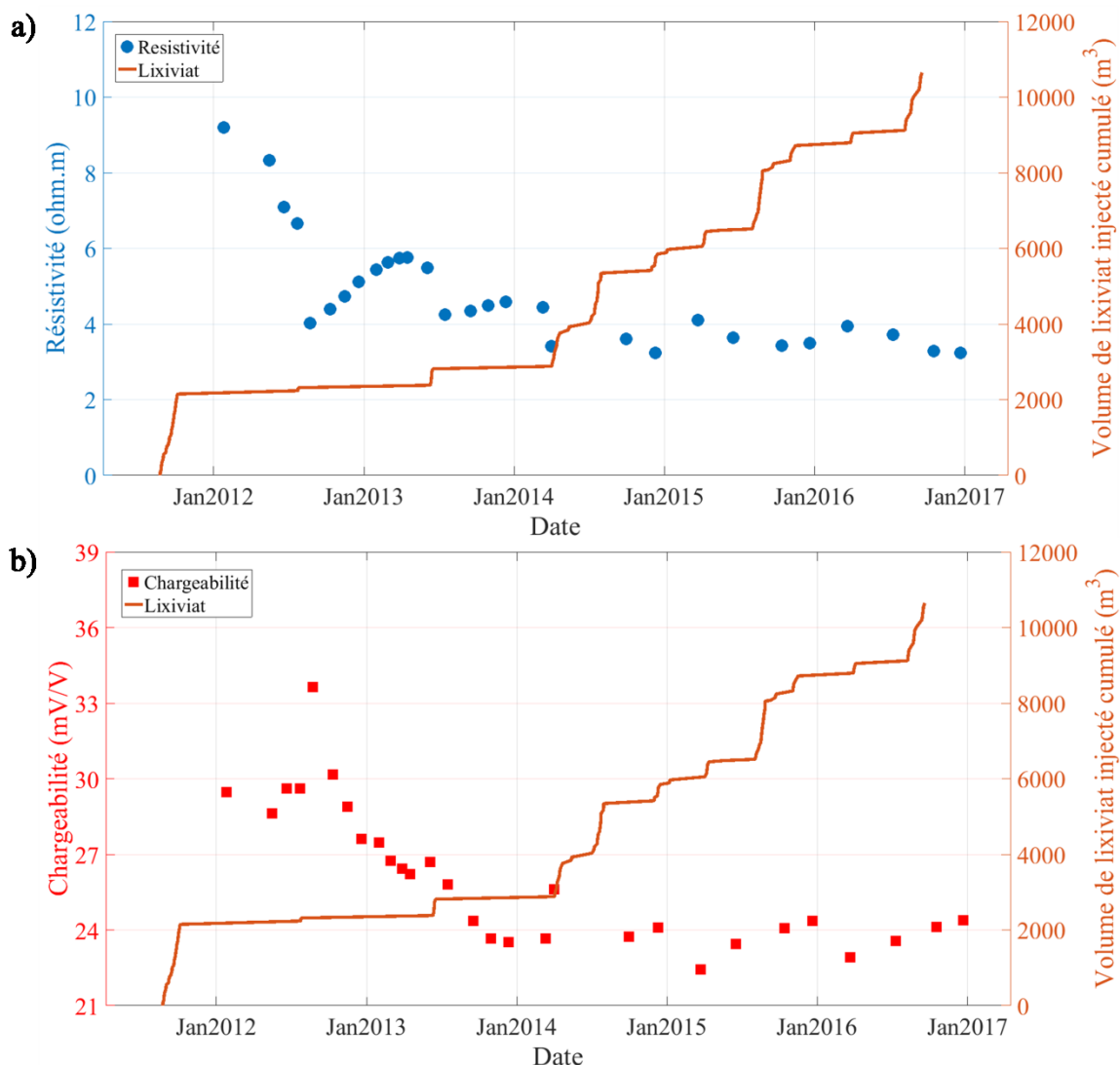


Figure 102 : Suivi de résistivité moyenne interprétée (a) et de la chargeabilité interprétée (b) associées au volume cumulé de lixiviat injecté dans les déchets CELL4

La valeur de résistivité moyenne interprétée diminue au fil du temps, passant de 9,2 ohm.m en octobre 2012 à 3.23 ohm.m en janvier 2017, soit une baisse de 64%. De plus, une diminution de 2.6 ohm.m de la résistivité électrique (chute de 40%) peut être observée lors de la deuxième injection de lixiviat en août 2012, pour 168 m³ de lixiviat injecté. Les troisième et quatrième injections réduisent la résistivité de 1.2 et 1 ohm.m, soit une réduction d'environ 25 et 20% pour respectivement 500 et 947 m³ de lixiviat injecté. Comme pour le casier 4 la résistivité est de moins en moins affectée par la réinjection de lixiviat puisque c'est la seconde injection qui induit la plus grosse variation (2.6 ohm.m) pour la plus petite quantité de lixiviat injecté, et plus du lixiviat est injecté moins la résistivité évolue. On observe aussi une convergence de la mesure vers une valeur seuil ici de 3.2 ohm.m un peu plus faible que sur le casier 4 qui était de 4 ohm.m.

La chargeabilité moyenne interprétée est de 30 mV/V en janvier 2012 et reste stable jusqu'à octobre 2012. Suite à la deuxième injection en août 2012, la chargeabilité chute et ce de manière continue en passant de 30 mV/V à 23.5 mV/V en juin 2015. La mesure est alors stable jusqu'à la fin du suivi de mesure en décembre 2016. La mesure est aussi affectée par la teneur en eau car, comme observée sur le casier 4, la première injection de lixiviat provoque le début de la diminution du signal dans le temps. Cependant on n'observe pas des chutes brusques de la mesure lors des injections comme observé pour la résistivité, ce qui laisse penser que la chargeabilité est moins dépendante de la teneur en eau que la résistivité.

3.3. Profils verticaux sur le casier 3

La Figure 103 présente les profils verticaux de résistivité (Figure 103.a) et de chargeabilité (Figure 103.b) sous le point 3.1 représentés sur la Figure 101.

La résistivité sous le point 3.1 (Figure 103.a) évolue en profondeur sur l'ensemble des profils de mesure. Le profil de résistivité en mai 2012 montre une résistivité de surface de 25 ohm.m qui diminue pour atteindre 7 ohm.m en fond. Cette tendance se retrouve sur l'ensemble des profils de mesure, et on observe aussi une diminution de la mesure dans le temps. Sur le dernier pas de temps la résistivité de surface est de 5 ohm.m et diminue jusqu'à 3.5 ohm.m dans le fond.

Les profils de chargeabilité (Figure 103.b) montrent une diminution de façon continue pour le pas de temps initial, et passe de 70 mV/V en surface à 35 mV/V en fond de casier. Cette tendance de variation de la mesure en profondeur se vérifie sur l'ensemble des pas de temps. De plus on observe une diminution de la mesure dans le temps. Au dernier pas de temps la chargeabilité au sommet du casier de déchet est de 30 mV/V et atteint les 25 mV/V en fond de casier. On a donc une forte diminution de la chargeabilité dans le temps de 20 mV/V.

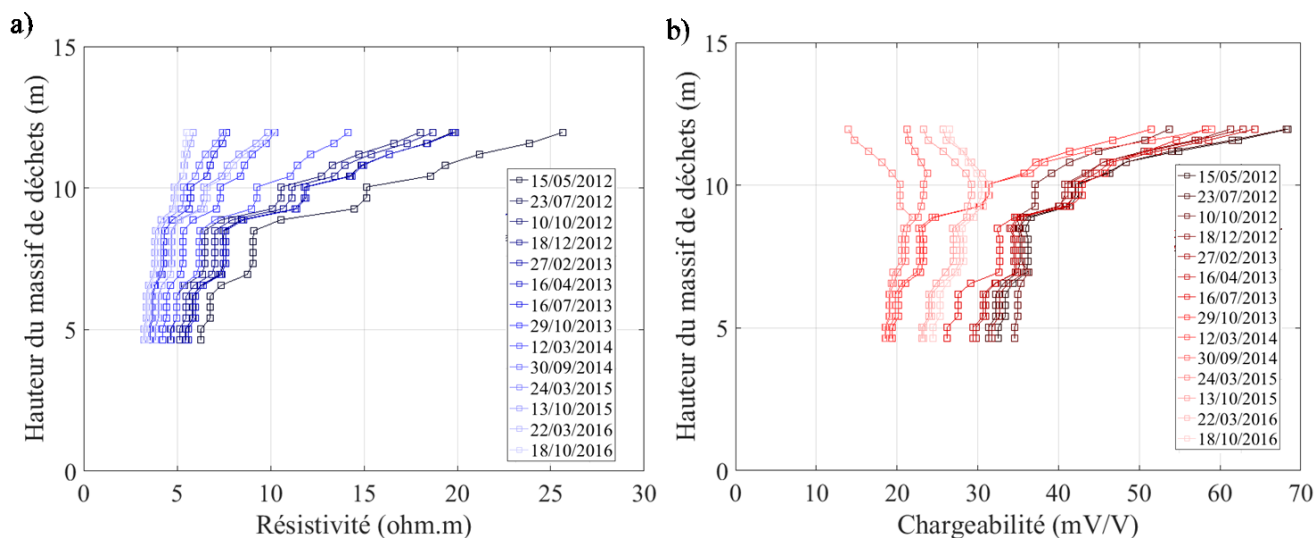


Figure 103 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) au point 3.1

La Figure 104 présente les profils verticaux de résistivité (Figure 104.a) et de chargeabilité (Figure 104.b) sous le point 3.2 représentés sur la Figure 101

La résistivité sous le point 3.2 (Figure 104.a) n'évolue pas en profondeur sur l'ensemble des profils de mesure. Le profil de résistivité en mai 2012 montre une résistivité de 4 ohm.m qui diminue dans le temps pour atteindre 3.5 ohm.m en décembre 2016. La résistivité est très faible dès le premier pas de temps ce qui laisse penser que le déchet est humide dans cette zone.

Les profils de chargeabilité (Figure 104.b) montrent une faible diminution continue de la mesure en profondeur en passant au pas de temps initial de 31 mV/V en surface à 28 mV/V en fond de casier. Cette tendance de variation de la mesure en profondeur se vérifie sur l'ensemble des pas de temps. De plus on observe une diminution de la mesure dans le temps. Au dernier pas de temps la chargeabilité au sommet du casier de déchet est de 25 mV/V et atteint les 20 mV/V en fond de casier. On a donc une diminution de la chargeabilité dans le temps faible de 5 mV/V.

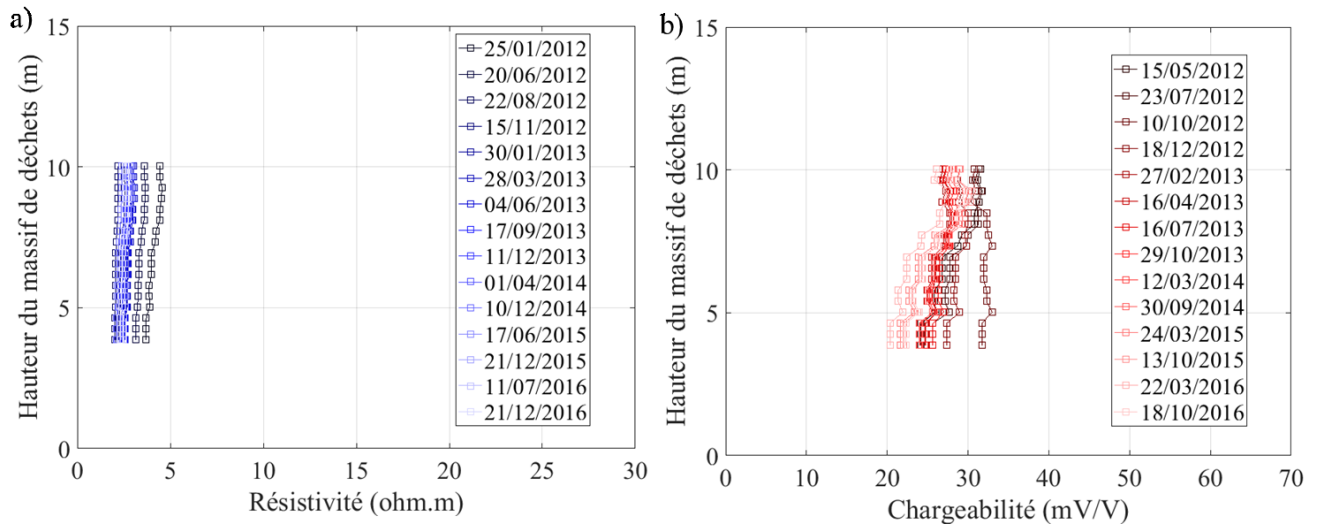


Figure 104 : Profil vertical de résistivité (a) et de chargeabilité (b) au point 3.2

Sur les deux zones du casier de déchets 3 présentées ici la chargeabilité diminue en fonction de la profondeur dans le massif, évoluant avec l'augmentation de la densité du déchet. Ces mesures nous confirment de nouveau l'hypothèse de travail principale. Les mesures nous montrent aussi une diminution de la mesure dans le temps. On ne dispose pas de données de tassement fiables pour comparer les mesures de chargeabilité à l'évolution de la densité au cours de la biodégradation, on ne sait donc dans quelles mesures les zones se sont biodégradées. Cependant on sait que l'industriel a extrait du biogaz sur l'ensemble des quatre années de suivi, et donc que la biodégradation du casier, d'un point de vue global, s'est déroulée de manière classique. Si la mesure de chargeabilité évolue avec la variation de densité alors le massif de déchets dans la zone 3.1, où la chargeabilité a diminué de 20 mV/V en quatre ans, s'est plus tassé que dans la zone 3.2, où la chargeabilité n'a diminué que de 5 mV/V.

Sur les deux casiers de déchets la résistivité et la chargeabilité présentent les mêmes comportements. En effet de façon globale la résistivité converge vers une valeur seuil de 3.2 ohm sur le casier 3 et est très affectée par les premiers épisodes de réinjection. Le même constat est fait sur le casier 4 excepté que la valeur seuil est de 4 ohm.m. Même si on n'a pas d'information sur le suivi de sa biodégradation par des marqueurs comme la production de biogaz ou le tassement, les deux casiers étant gérés de la même façon, on peut imaginer que le casier 3 qui a été fermée 1 an avant le casier 4 se trouve dans un état de biodégradation plus avancée que le casier 4. La résistivité sur le casier 4 va peut-être continuer de diminuer pour atteindre les 3.5 ohm.m comme observé sur le casier 3.

La chargeabilité globale sur le casier 3 diminue de façon continue et converge vers une valeur seuil de 21 mV/V. Sur le casier 4 on a observé que la chargeabilité diminuait de façon continue de sa fermeture jusqu'à mars 2016. En considérant encore que le casier 3 est dans un état de biodégradation plus avancée, peut-être que la mesure de chargeabilité va suivre aussi ce comportement sur le casier 4.

Tableau 12 : Bilan des mesures de chargeabilité sous les différentes zones étudiées sur le casier 3 à l'issue de la campagne de mesure

Plaque de tassement	Plage de variation initiale de la chargeabilité (mV/V) au 05/2012	Plage de variation finale de la chargeabilité (mV/V) au 10/2016
3.1	35 – 70	28 - 32
3.2	19 - 20	20 - 25

Le Tableau 12 présente les mesures de chargeabilité sous les différentes zones étudiées sur le casier 3 à l'issue de la campagne de mesure. Sur l'ensemble des profils verticaux du casier de déchets présentés ici la chargeabilité diminue en fonction de la profondeur dans le massif et dans le temps. Les valeurs initiales de la chargeabilité, environ 30 mV/V, sont moins fortes que sur le casier 4, environ 45 mV/V. Néanmoins le début du suivi ne commence qu'après la première réinjection dans le massif, qui peut déjà avoir initié la diminution de la chargeabilité observée par la suite. Les valeurs des chargeabilités sur les derniers pas de temps sont similaires à celles observées sur le casier 4, entre 15 et 25 mV/V, ce qui laisse penser que l'évolution de la chargeabilité est la même entre les deux casiers de déchets.

Afin de conclure quant à la généralisation du comportement observé sur les casiers de déchets des Champs Jouault, il faudrait continuer les mesures sur les deux casiers jusqu'à la fin des processus de biodégradation des deux massifs. Cependant les comportements des mesures de résistivité et chargeabilité dans le temps, ainsi que leur valeur sont très similaires entre les deux casiers, ce qui laisse penser que leur suivi sur un autre casier de déchets des Champs Jouault sera comparable.

Si c'était le cas, une campagne de mesure ponctuelle sur un autre casier de déchets de la SAS les Champs Jouault pourrait permettre de caractériser ce casier par rapport aux casiers 3 ou 4. Cependant ce constat n'est possible que pour les casiers des Champs Jouault qui ont des compositions et un mode de gestion similaire. Les réinjections par exemple homogénéisent les mesures de résistivité dans le temps, mais initient aussi la diminution de la chargeabilité. La nature

du déchet Champs Jouault composé à 50% d'OM et 50% de DAE, pourrait aussi avoir un impact sur les mesures. Les mesures initiales et les cinétiques de variations pourraient donc être différentes sur un autre casier de déchets, mais on devrait retrouver la diminution de la chargeabilité en profondeur et dans le temps au cours de sa biodégradation.

4. Synthèse des résultats et mise en œuvre sur un site industriel

On va maintenant faire la synthèse des mesures géophysiques réalisées au cours de la biodégradation de déchet afin de déterminer comment mettre en œuvre un suivi géophysique pour une application industrielle.

4.1. Potentiel spontané

A l'échelle du laboratoire la mesure PS a montré un comportement erratique et des faibles signaux. L'hypothèse initiale sur l'évolution de la mesure PS était que la biodégradation du déchet pouvait entraîner l'apparition d'un gradient d'oxydo-réduction qui devait entraîner une variation du PS. Cependant à l'échelle de la colonne, les signaux laissent penser que le déchet s'est biodégradé de façon homogène sans engendrer de gradient d'oxydo-réduction. Afin d'enregistrer une variation de la mesure, il faudrait à l'échelle du laboratoire réaliser la mesure de PS entre une électrode non polarisable et une électrode de référence pour obtenir un potentiel directement relié à l'état de d'oxydation ou de réduction du déchet.

Sur le terrain la mesure PS est compliquée à mettre en œuvre car elle nécessite l'utilisation d'électrodes non polarisables. Ces électrodes ont besoin d'entretien et ont une durée de vie limitée par la quantité d'électrolyte qu'elles contiennent. Elles sont donc difficilement utilisables pour un suivi long terme au sein d'un casier de déchets. De plus, les mesure PS sont impactées par les variations de température tout comme la stabilité des électrodes non polarisables. Or les température évoluent au cours de la biodégradation d'un massif de déchets, et peuvent avoir une influence sur le signal PS. Pour ces raisons la méthode est difficilement transposable pour une application industrielle du suivi de la biodégradation d'un massif de déchets.

4.2. Polarisation provoquée spectrale

Le suivi PPS réalisé au laboratoire et plus particulièrement le déphasage est sensible à la variation de la densité et à la teneur en eau au cours de la biodégradation du déchet. Il évolue de la même façon à basse fréquence, en dessous 10 Hz, que la chargeabilité mais sa mesure est beaucoup plus longue. La chargeabilité sera donc préférée au déphasage. Cependant seul le suivi du déphasage a été

réalisé, on pourrait essayer de remonter à d'autre paramètre de mesure en utilisant des modèles de résistivité complexe comme le modèle Cole-Cole qui pourrait nous donner d'autres informations que la chargeabilité.

Tout comme le PS, la mesure PPS nécessite l'utilisation d'électrodes non polarisables. De plus la mesure est très sensible au bruit expérimental comme le couplage électromagnétique qui rend l'acquisition de données de bonne qualité compliquée. Les appareils de mesures PPS actuels sont plus onéreux et le temps d'acquisition peut être très long surtout en basse fréquence. Pour toutes ces raisons le suivi PPS est difficile à mettre en œuvre sur un casier de déchets.

4.3. Température

On a vu dans le Chapitre 4 que le suivi de température ne permet pas de localiser des zones avec des cinétiques de biodégradation contrastée au sein de notre casier de déchets géré en mode bioréacteur. Cependant c'est un paramètre important pour la biodégradation car il a un impact sur l'activité des micro-organismes et donc sur la cinétique de biodégradation. Il apparaît donc comme important à suivre au cours de la biodégradation d'un massif de déchets. De plus la mesure de résistivité est influencée par la température et son suivi permet donc de corriger cet effet.

Suite à une forte augmentation initiale de la température lors de la période d'exploitation (phase aérobie exothermique), la température décroît beaucoup plus lentement en phase anaérobie lors de la post-exploitation influencée par les conditions externes qui font apparaître un gradient de température. Le suivi par fibre optique nous a montré un gradient de distribution de la température avec un cœur chaud et des bords plus froids. La diminution de la température est homogène sur l'ensemble du casier de déchets et ne crée aucune hétérogénéités dans le massif. Sur des casiers de déchets similaires à ceux étudiés, on propose d'utiliser des capteurs ponctuels comme des sondes Pt100 ou des thermocouples. Une première sonde serait installée au cœur du massif et une autre en surface. Les sondes pourraient être reliées à une centrale d'acquisition permettant le suivi tous les jours de la température en ces différents points. Le dispositif serait ainsi suffisant pour suivre le comportement global de la température au sein du casier.

Cependant sur un casier de déchets qui ne serait pas similaire à ceux investigués, avec une composition de déchets autre ou un mode de gestion classique, l'évolution de la température pourrait être différente. La fibre optique permettrait dans ce cas d'obtenir une densité de point beaucoup plus importante que des capteurs ponctuels et ainsi caractériser l'évolution de la température au cours de la biodégradation du massif de déchets. De plus, la fibre optique est apparue plus robuste que les capteurs ponctuels puisque sur les neuf capteurs de température

placés dans le casier 4 seuls deux sont encore fonctionnels, contrairement au 1200m de fibre optique installés qui continuent de fonctionner normalement.

4.4. Résistivité et la polarisation provoquée temporelle

La résistivité électrique à l'échelle du laboratoire est principalement influencée par la teneur en eau dans les conditions de notre expérimentation. Le même constat est fait à l'échelle du casier puisqu'on observe une diminution de la mesure en fonction des épisodes de réinjection ainsi qu'une homogénéisation et une convergence de la mesure vers une valeur seuil de 4 ohm.m sur le casier 4 et 3.2 ohm.m sur le casier 3 de Champs Jouault. La mesure si elle est limitée pour le suivi de la biodégradation permet cependant de constituer un indicateur de l'état de saturation du déchet. Si elle ne peut pas traduire directement la teneur en eau du milieu, elle permet d'avoir une idée de son évolution. Audebert et al.(2015) ont montré que les déchets comprenaient un minimum de deux types de porosité, une macroporosité dans laquelle circule la majeure partie du lixiviat pendant la recirculation ainsi qu'une microporosité. Une fois humidifiée, la microporosité n'échange plus avec la macroporosité, entraînant par la suite une légère variation de la teneur totale en eau. La mesure de résistivité nous donne donc une information sur la saturation de cette microporosité. La teneur en eau est aussi un paramètre très important pour le suivi de la biodégradation car c'est le milieu de vie des micro-organismes, il va donc fortement influencer les cinétiques de biodégradation. Le suivi de la résistivité est donc très important dans un casier de déchets.

La chargeabilité que ça soit à l'échelle du laboratoire ou à l'échelle du casier de déchets est influencée par la densité ainsi que la teneur en eau du massif de déchets. La densité évolue au cours de la vie d'un massif de déchets du fait de la consommation de la matière organique par les micro-organismes. La perte progressive de cette matière va engendrer une création de vide au sein du déchet. Le massif de déchets devrait se tasser sous son poids et combler les vides créés. La densité d'un massif de déchets va ainsi augmenter au cours de sa biodégradation. Pour cette raison, la chargeabilité pourrait être un indicateur indirect de l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets. Elle permettrait de donner une information sur l'évolution de la densité du massif de déchets mais pas de caractériser directement la biodégradation du massif. La chargeabilité étant aussi sensible à la teneur en eau, combiner cette mesure à la résistivité permettra de mieux comprendre sa variation au cours de la biodégradation. Le suivi des deux méthodes en parallèle pourrait donc être utilisé pour une application industrielle.

Les deux méthodes sont déjà réalisées sur les casiers 3 et 4 via des mesures ERT. Les dispositifs mises en place sur les casiers 3 et 4 sont composés de plusieurs lignes d'électrodes qui permettent

d'obtenir des mesures sur une partie du massif de déchets. Dans le casier 4, une ligne de fond a été ajoutée qui augmente la sensibilité des mesures en profondeur. Cependant leur utilisation n'est pas adaptée pour un suivi industriel. Premièrement les paramètres de mesures ne sont pas optimisés à la mesure PPT et pour cela il faudrait :

- Utiliser un temps d'injection de courant long permettant au massif de déchets de se charger complètement. Un temps d'injection de 4 secondes est le plus adapté pour une mesure de bonne qualité cependant il peut rendre le temps d'acquisition très long. Si le rapport signal sur bruit n'est pas trop faible, un temps de 2 secondes peut être utilisé.
- Adapter la séquence de mesure pour maximiser le temps entre lequel une électrode est utilisée comme électrode d'injection de courant et électrode de mesure de potentiel. Après une injection, le passage du courant laisse un potentiel résiduel qui peut bruyé la mesure de décroissance. Il faut donc laisser le temps à l'électrode de se décharger. Utiliser par exemple des séquences de mesure de type gradient qui maximise ce temps. Il faut aussi éviter des dispositifs tel que le dipôle-dipôle qui induisent des écartements entre électrodes important et diminuent le rapport signal/bruit.
- Discrétiser la décroissance du potentiel en utilisant des fenêtres qui augmentent de façon logarithmique et permettent d'avoir un fort échantillonnage du signal en haute fréquence, quand le rapport signal/bruit est important, et un faible échantillonnage en basse fréquence.

Afin de rendre le suivi des deux méthodes adapté à une utilisation industrielle, il devrait être utilisable par des personnes non géophysiciennes. Afin de simplifier son utilisation le dispositif de mesure pourrait être autonome et le suivi de mesure automatisé. Pour répondre à ce besoin un dispositif présenté sur la Figure 105, a été mis en place sur les casiers 8 et 9.

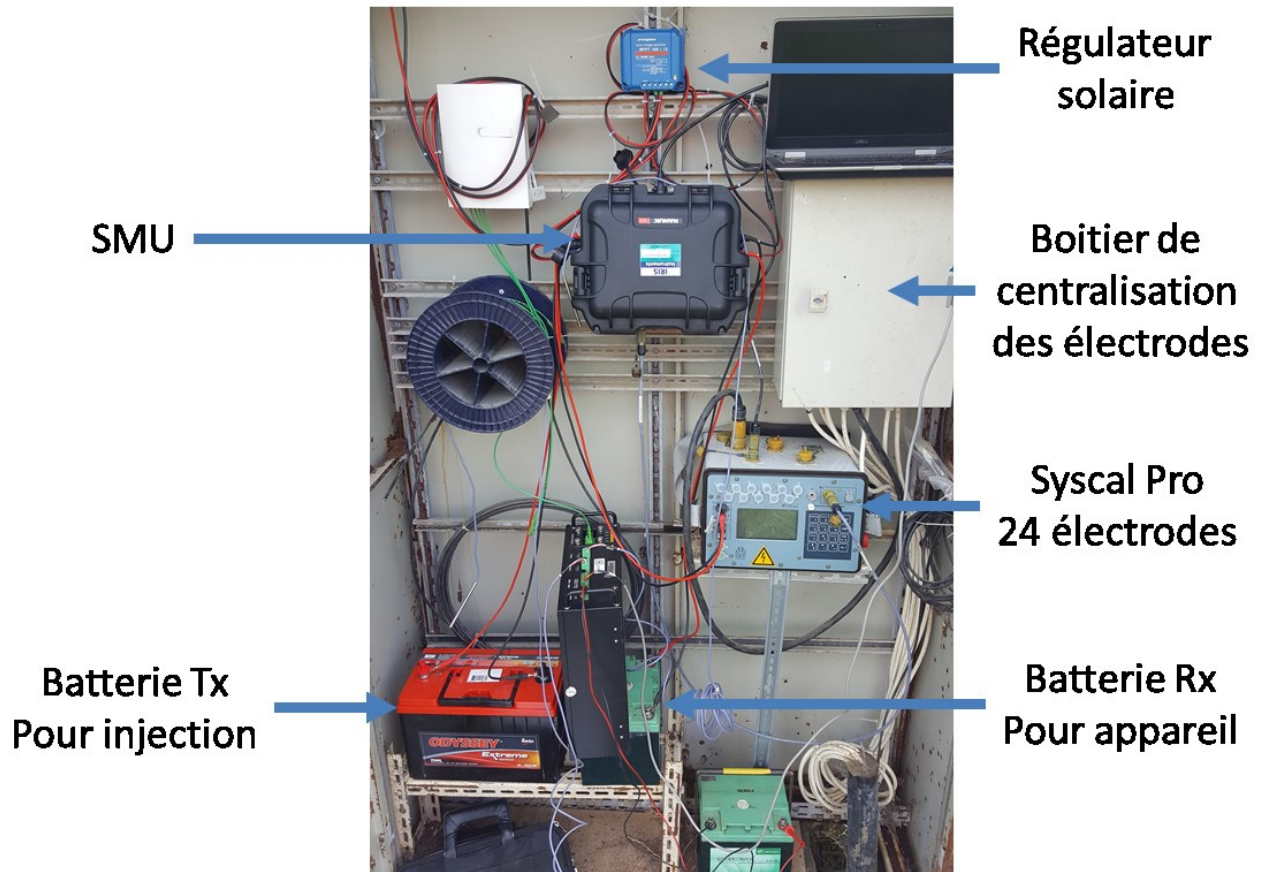


Figure 105 : Dispositif autonome mis en place sur les casiers 8 et 9

Le dispositif est composé seulement d'une ligne de 16 électrodes placées dans le casier 8, et de 8 électrodes placées dans le casier 9. L'ensemble des 24 électrodes est branché sur un résistivimètre, un Syscal Pro 24 électrodes (IRIS Instruments), qui permet les mesures RE et PPT. Le Syscal est piloté par un système de contrôle à distance, le Syscal Monitoring Unit (SMU de IRIS Instruments), qui permet de programmer et automatiser l'acquisition des données. Il nécessite une connexion internet permis grâce à l'utilisation d'une antenne Wifi. Une batterie appelée Rx permet d'alimenter l'appareil, et une autre la Tx permet les injections de courant dans le sol. La batterie Tx est rechargée via un panneau solaire qui rend son utilisation autonome. La Rx doit être remplacée quand la tension à ses bornes est trop basse. Cependant le SMU, lorsque le Syscal n'acquiert pas de données, éteint l'appareil pour ne pas consommer de courant réduisant ainsi l'entretien du dispositif. Les mesures sont stockées sur l'appareil et peuvent être envoyées sur une base de données consultable sur internet qui rend les données accessible à distance. Des alertes peuvent être programmées pour avertir l'utilisateur d'une décharge de la batterie ou d'un problème sur les mesures réalisées par exemple.

Des mesures journalières avec des paramètres adaptés au suivi PPT (injection de 4 secondes, échantillonnage avec écartement exponentiel,...) ont été réalisées sur les casiers 8 et 9, afin de

déterminer la fréquence de mesure avec laquelle acquérir les données. Pour cela, les mesures ont été réalisées à une fréquence plus importante que sur les casiers 3 et 4, tous les jours sur une période de plusieurs mois. Seules 42 quadripôles ont été suivis afin de ne pas réaliser trop d'injection et décharger la batterie. Un exemple du suivi réalisé sur le casier 8 est présenté sur la Figure 106. Cependant les dispositifs de mesures de RE et PPT actuels ne sont aujourd'hui pas adaptés à un suivi de mesures journalier comme réalisé ici. Pour cette raison de nombreux problèmes de mise en œuvre ont été rencontrés, que ce soit pour l'autonomie énergétique du dispositif, le transfert des données, l'automatisation de la mesure ou encore la communication à distance avec l'appareil de mesure. Le SMU utilisé ici pour réaliser le suivi journalier a notamment été développé par Iris Instruments au cours du suivi de mesure, ce qui explique en partie les problèmes rencontrés. Le suivi de mesure est donc entaché de périodes consacrées à résoudre les problèmes rencontrés et durant lesquels aucunes mesures n'ont été réalisées.

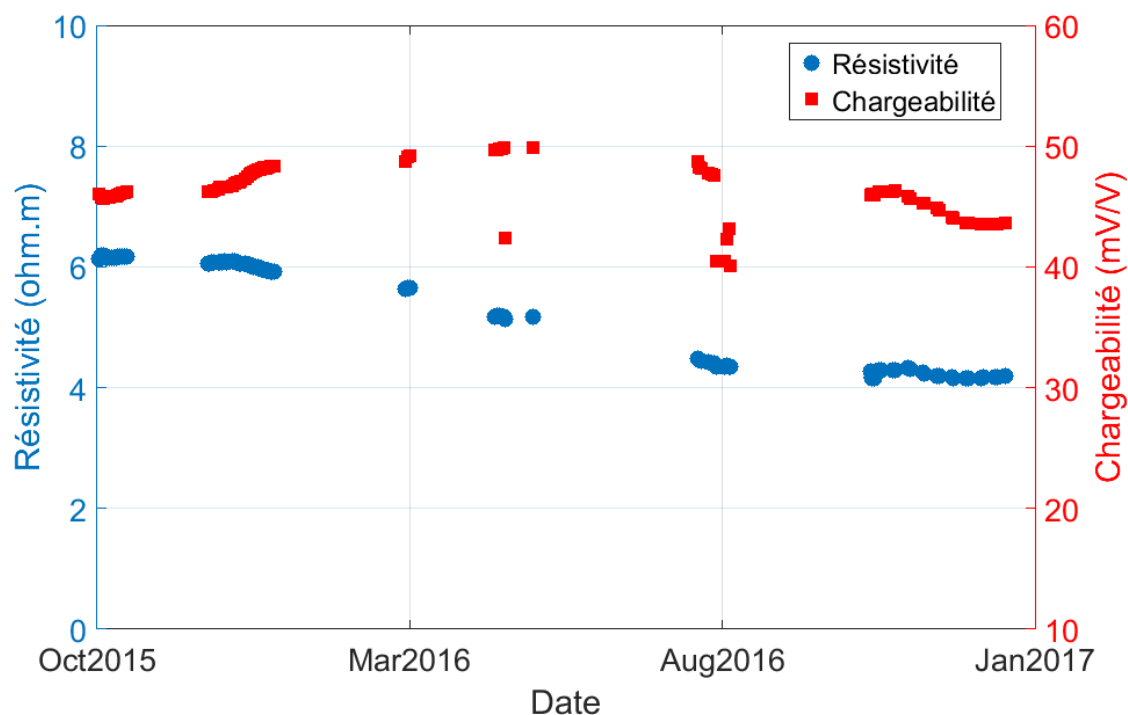


Figure 106 : Exemple du suivi de mesure réalisé sur le casier 8

On peut voir que la mesure de résistivité diminue d'octobre 2015 à aout 2016 en passant de 6 à 4 ohm.m. La mesure est ensuite constante jusqu'à la fin du suivi en janvier 2017. La chargeabilité elle augmente d'octobre 2015 à avril 2016 en passant de 46 à 50 mV/V. La mesure diminue ensuite jusqu'à la fin du suivi en passant de 50 à 42 mV/V. On n'observe pas de variation de mesure brusque que ce soit pour la résistivité ou la chargeabilité, mais plutôt des évolutions continues sur plusieurs mois au cours du suivi. Des mesures journalières ne sont donc pas nécessaires pour enregistrer des

variations de mesure au cours de la biodégradation d'un casier de déchets, et la mise en place d'un suivi mensuel sera suffisante.

Ce pose ensuite la question de l'inversion des données qui est un processus complexe qui nécessite d'avoir des connaissances géophysiques et n'est donc pas adapté pour une application industrielle. On pourrait imaginer travailler directement avec les données apparentes sans passer par cette étape d'inversion. On a déjà commencé à travailler sur le sujet en comparant les informations apportées par les données apparentes avec les données interprétées sur le casier 4. La Figure 107 présente l'évolution de la chargeabilité apparente moyenne (en noir sur Figure 107) sur le casier 4 et la chargeabilité interprétée moyenne (en vert sur la Figure 107) comme défini dans le Chapitre 5.

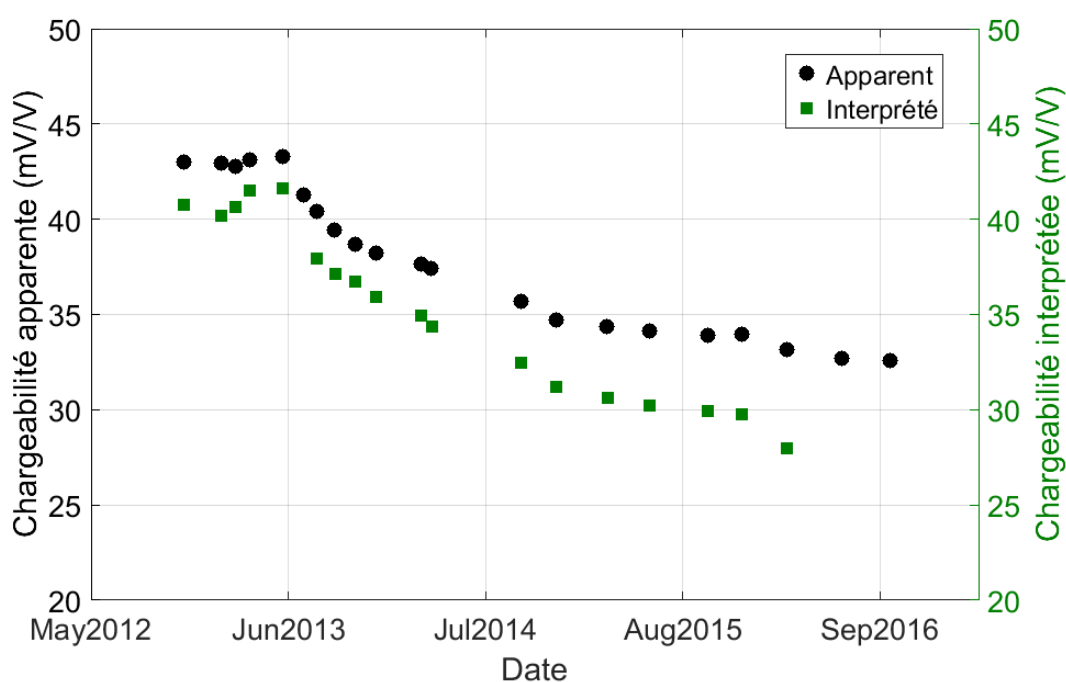


Figure 107 : Suivi de la chargeabilité apparente moyenne et la chargeabilité interprétée moyenne sur le casier 4

Les deux moyennes n'évoluent pas de novembre 2012 à juin 2013 en restant à 44 mV/V pour la chargeabilité apparente et 41 mV/V pour la chargeabilité interprétée. Les moyennes diminuent ensuite de manière continue jusqu'à la dernière mesure en mars 2016, et passe de 44 à 32 mV/V pour la chargeabilité apparente et 41 à 28 mV/V pour la chargeabilité interprétée. Les deux moyennes ont donc un comportement similaire, mais la chargeabilité apparente moyenne est systématiquement plus forte que la chargeabilité interprétée moyenne d'environ 4 mV/V. La mesure apparente nous apporte donc la même information globale que la mesure interprétée et laisse penser qu'elle pourrait être utilisée sans passer par un processus d'inversion.

Cependant on cherche à obtenir une information distribuée de l'évolution de la biodégradation, on ne peut donc pas se contenter d'un comportement global. Pour cette raison on a comparé les données de chargeabilité apparentes et interprétées sous les plaques de tassement T4.3 et T4.6 afin de déterminer si l'information donnée par les mesures apparentes est similaire à celle donnée par les mesures interprétées. Les plaques de tassement T4.3 et T4.6 se trouvent sur une ligne d'électrodes comme illustré sur la Figure 108.a et peuvent donc être associées à des mesures de chargeabilité apparente. Afin de comparer les mesures apparentes et interprétées on a sélectionnées des mesures situées sous les deux plaques de tassement. La Figure 108.b présente la pseudosection de toutes les mesures réalisées sur la ligne d'électrode L3, et l'ensemble des mesures sélectionnées apparaissant en rouge qui correspond aux mesures apparentes se situant dans un rayon de 3 m autour de la plaque de tassement T4.3. Le même travail a été réalisé sous la plaque de tassement T4.6. La Figure 109 présente l'évolution de la chargeabilité apparente moyenne (en noir sur Figure 109) et la chargeabilité interprétée moyenne (en vert sur la Figure 109) comme défini dans le Chapitre 5, sous les plaques de tassement T4.3 (Figure 109.a) et T4.6 (Figure 109.b). Le tassement de la plaque T4.3 est le tassement le plus important enregistré sur le massif de déchets et est de 6% en mars 2016, et le tassement de plaque T4.6 est le plus faible enregistré et est de 3.8 % à la même date.

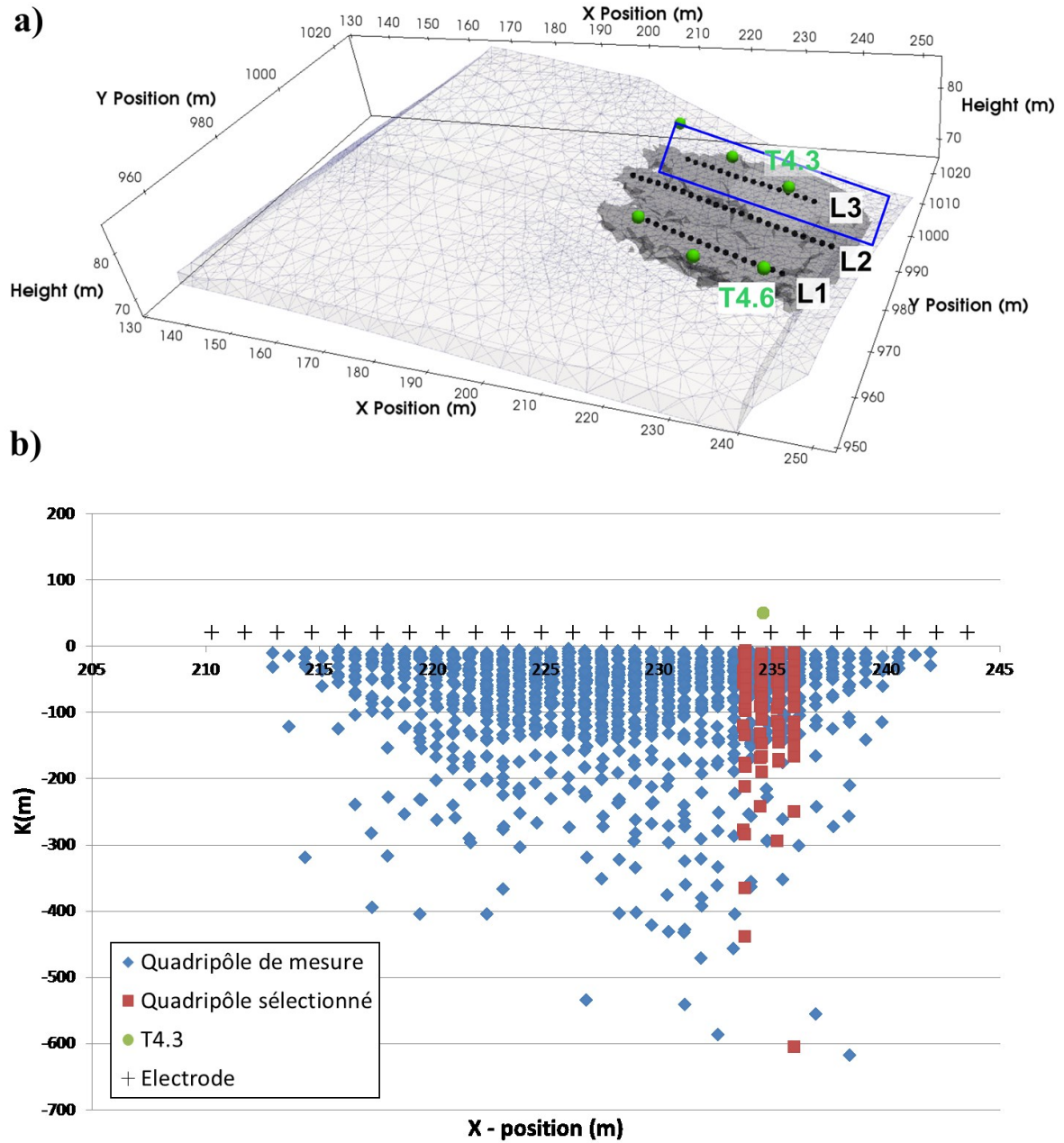


Figure 108 : Localisation des mesures réalisées sous la ligne d'électrodes L3 du casier 4 (a), et la pseudosection présentant les données apparentes sélectionnées sous la plaque de tassement T4.3 (b)

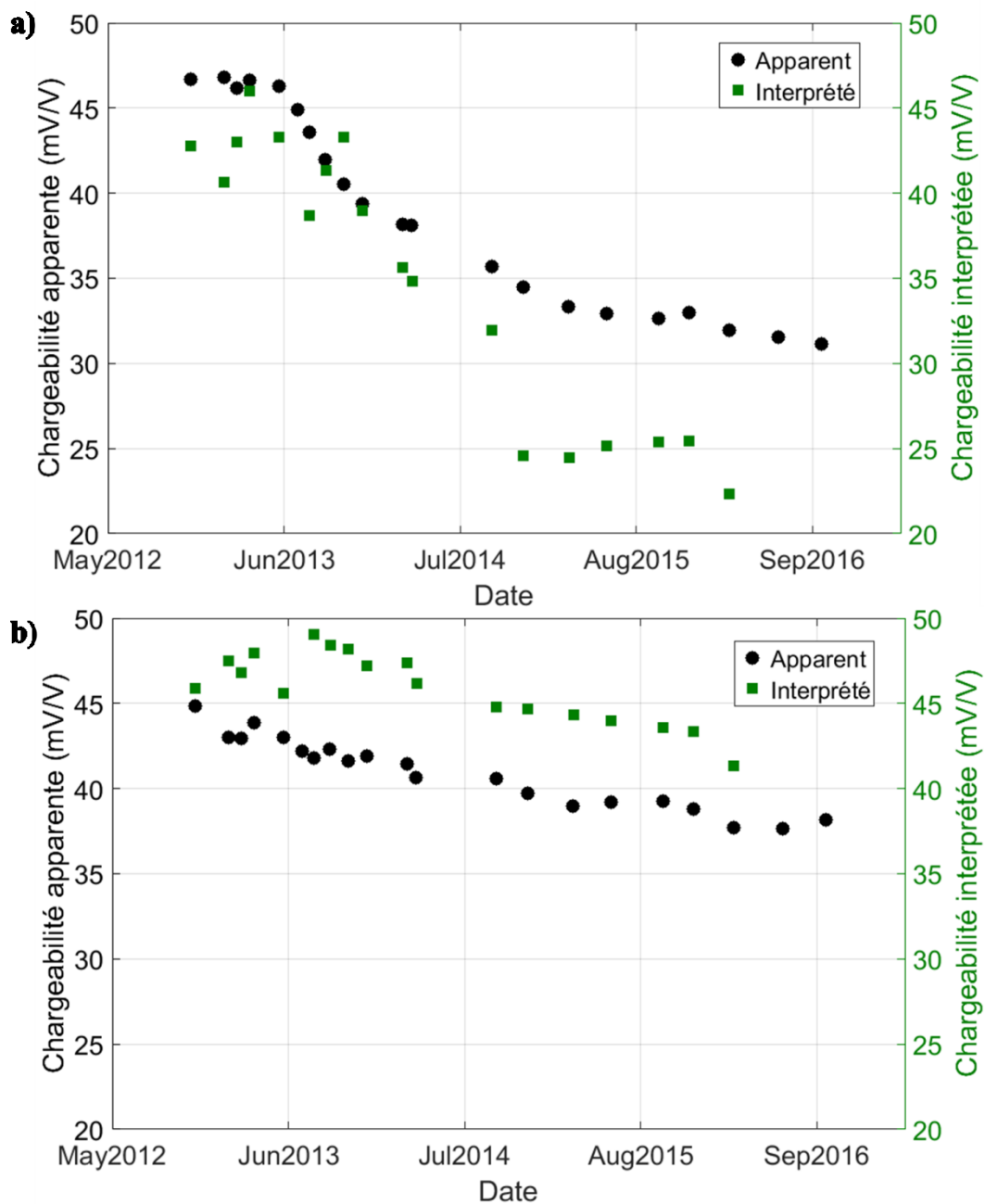


Figure 109 : Suivi de la chargeabilité apparente et interprétée sous les plaques de tassement T4.3 (a) et T4.6 (b)

Sous la plaque de tassement T4.3 (Figure 109.a), les deux moyennes n'évoluent pas de novembre 2012 à juin 2013, en restant à 46.5 mV/V pour la chargeabilité apparente et 43 mV/V pour la chargeabilité interprétée. La chargeabilité moyenne apparente diminue ensuite de façon continue jusqu'à la fin du suivi et passe de 46.5 à 31 mV/V. La chargeabilité moyenne interprétée diminue elle aussi de façon continue en passant de 43 à 22 mV/V, mais on observe une diminution plus importante en septembre 2014 de 6 mV/V. Si on n'observe pas exactement les mêmes variations, on retrouve ici les mêmes tendances de diminution continue et progressive au cours de la

biodégradation. Pour un tassement fort de 6% on a une diminution de la chargeabilité moyenne de 16 mV/V pour l'apparent et 19 mV/V pour l'interprété.

Sous la plaque de tassement T4.6 (Figure 109.b), Les deux moyennes diminuent de façon continue en passant de 45 à 38 mV/V pour la chargeabilité apparente et 46 à 41 mV/V pour la chargeabilité interprétée. On retrouve ici aussi les mêmes tendances de diminution de la mesure dans le temps. Pour un tassement faible de 3.8% on a une diminution de la chargeabilité moyenne de 7 mV/V pour l'apparent et 5 mV/V pour l'interprété.

On retrouve donc ici le même comportement entre les mesures de chargeabilité apparente et interprétée, qui consiste en une diminution progressive au cours de la biodégradation. De plus la moyenne de chargeabilité apparente diminue plus fortement dans la zone où le tassement est le plus fort que dans la zone avec un tassement plus faible. Ces résultats nous indiquent qu'il serait possible de travailler directement avec les mesures apparentes sans passer par une étape d'inversion trop contraignante pour être appliquée par un industriel.

Cependant les moyennes de chargeabilité apparentes sont réalisées ici avec des mesures intégrées sur des volumes qui ne sont pas comparables entre eux. En effet plus l'écartement entre les électrodes est important, plus le volume de sol investigué est élevé. Il pourrait être plus judicieux de ne travailler qu'avec des mesures dont l'écartement entre électrodes est similaire, pour comparer des mesures de volume équivalent.

Finalement on propose pour suivre la biodégradation sur un casier similaire à ceux étudiés, d'utiliser un dispositif de mesure composé de 24 électrodes avec un espacement inter-électrodes de 3 m pour une longueur totale de 75 m, ce qui permettrait de couvrir 75% de la longueur d'un casier de déchets. Les électrodes seront installées en surface, ce qui permettra de prendre en compte un volume de déchets plus important que si elles étaient installées en fond. De plus, il est plus simple pour un industriel d'installer une ligne d'électrode en surface, une fois le casier de déchets rempli, qu'en fond de casier et au cours du remplissage.

Un suivi des mesures RE et PPT devra être réalisé à une fréquence mensuelle suffisante pour enregistrer l'évolution de la biodégradation, avec un temps d'injection de courant de 4 secondes pour permettre au milieu de se charger correctement. La séquence de mesure sera composée au maximum de 100 quadripôles, pour que les données ne soient pas trop importantes pour être utilisées par un industriel, et bien répartis sur l'ensemble du profil de mesure pour couvrir la globalité du casier de déchets. Le suivi étant réalisé tous les mois, on n'aura pas besoin du système d'automatisation, comme sur les casiers 8 et 9, mais pourra être réalisé par un utilisateur à l'aide

d'un résistivimètre qu'on viendrait brancher sur les 24 électrodes. On analysera le suivi des mesures apparentes au cours du temps en faisant attention de ne comparer que des mesures avec des volumes d'investigation, et donc un espacement d'électrode similaire.

Conclusion générale et perspectives

Depuis les années 90, les installations de stockage de déchets (ISDND) sont conçues pour maîtriser au mieux les risques de pollution des milieux environnants. La modernisation de ces ouvrages complexes et l'évolution de la réglementation française et européenne a entraîné un assèchement des massifs de déchets dû aux performances des dispositifs d'étanchéité. L'eau étant nécessaire au développement des micro-organismes, le concept de bioréacteur consistant à réinjecter les lixiviats collectés en fond de casier pour réhumidifier l'ensemble du massif de déchets et le placer dans de meilleures conditions de biodégradation a été développé.

Cependant, comme ces systèmes de réinjection ont une zone d'action limitée et que des écoulements préférentiels peuvent être observés, la biodégradation au sein du massif de déchets n'est généralement pas homogène. Il apparaît donc de nouveaux enjeux autour de la gestion des ISDND liés à l'évolution de l'état de biodégradation des massifs de déchets durant la période de post-exploitation. L'arrêté ministériel relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux impose aujourd'hui aux industriels d'effectuer un suivi qualitatif et quantitatif des lixiviats et biogaz. Ces analyses représentent une vision globale de l'état de biodégradation du massif de déchets et peuvent donc masquer des dysfonctionnements dans certaines zones de ces ouvrages. Il y a donc une attente pour disposer d'outils permettant de suivre l'évolution de la biodégradation de façon distribuée.

Les méthodes géophysiques en plus d'être spatialisantes, sont déjà utilisées sur les casiers de déchets et ce pour de nombreuses applications qui ont démontrées leur robustesse. Ainsi la problématique de ce travail de thèse a été **d'évaluer le potentiel de méthodes géophysiques pour suivre l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets et de sélectionner les méthodes les plus adéquates en fonction de leurs performances et de leurs applicabilités sur le terrain.**

Un travail bibliographique a permis de décrire le processus complexe de biodégradation des déchets faisant intervenir plusieurs populations de micro-organismes qui vont transformer la matière organique en biogaz. Ces transformations vont induire une modification de certains paramètres biologiques, physiques et chimiques du massif de déchets au cours de sa biodégradation susceptible d'entraîner une évolution des mesures géophysiques. Quatre méthodes électriques ont été identifiées comme potentiellement sensibles à la variation de ces paramètres :

- La résistivité électrique (RE)
- Le potentiel spontané (PS)
- La polarisation provoquée temporelle (PPT)
- La polarisation provoquée spectrale (PPS)

Deux objectifs découlent de la problématique de thèse. Le premier consiste à évaluer la sensibilité des méthodes géophysiques retenues par rapport aux variations des paramètres bio-physico-chimiques d'un casier de déchets au cours de sa biodégradation et le second est de déterminer quelles sont les méthodes applicables sur un casier de déchets. Ces objectifs ont amené des questions :

Quels sont les paramètres bio-physico-chimiques qui vont engendrer une évolution de la mesure géophysique au cours de la biodégradation d'un déchet ?

Quelles sont les méthodes géophysiques sensibles à ces paramètres ?

Quelles sont les méthodes applicables sur un casier de déchets ?

Il ressort de l'état de l'art que de nombreux paramètres bio-physico-chimiques vont évoluer au cours de la biodégradation des déchets mais qu'on a peu d'information sur l'influence de cette évolution sur les mesures géophysiques. Pour répondre aux questions posées nous avons donc décidé de suivre une démarche classiquement utilisée dans les études géophysiques qui consiste à réaliser un suivi à deux échelles, l'une au laboratoire et une autre sur un casier de déchets.

Le suivi en laboratoire permet de contrôler les conditions expérimentales, pour premièrement accélérer les cinétiques de biodégradation très lentes observées sur le terrain, et pour comprendre l'influence des différents paramètres bio-physico-chimiques sur les mesures géophysiques au cours de la biodégradation, répondant ainsi à la première question posée. Les quatre méthodes géophysiques présélectionnées ont été mises en œuvre à l'échelle d'un pilote expérimental et l'évolution conjointe de la biodégradation par l'analyse des lixiviats et biogaz et des mesures géophysiques a été suivie. Ceci a permis d'analyser la sensibilité des méthodes au cours de la biodégradation et ainsi répondre à la seconde question.

Le suivi à l'échelle du terrain permet d'étudier le comportement des mesures géophysiques sélectionnées dans les conditions réelles d'un casier de déchets et de les comparer aux résultats issus du laboratoire. Précédemment à la thèse, un projet de recherche visant à optimiser le fonctionnement de l'ISDND des Champs Jouault a été réalisé. Il a permis la mise en œuvre et l'acquisition depuis 2012 d'un suivi RE, PPT et de température par fibre optique sur plusieurs casiers de déchets. Cette base de données de plusieurs années a été revisitée afin d'évaluer l'évolution de ces méthodes au cours de la biodégradation d'un massif de déchets. Le suivi géophysique a été comparé aux mesures de référence sur la biodégradation que sont l'analyse du biogaz qui est un indicateur global, et le suivi du tassement en plusieurs points qui est un indicateur local.

A partir des différents suivis de mesures géophysiques mis en place à différentes échelles au cours de la thèse, les principaux résultats obtenus sont les suivants :

- Le suivi PS tel qu'il a été mis en place à l'échelle du laboratoire n'a pas permis d'enregistrer une variation significative de potentiel au cours de la biodégradation, et laisse penser que les déchets se sont biodégradés sans engendrer de gradient d'oxydo-réduction au sein des pilotes expérimentaux. **La méthode PS dans les conditions du laboratoire ne semble pas impactée par les modifications des paramètres bio-physico-chimiques du déchet au cours de sa biodégradation.**
- La résistivité électrique à l'échelle du laboratoire est principalement pilotée par la teneur en eau. On retrouve ce comportement à l'échelle du casier, où la mesure diminue dans le temps, s'homogénéise et converge vers une valeur seuil de 4 ohm.m en fonction des différents épisodes de réinjections sur le site industriel étudié. **La résistivité n'est donc pas adaptée pour le suivi de la biodégradation d'un massif de déchet mais pourrait être utilisée comme un indicateur de l'état de saturation du milieu qui est une condition essentielle pour la biodégradation.**
- Les mesures de polarisation provoquée que ce soit dans le domaine temporel avec la chargeabilité ou fréquentiel avec le déphasage, augmentent à l'échelle du laboratoire avec la diminution de la densité. A l'échelle du casier, le massif de déchets se tasse au cours de sa biodégradation, la densité augmente et la chargeabilité diminue au cours de la biodégradation. **Les méthodes PPT et PPS sont donc directement sensibles à la densité et pourraient permettre de suivre en différents points l'évolution de la biodégradation constatée à travers la variation du tassement des déchets.**

Il n'a pas été facile de comparer les mesures effectuées sur les colonnes de laboratoire avec celles sur un casier de déchets car les conditions de mesure au laboratoire sont différentes des conditions réelles. En effet, au laboratoire, la température y est fixe et la densité faible pour accélérer la cinétique de biodégradation et en l'absence de charge, la colonne de déchets ne se tasse pas. De plus le déchet utilisé est reconstitué, très homogène et n'est représentatif que d'une ordure ménagère. Les mesures laboratoire ne sont donc pas représentatives de ce qu'il se passe sur un casier de déchets mais ont permis d'étudier l'effet des variations des paramètres bio-physico-chimiques engendrées par les processus de biodégradation sur les mesures géophysiques.

Les résultats obtenus sur le terrain sont pertinents mais ne sont pas généralisables car les mesures ont été réalisées sur deux casiers de déchets très semblables. Les tendances observées pourraient être très différentes sur un casier contenant des déchets de composition différente ou encore sur un casier géré classiquement sans réinjection de lixiviat. Sur un casier de déchets il est difficile de mettre en place des électrodes non polarisables car elles nécessitent un entretien impossible à réaliser une fois l'électrode enterrée. Pour cette raison la mise en œuvre des méthodes PS et PPS n'est pas possible sur du long terme.

In situ, les mesures géophysiques ont été comparées aux mesures de tassement qui traduisent l'évolution de la densité du massif de déchets au cours du temps. Le tassement est cependant constitué de deux composantes, une première purement mécanique et une seconde dû à la biodégradation du déchet. On observera donc un tassement même en l'absence de la biodégradation du massif. Le suivi de la production de biogaz est donc important pour attribuer les évolutions des mesures géophysiques constatées sur un casier de stockage de déchets à une évolution de la biodégradation.

Au regard des résultats présentés et bien qu'ils restent des questions sur la généralisation des mesures géophysiques sur d'autres casiers de déchets que ceux des Champs Jouault, **on propose pour suivre l'évolution de la biodégradation sur un massif de déchets d'installer** premièrement **deux capteurs de température ponctuels disposés au cœur et en surface du massif** de déchets. Le dispositif serait ainsi suffisant pour suivre le comportement global de la température au sein du casier. Deuxièmement **l'installation en surface d'un dispositif de 24 électrodes espacées de 3 m chacune pour une longueur totale de 75 m**, qui permet de couvrir 75% de la longueur d'un casier de déchets. Les mesures RE et PPT seraient réalisées à l'aide d'un résistivimètre tous les mois avec une séquence de mesure d'une centaine de quadripôles répartis sur la globalité du casier de déchets. On effectuerait ainsi le suivi des mesures de résistivité et chargeabilité apparentes sur l'ensemble du massif pour suivre l'évolution de la biodégradation sans passer par une étape d'inversion compliquée à réaliser pour une application industrielle.

Les recherches menées au cours de cette thèse ont aussi soulevé des perspectives. A la vue des interprétations des mesures de chargeabilité il apparaît pertinent d'utiliser des modèles de décroissance mathématiques, comme le modèle Cole-Cole par exemple, pour essayer de remonter à d'autres paramètres de mesure tels que la chargeabilité initiale M_0 ou le temps de décroissance τ . Dans la littérature on trouve que le temps de décroissance est directement lié à la porosité du milieu (Binley et al., 2005; André Revil et al., 2012), ce qui fait de lui un paramètre très intéressant à suivre puisque la porosité d'un massif de déchets va évoluer au cours de sa biodégradation. Les

phénomènes de polarisation électriques sont aujourd'hui expliqués par des modèles physiques qui font soit intervenir des tailles de grain (André Revil et al., 2012) ou des tailles de pores (Weller, Slater, Nordsiek, & Ntarlagiannis, 2010). Si ces modèles fonctionnent pour décrire des phénomènes de polarisation électrique dans des sables, ils ne sont pas adaptés au cas d'un massif de déchets qui possède une matrice solide très hétérogène et dont la porosité va évoluer au cours de sa biodégradation. Il faudrait aussi travailler à de nouveaux modèles d'interprétation des phénomènes de polarisation pour améliorer notre compréhension sur des milieux poreux complexes comme les massifs de déchets.

Finalement le suivi géophysique pourrait être couplé avec des modèles de tassement pour essayer de dissocier le fluage mécanique de la composante engendrée par la biodégradation. Nous n'avons pas non plus investigué toutes les méthodes géophysiques potentiellement intéressantes pour le suivi de la biodégradation d'un massif de déchets parce que nous avons choisi d'utiliser le suivi RE et PPT réalisé et mis en place sur un casier de déchets au cours d'un précédent projet de recherche, pour ainsi bénéficier de plusieurs années de mesures. D'autres méthodes géophysiques apparaissent cependant intéressantes, les méthodes sismiques notamment et particulièrement celles qui utilisent les ondes de surface, qui sont directement sensibles à la variation de densité, et pourrait être mises en place pour le suivi de la biodégradation d'un casier de déchets sous réserve qu'elles soient applicables sur site.

Références bibliographiques

- Aal, G. Z. A., Slater, L. D., & Atekwana, E. A. (2006). Induced-polarization measurements on unconsolidated sediments from a site of active hydrocarbon biodegradation. *GEOPHYSICS*, 71(2), H13–H24. <http://doi.org/10.1190/1.2187760>
- Abdel Aal, G. Z., Atekwana, E. A., Slater, L. D., & Atekwana, E. A. (2004). Effects of microbial processes on electrolytic and interfacial electrical properties of unconsolidated sediments. *Geophysical Research Letters*, 31(12), L12505. <http://doi.org/10.1029/2004GL020030>
- Abdulrahman, A., Nawawi, M., Saad, R., Abu-Rizaiza, A. S., Yusoff, M. S., Khalil, A. E., & Ishola, K. S. (2016). Characterization of active and closed landfill sites using 2D resistivity/IP imaging: case studies in Penang, Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, 75(4), 1–17. <http://doi.org/10.1007/s12665-015-5003-5>
- ADEME: The French Environment and Energy Management Agency. (2014). *Déchets édition 2014 - Chiffres clé*.
- ADEME. (2007). *Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères*.
- ADEME. (2010a). *La composition des ordures ménagères en France (données et références)*.
- ADEME. (2010b). *Programme ELIA*.
- ADEME. (2016). *Déchets édition 2016 - Chiffres clés*.
- Aguilar-Juarez, O. (2000). *Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique*.
- AL-CHALABI, M. (1992). WHEN LEAST-SQUARES SQUARES LEAST1. *Geophysical Prospecting*, 40(3), 359–378. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1992.tb00380.x>
- Albrecht, R., Gourry, J. C., Simonnot, M.-O., & Leyval, C. (2011). Complex conductivity response to microbial growth and biofilm formation on phenanthrene spiked medium. *Journal of Applied Geophysics*, 75(3), 558–564. <http://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.09.001>
- Allègre, V., Jouniaux, L., Lehmann, F., & Sailhac, P. (2010). Streaming potential dependence on water-content in Fontainebleau sand. *Geophysical Journal International*, 182(3), 1248–1266. <http://doi.org/10.1111/j.1365-246X.2010.04716.x>

- Angelidaki, I., & Ahring, B. K. (1994). Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: Effect of temperature. *Water Research*, 28(3), 727–731.
[http://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90153-8](http://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90153-8)
- Angoran, Y. E., Fitterman, D. V., & Marshall, D. J. (1974). Induced Polarization: A Geophysical Method for Locating Cultural Metallic Refuse. *Science*, 184(4143), 1287–1288.
<http://doi.org/10.1126/science.184.4143.1287>
- Archie, G. E. (1942). The Electrical Resistivity Log as an Aid in Determining Some Reservoir Characteristics. *Transactions of the AIME*, 146(01), 54–62. <http://doi.org/10.2118/942054-G>
- Aristodemou, E., & Thomas-Betts, A. (2000). DC resistivity and induced polarisation investigations at a waste disposal site and its environments. *Journal of Applied Geophysics*, 44(2–3), 275–302.
- Atekwana, E. a., & Atekwana, E. a. (2009). Geophysical Signatures of Microbial Activity at Hydrocarbon Contaminated Sites: A Review. *Surveys in Geophysics*, 31(2), 247–283.
<http://doi.org/10.1007/s10712-009-9089-8>
- Atekwana, E. a., Atekwana, E. a., Werkema, D. D., Allen, J. P., Smart, L. a., Duris, J. W., ... Rossbach, S. (2004). Evidence for microbial enhanced electrical conductivity in hydrocarbon-contaminated sediments. *Geophysical Research Letters*, 31(23), n/a-n/a.
<http://doi.org/10.1029/2004GL021359>
- Atekwana, E. a., Sauck, W. a., & Werkema, D. D. (2000). Investigations of geoelectrical signatures at a hydrocarbon contaminated site. *Journal of Applied Geophysics*, 44, 167–180.
[http://doi.org/10.1016/S0926-9851\(98\)00033-0](http://doi.org/10.1016/S0926-9851(98)00033-0)
- Atekwana, E. a., & Slater, L. D. (2013). Geophysical Signatures of Subsurface Microbial Processes. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 94(8), 77–84.
- Atekwana, E. A., & Slater, L. D. (2009). Biogeophysics: A new frontier in Earth science research. *Reviews of Geophysics*, 47(4), RG4004. <http://doi.org/10.1029/2009RG000285>
- Aubert, M. (2003). Self-Potential Method in Hydrogeological Exploration of Volcanic Areas. *Revue Des Sciences de l'eau*. <http://doi.org/10.7202/705505ar>
- Audebert, M., Clément, R., Grossin-Debattista, J., Günther, T., Touze-Foltz, N., & Moreau, S. (2014). Influence of the geomembrane on time-lapse ERT measurements for leachate injection monitoring. *Waste Management*, 34(4), 780–790.
<http://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.01.011>

- Audebert, M., Clément, R., Moreau, S., Duquennoi, C., Loisel, S., & Touze-Foltz, N. (2016). Understanding leachate flow in municipal solid waste landfills by combining time-lapse ERT and subsurface flow modelling – Part I: Analysis of infiltration shape on two different waste deposit cells. *Waste Management*, 55, 165–175. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.006>
- Audebert, M., Clément, R., Touze-foltz, N., Günther, T., Moreau, S., & Duquennoi, C. (2014). Time-lapse ERT interpretation methodology for leachate injection monitoring based on multiple inversions and a clustering strategy (MICS). *Journal of Applied Geophysics*, 111, 320–333. <http://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2014.09.024>
- Audebert, M., Oxarango, L., Duquennoi, C., Touze-Foltz, N., Forquet, N., & Clément, R. (2015). Understanding leachate flow in municipal solid waste landfills by combining time-lapse ERT and subsurface flow modelling - Part II: Constraint methodology of hydrodynamic models. *Waste Management*, 55, 176–190. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.005>
- Augenstein, D., & Pacey, J. (1991). Modeling landfill methane generation. In *Third International Landfill Symposium* (pp. 115–148).
- Bai, W., Kong, L., & Guo, A. (2013). Effects of physical properties on electrical conductivity of compacted lateritic soil. *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*, 5(5), 406–411. <http://doi.org/10.1016/j.jrmge.2013.07.003>
- Barlaz, M. A., & Reinhart, D. (2004). Bioreactor landfills: progress continues. *Waste Management*, 24(9), 859–860. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.09.001>
- Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Kjeldsen, P., Gabr, M. A., & Borden, R. C. (2002). Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills. *Environmental Science and Technology*, 36(16), 3457–3464. <http://doi.org/10.1021/es011245u>
- Barlaz, M., Ham, R., Schaefer, D., & Isaacson, R. (1990). Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. <http://doi.org/10.1080/10643389009388384>
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S., G Pavlostathis, S., Rozzi, A., ... Vavilin, V. (2002). Anaerobic digestion model No 1 (ADM1). *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research.*, 45, 65–73.
- Bavusi, M., Rizzo, E., & Lapenna, V. (2006). Electromagnetic methods to characterize the Savoia di Lucania waste dump (Southern Italy). *Environmental Geology*, 51, 301–308.

<http://doi.org/10.1007/s00254-006-0327-9>

- Beaven, R. P., Jolly, J., Barker, R. D., & Herbert, A. W. (2007). TIME LAPSE ELECTRICAL IMAGING TO STUDY FLUID MOVEMENT WITHIN A LANDFILL. In *Sardinia - Eleventh Waste Management and Landfill Symposium*.
- Bendz, D., Singh, V. P., & Åkesson, M. (1997). Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. *Journal of Hydrology*, 203(1–4), 1–10. [http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00080-2](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00080-2)
- Bernstone, C., Dahlin, T., Ohlsson, T., & Hogland, H. (2000). DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two pre-excitation surveys. *Environmental Geology*, 39(3–4), 360–371. <http://doi.org/10.1007/s002540050015>
- Besson, A., Cousin, I., Samouëlian, A., Boizard, H., & Richard, G. (2004). Structural heterogeneity of the soil tilled layer as characterized by 2D electrical resistivity surveying. *Soil and Tillage Research*, 79(2), 239–249. <http://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.012>
- Binley, A., Slater, L. D., Fukes, M., & Cassiani, G. (2005). Relationship between spectral induced polarization and hydraulic properties of saturated and unsaturated sandstone. *Water Resources Research*, 41(12), n/a-n/a. <http://doi.org/10.1029/2005WR004202>
- Blondel, A. (2014). *Développement des méthodes géophysiques électriques pour la caractérisation des sites et sols pollués aux hydrocarbures*. Université Michel de Montaigne Bordeaux III.
- Blondel, A., Schmutz, M., Franceschi, M., Tichané, F., & Carles, M. (2014). Temporal evolution of the geoelectrical response on a hydrocarbon contaminated site. *Journal of Applied Geophysics*, 103, 161–171. <http://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2014.01.013>
- Börner, F. D., Schopper, J. R., & Weller, a. (1996). Evaluation of transport and storage properties in the soil and groundwater zone from induced polarization measurements. *Geophysical Prospecting*, 44(November 1995), 583–601. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1996.tb00167.x>
- Bouazza, A., & Kavazanjian Jr., E. (2000). Characterization of Municipal Solid Waste Sites Using the Continuous Surface Wave Method. *ISRM International Symposium*, (December).
- Bouazza, A., Nahlawi, H., & Aylward, M. (2011). In situ temperature monitoring in an organic-waste landfill cell. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 137(December), 1286–1289. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0000533](http://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000533)

- Boulanger, A., Pinet, E., Bouix, M., Bouchez, T., & Mansour, A. A. (2012). Effect of inoculum to substrate ratio (I/S) on municipal solid waste anaerobic degradation kinetics and potential. *Waste Management*, 32(12), 2258–2265. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.024>
- BRGM. (2007). *Programme PRECODD Projet BIOREACTEUR Rapport d' avancement*.
- Brunet, P., Clément, R., & Bouvier, C. (2010). Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) - A case study in the Cevennes area, France. *Journal of Hydrology*, 380(1–2), 146–153. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.10.032>
- Campbell, R. B., Bower, C. A., & Richards, L. A. (1949). Change of Electrical Conductivity With Temperature and the Relation of Osmotic Pressure to Electrical Conductivity and Ion Concentration for Soil Extracts¹. *Soil Science Society of America Journal*, 13(C), 66. <http://doi.org/10.2136/sssaj1949.036159950013000C0010x>
- Cardarelli, E., & 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(5), 390–402. <http://doi.org/10.1177/0734242X04046042>
- Cardarelli, E., & 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(6), 595–602. <http://doi.org/10.1177/0734242X09102524>
- Carlson, N. N. R., Mayerle, C. M. C., & Zonge, K. L. (1999). Extremely fast IP used to delineate buried landfills. *5th Meeting Environmental & Engineering Geophysics - European Section, Budapest, Hungary*. <http://doi.org/10.3997/2214-4609.201406378>
- Carlson, N. R., Hare, J. L., & Zonge, K. L. (2001). BURIED LANDFILL DELINEATION WITH INDUCED POLARIZATION : PROGRESS AND PROBLEMS. In *Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems* (p. 8).
- Carlson, N. R., & Mayerle, C. M. (2009). Changes in IP effects over time resulting from accelerated degradation processes at a landfill. In *International Workshop on Induced Polarization*.
- Carpenter, P. J., Kaufmann, R. S., & Price, B. (1990). Use of Resistivity Soundings to Determine Landfill Structure. *Ground Water*, 28(4), 569–575. <http://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1990.tb01713.x>
- Cassidy, D. P., Werkema, D. D., Sauck, W., Atekwana, E., Rossbach, S., & Duris, J. (2001). The Effects of LNAPL Biodegradation Products on Electrical Conductivity Measurements. *Journal of*

- Environmental and Engineering Geophysics*, 6(1), 47–52. <http://doi.org/10.4133/JEEG6.1.47>
- Chandrappa, R., & Das, D. B. (2012). *Solid Waste Management*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. <http://doi.org/10.1007/978-3-642-28681-0>
- Che-alota, V., Atekwana, E. A., Atekwana, E. A., Sauck, W. A., & Jr, D. D. W. (2009). Case History Temporal geophysical signatures from contaminant-mass remediation. *Geophysics*, 74(4), 113–123.
- Chouteau, M., & Giroux, B. (2005). *Géophysique appliquée II: Méthodes électriques*.
- Christensen, T. H., & Kjeldsen, P. (1968). Basic Biochemical Processes in Landfills. In *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact* (pp. 29–49). <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-174255-3.50008-6>
- Claerbout, J. F., & Muir, F. (1973). ROBUST MODELING WITH ERRATIC DATA. *GEOPHYSICS*, 38(5), 826–844. <http://doi.org/10.1190/1.1440378>
- Clément, R. (2010). *Etude du suivi des injections des lixiviats dans les massifs de déchets*. Université de Grenoble.
- Clément, R., Descloitres, M., Günther, T., Oxarango, L., Morra, C., Laurent, J.-P., & Gourc, J.-P. (2010). Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring. *Waste Management*, 30(3), 452–64. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.002>
- Clément, R., Descloitres, M., Günther, T., Oxarango, L., Morra, C., Laurent, J. P., & Gourc, J. P. (2009). Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring. *Waste Management*. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.002> (in press)
- Clerc, G., Petiau, G., & Perrier, F. (1998). *The Garchy 1995–1996 electrode experiment, technical report*.
- Cole, K. S., & Cole, R. H. (1941). Dispersion and Absorption in Dielectrics I. Alternating Current Characteristics. *The Journal of Chemical Physics*, 9(4), 341–351. <http://doi.org/10.1063/1.1750906>
- Conrad, R., & Klose, M. (1999). How specific is the inhibition by methyl fluoride of acetoclastic methanogenesis in anoxic rice field soil? *FEMS Microbiology Ecology*, 30(1), 47–56. [http://doi.org/10.1016/S0168-6496\(99\)00038-0](http://doi.org/10.1016/S0168-6496(99)00038-0)
- Cozzarelli, I. M., Baedeker, M. J., Eganhouse, R. P., & Goerlitz, D. F. (1994). The geochemical

evolution of low-molecular-weight organic acids derived from the degradation of petroleum contaminants in groundwater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(2), 863–877.
[http://doi.org/10.1016/0016-7037\(94\)90511-8](http://doi.org/10.1016/0016-7037(94)90511-8)

Dahlin, T. (2000). Short note on electrode charge-up effects in DC resistivity data acquisition using multi-electrode arrays. *Geophysical Prospecting*, 48(1), 181–187. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2478.2000.00172.x>

Dahlin, T. (2001). The development of DC resistivity imaging techniques. *Computers & Geosciences*, 27(January 2000), 1019–1029. [http://doi.org/10.1016/S0098-3004\(00\)00160-6](http://doi.org/10.1016/S0098-3004(00)00160-6)

Dahlin, T., Leroux, V., Nissen, J., & Ab, G. R. (2002). Measuring techniques in induced polarisation imaging. *Journal of Applied Geophysics*, 50, 279–298.

Dahlin, T., Leroux, V., & Rosqvist, H. (2010). Resistivity-IP mapping for landfill applications. *First Break*, 28(August), 101–105.

Dahlin, T., & Loke, M. H. (1998). Resolution of 2D Wenner resistivity imaging as assessed by numerical modelling. *Journal of Applied Geophysics*, 38(4), 237–249.
[http://doi.org/10.1016/S0926-9851\(97\)00030-X](http://doi.org/10.1016/S0926-9851(97)00030-X)

Dahlin, T., & Zhou, B. (2004). A numerical comparison of 2D resistivity imaging with 10 electrode arrays. *Geophysical Prospecting*, 52(5), 379–398. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2478.2004.00423.x>

Dahlin, T., & Zhou, B. (2006). Multiple-gradient array measurements for multichannel 2D resistivity imaging. *Near Surface Geophysics*, 4(April 2006), 113–123. <http://doi.org/10.3997/1873-0604.2005037>

Davis, C. a., Atekwana, E., Atekwana, E., Slater, L. D., Rossbach, S., & Mormile, M. R. (2006). Microbial growth and biofilm formation in geologic media is detected with complex conductivity measurements. *Geophysical Research Letters*, 33(18), L18403.
<http://doi.org/10.1029/2006GL027312>

Davis, C. a., Pyrak-Nolte, L. J., Atekwana, E. a., Werkema, D. D., & Haugen, M. E. (2010). Acoustic and electrical property changes due to microbial growth and biofilm formation in porous media. *Journal of Geophysical Research*, 115, G00G06. <http://doi.org/10.1029/2009JG001143>

De Iaco, R., Green, A. G., & Horstmeyer, H. (2000). An integrated geophysical study of a landfill and its host sediments. *European Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 4(3), 223–

263.

- De Iaco, R., Green, A. G., Maurer, H. R., & Horstmeyer, H. (2003). A combined seismic reflection and refraction study of a landfill and its host sediments. *Journal of Applied Geophysics*, 52(4), 139–156. [http://doi.org/10.1016/S0926-9851\(02\)00255-0](http://doi.org/10.1016/S0926-9851(02)00255-0)
- Descloitres, M., Laurent, J.-P., Morra, C., Clément, R., Oxarango, L., & Gourc, J.-P. (2008). Monitoring resistivity in non-hazardous waste landfill using Time Domain Electromagnetism (TDEM). In *14th EAGE European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics* (pp. 15–17). <http://doi.org/10.3997/2214-4609.2014632>
- Dukhin, S. S., & Derjaguin, B. V. (1974). Equilibrium double layer and electrokinetic phenomena. *Surface and Colloid Science*, 7(49), 50–271.
- Dumont, G. (2017). *Geophysical characterization and monitoring of a municipal solid waste landfill*. Université de Liège, Liège, Belgique.
- Dumont, G., Pilawski, T., Dzaomuh-Lenieregue, P., Hilgsmann, S., Delvigne, F., Thonart, P., ... Hermans, T. (2016). Gravimetric water distribution assessment from geoelectrical methods (ERT and EMI) in municipal solid waste landfill. *Waste Management*, 55, 129–140. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.013>
- Dumont, G., Robert, T., & Nguyen, F. (2018). Electrical resistivity tomography and distributed temperature sensing monitoring to assess the efficiency of horizontal recirculation drains on retrofit bioreactor landfills. *Geophysics*, 83(2), B13–B23. <http://doi.org/10.1190/geo2016-0622.1>
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1996). Estimating and enhancing methane yield from municipal solid waste. <http://doi.org/10.1089/hwm.1996.13.309>
- Erses, S., Onay, T. T., & Yenigun, O. (2008). Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource Technology*, 99(13), 5418–26. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.008>
- Ettala, M., Sormunen, K., Englund, M., Hyvönen, P., Laurila, T., Karhu, K., & Rintala, J. (2003). Instrumentation of a landfill. In *Proceedings of Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium*. CISA. Cagliari, Italy. 6-10 October (pp. 199–200).
- European Committee for Standardization. (2006). *BS EN 14899 Characterization of waste. Sampling of waste materials. Framework for the preparation and application of a sampling plan*.

- Eurostat. (2016). Treatment of waste by waste category, hazardousness and waste operations. Retrieved from <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>
- Faitli, J., Magyar, T., Erdélyi, A., & Murányi, A. (2015). Characterization of thermal properties of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 36, 213–221. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.028>
- FARGIER, Y. (2011). *Développement de l' Imagerie de Résistivité Électrique pour la reconnaissance et la surveillance des Ouvrages Hydrauliques en Terre.*
- Farquhar, G. J., & Rovers, F. A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, & Soil Pollution*. <http://doi.org/10.1007/BF00585092>
- Fathi Aghdam, E., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2017). Assessment of methane production from shredder waste in landfills: The influence of temperature, moisture and metals. *Waste Management*, 63, 226–237. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.023>
- Fiandaca, G., Auken, E., Christiansen, A. V., & Gazoty, A. (2012). Time-domain-induced polarization : Full-decay forward modeling and 1D laterally constrained inversion of Cole-Cole parameters. *Geophysics*, 77(3), 213–225.
- Fournier, C. (1989). SPONTANEOUS POTENTIALS AND RESISTIVITY SURVEYS APPLIED TO HYDROGEOLOGY IN A VOLCANIC AREA : (PUY -DE-DG ME , F R A N C E) ~. *Geophysical Prospecting*, (July 1987), 647–668. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1989.tb02228.x>
- French Standardization Association. (2013). *NF X30-466. Déchets ménagers et assimilés – Méthode de caractérisation – Analyse sur produit sec.*
- Frohlich, R. K., Urish, D. W., Fuller, J., & O'Reilly, M. (1994). Use of geoelectrical methods in groundwater pollution surveys in a coastal environment. *Journal of Applied Geophysics*. [http://doi.org/10.1016/0926-9851\(94\)90016-7](http://doi.org/10.1016/0926-9851(94)90016-7)
- Fukue, M., Minato, T., Horibe, H., & Taya, N. (1999). The micro-structures of clay given by resistivity measurements. *Engineering Geology*, 54(1–2), 43–53. [http://doi.org/10.1016/S0013-7952\(99\)00060-5](http://doi.org/10.1016/S0013-7952(99)00060-5)
- Furman, a., Ferre, T. P. a., & Warrick, a. W. (2003). A Sensitivity Analysis of Electrical Resistivity Tomography Array Types Using Analytical Element Modeling. *Vadose Zone Journal*, 2(3), 416–423. <http://doi.org/10.2113/2.3.416>

- Gallas, J. D. F., Taioli, F., & Filho, W. M. (2011). Induced polarization, resistivity, and self-potential: A case history of contamination evaluation due to landfill leakage. *Environmental Earth Sciences*, 63(2), 251–261. <http://doi.org/10.1007/s12665-010-0696-y>
- Gazoty, a., Fiandaca, G., Pedersen, J., Auken, E., & Christiansen, a. V. (2012). Mapping of landfills using time-domain spectral induced polarization data: the Eskelund case study. *Near Surface Geophysics*, 10(1957), 575–586. <http://doi.org/10.3997/1873-0604.2012046>
- Gazoty, a., Fiandaca, G., Pedersen, J., Auken, E., & Christiansen, a. V. (2013). Data repeatability and acquisition techniques for time-domain spectral induced polarization. *Near Surface Geophysics*, 11(1983), 391–406. <http://doi.org/10.3997/1873-0604.2013013>
- Gholamifard, S. (2009). *Modélisation des écoulements diphasiques bioactifs dans les installations de stockage de déchets*.
- Gourc, J. P., Staub, M. J., & Conte, M. (2010). Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes - Modelling and validation on large-scale setups. *Waste Management*, 30(8–9), 1556–1568. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.004>
- Grahame, D. (1947). The electrical double layer and the theory of electrocapillarity. *Chemical Reviews*, 441–501. <http://doi.org/10.1021/cr60130a002>
- Grattan, K. T. V., & Sun, T. (2000). Fiber optic sensor technology: An overview. *Sensors and Actuators, A: Physical*, 82(1), 40–61. [http://doi.org/10.1016/S0924-4247\(99\)00368-4](http://doi.org/10.1016/S0924-4247(99)00368-4)
- Grellier, S., Bouyé, J. M., Guérin, R., Moreau, S., Robain, H., & Skhiri, N. (2005). Influence of temperature and volumetric water content on electrical resistivity of leachate and waste samples. In *10th International Waste Management and Landfill Symposium* (Vol. 10). Sardinia (Italy), session G3, CISA publ., 10.: CISA publ.
- Grellier, S., Guerin, R., Robain, H., Bobachev, a., Vermeersch, F., & Tabbagh, a. (2008). Monitoring of Leachate Recirculation in a Bioreactor Landfill by 2-D Electrical Resistivity Imaging. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, 13(4), 351–359. <http://doi.org/10.2113/JEEG13.4.351>
- Grellier, S., Reddy, K., Gangathulasi, J., Adib, R., & Peters, C. (2006). Electrical Resistivity Tomography Imaging of Leachate. In *Solid Waste Association of North America Conference*.
- Grisey, E. (2013). *Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement*. Retrieved from <https://drive.google.com/file/d/0B2esaf5jW2PGX0JOMDZUZmM3a0E/view?usp=sharing>

- Grossin-Debattista, J. (2011). *Fractionnements isotopiques ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) engendrés par la méthanogenèse : apports pour la compréhension des processus de biodégradation lors de la digestion anaérobie. Application aux procédés anaérobies de traitements des déchets non dangereux.*
- Grossin-Debattista, J., Clément, R., Bouchez, T., Mazéas, L., & Moreau, S. (2014). *Suivi et optimisation de l'ISDND de la SAS les Champs Jouault exploitée en mode bioréacteur.*
- 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. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.010>
- 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. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.010>
- Günther, T. (2004). *Inversion methods and resolution analysis for the 2D/3D reconstruction of resistivity structures from DC measurements.* University of Mining and Technology, Freiberg (Germany).
- Günther, T., & Rücker, C. (2011). *Boundless Electrical Resistivity Tomography, BERT—The User Tutorial.*
- Günther, T., Rücker, C., & Spitzer, K. (2006). Three-dimensional modelling and inversion of dc resistivity data incorporating topography – II. Inversion. *Geophysical Journal International, 166*(2), 506–516.
- Hanson, J. L., Yesiller, N., & Oettle, N. K. (2008). Spatial Variability of Waste Temperatures in MSW Landfills. In *Global Waste Management Symposium* (pp. 1–11).
- Hanson, J. L., Yeşiller, N., Onnen, M. T., Liu, W. L., Oettle, N. K., & Marinos, J. A. (2013). Development of numerical model for predicting heat generation and temperatures in MSW landfills. *Waste Management, 33*(10), 1993–2000. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.04.003>
- Heenan, J., Porter, A., Ntarlagiannis, D., Young, L. Y., Werkema, D. D., & Slater, L. D. (2013). Sensitivity of the spectral induced polarization method to microbial enhanced oil recovery processes. *GEOPHYSICS, 78*(5), E261–E269. <http://doi.org/10.1190/geo2013-0085.1>
- Hudson, A. P., White, J. K., Beaven, R. P., & Powrie, W. (2004). Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management, 24*(3), 259–269.

<http://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.12.003>

Imhoff, P. T., Jakubowitch, A., Briening, M. L., & Chiu, P. C. (2003). Partitioning gas tracer tests for measurement of water in municipal solid waste. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 53(11), 1391–1400. <http://doi.org/10.1080/10473289.2003.10466306>

Imhoff, P. T., Reinhart, D. R., Englund, M., Guérin, R., Gawande, N., Han, B., ... Yazdani, R. (2007). Review of state of the art methods for measuring water in landfills. *Waste Management*, 27(6), 729–745. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.03.024>

Ishigaki, T., Yamada, M., Nagamori, M., Ono, Y., & Inoue, Y. (2005). Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology*, 48(7), 845–853. <http://doi.org/10.1007/s00254-005-0008-0>

Jouen, T., Clément, R., Baland, M., Mazéas, L., Loisel, S., & Moreau, S. (2018). 4 years monitoring a municipal solid waste landfill to study how electrical waste properties evolve during biodegradation processes. Part II: Electrical resistivity and time-domain induced polarization of long-term monitoring.

Jougnot, D., & Linde, N. (2013). Self-Potentials in Partially Saturated Media: The Importance of Explicit Modeling of Electrode Effects. *Vadose Zone Journal*, 12(2), 1–21. <http://doi.org/10.2136/vzj2012.0169>

Jouniaux, L., Maineult, A., Naudet, V., Pessel, M., & Sailhac, P. (2009). Review of self-potential methods in hydrogeophysics. *Comptes Rendus - Geoscience*, 341(10–11), 928–936. <http://doi.org/10.1016/j.crte.2009.08.008>

Joyce, R. A. (2012). *SENSITIVITY OF SPECTRAL INDUCED POLARIZATION MEASUREMENTS TO ENVIRONMENTAL CONTAMINANTS (NANOPARTICULES AND HYDROCARBONS)*. Oklahoma State University.

Karakashev, D., Batstone, D. J., & Angelidaki, I. (2005). Influence of Environmental Conditions on Methanogenic Compositions in Anaerobic Biogas Reactors Influence of Environmental Conditions on Methanogenic Compositions in Anaerobic Biogas Reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(1), 331–338. <http://doi.org/10.1128/AEM.71.1.331>

Knödel, K., Lange, G., & Voigt, H.-J. (2007). *Environmental Geology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. <http://doi.org/10.1007/978-3-540-74671-3>

Konstantaki, L. A., Ghose, R., Draganov, D., Diaferia, G., & Heimovaara, T. (2014). Characterization of

- a heterogeneous landfill using seismic and electrical resistivity data. *Geophysics*, 80(1), EN13-EN25. <http://doi.org/10.1190/GEO2014-0263.1>
- Kumar, S., Bhattacharyya, J. K., Vaidya, A. N., Chakrabarti, T., Devotta, S., & Akolkar, A. B. (2009). Assessment of the status of municipal solid waste management in metro cities, state capitals, class I cities, and class II towns in India: An insight. *Waste Management*, 29(2), 883–895. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.011>
- Lanz, E., Maurer, H., & Green, A. G. (1998). Refraction tomography over a buried waste disposal site. *GEOPHYSICS*, 63(4), 1414–1433. <http://doi.org/10.1190/1.1444443>
- Le Conseil de l'Union Européenne. (1999). Directive 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. *Journal Officiel Des Communautés Européennes*.
- Lefebvre, X., Lanini, S., & Houi, D. (2000). The role of aerobic activity on refuse temperature rise , I . Land ® II experimental study. *Waste Management and Research*, (1974), 444–452. <http://doi.org/10.1034/j.1399-3070.2000.00144.x>
- Leroux, V., Dahlin, T., & Rosqvist, H. (2010). Time-domain IP and Resistivity Sections Measured at Four Landfills with Different Contents. In *Near surface - 16th European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics*.
- Leroux, V., Dahlin, T., & Svensson, M. (2007). Dense resistivity and induced polarization profiling for a landfill restoration project at Harlov, Southern Sweden. *Waste Management & Research*, 25(1), 49–60. <http://doi.org/10.1177/0734242X07073668>
- Leroy, P., & Revil, a. (2004). A triple-layer model of the surface electrochemical properties of clay minerals. *Journal of Colloid and Interface Science*, 270(2), 371–380. <http://doi.org/10.1016/j.jcis.2003.08.007>
- Lesmes, D. P., & Frye, K. M. (2001). Influence of pore fluid chemistry on the complex conductivity and induced polarization responses of Berea sandstone. *Journal of Geophysical Research*, 106(B3), 4079. <http://doi.org/10.1029/2000JB900392>
- Lesmes, D. P., & Morgan, F. D. (2001). Dielectric spectroscopy of sedimentary rocks. *Journal of Geophysical Research*, 106(B7), 13329. <http://doi.org/10.1029/2000JB900402>
- Linde, N., Jougnot, D., Revil, a., Matthäi, S. K., Arora, T., Renard, D., & Doussan, C. (2007). Streaming current generation in two-phase flow conditions. *Geophysical Research Letters*, 34(3), 1–5. <http://doi.org/10.1029/2006GL028878>

- Linde, N., & Revil, A. (2007). Inverting self-potential data for redox potentials of contaminant plumes. *Geophysical Research Letters*, *34*, 1–5. <http://doi.org/10.1029/2007GL030084>
- Ling, C., Zhou, Q., Xue, Y., Zhang, Y., Li, R., & Liu, J. (2013). Application of electrical resistivity tomography to evaluate the variation in moisture content of waste during 2 months of degradation. *Environmental Earth Sciences*, *68*(1), 57–67. <http://doi.org/10.1007/s12665-012-1715-y>
- Loke, M., & Barker, R. (1996). Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method1. *Geophysical Prospecting*, *44*(1), 131–152. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1996.tb00142.x>
- Loke, M. H., & Barker, R. D. (1996). Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections using a quasi-Newton method. *Geophys. Prosp.*, *44*, 131–152.
- Ma, R., McBratney, A., Whelan, B., Minasny, B., & Short, M. (2011). Comparing temperature correction models for soil electrical conductivity measurement. *Precision Agriculture*, *12*(1), 55–66. <http://doi.org/10.1007/s11119-009-9156-7>
- Maineult, A. (2004). *Application de la méthode du potentiel spontané à l'hydrogéologie : expérimentation sur modèle réduit d'aquifère*. Université Louis Pasteur Strasbourg I.
- Maineult, A., & Bernabé, Y. (2005). Detection of advected concentration and pH fronts from self-potential measurements. *Journal of Geophysical Research*, *110*(B11205). <http://doi.org/10.1029/2005JB003824>
- Maineult, A., Bernabé, Y., & Ackerer, P. (2004). Electrical Response of Flow, Diffusion, and Advection in a Laboratory Sand Box. *Vadose Zone Journal*. <http://doi.org/10.2136/vzj2004.1180>
- Maineult, A., Bernabé, Y., & Ackerer, P. (2006). Detection of advected, reacting redox fronts from self-potential measurements. *Journal of Contaminant Hydrology*, *86*(1–2), 32–52. <http://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.02.007>
- Marescot, L. (2006). Introduction à l'imagerie électrique du sous-sol. *Bulletin de La Societe Vaudoise Des Sciences Naturelles*, *90*(1), 23–40.
- Martinho, E., Abreu, M. M., Pampulha, M. E., Alegria, F., Oliveira, A., & Almeida, F. (2009). An Experimental Study of the Diesel Biodegradation Effects on Soil Biogeophysical Parameters. *Water, Air, and Soil Pollution*, *206*(1–4), 139–154. <http://doi.org/10.1007/s11270-009-0092-y>

- Martinho, E., & Almeida, F. (2006). 3D behaviour of contamination in landfill sites using 2D resistivity/IP imaging: Case studies in Portugal. *Environmental Geology*, 49(7), 1071–1078. <http://doi.org/10.1007/s00254-005-0151-7>
- Martinho, E., Almeida, F., & Senos Matias, M. J. (2006). An experimental study of organic pollutant effects on time domain induced polarization measurements. *Journal of Applied Geophysics*, 60(1), 27–40. <http://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2005.11.003>
- Mboh, C. M., Huisman, J. A., Zimmermann, E., & Vereecken, H. (2012). Coupled Hydrogeophysical Inversion of Streaming Potential Signals for Unsaturated Soil Hydraulic Properties. *Vadose Zone Journal*. <http://doi.org/10.2136/vzj2011.0115>
- Mehta, R., Barlaz, M. a., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., & Sinderson, L. (2002). Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation. *Journal of Environmental Engineering*, 128(3), 228–236. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2002\)128:3\(228\)](http://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:3(228))
- Meju, M. (2000). Environmental geophysics: the tasks ahead. *Journal of Applied Geophysics*, 44(2–3), 63–65. [http://doi.org/10.1016/S0926-9851\(00\)00006-9](http://doi.org/10.1016/S0926-9851(00)00006-9)
- Meju, M. a. (2000). Geoelectrical investigation of old/abandoned, covered landfill sites in urban areas: Model development with a genetic diagnosis approach. *Journal of Applied Geophysics*, 44, 115–150. [http://doi.org/10.1016/S0926-9851\(00\)00011-2](http://doi.org/10.1016/S0926-9851(00)00011-2)
- Mewafy, F. M., Atekwana, E. a., Werkema, D. D., Slater, L. D., Ntarlagiannis, D., Revil, A., ... Delin, G. N. (2011). Magnetic susceptibility as a proxy for investigating microbially mediated iron reduction. *Geophysical Research Letters*, 38(21), n/a-n/a. <http://doi.org/10.1029/2011GL049271>
- Ministère de l'environnement. (1992). LOI no 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement. *Le Journal Officiel de La République Française*.
- Ministère de l'environnement. (1997). *Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés*.
- Ministère de l'environnement. (2002). Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets. *Le Journal Officiel de La République Française*.
- Ministère de l'environnement. (2016). *Arrêté du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage*

de déchets non dangereux. Journal officiel de la République française n°0069 du 22 mars 2016.

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(4), n/a-n/a. <http://doi.org/10.1029/2005WR003996>

Moreau, S., Bergeron, M., & Clement, R. (2012). Evolution of Electrical Resistivity Measurements during Process of Waste Biodegradation. In *Near Surface Geoscience 2012 – 18th European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics*. <http://doi.org/10.3997/2214-4609.20143398>

Moreau, S., Bouyé, J. M., Barina, G., & Oberti, O. (2003). Electrical Resistivity Survey to Investigate the Influence of Leachate Recirculation in a MSW Landfill. In *9th International Waste Management and Landfill Symposium*.

Moreau, S., Bouye, J. M., Barina, G., & Oberty, O. (2003). Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill. In E. S. E. Centre (Ed.), *Nineth International Waste Management and landfill Symposium*. Cagliari, Italy.

Moreau, S., Bouyé, J. M., Duquennoi, C., Barina, G., & Oberti, O. (2005). Evolution of waste mass resistivity during 3 years of leachate recirculation operations. In *Sardinia - Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*.

Moreau, S., Chevrier, B., Saidi, F., Buton, G., & Bouye, J.-M. (2009). Using fiberoptic to measure waste mass temperature: application to evaluate leachate recirculation network in landfill bioreactor. In *Proceedings of Sardinia 2009 Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*. CISA.

Moreau, S., Courant, P., Budka, A., Presse, D., & Bouyé, J. M. (2007). Using electrical resistivity 2D tomography in solid waste to evaluate hydraulic performances of leachate recirculation networks in landfills. In *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium* (p. 9). CISA publisher.

Moreau, S., Jouen, T., Grossin-Debattista, J., Loisel, S., Mazéas, L., & Clément, R. (2018). 4 years monitoring on municipal solid waste landfill to study how waste mass properties evolve during biodegradation processes: Part I: Temperature evolution and modelling.

Moreau, S., Ripaud, F., Saidi, F., & Bouyé, J.-M. (2011). Laboratory test to study waste moisture from resistivity. *Proceedings of the ICE - Waste and Resource Management*.

<http://doi.org/10.1680/warm.900025>

Naudet, V. (2004). *Les méthodes de résistivité électrique et de potentiel spontané appliquées aux sites contaminés*. Université Paul Cézanne, Faculté de droit, d'économie et des sciences d'Aix - Marseille III.

Naudet, V., Gourry, J. C., Girard, J. F., & Deparis, J. (2012). Geoelectrical characterization of the internal structure and biodegradation of an old Municipal Solid Waste. *Second Workshop on Geophysical Measurements at Landfills*.

Naudet, V., & Revil, a. (2005). A sandbox experiment to investigate bacteria-mediated redox processes on self-potential signals. *Geophysical Research Letters*, 32(11), 1–4.
<http://doi.org/10.1029/2005GL022735>

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(1), 8–22. <http://doi.org/10.5194/hess-8-8-2004>

Naudet, V., Revil, A., Bottero, J.-Y., & Bégassat, P. (2003). Relationship between self-potential (SP) signals and redox conditions in contaminated groundwater. *Geophysical Research Letters*, 30(21), 1–4. <http://doi.org/10.1029/2003GL018096>

Noel, C. (2014). *Suivi de la biodégradation des hydrocarbures par le couplage des mesures géophysiques électriques du sol (polarisation provoquée) et des analyses des gaz (concentration du CO₂ et isotopie du carbone)*. Université d'Orléans.

Noel, C., Gourry, J., Ignatiadis, I., Battaglia-Brunet, F., & Guimbaud, C. (2014). Monitoring of the biodegradation of toluene-contaminated sand in columns by SIP measurements, CO₂ content and its ¹³C / ¹²C isotopic signature. In *3rd International Workshop on Induced Polarization*.

Nourbehect, B. (1963). *Irreversible Thermodynamic Effects in Inhomogeneous Media and their Applications in Certain Geoelectric Problems*.

Ntarlagiannis, D., Atekwana, E. a., Hill, E. a., & Gorby, Y. (2007). Microbial nanowires: Is the subsurface “hardwired”? *Geophysical Research Letters*, 34(17), 3–7.
<http://doi.org/10.1029/2007GL030426>

Ntarlagiannis, D., & Ferguson, A. (2009). SIP response of artificial biofilms. *GEOPHYSICS*, 74(1), A1–A5.
<http://doi.org/10.1190/1.3031514>

- Ntarlagiannis, D., Yee, N., & Slater, L. (2005). On the low-frequency electrical polarization of bacterial cells in sands. *Geophysical Research Letters*, 32(24), L24402.
<http://doi.org/10.1029/2005GL024751>
- Nyquist, J. E., & Corry, C. E. (2002). Self-potential: The ugly duckling of environmental geophysics. *The Leading Edge*, 21(5), 446–451. <http://doi.org/10.1190/1.1481251>
- Olivier, F. (2003). *Tassement des déchets en classé de classe II : du site au modèle*. Université Joseph Fourier France.
- Pacey, J., Augenstein, D., Reinhart, D., Morck, R., & Yazdani, R. (1999). The Bioreactor Landfill - An Innovation in Solid Waste Management. *MSW Management*, 53–60.
- Palmisano, A. C., & Barlaz, M. A. (1996). *Microbiology of solid waste*. CRC press.
- Parsekian, A. D., Comas, X., Slater, L., & Glaser, P. H. (2011). Geophysical evidence for the lateral distribution of free phase gas at the peat basin scale in a large northern peatland. *Journal of Geophysical Research*, 116(G3), G03008. <http://doi.org/10.1029/2010JG001543>
- Pelton, W. H., Ward, S. H., Hallof, P. G., Sill, W. R., & Nelson, P. H. (1978). MINERAL DISCRIMINATION AND REMOVAL OF INDUCTIVE COUPLING WITH MULTIFREQUENCY IP. *GEOPHYSICS*, 43(3), 588–609. <http://doi.org/10.1190/1.1440839>
- Perry, R. H., & Green, D. W. (1997). *Perry's Chemical Engineers' Handbook* (McGraw-Hill).
- Personna, Y. R., Ntarlagiannis, D., Slater, L., Yee, N., O'Brien, M., & Hubbard, S. (2008). Spectral induced polarization and electrodic potential monitoring of microbially mediated iron sulfide transformations. *Journal of Geophysical Research*, 113(G2), G02020.
<http://doi.org/10.1029/2007JG000614>
- Personna, Y. R., Slater, L., Ntarlagiannis, D., Werkema, D., & Szabo, Z. (2013). Complex resistivity signatures of ethanol biodegradation in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 153, 37–50. <http://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2013.07.005>
- Persson, M., & Berndtsson, R. (1998). Texture and Electrical Conductivity Effects on Temperature Dependency in Time Domain Reflectometry. *Soil Science Society of America Journal*, 62(4), 887.
<http://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200040006x>
- Petiau, G. (2000). Second Generation of Lead-lead Chloride Electrodes for Geophysical Applications. *Pure and Applied Geophysics*, 157(3), 357–382. <http://doi.org/10.1007/s000240050004>

- Pfeffer, J. T. (1974). Temperature effects on anaerobic fermentation of domestic refuse. *Biotechnology and Bioengineering*, 16, 771–787. <http://doi.org/10.1002/bit.260160607>
- Pohland, F. G., & Al-Yousfi, B. (1994). Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production. *Water Science and Technology*, 30(12), 117–124.
- Porsani, J. L., Filho, W. M., Elis, V. R., Shimeles, F., Dourado, J. C., & Moura, H. P. (2004). The use of GPR and VES in delineating a contamination plume in a landfill site: A case study in SE Brazil. *Journal of Applied Geophysics*, 55(3–4), 199–209. <http://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2003.11.001>
- Qu, X., Mazas, L., Vavilin, V. A., Epissard, J., Lemunier, M., Mouchel, J.-M., ... Bouchez, T. (2009). Combined monitoring of changes in $\delta^{13}\text{C}_{\text{CH}_4}$ and archaeal community structure during mesophilic methanization of municipal solid waste. *FEMS Microbiology Ecology*, 68(2), 236–245. <http://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00661.x>
- Radulescu, M., Valerian, C., & Yang, J. (2007). Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills. *Annals of Geophysics*, 50(3), 453–468. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-39749185409&partnerID=tZ0tx3y1>
- Reddy, K. R., Hettiarachchi, H., Gangathulasi, J., & Bogner, J. E. (2011). Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation. *Waste Management*, 31(11), 2275–2286. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.06.002>
- Rees, J. F. (1980a). Optimisation of Methane Production and Refuse Decomposition in Landfills by Temperature Control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 30(ii), 458–465.
- Rees, J. F. (1980b). The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 30(1), 161–175. <http://doi.org/10.1002/jctb.503300121>
- Reguera, G., McCarthy, K. D., Mehta, T., Nicoll, J. S., Tuominen, M. T., & Lovley, D. R. (2005). Extracellular electron transfer via microbial nanowires. *Nature*, 435(7045), 1098–1101. <http://doi.org/10.1038/nature03661>
- Reinhart, D. R., & AlYousfi, A. B. (1996). The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*, 14(4), 337–346.
- Reinhart, D. R., & Townsend, T. G. (1997). *Landfill bioreactor design & operation*. Lewis Publishers.
- Rendra, S., Warith, M. A., & Fernandes, L. (2007). Degradation of Municipal Solid Waste in Aerobic

- Bioreactor Landfills. *Environmental Technology*, 28(6), 609–620.
<http://doi.org/10.1080/09593332808618822>
- Revil, a. (2012). Spectral induced polarization of shaly sands: Influence of the electrical double layer. *Water Resources Research*, 48(2), 1–23. <http://doi.org/10.1029/2011WR011260>
- Revil, A., Fernandez, P., Mao, D., French, H. K., Bloem, E., & Binley, A. (2015). Self-potential monitoring of the enhanced biodegradation of an organic contaminant using a bioelectrochemical cell. *The Leading Edge*, 34(2), 198–202.
<http://doi.org/10.1190/tle34020198.1>
- Revil, A., Koch, K., & Holliger, K. (2012). Is it the grain size or the characteristic pore size that controls the induced polarization relaxation time of clean sands and sandstones? *Water Resources Research*, 48, 1–7. <http://doi.org/10.1029/2011WR011561>
- Revil, A., Mendonça, 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. <http://doi.org/10.1029/2009JG001065>
- Rijal, M. L., Appel, E., Petrovský, E., & Blaha, U. (2010). Change of magnetic properties due to fluctuations of hydrocarbon contaminated groundwater in unconsolidated sediments. *Environmental Pollution*, 158(5), 1756–1762. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.012>
- Rizzo, E., Suski, B., Revil, a., Straface, S., & Troisi, S. (2004). Self-potential signals associated with pumping tests experiments. *Journal of Geophysical Research B: Solid Earth*, 109(10), 1–14.
<http://doi.org/10.1029/2004JB003049>
- Rosqvist, H., Dahlin, T., Fourie, A., Röhrs, L., Bengtsson, A., & Larsson, M. (2003). Mapping of leachate plumes at two landfill sites in south Africa using geoelectrical imaging techniques. In *Ninth International Waste Management and landfill Symposium*.
- Rücker, C., Günther, T., & Spitzer, K. (2006). Three-dimensional modelling and inversion of dc resistivity data incorporating topography - I. Modelling. *Geophysical Journal International*, 166(2), 495–505. <http://doi.org/10.1111/j.1365-246X.2006.03010.x>
- Sato, M. (1960). THE ELECTROCHEMICAL MECHANISM OF SULFIDE SELF-POTENTIALS. *Geophysics*.
<http://doi.org/10.1190/1.1438689>
- Sauck, W. A., Atekwana, E. A., & Nash, M. S. (1998). High conductivities associated with an LNAPL plume imaged by integrated geophysical techniques. *J. Environ. Eng. Geophys*, 2, 203–212.

- Shanafield, M., McCallum, J. L., Cook, P. G., & Noorduijn, S. (2016). Variations on thermal transport modelling of subsurface temperatures using high resolution data. *Advances in Water Resources*, 89, 1–9. <http://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.12.018>
- Sheets, K. R., & Hendrickx, J. M. H. (1995). Noninvasive Soil Water Content Measurement Using Electromagnetic Induction. *Water Resources Research*, 31(10), 2401–2409. <http://doi.org/10.1029/95WR01949>
- Singh, K. P. (2014). Biogeophysical signatures of microbial natural gas accumulation. *Current Science*, 107(11), 1880–1884.
- Slater, L. D., Day-Lewis, F. D., Ntarlagiannis, D., O'Brien, M., & Yee, N. (2009). Geoelectrical measurement and modeling of biogeochemical breakthrough behavior during microbial activity. *Geophysical Research Letters*, 36(14), L14402. <http://doi.org/10.1029/2009GL038695>
- Slater, L., Ntarlagiannis, D., Personna, Y. R., & Hubbard, S. (2007). Pore-scale spectral induced polarization signatures associated with FeS biomineral transformations. *Geophysical Research Letters*, 34(21), L21404. <http://doi.org/10.1029/2007GL031840>
- 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*, 53, 661–675. <http://doi.org/10.1007/s00254-007-0681-2>
- Splajt, T., Ferrier, G., & Frostick, L. E. (2003). Application of ground penetrating radar in mapping and monitoring landfill sites. *Environmental Geology*, 44(8), 963–967. <http://doi.org/10.1007/s00254-003-0839-5>
- Staub, M., Galietti, B., Oxarango, L., Khire, M. V., & Gourc, J.-P. (2009). Porosity and Hydraulic Conductivity of MSW Using Laboratory-Scale Tests. *The International Workshop "Hydro-Physico-Mechanics of Landfills,"* (March 2009), 1–9.
- Steeple, D. W., & Miller, R. D. (1998). Avoiding pitfalls in shallow seismic reflection surveys. *GEOPHYSICS*, 63(4), 1213–1224. <http://doi.org/10.1190/1.1444422>
- Stoltz, G. (2009). *Transferts en milieu poreux biodegradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux ISDND.*
- Stoltz, G., & Gourc, J.-P. (2007). Influence of compressibility of domestic waste on fluid conductivity. In *18ème Congrès Français de Mécanique.*

- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. A. (1993). *Integrated solid waste management : engineering principles and management issues*. (McGraw-Hill, Ed.). New York.
- Telford, W. M., Geldart, L. P., & Sheriff, R. E. (1990). *Applied geophysics 2nd Edition*. Cambridge Univ. Press. Retrieved from <http://www.theeuropeanlibrary.org/tel4/record/2000037352181>
- The Council of the European Union. (1999). Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. *Official Journal of the European Communities*.
- Theodoor, J., & Overbeek, G. (1990). The role of energy and entropy in the electrical double layer. *Colloids and Surfaces*, 51, 61–75. [http://doi.org/10.1016/0166-6622\(90\)80132-N](http://doi.org/10.1016/0166-6622(90)80132-N)
- Tikhonov, A. N., & Arsenin, V. Y. (1977). *Solutions of Ill-Posed Problems*. (Winston, Ed.). Université du Michigan.
- Timm, F., & Möller, P. (2001). The relation between electric and redox potential: Evidence from laboratory and field measurements. *Journal of Geochemical Exploration*, 72(2), 115–128. [http://doi.org/10.1016/S0375-6742\(01\)00157-1](http://doi.org/10.1016/S0375-6742(01)00157-1)
- Titov, K., Kemna, A., Tarasov, A., & Vereecken, H. (2004). Induced polarization of unsaturated sands determined through time domain measurements. *Vadose Zone Journal*, 3(4), 1160–1168.
- Tournassat, C., Chapron, Y., Leroy, P., Bizi, M., & Boulahya, F. (2009). Comparison of molecular dynamics simulations with triple layer and modified Gouy-Chapman models in a 0.1 M NaCl-montmorillonite system. *Journal of Colloid and Interface Science*, 339(2), 533–541. <http://doi.org/10.1016/j.jcis.2009.06.051>
- Tsourlos, P. I., & Ogilvy, R. D. (1999). An algorithm for the 3-D inversion of tomographic resistivity and induced polarisation data: Preliminary results. *Journal of the Balkan Geophysical Society*, 2(2), 30–45.
- Ustra, A. T., Elis, V. R., Mondelli, G., Zuquette, L. V., & Giacheti, H. L. (2012). Case study: A 3D resistivity and induced polarization imaging from downstream a waste disposal site in Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 66, 763–772. <http://doi.org/10.1007/s12665-011-1284-5>
- Vaudelet, P., Revil, A., Schmutz, M., Franceschi, M., & Bégassat, P. (2011). Changes in induced polarization associated with the sorption of sodium, lead, and zinc on silica sands. *Journal of Colloid and Interface Science*, 360(2), 739–752. <http://doi.org/10.1016/j.jcis.2011.04.077>
- Vigneron, Bouchez, Bureau, Maily, Mazeas, Duquennoi, ... Bernet. (2005). Leachate pre-treatment

- strategies before recirculation in landfill bioreactors. *Water Science and Technology*, 52(1–2), 289–297.
- Vigneron, V. (2005). *Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés*.
- Vigneron, V., Ponthieu, M., Barina, G., Audic, J.-M., Duquennoi, C., Mazéas, L., ... Bouchez, T. (2007). Nitrate and nitrite injection during municipal solid waste anaerobic biodegradation. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 27, 778–791. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.02.020>
- Vinegar, H. J., & Waxman, M. H. (1984). Induced polarization of shaly sands. *GEOPHYSICS*, 49(8), 1267–1287. <http://doi.org/10.1190/1.1441755>
- Warith, M. (2002). Bioreactor landfills: Experimental and field results. *Waste Management*, 22(1), 7–17. [http://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00014-9](http://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00014-9)
- Welander, P. V., & Metcalf, W. W. (2005). Loss of the mtr operon in *Methanosarcina* blocks growth on methanol, but not methanogenesis, and reveals an unknown methanogenic pathway. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(30), 10664–10669. <http://doi.org/10.1073/pnas.0502623102>
- Weller, A., Slater, L., Nordsiek, S., & Ntarlagiannis, D. (2010). On the estimation of specific surface per unit pore volume from induced polarization: A robust empirical relation fits multiple data sets. *Geophysics*, 75(4), WA105-WA112. <http://doi.org/10.1190/1.3471577>
- Werkema, D. D. (2003). Investigating the geoelectrical response of hydrocarbon contamination undergoing biodegradation. *Geophysical Research Letters*, 30(12), 1647. <http://doi.org/10.1029/2003GL017346>
- Williams, K. H. (2008). *GEOPHYSICAL MONITORING OF SUBSURFACE MICROBIAL PROCESSES*. University of California, Berkeley.
- Williams, K. H., Kemna, A., Wilkins, M. J., Druhan, J., Arntzen, E., N'Guessan, A. L., ... Banfield, J. F. (2009). Geophysical Monitoring of Coupled Microbial and Geochemical Processes During Stimulated Subsurface Bioremediation. *Environmental Science & Technology*, 43(17), 6717–6723. <http://doi.org/10.1021/es900855j>
- Williams, K. H., Ntarlagiannis, D., Slater, L. D., Dohnalkova, A., Hubbard, S. S., & Banfield, J. F. (2005). Geophysical Imaging of Stimulated Microbial Biomineralization. *Environmental Science & Technology*, 39(19), 7592–7600.

- Yesiller, N., Hanson, J. L., & Liu, W.-L. (2005). Heat Generation in Municipal Solid Waste Landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 131(November), 1330–1344. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2005\)131:11\(1330\)](http://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:11(1330))
- Yuen, S. T. S., Styles, J. R., & McMahon, T. A. (1995). An active landfill management by leachate recirculation—a review and an outline of a full-scale project. In *Sardinia 95, Proceedings of the Fifth International Landfill Symposium*.
- Zhang, C., Revil, A., Fujita, Y., Munakata-marr, J., & Redden, G. (2014). Quadrature conductivity : A quantitative indicator of bacterial abundance in porous media, 79(6), 1–13. <http://doi.org/10.1190/geo2014-0107.1>
- Zimmermann, E., Kemna, a, Berwix, J., Glaas, W., Münch, H. M., & Huisman, J. a. (2008). A high-accuracy impedance spectrometer for measuring sediments with low polarizability. *Measurement Science and Technology*, 19(10), 105603. <http://doi.org/10.1088/0957-0233/19/10/105603>
- Zisser, N., Kemna, a., & Nover, G. (2010). Dependence of spectral-induced polarization response of sandstone on temperature and its relevance to permeability estimation. *Journal of Geophysical Research*, 115(B9), B09214. <http://doi.org/10.1029/2010JB007526>
- Zornberg, J. G., Jernigan, B. L., Sanglerat, T. R., & Cooley, B. H. (1999). Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125(July), 11–23.

Title: Characterization of the evolution of waste biodegradation state in municipal solid waste landfill: application of geophysical methods

Keywords: Municipal solid waste landfill, Non-hazardous waste, Biodegradation, Geophysics, Electric prospecting, Electrical resistivity, induced polarization

Abstract: Storage is the most commonly used waste treatment method in the world because it is a simple and economical way to dispose of solid waste. Despite a national and European desire to reduce the storage of biodegradable waste, a significant amount is still buried, leading to the implementation of specific management methods. Formerly exploited as mere filling pits, MSWL are today complex structures whose objective is to reduce the environmental impact and energetically valorize the biogas produced by the biodegradation of organic matter. In order to accelerate biodegradation processes, a waste cell can be operated in bioreactor mode by reinjecting leachates to increase the water content of the waste. The challenge of the 2000s was to size and validate leachate re-injection systems to ensure optimal distribution of water content in the waste mass. Today, the question is to monitor evolution of the biodegradation in all points of a waste mass in particular to understand the effect of this management mode. Geophysical methods in addition to being non-destructive and spatializing have been used for years on MSWLs and could be sensitive to the evolution of a waste mass biodegradation, as has been demonstrated for the biodegradation of others environments. Thus the problematic of this thesis is to evaluate the capacity of certain geophysical methods to monitor the evolution of the bio-physicochemical parameters of a waste mass during its biodegradation. A first bibliographic work identified four electrical methods among the geophysical methods available to answer this question:

- Electrical resistivity
- Self potential
- Time domain induced polarization
- Spectral induced polarization

After this state of the art, the thesis work was separated into three parts. The first one was devoted to the implementation of the monitoring of these four methods at the laboratory scale under controlled conditions, the second to analyze the long-term geophysical monitoring at the industrial site of SAS Les Champs Jouault and the last one to evaluate the observations at these two scales. Finally, the conclusion presents the potential of time domain induced polarization method as the most relevant to monitor the evolution of a waste mass biodegradation over time and discusses its use in an industrial setting.

Titre : Caractérisation de l'évolution de l'état de biodégradation des massifs de déchets non dangereux en post-exploitation : application de méthodes géophysiques

Mots-clés : Installation de stockage de déchets, Déchets non dangereux, Biodégradation, Géophysique, Prospection électrique, Résistivité électrique, Polarisation provoquée

Résumé : Le stockage est la méthode de traitement des déchets non dangereux la plus communément utilisée dans le monde entier car elle est un moyen simple et économique pour leur élimination. Malgré une volonté nationale et européenne pour réduire le stockage de déchets biodégradables, une quantité non négligeable est encore enfouie entraînant la mise en place de modes de gestion spécifique. Autrefois exploitées comme de simples fosses de remplissage, les installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) sont aujourd'hui des ouvrages complexes dont l'objectif est de réduire l'impact environnemental et de valoriser énergétiquement le biogaz produit par la biodégradation de la matière organique. Afin d'accélérer les processus de biodégradation un casier de déchets peut être exploité en mode bioréacteur en réinjectant des lixiviats pour augmenter la teneur en eau des déchets. Le défi des années 2000 était de dimensionner et valider les systèmes de réinjection de lixiviat pour garantir une distribution optimale de la teneur en eau dans les massifs de déchets. Aujourd'hui, la question est de suivre l'évolution de la biodégradation en tous points d'un massif pour notamment comprendre l'effet de ce mode de gestion. Les méthodes géophysiques en plus d'être non-destructives et spatialisantes sont utilisées depuis des années sur les ISDND et pourraient être sensibles à l'évolution de la biodégradation d'un massif de déchets, comme cela a été démontré pour la biodégradation d'autres milieux. Ainsi la problématique de cette thèse est d'évaluer la capacité de certaines méthodes géophysiques pour suivre l'évolution des paramètres bio-physico-chimiques d'un massif de déchets au cours de sa biodégradation. Un premier travail bibliographique a permis d'identifier quatre méthodes électriques parmi les méthodes géophysiques disponibles pour répondre à cette question :

- La résistivité électrique
- Le potentiel spontané
- La polarisation provoquée temporelle
- La polarisation provoquée spectrale

Après cet état de l'art, le travail de thèse a été séparé en trois parties. La première a été consacrée à la mise en place du suivi de ces quatre méthodes à l'échelle du laboratoire dans des conditions contrôlées, la seconde à analyser le suivi géophysique long terme sur le site industriel de la SAS Les Champs Jouault et la dernière à évaluer les observations à ces deux échelles. Enfin, la conclusion présente le potentiel de la méthode polarisation provoquée comme la plus pertinente pour suivre l'évolution de la biodégradation d'un déchet non dangereux au cours du temps et aborde son utilisation dans un cadre industriel.