



Développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques par une stratégie d'analyse des données géophysiques ERT : Application aux écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets

Marine Audebert

► To cite this version:

Marine Audebert. Développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques par une stratégie d'analyse des données géophysiques ERT : Application aux écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets. Sciences de la Terre. Université Grenoble Alpes, 2015. Français. <NNT : 2015GREAU011>. <tel-01228499>

HAL Id: tel-01228499

<https://theses.hal.science/tel-01228499v1>

Submitted on 13 Nov 2015

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.



HAL Authorization

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES

Spécialité : **Sciences de la terre et univers, environnement**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Marine AUDEBERT

Thèse dirigée par **Nathalie TOUZE-FOLTZ**

préparée au sein de **Irstea**

dans l'**École Doctorale Terre, Univers, Environnement**

Développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques par une stratégie d'analyse des données géophysiques ERT :

Application aux écoulements de lixiviat
dans les massifs de déchets

Thèse soutenue publiquement le **11 Septembre 2015**

Devant le jury composé de :

M. Philippe ACKERER

Directeur de recherche à l'Université de Strasbourg

Rapporteur

M. Frédéric NGUYEN

Chargé de cours à l'Université de Liège (Belgique)

Rapporteur

Mme Colette SIRIEIX

Professeur à l'Université de Bordeaux

Examinatrice

M. Patrick PIERSON

Professeur à l'Université de Grenoble

Président du jury

Mme Nathalie TOUZE-FOLTZ

IDAE à Irstea-Antony

Directrice de thèse

M. Rémi CLEMENT

Ingénieur de recherche à Irstea-Antony

Encadrant de thèse

M. Christian DUQUENNOI

Ingénieur de recherche à Irstea-Antony

Encadrant de thèse

M. Sylvain MOREAU

Ingénieur de recherche à Irstea-Antony

Encadrant de thèse

M. Simon LOISEL

Directeur général de la SAS Les Champs-Jouault

Invité



Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier mes deux rapporteurs Frédéric Nguyen et Philippe Ackerer pour avoir lu mon manuscrit avec attention et pour toutes les remarques pertinentes et les questions détaillées dans vos rapports respectifs, qui m'ont permis de prendre du recul sur mon travail. Merci également aux membres de mon jury Colette Sirieix, Patrick Pierson et Simon Loisel pour toutes vos questions, remarques et conseils qui ont été délivrés pendant la soutenance.

Ensuite, je remercie tout particulièrement mon encadrant Rémi Clément. Je souhaite t'adresser un grand merci pour tout ce que tu m'as appris pendant ces trois années, pour ton soutien quotidien et ta motivation défiant toute concurrence. Il est évident que ce travail n'aurait pas été ce qu'il en est aujourd'hui sans ton énergie et ton optimisme. Une mention spéciale pour les périples au Luxembourg, à Rennes, à l'institut de géophysique d'Hanovre (ou plutôt à son marché de Noël !) et sur le terrain à Champs-Jouault.

Je souhaite également adresser un grand merci à Sylvain Moreau, responsable de l'équipe MP2 d'Irstea-Antony, qui a également fait partie de mon encadrement de thèse. Merci Sylvain pour tous tes conseils avisés, ton analyse et ton recul qui j'en suis sûre me seront toujours utiles. Je te remercie également pour ton soutien et attends toujours de voir le grand marathonien à l'épreuve, pour m'accompagner dans une petite course. Et promis, pour la suite... « Je ne lâche rien ! ».

Je remercie ensuite Christian Duquennoi, mon troisième encadrant, qui s'est associé à Rémi et Sylvain, pour monter ce projet de thèse. Merci Christian pour tous les échanges que nous avons pu avoir concernant les déchets et la modélisation hydrodynamique mais aussi la thermodynamique des étoiles, l'organisation des colonies de fourmis similaires à un milieu poreux (?), les danses tyroliennes et les chevaliers du Moyen-Age ! Merci également pour toutes tes idées concernant mon sujet.

Enfin, je remercie sincèrement ma directrice de thèse Nathalie Touze-Foltz pour avoir accepté de diriger cette thèse et avoir chapoté toute cette petite équipe. Je te remercie particulièrement pour tes bons conseils et pour m'avoir toujours soutenue dans les bons moments comme dans les moments plus difficiles. Et merci également pour ton organisation infaillible et toutes tes bonnes méthodes qui m'ont beaucoup aidée tout au long de cette thèse.

En résumé, un grand merci à tous les quatre sans qui cette thèse n'aurait jamais vu le jour.

Je tiens également à adresser un très grand merci à Roger Guérin, qui a fait partie de mon comité de pilotage de thèse et qui m'a fait découvrir la géophysique au début de mes études à Polytech. C'est un peu grâce à toi si je suis « tombée dedans ». Merci beaucoup Roger pour m'avoir soutenue et encouragée tout au long de ces années, merci pour tous tes conseils et tous les échanges que j'ai pu

avoir avec toi, qui m'ont fait grandir et m'ont beaucoup enrichie. Une chose est sûre, tu n'y es pas pour rien dans mon choix de faire une thèse en Hydro-Géophysique, alors merci !

Merci également à Marnik Vanclooster, qui a aussi fait partie de mon comité de pilotage. Je te remercie Marnik pour les idées que tu as apportées à la thèse et pour tes conseils en cours de thèse lors des différents comités.

Un grand merci à Laurent Oxarango avec qui j'ai rédigé le dernier article de ma thèse. Merci Laurent pour tout ce que tu m'as appris en modélisation hydrodynamique. Moi aussi j'espère qu'un jour j'arriverai à « faire les modélisations hydro dans ma tête » ! Je te remercie également pour m'avoir accueillie quelques jours à Grenoble où j'ai beaucoup appris en ta compagnie.

Merci également à Thomas Günther pour nous avoir reçu une semaine avec Rémi à Hanovre, pour avoir pris le temps de répondre à nos multiples questions sur BERT ainsi que pour tous les échanges mails que nous avons pu avoir. Enfin, merci à Nicolas Forquet pour m'avoir aidée en fin de thèse avec la programmation R.

J'adresse également un grand merci aux équipes MP2, INEGE, BIOMIC et TAPAHS d'Irstea-Antony. Un grand merci à notre Roger international, tes bonnes blagues vont me manquer. Merci à Alain mon partenaire de course à pieds avec qui j'ai fait un sacré nombre de tour du parc de Sceaux. Merci à mes co-bureaux de fin de thèse Thomas et Magali qui m'ont soutenue jusqu'au bout.

Je tiens également à remercier plus particulièrement ma petite équipe de doctorants/Post-doc. Merci les amis, Carolina, Gonçalo et Simon pour toutes les sorties parisiennes, les parties de carte et les séjours chez notre portugais préféré. Merci beaucoup d'avoir été là, sans vous ça n'aurait pas été pareil. Et je remercie également Olivier, le « Rémi » de Simon ! Merci pour toutes nos discussions.

J'adresse un énorme merci à la plus belle rencontre que cette thèse m'a permis de faire. Merci Laëtitia pour tous les fous rires et les larmes partagés ensemble, ainsi que les divers périples à Lavoûte et au Portugal. Une chose est sûre tu m'as beaucoup manqué cette dernière année.

Merci également à toute l'équipe du RER C qui m'a également fait faire de belles rencontres. Merci Sylvain, Yannick, Guillaume, Yann et Louis-Joseph, je crois que vous m'avez presque fait aimer prendre le RER.

Je tiens également à adresser un immense merci à tous mes amis qui m'ont soutenue et motivée tout au long de ces trois années et même bien avant. Un million de merci à ma très chère Cateline, la meilleure des meilleures, la tête dans les étoiles, pendant que moi je farfouillais dans mes massifs de déchets. Merci d'être toujours là pour moi et d'être la personne que tu es. Qui aurait cru il y a 8 ans que l'on serait en train d'écrire ces quelques lignes en même temps, à quelques jours près ? Pas moi, c'est sûr !

Merci à Delphine, mon amie depuis toujours. Merci aussi à mes amies MG et Audrey.

Merci également à Pierre, mon acolyte de tous les plans les plus farfelus. Merci pour tous les bons moments partagés ensemble, les randonnées nocturnes à la frontale, les péripéties dans les canyons et grottes du Vercors et les cascades dans mon domaine de prédilection, le vélo ! Merci beaucoup pour ton soutien Pierre.

Un énorme merci au KBFG, ma bande de kayakistes fous ! Merci à David, Manu, Quentin, Camille, Elo... Merci les amis pour tous les we/vacances passés ensemble. Que de bons moments passés tous ensemble à dévaler des rivières aux quatre coins de la France. Ces moments de détente ont été très importants pour moi tout au long de cette thèse et j'espère qu'ils seront encore très nombreux.

Un grand merci également à Nicolas Grippon mon prof de maths préféré pour m'avoir toujours soutenue depuis quelques années maintenant. Et puis, sans toi, cela n'aurait pas été non plus possible, je ne saurais même pas ce qu'est une dérivée !

Je remercie également les amis de mes parents, Françoise, Henri et leur fils Alix pour m'avoir accueillie lors de mes divers séjours à Grenoble. Merci à Martine et Hervé pour tous les gâteaux et mousses au chocolat plus ou moins réussis ! Merci beaucoup à Louis-Jean pour m'avoir soufflé les séries de Renard ainsi qu'à sa femme Isabelle et mon ami depuis l'enfance, Sylvain. Merci également au père Noël de l'IGN Daniel et à sa femme Denise, ainsi qu'à Gérard et Ghislaine pour le « très léger » punch !

Pour finir, je souhaite remercier du fond du cœur ma famille. Merci à mes cousins Roger, Roseline et Elisabeth pour avoir toujours cru en moi et pour tous les échanges et conversations passionnantes que l'on a pu avoir ensemble. Un grand merci également à ma cousine Caroline, mon grand cousin Adrien et mon oncle Christian, ainsi qu'à Annie.

Un énorme merci à mon frère Erwan pour avoir toujours su garder un œil protecteur sur sa petite sœur. Je vous remercie tous les deux avec Emilie pour tous les excellents moments passés ensemble à Rosny, à Lavoûte et dans le Nord. Je remercie également mon grand-père, le bien connu pépé Alain, le seul scientifique de la famille, ex-souffleur de verre à l'Institut Pasteur. Merci d'avoir toujours cru en moi et je t'assure que même à bientôt 92 ans, tu restes un pépé « tout neuf » !

Enfin le plus grand des mercis revient à mes parents, Michèle et Hervé, pour tout votre amour, votre soutien et vos encouragements. Un milliard de merci pour tout ce que vous êtes et tout ce que vous m'avez transmis, je ne vous en serai jamais assez reconnaissante. Je vous dédie cette thèse qui n'aurait jamais pu être sans vous. Merci.

Résumé

En France, 25% des déchets ménagers collectés sont stockés en Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND). Pour réduire leur impact sur l'environnement, le concept d'ISDND gérée en mode « bioréacteur » a été étudié et évalué depuis plus de dix ans en Europe. Ce concept est basé sur la réinjection des lixiviats, qui consiste à collecter les lixiviats en fond de casier et à les réinjecter sous la couverture de surface. L'optimisation de la répartition du lixiviat nécessite d'estimer les volumes et débits de réinjection et de dimensionner les dispositifs. Afin d'optimiser le dimensionnement des dispositifs de réinjection et d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets, une voie possible est la modélisation hydrodynamique. Un modèle hydrodynamique regroupe une représentation conceptuelle du milieu poreux et un modèle mathématique permettant de décrire les écoulements. Pour simuler une infiltration, il est nécessaire de renseigner les paramètres hydrodynamiques intervenant dans les équations mathématiques du modèle. Des informations complémentaires sur le milieu sont donc requises pour contraindre les modèles hydrodynamiques et évaluer ces paramètres. Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes intéressés à la méthode géophysique de la tomographie de résistivité électrique (ERT) afin de contraindre les modèles hydrodynamiques à l'échelle d'un casier de déchets. En effet, de nombreuses études ont montré l'intérêt de cette méthode de mesure pour le suivi de la réinjection de lixiviat dans les massifs de déchets. Cependant, cette méthode ne permet pas de mesurer directement la teneur en eau et d'évaluer les paramètres hydrodynamiques. Dans la littérature, plusieurs auteurs ont proposé des méthodes de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir des données ERT, basées sur la loi pétrophysique d'Archie. Afin de s'affranchir de l'utilisation de cette loi, peu adaptée aux milieux hétérogènes comme les déchets, il nous a semblé intéressant d'utiliser la forme de l'infiltration extraite de l'ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques.

Ainsi, la problématique de cette thèse est d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat en proposant une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir de la forme de l'infiltration extraite des données ERT.

Pour répondre à cet objectif, le travail de thèse a été divisé en trois étapes successives correspondant à chaque partie du manuscrit. La première partie a été consacrée à une synthèse bibliographique concernant la méthode ERT et la modélisation hydrodynamique. La seconde partie avait pour objectif de proposer une méthodologie permettant de délimiter l'infiltration de lixiviat sur les données ERT. La troisième partie a permis de développer une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir de la délimitation de l'infiltration obtenue d'après les données ERT.

Abstract

In France, approximately 25% of the total amount of collected household waste is stored in municipal solid waste landfills (MSWL). To reduce their impact on the environment, the bioreactor concept was studied and tested for more than a decade in Europe. This concept is based on leachate reinjection, which consists in collecting leachate at the bottom of the waste deposit cell and reinjecting it underneath the landfill cover. The optimization of leachate distribution requires tools to design leachate injection systems (LIS) and to assess volumes and flow rates for the reinjection. To design LIS and to improve the understanding of leachate flow in the waste medium, a subsurface flow modelling procedure may be considered. Hydrodynamic models are based on a conceptual approach to represent the porous medium and a mathematical model to describe flow. To simulate an infiltration into a porous medium, the assessment of the hydrodynamic parameters included in the mathematical equations of the model is required. Thus, additional information is needed to constrain hydrodynamic models and to assess hydrodynamic parameters.

This thesis focused on the use of the electrical resistivity tomography (ERT) method to constrain hydrodynamic models at the landfill scale. Indeed, many studies have shown that this geophysical method is suitable to study leachate reinjection into the waste landfills. However, this geophysical method does not allow ERT users to directly measure water content and to assess hydrodynamic parameters. In the literature, several authors proposed constraint methods of hydrodynamic models from ERT measurements, based on the use of Archie's law. To avoid the use of this relationship, which seems to be inappropriate for heterogeneous media such as waste, we found relevant to use the infiltration shape obtained on the ERT results to constrain hydrodynamic models.

Thus, the aim of this thesis is to improve the understanding of leachate flow by proposing a constraint method of hydrodynamic models using the infiltration shape extracted from ERT measurements.

This thesis was divided into three successive steps corresponding to each part of the manuscript. The first part corresponds to a bibliographic study concerning the ERT method and hydrodynamic modelling. The second part aimed at proposing an interpretation methodology to delimitate an infiltration area from the ERT measurements. The third part allowed us to develop a constraint method of hydrodynamic models using the infiltration delimitation obtained from the ERT measurements with the methodology developed in the second part.

Notations et abréviations

Notations relatives à la géophysique :

Symbole	Signification	Unité
a	Espacement inter-électrodes	m
a_A	Facteur de la loi d'Archie dépendant de la lithologie	(-)
A	Surface de l'échantillon cylindrique	m^2
d	Vecteur de données contenant N données de ρ_a	
d_{min}	Distance minimale entre la ligne d'électrodes et la géomembrane pour que les mesures ERT ne soient pas impactées	(m)
e	Vecteur erreur contenant N données	
E	Champ électrique	$V.m^{-1}$
f	Opérateur du calcul direct	
H	Champ magnétique	$A.m^{-1}$
I	Courant électrique	A
j	Densité de courant	$A.m^{-2}$
K	Coefficient géométrique	m
l	Longueur d'un échantillon cylindrique	m
L_p	Norme (opérateur mathématique)	
m_A	Facteur de cimentation (loi d'Archie)	(-)
M	Nombre de paramètres du modèle	(-)
n_A	Exposant de la loi d'Archie	(-)
N	Nombre de données de ρ_a	(-)
r	Vecteur différence entre données mesurées et simulées	
S	Matrice de sensibilité	
T	Température	$^{\circ}C$
$T_{référence}$	Température de référence	$^{\circ}C$
V_{AB}	Potentiel entre les deux électrodes d'injection de courant A et B	V
w_z	Facteur d'anisotropie (« flatness ratio ») dans l'inversion ERT	(-)
W	Matrice contenant les données erreurs e	
α_T	Coefficient de correction de la résistivité du milieu en fonction de la température	$(^{\circ}C^{-1})$
δ_D	Fonction de Dirac	
ΔV_{MN}	Différence de potentiel entre les électrodes de mesure du potentiel M et N	V

Symbole	Signification	Unité
$\Delta V_{MN \text{ finite}}$ $\Delta V_{MN \text{ infinie}}$	Différences de potentiel entre les électrodes M et N pour des conditions aux limites finies et infinies, respectivement	V
$\Delta\rho$	Taux de variation de la résistivité électrique	%
λ	Paramètre de régularisation	
ρ	Résistivité électrique	$\Omega.m$
ρ_0	Résistivité électrique à l'instant initial (avant le début de l'injection)	$\Omega.m$
ρ_a	Résistivité apparente	$\Omega.m$
ρ_e	Résistivité de l'eau d'imbibition (loi d'Archie)	$\Omega.m$
ρ_{in}	Résistivité électrique de l'infiltration	$\Omega.m$
ρ_m	Résistivité vraie du milieu	$\Omega.m$
ρ_{out}	Résistivité électrique du milieu environnant	$\Omega.m$
ρ_r	Résistivité de la roche (loi d'Archie)	$\Omega.m$
ρ_t	Résistivité électrique à l'instant t	$\Omega.m$
ρ_T	Résistivité à la température T	$\Omega.m$
$\rho_{T_{référence}}$	Résistivité à la température $T_{référence}$	$\Omega.m$
σ	Conductivité électrique	$S.m^{-1}$
σ_a	Conductivité électrique apparente	$mS.m^{-1}$
σ_{a0}	Conductivité électrique apparente à l'instant initial (avant le début de l'injection)	$mS.m^{-1}$
σ_{at}	Conductivité électrique apparente à l'instant t	$mS.m^{-1}$
ψ	Fonction Objectif	

Notations relatives à l'hydrodynamique :

Symbole	Signification	Unité
h	Potentiel matriciel	m
H	Charge hydraulique totale	m
H_{eight}	Hauteur de l'infiltration délimitée par MICS	m
K	Conductivité hydraulique	m.s^{-1}
K_s	Conductivité hydraulique à saturation	m.s^{-1}
K_{sa}	Conductivité hydraulique à l'interface fracture-matrice	m.s^{-1}
l	Facteur de connectivité des pores	(-)
L_D	Distance entre deux points de mesure de la charge hydraulique	m
m_e	Masse d'eau présente entre les éléments solides du sol	kg
q	Flux hydraulique	m.s^{-1}
S_e	Saturation	(-)
S_{eff}	Saturation effective	(-)
t	Temps	s
V	Volume total	m^3
V_e	Volume d'eau	m^3
V_{inj}	Volume de lixiviat injecté sur le terrain	m^3
V_{MICS}	Volume délimité par MICS	m^3
V_{sim}	Volume de lixiviat injecté pour la simulation hydrodynamique	m^3
V_v	Volume des vides	m^3
w	Ratio du volume de fractures sur le volume total de sol	(-)
W_{idth}	Largeur de l'infiltration délimitée par MICS	m
$\alpha, n \text{ et } m$	Paramètres de van Genuchten	(-)
α_w	Facteur d'échange entre les continua matrice et fracture	m.s^{-1}
$\beta, d \text{ and } \gamma_w$	Facteurs intervenant dans la définition de α_w	(-)
ΔH	Perte de charge hydraulique	m
ε_a	Fraction de l'espace poral disponible à l'écoulement définie comme une porosité apparente	(-)
θ	Teneur en eau volumique	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_f	Teneur en eau pour le continuum fracture	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_i	Teneur en eau initiale	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_m	Teneur en eau pour le continuum matrice	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_s	Teneur en eau à saturation	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$

Symbole	Signification	Unité
$\rho_d = \rho_{\text{waste}}$	Masse volumique humide des déchets	kg.m^{-3}
$\rho_e = \rho_{\text{water}}$	Masse volumique de l'eau	kg.m^{-3}
Γ_w	Taux de transfert de l'eau entre la matrice et les fractures	(-)
φ	Succion capillaire	kPa
ϕ	Porosité	(-)
ω	Teneur en eau massique	kg.kg^{-1}

Sigles et abréviations :

Sigles/Abréviations	Signification
ABS	Absolute error
ASR	Anisotropy shape ratio
BGP	Modèles de résistivités vraies étudiant l'influence de la géomembrane du fond (Bottom Geomembrane Position)
CAO	Conception assistée par ordinateur
CCR	Comparison coefficient with the reference model
CISC	Coefficient of infiltration shape comparison
CSC	Coefficient of shape comparison
DIB	Déchets industriels banals
ERT	Electrical resistivity tomography
IF	Infiltration flow
LGP	Modèles de résistivités vraies étudiant l'influence de la géomembrane latérale (Lateral Geomembrane Position)
LIS	Leachate injection system
LTHE	Laboratoire d'étude des transferts en hydrologie et environnement, Grenoble
F3DM	Forward 3D modelling – MatLab script for the forward calculation
FDEM	Frequency domain electromagnetic method
ISDND (MSWL)	Installation de stockage de déchets non dangereux (Municipal solid waste landfill)
MICS	Multiple inversions and clustering strategy
MP2	Equipe technologique de recherche « Mesures Physiques pour les Milieux Poreux » d'IRSTEA-Antony
OM	Ordures ménagères
PEHD	Polyéthylène haute densité
RC	Resistivity contrast

Sigles/Abréviations	Signification
RMS	Relative root mean square
RSF	Results of the subsurface flow modelling
SAS	Société par actions simplifiée
SF	Scaling factor: facteur multiplicatif entre les conductivités hydrauliques à saturation verticale et horizontale
TDR	Time domain reflectometry
TDT	Time domain Transmissivity
VER	Volume élémentaire représentatif

Sommaire

<i>Remerciements</i>	<i>i</i>
<i>Résumé</i>	<i>v</i>
<i>Abstract</i>	<i>vi</i>
<i>Notations et abréviations</i>	<i>ix</i>
<i>Sommaire</i>	<i>xv</i>
<i>Liste des figures</i>	<i>xix</i>
Introduction générale	1
Contexte et problématique.....	3
Hypothèses de recherche.....	12
Démarche générale de la thèse.....	13
Organisation du manuscrit.....	15
Partie I : Etat de l'art	23
1. La Tomographie de Résistivité Electrique (ERT)	25
1.1. La résistivité électrique.....	27
1.1.1. Définition de la résistivité électrique et ordres de grandeur pour les sols et les déchets	27
1.1.2. Les différents paramètres influençant la résistivité	28
1.2. La tomographie de résistivité électrique.....	32
1.2.1. Principe général de la mesure de résistivité électrique	32
1.2.2. Sensibilité des mesures	34
1.2.3. Mesures et acquisition des données ERT	35
1.2.4. Le suivi temporel ERT	36
1.3. La modélisation numérique ERT.....	37
1.3.1. Le calcul direct.....	38
1.3.2. Le processus d'inversion	41
1.4. Les limites de l'ERT et questions relatives.....	52
1.4.1. Les artéfacts	53
1.4.2. L'interprétation hydrodynamique des données ERT.....	56

<i>2. La modélisation hydrodynamique</i>	<i>67</i>
2.1. Rappels sur les propriétés physiques des milieux poreux non saturés : cas particulier du déchet.....	68
2.1.1. La porosité.....	68
2.1.2. La teneur en eau massique et la teneur en eau volumique.....	69
2.1.3. La conductivité hydraulique	69
2.1.4. Les propriétés de rétention.....	70
2.2. Les modèles hydrodynamiques.....	72
2.2.1. Le Volume Élémentaire Représentatif (VER).....	73
2.2.2. Le modèle simple continuum	73
2.2.3. Le modèle double continuum	75
2.2.4. Choix du modèle mathématique pour la simulation du transfert de lixiviat	80
2.2.5. Méthode de résolution et outil de modélisation	81
2.3. Estimation des paramètres hydrodynamiques des déchets	84
2.3.1. Ordres de grandeur des paramètres hydrodynamiques du modèle simple continuum.....	84
2.3.2. Les limites de la transposition à l'échelle terrain.....	86
2.3.3. L'ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques.....	87
Partie II : Optimisation des suivis temporels ERT et de leur interprétation	93
3. Influence de la géomembrane PEHD sur les mesures ERT.....	95
3.1. Introduction.....	95
3.2. Article	97
3.3. Conclusion	121
4. Développement d'une méthodologie d'interprétation des données de suivi temporel ERT	125
4.1. Introduction.....	125
4.2. Développement et validation numérique de la méthodologie.....	128
4.3. Validation expérimentale de la méthodologie	157
4.4. Conclusion	161

Partie III : Etude des écoulements de lixiviat dans les déchets par modélisation hydrodynamique	167
5. <i>Analyse des formes d'infiltration sur différents casiers de déchets</i>	169
5.1. Introduction.....	169
5.2. Article	170
5.3. Conclusion	194
6. <i>Développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques</i>	199
6.1. Introduction.....	199
6.2. Article	203
6.3. Conclusion	233
Conclusion générale et perspectives	239
Synthèse des résultats.....	241
Perspectives.....	249
<i>Références bibliographiques</i>	253

Liste des figures

Introduction générale.....	1
Figure 1 : Casier de stockage dans une ISDND a. classique b. gérée en mode "bioréacteur" (modifié d'après [Clément, 2010]).....	3
Figure 2 : Profil de résistivité électrique lors d'un suivi temporel de réinjection de lixiviat sur site	9
Figure 3 : Schéma de la démarche et organisation du manuscrit.....	14
Partie I : Etat de l'art.....	23
1. La Tomographie de Résistivité Electrique (ERT)	25
Figure 4 : Principe de la mesure de la résistivité avec quatre électrodes [Knödel et al., 2007]	32
Figure 5 : Sensibilité de différents dispositifs de mesure de la résistivité électrique (Wenner-α, Wenner-Schlumberger et dipôle-dipôle) [Clément, 2010].....	34
Figure 6 : Schéma explicatif de l'acquisition d'un panneau électrique 2D pour un dispositif Wenner-α (d'après Loke and Barker [1996] repris par Marescot [2006])	36
Figure 7 : Exemple de maillage d'un modèle de résistivités vraies avec raffinement au niveau des électrodes	40
Figure 8 : Exemple de modélisation directe avec F3DM : a. Modèle de résistivités vraies créé sous Comsol Multiphysics b. Profil de résistivités apparentes obtenues suite au calcul direct avec F3DM..	41
Figure 9 : Représentation des blocs et points de mesure servant à l'inversion [Loke and Barker, 1996]	42
Figure 10 : Procédure d'inversion [Clément, 2010] : a. Profil de résistivités apparentes mesurées b. Profil de résistivités apparentes simulées c. Modèle de résistivités interprétées.....	43
Figure 11 : Inversion time-lapse « standard » de données de résistivités apparentes synthétiques avec un dispositif a. Wenner-Schlumberger b. dipôle-dipôle et c. pôle-dipôle.....	54
Figure 12 : Inversion "avancée" time-lapse de jeux de données de résistivités apparentes synthétiques avec un dispositif a. Wenner-Schlumberger et b. dipôle-dipôle	54
Figure 13 : Evolution du contour de l'infiltration de lixiviat pour un iso-contour de variation de résistivité de -30% [Clément et al., 2011a].....	60
Figure 14 : a. Volume de lixiviat injecté en fonction du temps b. Volume de lixiviat calculé par ERT pour trois iso-contours de variation de résistivité [Clément et al., 2011a]	60
Figure 15 : A. Modèle de distribution des résistivités vraies, B. Modèle de résistivités interprétées, C. Schéma explicatif de la méthode du gradient, D. Image représentant l'intensité du gradient au niveau des lignes de crête, extraites avec l'algorithme de ligne de partage des eaux [Nguyen et al., 2005] ..	62
Figure 16 : Résultats de l'utilisation de la méthode du gradient couplée à l'algorithme de ligne de partage des eaux pour deux modèles de résistivités vraies A et B [Nguyen et al., 2005]	63
2. La modélisation hydrodynamique	67
Figure 17 : Forme générale de la courbe de rétention pour un échantillon peu capillaire (cas 1) et un échantillon très capillaire (cas 2) avec mise en évidence du phénomène d'hystérésis [Stoltz, 2009] ...	71
Figure 18 : Courbes de rétention expérimentales obtenues sur un échantillon de déchets en laboratoire pour différentes valeurs de la masse volumique sèche des déchets ρ_d [Stoltz et al., 2012]	71
Figure 19 : Représentation des chemins d'écoulements préférentiels de lixiviat dans les massifs de déchets [Bendz et al., 1998]	76
Figure 20 : Représentation d'un milieu poreux fracturé grâce à l'approche double continuum [Trottier, 2014].....	77

Figure 21 : Géométrie, conditions aux limites et maillage sous HYDRUS-2D.....	83
Figure 22 : Approche numérique adoptée par Nguyen et al. [2009], basée sur quatre étapes : (a) Simulation hydrodynamique, (c) Conversion des données de teneur en eau en résistivité (Archie), (d) Calcul direct et inversion, (b) Conversion des données de résistivités interprétées en teneur en eau et comparaison avec (a).	89
Partie II : Optimisation des suivis temporels ERT et de leur interprétation	93
3. Influence de la géomembrane PEHD sur les mesures ERT.....	95
Fig. 1: (a) Electrode position, (b) 3D synthetic MSWL cell models with different lateral geomembrane positions (LGP1 to LGP7) and (c) 3D synthetic MSWL cell models with different bottom geomembrane positions (BGP1 to BGP6).	103
Fig. 2: (a) LGP1 and LGP7 initial homogeneous models and (b) LGP1 and LGP7 final models with an added conductive sphere.....	104
Fig. 3: Geophysical arrays tested: (a) dipole-dipole, (b) Wenner-Schlumberger and (c) gradient forward and reverse.	106
Fig. 4: Pseudo-sections of resistivity change $\Delta\rho_a$ for the three geophysical arrays tested and computed for perpendicular electrode line 1 on: (a) the LGP1 model, (b) the LGP3 model and (c) the LGP7 model (see Fig. 1).	110
Fig. 5: Percentage of affected quadrupoles (PAQ) as a function of the distance between the geomembrane and the electrode line for the three geophysical arrays tested and for: (a) the lateral geomembrane with a distinction between a perpendicular (Line 1) and a parallel (Line 2) electrode line and (b) the bottom geomembrane.	111
Fig. 6: (a) Minimum distance d_{min} as a function of the electrode line length L for the three geophysical arrays and the two MSWL cell sides considered and (b) corresponding equations linking d_{min} and the electrode line length L.	113
Fig. 7: Time-lapse inversion cross sections of LGP1 and LGP7 initial and final models (Fig. 2): (a) standard inversion without the delimited geometry (infinite boundary conditions) and (b) advanced inversion with the delimited geometry (finite boundary conditions).	114
Fig. 8: (a) Location and geometry of experimental MSWL cell and (b) biogas and leachate mixed horizontal trenches equipped on the experimental MSWL cell.	116
Fig. 9: Inversion result cross sections of field data: (a) standard inversion without the delimited geometry (infinite boundary conditions) and (b) advanced inversion with the delimited geometry (finite boundary conditions).	118
4. Développement d'une méthodologie d'interprétation des données de suivi temporel ERT	125
Fig. 1: MICS description including two steps: 1. multiple inversions, 2. a clustering strategy based on: (a) the k-means algorithm and (b) a grouping approach.....	133
Fig. 2: MICS numerical assessment procedure based on five steps: (a) hydrodynamic simulation, (b) conversion of a water content data set into a resistivity model, (c) forward calculation, (d) MICS application and (e) comparison between the final cross section and the result of hydrodynamic simulation with the CSC coefficient.	137
Fig. 3: The ten hydrodynamic scenarios used for the numerical assessment of MICS: (a-h) in a homogeneous medium and (i-j) in a heterogeneous medium with additional hydraulic barriers.	139
Fig. 4: Final cross sections resulting from MICS including 1200 time-lapse inversions.	142
Fig. 5: Final cross sections obtained for the six possible values of the model norm and w_z.	143
Fig. 6: Comparison coefficient with the reference model (CCR) as a function of the λ value.....	144
Fig. 7: Final cross sections resulting from MICS applied with the appropriate distribution of 32 inversion parameter sets.	145

Fig. 8: Final cross sections resulting from MICS for three infiltration depths: (a) 1 m, (b) 2 m and (c) 5 m.....	146
Fig. 9: Final cross sections resulting from MICS for two RC values of (a) 60% and (b) 40% into the true resistivity models.	147
Fig. 10: Final cross sections resulting from MICS for a diffuse infiltration front.	147
Fig. 11: Final cross sections resulting from MICS for the corresponding results of hydrodynamic simulations (f) to (j) presented in Fig. 3.....	149
Fig. 12: (a) Location and geometry of experimental MSWL cell and (b) layers of the landfill cell.	150
Fig. 13: (a) Resistivity models for two time steps (4.5 h and 6.5 h) corresponding to a standard inversion with one inversion parameter set, (b) final cross sections resulting from MICS and (c) comparison with EM profiles.	154

Partie III : Etude des écoulements de lixiviat dans les déchets par modélisation hydrodynamique.....167

5. Analyse des formes d'infiltration sur différents casiers de déchets..... 169

Fig. 1: Presentation of the “Champs Jouault” experimental site: (a) the location, (b) the two waste deposit cells studied, (c) and (d) geometry of the waste cells 3 and 4, (e) and (f) the corresponding injection systems.	176
Fig. 2: Leachate injection flow rate measured by a ultrasonic flowmeter on: (a) the waste deposit cell 3 and (b) the waste deposit cell 4.....	179
Fig. 3: The three geophysical arrays used for the time-lapse monitoring of the waste cell 4: the (a) dipole-dipole, (b) gradient and (c) tripole arrays.	181
Fig. 4: MICS description including two steps: 1. multiple inversions, 2. a clustering strategy based on: (a) the k-means algorithm and (b) a grouping approach.....	183
Fig. 5: Methodology for the computation of the infiltration shape ratio (ISR) on the waste cell 3: (a) MICS results for the first time step, (b) clip under the electrode line 2 (Fig. 1) perpendicularly to the horizontal injection trench to assess the width and height of the infiltration area.	184
Fig. 6: Presentation of the MICS results for the two waste cells of “Champs-Jouault”: (a) Results of a standard inversion ($\lambda=30$) of the initial time step before injection for the waste cell 3, (b) corresponding MICS results for five time steps after the beginning of the injection, (c) and (d) standard inversion and MICS results for the waste cell 4.....	185
Fig. 7: Hydrodynamic information derived from MICS for the waste deposit cells 3 and 4 of “Champs Jouault”: (a) Volume delimited by MICS (VMICS) as a function of leachate injected volume (V_{inj}), (b) and (c) Infiltration flow (IS) of the leachate flow and Anisotropy Shape Ratio (ASR) as a function of the time.....	186

6. Développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques 199

Fig. 1: Presentation of the “Champs Jouault” experimental site: (a) location, (b) waste deposit cells of the landfill, (c) waste cell 4 geometry and (d) the corresponding leachate injection system.	211
Fig. 2: Presentation of the MICS results for the injection experiment performed in June 2013 on waste deposit cell 4: (a) 3D MICS results and (b) 2D selected slices located under electrode line 1.	212
Fig. 3: Constraint methodology for the assessment of hydrodynamic parameters based on: (1) multiple subsurface flow modelling which consists in performing N simulations in varying hydrodynamic parameters and (2) a comparison: between RSF and MICS infiltration shapes and between simulated (V_{sim}) and real volume (V_{real}) of injected leachate.....	221
Fig. 4: (1) Results of the constraint methodology for the single continuum approach presenting the two comparison criteria: (a) CISC and (b) ΔV , at each time step, (2) Assessment of hydrodynamic parameters satisfying the two comparison criteria CISC and ΔV for the five time steps.	223

Fig. 5: Results of subsurface flow modelling (RSF) with calibrated parameter sets for: (a) the single continuum approach and (b) the dual continuum approach.	227
Fig. 6: ERT numerical modelling for the assessment of a conceptual model representing saturated and connected fractures: (1) Design of the true resistivity model, (2) Forward calculation and (3) Inversion: (a) with one parameter set and (b) with MICS.	230

Introduction générale

Contexte et problématique

Depuis ces trente dernières années, la production de déchets a augmenté de 30 % en raison du développement de la société de consommation et de l'amélioration du niveau de vie, produisant entre autre de nombreux emballages. En 2010, la production annuelle de déchets en France est de 355 Mt dont 38,5 Mt de déchets ménagers et assimilés (30,8 Mt d'Ordures Ménagères (OM) et 7,7 Mt de Déchets Industriels Banals (DIB)) soit 590 kg/habitant/an [Ademe, 2014].

Ces dernières années, on observe une prise de conscience collective qui engendre une meilleure gestion de nos déchets. Celle-ci se traduit par une amélioration significative des différents modes de traitement comme le tri et le recyclage, le traitement biologique (méthanisation, compostage), l'incinération et le stockage.

Historiquement, le stockage des déchets est le procédé le plus utilisé. On observe néanmoins une diminution significative de ce mode de traitement sur les dix dernières années. En effet, en 2002, 50 % des déchets ménagers et assimilés collectés par le service public ont été stockés dans des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) [Ademe, 2002], contre 25 % en 2011 [Ademe, 2014].

Les ISDND doivent être conçues selon l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 [Code-Permanent-Environnement-et-Nuisances, 1997] pour minimiser les risques d'impact sur l'environnement. Les ISDND sont divisées en plusieurs compartiments hydrauliquement indépendants, appelés casiers où sont stockés les déchets (Figure 1).

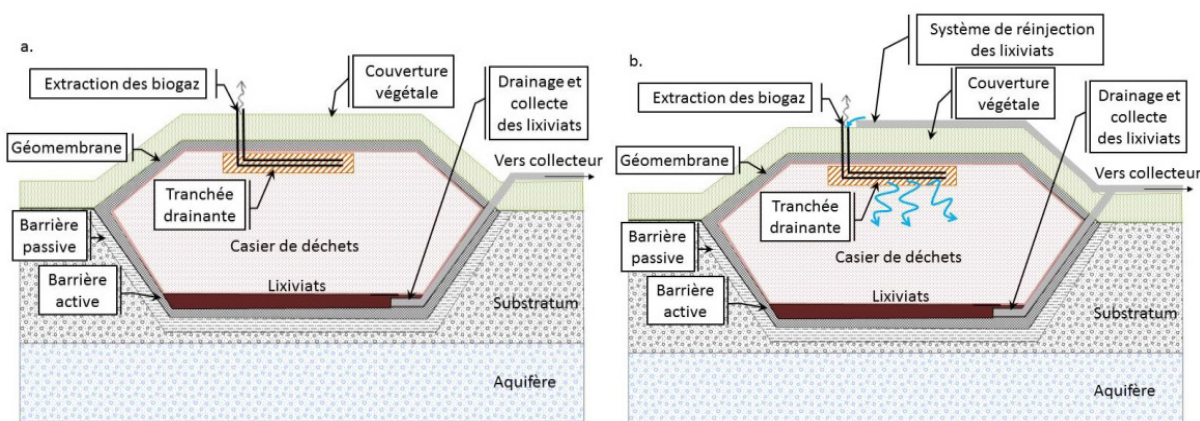


Figure 1 : Casier de stockage dans une ISDND a. classique b. gérée en mode "bioréacteur" (modifié d'après [Clément, 2010])

Selon l'arrêté de 1997, ces casiers doivent être isolés hydrauliquement du milieu naturel par une barrière dite « passive » et une barrière dite « active » (Figure 1a) :

- La barrière « passive » doit présenter, de haut en bas, une couche de conductivité hydraulique à saturation inférieure ou égale à 10^{-9} m.s^{-1} sur au moins 1 m d'épaisseur et une couche de conductivité hydraulique à saturation inférieure ou égale à 10^{-6} m.s^{-1} sur au moins 5 m d'épaisseur ;
- La barrière « active » correspond au dispositif d'étanchéité, au dispositif de drainage et de collecte des liquides issus de la percolation des eaux de pluie au sein des massifs de déchets, appelés lixiviats. En fond de casier, le dispositif d'étanchéité, constitué d'une géomembrane, est recouvert d'une couche de matériau granulaire d'une épaisseur minimale de 0,5 m, comportant un réseau de drains permettant l'évacuation des lixiviats vers un collecteur.

Dans ces casiers, les déchets sont disposés par couches successives et sont compactés au fur et à mesure du remplissage. Lorsque le remplissage est terminé, une couverture semi-perméable et/ou imperméable minérale et/ou synthétique est disposée sur les déchets [Code-Permanent-Environnement-et-Nuisances, 1997].

Les ISDND sont soumises à deux principales contraintes réglementaires relatives aux effluents, énoncées dans l'arrêté de 1997 :

- Le dispositif de drainage et de collecte des lixiviats est conçu de manière à ce que la charge hydraulique appliquée sur la géomembrane en fond de casier n'excède pas 0,3 m. Les lixiviats collectés doivent ensuite être traités avant d'être rejetés dans le milieu naturel ;
- Les biogaz doivent être collectés afin de limiter l'émission de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, en lien avec la problématique du réchauffement climatique [Meadows et al., 1997; Spokas et al., 2006]. En effet, lors de leur biodégradation, les déchets produisent du méthane et du dioxyde de carbone, qui proviennent de la dégradation de la matière organique. Chaque casier, recevant des déchets biodégradables, doit être équipé d'un dispositif de collecte du biogaz de manière à assurer le captage du biogaz pendant toute la durée de la phase d'exploitation du casier et ainsi limiter les émissions diffuses issues de la dégradation des déchets [Code-Permanent-Environnement-et-Nuisances, 1997]. Le biogaz capté est prioritairement dirigé vers un dispositif de valorisation ou, le cas échéant, d'élimination par combustion.

Pour favoriser la production de biogaz et sa valorisation, Reinhart and Townsend [1998] estiment que la teneur en eau volumique du massif de déchets doit être comprise entre 0.40 et 0.70. En effet, une teneur en eau trop élevée pourrait entraîner une augmentation de la pression interstitielle au sein du massif de déchets, des fuites de lixiviat et une réduction de la quantité de biogaz produit [Kasali et

al., 1990]. Au contraire, une teneur en eau insuffisante limiterait le taux de biodégradation, la décomposition des déchets et par conséquent la production de biogaz [Bogner and Spokas, 1993].

La principale solution qui permet d'augmenter l'humidité d'un massif de déchets pour en optimiser la biodégradation, et qui est retenue actuellement par les exploitants, est la technique du bioréacteur [Reinhart and Townsend, 1998]. Le concept d'ISDND gérée en mode « bioréacteur » est basé sur la réinjection des lixiviats, collectés en fond de casier, dans le massif de déchets (Figure 1b). En humidifiant ainsi régulièrement les déchets, on tente d'assurer une répartition optimale de la teneur en eau, afin de favoriser la biodégradation anaérobie.

Les objectifs des bioréacteurs sont :

- de produire plus de biogaz pour le valoriser énergétiquement [Ademe-Fnade, 2007] ;
- d'accélérer la stabilisation biologique et mécanique des déchets pour réduire les risques d'impact sur l'environnement [Reinhart et al., 2002].

La stabilisation biologique et mécanique du massif de déchets correspond à l'état dans lequel les paramètres environnementaux mesurables tels que la composition des lixiviats, le taux de génération du biogaz, le tassement des déchets restent dans un état d'équilibre et où les risques pour l'environnement et la santé humaine sont négligeables [Delineau and Budka, 2000].

Les exploitants en charge des ISDND gérées en mode « bioréacteur » sont confrontés à deux principales difficultés techniques :

- le contrôle de la teneur en eau [Reinhart and Townsend, 1998; Reinhart et al., 2002] ;
- l'optimisation de la répartition du lixiviat au sein du massif de déchets afin d'assurer une biodégradation homogène des déchets [Reinhart and Al-Yousfi, 1996].

Ces deux contraintes nécessitent de disposer de moyens pour :

- évaluer la teneur en eau dans les déchets ;
- estimer les volumes et débits de lixiviat à injecter ;
- dimensionner les dispositifs de réinjection de lixiviat (i.e. taille, diamètre, espacement entre les perforations des dispositifs de réinjection et espacement entre dispositifs).

A l'heure actuelle, le dimensionnement des dispositifs de réinjection et l'estimation des volumes et débits de réinjection sont principalement réalisés de manière empirique, à partir d'observations de terrain. Certains bureaux d'études se basent sur des lois d'hydraulique en charge permettant de répartir la charge hydraulique uniformément sur la longueur du dispositif de réinjection. Cependant, ces expressions ne tiennent pas compte des propriétés hydrodynamiques du massif de déchets, ni de la dynamique d'infiltration.

Pour améliorer le dimensionnement des dispositifs de réinjection et assurer une répartition optimale de la teneur en eau au sein du massif de déchets, une voie possible est la modélisation hydrodynamique [Gholamifard et al., 2007; McCreanor and Reinhart, 1996; 2000]. La modélisation hydrodynamique permet de prédire le transfert de lixiviat dans un massif de déchets, assimilé à un milieu poreux, en tenant compte de ses propriétés hydrodynamiques. Cela permet d'estimer quel sera le volume de déchets humidifiés en fonction du dimensionnement des dispositifs de réinjection et des volumes et débits d'injection. Dans ce manuscrit, le terme de modélisation hydrodynamique regroupe :

- une représentation conceptuelle du milieu poreux investigué ;
- un modèle mathématique défini par une, ou plusieurs, loi(s) de transfert permettant de décrire l'écoulement.

Dans la littérature, l'approche prédominante pour modéliser les transferts de lixiviat dans les déchets consiste à représenter le milieu déchet comme un milieu poreux homogène [Demetracopoulos et al., 1986; Khire and Mukherjee, 2007; Korfiatis et al., 1984; Straub and Lynch, 1982]. Les auteurs adoptent une approche conceptuelle simple continuum (i.e. considérant un seul milieu) pour représenter le milieu déchet et le transfert de lixiviat peut être modélisé par l'équation de Richards [Richards, 1931] ou par les lois des écoulements diphasiques, par exemple [Gholamifard et al., 2007]. Cependant, en raison de la nature hétérogène du milieu, cette représentation ne semble pas en adéquation avec les observations de terrain [Bendz et al., 1998; Ehrig, 1983; Uguccioni and Zeiss, 1997]. En effet, l'hétérogénéité du milieu déchet peut engendrer des zones d'écoulements préférentiels du lixiviat [Bendz et al., 1997; Blight et al., 1992; Rosqvist et al., 1997], qui ne sont pas prises en compte dans une représentation simple continuum considérant un milieu homogène.

Han et al. [2011] et Tinet et al. [2011] proposent d'utiliser un modèle conceptuel double continuum permettant d'assimiler le milieu déchet à un milieu fracturé et ainsi de considérer des flux préférentiels du lixiviat au niveau des fractures. Cette approche consiste à superposer deux milieux continus, coexistant au sein du même volume élémentaire représentatif (VER), pour représenter le milieu poreux :

- les fractures (ou macroporosité) où le lixiviat peut circuler rapidement ;
- la matrice poreuse (ou microporosité) qui constitue une zone de stockage du lixiviat.

Ainsi, ce type d'approche permet de prendre en compte des zones d'écoulements préférentiels du lixiviat (au niveau des fractures), sans avoir besoin de décrire leur position dans le modèle de manière explicite.

Différents modèles mathématiques, comme les modèles « double porosité/double perméabilité », peuvent permettre de décrire les écoulements pour un modèle conceptuel double continuum [Gerke

and Van Genuchten, 1993]. Dans les déchets, le modèle double porosité a été appliqué par *Tinet et al.* [2011] pour décrire les écoulements de lixiviat. Le modèle double perméabilité a été utilisé par *Han et al.* [2011] pour décrire les écoulements dans des colonnes remplies de papiers journaux.

Quel que soit le modèle hydrodynamique utilisé pour décrire les écoulements de lixiviat dans les déchets, la connaissance des équations de transfert et des paramètres hydrodynamiques afférents (ex : porosité, conductivité hydraulique et paramètres de la courbe de rétention) est nécessaire pour effectuer ces simulations. De nombreuses études ont tenté d'évaluer ces paramètres sur des échantillons de déchets à l'échelle du laboratoire [*Beaven and Powrie*, 1995; *Benson and Wang*, 1998; *Breitmeyer et al.*, 2008; *Kazimoglu et al.*, 2005; *Korfiatis et al.*, 1984; *Orta de Velasquez et al.*, 2003; *M. Staub et al.*, 2010; *Stoltz et al.*, 2012; *Tinet et al.*, 2011; *Zornberg et al.*, 1999]. Concernant la teneur en eau, les mesures ont principalement été réalisées par méthodes gravimétriques ou en incluant des sondes dans les échantillons de déchets (i.e. sondes à neutrons, sondes time domain reflectometry TDR, sondes time domain transmissivity TDT) [*Imhoff et al.*, 2007; *R S Li and Zeiss*, 2001; *M. Staub et al.*, 2010; *S.T.S. Yuen et al.*, 2000]. L'estimation des paramètres hydrodynamiques en laboratoire a permis aux auteurs de calibrer leurs modèles et de discuter de leur application aux écoulements de lixiviat dans les déchets.

Cependant, les paramètres hydrodynamiques, estimés à petite échelle en laboratoire, sont difficilement transposables à un massif de déchets in situ, en lien avec la nature hétérogène du milieu [*Fellner et al.*, 2009]. En effet, les échantillons de déchets utilisés en laboratoire ne sont pas représentatifs de la réalité des déchets stockés sur le terrain. Les échantillons sont généralement broyés pour rendre le milieu plus homogène et la densité des déchets est différente de celle du terrain. De plus, en raison des dimensions des échantillons et de leur confinement, des effets de bord peuvent également apparaître à l'échelle du laboratoire.

Afin d'estimer les paramètres hydrodynamiques des modèles à l'échelle du casier, l'utilisation de méthodes de mesures ponctuelles de la teneur en eau ne semble pas adaptée compte tenu de l'hétérogénéité du milieu et des difficultés d'installation au cours du remplissage d'un casier. Elles nécessiteraient d'implanter de multiples forages coûteux (après le remplissage du casier) au sein du massif de déchets afin d'étudier la distribution spatiale de la teneur en eau. De plus, le mauvais contact entre les sondes et les déchets pourrait également altérer le fonctionnement des équipements de mesure installés sur les sites industriels et rendre la qualité des mesures discutable [*Grellier et al.*, 2006b].

Pour toutes ces raisons, nous nous sommes intéressés à d'autres techniques de mesure, dans le cadre de cette thèse, afin de pouvoir renseigner les modèles hydrodynamiques à l'échelle d'un casier de déchets.

Depuis plus d'une dizaine d'années, les méthodes dites géophysiques, comme la Tomographie de Résistivité Electrique (ERT), sont utilisées afin d'étudier les écoulements de lixiviat à l'échelle du site. L'ERT est une méthode de mesure indirecte, non-intrusive, spatialisante et couramment utilisée pour le suivi d'infiltration de liquide dans les milieux poreux. Cette méthode géophysique est basée sur des mesures in situ de résistivités électriques apparentes, qui doivent ensuite être inversées pour disposer de la distribution spatiale des résistivités électriques, en 2 ou 3 dimensions. Les mesures de résistivités électriques sont influencées par les paramètres physiques du massif de déchets, comme sa teneur en eau, sa température, sa porosité et la conductivité électrique du lixiviat [Chapellier, 2000]. Dans le cas de l'étude des massifs de déchets, l'évolution de la biodégradation au cours du temps est considérée comme pouvant affecter l'évolution de la résistivité électrique, contrairement aux hypothèses retenues pour les milieux poreux naturels. Cependant, durant un épisode de réinjection de lixiviat de quelques heures, on considère que les caractéristiques mécaniques et biochimiques du déchet ne sont pas modifiées, que la conductivité électrique du lixiviat réinjecté et présent dans le milieu reste la même et que l'impact de la température du lixiviat injecté par rapport à la température du massif de déchets est négligeable. Par conséquent, dans le cadre de l'étude d'un épisode de réinjection de lixiviat, le paramètre qui influence le plus la valeur de la résistivité électrique est la teneur en eau. Une augmentation de la teneur en eau induit une diminution de la résistivité électrique. Au cours d'un épisode de réinjection de lixiviat, l'ERT permet d'étudier indirectement les variations de teneur en eau au travers des variations de la résistivité électrique. Ainsi, l'ERT employée en mode « suivi temporel », où plusieurs séquences de mesure de résistivités électriques sont réalisées au cours du temps, permet d'étudier la variation de la résistivité électrique induite par l'écoulement du lixiviat pendant un épisode de réinjection sur site [Clément et al., 2011a; Depountis et al., 2005; Guérin et al., 2004b; Mondelli et al., 2007; Moreau et al., 2003; Morris et al., 2003; Olofsson et al., 2006; Rosqvist et al., 2003]. De plus, ces études ont prouvé que l'ERT était une méthode adaptée pour l'évaluation des systèmes de réinjection (i.e. systèmes fonctionnels, pas de colmatage).

Nous présentons, ici, un exemple de profil de résistivité électrique acquis pendant un épisode de réinjection de lixiviat sur site (Figure 2). Ce profil présente les variations de la résistivité électrique (%) par rapport à une séquence de mesure de référence, réalisée avant l'épisode de réinjection. On observe que la zone de diminution de la résistivité électrique se situe sous le dispositif de réinjection du lixiviat (symbolisé par un triangle). La zone de baisse de la résistivité électrique correspond bien à une zone d'augmentation de la teneur en eau, ce qui prouve l'intérêt de l'utilisation de cette méthode géophysique pour le suivi de réinjection de lixiviat.

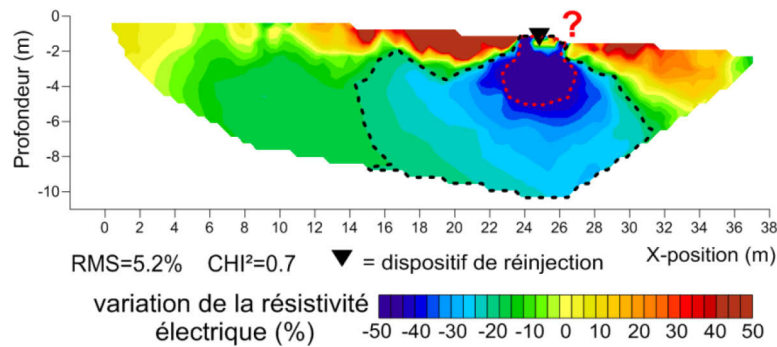


Figure 2 : Profil de résistivité électrique lors d'un suivi temporel de réinjection de lixiviat sur site

Cependant, la méthode ERT ne permet pas de mesurer directement la teneur en eau et d'évaluer ainsi les paramètres hydrodynamiques nécessaires pour renseigner les modèles.

En hydrologie, plusieurs auteurs ont utilisé les résultats de l'ERT pour contraindre un modèle hydrodynamique. Dans ce manuscrit, la notion de « contrainte » d'un modèle hydrodynamique à partir de l'ERT consiste à utiliser les données issues de la géophysique pour estimer une gamme de valeurs des paramètres hydrodynamiques des modèles. *Binley et al.* [2002a], *Cassiani and Binley* [2005] et *Beaujean et al.* [2014] utilisent une approche dite inverse pour contraindre les modèles hydrodynamiques et estimer les paramètres hydrodynamiques afférents, à partir des données géophysiques ERT. La méthode d'estimation inverse consiste à modéliser l'infiltration avec différentes combinaisons de paramètres hydrodynamiques et à retenir celle qui permet de décrire au mieux les résultats expérimentaux. L'approche adoptée par *Binley et al.* [2002a] et *Cassiani and Binley* [2005] est basée sur deux étapes. La première consiste à convertir les données de résistivité électrique en teneur en eau, par l'intermédiaire de la loi pétrophysique d'Archie [Archie, 1942]. La seconde étape est basée sur une comparaison entre les données de teneur en eau issues des données ERT et les valeurs de teneur en eau simulées par la modélisation hydrodynamique. Cette étape permet aux auteurs d'évaluer les valeurs des paramètres hydrodynamiques qui permettent de minimiser la différence entre les données de teneur en eau. Dans leur article, *Beaujean et al.* [2014] adoptent une approche d'inversion hydro-géophysique, également basée sur l'utilisation de la loi pétrophysique d'Archie. L'objectif de cet article était de démontrer qu'un modèle hydrodynamique d'intrusion d'eau salée peut être calibré à partir de données ERT.

Néanmoins, les lois pétrophysiques telles que la loi d'Archie, utilisées dans ce type d'approche, font intervenir un certain nombre de paramètres relatifs au milieu poreux investigué. Certains auteurs évaluent les différents paramètres de la loi d'Archie sur un échantillon de déchets en laboratoire, dans le but de l'appliquer par la suite à des données de terrain et d'estimer la teneur en eau à partir de la résistivité électrique [Grellier et al., 2008; Ling et al., 2012]. Cependant, l'utilisation de la loi d'Archie calibrée à l'échelle du laboratoire est difficilement transposable à l'échelle du terrain

compte tenu des différentes raisons énoncées précédemment (i.e. taille des échantillons, déchets broyés au laboratoire, densité et compaction différentes, effets de bord pouvant apparaître). De plus, l'utilisation de la loi d'Archie semble bien adaptée à des milieux homogènes ou tabulaires, tels que des sables et des limons (comme c'est le cas dans les études de *Binley et al.* [2002a], *Cassiani and Binley* [2005] et *Beaujean et al.* [2014]). Son application à un milieu aussi hétérogène que le déchet est discutable.

Par conséquent, *Gholamifard* [2009] a tenté de s'affranchir de l'utilisation de la loi d'Archie, en proposant de comparer visuellement la forme des infiltrations obtenues avec les données ERT et les formes d'infiltration obtenues par modélisation hydrodynamique. La minimisation de la différence de forme lui a permis d'estimer une gamme de paramètres hydrodynamiques, pour le modèle hydrodynamique utilisé.

Cependant, nous avons identifié trois principales limites concernant cette méthodologie de contrainte des modèles hydrodynamiques, à savoir :

- La comparaison visuelle entre les données géophysiques et issues d'un modèle hydrodynamique repose sur une analyse subjective ;
- La forme de l'infiltration extraite de l'ERT dépend du choix des paramètres d'inversion qui est fait dans la plupart des études à partir d'informations a priori, de l'expérience de l'utilisateur ERT et/ou de l'optimisation d'un critère mathématique [*Clément et al.*, 2011a; *Günther et al.*, 2006; *Nguyen et al.*, 2007; *Wagner et al.*, 2013] ;
- Le choix d'un iso-contour de variation de la résistivité électrique sur les profils ERT pour délimiter l'étendue de l'infiltration est difficile à réaliser (Figure 2).

Dans le cadre de cette thèse, la délimitation de la forme de l'infiltration présente un double intérêt, en permettant :

- de quantifier le volume de déchets impactés par le processus de réinjection du lixiviat. Cette information est importante pour les exploitants industriels des ISDND gérées en mode « bioréacteur » afin d'évaluer leurs dispositifs de réinjection ;
- de disposer d'un outil de comparaison avec les résultats de modélisation hydrodynamique pour contraindre les modèles hydrodynamiques et estimer les valeurs des paramètres afférents, en évitant toute analyse visuelle subjective. Cette étape s'avère intéressante à la fois pour le monde de la recherche afin d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets et pour les exploitants industriels des ISDND gérées en mode « bioréacteur » afin de fournir une aide au dimensionnement des dispositifs de réinjection.

Cependant, comme on peut le constater sur la Figure 2, il est difficile de déterminer précisément la forme et l'étendue de l'infiltration sur les résultats de l'ERT.

Ceci est principalement dû :

- au choix des paramètres d'inversion qui peuvent modifier la forme de l'infiltration ;
- au processus d'inversion qui a tendance à lisser les résultats.

Dans leur article, *Rings and Hauck* [2009] étudient l'influence des paramètres d'inversion par une approche numérique d'inversions multiples, basée sur deux étapes. La première étape consiste à réaliser une multitude d'inversions à partir d'un unique jeu de résistivités apparentes synthétiques, en faisant varier les paramètres dans une gamme définie au préalable. La seconde étape correspond à une stratégie de classification des résultats en cinq groupes, afin de déterminer les gammes de paramètres d'inversion qui permettent d'obtenir le résultat après inversion le plus proche du modèle synthétique de départ. Cette approche a uniquement été évaluée sur des données synthétiques et n'a pas été testée à l'échelle du terrain.

Dans leur article, *Clément et al.* [2011a] ont tenté de déterminer l'isocontour de variation de la résistivité électrique qui permettait de délimiter l'infiltration de lixiviat sans avoir recours à une loi pétrophysique empirique. Cependant, les auteurs spécifient que l'iso-contour choisi dépend du site d'étude et des caractéristiques du massif de déchets et ne peut donc pas être généralisable.

Par conséquent, l'étude de *Clément et al.* [2011a] démontre la difficulté de l'interprétation hydrodynamique des suivis temporels ERT concernant la délimitation de l'infiltration de lixiviat à l'échelle d'un casier de déchets.

Dans la littérature, différentes études ont démontré la difficulté de délimiter un contour sur les modèles de résistivités interprétées, en raison du processus d'inversion qui a tendance à lisser les résultats.

Dans le domaine de la géologie, plusieurs auteurs proposent des solutions pour la détection de contours correspondant à des interfaces géologiques, comme des failles ou une limite entre deux horizons géologiques par exemple [*Bouchedda et al.*, 2012; *Hsu et al.*, 2010; *Nguyen et al.*, 2005]. Les méthodologies proposées utilisent différents algorithmes de traitement de l'image (méthode du gradient, du laplacien ou filtre de Canny), afin d'extraire les contours présentant de forts gradients de résistivité électrique sur les modèles de résistivités interprétées.

L'ensemble des constats, énoncés précédemment, a permis de mettre en avant :

- le peu de connaissance concernant les écoulements de lixiviat dans les déchets à l'échelle du casier ;
- le manque d'informations permettant de renseigner les modèles hydrodynamiques et les valeurs des paramètres hydrodynamiques afférents, dans le but de décrire les écoulements de lixiviat à l'échelle du casier ;
- la difficulté d'analyse des données ERT afin de délimiter les contours et l'étendue de l'infiltration de lixiviat lors d'un suivi de réinjection sur site.

Par conséquent, ces constats permettent de définir la problématique de ce travail de thèse, à savoir :

Améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets en proposant une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques, basée sur une comparaison des formes d'infiltration extraites des données ERT et des résultats de modélisation hydrodynamique.

Hypothèses de recherche

Afin de répondre à la problématique de la thèse, trois hypothèses de recherche sont formulées. Le travail de thèse doit pouvoir vérifier ces hypothèses en les validant ou en les invalidant :

Hypothèse I : La méthode ERT et la modélisation hydrodynamique sont adaptées au suivi d'injection de lixiviat et peuvent permettre d'améliorer la compréhension des écoulements dans les déchets.

Hypothèse II : Il est possible de fiabiliser l'interprétation hydrodynamique des suivis temporels ERT concernant la délimitation de la forme de l'infiltration, en développant une méthodologie basée sur de multiples inversions et une stratégie de délimitation des contours de l'infiltration.

Hypothèse III : L'utilisation de la forme de l'infiltration extraite des données ERT peut permettre de contraindre les modèles hydrodynamiques et d'estimer les paramètres hydrodynamiques afférents, permettant ainsi d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

Démarche générale de la thèse

La démarche de la thèse visant à répondre à la problématique générale et aux hypothèses de recherche est présentée Figure 3. Elle est divisée en trois étapes successives, correspondant aux trois parties de ce manuscrit.

La première étape de ce travail de thèse consiste en une recherche bibliographique concernant la méthode ERT et la modélisation hydrodynamique. L'objectif de cette étape est de pouvoir valider l'intérêt de leur application au suivi de réinjection de lixiviat, afin d'améliorer la compréhension des écoulements dans les déchets et de pouvoir identifier leurs limites et points d'amélioration.

Une des principales limites, identifiée dans l'étude bibliographique et investiguée en détail dans la deuxième étape de cette thèse, concerne la délimitation de l'infiltration de lixiviat sur les données ERT. En effet, cette information est nécessaire pour déterminer le volume de déchets impactés par le processus de réinjection. De plus, pour valider ou invalider l'hypothèse III concernant l'utilisation de la forme de l'infiltration extraite de l'ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques, il est nécessaire d'améliorer l'interprétation des données géophysiques en terme de délimitation des contours de l'infiltration. Par conséquent, l'objectif de la seconde étape de ce travail de thèse est de proposer une méthodologie d'interprétation des données ERT pour améliorer la délimitation de l'infiltration de lixiviat.

L'objectif de la troisième étape de ce travail de thèse, permettant de répondre à la problématique générale, est de proposer une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques des modèles, à partir de la forme de l'infiltration extraite des données ERT. Afin de répondre à cet objectif, un premier travail a consisté à comparer l'évolution de la forme de l'infiltration (délimitée avec la méthodologie développée en deuxième étape), entre différents casiers de déchets, afin d'en dégager des informations concernant le comportement hydrodynamique du lixiviat, pouvant être utiles à la modélisation. De plus, ce premier travail a permis d'identifier les modèles hydrodynamiques, permettant de décrire les écoulements observés à l'échelle du terrain, qui ont donc été utilisés pour le développement de la méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques.

La mise en place de cette démarche avait pour objectif de répondre à la problématique générale de la thèse, permettant ainsi d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

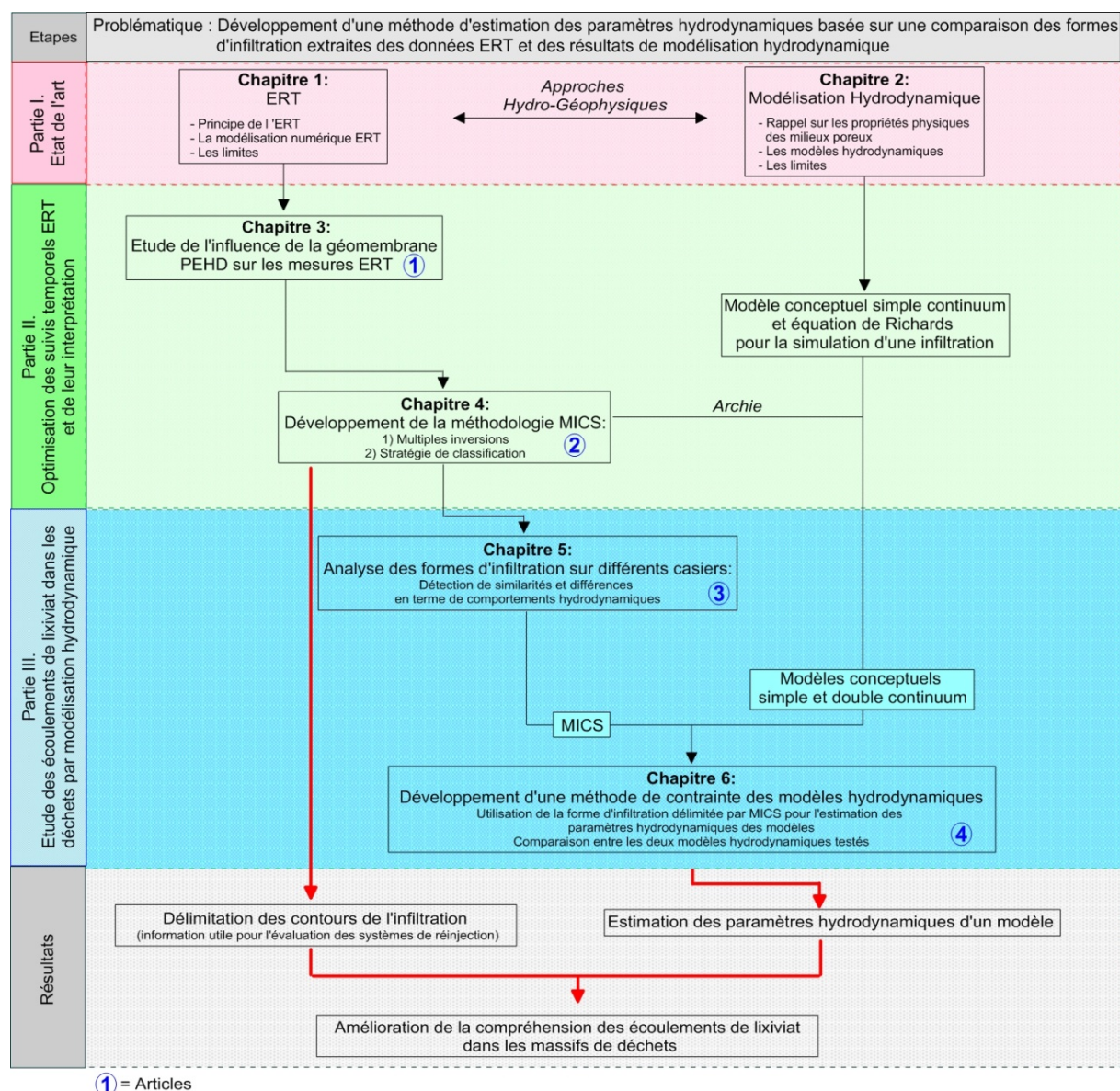


Figure 3 : Schéma de la démarche et organisation du manuscrit

Organisation du manuscrit

L'organisation de ce manuscrit suit la démarche générale de la thèse (Figure 3) et se divise en trois grandes parties présentées en détail par la suite. D'autre part, ce manuscrit ayant été rédigé à partir d'articles publiés ou en cours de soumission dans différents journaux scientifiques, chaque chapitre des parties II et III de ce manuscrit correspond à un article. Le contenu de chacune des parties est détaillé par la suite.

Partie I « Etat de l'art »

Cette partie est composée de deux chapitres de synthèse bibliographique.

Le chapitre 1 est consacré à la présentation de la méthode ERT. Cette méthode géophysique a fait l'objet de nombreuses études montrant son intérêt et sa pertinence pour la détection des infiltrations de lixiviat dans les ISDND, permettant ainsi d'évaluer les performances des systèmes de réinjection. Cette méthode non-intrusive permet d'étudier les variations de la résistivité électrique spatialisée en lien avec une variation de teneur en lixiviat dans les déchets. L'ERT présente aussi l'avantage d'être une méthode qui permet de spatialiser la distribution des résistivités électriques en 2D et 3D.

Ce chapitre présente le principe de la méthode et de la modélisation numérique ERT et met en relief les limites de la méthode concernant :

- les artéfacts pouvant être générés sur les suivis temporels ERT acquis pendant un épisode de réinjection du lixiviat ;
- la difficulté quant à l'interprétation hydrodynamique des données ERT pour la délimitation des contours de l'infiltration.

Le chapitre 2 correspond à une synthèse bibliographique concernant la modélisation hydrodynamique. Dans le cadre de cette thèse, la modélisation hydrodynamique peut permettre de prédire les transferts de lixiviat à l'échelle du terrain et ainsi d'évaluer le volume de déchets humidifiés par le processus de réinjection. Pour réaliser une simulation hydrodynamique, il est nécessaire de définir un modèle conceptuel pour représenter le milieu investigué et un modèle mathématique permettant de décrire les transferts dans ce milieu. La modélisation hydrodynamique est très fréquemment utilisée dans la littérature pour la simulation d'infiltration dans les milieux poreux et de nombreux modèles ont été développés à cet effet. Dans le cas de la simulation d'une infiltration de lixiviat dans les déchets, la plupart des auteurs assimilent le milieu déchet à un milieu homogène, avec un modèle conceptuel simple continuum. Plusieurs auteurs ont montré qu'une représentation simple continuum ne permettait pas de décrire les observations faites sur le terrain [Ehrig, 1983; Uguccioni and Zeiss, 1997]. En effet, différentes études ont montré que le lixiviat suivait des chemins préférentiels d'écoulement au sein du massif de déchets [Bengtsson et al., 1994; Holmes, 1983; Korfiatis et al., 1984], qui n'étaient pas pris en compte avec un modèle simple continuum considérant un milieu homogène.

Compte tenu de ces observations, il nous a semblé intéressant dans le cadre de cette thèse de représenter le déchet selon une approche conceptuelle double continuum, qui consiste à assimiler le milieu déchet à un milieu fracturé. La représentation double continuum consiste à représenter le milieu poreux comme une superposition de deux milieux continus, à savoir la matrice poreuse

(microporosité) et les fractures (macroporosité) permettant de tenir compte des zones d'écoulements préférentiels du lixiviat dans le massif de déchets.

Par conséquent, nous présentons dans ce chapitre le principe de la modélisation ainsi que les deux modèles hydrodynamiques utilisés dans le cadre de cette thèse, à savoir :

- un modèle conceptuel simple continuum et un modèle mathématique basé sur la résolution de l'équation de Richards ;
- un modèle conceptuel double continuum et un modèle mathématique double perméabilité.

Pour répondre à la problématique générale de la thèse et proposer une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques des modèles, il est nécessaire de définir les paramètres à faire varier et les gammes de variation correspondantes. Ces choix ont principalement été effectués à partir de l'estimation des paramètres hydrodynamiques, réalisée dans la littérature sur des échantillons de déchets en laboratoire. Ces valeurs sont également présentées dans cette synthèse bibliographique.

Nous concluons ce chapitre en présentant plusieurs études issues de la littérature qui ont proposées différentes méthodes de contrainte des modèles hydrodynamiques, à partir des données ERT.

Partie II « Optimisation des suivis temporels ERT et de leur interprétation »

Des études antérieures réalisées au sein de l'équipe de recherche MP2 (« Mesures Physiques pour les Milieux Poreux ») d'Irstea-Antony ainsi que la synthèse bibliographique concernant la méthode ERT (Chapitre 1) ont permis de mettre en évidence deux principales limites concernant l'interprétation des suivis temporels ERT, à savoir :

- les facteurs pouvant générer des artéfacts dans les données, comme la géomembrane PEHD (Polyéthylène Haute Densité) délimitant les casiers de déchets ;
- la difficulté de délimiter l'étendue de l'infiltration de lixiviat sur les suivis temporels ERT.

Par conséquent, cette deuxième partie est composée de deux chapitres dont l'objectif est de fiabiliser l'interprétation des suivis temporels ERT, en limitant la présence d'artéfacts dans les données et en proposant une solution pour délimiter l'infiltration de lixiviat.

Un projet de recherche (2011-2014) entre la société par actions simplifiée (SAS) « Les Champs-Jouault » (coordinateur du projet), deux équipes de recherche d'Irstea-Antony dont l'équipe MP2 au sein de laquelle s'est déroulée cette thèse, l'Université de Caen et la société ACOME, nous a permis de disposer de plusieurs jeux de données de suivis temporels ERT acquis sur site, qui ont été utilisés à chaque étape de la thèse.

Le premier chapitre de cette partie (Chapitre 3) correspond à une étape préliminaire, permettant de fiabiliser l'interprétation des suivis temporels ERT acquis sur site, en limitant la présence d'artéfacts. En effet, en raison des dimensions des casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault » (Normandie, France), les lignes d'électrodes ne pouvaient pas être disposées suffisamment loin des géomembranes infiniment résistantes, pour pouvoir considérer des conditions aux limites infinies et négliger l'influence des géomembranes sur les mesures de résistivités électriques apparentes. Or, si les outils classiques d'inversion sont utilisés dans leur condition standard, c'est à dire considérant des conditions aux limites infinies, ils vont générer de nombreux artéfacts dans les résultats, puisque les conditions aux limites sont en réalité finies, en raison de la présence des géomembranes. Il était donc nécessaire de proposer une solution pour limiter la présence d'artéfacts dans les données de suivis temporels ERT acquises sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault » et éviter ainsi de fausses interprétations. Cette étude a fait l'objet de la rédaction d'un article présenté dans ce chapitre et les solutions proposées ont été utilisées dans toute la suite de la thèse, pour fiabiliser les résultats de l'inversion des données ERT acquises sur les casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault » et pouvoir ainsi les utiliser avec confiance, notamment dans le chapitre suivant.

Le chapitre 4 s'intéresse à la deuxième limite identifiée dans la synthèse bibliographique (Chapitre 1) concernant la délimitation de l'infiltration de lixiviat. Dans ce chapitre, une nouvelle méthodologie

d'interprétation des données ERT, appelée MICS, pour « multiple inversions and clustering strategy », a été développée dans le but d'améliorer la délimitation de l'infiltration de lixiviat sur les suivis temporels ERT. En effet, la synthèse bibliographique nous a permis d'identifier deux principales limites, liées au processus d'inversion ERT, qui engendrent des difficultés quant à la délimitation de l'infiltration, à savoir : le choix des paramètres d'inversion, qui ont une influence non négligeable sur la forme de l'infiltration obtenue et la méthode de régularisation qui a tendance à lisser les contours de l'infiltration. L'objectif de ce chapitre est de proposer et de valider l'utilisation de la méthodologie MICS, qui permet d'éviter le choix subjectif d'un jeu de paramètres d'inversion et de délimiter précisément l'infiltration sur les résultats d'inversion. Cette méthodologie est basée sur deux étapes :

- une étape d'inversions multiples [*Rings and Hauck, 2009*] à partir d'un unique jeu de résistivités apparentes en faisant varier les paramètres d'inversion dans une gamme définie au préalable ;
- une stratégie de classification basée sur : l'application de l'algorithme des k-moyennes, fréquemment utilisé en statistique et dans le domaine du traitement de l'image pour la détection de formes, et une stratégie de regroupement permettant de délimiter l'étendue de l'infiltration en prenant en compte tous les résultats d'inversion obtenus.

Afin de valider l'utilisation de MICS pour les suivis temporels d'infiltration ERT ainsi que la délimitation de l'infiltration obtenue, ce chapitre est divisé en deux sections. La première correspond à un article, rédigé dans le cadre de cette thèse, qui a permis de valider la méthode numériquement ainsi que sur un jeu de données de terrain de la SAS « Les Champs-Jouault ». Cet article a permis de démontrer l'intérêt d'utiliser MICS pour délimiter l'infiltration de lixiviat. Cependant, la validation sur le terrain étant basée sur une comparaison avec une autre méthode géophysique indirecte, nous avons également appliqué la méthode sur des données de suivi temporel ERT, acquises par Hélène Guyard et Laurent Oxarango du LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement) de Grenoble et qui nous ont été mises à disposition, dans le cadre de cette thèse, dans le but de valider MICS expérimentalement. L'infiltration a été réalisée dans une fosse expérimentale, remplie de sol limono-sableux, dans laquelle un grand nombre de capteurs ponctuels a été disposé, nous permettant ainsi de comparer les résultats de MICS avec des mesures ponctuelles. Cette deuxième section nous a ainsi permis de valider la méthodologie sur un jeu de données expérimentales.

En conclusion, la partie II a permis de développer une nouvelle méthodologie permettant d'améliorer la délimitation de l'infiltration de lixiviat. Ainsi, la forme de l'infiltration obtenue a pu être utilisée avec confiance dans la partie III pour contraindre les modèles hydrodynamiques en évaluant les valeurs des paramètres afférents.

Partie III « Etude des écoulements de lixiviat dans les déchets par modélisation hydrodynamique »

La méthodologie MICS, développée dans la partie II, offre de nombreuses pistes de recherche concernant l'étude de la dynamique d'infiltration du lixiviat dans un casier de déchets. D'autre part, l'utilisation de la forme de l'infiltration, extraite avec MICS, fournit un outil de contrainte intéressant pour estimer les paramètres hydrodynamiques des modèles. Par conséquent, cette partie, également constituée de deux chapitres, a pour objectif d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets, par le développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques, basée sur la forme de l'infiltration extraite avec MICS.

Le chapitre 5 correspond à l'application de la méthodologie MICS sur deux jeux de données de terrain, acquis sur différents casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault ». En effet, l'objectif de ce chapitre est de détecter des similarités ou différences entre différents suivis de réinjection et d'en extraire des informations sur le comportement hydrodynamique du lixiviat dans les déchets, en termes de : volume de déchets impactés par le processus de réinjection, vitesse d'évolution de l'infiltration, anisotropies de forme et fraction de l'espace poral disponible à l'écoulement. Toutes ces informations ont permis d'orienter la suite de la thèse en ce qui concerne le choix des modèles hydrodynamiques pour représenter le milieu déchet. En effet, les résultats de l'article, présentés dans le chapitre 5, permettent de supposer qu'une représentation conceptuelle simple continuum considérant un unique milieu homogène n'est probablement pas la plus adaptée au milieu déchet.

Par conséquent, dans le chapitre 6, nous avons utilisé deux approches pour représenter le milieu déchet, l'approche simple continuum car elle est très couramment utilisée dans la littérature et l'approche double continuum permettant de prendre en compte des zones d'écoulements préférentiels dans le milieu. Quelle que soit la représentation choisie, les modèles mathématiques, utilisés pour décrire les transferts, font intervenir un certain nombre de paramètres qu'il est nécessaire de renseigner. L'objectif de ce chapitre est de proposer une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques des modèles à partir de la délimitation de l'infiltration obtenue sur les données ERT avec MICS. Cette méthode est basée sur une approche dite inverse, qui consiste à simuler de nombreuses infiltrations avec différentes combinaisons de paramètres hydrodynamiques possibles et de retenir la gamme de paramètres permettant de minimiser la différence entre la forme d'infiltration obtenue avec MICS et celle issue des résultats de simulation hydrodynamique. Un autre critère, correspondant au volume de lixiviat injecté sur le terrain, a permis de restreindre la gamme de paramètres hydrodynamiques évalués en minimisant l'écart entre volume injecté et volume simulé par la modélisation. Cette méthode a fait l'objet de la rédaction d'un quatrième article et les résultats permettent de discuter de l'application des différents modèles pour représenter le milieu et d'améliorer ainsi la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

Partie I :
Etat de l'art

La Tomographie de Résistivité Electrique (ERT)

La méthode géophysique retenue dans cette thèse pour étudier les infiltrations de lixiviat dans les massifs de déchets est la Tomographie de Résistivité Electrique (ERT, pour « Electrical Resistivity Tomography »). En premier lieu, il est important de bien définir le paramètre physique mesuré par la méthode, à savoir la résistivité électrique, pour bien comprendre les variations qui peuvent être observées sur le massif de déchets.

La première section de ce chapitre (1.1.) concerne la présentation de la résistivité électrique et des variations associées aux paramètres physiques du massif de déchets (porosité, teneur en eau, température, conductivité électrique de la solution, nature de la matrice poreuse) qui influencent les mesures. Nous répondrons aux questions suivantes (1.1.2.) :

- Quelle est l'influence des différents paramètres physiques sur la valeur de la résistivité électrique ?
- A quel(s) paramètre(s) peut-on principalement attribuer les variations de la résistivité électrique ?
- Peut-on s'affranchir de l'influence de certains paramètres au cours d'un épisode d'injection de lixiviat, pour étudier uniquement la variation de résistivité en lien avec la variation de teneur en eau ?
- Comment peut-on relier la résistivité électrique mesurée et la teneur en eau des déchets (qui est le paramètre étudié dans le cas d'un suivi de réinjection de lixiviat) ?

La seconde section de ce chapitre (1.2.) a pour objectif de définir les bases de la méthode ERT, pour bien définir la technique de mesure et de reconstruction du modèle de résistivité électrique. Cette section répondra aux questions suivantes :

- Sur quel principe est basée la mesure de la résistivité électrique ? (1.2.1.)
- Comment est définie la sensibilité de la mesure ? (1.2.2.)
- Comment les données sont-elles acquises ? (1.2.3.)

- Quel est le principe du suivi temporel ERT ? (1.2.4.)

Afin d'optimiser l'acquisition des données ERT, de nombreuses études issues de la littérature adoptent une démarche classique de modélisation numérique [Clément *et al.*, 2010; Dahlin and Loke, 1998; Radulescu *et al.*, 2007; Yang, 2005]. Les outils de modélisation permettent de réaliser de multiples scénarios d'infiltration, où les données de résistivités électriques vraies sont connues en tout point, permettant ainsi d'évaluer les résultats de l'inversion en regard des distributions de résistivités vraies.

Ainsi, la troisième section de ce chapitre (1.3.) a pour objectif de définir les différentes étapes de la modélisation numérique ERT, en répondant aux questions suivantes :

- Quel est le principe de la modélisation numérique ERT ?
- Quelles lois théoriques sont à résoudre pour le calcul direct (1.3.1.) et l'inversion (1.3.2) et par quelles méthodes numériques ?

Enfin, la dernière section (1.4.) sera consacrée à la définition des limites de la méthode, qui ont été regroupées en deux sous-parties. La première concerne les artéfacts générés dans les modèles de résistivités interprétées pouvant mener à de fausses interprétations des données ERT. La seconde concerne l'interprétation hydrodynamique des suivis temporels ERT, dans le but de délimiter précisément l'infiltration et par conséquent le volume de déchets humidifiés par le processus de réinjection. Cette quatrième section s'intéresse aux questions suivantes :

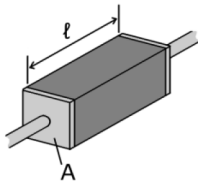
- Quels sont les facteurs pouvant générer des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées ? Existe-t-il des solutions pour diminuer la présence d'artéfacts et éviter de fausses interprétations des données ? (1.4.1.)
- Quelles sont les limites des lois pétrophysiques couramment utilisées dans la littérature permettant de relier la résistivité électrique mesurée et la teneur en eau des déchets ? (1.4.2.)
- Quelle est l'influence de l'inversion des données ERT pour l'interprétation hydrodynamique des résultats ? Quelles sont ses limites ? (1.4.2.)
- Existe-t-il des études dans la littérature qui proposent des solutions permettant de délimiter des contours sur les résultats de l'inversion ? (1.4.2.)

1.1. La résistivité électrique

1.1.1. Définition de la résistivité électrique et ordres de grandeur pour les sols et les déchets

Dans la suite du manuscrit, le terme de « résistivité » sera employé pour désigner la résistivité électrique. La résistivité ρ (ou son inverse la conductivité électrique $\sigma=1/\rho$) d'un milieu est par définition le paramètre physique qui détermine l'aptitude de ce milieu à s'opposer au passage du courant électrique.

La résistivité est définie comme la résistance électrique du milieu par unité de longueur. Si l'on considère par exemple un échantillon de sol, de longueur l (m) et de section A (m²), disposé entre deux plaques conductrices, reliées à un générateur délivrant un courant électrique d'intensité I (A) et de tension électrique U (V), la résistivité de l'échantillon ρ (Ω.m) est alors définie par l'Équation 1 :



$$\rho = \frac{AU}{lI} \quad \text{Équation 1}$$

La conductivité électrique σ , correspondant à l'inverse de la résistivité ρ , s'exprime en Siemens/mètre (S.m⁻¹).

Le Tableau 1 présente un aperçu des différentes valeurs de résistivité pour les sols et pour les déchets (valeurs extraites de la littérature [Guérin et al., 2004b; Knödel et al., 2007; Moreau et al., 2010b]).

Pour l'ensemble des matériaux, on observe de grandes variations de la résistivité, y compris pour un même type de matériau. Par exemple, la résistivité des graviers varie entre 50 et 10 000 Ω.m. De même pour les limons, la résistivité varie entre 30 et 100 Ω.m. Ces variations s'expliquent en partie par le degré de saturation, mais aussi par d'autres paramètres influençant la valeur de la résistivité qui seront présentés par la suite. Pour les déchets, la résistivité varie considérablement avec des valeurs inférieures à 1 Ω.m (ex : matière organique saturée en lixiviat) et des valeurs pouvant atteindre 300 Ω.m et plus (ex : plastique).

Fluides et matériaux	Résistivité ($\Omega.m$)	
	Minimum	Maximum
Eau de mer	0.1	0.3
Eau douce	5	80
Lixiviats	0.1	5
Déchets domestiques et industriels	<1	300 (plastique)
Argile (humide)	5	30
Argile (sèche)		>1000
Sable	50 (saturé en eau)	10^4
Gravier	50 (saturé en eau)	10^4
Silt	20	50
Limon	30	100

Tableau 1 : Exemples de valeurs de la résistivité exprimée en $\Omega.m$ pour différents fluides et matériaux [Guérin et al., 2004b; Knödel et al., 2007; Moreau et al., 2010b]

1.1.2. Les différents paramètres influençant la résistivité

Dans cette section, nous présentons les paramètres physiques qui influencent la valeur de la résistivité, afin de déterminer à quel(s) paramètre(s) les variations de la résistivité, mesurées par la méthode ERT, peuvent être principalement attribuées dans les déchets.

(a) La porosité totale

Le degré de compaction du massif de déchets et par conséquent sa porosité ϕ (-) influent sur la valeur de la résistivité. 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, la résistivité décroît de façon non linéaire.

(b) La teneur en eau

Une augmentation de la teneur en eau induit généralement une diminution de la résistivité. Par conséquent, un épisode de réinjection de lixiviat sur site implique une augmentation de la teneur en eau et donc une diminution de la résistivité.

Plusieurs auteurs ont réalisé des mesures en laboratoire sur des échantillons de déchets, afin d'évaluer l'influence de la teneur en eau sur les mesures de résistivité [Grellier et al., 2005b; Moreau et al., 2010b]. Grellier et al. [2005b] tentent de relier la teneur en eau à la résistivité par

l'intermédiaire de la loi pétrophysique d'Archie. La loi d'Archie a été établie pour des milieux sans argile et permet de relier la résistivité à la saturation, la porosité, la résistivité de l'eau d'imbibition et au type de distribution du milieu. Dans le cas non saturé, il faut tenir compte de la saturation S_e (-) définie telle que :

$$S_e = \frac{V_e}{V_v} = \frac{V_e}{\phi V} = \frac{\theta}{\phi} \quad \text{Équation 2}$$

Où V_e est le volume d'eau (m^3), V_v le volume des vides (m^3), V le volume total (m^3), ϕ la porosité (-) et θ la teneur en eau volumique ($m^3.m^{-3}$).

La loi d'Archie s'écrit :

$$\rho_r = \rho_e a_A \phi^{-m_A} S_e^{-n_A} \quad \text{Équation 3}$$

Avec ρ_r la résistivité de la roche ($\Omega.m$), ρ_e la résistivité de l'eau d'imbibition ($\Omega.m$), ϕ la porosité (-), a_A un facteur qui dépend de la lithologie (-) et qui varie entre 0,6 et 2 ($a_A < 1$ pour les roches à porosité intergranulaire et $a_A > 1$ pour les roches à porosité de fracture), m_A un facteur de cimentation (-) (m_A dépend de la forme des pores, de la compaction et varie entre 1,3 pour les sables non consolidés à 2,2 pour les calcaires cimentés) et l'exposant n_A qui varie très peu avec les formations (-) (sa valeur est environ de 2). Pour un milieu saturé il suffit de poser $S_e=1$. L'indice A utilisé pour les paramètres a , m et n permet de différencier les paramètres de la loi d'Archie des paramètres de van Genuchten utilisant les mêmes symboles (voir Chapitre 2).

Dans leur étude, *Grellier et al.* [2005b] ont évalué les paramètres de la loi d'Archie sur des échantillons de déchets en laboratoire. Les auteurs ont effectué des mesures de résistivité sur une cuve de déchets et représenté les valeurs de la résistivité en fonction de la teneur en eau volumique mesurée. Cette étude a permis d'évaluer les paramètres de la loi d'Archie qui permettent de décrire l'évolution de la résistivité, mesurée sur la cuve de déchets, en fonction de la teneur en eau. Cette expérience a permis d'obtenir une loi calibrée pour les déchets, reliant la résistivité à la teneur en eau et définie par l'Équation 4 :

$$\rho_r = \rho_e \theta^{-2.5} \quad \text{Équation 4}$$

Avec $a_A=1$ et $m_A=n_A=0,5$.

Dans leur étude, *Moreau et al.* [2010b] étudient l'influence de la teneur en eau, de la densité des déchets et de leur composition sur la valeur de la résistivité. Les auteurs prouvent dans leur article que les variations de résistivité ne sont pas uniquement dues aux variations de teneur en eau et que d'autres facteurs peuvent avoir une influence sur la mesure de résistivité, notamment la température.

(c) La température

Une augmentation de la température induit une diminution de la résistivité. *Keller and Frischknecht* [1966] utilisent la relation empirique de *Campbell et al.* [1948] qui montre la dépendance entre la résistivité ρ d'un sol ($\Omega.m$) et la température T ($^{\circ}C$) :

$$\rho_T = \frac{\rho_{T_{référence}}}{1 + \alpha_T(T - T_{référence})} \quad \text{Équation 5}$$

Avec ρ_T et $\rho_{T_{référence}}$ ($\Omega.m$) les résistivités aux températures T et $T_{référence}$ ($^{\circ}C$), respectivement et α_T un coefficient de correction de la température ($^{\circ}C^{-1}$). Pour une température de référence choisie à $25^{\circ}C$, le coefficient α_T est de 0,025 [*Campbell et al.*, 1948]. *Grellier et al.* [2006a] ont montré avec des essais en laboratoire sur des lixiviats que la conductivité électrique augmente de 2% par degré ($\alpha_T=0,02$). Ces résultats sont donc proches de l'équation décrite par *Campbell et al.* [1948] (Équation 5), pour laquelle α_T est égal à 0,025 pour une température de référence de $25^{\circ}C$.

A long terme (i.e. plusieurs mois/années), la température au sein du casier de déchets peut influencer largement les mesures de résistivité puisque la température des déchets peut varier entre 20 et $70^{\circ}C$, selon ses phases de dégradation.

Pour les casiers gérés en mode bioréacteur, la recirculation d'un lixiviat plus froid (entre 10 et $30^{\circ}C$ pour le lixiviat stocké dans les bassins de collecte) que le déchet peut entraîner une diminution de la température de ce dernier. Cette diminution de la température du déchet engendre une augmentation de la résistivité qui est contraire à l'effet de l'augmentation de la teneur en eau impliquant une baisse de la résistivité. Les baisses de résistivité que l'on s'attend à observer pendant le processus de réinjection sont donc minimisées. Cependant, la différence de volume entre le lixiviat injecté et l'intégralité du casier de déchets induit une faible diminution de la température. A titre d'exemple, des capteurs de mesure de la température, installés dans un des casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault », ont enregistré une diminution maximale de la température de $5^{\circ}C$ pour un lixiviat à $20^{\circ}C$ et un déchet entre 50 et $65^{\circ}C$ [*Grossin-Debattista et al.*, 2014]. Ceci peut-être expliqué par le volume de lixiviat injecté, qui n'excède pas 100 m^3 , pour un volume total du casier de déchets de l'ordre de $60\,000\text{ m}^3$. Par conséquent, nous pouvons considérer que la variation de température, due à un épisode de réinjection de lixiviat, a une influence moins importante que la teneur en eau sur la mesure de la résistivité.

Pour minimiser l'influence de la température sur la résistivité, certains auteurs indiquent qu'il est préférable de réduire la différence de température entre le lixiviat injecté et la température du massif de déchets et donc de réaliser des mesures plutôt en été [*Grellier*, 2005; *Guérin et al.*, 2004b].

(d) La conductivité électrique de la solution

La conductivité d'un sol saturé est proportionnelle à la conductivité de l'eau contenue dans les pores [Archie, 1942]. Elle dépend de la concentration en ions et de la mobilité des ions en solution. Plusieurs études ont montré que la résistivité est directement proportionnelle à la conductivité de la solution. Lorsque la teneur en sel de la solution d'imbibition diminue, la résistivité de l'échantillon augmente [Gupta and Hanks, 1972; Waxman and Smits, 1968].

Ainsi, dans le cas de l'étude des massifs de déchets, plus la conductivité électrique du lixiviat réinjecté sera élevée et plus la résistivité du déchet sera faible.

(e) La nature de la matrice poreuse

Pour les sols naturels, la conduction électrique se fait principalement par la phase liquide en considérant que la matrice est inerte électriquement. Néanmoins, dans le cadre de l'étude des déchets non dangereux, certains constituants ne sont pas neutres électriquement (éléments métalliques par exemple) et peuvent participer à la conduction électrique du courant. Par conséquent, la nature des éléments constitutifs du déchet a une influence sur les mesures de résistivité.

Dans le cadre de l'étude d'un épisode de réinjection de lixiviat, on étudie des variations de la résistivité par rapport à un état de référence avant réinjection et donc sur un temps relativement court, de quelques heures à une journée. On considère donc, que durant un épisode de réinjection de quelques heures, l'évolution des éléments constitutifs du milieu déchet (i.e. biodégradation, tassement) est minimale et n'influence pas les variations de résistivité observées. Cette hypothèse ne serait plus valable pour une étude des variations de la résistivité sur plusieurs mois ou années.

(f) Influence de la teneur en eau, de la température et de la densité

Suite à des mesures expérimentales sur une colonne de déchets en laboratoire, Moreau et al. [2010a] ont utilisé la technique des plans d'expérience pour évaluer l'influence de la teneur en eau, de la température et de la densité sur la résistivité. Leur objectif était de déterminer quel(s) paramètre(s) influe(nt) le plus sur la valeur de la résistivité. Une gamme de variations a été définie pour chaque paramètre à partir de données expérimentales obtenues sur une colonne en laboratoire (0,30-0,50 pour la teneur en eau volumique, 20-60°C pour la température et 0,40-0,60 Mg.m⁻³ pour la masse volumique). Cette étude leur a permis de montrer que, dans la gamme des paramètres étudiés, les variations de teneur en eau et de température influencent plus les variations de résistivité observées, que les variations de densité des déchets. Pour interpréter la distribution de résistivité mesurée sur un casier de déchets, ce résultat permet de considérer que les variations de

densité dues à la compaction et à la charge mécanique des déchets pour des ouvrages de une à plusieurs dizaines de mètres de haut, sont négligeables par rapport aux variations de température et de teneur en eau possibles. Or, comme nous l'avons explicité précédemment, nous pouvons considérer que la variation de température, due à un épisode de réinjection de lixiviat, a une influence moins importante que la teneur en eau sur la mesure de la résistivité. De même, on considère que la nature de la matrice poreuse et son évolution au cours d'un épisode de réinjection de lixiviat peuvent être négligées. Par conséquent, dans le cadre de l'étude d'un épisode de réinjection de lixiviat sur site, le paramètre qui influence le plus la valeur de la résistivité est la teneur en eau.

Dans cette première section (1.1.), nous avons présenté la résistivité ainsi que l'influence des paramètres physiques sur la résistivité. Nous allons désormais nous intéresser à la méthode de mesure de la résistivité qu'est la tomographie de résistivité électrique.

1.2. La tomographie de résistivité électrique

Les principes théoriques de la prospection électrique sont exposés dans les ouvrages de géophysique appliquée [Telford et al., 1990].

1.2.1. Principe général de la mesure de résistivité électrique

La mesure de la résistivité en un point est réalisée à la surface du sol. A partir de deux électrodes d'injection, A et B, on applique un courant électrique d'intensité I dans le sol et on mesure la différence de potentiel entre deux autres électrodes, dites électrodes de potentiel, M et N (Figure 4). En écartant les électrodes d'injection A et B, il est possible de créer des circulations de courant de plus en plus profondes.

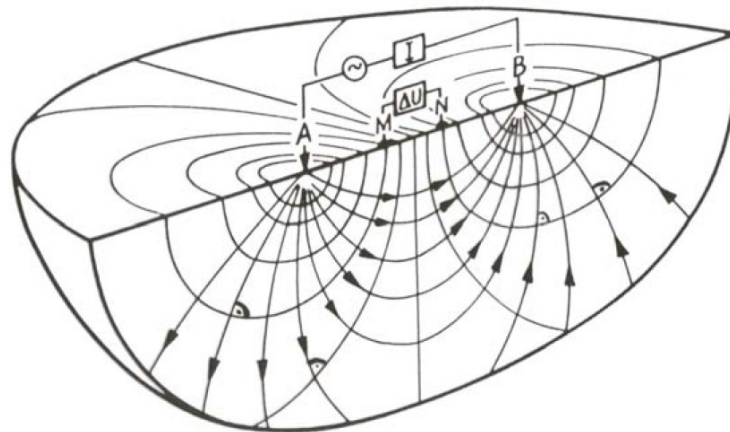


Figure 4 : Principe de la mesure de la résistivité avec quatre électrodes [Knödel et al., 2007]

Les résistivités mesurées sont appelées résistivités apparentes. Dans le cas d'un milieu homogène et isotrope, la résistivité apparente correspond à la résistivité vraie du sol, ce qui n'est pas valable pour les milieux hétérogènes.

La résistivité apparente ρ_a ($\Omega.m$) est calculée en faisant le rapport entre la différence de potentiel entre les électrodes M et N, ΔV_{MN} (V) et le courant électrique I (A), multiplié par un coefficient géométrique K (m), propre à chaque dispositif.

$$\rho_a = K \frac{\Delta V_{MN}}{I} \quad \text{Équation 6}$$

Le coefficient géométrique K dépend uniquement de la configuration du quadripôle, c'est-à-dire de la position des électrodes. Il peut être déterminé, dans un demi-espace de résistivité homogène (Figure 4), par l'Équation 7 :

$$K = 2\pi \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right)^{-1} \quad \text{Équation 7}$$

Il est à noter que cette équation généralisée n'est valable que pour une surface plane. Avec une topographie donnée, K peut seulement être obtenu numériquement. Le coefficient K peut être calculé pour les quadripôles les plus utilisés. Le Tableau 2 donne la valeur de K (sans topographie) en fonction de l'espacement inter-électrodes, a, pour trois dispositifs couramment utilisés :

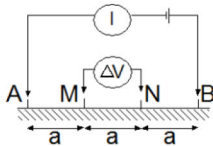
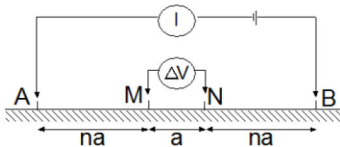
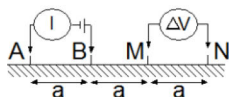
Dispositif	Configuration des électrodes	Coefficient géométrique K
Wenner- α		$K = 2\pi a$
Wenner-Schlumberger		$K = \pi n(n+1)a$ $n > 3$
Dipôle-dipôle		$K = 2\pi n(n+1)(n+2)$

Tableau 2 : Exemples de coefficients géométriques K pour les dispositifs Wenner- α , Wenner-Schlumberger et dipôle-dipôle

Chaque dispositif présente ses avantages et ses limites, qui peuvent être déterminés à partir du calcul de la sensibilité, décrite ci-après.

1.2.2. Sensibilité des mesures

La sensibilité permet de déterminer dans quelle proportion les variations de la résistivité, dans une région du sous-sol, influencent la mesure de la différence de potentiel en surface.

La sensibilité de la mesure de chaque quadripôle dépend du type de dispositif utilisé et de l'agencement des électrodes [Dahlin and Loke, 1998]. Il est souvent délicat de déterminer, a priori, quel est le meilleur dispositif électrique à utiliser lors d'une prospection. La sensibilité et les limites de chaque dispositif ont été étudiées par plusieurs auteurs [Athanasidou et al., 2007; Dahlin and Zhou, 2004; Danielsen and Dahlin, 2010].

La Figure 5 présente la valeur de la sensibilité pour trois dispositifs géophysiques :

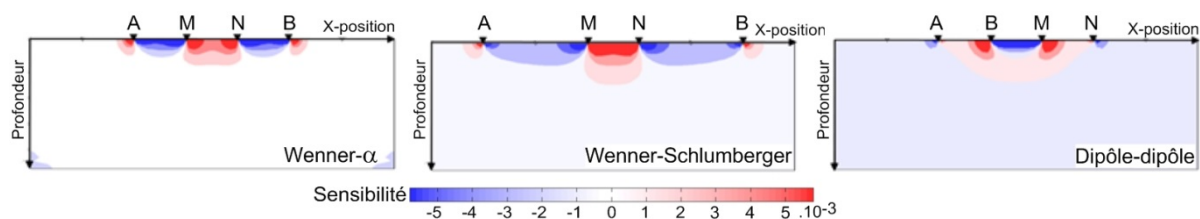


Figure 5 : Sensibilité de différents dispositifs de mesure de la résistivité électrique (Wenner-α, Wenner-Schlumberger et dipôle-dipôle) [Clément, 2010]

La valeur de la sensibilité peut être obtenue en calculant le produit des densités de courant entre un quadripôle de mesure et son réciproque. Le quadripôle réciproque consiste à injecter du courant entre les électrodes M et N et mesurer une différence de potentiel entre les électrodes A et B (principe de réciprocité). Par conséquent, les régions où le produit des densités de courant est élevé correspondent à une zone de forte sensibilité (zones rouges et bleues - Figure 5). Une augmentation de la résistivité vraie du sous-sol, dans une zone rouge (i.e. sensibilité positive), aura tendance à engendrer une augmentation de la résistivité apparente mesurée, alors qu'une augmentation de la résistivité vraie, dans une zone bleue (i.e. sensibilité négative), se traduira par une diminution de la résistivité apparente mesurée. Le calcul de la sensibilité est présenté en section 1.3.2.d.

Chaque dispositif a ses caractéristiques propres :

- les dispositifs Wenner-α et Wenner-Schlumberger présentent un gradient de sensibilité plus important verticalement que horizontalement, les rendant plus sensibles aux variations verticales de la résistivité ;
- le dispositif dipôle-dipôle montre un gradient de sensibilité plus élevé horizontalement que verticalement, le rendant plus sensible aux variations latérales de la résistivité.

1.2.3. Mesures et acquisition des données ERT

Apparue à la fin des années 80, cette méthode géophysique est la combinaison des techniques classiques du sondage électrique et du traîné électrique. L'ERT permet de réaliser des distributions 2D ou 3D de variations de résistivité du sous-sol [Dahlin, 2001].

Cette méthode repose sur l'utilisation de flûtes (fils conducteurs) connectées à des électrodes et reliées à un appareil de mesure, appelé résistivimètre. L'acquisition des mesures est réalisée à partir de séquences programmables dans lesquelles l'ensemble des quadripôles, à utiliser pour la prospection, est répertorié. L'information collectée dépend de l'agencement des électrodes [Dahlin and Loke, 1998].

Les mesures de résistivité sont habituellement représentées sous la forme de profils 2D, appelés pseudo-section ou panneaux de résistivité électrique. La mesure d'un quadripôle est reportée, par convention, à l'aplomb du centre du dispositif et à une ordonnée proportionnelle à la distance séparant les électrodes ($AM/2$ ou $AB/2$), définissant ainsi des niveaux d'acquisition [Loke and Barker, 1996]. $n=1$ est acquis à partir de quadripôles d'espacement inter électrodes n fois a , soit $1a$. Une fois que tous les quadripôles d'espacement $1a$ sont acquis, le niveau d'acquisition $n=2$ est obtenu à partir des quadripôles d'espacement $2a$, et ainsi de suite (Figure 6).

Depuis quelques années, cette méthode géophysique est beaucoup utilisée grâce au développement d'appareils de plus en plus performants, à l'automatisation de l'acquisition de données [Dahlin, 1993] et à l'implémentation de codes d'inversion [Günther, 2004; Loke and Barker, 1996]. Le panneau 2D des résistivités apparentes est une représentation conventionnelle de la mesure. Cette image est distordue et dépend de la répartition des résistivités du sous-sol étudié, mais également du dispositif de mesure utilisé. La résistivité apparente ne traduit pas directement les résistivités réelles ni les profondeurs des objets du sous-sol. Pour cette raison, les données mesurées doivent être inversées de manière à reconstituer la distribution des résistivités électriques (l'explication du processus d'inversion est donnée en section 1.3.2.).

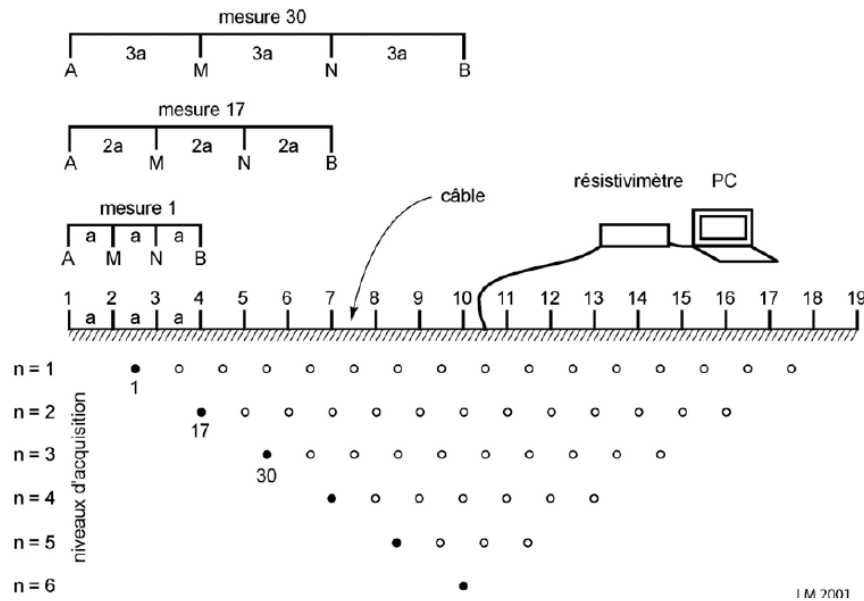


Figure 6 : Schéma explicatif de l'acquisition d'un panneau électrique 2D pour un dispositif Wenner- α (d'après Loke and Barker [1996] repris par Marescot [2006])

1.2.4. Le suivi temporel ERT

Le suivi temporel ERT est fréquemment utilisé dans la littérature pour étudier les phénomènes d'infiltration. Cette approche consiste à réaliser un premier profil ERT avant l'infiltration, puis plusieurs profils au cours de l'infiltration, en utilisant la même séquence ERT et en conservant la position des électrodes [Loke, 1999].

Elle permet ainsi d'étudier les variations de la résistivité par rapport à un état de référence. Cette approche est utilisée dans les domaines suivants :

- en hydrologie, afin d'étudier l'infiltration de polluants dans le sol et pour étudier les processus de recharge des aquifères [Barker, 1979; Daily et al., 1992; Descloitres et al., 2008b; S Park, 1998; Ramirez et al., 1993; Zhou et al., 2001] ;
- en agronomie, pour étudier les variations de la résistivité, en lien avec les variations de la teneur en eau dans les sols, dues aux infiltrations et à l'évapotranspiration [Beff et al., 2013; Michot et al., 2003] ;
- pour le suivi des infiltrations de lixiviat dans les massifs de déchets [Clément et al., 2011a; Clément et al., 2010; Gholamifard, 2009; Grellier et al., 2008; Guérin et al., 2004a; Guérin et al., 2004b; Ling et al., 2012; Marcoux, 2008; Moreau et al., 2003]

Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes intéressés plus particulièrement à l'utilisation du suivi temporel ERT pour étudier les infiltrations de lixiviat dans les massifs de déchets, permettant ainsi d'évaluer les systèmes de réinjection (i.e. dysfonctionnement, colmatage, volume de déchets humidifiés par le processus de réinjection).

Dans leurs études, *Moreau et al.* [2003], *Guérin et al.* [2004b] et *Acworth and Jorstad* [2006] ont montré que le suivi temporel ERT permettait d'étudier des variations de la résistivité, dues à des variations de la teneur en eau, dans un massif de déchets. Les auteurs ont prouvé que l'utilisation de cette méthode géophysique permettait de suivre l'évolution de l'infiltration de lixiviat au cours du temps.

Moreau et al. [2003], *Jolly et al.* [2007] et *Marcoux* [2008] ont également utilisé l'ERT pour étudier le processus de réinjection du lixiviat. Leurs objectifs étaient multiples, à savoir : comprendre comment le lixiviat circule dans les déchets, évaluer la performance des systèmes de réinjection et spatialiser les variations de teneur en eau au sein du massif de déchets. Les auteurs font l'hypothèse que, pendant un épisode de réinjection de lixiviat, les variations de résistivité sont principalement dues aux variations de teneur en eau (voir section 1.1.2.). Finalement, ces différentes études démontrent que le suivi temporel ERT est une méthode adaptée à l'étude des infiltrations de lixiviat dans les massifs de déchets, mais ne permet pas une caractérisation directe de la teneur en eau.

Afin d'optimiser l'acquisition des données ERT, une démarche classique de modélisation numérique peut être envisagée. En effet, les outils de modélisation permettent de réaliser de multiples scénarios d'infiltration, où les données de résistivités électriques vraies sont connues en tout point, permettant ainsi d'évaluer les résultats de l'inversion en regard des distributions de résistivités vraies et de proposer et tester de nouvelles stratégies d'analyse et d'interprétation des données de suivi temporel ERT.

1.3. La modélisation numérique ERT

La modélisation numérique ERT permet de calculer un jeu de données de résistivités apparentes synthétiques pour un milieu dont la distribution de la résistivité est connue. Les données de résistivités apparentes ne traduisent pas la distribution de résistivités réelles du sous-sol, c'est pourquoi il est nécessaire d'inverser ces données. La modélisation ERT permet de réaliser de multiples scénarios en définissant le modèle de distribution des résistivités vraies, de tester les différents paramètres d'acquisition, d'évaluer le modèle de résistivités interprétées par rapport au modèle de résistivités vraies et de tester les paramètres d'inversion et le maillage. La modélisation numérique ERT constitue une étape clef de ce travail de thèse, notamment pour la partie II de ce manuscrit, qui correspond au développement d'une méthodologie d'interprétation des données ERT permettant de mieux délimiter l'infiltration. Plus d'informations concernant la modélisation numérique ERT peuvent être trouvées dans les thèses de *Günther* [2004] et de *Fargier* [2012], à

partir desquelles cette section (1.3.) a été rédigée. Les vecteurs intervenant dans les équations mathématiques sont identifiés par des caractères gras dans tout le manuscrit.

1.3.1. Le calcul direct

(a) L'équation de Poisson

Lorsque des ondes électromagnétiques se propagent dans la matière, certaines lois constitutives (lois de comportement) doivent être utilisées. Parmi ces lois, la loi d'Ohm exprime la relation entre la densité de courant $\mathbf{j}$ (A.m^{-2}), la conductivité électrique σ (S.m^{-1}) et le champ électrique $\mathbf{E}$ (V.m^{-1}).

$$\mathbf{j} = \sigma \mathbf{E} \quad \text{Équation 8}$$

La prospection électrique est une méthode dite de courant continu, où la densité de charges injectées $\mathbf{j}$ est constante au cours du temps, conduisant à une simplification des deux premières équations de Maxwell (équations de Maxwell-Ampère et Maxwell-Faraday) :

$$\text{rot } \mathbf{H} = \mathbf{j} \quad \text{Équation 9}$$

$$\text{rot } \mathbf{E} = \mathbf{0} \quad \text{Équation 10}$$

Avec $\mathbf{E}$ le champ électrique (V.m^{-1}), $\mathbf{H}$ le champ magnétique (A.m^{-1}) et $\mathbf{j}$ la densité de courant (A.m^{-2}). De plus, la divergence du rotationnel étant nulle, on a $\text{div}(\text{rot } \mathbf{H}) = 0$, soit :

$$\text{div } \mathbf{j} = 0 \quad \text{Équation 11}$$

L'Équation 10 exprime l'état conservatif du champ électrique $\mathbf{E}$ tel que :

$$\mathbf{E} = - \text{grad } V \quad \text{Équation 12}$$

Ainsi en milieu hétérogène et isotrope, la relation entre la densité de courant injectée $\mathbf{j}$ et la distribution du champ de potentiel V résultant peut s'exprimer sous la forme de l'équation de Poisson (présentée ici en 2D) :

$$- \text{div} \left[\frac{1}{\rho(x, z)} \text{grad } V(x, z) \right] = I_s \delta_D(x - x_s) \delta(z - z_s) \quad \text{Équation 13}$$

où $V(x, z)$ (V) est la distribution du champ de potentiel 2D, $\rho(x, z)$ ($\Omega.m$) la distribution des paramètres du modèle contenant les valeurs de résistivité, I_s (A) l'intensité du courant au point source de coordonnées (x_s, z_s) et δ_D la fonction Dirac.

L'équation de Poisson va permettre, à chaque itération, d'estimer la distribution du champ de potentiel $V(x, z)$ relative au type de structures et à leur organisation par rapport à la distribution des valeurs de $\rho(x, z)$.

Le calcul direct consiste à résoudre l'équation de Poisson et permet de calculer le jeu de données de résistivités apparentes, qui serait obtenu sur un milieu dont la distribution des résistivités est connue

en chaque point. Elle permet, par exemple, de tester les résultats des calculs inverses en regard des dispositifs d'acquisition.

(b) Les méthodes de résolution

Il existe deux méthodes principales pour calculer les données de résistivités apparentes pour un modèle spécifique :

- les méthodes analytiques qui sont limitées à des géométries simples (homogène ou 1D) ;
- les méthodes par différences finies ou éléments finis qui sont généralement les seules solutions utilisables lorsqu'il s'agit d'un sous-sol « normal », c'est-à-dire des milieux à géométries complexes et/ou avec topographie.

Dans le cas où le problème n'admet pas de solution analytique, il est nécessaire d'évaluer une solution approchée. Les méthodes d'approximation ont pour objectif de remplacer un problème mathématique défini sur un milieu continu (équations différentielles ou intégrales) par un problème discret et réécrit sous forme matricielle. Ce problème de dimension finie peut alors être résolu numériquement par différentes méthodes.

Dans le cadre de cette thèse, il est envisagé de résoudre le calcul direct par la méthode des éléments finis. Cette méthode permet, dans notre cas, de déterminer la forme du champ de potentiel électrique V , généré par une injection de courant I entre deux électrodes, en tout nœud du maillage d'un domaine noté Ω [Günther *et al.*, 2006; Loke, 2011].

De plus, cette méthode de résolution, basée sur un maillage tétraédrique, permet de construire des modèles de résistivités vraies complexes en 3D (en incluant une topographie et une géométrie), notamment en vue de modéliser un casier de stockage de déchets et d'appliquer le calcul direct sur ce modèle. L'objectif de la prise en compte de la structure du casier dans la modélisation numérique ERT est de tenir compte de sa géométrie complexe et de la position de la géomembrane infiniment résistante, qui ont une influence non négligeable sur les mesures de résistivités apparentes (voir Chapitre 3).

(c) Discrétisation du problème direct

La résolution du problème direct implique la discrétisation du milieu étudié en sous-domaines, appelés « mailles ». La résolution de l'équation de Poisson par la méthode des éléments finis implique le calcul du gradient du potentiel électrique. C'est pourquoi, il est nécessaire d'avoir un très grand nombre de mailles au niveau de la zone de fort gradient. Il est donc important de raffiner le maillage à proximité des électrodes. Inversement, les régions éloignées des électrodes présentent de faibles variations du potentiel électrique et donc un faible gradient. Le maillage peut être plus

grossier à cet endroit (Figure 7). La figure suivante correspond à une coupe 2D d'un modèle de résistivités vraies 3D où le maillage a été raffiné au niveau des électrodes.

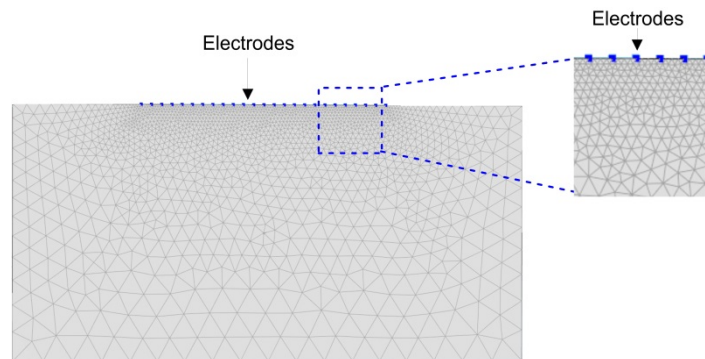


Figure 7 : Exemple de maillage d'un modèle de résistivités vraies avec raffinement au niveau des électrodes

(d) Les outils utilisés pour le calcul direct

Dans le cadre de cette thèse, le logiciel Comsol Multiphysics 4.3. a été utilisé afin de créer des modèles de résistivités vraies. Le calcul direct a ensuite été appliqué sur ces modèles au moyen d'un code MatLab couplé au logiciel Comsol Multiphysics et développé par *Clément et al.* [2011b]. Deux versions de ce code sont disponibles :

- F3D-Lab pour la modélisation sur colonne en laboratoire ;
- F3DM pour le calcul direct sur un modèle « de type terrain ».

Dans cette thèse, seule la version de F3DM a été utilisée. Ainsi, ce code permet d'obtenir des données de résistivités apparentes synthétiques pour un modèle de distribution de résistivités vraies, créé sous Comsol Multiphysics.

Dans cette thèse, nous avons choisi d'utiliser Comsol Multiphysics principalement en raison de son logiciel de conception assistée par ordinateur (CAO) et de son générateur de maillage en éléments finis. En effet, ces outils nous ont permis de créer des modèles complexes 3D de distribution de résistivités vraies, comme par exemple un casier de déchets avec une distribution de résistivité correspondant à une infiltration de lixiviat, ce qui aurait été plus difficile, voire impossible, avec d'autres outils de calcul direct classiquement utilisée dans la littérature, comme RES2DINV [Loke et al., 2003], BERT [Günther et al., 2006] ou DC2DInvRes [Günther, 2004].

Néanmoins, le logiciel DC2DInvRes a tout de même été utilisé dans le cadre de cette thèse, pour réaliser des calculs de résistivités apparentes sur des modèles simples 2D de résistivités vraies.

(e) Un exemple de calcul direct

Comme pour les mesures réalisées sur le terrain, il est nécessaire de créer une séquence de quadripôles et de renseigner la position des électrodes. La Figure 8 présente un exemple de calcul direct en 2D pour un dispositif dipôle-dipôle. Le modèle de résistivités vraies a été créé sous Comsol Multiphysics 4.3 (Figure 8a) et présente une résistivité de $10 \Omega.m$, avec l'ajout d'un rectangle résistant à $500 \Omega.m$. Le profil de résistivités apparentes obtenu avec F3DM est présenté Figure 8b.

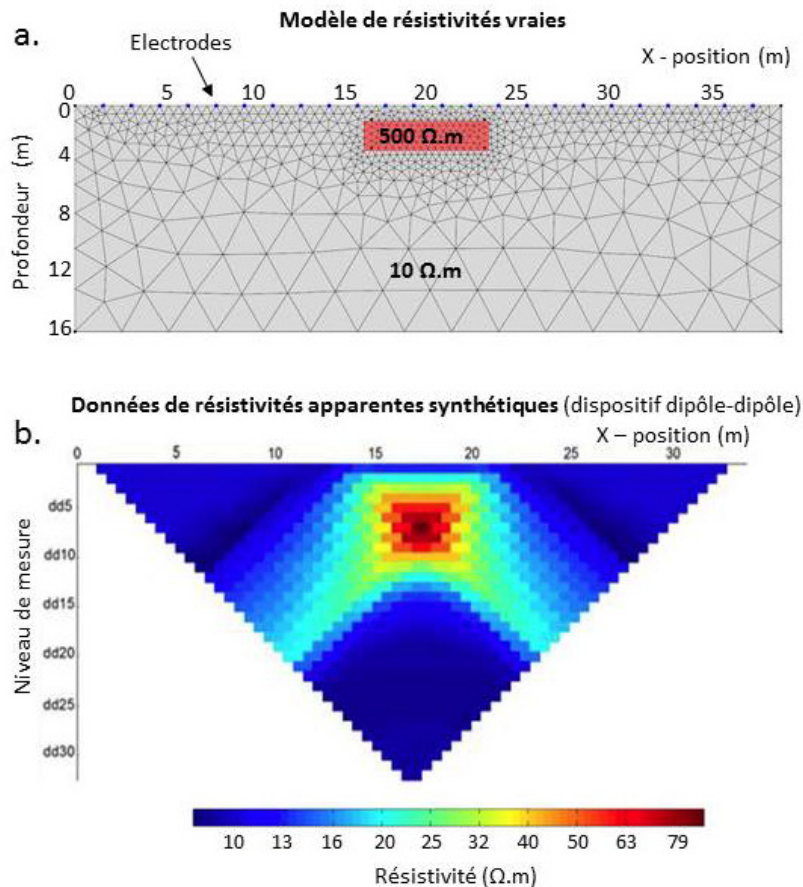


Figure 8 : Exemple de modélisation directe avec F3DM : a. Modèle de résistivités vraies créé sous Comsol Multiphysics b. Profil de résistivités apparentes obtenues suite au calcul direct avec F3DM

La modélisation directe permet de tester les résultats de l'inversion par rapport au modèle de résistivités vraies. Le calcul direct fait également partie intégrante du processus d'inversion.

1.3.2. Le processus d'inversion

L'inversion est un point clef de la démarche générale de ce travail de thèse. Nous nous sommes particulièrement intéressés au processus d'inversion lors de la deuxième étape de ce travail de thèse (Chapitres 3 et 4), qui nous a permis de développer une méthodologie d'interprétation des données ERT pour la délimitation de l'infiltration de lixiviat.

Le but de la présente section est de comprendre ce qu'est l'inversion et notamment de mettre en évidence le poids entre la Physique prise en compte dans le calcul de la sensibilité et les informations a priori ajoutées au processus d'inversion, par l'intermédiaire de différents paramètres. Un des objectifs de cette section est également de montrer les limites de l'inversion et de soulever les questions qui en découlent.

(a) Principe général de l'inversion

L'inversion est un procédé de calcul utilisé pour remonter aux caractéristiques inconnues du terrain à partir de réponses mesurées. Il s'agit, à partir des potentiels (ou des résistivités apparentes) mesurés pour N quadripôles de mesures, de retrouver M paramètres, qui décrivent la structure étudiée de manière plausible et expliquant les données mesurées.

Plusieurs techniques d'inversion et méthodes de calcul ont été développées au cours des dernières années [DeGroot-Hedlin and Constable, 1990; Ellis and Oldenburg, 1994; Y Li and Oldenburg, 1992; Loke and Barker, 1996]. Elles se basent toutes sur le même principe, qui consiste à représenter la zone étudiée par un modèle de résistivités interprétées. Le but est de retrouver les épaisseurs et les résistivités interprétées des différents corps en présence.

Un exemple d'inversion est présenté ci-dessous. A chaque bloc est associée une valeur de résistivité (Figure 9). De façon itérative (Figure 10), en ajustant la résistivité interprétée de chaque bloc du modèle (Figure 10c), le logiciel d'inversion tente de minimiser une fonction basée sur l'écart entre les données de résistivités apparentes simulées par le calcul direct (Figure 10b) et mesurées (Figure 10a). Les critères d'erreur (présentés en section 1.3.2.c.) donnent une estimation de cette différence.

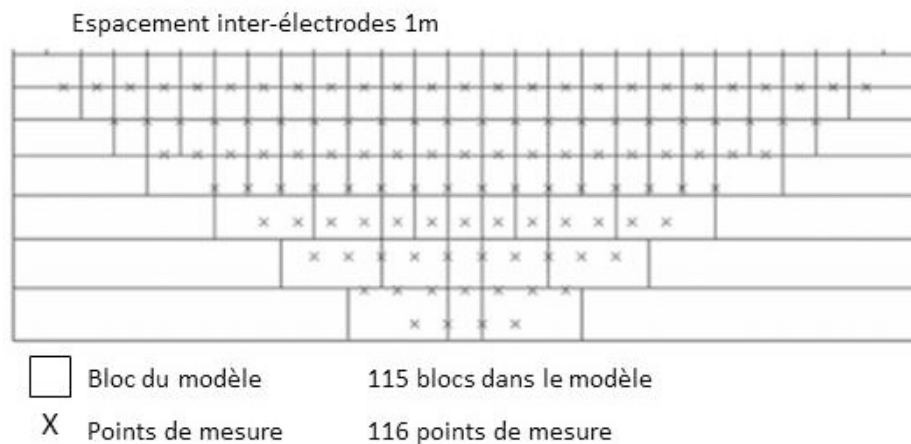


Figure 9 : Représentation des blocs et points de mesure servant à l'inversion [Loke and Barker, 1996]

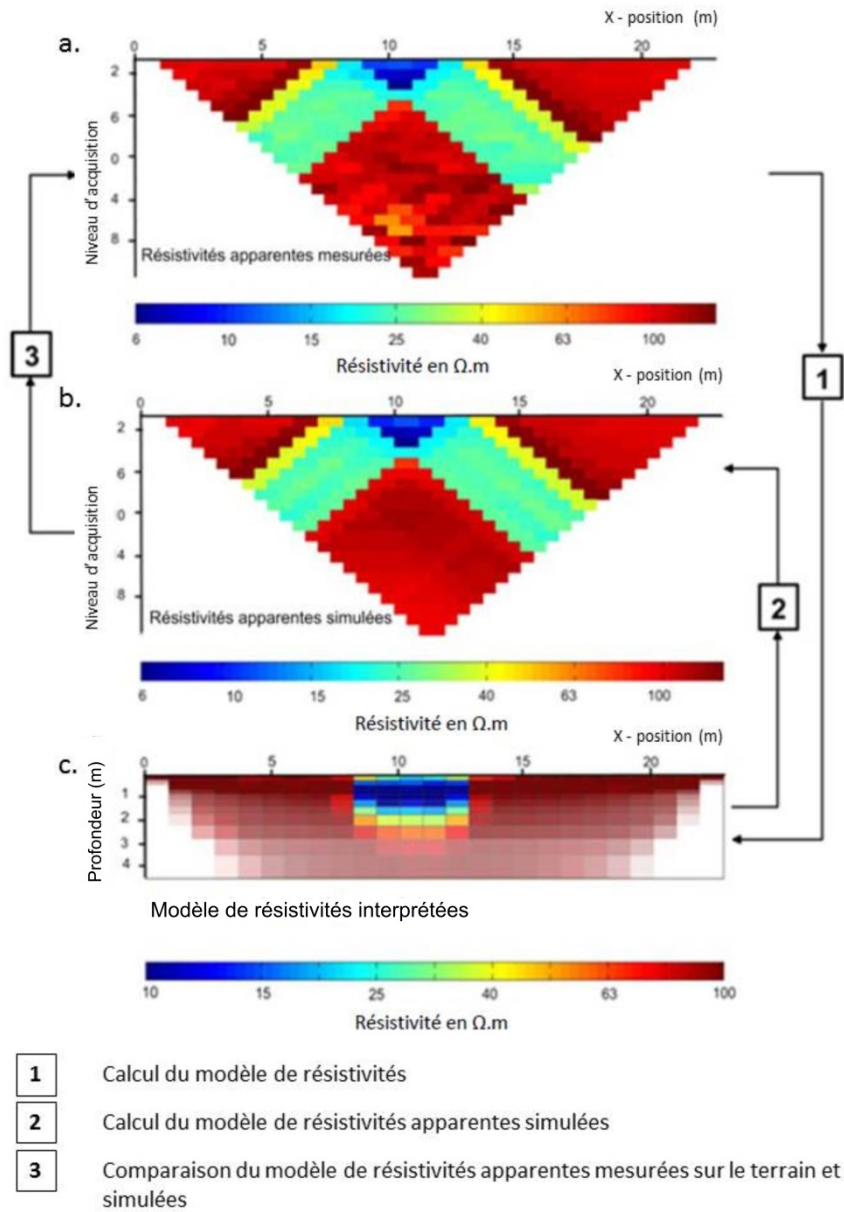


Figure 10 : Procédure d'inversion [Clément, 2010] : a. Profil de résistivités apparentes mesurées b. Profil de résistivités apparentes simulées c. Modèle de résistivités interprétées

(b) Théorie de l'inversion

Soit un vecteur $\mathbf{d}=(d_1, d_2, \dots, d_N)^T$ contenant N données de résistivités apparentes auxquelles on associe N erreurs : $\mathbf{e}=(e_1, e_2, \dots, e_N)^T$ et un second vecteur $\mathbf{m}=(m_1, m_2, \dots, m_M)^T$ contenant M paramètres. On suppose que la résolution du problème direct peut être écrite sous la forme :

$$\mathbf{d} = f(\mathbf{m}) \quad \text{Équation 14}$$

Où f est l'opérateur du problème direct.

Le calcul direct consiste à calculer un jeu de données ($\mathbf{d}$) pour un modèle défini, dont on connaît les paramètres ($\mathbf{m}$). Le problème inverse consiste à retrouver les paramètres du modèle ($\mathbf{m}$) qui expliquent les données mesurées ($\mathbf{d}$). En tomographie de résistivité électrique, le modèle correspond

à la distribution de la résistivité de subsurface, tandis que le jeu de données (**d**) est constitué d'une série de mesures de différences de potentiel ΔV (V).

Le problème inverse est généralement résolu en minimisant **r** qui est défini comme la différence entre les données mesurées **d** et la réponse du modèle direct $f(\mathbf{m})$ (le vecteur de données simulées).

$$\mathbf{r} = \mathbf{d} - f(\mathbf{m}) \quad \text{Équation 15}$$

Le processus d'inversion est basé sur 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 permettant de mesurer une distance est appelé la norme, noté $\| \cdot \|$, et est choisi la plupart du temps en fonction d'un a priori sur la mesure et sur le milieu étudié. L'équation suivante donne l'expression mathématique d'une norme L_n pour une grandeur e :

$$L_n: \|e\|^n = \left[\sum_{i=1}^N (|e_i|)^n \right]^{\frac{1}{n}} \quad \text{Équation 16}$$

Plus n augmente et plus la distance devient sensible aux grands écarts entre les données mesurées et les données simulées [Al-Chalabi, 1992; Menke, 1984]. Il peut être intéressant de ne pas minimiser l'écart entre les données mesurées et simulées (Équation 15), mais plutôt la norme p de cet écart. Il s'agit de la fonction objectif, indiquant la quantité que l'on désire minimiser et s'exprimant selon l'équation suivante :

$$\Psi(\mathbf{m}) = \Psi_d(\mathbf{d}, \mathbf{m}) + \lambda \Psi_m(\mathbf{m}) \quad \text{Équation 17}$$

Avec $\Psi_d(\mathbf{m})$ un terme relatif aux données, $\Psi_m(\mathbf{m})$ un terme de régularisation et λ le paramètre de régularisation. Nous présentons ici l'expression de la fonction objectif, pour les normes L_1 et L_2 , couramment utilisées dans la littérature :

$$\Psi(\mathbf{m}) = \|W[\mathbf{r}]\|^2 \text{ (norme } L_2) \quad \text{Équation 18}$$

$$\Psi(\mathbf{m}) = \|W[\mathbf{r}]\| \text{ (norme } L_1) \quad \text{Équation 19}$$

Où W correspond à une matrice pondérant les données (i.e. contenant les données erreurs **e**). La matrice W est une matrice diagonale de la forme [Kemna et al., 2002]:

$$W = \text{diag} \left\{ \frac{1}{\varepsilon_1}, \frac{1}{\varepsilon_2}, \dots, \frac{1}{\varepsilon_n} \right\} \quad \text{Équation 20}$$

Chaque donnée est perturbée par un bruit gaussien de moyenne 0 et par un écart type individuel ε_i , qui peut être estimé par le calcul des erreurs réciproques e_i de chaque quadripôle [Friedel, 2003; Labrecque et al., 1996] :

$$\varepsilon_i \approx \frac{\Delta R_i}{R_i} = \frac{e_i}{R_i} \quad \text{Équation 21}$$

Ainsi, plus un quadripôle de mesure présente une valeur de l'erreur ε_i élevée et plus l'influence de ce quadripôle dans l'inversion est atténuée par W .

Néanmoins, la mesure de tous les quadripôles réciproques augmente considérablement la durée de la séquence d'acquisition. En effet, l'ajout des réciproques à la séquence ERT engendre des injections de courant supplémentaires, qui allongent le temps d'acquisition.

Or, dans le cas du suivi temporel d'infiltration, la séquence d'acquisition doit être rapide afin d'étudier l'évolution et la dynamique de l'infiltration, ce qui ne permet pas de mesurer tous les quadripôles réciproques. Dans le cadre de cette thèse, pour chaque séquence de mesures ERT utilisée sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault », nous avons tout de même ajouté vingt quadripôles réciproques, choisis en fonction du facteur géométrique et de la position des électrodes, afin de disposer d'un indice de qualité et de précision sur la mesure.

Les équations 15 à 19 permettent d'obtenir les deux expressions suivantes de la fonction objectif (i.e. pour les normes L2 et L1) :

$$\Psi(\mathbf{m}) = \|W[\mathbf{r}]\|^2 = \|W[\mathbf{d} - f(\mathbf{m})]\|^2 = \left[\sum_{i=1}^N \frac{|d_i - f_i(\mathbf{m})|^2}{|\varepsilon_i|} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (\text{L2}) \quad \text{Équation 22}$$

$$\Psi(\mathbf{m}) = \|W[\mathbf{r}]\| = \|W[\mathbf{d} - f(\mathbf{m})]\| = \left[\sum_{i=1}^N \frac{|d_i - f_i(\mathbf{m})|}{|\varepsilon_i|} \right] \quad (\text{L1}) \quad \text{Équation 23}$$

Le modèle direct est résolu en utilisant la méthode des éléments finis, pour prédire la valeur de la résistance R , connaissant la position et l'intensité des sources de courant. Des détails spécifiques sur son implémentation peuvent être trouvés dans la littérature [Kemna, 2000].

Le problème électrique n'étant pas linéaire, on le linéarise en effectuant un développement de Taylor :

$$f(\mathbf{m}^{k+1}) = f(\mathbf{m}^k + \Delta\mathbf{m}^k) \quad \text{Équation 24}$$

$$f(\mathbf{m}^{k+1}) \approx f(\mathbf{m}^k) + S\Delta\mathbf{m} \quad \text{Équation 25}$$

Où $\mathbf{m}^{k+1}$ représente le modèle reconstruit à l'itération $k+1$ après l'ajout de la perturbation $\Delta\mathbf{m}^k$ au modèle $\mathbf{m}^k$ à l'itération précédente k et S correspond à la matrice de sensibilité S , appelée également matrice Jacobienne ou matrice des dérivées de Fréchet (Équation 26). Cette relation implique une résolution itérative, par l'intermédiaire d'un ajustement par le vecteur perturbation du modèle $\Delta\mathbf{m}$. De plus, cette méthode nécessite la connaissance d'un modèle a priori de départ. Dans le code d'inversion BERT, utilisé majoritairement dans cette thèse, le modèle de départ correspond à la médiane des résistivités apparentes mesurées. Enfin, cette méthode exige également le calcul de la

matrice de sensibilité S , qui contient les dérivées de toutes les mesures de différence de potentiel ΔV_i (V) par rapport à tous les paramètres du modèle ρ_j ($\Omega.m$) (Équation 26).

$$S_{i,j} = \frac{\partial f(\mathbf{m})}{\partial \mathbf{m}} = \frac{\partial d_i}{\partial m_j} = \frac{\delta \Delta V_i}{\delta \rho_j} = \begin{bmatrix} \frac{\partial \Delta V_1}{\partial \rho_1} & \frac{\partial \Delta V_1}{\partial \rho_2} & \dots & \frac{\partial \Delta V_1}{\partial \rho_M} \\ \frac{\partial \Delta V_2}{\partial \rho_1} & \frac{\partial \Delta V_2}{\partial \rho_2} & \dots & \frac{\partial \Delta V_2}{\partial \rho_M} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{\partial \Delta V_N}{\partial \rho_1} & \frac{\partial \Delta V_N}{\partial \rho_2} & \dots & \frac{\partial \Delta V_N}{\partial \rho_M} \end{bmatrix} \quad \text{Équation 26}$$

Avec $i=[1 :N]$ et $j=[1 :M]$.

Avec les équations 24 et 25, on obtient l'équation suivante :

$$S\Delta \mathbf{m} = \mathbf{r} \quad \text{Équation 27}$$

Afin de minimiser la fonction objectif, on dérive l'Équation 27, par rapport aux paramètres du modèle, ce qui conduit à l'écriture de l'équation d'inversion :

$$(S^T S)\Delta \mathbf{m} = S^T \mathbf{r} \quad \text{Équation 28}$$

Où $\Delta \mathbf{m}$ correspond au vecteur de changement des paramètres. Ce vecteur est calculé par inversion de l'Équation 28 ($\Delta \mathbf{m} = (S^T S)^{-1} S^T \mathbf{r}$). Une fois que ce vecteur est calculé, le nouveau modèle est obtenu par la relation :

$$\mathbf{m}^{k+1} = \mathbf{m}^k + \Delta \mathbf{m}^k \quad \text{Équation 29}$$

Un des problèmes majeurs de l'inversion est la non-unicité de la solution. En effet, un nombre infini de modèles peuvent minimiser la fonction objectif de manière identique.

L'inversion ERT est un problème « mal-conditionné » qui mène à l'instabilité de la solution. Un problème « mal-conditionné » est caractérisé par le fait qu'un faible changement dans les données (par exemple, une faible variation du bruit) peut engendrer de fortes variations dans les résultats du modèle. Pour stabiliser le processus d'inversion, on utilise généralement une méthode de régularisation [Tikhonov and Arsenin, 1977]. La régularisation consiste à ajouter certaines contraintes, qui permettent d'introduire des « amortissements » dans la méthode, engendrant l'équation d'inversion suivante :

$$(S^T S + \lambda I)\Delta \mathbf{m} = S^T \mathbf{r} \quad \text{Équation 30}$$

λ correspond au paramètre de régularisation et I à la matrice identité. Dans la plupart des logiciels d'inversion il est nécessaire de renseigner le paramètre λ qui a une influence non négligeable sur les résultats de l'inversion.

(c) Critères d'erreur

Les critères d'erreur permettent d'estimer les incertitudes et donnent une estimation de la différence mathématique entre les résistivités apparentes mesurées et simulées.

Le RRMS (Relative Root Mean Square), noté ici RMS, correspond au critère d'erreur pour la norme L2 :

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N \frac{|(d_i - f_i(m))|^2}{|d_i|^2}}{N}} \quad \text{Équation 31}$$

Le critère ABS (Absolute Error) correspond au critère d'erreur pour la norme L1 :

$$ABS = \sum_{i=1}^N \frac{|(d_i - f_i(m))|}{|d_i|} \quad \text{Équation 32}$$

Où f_i est l'opérateur du calcul direct et d_i correspond aux données mesurées, $\mathbf{d}=(d_1, d_2, \dots, d_N)^T$.

Ces critères d'erreur sont calculés sur un intervalle de 1 à N, N représentant le nombre total de mesures. Si la valeur du RMS (ou du critère ABS) est faible, cela signifie que le modèle proposé reproduit mathématiquement bien les données de résistivités apparentes mesurées. Le problème du RMS (ou du critère ABS) réside dans le fait que, s'il existe de forts contrastes de résistivité dans les données de résistivités apparentes (parce que les données sont bruitées), les valeurs extrêmes vont fortement influencer l'estimation de ce critère d'erreur.

Pour pallier cet effet, les logiciels comme BERT ou DC2DInvRes [Günther, 2004; Günther et al., 2006] proposent d'utiliser le χ^2 , qui est très similaire au RMS (sans la racine carrée) et normalisé par l'erreur propre de chaque quadripôle de mesure ε_i (erreur estimée en fonction du dispositif utilisé, de l'espacement inter-électrodes, du voltage injecté et des résistivités apparentes mesurées).

Le critère d'erreur χ^2 peut être calculé par l'équation suivante :

$$\chi^2 = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{|(d_i - f_i(m))|^2}{|\varepsilon_i|^2}}{N} \quad \text{Équation 33}$$

Le χ^2 permet d'avoir une estimation de l'erreur représentative de l'ensemble des résistivités [Günther, 2004]. Si l'erreur pour chaque quadripôle est la même, il n'y a pas de différence à utiliser le RMS ou le χ^2 . En revanche, si les mesures sont de mauvaise qualité (erreur importante), il est préférable d'utiliser le critère du χ^2 .

Il est important de préciser que ce n'est pas l'inversion qui présente une valeur de RMS, ABS ou χ^2 la plus faible, qui donne nécessairement le modèle le plus représentatif de la réalité du terrain [Descloitres et al., 2008a]. En effet, le résultat d'une inversion, avec un jeu de paramètres choisi,

n'est qu'une solution parmi une « infinité » (non-unicité de la solution). Par conséquent, ce n'est pas nécessairement l'inversion qui présente le critère d'erreur le plus faible qui donne le résultat le plus proche du milieu investigué. Ainsi, à cette étape de l'étude bibliographique, nous nous sommes posé les questions suivantes :

- Comment choisir les valeurs des paramètres d'inversion permettant d'imager au mieux l'infiltration de lixiviat ?
- Quelle stratégie et/ou quels critères peut-on utiliser pour faire ce choix ?

Ces différentes questions ont été investiguées dans la partie II de ce manuscrit.

(d) Calcul de la matrice de sensibilité

Les principaux algorithmes d'inversion reposent sur l'utilisation d'une matrice de sensibilité S , quantifiant l'effet de la modification d'un paramètre du modèle sur une mesure. Cette matrice contient les dérivées de toutes les mesures de différence de potentiel ΔV (V) par rapport à tous les paramètres du modèle ρ_j ($\Omega.m$) (Équation 26).

Lorsque le milieu est un demi-espace homogène et isotrope, le calcul de la matrice de sensibilité peut être obtenu de manière analytique, simplifiant considérablement le coût calculatoire associé [Loke, 2011]. Cependant, ces solutions analytiques ne sont valables que pour des milieux homogènes. Pour des milieux hétérogènes, il existe plusieurs approches numériques pour le calcul de la sensibilité. Nous présentons dans cette section deux de ces approches.

- *L'approche par perturbation*

L'approche par perturbation est la première stratégie, historiquement utilisée, qui implique une série d'essais de perturbation du milieu et de quantification de l'effet de cette perturbation sur la mesure. En d'autres termes, une petite variation de résistivité est appliquée en chaque maille du modèle et l'impact que cette perturbation génère est évalué en chaque quadripôle de mesure. Le coût calculatoire de cette méthode est donc relatif à la taille de la matrice $[N \times M]$.

Cette approche est la plus robuste mais aussi la plus lourde en terme de temps de calcul [Mc Gillivray and Oldenburg, 1990]. Par conséquent, cette approche n'est jamais utilisée dans les logiciels commerciaux.

- *L'approche de l'état adjoint*

L'approche de l'état adjoint fut décrite initialement par Geselowitz [1971]. La matrice de sensibilité résulte de l'application du principe de réciprocité et d'une analyse par perturbation d'un système

d'équations adjointes. Cette approche est démontrée par *Fargier* [2012] reprenant en grande partie le formalisme de *S K Park and Van* [1991].

La matrice de sensibilité peut être calculée grâce à l'Équation 34 :

$$\frac{\delta V(x, y, z)}{\delta \rho} = \int_{\Omega} j \cdot j' d\Omega \quad \text{Équation 34}$$

Le terme de gauche correspond à un élément de la matrice de sensibilité et j' à la densité de courant provenant d'un point source situé à la position d'un récepteur (principe de réciprocité).

Cette expression n'est valide que dans une hypothèse pôle-pôle (c'est à dire une source de courant et une mesure de potentiel). Cette sensibilité « pôle-pôle » est fonction de la position du point source et du récepteur, de la quantité de courant injecté, de la distribution de résistivité du milieu et enfin du volume d'intégration Ω . En conséquence, la sensibilité d'une mesure pôle-pôle nécessite de simuler une injection de courant via l'électrode de mesure (rappelant le principe de réciprocité). Cependant, les mesures de résistivité électrique étant toujours réalisées avec deux sources de courant et deux récepteurs au minimum, il est nécessaire de reconstruire la sensibilité d'une mesure en quadripôle de la manière suivante :

$$\frac{\delta V_{ABMN}}{\delta \rho} = \int_{\Omega} j_A \cdot j_M d\Omega - \int_{\Omega} j_B \cdot j_M d\Omega + \int_{\Omega} j_B \cdot j_N d\Omega - \int_{\Omega} j_A \cdot j_N d\Omega \quad \text{Équation 35}$$

Cette équation indique que la totalité du terme de droite peut être placée sous la même intégrale. Cependant, dans le cadre de mesures géo-électriques, découper la sensibilité d'une mesure en quadripôle, sous forme d'une somme de sensibilité pôle-pôle, permet d'économiser un temps important de calcul. Par cette expression, on comprend qu'une maille du modèle, où le produit des densités de courant est élevé, correspond à une zone de forte sensibilité.

Le calcul de la sensibilité permet de montrer que les dispositifs Wenner- α et Wenner-Schlumberger sont sensibles aux variations verticales et le dispositif dipôle-dipôle aux variations latérales (voir Figure 5 Section 1.2.2.).

(e) Contraintes du modèle

Il existe différents types de contraintes du modèle et le choix d'une de ces contraintes doit être basé sur une connaissance préalable de la distribution des résistivités du sous-sol. Parmi les plus connues, nous pouvons citer les contraintes « smooth » [*DeGroot-Hedlin and Constable*, 1990], correspondant à l'utilisation de la norme L2 et l'inversion « Blocky » [*Günther*, 2004; *Loke et al.*, 2003], correspondant à l'utilisation de la norme L1.

L'inversion utilisant la norme L2 donne de meilleurs résultats lorsque les variations dans les données de résistivité sont progressives, comme par exemple, pour délimiter la limite de diffusion d'un panache de pollution [Vaudelet et al., 2011].

En revanche, la norme L1 est plus adaptée lorsque le sous-sol est composé d'éléments dont la variation de résistivité entre les éléments est très abrupte, comme par exemple, dans le cas de la détection de structures géologiques comme les failles [Nguyen et al., 2005].

La norme L1 est également fréquemment utilisée pour le suivi de réinjection de lixiviat dans les déchets. Clément et al. [2010] l'utilisent dans le cadre de leur étude sur la présence d'artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées issus d'un suivi temporel ERT, acquis pendant un épisode de réinjection du lixiviat. Une autre étude, basée sur la délimitation des contours de l'infiltration de lixiviat, utilise la norme L1 [Clément et al., 2011a].

(f) L'inversion « time-lapse »

Dans le cadre de cette thèse, une approche « time-lapse », en français « suivi temporel », a été utilisée pour l'inversion des données ERT acquises pendant un épisode de réinjection de lixiviat, réalisé sur le site industriel de la SAS « Les Champs-Jouault ».

L'inversion time-lapse est utilisée pour étudier les variations de la résistivité dans le temps. Les mesures ERT sont répétées à différents pas de temps au même endroit et avec une même séquence de quadripôles [Loke, 1999]. Le pas de temps choisi dépend de la vitesse du phénomène hydrologique étudié. Une fois que les différents jeux de données (chaque jeu de données correspondant à un pas de temps) ont été acquis, les changements dans la distribution de résistivité sont calculés en inversant les données en time-lapse.

Le Tableau 3 présente quatre méthodes pour inverser des jeux de données de suivi temporel ERT en « time-lapse ». La première méthode présentée dans ce tableau consiste à inverser indépendamment les données acquises au pas de temps initial et aux pas de temps suivants et à calculer ensuite le rapport des résistivités interprétées.

Dans leur étude, Descloitres et al. [2003] montrent que la seconde technique, correspondant à l'inversion des rapports de résistivités apparentes [Daily et al., 1992], ne permet pas de limiter les fausses variations de résistivités interprétées (artéfacts).

L'inversion « modèle de référence » consiste à inverser le modèle de référence ($t=0$) et ensuite à utiliser le modèle de résistivités interprétées obtenu, comme modèle de départ, pour les inversions des jeux de données des pas de temps suivants ($t>0$). D'après la bibliographie, cette méthode permet de mieux tenir compte des variations faibles des résistivités, d'un pas de temps à l'autre [Loke, 1999].

De plus, avec cette méthode d'inversion time-lapse, la convergence de l'algorithme d'inversion est beaucoup plus rapide que pour les autres méthodes.

Clément *et al.* [2010] utilisent l'inversion « modèle de référence » (i.e. « set as reference » pour le code BERT) dans leur étude basée sur la diminution des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées.

La quatrième méthode d'inversion time-lapse, présentée dans le Tableau 3, revient à inverser les différences de résistivités entre les résistivités apparentes aux pas de temps suivants ($t > 0$) et les résistivités apparentes initiales ($t = 0$) [Labrecque and Yang, 2000].

Types d'inversion time-lapse	Principe
Indépendante	- Inversion indépendante des données de résistivités apparentes acquises au temps initial et aux pas de temps suivants - Calcul du rapport des résistivités interprétées
Ratios des résistivités apparentes [Daily <i>et al.</i> , 1992]	- Inversion des rapports de résistivités apparentes acquises au temps initial et aux pas de temps suivants
« Modèle de référence » [Loke, 1999] Introduction du modèle initial comme modèle de référence dans l'inversion	- Inversion des données de résistivités apparentes au temps initial - Inversion des pas de temps suivants en prenant pour modèle de départ dans l'inversion le modèle de résistivités interprétées, calculé à l'inversion des données de résistivités apparentes initiales
Différence de résistivités apparentes [Labrecque and Yang, 2000]	- Inversion des différences de résistivités apparentes entre les données aux pas de temps suivants et les données initiales

Tableau 3 : Différentes méthodes d'inversion time-lapse (modifié d'après Clément [2010])

Généralement, on représente les résultats de l'inversion du pas de temps initial en résistivité ($\Omega.m$) et les résultats des inversions des pas de temps suivants sous forme différentielle, en calculant le taux de variation $\Delta\rho$, selon l'Équation 36 :

$$\Delta\rho = \left(\frac{\rho_t}{\rho_0} - 1 \right) \cdot 100 (\%) \quad \text{Équation 36}$$

Avec ρ_t la résistivité interprétée à l'instant t et ρ_0 la résistivité interprétée au pas de temps initial. Dans le présent manuscrit, les données sont présentées en valeurs de résistivité et non en log de résistivité (comme on le trouve dans de nombreuses références issues de la littérature).

Dans le cadre de cette thèse, le pas de temps initial correspond à un premier jeu de données ERT acquis avant l'épisode de réinjection du lixiviat et les pas de temps suivants sont acquis à différents pas de temps au cours de l'injection. D'autre part, nous avons principalement utilisé l'inversion time-lapse « modèle de référence », qui permet de tenir compte de l'inversion du pas de temps initial pour l'inversion des pas de temps suivants et qui semble la plus adaptée, d'après la littérature, au suivi de réinjection de lixiviat dans les massifs de déchets.

(g) Les logiciels d'inversion

Trois logiciels d'inversion sont fréquemment utilisés dans la littérature, à savoir :

- le logiciel commercial « Res2DInv » [Loke and Barker, 1996] ;
- les logiciels libres « DC2DInvRes » [Günther, 2004] et « BERT » [Günther et al., 2006] (pour « BoundLess Electrical Resistivity Tomography ») développés par T.Günther et qui ont été majoritairement utilisés dans le cadre de cette thèse.

DC2DInvRes est basé sur une méthode de résolution en différences finies, tandis que BERT utilise les éléments finis pour la résolution du problème inverse. Res2DInv propose les deux méthodes de résolution.

Dans cette thèse, nous avons principalement utilisé le code d'inversion BERT. En effet, le maillage en éléments finis apporte plus de souplesse et permet de prendre en compte la géométrie 3D du modèle de résistivités vraies, dans le processus d'inversion. Cela peut être particulièrement utile pour inverser des données de résistivités apparentes sur des modèles complexes, comme le casier de stockage de déchets par exemple.

1.4. Les limites de l'ERT et questions relatives

De nombreuses études ont montré que l'ERT était une méthode adaptée pour étudier les variations de résistivités induites par l'écoulement du lixiviat dans les déchets [Clément et al., 2011a; Depountis et al., 2005; Guérin et al., 2004b; Mondelli et al., 2007; Moreau et al., 2003; Morris et al., 2003; Olofsson et al., 2006; Rosqvist et al., 2003], permettant ainsi d'évaluer les systèmes de réinjection. Cependant, cette méthode géophysique comporte différentes limites et soulève de nombreuses questions, qui sont présentées plus en détail dans cette section.

1.4.1. Les artéfacts

Le processus d'inversion peut engendrer de fausses variations de la résistivité, que l'on appelle des artéfacts. Plusieurs publications s'intéressent à ces fausses variations dans le cas d'un suivi temporel ERT :

- Les modèles de résistivités interprétées peuvent présenter des distorsions dans les images d'infiltration, avec par exemple, des infiltrations que l'ERT montre plus profondes que la réalité [Descloitres et al., 2008b; Singha and Gorelick, 2005] ou des variations de résistivité en surface, impliquant des fausses variations de résistivités interprétées (artéfacts) en profondeur [Clément et al., 2009] ;
- Les modèles de résistivités interprétées présentent des valeurs de résistivités fausses. Par exemple, dans l'article de Descloitres et al. [2003], le terrain a une résistivité vraie de 50 $\Omega.m$, mais le modèle de résistivités interprétées restitue une valeur de la résistivité interprétée de 150 $\Omega.m$.

Dans le cas de l'application de l'ERT à l'étude des transferts de lixiviat dans les déchets, d'autres articles présentent également des variations de résistivités interprétées, dont les interprétations nous ont semblé discutables [Jolly et al., 2007; Marcoux, 2008; Moreau et al., 2003]. Ces études proposent une interprétation de la localisation des infiltrations dans les déchets, mais présentent également des variations de résistivités interprétées dans des régions où aucune variation n'est attendue.

Dans ces trois études, une hausse de la résistivité interprétée est observée de part et d'autre de la zone d'infiltration. Moreau et al. [2003] et Moreau et al. [2004] ont émis l'hypothèse que ces variations seraient dues à des migrations de biogaz, faisant diminuer localement la teneur en eau et donc augmenter la résistivité. Jolly et al. [2007] réalisent une simulation numérique, où plusieurs zones d'infiltration sont créées. L'inversion des données de résistivités apparentes synthétiques montre des zones d'augmentation de la résistivité interprétée de part et d'autre des zones d'infiltration. Cette étude prouve que le processus d'inversion peut engendrer des artéfacts de hausse de résistivité et que les zones d'augmentation de résistivité, observées de part et d'autre de l'infiltration, pourraient être des artéfacts.

Clément et al. [2010] s'intéressent à ces fausses variations de la résistivité, qui peuvent être obtenues après inversion des données issues d'un suivi temporel ERT. La simulation numérique a permis de réaliser différents scénarios d'infiltration du lixiviat, dans le but de montrer qu'il est possible d'obtenir des artéfacts avec une inversion time-lapse standard (Figure 11). Le dispositif géophysique qui présente le moins d'artéfacts est le dispositif pôle-dipôle (Figure 11c). Il est néanmoins difficile à

employer sur une ISDND, car une des électrodes doit se situer à l'infini. En 3D, les auteurs montrent qu'une disposition des électrodes en étoile réduit considérablement les artéfacts, par rapport à une disposition selon des lignes parallèles.

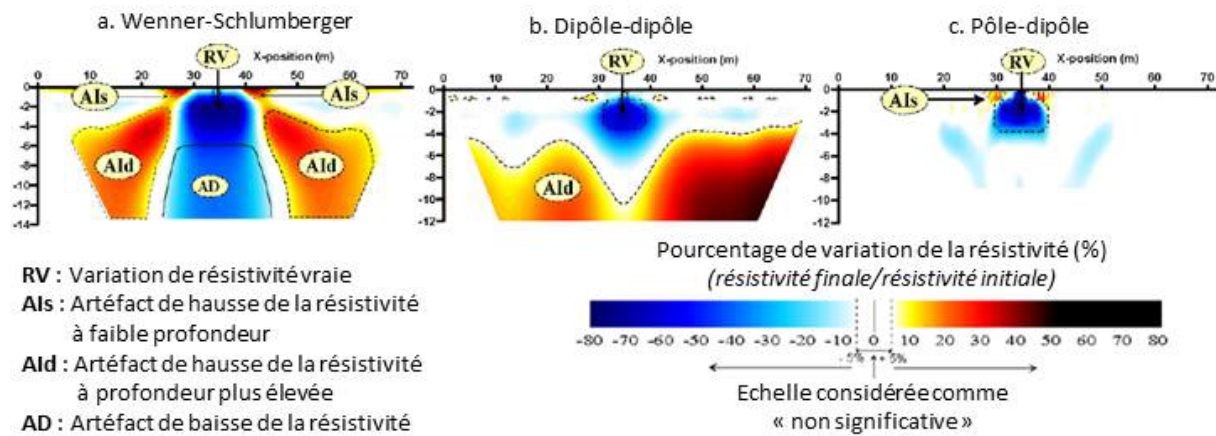


Figure 11 : Inversion time-lapse « standard » de données de résistivités apparentes synthétiques avec un dispositif a. Wenner-Schlumberger b. dipôle-dipôle et c. pôle-dipôle

Les auteurs proposent une inversion time-lapse « avancée », qui consiste à fixer une zone de résistivité connue (à partir de l'option « fixing regions ») ou à utiliser l'inversion dite « minimum length », qui permet, parmi l'ensemble des modèles de résistivités interprétées, de choisir le modèle où les écarts de variation de la résistivité sont minimaux entre les résistivités interprétées du pas de temps initial et celles du pas de temps final. L'objectif de cette étude était de tester différentes options d'inversion, afin de pouvoir réduire voire supprimer ces artéfacts (Figure 12) et fiabiliser ainsi l'interprétation des données ERT.

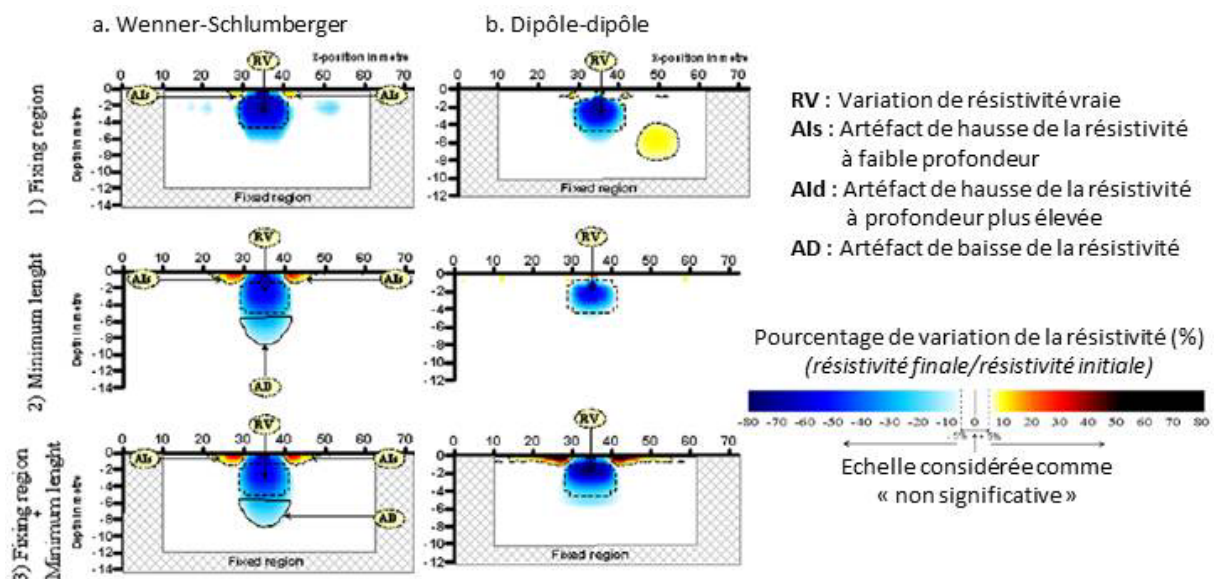


Figure 12 : Inversion "avancée" time-lapse de jeux de données de résistivités apparentes synthétiques avec un dispositif a. Wenner-Schlumberger et b. dipôle-dipôle

La plupart des auteurs expliquent la présence de ces artéfacts, dans les modèles de résistivités interprétées, par :

- des effets de distorsion dans les inversions, dus aux méthodes de régularisation [*Singha and Gorelick, 2005*] ;
- la distribution géométrique des structures et notamment des effets dus à des infiltrations superficielles, pouvant se produire dans des conditions naturelles, lors de suivi temporel [*Descloitres et al., 2008b*] ;
- l'intensité du contraste de résistivité entre le liquide injecté et le sol [*Cassiani et al., 2006*] ;
- des effets de numérisation, dus au choix de l'espacement inter-électrodes [*Ramirez et al., 1993*] ;
- le choix de certains jeux de paramètres d'inversion [*Rings and Hauck, 2009*].

Dans le cas de l'application de l'ERT au suivi de réinjection des lixiviats dans les massifs de déchets, un autre facteur pouvant engendrer la présence d'artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées a été identifié dans le cadre de cette thèse. En effet, les massifs de déchets sont délimités par des géomembranes PEHD infiniment résistantes, qui peuvent avoir un impact non négligeable sur les mesures de résistivités apparentes, si la ligne d'électrodes est située trop proche de cette frontière, comme c'est le cas pour les casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault », étudiés dans cette thèse. Dans ce cas, si les outils classiques d'inversion sont utilisés dans leur condition standard d'utilisation (i.e. considérant des conditions aux limites infinies), cela peut générer des artéfacts et distorsions dans les modèles de résistivités interprétées. C'est pourquoi, une étude préliminaire concernant l'influence de la géomembrane PEHD sur les mesures ERT était nécessaire, pour fiabiliser l'interprétation des données de suivi temporel ERT (voir Chapitre 3), acquises sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault » et utilisées à chaque étape de la thèse.

Dans cette première sous-partie, les différents facteurs pouvant engendrer des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées et par conséquent, de fausses interprétations des suivis temporels ERT, ont été identifiés. Dans le cadre de cette thèse, nous avons également mis en évidence plusieurs limites concernant l'interprétation hydrodynamique des suivis temporels ERT, acquis pendant un épisode de réinjection de lixiviat.

1.4.2. L'interprétation hydrodynamique des données ERT

Dans le cadre de cette thèse, le principal objectif de l'interprétation hydrodynamique des suivis temporels ERT est de pouvoir suivre, avec précision, l'étendue de l'infiltration de lixiviat au cours du temps, afin :

- d'évaluer avec précision les systèmes de réinjection ;
- d'améliorer leur dimensionnement et d'estimer les volumes et débits de lixiviat à injecter ;
- d'améliorer la compréhension des écoulements dans les massifs de déchets.

(a) La loi d'Archie

La méthode géophysique de la tomographie de résistivité électrique ne permet pas de mesurer directement les valeurs des paramètres hydrodynamiques du sol comme la teneur en eau, qui est le paramètre qui nous intéresse le plus dans le cas d'un suivi de réinjection de lixiviat. En effet, une estimation de la teneur en eau, à partir des données de résistivité, pourrait nous permettre d'identifier l'étendue de l'infiltration sur les modèles de résistivités interprétées, d'évaluer le volume de déchets humidifiés par le processus de réinjection et d'utiliser ces valeurs pour contraindre les modèles hydrodynamiques (voir Chapitre 2) et évaluer les paramètres hydrodynamiques afférents.

Dans les domaines de l'hydrologie ou l'agronomie, l'interprétation hydrodynamique des données ERT, dans le but d'obtenir une information sur la répartition de la teneur en eau à partir des données de résistivité, est principalement basée sur l'utilisation de lois pétrophysiques empiriques, comme la loi d'Archie (Équation 3).

Cette loi a été fréquemment utilisée dans la littérature [Binley *et al.*, 2002b; Brunet *et al.*, 2010; Daily *et al.*, 1992; Descloitres *et al.*, 2008a; Nguyen *et al.*, 2009; Slater *et al.*, 2002] et est bien adaptée à des milieux homogènes ou tabulaires à faible teneur en argile, comme des sables par exemple. Dans leurs articles, Binley *et al.* [2002a] et Nguyen *et al.* [2009] ont évalué les paramètres de la loi d'Archie, à partir de mesures de résistivités réalisées au laboratoire sur des échantillons de sol. Les auteurs utilisent ensuite la loi d'Archie calibrée, et donc spécifique au site investigué, pour convertir les données de résistivités en teneur en eau (et inversement).

Cependant, pour des milieux plus complexes où la résistivité est très variable, il est très difficile d'estimer et de calibrer les valeurs des différents paramètres de la loi d'Archie [Fowler and Moysey, 2011]. Dans le domaine des déchets, Grellier *et al.* [2005b] évaluent les paramètres de la loi d'Archie sur des échantillons de déchets en laboratoire. La loi d'Archie simplifiée obtenue (Équation 4) est ensuite appliquée à des données de terrain, dans le but de convertir les valeurs de résistivité en teneur en eau [Grellier *et al.*, 2008].

Récemment, *Ling et al.* [2012] étudient les variations de la teneur en eau et de la résistivité par suivi temporel ERT au sein d'une cuve simulant un bioréacteur en laboratoire. La mesure de la teneur en eau est effectuée grâce à des sondes TDR. La cuve est remplie de trois couches distinctes de déchets. Les auteurs représentent les valeurs de résistivité en fonction de la teneur en eau mesurée pour chacune des couches et estiment les paramètres de la loi d'Archie. Cette étude leur permet d'obtenir une estimation des paramètres de la loi d'Archie pour différents types de déchets.

Ainsi, les études de *Grellier et al.* [2005b] et de *Ling et al.* [2012] tentent d'estimer les paramètres de la loi d'Archie pour les déchets, dans le but d'obtenir une relation entre la résistivité et la teneur en eau et de l'appliquer ensuite à des données de terrain.

Une des principales limites de cette approche est liée à la représentativité des échantillons de déchets en laboratoire par rapport à la réalité des déchets sur le terrain. En effet, l'estimation des paramètres de cette loi, pour un déchet reconstitué en laboratoire, n'est probablement plus valable sur le terrain. En laboratoire, les échantillons sont généralement plus petits et triés, le déchet est la plupart du temps broyé pour le rendre plus homogène et la densité des déchets est différente de celle du terrain. De plus, compte tenu de l'hétérogénéité du milieu, on peut s'interroger quant à la calibration d'une loi pétrophysique qui serait valable à l'échelle du casier et pour tous les massifs de déchets.

Dans le cadre de cette thèse, la loi d'Archie simplifiée de *Grellier et al.* [2005b] (Équation 4) a tout de même été utilisée dans une étape purement numérique, afin de convertir des résultats de simulation hydrodynamique (données de teneur en eau) en résistivité. Cela nous a permis de générer des modèles de distribution de résistivités vraies correspondant à une infiltration et dont toutes les caractéristiques sont connues (distribution des paramètres hydrodynamiques dans le modèle et les valeurs de la teneur en eau obtenues). Les résultats de la méthodologie d'interprétation des données ERT, développée dans le Chapitre 4 de ce manuscrit, ont ainsi pu être évalués en les comparant avec ces modèles de résistivités vraies, dont la distribution de la résistivité est connue en tout point.

Néanmoins, pour répondre à la problématique générale de la thèse et proposer une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques (Chapitres 5 et 6), nous avons souhaité nous affranchir de l'utilisation de cette loi pour toutes les raisons énoncées dans cette section (1.4.2.a.).

Dès lors, deux questions persistent :

- Comment peut-on contraindre un modèle hydrodynamique, à partir des données ERT, sans utiliser de loi pétrophysique empirique pour convertir les données de résistivité en teneur en eau ?

- Comment peut-on délimiter les contours de l'infiltration de lixiviat et estimer le volume de déchets humidifiés par le processus de réinjection sans avoir recours à l'utilisation d'une loi pétrophysique ?

Nous nous sommes intéressés à la première question dans le chapitre 2 concernant la modélisation hydrodynamique. Dans le présent chapitre, nous nous sommes penchés sur la seconde question traitant de la délimitation de la forme de l'infiltration sur les modèles de résistivités interprétées.

En effet, il est difficile de déterminer précisément les contours et l'étendue de l'infiltration sur les modèles de résistivités interprétées, obtenus après inversion. Deux principales limites liées au processus d'inversion ont été identifiées, à savoir :

- le choix des paramètres d'inversion qui peut avoir une influence sur la forme de l'infiltration ;
- la méthode de régularisation utilisée dans l'inversion qui a tendance à lisser les modèles de résistivités interprétées et donc les contours de l'infiltration.

Les deux sections suivantes (1.4.2.b. et 1.4.2.c.) présentent plusieurs études issues de la littérature qui se sont intéressées à ces différentes limites et qui ont proposé des solutions pour le choix des paramètres d'inversion et la délimitation de contours sur les modèles de résistivités interprétées.

(b) Choix des paramètres d'inversion

La délimitation de l'infiltration de lixiviat sur les modèles de résistivités interprétées peut être influencée par le choix des paramètres d'inversion, qui est fait dans la plupart des études issues de la littérature à partir d'information a priori, de l'expérience de l'utilisateur ERT et/ou de l'optimisation d'un critère mathématique. Dans le cadre de cette thèse, nous avons souhaité nous affranchir du choix d'un unique jeu de paramètres d'inversion.

Dans leur article, *Rings and Hauck* [2009] étudient l'influence des paramètres d'inversion par une approche numérique d'inversions multiples. Une étape de simulation numérique a permis aux auteurs de créer un modèle de résistivités vraies correspondant à une infiltration (en utilisant la loi d'Archie pour convertir les données de teneur en eau en résistivité), d'appliquer le calcul direct sur ce modèle pour obtenir un jeu de données de résistivités apparentes synthétiques, puis d'inverser ces données avec 50 jeux de paramètres d'inversion variant dans une gamme définie. Les auteurs ont ainsi obtenu 50 modèles de résistivités interprétées. Puis, ces modèles ont été regroupés en cinq classes en utilisant l'algorithme de classification des k-moyennes. Par cette méthode, les modèles présentant des variations similaires de résistivité se retrouvent au sein d'une même classe. Dans chaque classe, la moyenne des modèles est calculée, permettant ainsi d'analyser cinq modèles de résistivités interprétées plutôt que les cinquante obtenus après inversion.

Finalement, cette étude a permis aux auteurs d'étudier l'influence des paramètres d'inversion sur les modèles de résistivités interprétées et de déterminer les valeurs des paramètres qui permettent d'obtenir le modèle le plus proche du modèle de résistivités vraies.

Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes particulièrement intéressés à cette approche d'inversions multiples puisqu'elle permet de proposer une solution quant au choix des paramètres d'inversion et d'étudier leur influence sur le résultat de l'inversion.

Cependant, cette approche a seulement été évaluée numériquement par *Rings and Hauck* [2009]. La connaissance du modèle de résistivités vraies a permis aux auteurs de déterminer le modèle de résistivités interprétées le plus fiable. Par conséquent, cette approche de multiples inversions nécessite d'être adaptée pour son application à un jeu de données de terrain. En effet, il est beaucoup plus difficile à l'échelle du terrain de déterminer le modèle de résistivités interprétées le plus représentatif de la réalité (le modèle de résistivités vraies n'étant pas connu).

(c) La délimitation de contours sur les modèles de résistivités interprétées

Une seconde limite concernant la délimitation de l'infiltration a également été identifiée au cours de cette thèse. En effet, la méthode de régularisation utilisée dans l'inversion a tendance à lisser les modèles de résistivités interprétées et donc à atténuer les fortes variations de résistivité. Plusieurs auteurs ont proposé des solutions pour détecter des contours correspondant à de forts gradients de résistivité sur les modèles de résistivités interprétées, comme par exemple *Clément et al.* [2011a] pour la délimitation de l'infiltration de lixiviat, *Nguyen et al.* [2005] pour la détection de failles et *Bouchedda et al.* [2012] et *Hsu et al.* [2010] pour la détection d'horizons géologiques (interface couche sédimentaire/socle par exemple).

Dans leur article, *Clément et al.* [2011a] basent l'interprétation hydrodynamique des données de suivi temporel ERT sur la délimitation de l'infiltration par l'analyse de plusieurs iso-contours de variation de la résistivité. Leur objectif est de déterminer l'iso-contour qui délimite au mieux l'infiltration de lixiviat, sans avoir recours à une loi pétrophysique empirique.

Une étape de simulation numérique leur a permis de mettre en évidence que l'iso-contour de variation de résistivité de -30% était celui qui permettait de minimiser la différence entre le volume de l'infiltration créée dans le modèle de résistivités vraies et le volume calculé à partir de cet iso-contour sur le modèle de résistivités interprétées.

Cet iso-contour leur a permis d'étudier l'évolution des contours de l'infiltration de lixiviat pour un suivi temporel ERT réalisé pendant un épisode de réinjection sur site et d'évaluer le volume de déchets impacté par le processus de réinjection (Figure 13). Les inversions ERT ont été réalisées en 3D et les résultats sont présentés selon une coupe 2D.

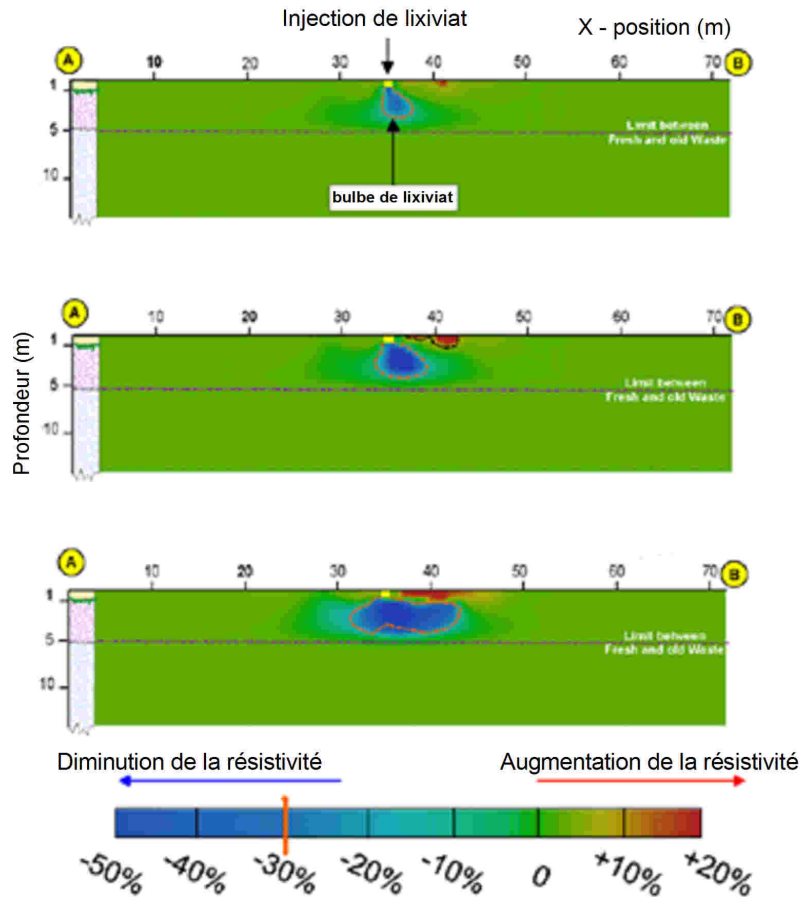


Figure 13 : Evolution du contour de l'infiltration de lixiviat pour un iso-contour de variation de résistivité de -30% [Clément et al., 2011a]

D'autre part, cette étude a également permis de mettre en évidence une forte corrélation entre les volumes de lixiviat injectés sur le terrain et les volumes de lixiviat calculés sur les modèles de résistivités interprétées, à partir de différentes valeurs d'iso-contours choisies (Figure 14).

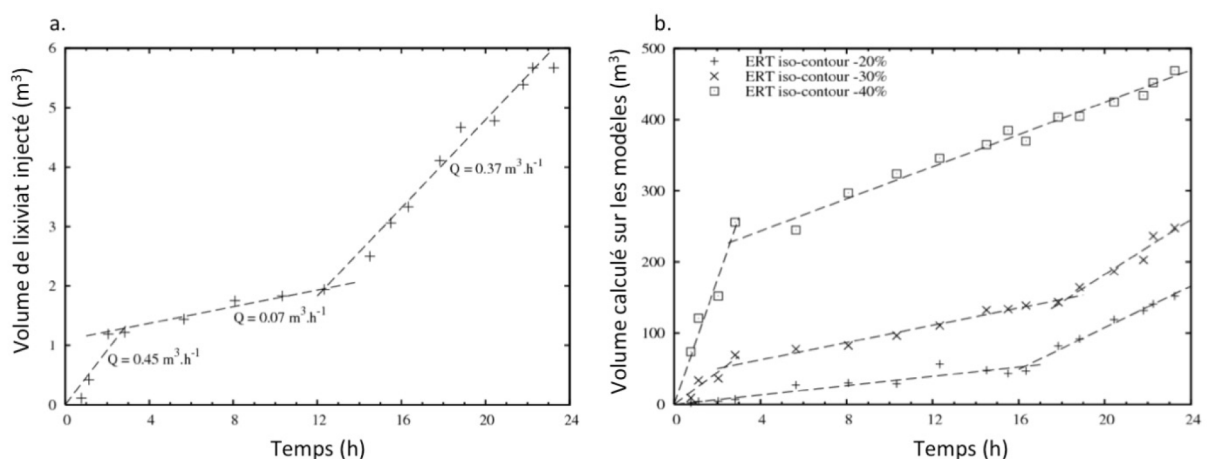


Figure 14 : a. Volume de lixiviat injecté en fonction du temps b. Volume de lixiviat calculé par ERT pour trois iso-contours de variation de résistivité [Clément et al., 2011a]

Pour l'iso-contour -40%, on remarque une forme identique des courbes a. et b. pour les faibles pas de temps. Pour l'iso-contour -20%, on obtient des formes de courbes similaires pour les grands pas

de temps. L'iso-contour -30 % permet d'obtenir des courbes avec des tendances similaires pendant toute la durée de l'épisode de réinjection. Comme pour les données synthétiques, l'iso-contour -30% semble être celui qui délimite le mieux l'infiltration de lixiviat. Ainsi, la Figure 14 prouve qu'il existe un lien entre l'évolution du volume de lixiviat injecté et l'évolution du volume de déchets calculé sur les modèles de résistivités interprétées à partir de l'iso-contour -30%.

Dans leur conclusion, les auteurs précisent que l'iso-contour choisi dépend des paramètres physiques du milieu investigué tels que la résistivité, la température, la porosité et la saturation. Ainsi, l'iso-contour choisi pour délimiter le volume de déchets impacté par le processus de réinjection du lixiviat doit être adapté à chaque casier de déchets étudié.

Dans le but de proposer une méthodologie pour améliorer la délimitation de l'infiltration de lixiviat, nous nous sommes intéressés à d'autres études, en dehors du domaine des déchets, qui proposent des solutions pour la détection de contours sur les modèles de résistivités interprétées, sans avoir recours au choix d'un iso-contour de variation de résistivité. En effet, dans le cadre de cette thèse, nous souhaitons proposer une méthodologie qui soit généralisable à tous les sites investigués, afin de quantifier l'étendue de l'infiltration sur les suivis temporels ERT.

Dans leur étude, *Nguyen et al.* [2005] proposent une méthodologie, basée sur un algorithme de traitement de l'image, qui permet d'extraire des contours correspondant à de forts gradients de résistivité sur les modèles de résistivités interprétées. Les auteurs adoptent une démarche de simulation numérique pour évaluer la pertinence du calcul du gradient et de l'application d'un algorithme de ligne de partage des eaux pour la détection de failles. La Figure 15 – A présente le modèle de résistivités vraies, réalisé pour cette étude, présentant une fine couche de surface de résistivité égale à 20 $\Omega.m$ surplombant deux couches de résistivités égales à 10 $\Omega.m$ et 100 $\Omega.m$. Le calcul du gradient est appliqué au modèle de résistivités interprétées obtenu après inversion (Figure 15 – B et C) et l'algorithme de ligne de partage des eaux permet d'extraire les lignes de forts gradients, appelées lignes de crête (Figure 15 – D).

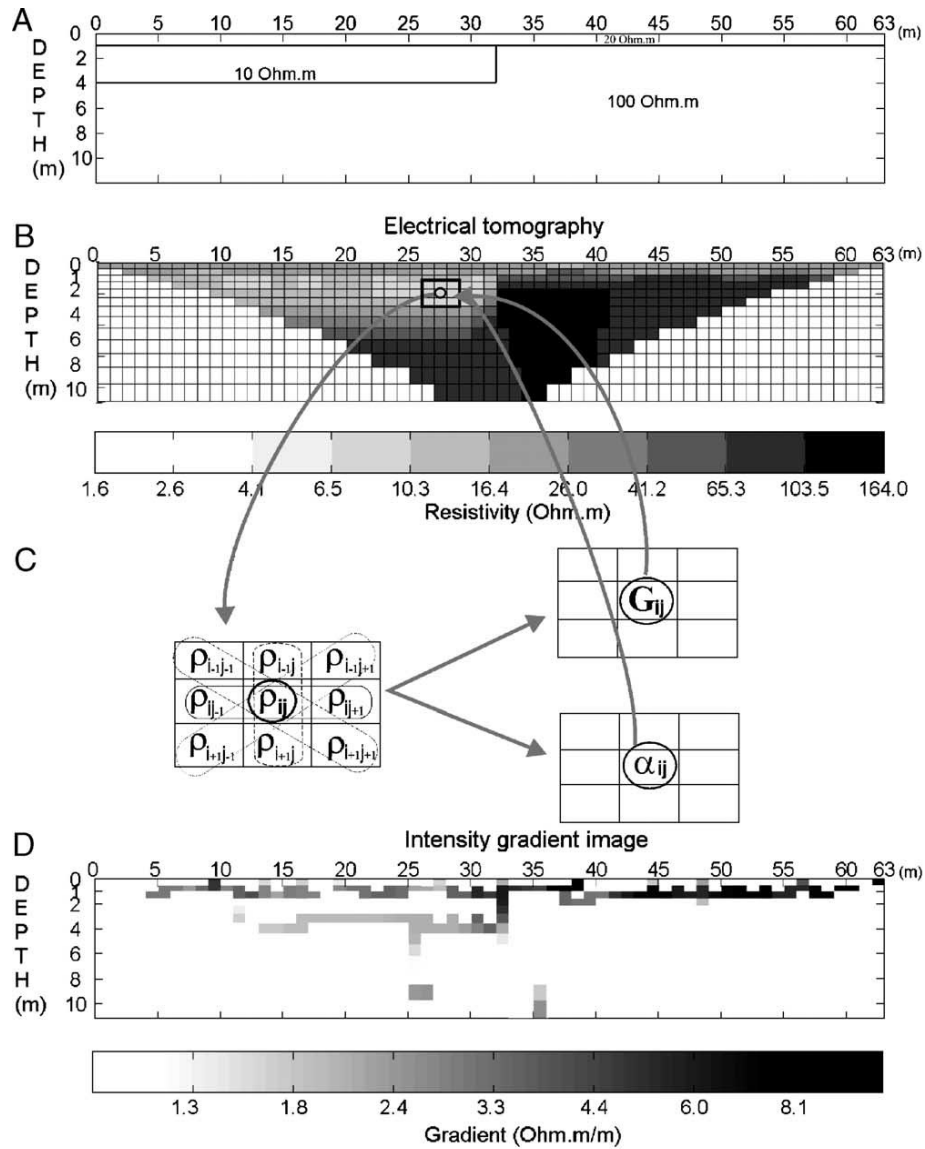


Figure 15 : A. Modèle de distribution des résistivités vraies, B. Modèle de résistivités interprétées, C. Schéma explicatif de la méthode du gradient, D. Image représentant l'intensité du gradient au niveau des lignes de crête, extraites avec l'algorithme de ligne de partage des eaux [Nguyen et al., 2005]

Le calcul direct est appliqué à plusieurs modèles résistivités vraies avec un dispositif Wenner- α . Les modèles de résistivités interprétées correspondants sont présentés Figure 16. Pour faciliter la comparaison, le modèle de résistivités vraies est représenté en pointillé (Figure 16).

Cette méthode donne des résultats satisfaisants lorsque les contours attendus sont verticaux ou horizontaux (voir Figure 15 – D et Figure 16 – A). Cependant, pour des contours obliques (Figure 16 - B) cette méthode montre des limites. Pour l'inversion, un maillage rectangulaire a été utilisé (Figure 15 - B) dû à l'utilisation de la méthode de résolution des différences finies dans le logiciel Res2DInv [Loke and Barker, 1996]. D'après les auteurs, ce maillage favorise probablement une meilleure détection des contrastes horizontaux ou verticaux. Ils ajoutent qu'un maillage en éléments finis serait certainement plus adapté à la détection de contours obliques.

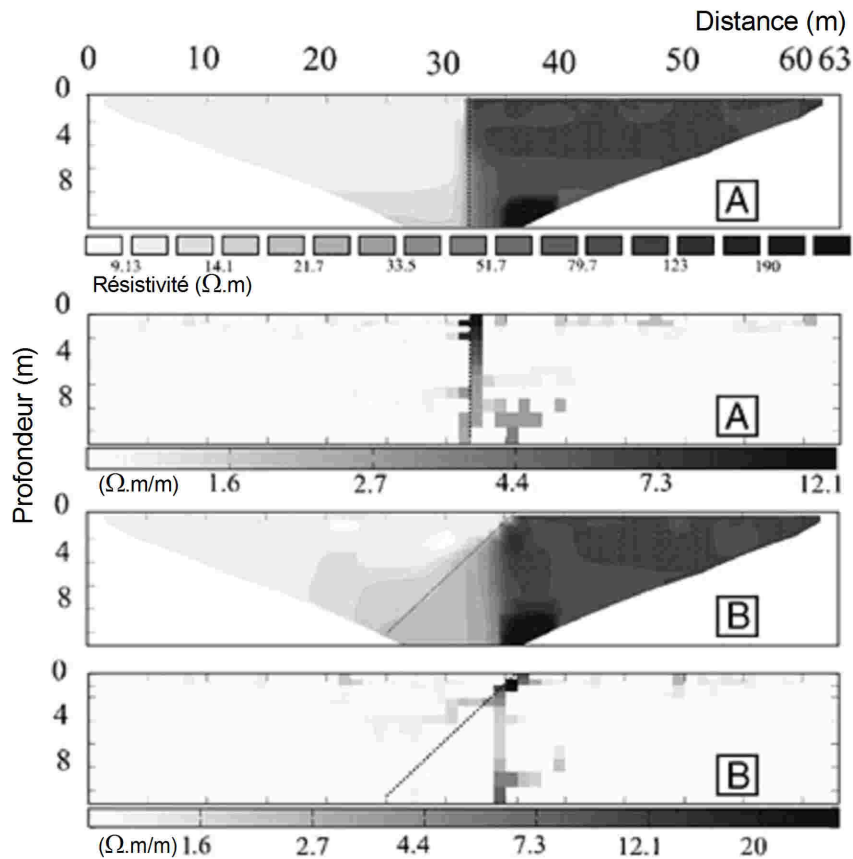


Figure 16 : Résultats de l'utilisation de la méthode du gradient couplée à l'algorithme de ligne de partage des eaux pour deux modèles de résistivités vraies A et B [Nguyen et al., 2005]

Dans cet article, cette approche a également été appliquée à des modèles de résistivités vraies plus complexes ainsi qu'à des données de terrain obtenues sur un milieu fracturé. Les résultats obtenus ont ensuite été comparés avec une carte géologique permettant ainsi aux auteurs d'évaluer leur méthodologie.

Par leur étude, les auteurs démontrent que cette méthode d'extraction des lignes de fort gradient (lignes de crête) permet d'estimer la position de failles ou de contacts lithologiques qu'il serait difficile, voire impossible dans certains cas, d'observer à l'œil nu sur les modèles de résistivités interprétées. Ainsi, cette approche a fourni des résultats satisfaisants pour la détection de failles qui correspondent à des contours présentant de forts contrastes de résistivité.

D'autres études issues de la littérature ont proposé différentes méthodologies basées sur des algorithmes de traitement de l'image (méthode du laplacien ou filtre de Canny par exemple), dans le but d'extraire des contours sur les modèles de résistivités interprétées obtenus après inversion des données ERT [Bouchedda et al., 2012; Hsu et al., 2010].

Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes intéressés à ces différentes méthodologies car elles permettent de détecter des contours présentant de forts gradients de résistivité, comme c'est le cas

pour les contours de l'infiltration de lixiviat. De plus, ce type d'approche permet d'apporter une interprétation objective et quantitative de la délimitation obtenue.

Finalement, les différentes études présentées en détails dans les sections 1.4.2.b. et 1.4.2.c. [Clément et al., 2011a ; Nguyen et al., 2005 ; Rings and Hauck, 2009], nous ont permis d'identifier différents points d'amélioration concernant la délimitation de l'infiltration de lixiviat sur les suivis temporels ERT acquis sur site. Par conséquent, dans le cadre de cette thèse, nous souhaitons proposer une nouvelle méthodologie dont les deux principaux objectifs sont :

- d'éviter le choix d'un unique jeu de paramètres d'inversion ;
- de s'affranchir du choix d'un iso-contour de variation de résistivité pour délimiter l'infiltration car il dépend du site investigué et n'est donc pas généralisable.

Dès lors, différentes questions se posent :

- L'approche d'inversions multiples proposée par Rings and Hauck [2009] peut-elle fournir des résultats intéressants concernant la délimitation d'une infiltration de lixiviat sur un jeu de données de terrain ? Comment peut-on l'adapter à notre cas d'étude et éviter le choix d'un modèle de résistivités interprétées parmi les cinq obtenus après la stratégie de classification ?
- Comment peut-on délimiter quantitativement l'infiltration de lixiviat sur les modèles de résistivités interprétées sans avoir recours au choix d'un iso-contour qui dépend du site d'étude ? Les techniques de traitement de l'image, comme celle du gradient couplé à un algorithme de ligne de partage des eaux, proposée par Nguyen et al. [2005], peuvent-elles permettre de délimiter les contours de l'infiltration de lixiviat ? Les contrastes de résistivité sont-ils suffisamment importants ? La forme de l'infiltration a-t-elle une influence sur la détection des contours ?
- Existe-t-il d'autres techniques de classification ou de traitement de l'image qui permettraient d'améliorer la délimitation de l'infiltration de lixiviat en évitant le choix d'un jeu de paramètres d'inversion et d'un iso-contour de variation de résistivité ?

Ces questions ont été investiguées plus en détail dans le chapitre 4 de ce manuscrit afin de proposer une méthodologie d'interprétation des données ERT pour délimiter précisément les contours de l'infiltration de lixiviat (information utile pour l'évaluation des systèmes de réinjection) et fiabiliser ainsi notre interprétation des résultats de suivi temporel ERT. Le développement de cette méthodologie constitue également une étape nécessaire pour répondre à la problématique de cette thèse et pouvoir utiliser avec confiance la délimitation de l'infiltration obtenue sur les données ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques et estimer la valeur des paramètres hydrodynamiques afférents.

La modélisation hydrodynamique

La modélisation hydrodynamique constitue une étape clef de ce travail de thèse afin d'améliorer notre compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets. Pour modéliser une infiltration de lixiviat, le déchet est considéré comme un milieu poreux. Il est important de définir les propriétés physiques des milieux poreux pour bien comprendre leur influence sur le transfert de lixiviat dans les déchets.

Par conséquent, une définition des propriétés physiques est donnée en première section de ce chapitre (2.1.). Pour modéliser une infiltration dans un milieu poreux, il est nécessaire de représenter le milieu considéré. Il est néanmoins très difficile de représenter avec précision le milieu déchet compte tenu de son hétérogénéité. Par conséquent, il est commun d'utiliser des modèles conceptuels afin de simplifier la représentation du milieu en évitant de décrire de façon explicite chacune des hétérogénéités. On définit alors un milieu équivalent prenant en compte les hétérogénéités de façon implicite.

La deuxième section de ce chapitre (2.2.) présente différents modèles conceptuels de milieu poreux ainsi que les modèles mathématiques utilisés dans le but de décrire les écoulements de lixiviat dans ces milieux. Nous présenterons tout d'abord la notion de Volume Élémentaire Représentatif (VER) (2.2.1.). Puis, nous répondrons aux questions suivantes :

- Quelles sont les différentes approches conceptuelles permettant de représenter un milieu poreux et pouvant s'appliquer au milieu déchet ? Quelles sont les hypothèses afférentes ? (2.2.2. et 2.2.3.)
- Quels modèles mathématiques peut-on utiliser pour décrire les transferts de lixiviat dans le cadre de cette thèse ? Quelles sont les équations de transfert et les hypothèses correspondantes ? (2.2.2., 2.2.3. et 2.2.4.) Quelle méthode numérique a-t-on utilisée pour les résoudre ? (2.2.5.)

Dans ce manuscrit, le terme de modèle hydrodynamique regroupe : (i) la représentation conceptuelle du milieu poreux considéré ainsi que (ii) le modèle mathématique et les équations de transfert correspondantes.

Afin de décrire les écoulements de lixiviat dans un massif de déchets, il est nécessaire de renseigner la valeur des paramètres hydrodynamiques des modèles. Dans la littérature, de nombreuses études ont tenté d'évaluer les valeurs de ces paramètres sur des échantillons de déchets à l'échelle du laboratoire. Les gammes de valeurs des paramètres hydrodynamiques issues de la littérature peuvent être utiles pour donner une gamme de valeurs des paramètres hydrodynamiques pour la simulation d'une infiltration de lixiviat à l'échelle d'un casier. Cependant, les paramètres hydrodynamiques évalués au laboratoire ne sont pas toujours adaptés à la simulation d'une infiltration de lixiviat à l'échelle du terrain. En effet, les échantillons de déchets sont généralement plus petits et triés, le déchet est la plupart du temps broyé pour le rendre plus homogène et la densité des déchets est différente de celle du terrain. De plus, en raison des dimensions des échantillons et de leur confinement, des effets de bord peuvent également apparaître à l'échelle du laboratoire.

Par conséquent, d'autres techniques de mesure sont requises pour évaluer la valeur de ces paramètres à l'échelle du terrain. Dans cette thèse, nous souhaitons utiliser les résultats issus de l'ERT pour renseigner les modèles. En effet, l'ERT est une méthode de mesure spatialisante et non-intrusive qui permet d'étudier la dynamique de l'infiltration de lixiviat, à l'échelle d'un massif de déchets (voir Chapitre 1).

Dans une troisième section (2.3.), nous nous pencherons donc sur les questions suivantes :

- Quels sont les ordres de grandeur des paramètres hydrodynamiques des déchets évalués dans la littérature à l'échelle du laboratoire ? (2.3.1.)
- Sur quels principes sont basées les méthodes développées dans la littérature pour contraindre les modèles hydrodynamiques à partir des données géophysiques ERT ? Quels sont leurs avantages et leurs limites ? (2.3.2.)

2.1. Rappels sur les propriétés physiques des milieux poreux non saturés : cas particulier du déchet

2.1.1. La porosité

La porosité totale, notée ici ϕ (-), constitue une mesure du volume relatif de vide dans le matériau. Elle représente la fraction de l'espace poral qui n'est pas occupée par du solide et donc disponible pour les phases liquide et gazeuse. Elle est définie par l'Équation 37 [Costet and Sanglerat, 1985] :

$$\Phi = \frac{V_v}{V} \quad \text{Équation 37}$$

Où V_v et V (m^3) représentent le volume des vides et le volume total de déchets, respectivement.

2.1.2. La teneur en eau massique et la teneur en eau volumique

Dans les milieux poreux non saturés, la teneur en eau volumique θ ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) correspond au volume relatif de la phase liquide, soit au rapport entre le volume occupé par l'eau V_e (m^3) et le volume total V (m^3). Elle est définie par l'Équation 38 :

$$\theta = \frac{V_e}{V} \quad \text{Équation 38}$$

Lorsque le milieu est saturé, la teneur en eau volumique θ est égale à 1 ($V_e=V$). Le terme de teneur en eau θ , utilisé dans ce manuscrit, correspond à la teneur en eau volumique. Cependant, la teneur en eau des échantillons de déchets en laboratoire est classiquement présentée en termes de teneur en eau massique. La teneur en eau massique ω est définie comme le rapport de la masse d'eau m_e (kg), présente entre les éléments solides du sol, à la masse sèche de sol m_s (kg), après passage de l'échantillon à l'étuve.

$$\omega = \frac{m_e}{m_s} \quad \text{Équation 39}$$

La teneur en eau volumique θ ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) et la teneur en eau massique ω ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) sont reliées par l'équation suivante :

$$\theta = \omega \frac{\rho_d}{\rho_w} \quad \text{Équation 40}$$

Avec ρ_d la masse volumique sèche des déchets ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) et ρ_w la masse volumique de l'eau ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$). La masse volumique sèche des déchets ρ_d correspond au rapport entre la masse sèche m_s (kg) et le volume total V de déchets (m^3) :

$$\rho_d = \frac{m_s}{V} \quad \text{Équation 41}$$

2.1.3. La conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique K ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) d'un milieu poreux caractérise son aptitude à laisser passer l'eau sous l'effet d'un gradient de charge hydraulique H . Cette conductivité est définie comme le rapport du flux de liquide (volume écoulé par unité de surface et de temps) par le gradient hydraulique et décrite, en conditions saturées en 1D, par la loi de Darcy [Darcy, 1856] :

$$K_s = \frac{q}{\Delta H / L_D} \quad \text{Équation 42}$$

Avec q le flux de liquide ($m.s^{-1}$), ΔH la perte de charge hydraulique (m) et L_D la distance entre deux points de mesure de la charge hydraulique (m).

2.1.4. Les propriétés de rétention

Les propriétés de rétention du milieu poreux déchet sont liées à la nature des éléments (composition, granulométrie) et à l'état de compression du milieu. Elles déterminent la quantité d'eau que le déchet peut retenir après drainage gravitaire (état communément appelé « capacité au champ »). Ces propriétés sont importantes pour décrire les écoulements de liquide en milieux poreux non saturés, car elles font le lien entre la quantité d'eau dans le milieu poreux et la pression de l'eau.

Les phénomènes de rétention dans un milieu poreux sont liés aux phénomènes de tension superficielle qui coexistent entre le solide, le liquide et l'air. Ils sont liés à la structure du milieu poreux et plus précisément à la distribution des tailles de pores. La courbe caractéristique des phénomènes de rétention d'un milieu poreux s'appelle la courbe de rétention et correspond à la résultante de l'ensemble des effets capillaires. Cette courbe met en relation le potentiel matriciel h (m) ou la succion capillaire φ (kPa) du milieu poreux et la teneur en eau volumique θ ($m^3.m^{-3}$) correspondante. Elle permet ainsi de décrire une distribution de l'eau dans les pores.

Le potentiel matriciel h est défini par l'Équation 43 :

$$h = - \frac{P_{air} - P_{eau}}{\rho_w g} \quad \text{Équation 43}$$

Où P_{eau} est la pression de l'eau dans le sol (kPa), P_{air} celle de la phase gazeuse (kPa), ρ_w la masse volumique de l'eau ($kg.m^{-3}$) et g l'accélération de la pesanteur ($m.s^{-2}$).

La succion capillaire φ étant définie comme la différence de pression entre l'air et l'eau à l'échelle d'un pore, le potentiel matriciel h et la succion capillaire φ sont reliés par l'Équation 44 :

$$h = - \frac{\varphi}{\rho_w g} \quad \text{Équation 44}$$

La Figure 17 montre un exemple de courbe de rétention pour deux échantillons de sols différents. Le cas 1 correspond à un échantillon granulaire peu capillaire présentant une faible frange capillaire. Au contraire, le cas 2 présente un échantillon argileux très capillaire, avec une large frange capillaire. Suivant le sens de parcours de la courbe, imbibition ou bien drainage, les courbes de rétention peuvent ne pas être superposées. Il s'agit du phénomène d'hystérésis, mis en évidence par la courbe de rétention présentée pour le cas 2 (Figure 17).

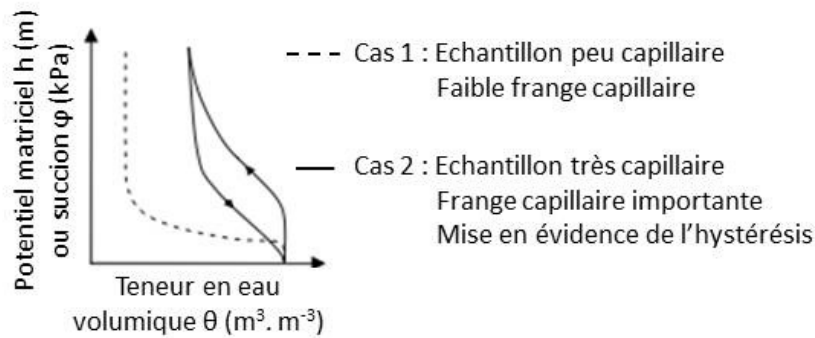


Figure 17 : Forme générale de la courbe de rétention pour un échantillon peu capillaire (cas 1) et un échantillon très capillaire (cas 2) avec mise en évidence du phénomène d'hystérésis [Stoltz, 2009]

Dans leur article, *Stoltz et al.* [2012] étudient l'influence de la densité sur les propriétés de rétention des déchets. La Figure 18, issue de cet article, présente un exemple de courbes de rétention obtenues expérimentalement sur un échantillon de déchets pour lequel différents degrés de compaction ont été appliqués. Par conséquent, la valeur de la masse volumique sèche des déchets ρ_d est différente pour chaque courbe de rétention. Nous pouvons toutefois constater que la forme des courbes de rétention est similaire entre les différents degrés de compaction.

Les auteurs montrent que la teneur en eau maximale diminue lorsque la densité augmente. Cela signifie que la fraction des pores disponible à l'écoulement diminue lorsque le degré de compaction augmente. La teneur en eau minimale (ou teneur en eau résiduelle) tend à augmenter lorsque la compression augmente. Ceci peut s'expliquer par la réduction de la taille des pores qui tendent à retenir l'eau par capillarité.

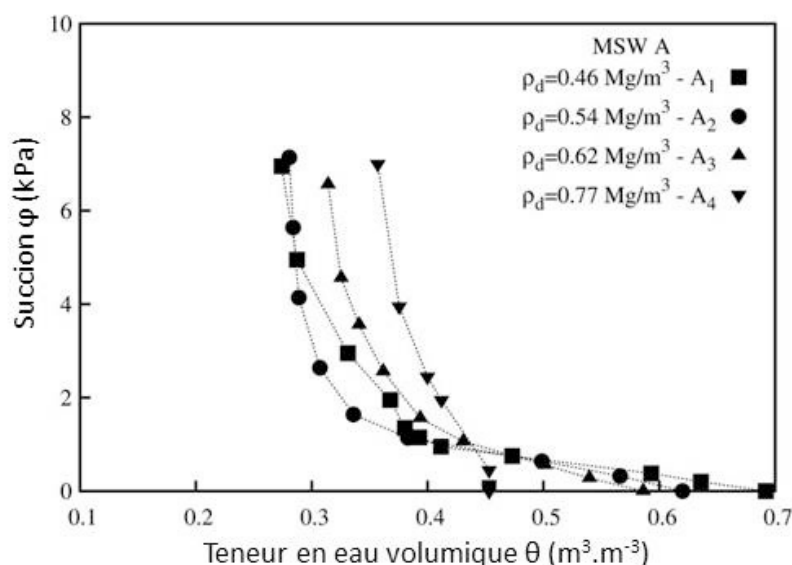


Figure 18 : Courbes de rétention expérimentales obtenues sur un échantillon de déchets en laboratoire pour différentes valeurs de la masse volumique sèche des déchets ρ_d [Stoltz et al., 2012]

2.2. Les modèles hydrodynamiques

Comme nous l'avons vu précédemment, la notion de modèle hydrodynamique regroupe : (i) la représentation conceptuelle du milieu déchet considéré ainsi que (ii) le modèle mathématique et les équations de transfert correspondantes permettant de décrire les écoulements de lixiviat. Différentes approches continues peuvent être utilisées pour simuler une infiltration dans un milieu poreux. Néanmoins, il n'existe pas de méthode systématique pour choisir la représentation conceptuelle la plus appropriée au milieu étudié. Dans la plupart des études issues de la littérature, ce choix est fait en fonction du domaine d'application, d'informations a priori sur le milieu et de l'expérience du modélisateur. Dans le cadre de cette thèse, nous avons choisi de représenter le milieu déchet selon deux approches conceptuelles fréquemment utilisées dans la littérature, à savoir les approches simple et double continuum.

D'autre part, pour décrire les transferts de fluide dans un milieu poreux, il est nécessaire de disposer de modèles mathématiques. Les modèles mathématiques correspondent à un ensemble d'équations permettant de reproduire, au mieux, le comportement du milieu considéré [Bear, 1972]. Ces systèmes d'équations sont issus des lois physiques régissant les phénomènes étudiés et vont exprimer en équations les relations entre les propriétés physiques du milieu.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons choisi d'utiliser le modèle simple continuum basé sur la résolution de l'équation de Richards et le modèle mathématique double perméabilité, fréquemment utilisés dans la littérature, afin de démontrer que la méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir de la forme de l'infiltration ERT peut être intéressante.

Dans la littérature, d'autres modèles hydrodynamiques ont été développés, comme les modèles diphasiques par exemple, qui permettent de prendre en compte la phase gazeuse pour la simulation des écoulements de lixiviat dans les déchets [Gholamifard et al., 2008]. L'utilisation de ces modèles hydrodynamiques plus complexes (multiphasique ou à multiporosité par exemple) pourra être envisagée pour de futures recherches, si l'approche développée s'avère pertinente.

Par conséquent, nous présentons, dans les sections 2.2.2. et 2.2.3., les deux modèles hydrodynamiques simple et double continuum utilisés dans cette thèse pour simuler une infiltration. Pour chaque modèle, nous décrivons la représentation conceptuelle du milieu, les modèles mathématiques utilisés pour décrire les transferts et les hypothèses du modèle.

La première étape de simulation du transfert de liquide dans un milieu poreux est de définir l'échelle à laquelle on va travailler [Vauclin, 1994]. Par conséquent, une première section (2.2.1.) nous permet de définir cette échelle ainsi que la notion de Volume Élémentaire Représentatif (VER).

2.2.1. Le Volume Élémentaire Représentatif (VER)

Compte tenu de la complexité structurale du milieu déchet, l'approche retenue dans cette thèse est d'utiliser des représentations macroscopiques afin de décrire les écoulements de lixiviat, permettant de considérer de façon implicite certaines hétérogénéités du milieu.

Les phénomènes d'écoulement dans les milieux poreux sont basés sur des propriétés physiques, telles que la porosité et la conductivité hydraulique. Ces deux propriétés reposent sur une représentation continue du milieu car elles sont définies par rapport à une description à l'échelle macroscopique, échelle suffisamment grande par rapport à l'échelle des pores [de Marsily, 1994].

Un volume élémentaire représentatif (VER) est alors associé à chaque point de l'espace et pour chaque VER, les valeurs des propriétés physiques équivalentes sont calculées. Pour le milieu déchet, on peut estimer que les dimensions du VER sont de l'ordre de 1x1x1 m. Or, dans les déchets, on trouve des hétérogénéités à toutes les échelles. Par conséquent, les hétérogénéités dont l'échelle est supérieure à celle du VER peuvent être décrites explicitement. Les hétérogénéités inférieures au VER sont prises en compte implicitement. Cela signifie que l'on procède à un changement d'échelle par homogénéisation, qui consiste à définir à l'intérieur du VER un milieu homogène équivalent, en général en termes de porosité, au milieu hétérogène.

2.2.2. Le modèle simple continuum

(a) Représentation conceptuelle

La représentation simple continuum consiste à considérer que chaque VER (assimilé à un point de l'espace) est assimilé à un milieu continu homogène, défini par une unique porosité et une unique perméabilité. Cette représentation est fréquemment utilisée dans le domaine des déchets pour simuler une infiltration de lixiviat [Demetracopoulos et al., 1986; Gholamifard et al., 2007; Khire and Mukherjee, 2007; Korfiatis et al., 1984; Straub and Lynch, 1982].

(b) Modèle mathématique

Pour simuler une infiltration de lixiviat, le modèle mathématique le plus fréquemment utilisé dans la littérature est basé sur la résolution de l'équation de Richards [Richards, 1931], permettant de décrire les flux de liquide dans un milieu poreux et variablement saturé.

- *Equation de Richards*

L'équation de Richards résulte d'une combinaison de la loi de Darcy [Darcy, 1856], étendue aux milieux non saturés, et de l'équation de conservation de la masse. Cette dernière s'écrit [Costet and Sanglerat, 1985] :

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = -\text{div } \mathbf{q} \quad \text{Équation 45}$$

Avec θ la teneur en eau volumique du sol ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$), h le potentiel matriciel (m), t le temps (s) et $\mathbf{q}$ le flux ($\text{m}.\text{s}^{-1}$).

La loi de Darcy exprime la relation qui existe entre le flux et le gradient hydraulique :

$$\mathbf{q} = -K(h)\mathbf{grad } H \quad \text{Équation 46}$$

Avec K la conductivité hydraulique ($\text{m}.\text{s}^{-1}$) et H la charge hydraulique totale (m), avec $H=h+z$, où h est le potentiel matriciel et z l'axe vertical orienté positivement vers le haut. Ainsi, l'équation de Richards s'écrit :

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = -\text{div } \mathbf{q} = \text{div } (K(h)\mathbf{grad } H) \quad \text{Équation 47}$$

- *Modèle de Mualem-van Genuchten*

La résolution de l'équation de Richards implique au préalable une formalisation mathématique des deux fonctions suivantes :

- $\theta(h)$, exprimant la teneur en eau en fonction du potentiel matriciel, correspondant à la « courbe de rétention » et qui est une mesure de la capacité du milieu à retenir l'eau ;
- $K(\theta)$, exprimant la capacité du sol à transmettre l'eau quand un gradient de charge ou de teneur en eau existe au sein du milieu.

Il existe différents modèles qui utilisent la relation $\theta(h)$, teneur en eau en fonction du potentiel matriciel, pour calculer la fonction $K(\theta)$ [Burdine, 1953; Childs and Collis-George, 1950; Mualem, 1976; M. T. Van Genuchten, 1980; Wyllie and Gardner, 1958].

Pour résoudre les équations de Richards classiquement, le modèle le plus fréquemment utilisé dans la littérature correspond au modèle de Mualem-Van Genuchten [Mualem, 1976; M. T. Van Genuchten, 1980]. Ce modèle, que nous avons choisi d'utiliser dans cette thèse, est décrit par les équations suivantes :

$$\theta(h) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r)(1 + \alpha|h|^n)^{-m} \quad \text{Équation 48}$$

$$K(\theta) = K_s \cdot S_{eff}^l \left[1 - (1 - S_{eff}^{\frac{1}{m}})^m \right]^2 \quad \text{Équation 49}$$

Avec S_{eff} (-) la saturation effective :

$$S_{eff} = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + \alpha|h|^n]^{-m} \quad \text{Équation 50}$$

Avec θ_r la teneur en eau résiduelle ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), θ_s la teneur en eau à saturation ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), α , n et m (avec $m=1-1/n$) les paramètres de van Genuchten (-), I le facteur de connectivité des pores (-) et K_s la conductivité hydraulique à saturation ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

(c) Hypothèses du modèle

Les trois principales hypothèses de la représentation simple continuum d'un milieu poreux sont les suivantes :

- Les phénomènes capillaires sont supposés plus rapides que les phénomènes d'écoulement. Le milieu est alors en équilibre capillaire à tout moment. L'équilibre capillaire correspond à l'équilibre entre la pression de la phase liquide et la pression de la phase gazeuse dans le pore. La relation entre la succion capillaire φ et la teneur en eau volumique θ (courbe de rétention) s'applique en tout point et à tout instant ;
- Les flux sont décrits par une loi de Darcy généralisée. Plus la teneur en eau est faible, plus les pores disponibles pour l'écoulement sont de faibles dimensions et par conséquent, plus la conductivité hydraulique est faible ;
- La teneur en eau du milieu n'est pas constante pendant toute la durée de l'écoulement. Son évolution au cours du temps est la résultante du bilan des flux.

Ainsi, la représentation conceptuelle simple continuum et la résolution de l'équation de Richards ont permis de simuler une infiltration de lixiviat, en représentant le milieu déchet comme un milieu homogène et continu (à l'échelle du VER). Or, d'après la littérature, l'hypothèse d'un milieu simple continuum pour décrire les écoulements de lixiviat dans les déchets ne semble pas correspondre avec les observations et les données de terrain disponibles. Par conséquent, nous nous sommes intéressés à une représentation de type double continuum.

2.2.3. Le modèle double continuum

(a) Représentation conceptuelle

Plusieurs auteurs ont montré qu'une représentation simple continuum ne permettait pas de décrire les observations faites sur le terrain [Ehrig, 1983; Ugucioni and Zeiss, 1997]. Des prélèvements d'échantillons de déchets sur site ont permis de montrer que le lixiviat suivait des chemins préférentiels d'écoulement au sein du massif de déchets [Bengtsson et al., 1994; Holmes, 1983; Korfiatis et al., 1984]. Bendz et al. [1998] proposent une représentation schématique des

écoulements préférentiels de lixiviat dans les massifs de déchets (Figure 19). Par conséquent, pour décrire ces zones d'écoulements préférentiels avec un modèle simple continuum, il serait nécessaire de définir arbitrairement leur disposition dans le modèle, ce qui semble peu satisfaisant compte tenu du peu d'informations dont nous disposons concernant les casiers de déchets. De plus, ces zones d'écoulements préférentiels peuvent avoir lieu à des échelles inférieures à celles du VER et par conséquent ne peuvent pas être prises en compte par un modèle simple continuum.

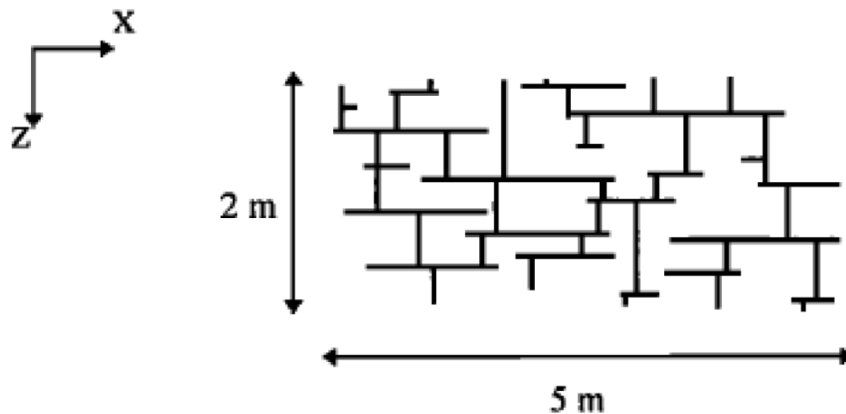


Figure 19 : Représentation des chemins d'écoulements préférentiels de lixiviat dans les massifs de déchets [Bendz et al., 1998]

Ainsi, ces différentes observations à l'échelle du terrain et cette représentation du milieu déchet nous amènent à nous intéresser à une représentation de type double continuum. En effet, ce type de représentation est fréquemment utilisé pour décrire des écoulements préférentiels dans les milieux poreux [Gerke and Van Genuchten, 1993] et en particulier pour l'étude des milieux fracturés [Ackerer et al., 2014; Barenblatt et al., 1960; Trottier et al., 2014; Warren and Root, 1963].

La représentation double continuum consiste à considérer deux milieux continus équivalents, coexistant au sein du même VER : les fractures (ou macropores) correspondant aux zones d'écoulements préférentiels dans le massif de déchets et la matrice poreuse (ou micropores). En effet, nous supposons que les zones d'écoulements préférentiels dans un massif de déchets ont un comportement hydrodynamique similaire à celui observé dans les fractures d'un milieu poreux. Par conséquent, le terme « fractures » utilisé pour présenter le modèle double continuum dans la suite du manuscrit correspond, dans le cadre de cette thèse, à ces zones d'écoulements préférentiels du lixiviat.

Le modèle double continuum correspond à une superposition de ces deux milieux continus sur le même VER [Dykhuizen, 1987]. Par conséquent, ce modèle permet de prendre en compte des zones d'écoulements préférentiels du lixiviat dans les déchets, en évitant de définir arbitrairement leur position dans le modèle.

Dans ce type d'approche, les écoulements de lixiviat dans les fractures et dans la matrice poreuse sont décrits différemment. En effet, cette représentation tente de restituer la spécificité de chaque continuum (la matrice et les fractures) en suivant trois principes :

- Le réseau de fractures (macroporosité) est considéré comme un milieu très perméable (i.e. forte conductivité hydraulique K), permettant ainsi de favoriser les écoulements de lixiviat ;
- La matrice poreuse (microporosité) permet d'emmagasinier du lixiviat et est considérée comme très peu perméable par rapport au réseau de fractures ;
- Des échanges de lixiviat ont lieu entre la matrice poreuse et les fractures. Ces échanges sont contrôlés par la différence de pression de la phase liquide entre les deux continua.

Dans cette approche, chaque continuum est considéré comme un milieu continu équivalent avec ses propriétés physiques propres (i.e. porosité et conductivité hydraulique). De même, les équations mathématiques de transfert sont écrites séparément dans chaque continuum [Barenblatt *et al.*, 1960].

Cette séparation du milieu en deux implique donc, en contrepartie, de modéliser les échanges de fluides entre les deux continua afin de respecter le principe de conservation de la masse. Dans une représentation discrète, les échanges entre la matrice poreuse et les fractures s'effectuent aux interfaces physiques des deux entités. Dans la représentation double continuum, ces interfaces physiques n'étant plus définies, les échanges ont lieu en chaque point de l'espace (c'est-à-dire au niveau de chaque VER). La Figure 20, extraite de la thèse de N. Trottier [Trottier, 2014], présente un schéma explicatif de la représentation double continuum d'un milieu poreux fracturé.

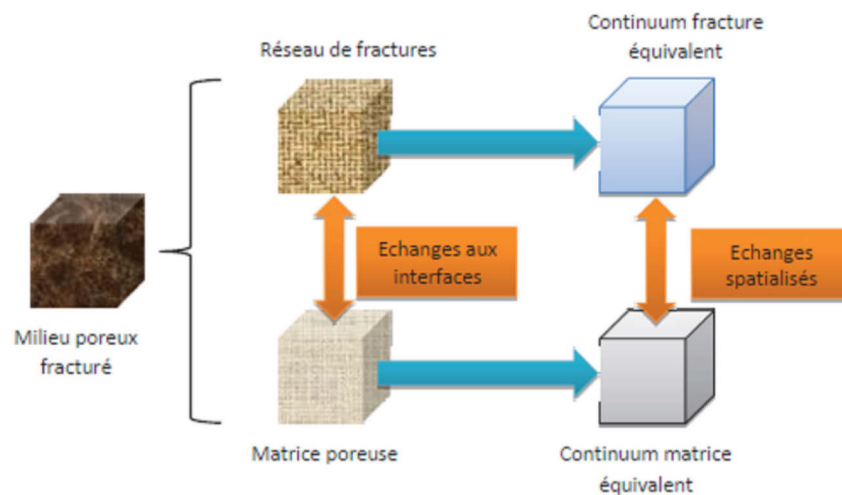


Figure 20 : Représentation d'un milieu poreux fracturé grâce à l'approche double continuum [Trottier, 2014]

(b) Modèles mathématiques

Différents types de modèles mathématiques peuvent être utilisés pour décrire les écoulements de lixiviat selon une approche conceptuelle double continuum. Nous présentons dans cette section, les équations de transfert des modèles « double porosité » et « double perméabilité ». En effet, ces deux modèles sont fréquemment utilisés dans la littérature pour la simulation d'infiltration en milieu poreux selon une représentation double continuum. Dans les déchets, le modèle double porosité a été appliqué par *Tinet et al.* [2011] pour décrire les écoulements de lixiviat. Le modèle double perméabilité a été utilisé par *Han et al.* [2011] pour décrire les écoulements dans des colonnes remplies de papiers journaux. Dans ces études, les modèles ont uniquement été appliqués à l'échelle du laboratoire.

- Le modèle double porosité

Le modèle double porosité considère que le transfert de fluides n'a lieu que dans les fractures et que l'eau ne peut pas circuler dans la matrice. La matrice constitue un simple réservoir. Cette conceptualisation mène au modèle de transport [*Philip, 1968; M.T. Van Genuchten and Wierenga, 1976*] qui divise la phase liquide en deux parties, une phase mobile θ_f (pour les fractures) et une phase immobile θ_m (pour la matrice), avec des échanges possibles d'eau entre les deux régions:

$$\theta = \theta_f + \theta_m \quad \text{Équation 51}$$

Pour la partie fractures où la circulation de fluides est possible, la formulation mathématique de ce modèle est basée sur une équation de Richards modifiée, à laquelle un terme d'échange est ajouté. La partie matrice constituant simplement un lieu de stockage est décrite uniquement par ce paramètre d'échange. Les équations correspondantes sont données ci-après :

$$\frac{\partial \theta_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij}^f \left(\frac{\partial h_f}{\partial x_j} + K_{iz}^f \right) \right] - \Gamma_w \quad \text{Équation 52}$$

$$\frac{\partial \theta_m(h_f)}{\partial t} = \Gamma_w \quad \text{Équation 53}$$

Avec les indices f et m pour les fractures et la matrice, θ la teneur en eau volumique, h le potentiel matriciel (m), x_i ($i=1, 2$) et x_j ($j=1, 2$) les coordonnées spatiales (m), z l'axe vertical orienté positivement vers le haut, t le temps (s), K_{ij} les composantes sans dimension du tenseur d'anisotropie K^A et Γ_w le taux de transfert de l'eau entre la matrice et les fractures (-).

Γ_w est proportionnel à la différence de potentiel matriciel h entre les fractures et la matrice [*Gerke and Van Genuchten, 1993*] et est défini par l'Équation 54 :

$$\Gamma_w = \alpha_w (h_f - h_m) \quad \text{Équation 54}$$

Avec :

$$\alpha_w = \frac{\beta}{a^2} \gamma_w K_{sa} \quad \text{Équation 55}$$

Où β (-) est un coefficient dépendant de la géométrie des éléments constitutifs du milieu poreux, a un coefficient de diffusion (m), γ_w un facteur d'échelle (-) et K_{sa} (m.s^{-1}) correspond à la conductivité hydraulique à saturation à l'interface fractures/matrice.

- *Le modèle double perméabilité*

Contrairement au modèle double porosité où l'eau est stagnante dans la partie matricielle, le modèle double perméabilité permet également à l'eau de circuler dans la matrice.

Comme précédemment, la phase liquide est divisée en deux parties, une phase pour les fractures et une pour la matrice. Cependant, pour ce modèle, le rapport entre la partie matricielle et les fractures est défini par le coefficient w correspondant au ratio du volume de fractures sur le volume total de sol (-). Par conséquent, l'Équation 51 du modèle à double porosité devient :

$$\theta = \theta_F + \theta_M \quad \text{Équation 56}$$

Avec :

$$\theta_F = w\theta_f \quad \text{Équation 57}$$

$$\theta_M = (1 - w)\theta_m \quad \text{Équation 58}$$

La formulation mathématique du modèle double perméabilité est basée sur une équation de Richards modifiée, appliquée à chacun des deux milieux poreux et décrivant ainsi le flux d'eau aussi bien dans les fractures que dans la matrice [Gerke and Van Genuchten, 1993].

Les équations de transfert pour les fractures et pour la matrice sont données par les relations suivantes :

$$\frac{\partial \theta_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij}^f \left(\frac{\partial h_f}{\partial x_j} + K_{iz}^f \right) \right] - \frac{\Gamma_w}{w} \quad \text{Équation 59}$$

$$\frac{\partial \theta_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij}^m \left(\frac{\partial h_m}{\partial x_j} + K_{iz}^m \right) \right] + \frac{\Gamma_w}{1 - w} \quad \text{Équation 60}$$

Avec les indices f et m pour les fractures et la matrice, θ la teneur en eau volumique, h le potentiel matriciel (m), x_i ($i=1, 2$) et x_j ($j=1, 2$) les coordonnées spatiales (m), z l'axe vertical orienté positivement vers le haut, t le temps (s), Γ_w le taux de transfert de l'eau entre la matrice et les fractures, K_{ij} les composantes sans dimension du tenseur d'anisotropie K^A . Γ_w est défini par les mêmes équations que pour le modèle à double porosité (équations 54 et 55).

La résolution des équations de transfert des modèles à double porosité (équations 52 et 53) et double perméabilité (équations 59 et 60) est également basée sur l'utilisation du modèle de Mualem-van Genuchten (équations 48, 49 et 50) [Mualem, 1976; M. T. Van Genuchten, 1980].

(c) Hypothèses du modèle

Pour le modèle double continuum, la première hypothèse du modèle simple continuum (2.2.2.c.), basée sur l'équilibre capillaire du milieu à tout moment, n'est plus valable. En effet, les modèles double continuum sont des modèles de non-équilibre capillaire. Les fractures (ou macroporosité), qui permettent un écoulement rapide, peuvent être assez mal connectées à la matrice poreuse (ou microporosité). Par conséquent, les forces capillaires n'ont pas toujours le temps de s'appliquer à tout le milieu lorsque l'eau s'écoule dans les fractures.

Cependant, les deux hypothèses suivantes du modèle simple continuum (2.2.2.c.) sont toujours valables pour le modèle double continuum, à savoir :

- Les flux sont décrits par une loi de Darcy généralisée. Plus la teneur en eau est faible, plus les pores disponibles pour l'écoulement sont de faibles dimensions et par conséquent, plus la conductivité hydraulique est faible ;
- La teneur en eau du milieu n'est pas constante pendant toute la durée de l'écoulement. Son évolution au cours du temps est la résultante du bilan des flux.

2.2.4. Choix du modèle mathématique pour la simulation du transfert de lixiviat

Dans le cadre de cette thèse, nous avons choisi d'utiliser deux modèles hydrodynamiques pour simuler une infiltration de lixiviat. Le premier correspond au modèle le plus fréquemment utilisé dans la littérature basé sur une représentation conceptuelle simple continuum et la résolution de l'équation de Richards.

Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, cette représentation du milieu déchet ne semble pas satisfaire certaines observations faites à l'échelle du terrain concernant les zones d'écoulements préférentiels dans les déchets. C'est pour cette raison que nous nous sommes intéressés à d'autres types de modèles hydrodynamiques permettant de représenter le milieu déchet comme une superposition de deux milieux continus : les fractures et la matrice poreuse.

Pour décrire le transfert de fluides dans un milieu double continuum, deux modèles mathématiques explicités en section 2.2.3.b. peuvent être utilisés, à savoir, le modèle double porosité ou le modèle double perméabilité. Nous avons choisi d'utiliser dans cette thèse le modèle double perméabilité qui permet au lixiviat de circuler dans la matrice, contrairement au modèle double porosité où la matrice

est uniquement considérée comme une zone de stockage. En effet, les échantillons de déchets en laboratoire correspondent plutôt à la matrice poreuse (microporosité) car ils sont de tailles inférieures au VER (de dimension de l'ordre de 1x1x1 m) et des écoulements significatifs ont été mesurés. Par conséquent, le modèle double perméabilité permettant au lixiviat de circuler dans la matrice nous a paru plus approprié pour satisfaire les observations faites en laboratoire.

Dans une représentation double continuum, les interactions entre la matrice poreuse et le réseau de fractures (ignorées dans la représentation simple continuum) sont traitées de façon explicite et peuvent ainsi permettre au lixiviat de circuler entre les zones d'écoulements préférentiels (fractures) et les zones de stockage (matrice). Toutefois, pour représenter ces interactions, il est nécessaire d'introduire dans le modèle des termes d'échange, qui ne peuvent ni être mesurés sur le terrain ni être quantifiés en laboratoire. De plus, étant donné que chaque continuum est décrit séparément et possède ses propriétés physiques propres (i.e. porosité et conductivité hydraulique), le modèle double continuum fait nécessairement intervenir beaucoup plus de paramètres hydrodynamiques, pour la résolution des équations de transfert, que le modèle simple continuum.

Par conséquent, la principale limite de l'application de ce modèle hydrodynamique à la simulation des transferts de lixiviat dans les déchets correspond au nombre de paramètres qui doivent être renseignés pour la simulation soit 17 au total, contre 6 pour le modèle simple continuum. Or, pour proposer une méthode de contrainte des modèles simple et double continuum par les données issues de la géophysique, il est nécessaire de définir les paramètres à faire varier et les gammes de variation correspondantes. Par conséquent, afin de limiter le nombre de simulations à réaliser et le temps de calcul, l'influence de tous les paramètres du modèle double perméabilité n'a pas pu être étudiée. Nous nous sommes donc intéressés aux paramètres qui avaient le plus d'influence sur les résultats de la simulation hydrodynamique et les autres paramètres ont été fixés (voir Chapitre 6).

Dans cette thèse, l'utilisation des modèles simple et double continuum pour la simulation d'une infiltration de lixiviat a été réalisée par l'intermédiaire du logiciel HYDRUS-2D, présenté dans la section suivante (2.2.5.). Nous présentons également dans cette section, la géométrie du domaine étudié, les conditions initiales et les conditions aux limites ainsi que le maillage, qui doivent être définis pour la simulation.

2.2.5. Méthode de résolution et outil de modélisation

(a) La méthode numérique de résolution

Comme pour la modélisation numérique ERT, la méthode numérique de résolution choisie sous HYDRUS-2D est celle des éléments finis. Cette méthode de résolution est basée sur un maillage

triangulaire (en 2D) et la résolution numérique s'effectue en chaque noeud du maillage (et non au centre des cellules comme pour les volumes finis). Le maillage est généré par un programme générateur de maillage. Les discrétisations spatiales et temporelles sont décrites plus en détail dans Šimůnek *et al.* [1999]. Pour toutes les régions définies par l'utilisateur, à tous les pas de temps préalablement sélectionnés, HYDRUS-2D calcule un bilan de masse pour estimer les pertes, dues aux approximations, sur les différentes variables au cours du calcul. Il évalue ainsi la précision du calcul.

(b) Le logiciel HYDRUS-2D

Dans cette thèse, les simulations hydrodynamiques ont principalement été réalisées en 2D. Afin de modéliser la dynamique du transport de lixiviat dans un massif de déchets, nous avons choisi d'utiliser le code commercial interfacé HYDRUS-2D, basé sur le code de calcul SWM-2D [Šimůnek *et al.*, 1999], permettant de simuler des écoulements de l'eau et le transport de solutés dans un milieu poreux incompressible et variablement saturé.

Ce code peut permettre de simuler une infiltration de lixiviat dans les déchets selon les deux approches conceptuelles simple et double continuum présentées précédemment, en résolvant numériquement, par la méthode des éléments finis, les équations de transfert. HYDRUS-2D permet d'utiliser le modèle de van Genuchten pour paramétrer les courbes de rétention hydrique et de conductivité hydraulique.

A l'aide d'un maillage triangulaire paramétré par l'utilisateur, on peut définir, dans le plan 2D vertical, des régions présentant des propriétés hydrodynamiques différentes. Ce code peut permettre de prendre aussi en compte une éventuelle anisotropie et hétérogénéité du milieu.

Pour la simulation d'une infiltration, les données d'entrée à fournir sont la géométrie du domaine, les conditions initiales et limites ainsi que la durée de la simulation et les unités de longueur et de temps choisies.

(c) Géométrie, conditions initiales, conditions aux limites et maillage

Pour simuler une infiltration avec HYDRUS-2D, il est nécessaire de renseigner au préalable la géométrie du domaine, les conditions initiales, les conditions aux limites et de définir le maillage. Le terme de configuration hydrodynamique, utilisé dans ce manuscrit, regroupe la définition de tous ces paramètres.

La Figure 21 présente un exemple de configuration hydrodynamique correspondant à la modélisation en 2D d'un des casiers de déchets du site industriel de la SAS « Les Champs-Jouault », investigué dans le cadre de cette thèse. La géométrie 2D inclut la topographie de surface d'un massif de déchets ainsi que sa profondeur et sa largeur. De plus, les conditions initiales doivent être spécifiées sur tous les

points de domaine. Ces conditions peuvent être exprimées en termes de potentiel matriciel ou de teneur en eau. Dans notre cas, elles sont exprimées sous la forme d'une teneur en eau volumique correspondant à une mesure de la teneur en eau réalisée à partir d'échantillons provenant du terrain (voir Chapitres 5 et 6).

Les conditions aux limites proposées par le logiciel sont diverses, il est possible d'imposer dans la simulation :

- un flux nul, constant ou variable (conditions de Neumann) ;
- une pression constante ou variable (conditions de Dirichlet).

Pour notre exemple, présenté Figure 21, les conditions aux limites correspondent à une pression égale à la pression atmosphérique pour simuler une surface drainante en fond de massif (ligne verte - Figure 21), une charge hydraulique H de 2 m imposée sur un segment de 1,5 m de longueur en surface afin de simuler une injection de lixiviat (ligne bleue - Figure 21) et un flux nul pour chacune des frontières du domaine restantes (lignes rouges - Figure 21). Enfin, il est nécessaire de définir le maillage au sein du domaine modélisé. Dans le cas de notre exemple, nous avons choisi de raffiner le maillage proche de la zone d'injection afin d'avoir un très grand nombre de mailles au niveau de la zone de fort gradient et faciliter ainsi le calcul numérique.

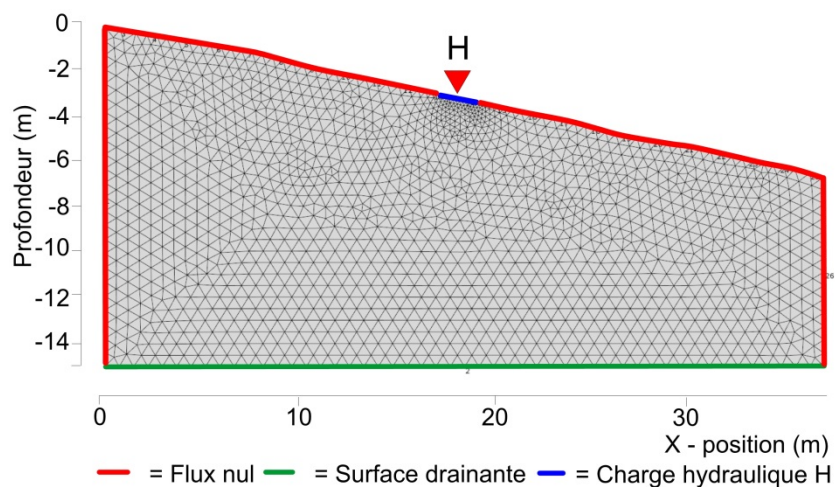


Figure 21 : Géométrie, conditions aux limites et maillage sous HYDRUS-2D

Pour réaliser une simulation hydrodynamique, il est nécessaire de renseigner les valeurs des paramètres des modèles. Par conséquent, la section suivante (2.3.) présente des ordres de grandeur des paramètres hydrodynamiques évalués en laboratoire et issus de la littérature.

2.3. Estimation des paramètres hydrodynamiques des déchets

De nombreuses études ont tenté d'évaluer les paramètres hydrodynamiques des modèles simple continuum (basé sur la résolution de l'équation de Richards) dans des échantillons de déchets en laboratoire [Benson and Wang, 1998; Breitmeyer et al., 2008; Kazimoglu et al., 2005; Korfiatis et al., 1984; Orta de Velasquez et al., 2003; M. Staub et al., 2009; Stoltz et al., 2012; Tinet et al., 2011; Zornberg et al., 1999]. Par conséquent, nous présentons dans cette section les ordres de grandeur des paramètres hydrodynamiques évalués en laboratoire pour ce modèle (2.3.1.). Dans ce chapitre, nous n'avons pas présenté de valeurs des paramètres hydrodynamiques du modèle mathématique double perméabilité compte tenu du peu d'études issues de la littérature qui ont tenté d'appliquer ce modèle au milieu déchet. En effet, à notre connaissance, seule l'étude de Han et al. [2011] a tenté d'évaluer les paramètres du modèle double perméabilité sur des colonnes remplies de papiers journaux, ce qui nous semble peu représentatif de la composition d'un casier de déchets.

De plus, ces valeurs estimées à l'échelle du laboratoire ne semblent pas adaptées à une modélisation à l'échelle du terrain (2.3.2.). Par conséquent, nous nous sommes intéressés à d'autres études issues de la littérature qui utilisent les données géophysiques ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques et ainsi estimer les valeurs des paramètres hydrodynamiques à l'échelle du terrain (2.3.3.).

2.3.1. Ordres de grandeur des paramètres hydrodynamiques du modèle simple continuum

(a) La porosité

La porosité dans les casiers de déchets est fonction de la profondeur à laquelle le déchet est enfoui.

Le Tableau 4 rassemble quelques exemples de valeurs de porosité relevées dans des déchets jeunes (entre 0 et 5 ans) et dans la couche superficielle.

Auteur (Année)	Porosité	Profondeur (m)
Zeiss [1997]	0,5	0 - 2
S. T. S. Yuen [1999]	0,5-0,6	0 - 10
Zornberg et al. [1999]	0,6	0 - 20
K. R. Reddy et al. [2008]	0,55	0 - 1
Stoltz et al. [2012]	0,65	0 - 1

Tableau 4 : Exemples de valeurs de porosité mesurées

En conclusion, la valeur moyenne de porosité dans les déchets est de l'ordre de 0,55 dans la zone superficielle [Clément, 2010].

(b) La teneur en eau

La teneur en eau du déchet à un instant donné dépend d'un certain nombre de facteurs parmi lesquels sa composition initiale, son conditionnement (tri, recyclage, broyage), son mode de mise en place (compactage), son degré de biodégradation et les conditions météorologiques lors du remplissage.

La structure hétérogène du déchet implique une répartition de cette teneur en eau souvent aléatoire. A l'échelle des constituants, la teneur en eau est tout aussi variable, pouvant passer de quelques pourcents (plastique, papier) à plus de 75 % s'agissant de fruits et légumes [Olivier, 2003].

Plusieurs auteurs ont mesuré une valeur de la teneur en eau volumique dans les déchets :

Auteur (Année)	Teneur en eau volumique (%)
Holmes [1980]	29-42
Oweis and Khera [1990]	20-35
S. T. S. Yuen [1999]	34
Moreau et al. [2010b]	30-50
Stoltz et al. [2012]	35

Tableau 5 : Exemples de valeurs de teneur en eau volumique θ mesurées

(c) La conductivité hydraulique

Le Tableau 6 présente quelques exemples de conductivités hydrauliques qui se focalisent sur les 10 premiers mètres de profondeur.

Auteur (Année)	Conductivité hydraulique (m. s ⁻¹)
<i>Beaven and Powrie</i> [1996]	10 ⁻⁷
<i>Lanini</i> [1998]	10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁴
<i>Powrie and Beaven</i> [1999]	2,7.10 ⁻⁷ - 3,4.10 ⁻⁴
<i>K. R. Reddy et al.</i> [2008]	10 ⁻⁵
<i>K.R. Reddy et al.</i> [2009]	4,9.10 ⁻⁷ - 2.10 ⁻³
<i>Stoltz et al.</i> [2010b]	4,9.10 ⁻⁶ – 1,6.10 ⁻³

Tableau 6 : Exemples de valeurs de conductivité hydraulique mesurées

Comme la porosité, la conductivité hydraulique est fonction de la profondeur à laquelle le déchet est enfoui. Elle diminue avec la profondeur [Oweis and Khera, 1990].

(d) Les paramètres de van Genuchten

Plusieurs auteurs ont tenté d'évaluer les paramètres de van Genuchten θ_r , θ_s , α , n et m (avec $m=1-1/n$) à partir d'échantillons de déchets au laboratoire. Le Tableau 7 recense les différentes valeurs de ces paramètres obtenues dans la littérature.

Auteur (Année)	θ_r	θ_s	α	n
<i>Kazimoglu et al.</i> [2005]	0,14	0,58	1,4	1,6
<i>M. Staub</i> [2010]	0,15	0,77	3,5	1,37
<i>Stoltz et al.</i> [2012]	0,33	0,45	0,5	2,29
<i>Stoltz et al.</i> [2012]	0,35	0,64	1,75	1,37
<i>Stoltz et al.</i> [2012]	0,27	0,62	1,85	2,42
<i>Breitmeyer and Benson</i> [2011]	0,21	0,60	3,38	1,85

Tableau 7 : Estimation des paramètres de van Genuchten issus de la littérature

Les valeurs des paramètres hydrodynamiques données dans cette section (2.3.1.) ont été estimées sur des échantillons de déchets à l'échelle du laboratoire. Cependant, l'évaluation des paramètres hydrodynamiques en laboratoire est difficilement transposable à une simulation d'infiltration du lixiviat à l'échelle du terrain.

2.3.2. Les limites de la transposition à l'échelle terrain

Les paramètres hydrodynamiques estimés à petite échelle en laboratoire sont difficilement transposables à un massif de déchets in situ, en lien avec la nature hétérogène du milieu [Fellner et

al., 2009]. En effet, les échantillons de déchets utilisés en laboratoire ne sont pas représentatifs de la réalité des déchets stockés sur le terrain. Les échantillons sont généralement plus petits et triés, le déchet est la plupart du temps broyé pour le rendre plus homogène et la densité des déchets est différente de celle du terrain. De plus, en raison des dimensions des échantillons et de leur confinement, des effets de bord peuvent également apparaître à l'échelle du laboratoire. Les paramètres hydrodynamiques évalués en laboratoire sont donc difficilement extrapolables à une modélisation hydrodynamique des écoulements de lixiviat à l'échelle du terrain. De plus, nous ne disposons pas dans la littérature de gammes de valeurs pour les paramètres hydrodynamiques du modèle double continuum/double perméabilité pour une simulation d'infiltration dans les déchets. Par conséquent, d'autres techniques de mesure sont requises pour évaluer, à l'échelle du terrain, les valeurs des paramètres hydrodynamiques, nécessaires à la modélisation.

2.3.3. L'ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques

En hydrologie, plusieurs auteurs ont tenté de démontrer la pertinence de l'utilisation de l'ERT pour contraindre un modèle hydrodynamique [Beaujean *et al.*, 2014; Binley *et al.*, 2002a; Cassiani and Binley, 2005; Nguyen *et al.*, 2009]. Dans cette section, nous présentons différentes méthodes de contrainte proposées dans la littérature et permettant d'estimer les valeurs des paramètres hydrodynamiques à partir des données ERT.

Dans leurs articles, Binley *et al.* [2002a] et Cassiani and Binley [2005] proposent de contraindre les modèles hydrodynamiques à partir de données géophysiques ERT, combinées avec des données radar. Leur approche est basée sur trois étapes. La première étape consiste à convertir les données de résistivités interprétées, issues d'un jeu de données de terrain, en teneur en eau. Pour cela, les auteurs utilisent la loi d'Archie, calibrée au préalable sur plusieurs échantillons de sol au laboratoire [Binley *et al.*, 2002b]. Dans ces deux études, le milieu poreux investigué correspond à un milieu homogène de type sable. Puis, dans une seconde étape, les auteurs réalisent de nombreuses simulations hydrodynamiques avec différentes combinaisons de paramètres. Enfin, la dernière étape consiste à comparer les résultats des simulations hydrodynamiques avec les données de teneur en eau issues de la géophysique. La minimisation de la différence entre les données de teneur en eau leur permet d'évaluer une gamme de paramètres pour le modèle hydrodynamique utilisé.

Dans leur article, Nguyen *et al.* [2009] ont évalué l'utilisation des modèles de résistivités interprétées pour détecter une intrusion d'eau salée et pour contraindre un modèle hydrodynamique. Pour cela, les auteurs ont adopté une démarche numérique basée sur quatre étapes afin d'évaluer la capacité de l'ERT à imager une intrusion d'eau salée. La première étape (Figure 22a) consiste à simuler une intrusion d'eau salée correspondant au site d'étude investigué. Puis, dans une seconde étape (Figure

22c), les données de salinité de l'eau (exprimées en fraction massique - Figure 22) obtenues par simulation, sont converties en résistivité par l'intermédiaire de la loi pétrophysique d'Archie. Dans leur article, les auteurs ont calibré la loi d'Archie en laboratoire sur deux échantillons de sol provenant de leur site d'étude, à savoir un échantillon constitué de marnes, limons et sables et un échantillon constitué de conglomérats et de sables. Ainsi, cette étape permet d'obtenir un modèle de résistivités vraies correspondant à la simulation hydrodynamique réalisée en (a). Puis, dans une troisième étape (Figure 22d), le calcul direct et l'inversion sont appliqués sur ce modèle de résistivités vraies, avec la disposition des électrodes et les dispositifs géophysiques utilisés sur le terrain. La dernière étape (Figure 22b) consiste à convertir les données de résistivités interprétées en données de salinité avec la même loi d'Archie que celle utilisée à la seconde étape. Finalement, le modèle obtenu est comparé avec le modèle simulé initialement.

Cette démarche numérique a permis aux auteurs de montrer que l'ERT (et les paramètres d'acquisition utilisés sur le terrain) permettait d'imager une intrusion d'eau salée et pouvait être utilisée pour contraindre un modèle hydrodynamique. Néanmoins, d'après les auteurs, seules les régions de sensibilité élevée pourront être considérées pour contraindre un modèle hydrodynamique. Dans cette étude, l'ERT a également été appliquée à un jeu de données de terrain ce qui a permis de démontrer la validité de la méthode pour détecter une intrusion d'eau salée.

En perspective de leur étude, les auteurs proposent d'inclure les lois pétrophysiques, comme la loi d'Archie par exemple, au processus d'inversion pour contraindre un modèle hydrodynamique et estimer les paramètres afférents.

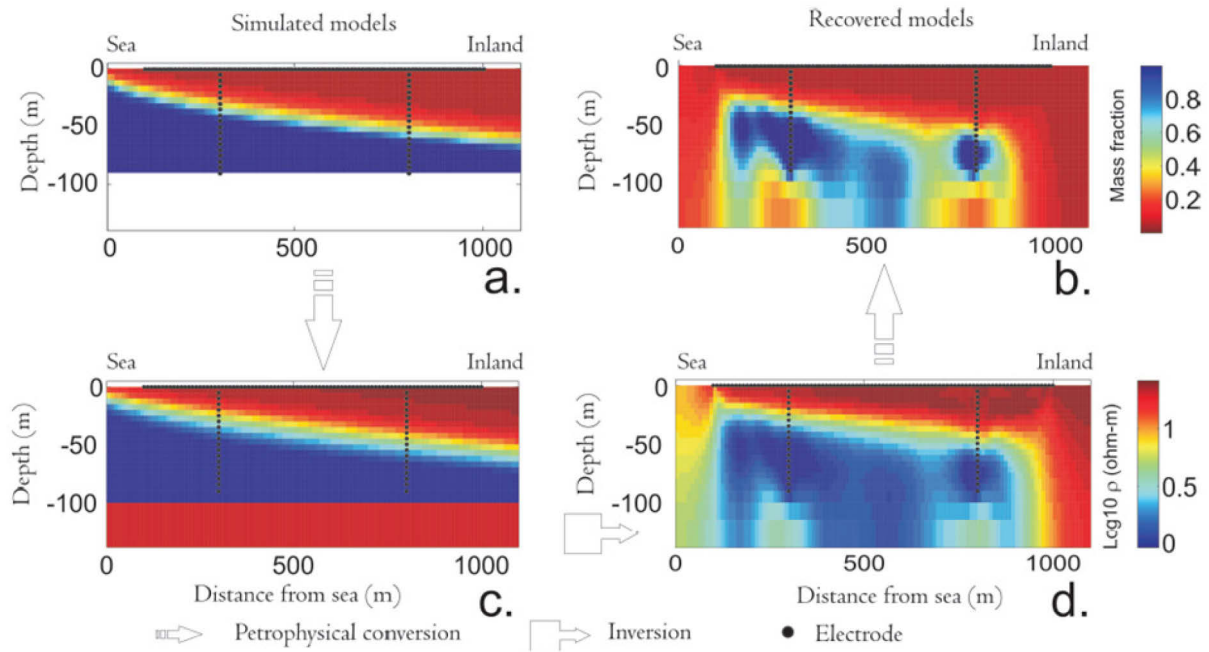


Figure 22 : Approche numérique adoptée par Nguyen et al. [2009], basée sur quatre étapes : (a) Simulation hydrodynamique, (c) Conversion des données de teneur en eau en résistivité (Archie), (d) Calcul direct et inversion, (b) Conversion des données de résistivités interprétées en teneur en eau et comparaison avec (a).

Suite à l'étude de Nguyen et al. [2009], Beaujean et al. [2014] adoptent une approche d'inversion hydro-géophysique, basée sur l'utilisation de la loi pétrophysique d'Archie. L'objectif de cet article était de démontrer qu'un modèle hydrodynamique d'intrusion d'eau salée peut être calibré à partir de données ERT, seulement si la variabilité spatiale de la sensibilité des mesures ERT est prise en compte. En effet, les régions présentant de faibles valeurs de la sensibilité ne peuvent pas être considérées pour contraindre un modèle hydrodynamique.

Pour cela, les auteurs adoptent une approche numérique basée sur cinq étapes. Les quatre premières étapes correspondent à celles présentées en Figure 22 issue de l'article de Nguyen et al. [2009]. La cinquième étape consiste à inverser les données de salinité dérivées de l'ERT afin d'évaluer les paramètres hydrodynamiques qui minimisent la différence entre les données dérivées de l'ERT et les données simulées. Finalement, les auteurs comparent les paramètres hydrodynamiques obtenus avec ceux renseignés dans la simulation créée initialement (Figure 22a). Cette approche d'inversion hydro-géophysique a été testée pour des simulations réalisées sur différents modèles conceptuels homogènes et hétérogènes avec différentes valeurs de paramètres. Finalement, cette étude a permis de démontrer que la fiabilité des paramètres hydrodynamiques, obtenus par inversion hydro-géophysique, dépendait de la prise en compte de la sensibilité des mesures ERT ainsi que du modèle conceptuel initial (Figure 22a).

Les différentes approches inverses, présentées ci-dessus, font intervenir la loi pétrophysique empirique d'Archie, calibrée dans la plupart des cas en laboratoire, sur des échantillons du milieu investigué. Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, ces lois sont bien adaptées à des milieux homogènes ou tabulaires à faible teneur en argile, comme des sables par exemple. Leur utilisation est néanmoins discutable pour un milieu aussi hétérogène que le déchet (1.4.2.a.)

Dans la littérature, certains auteurs tentent d'inverser les paramètres pétrophysiques (coupled et uncoupled inversion) en utilisant :

- Des méthodes stochastiques pour tenir compte de l'incertitude de différents paramètres [Rojas et al., 2008] ;
- Ou des lois probabilistes pour définir les relations pétrophysiques [Hermans et al., 2015].

D'autres études ont tenté de s'affranchir de l'utilisation de ces lois pétrophysiques dans le milieu déchet. *Gholamifard* [2009] propose de contraindre un modèle hydrodynamique par une comparaison visuelle entre la forme d'infiltration obtenue avec les données ERT et la forme d'infiltration obtenue par simulation hydrodynamique. Cette approche permet ainsi d'estimer une gamme de paramètres hydrodynamiques qui minimisent la différence de formes d'infiltration, en évitant l'utilisation de lois pétrophysiques.

Cependant, nous avons identifié trois principales limites concernant cette méthodologie de contrainte des modèles hydrodynamiques, à savoir :

- La comparaison visuelle des formes d'infiltration repose sur une analyse subjective ;
- La forme de l'infiltration obtenue sur les résultats de l'ERT dépend du choix des paramètres d'inversion ;
- La délimitation de l'infiltration est difficile à réaliser dû à la méthode de régularisation qui a tendance à lisser les résultats de l'inversion (1.4.2.c.).

Ainsi, dans le cadre de cette thèse, il nous a semblé intéressant d'utiliser la forme de l'infiltration extraite des données ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques, sans avoir recours à l'utilisation d'une loi pétrophysique empirique. Par conséquent, il était nécessaire, dans une première étape (Chapitre 4), de fiabiliser l'interprétation des suivis temporels ERT en terme de délimitation des contours de l'infiltration, pour pouvoir utiliser la forme de l'infiltration avec confiance pour contraindre les modèles hydrodynamiques. Des informations supplémentaires provenant du terrain, comme le volume de lixiviat injecté par exemple, peuvent également être utilisées pour contraindre les modèles hydrodynamiques.

En conclusion, ce deuxième chapitre bibliographique nous amène à nous poser les questions suivantes :

- La délimitation de la forme de l'infiltration de lixiviat extraite des données ERT est-elle une information pertinente pour contraindre un modèle hydrodynamique et estimer les paramètres hydrodynamiques afférents ? Comment peut-on l'utiliser ?
- Quelle stratégie de comparaison de formes, entre les résultats de simulation hydrodynamique et les résultats de l'inversion ERT, peut-on adopter pour éviter toute analyse subjective ?
- Peut-on utiliser d'autres données de terrain que la forme de l'infiltration pour contraindre les modèles hydrodynamiques, comme par exemple le volume de lixiviat injecté ou des mesures de teneur en eau in situ ?
- Le comportement hydrodynamique du lixiviat est-il très différent d'un massif de déchets à l'autre ? Peut-on proposer un modèle hydrodynamique avec une gamme de paramètres qui pourrait permettre de prédire les transferts de lixiviat dans les déchets (et ainsi aider au dimensionnement des systèmes d'injection) ?
- Quels sont les avantages et inconvénients des deux modèles hydrodynamiques testés dans le cadre de cette thèse ? Lequel semble le plus adapté à la simulation d'infiltration de lixiviat dans les déchets ?

Ces différentes questions ont été étudiées plus en détail dans les chapitres 5 et 6 afin de proposer une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques par comparaison des formes d'infiltration obtenues avec l'ERT et la modélisation hydrodynamique, dans le but d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

Partie II :
Optimisation des suivis temporels ERT et de
leur interprétation

Influence de la géomembrane PEHD sur les mesures ERT

3.1. Introduction

La synthèse bibliographique a permis de mettre en avant différents facteurs pouvant générer des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées et engendrer ainsi de fausses interprétations des suivis temporels ERT (1.4.1.). Des études antérieures, réalisées au sein de l'équipe MP2 d'Irstea-Antony, ont mis en évidence un autre de ces facteurs dans le cadre de l'application de l'ERT au suivi de réinjection de lixiviat dans les massifs de déchets. En effet, les géomembranes PEHD infiniment résistantes délimitant les casiers peuvent avoir une influence non négligeable sur les mesures de résistivités apparentes si les lignes d'électrodes sont trop proches de cette frontière. *De Carlo et al.* [2013] estiment la valeur de la résistivité d'une géomembrane à $10^6 \Omega.m$. Par conséquent, un fort contraste de résistivité existe entre la géomembrane et les déchets, dont la résistivité est comprise entre 1 et $300 \Omega.m$ d'après l'étude bibliographique (1.1.1.). Cette limite peut donc avoir une influence non négligeable sur les valeurs de résistivités apparentes mesurées sur le terrain. Dans la littérature, la plupart des auteurs positionnent les lignes d'électrodes ERT suffisamment loin de la géomembrane PEHD pour pouvoir considérer cette limite comme infinie et négliger son influence sur les mesures. Néanmoins, les données de suivi temporel ERT, dont nous disposons dans le cadre de cette thèse, proviennent des casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault » pour lesquels les lignes d'électrodes ont été disposées proches de la géomembrane (i.e. 1 m sépare la dernière électrode de la géomembrane). En effet, compte tenu des dimensions et de la configuration des casiers de déchets, il n'était pas possible de respecter une distance suffisamment importante entre la ligne d'électrodes et la géomembrane PEHD, pour pouvoir considérer des conditions aux limites infinies. Or, si les outils classiques d'inversion des données ERT sont utilisés dans leur condition

standard d'utilisation, c'est-à-dire considérant des conditions aux limites infinies, ils vont probablement générer des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées en raison du fort contraste de résistivité entre la géomembrane et le déchet. En effet, les conditions aux limites infinies requises par les outils d'inversion ne sont pas satisfaites sur notre site d'étude. Par conséquent, une première étape dans ce travail de thèse a été de proposer une solution pour pouvoir limiter la présence d'artéfacts dans les résultats d'inversion des données de suivi temporel ERT de la SAS « Les Champs-Jouault » et ainsi éviter de fausses interprétations dans la suite de la thèse.

De plus, il nous a également semblé intéressant dans ce chapitre de déterminer la distance minimale requise entre la ligne d'électrodes et la géomembrane, pour que les mesures de résistivités apparentes ne soient pas influencées par cette limite. En effet, pour de futurs suivis temporels ERT sur site, il est préférable de ne pas générer d'erreurs dans les mesures de résistivités apparentes pouvant engendrer par la suite des artéfacts dans les résultats de l'inversion.

Par conséquent, les deux principaux objectifs de ce chapitre sont :

- de déterminer la distance minimale à laquelle doit se trouver la ligne d'électrodes par rapport à la géomembrane, pour que les mesures de résistivités apparentes ne soient pas impactées, permettant ainsi de satisfaire les conditions aux limites infinies requises par les outils classiques d'inversion et d'éviter la présence d'artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées. Cette distance est fonction de la position de la ligne d'électrodes par rapport à la géomembrane, de son orientation et sa longueur ainsi que du dispositif géophysique employé et doit donc être évaluée en fonction de ces différents paramètres ;
- de prouver l'existence d'artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées lorsque cette distance minimale ne peut être respectée, comme c'est le cas sur le site industriel de la SAS « Les Champs-jouault » et de proposer une solution pour limiter ces artéfacts dans les résultats de l'inversion.

Cette étude était donc nécessaire afin de fiabiliser l'interprétation des données ERT de la SAS « Les Champs-Jouault » majoritairement utilisées dans cette thèse et de pouvoir les utiliser par la suite avec confiance, dans le but d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

3.2. Article

Pour répondre à ces deux objectifs, une première étude a été menée dont les résultats ont fait l'objet d'une publication dans le journal « Waste Management » :

Audebert, M., R. Clément, J. Grossin-Debattista, T. Günther, N. Touze-Foltz, and S. Moreau (2014), Influence of the geomembrane on time-lapse ERT measurements for leachate injection monitoring, *Waste Manage.*, 34(4), 780-790.

Influence of the geomembrane on time-lapse ERT measurements for leachate injection monitoring

M. Audebert^a; R. Clément^a; J. Grossin-Debattista^a; T. Günther^b; N. Touze-Foltz^a; S. Moreau^a

^aNational 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

^bLeibniz Institute for Applied Geophysics (LIAG), Stilleweg 2, D-30655 Hannover, Germany

Corresponding author: marine.audebert@irstea.fr

Co-authors: remi.clement@irstea.fr, j.grossin-debattista@irstea.fr, thomas.guenther@liag-hannover.de, nathalie.touze@irstea.fr, sylvain.moreau@irstea.fr

Abstract

Leachate recirculation is a key process in the operation of municipal waste landfills as bioreactors. To quantify the water content and to evaluate the leachate injection system, in-situ methods are required to obtain spatially distributed information, usually electrical resistivity tomography (ERT). However, this method can present false variations in the observations due to several parameters. This study investigates the impact of the geomembrane on ERT measurements. Indeed, the geomembrane tends to be ignored in the inversion process in most previously conducted studies. The presence of the geomembrane can change the boundary conditions of the inversion models, which have classically infinite boundary conditions. Using a numerical modelling approach, the authors demonstrate that a minimum distance is required between the electrode line and the geomembrane to satisfy the good conditions of use of the classical inversion tools. This distance is a function of the electrode line length (i.e. of the unit electrode spacing) used, the array type and the orientation of the electrode line. Moreover, this study shows that if this criterion on the minimum distance is not satisfied, it is possible to significantly improve the inversion process by introducing the complex geometry and the geomembrane location into the inversion tools. These results are finally validated on a field data set gathered on a small municipal solid waste landfill cell where this minimum distance criterion cannot be satisfied.

Keywords

ERT, geomembrane, landfill, leachate, monitoring, resistivity

1. Introduction

Over the last 30 years, waste production has constantly increased in France. Of the total amount of waste collected, approximately 25% is deposited in municipal solid waste landfills (MSWL) [Ademe, 2012].

To improve MSWL management, the bioreactor concept was developed 15 years ago. This concept is based on the optimization of the water content distribution in the waste mass, which enhances waste biodegradation. It involves leachate recirculation, which consists in collecting leachate in the drainage system on top of the bottom composite liner and reinjecting it underneath the landfill cover.

Using landfills as bioreactors has many advantages: (i) the biogas production and thus the energy production increases, (ii) the decomposition of waste is enhanced, shortening the post-exploitation period and thereby reducing the overall cost [M. A. Barlaz and Reinhart, 2004; Imhoff et al., 2007] and (iii) the leachate treatment cost is reduced. Indeed, the volume of leachate to be treated decreases since a part of the leachate is retained by the waste [Warith, 2002].

However, controlling the quantity and diffusion of injected leachate through a leachate injection system in order to optimise the water content distribution into the waste body remains a challenge. Given that liquid flow exhibits complex behaviour in heterogeneous porous media, in-situ monitoring methods need to be used.

Current knowledge of the water content distribution in bioreactors is limited. Various methods can be used to assess the waste water content such as gravimetric methods, time domain reflectometry (TDR) probes, among which neutron probes [Imhoff et al., 2007; Kumar et al., 2009] and the frequency domain electromagnetic (FDEM) method (using the EM31 device for example). Each method presents advantages and disadvantages. Many studies have shown that electrical resistivity tomography (ERT) can be a suitable method to study electrical resistivity distributions (2D or 3D) on a large scale (10-100 m wide and up to 40 m deep) [Bernstone et al., 2000; Binley et al., 2002a; Binley et al., 2002b; Buselli and Lu, 2001; Day-Lewis et al., 2003; De Carlo et al., 2013; Depountis et al., 2005; Descloitres et al., 2008b]. This non-destructive method is becoming a common tool to study recirculation experiments in bioreactors [Clément et al., 2011a; Depountis et al., 2005; Grellier et al.,

2008; Guérin *et al.*, 2004b; Mondelli *et al.*, 2007; Moreau *et al.*, 2003; Morris *et al.*, 2003; Olofsson *et al.*, 2006; Rosqvist *et al.*, 2003]. During the recirculation process, if a leachate content variation or a gas migration creates electrical resistivity variations, ERT using a time-lapse approach can be employed. Time-lapse monitoring repeats the same ERT measurement several times in the same place [Loke, 1999], namely, before, during and after the leachate recirculation process studied.

Time-lapse monitoring is useful because water content variations or gas migrations can be considered the most influent parameters on electrical resistivity variation at the field scale, if the temperature and the compaction can be considered constant during the recirculation process and if the electrode position and the ERT sequence used remain the same. In most cases, according to the hypotheses cited above, an increase in electrical resistivity can indicate water loss such as evaporation (or a potential gas increase) and a decrease in electrical resistivity indicates infiltration. The leachate injection process involves an increase in the water content and a corresponding decrease in resistivity [Guérin *et al.*, 2004b; Moreau *et al.*, 2003].

However, several recent studies have also shown that some time-lapse surveys are not easy to interpret. They show unexpected variations of interpreted resistivity [Descloitres *et al.*, 2008b; Guérin *et al.*, 2004a; Jolly *et al.*, 2007; Moreau *et al.*, 2003]. Several explanations could be provided to explain those ambiguous results. They could be the result of: (i) the geophysical array used, (ii) regularized least-squares inversion, which produces a smooth reconstructed image and (iii) the choice of several inversion parameters. In their study, Clément *et al.* [2010] show that artefacts (i.e. unexpected increases or decreases in interpreted resistivity) can be obtained with time-lapse ERT inversion. A classical numerical methodology was applied, which allowed the authors to test different geophysical arrays and inversion options in order to propose solutions for reducing artefacts.

This paper focuses on the use of ERT to study leachate recirculation in bioreactors and more particularly on another possible sources of error generating artefacts in interpreted resistivity models: the presence of geomembranes. Indeed, to reduce their environmental impact, bioreactors are, according to most regulations, lined by a composite liner which includes geomembranes in most cases made of high density polyethylene (HDPE). HDPE geomembranes are very highly resistive, with resistivity values of about $10^6 \Omega.m$ [De Carlo *et al.*, 2013], whereas the resistivity of the waste mass ranges between 5 and $300 \Omega.m$ [Clément *et al.*, 2010; Genelle *et al.*, 2012; Guérin *et al.*, 2004a; Moreau *et al.*, 2003]. This boundary corresponding to a high resistivity contrast between the geomembrane and the waste body prevents the electrical current from flowing through the geomembrane. To the knowledge of the authors, none of the previous studies took this boundary into account. It was located far enough from the electrode lines to be considered as an infinite boundary. However, in the case where electrodes are close to the geomembrane, the MSWL cell

corresponds to a closed geometry where electrical current lines are deflected by the finite boundary condition linked to the presence of the geomembranes and thereby apparent resistivity values are impacted.

In these configurations, classical inversion tools are not adapted and cannot be used. Indeed, inversion software such as RES2DINV [Loke *et al.*, 2003] and DC2DInvRes [Günther, 2004] consider infinite boundary conditions around the interpreted resistivity model. In the case of small MSWL cells where the electrode line is close to the geomembrane, these conditions may not be satisfied because they involve interpreted resistivity models plagued by artefacts.

The aim of this paper is to show the impact of the geomembrane on ERT measurements and on inversion results. This study was divided into two parts. First, we investigate the impact of the resistive geomembranes on apparent resistivities by changing the boundary conditions of the resistivity model. In order to use classical inversion tools and to satisfy their good conditions of use, we assessed the minimum distance (noted $d_{\min}$) between the electrode line and the geomembrane for which apparent resistivities are not affected. Second, when classical inversion tools (for a distance less than $d_{\min}$) could not be used, an advanced inversion solution was experimented. We evaluated the reliability of the advanced procedure inverting a field data set in order to take into account noise and error measurement generally recorded in the field.

2. Material and methods

2.1. General methodology

To investigate the geomembrane impact and to propose solutions to improve electrical resistivity measurements, a classical numerical methodology was used [Yang, 2005]. This methodology is a four-step methodology. First, 3D true resistivity models were designed taking into account the complete geometry of the MSWL cell by integrating the geomembrane location (as a finite or infinite boundary condition). Second, synthetic apparent resistivity data sets were computed using a forward calculation Matlab script called F3DM (Forward 3D Modelling) combined with Comsol Multiphysics [Clément *et al.*, 2011b]. Third, these apparent resistivity data sets obtained for true resistivity models were analysed to demonstrate the impact of the geomembrane and to assess d_{min} . Fourth, if the distance between the electrode line and the geomembrane is lower than d_{min} and classical inversion tools could not be used, we proposed an advanced time-lapse inversion solution performed with BERT [Günther *et al.*, 2006]. This solution consists in integrating the complete geometry of the MSWL cell into the inversion process. We demonstrate on a field data set that standard inversion produces false electrical resistivity variations and that an advanced inversion solution improves the results. The various steps are described in Sections 2.2-2.5.

2.2. Synthetic MSWL cell models: geometry and resistivity distribution

Two groups of synthetic resistivity models were designed. The first model group (Fig. 1) aims at showing the impact of the geomembrane location (sides and bottom) as a function of the electrode line position (Fig. 1a) used for ERT forward calculation and presented in Section 2.3.3. The real challenge of these models stems from the complete geometry design of a MSWL cell, where we change the distance between the electrode lines and the geomembrane. To evaluate the impact of the geomembrane independently on the sides and bottom, we created two subgroups of models, called LGP and BGP models in Fig. 1 (lateral geomembrane position and bottom geomembrane position models), with a true homogenous resistivity ρ_m of 20 $\Omega.m$, which is an average value of waste resistivity chosen from the literature [Clément *et al.*, 2011a; Moreau *et al.*, 2003].

LGP models (Fig. 1b) have boundary conditions defined as finite for the lateral right side and infinite for the other sides (with the addition of blue blocks defined as “infinite elements” with Comsol Multiphysics 4.3; Fig. 1b).

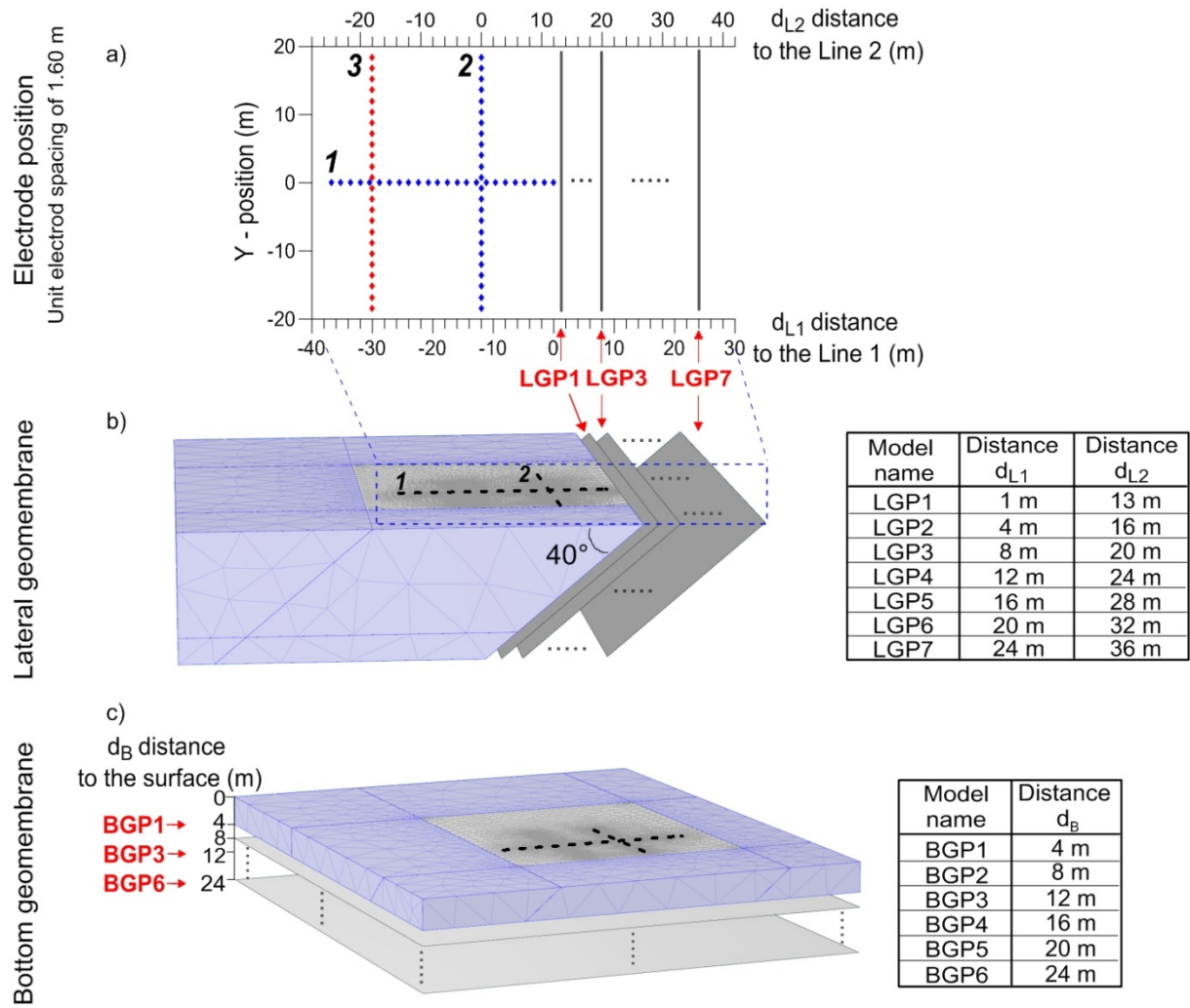


Fig. 1: (a) Electrode position, (b) 3D synthetic MSLW cell models with different lateral geomembrane positions (LGP1 to LGP7) and (c) 3D synthetic MSLW cell models with different bottom geomembrane positions (BGP1 to BGP6).

The slope of the lateral geomembrane is equal to 40° . The LGP model subgroup is composed of seven models (LGP1 to LGP7) where the distance between the first electrode of electrode line 1 and the lateral geomembrane position, noted d_{L1} , varies from 1 m to 24 m. Given that line 2 crosses line 1 at 12 m (Fig. 1a), the corresponding distance between the lateral geomembrane and line 2, noted d_{L2} , varies from 13 m to 36 m.

The BGP models (Fig. 1c) have boundary conditions that are considered finite for the bottom and infinite for the other sides. The BGP model subgroup is composed of six models (BGP1 to BGP6) where the distance between the bottom and the surface, noted d_B , varies from 4 m to 24 m.

The second model group (Fig. 2) allows us to investigate the fact that classical inversion tools should not be used if the criterion on d_{min} is not verified and to propose an advanced inversion solution for this typical case. Four models were designed. In Fig. 2a, the two initial homogeneous models, LGP1 and LGP7 (with a true resistivity of the medium ρ_m of $20 \Omega.m$), correspond to models designed

previously with finite boundary conditions for the whole MSWL cell (i.e. taking into account the impact of each side of the MSWL cell). For the two final heterogeneous models, LGP1 and LGP7 (Fig. 2b), a conductive sphere of $2 \Omega.m$ was added to the previous homogeneous models (Fig. 2a) to simulate leachate infiltration. The centre of this sphere is located 1 m under the intersection between electrode lines 1 and 2. As for the first model group presented in Fig. 1, the initial and final LGP1 models correspond to a d_{L1} distance of 1 m (i.e. a d_{L2} distance of 13 m) and initial and final LGP7 models to a d_{L1} distance of 24 m (i.e. a d_{L2} distance of 36 m). In these models d_B equals 24 m.

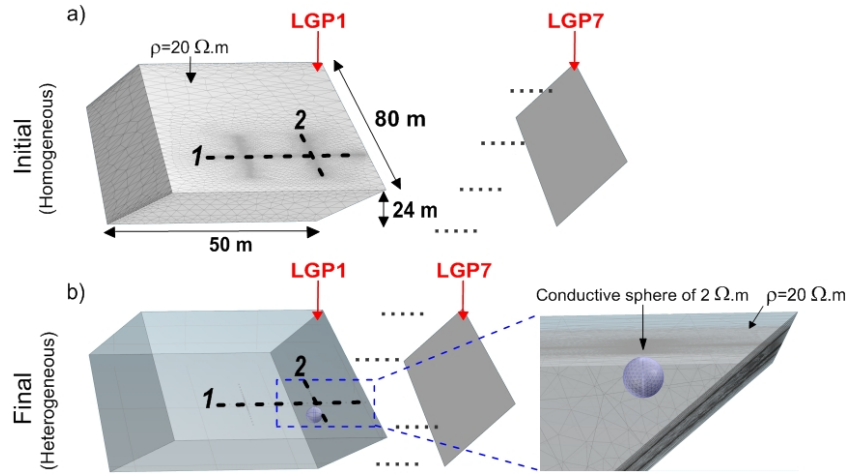


Fig. 2: (a) LGP1 and LGP7 initial homogeneous models and (b) LGP1 and LGP7 final models with an added conductive sphere.

2.3. Forward calculation

2.3.1. ERT method description

The ERT method is described in the geophysics literature [Dahlin, 2001; Telford et al., 1990]. The apparent resistivity, ρ_a (in $\Omega.m$), is assessed from a quadrupole composed of two current electrodes (I the injection current in A) and two potential electrodes (ΔV_{MN} the potential difference in V). The electrode positions are taken into account in Equation (1) with the geometric factor, K (in m):

$$\rho_a = \frac{K \Delta V_{MN}}{I} \quad (1)$$

For a homogeneous medium, apparent resistivity values ρ_a correspond to the true resistivity of the medium ρ_m , which is not the case for a heterogeneous medium. A multielectrode array can provide a large number of apparent resistivity measurements, which corresponds to multiple geometric quadrupole combinations. These data are conventionally presented as an apparent resistivity image, known as a pseudo-section (in 2D). This conventional pseudo-section represents measured data taking into account a volume of soil and therefore is not a cross section whose vertical axis corresponds to depth. This axis corresponds to a level of data acquisition points. The interpretation

of these pseudo-sections is based on the inversion process, which allows us to obtain a distribution of interpreted resistivity.

2.3.2. Forward modelling procedure

To estimate the apparent resistivity on a complex geometry (Fig. 1 and 2), the classical forward modelling tools cannot be used. We chose to use Comsol Multiphysics, which is commonly used in geophysics modelling [Bauer-Gottwein *et al.*, 2010; Braun and Yaramanci, 2008; Clément *et al.*, 2011b] and which presents a number of advantages. Electric field distribution can be modelled on a full 3D complete geometry using the AC/DC module (quasi-stationary electromagnetic field with the electromagnetic field theory) to evaluate the potential difference ΔV_{MN} induced by the injected current I .

The geometry design (i.e. the MSWL cell) is very challenging in this study. Our synthetic models presented above (Fig. 1 and 2) were designed using Comsol computer aided design (CAD) and the finite element modelling (FEM) mesh generator. It is possible to adjust model resistivity and the electrical conditions at the boundaries (Fig. 1). To investigate the geomembrane impact, we selected finite boundary conditions corresponding to the geomembrane and infinite boundary conditions required by classical ERT inversion tools. To simulate the current injection with Comsol Multiphysics, intensity I of 1 A was injected into the two current electrodes, with the 3D model designed. At the end of the simulation, the potential difference ΔV_{MN} between the two potential electrodes are computed. Finally, the geometric factor K (for a homogenous medium) and apparent resistivity can be estimated for each quadrupole using Equation (1). To estimate the electric potential automatically according to the intensity I for a quadrupole sequence, we used Comsol with Matlab and the F3DM (Forward 3D Modelling) Matlab script [Clément *et al.*, 2011b]. A Gaussian noise distribution with a 3% maximum relative error was added to the apparent resistivity data sets to simulate noise generally recorded in the field.

2.3.3. Array types and electrode position

For the first part of this paper proving the geomembrane impact and assessing d_{min} , two 24-electrode lines were located at the surface (Fig. 1a). Line 1 is oriented perpendicular to the lateral MSWL cell side. Line 2 crosses line 1 perpendicularly at 12 m. For the second part (Section 3.2.) proposing an advanced inversion solution and validating it on a field data set, a third line (line 3 in red; Fig. 1a) was added parallel to line 2 crossing line 1 at 30 m. It improves the sensitivity of the ERT measurements by enhancing the number of acquisition points in the 3D sequence. Each electrode line presents a

unit electrode spacing of 1.60 m and a total length, noted L, of 36.80 m. This configuration of the electrode lines corresponds to the field application described later in Section 3.2.2.

One sequence of 725 quadrupoles is applied on each electrode line. Each geophysical array used in this sequence is presented in Fig. 3. This sequence is composed of 84 dipole-dipole quadrupoles (Fig. 3a) (with the unit electrode spacing a varying from 1.60 m to 11.20 m and $n=1$), 207 Wenner-Schlumberger quadrupoles (Fig. 3b) (with a varying from 1.60 m to 9.60 m and n from 1 to 3) and 434 gradient forward and reverse quadrupoles (Fig. 3c) (with a varying from 1.60 m to 11.20 m).

We choose the dipole-dipole array, because it is more sensitive to the lateral variation of resistivity and the Wenner-Schlumberger array due to its sensitivity to the vertical variations of resistivity. The sensitivity and limits of each array were studied by several authors [Athanasidou et al., 2007; Clément et al., 2010; Dahlin and Zhou, 2004]. The gradient array makes it possible to add acquisition points in the sequence and to increase the depth of investigation. Moreover, the acquisition time can be optimized using the multichannel technique, which consists in injecting current into the current electrodes and measuring up to ten potential differences between potential electrodes.

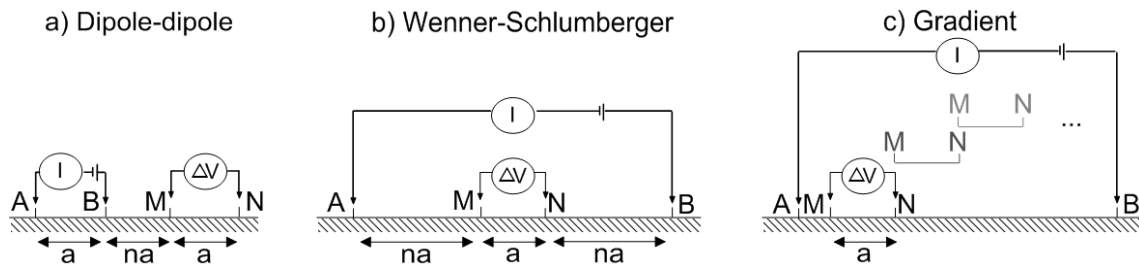


Fig. 3: Geophysical arrays tested: (a) dipole-dipole, (b) Wenner-Schlumberger and (c) gradient forward and reverse.

2.4. Apparent resistivity analyses

To study the geomembrane impact, apparent resistivity values ρ_a are assessed on a model with finite boundary conditions (Fig. 1). Equation (1) was used and can be written:

$$\rho_a = \frac{K \Delta V_{MN \text{ finite}}}{I} \quad (2)$$

where K is considered and calculated for an infinite half-space whereas $\Delta V_{MN \text{ finite}}$ is the potential difference computed on this model with finite boundary conditions (Fig. 1). For the true resistivity of the medium ρ_m chosen homogeneous and equal to 20 $\Omega \cdot m$ in this paper, Equation (1) can be written:

$$\rho_a = \frac{K \Delta V_{MN \text{ infinite}}}{I} \quad (3)$$

where K is also calculated for an infinite half-space and $\Delta V_{MN \text{ infinite}}$ is the potential difference computed for a model with infinite boundary conditions.

To study the geomembrane impact, ρ_a was compared with ρ_m according to Equation (4):

$$\Delta\rho_a = \left(\frac{\rho_a}{\rho_m} - 1 \right) \cdot 100(\%) \quad (4)$$

where $\Delta\rho_a$ is the variation rate of apparent resistivity. Equation (4) can be simplified with Equation (2) and (3):

$$\Delta\rho_a = \left(\frac{\Delta V_{MN \text{ finite}}}{\Delta V_{MN \text{ infinite}}} - 1 \right) \cdot 100(\%) \quad (5)$$

Therefore, the $\Delta\rho_a$ assessment depends only on the potential difference computed for each configuration (finite and infinite) and does not depend on the true resistivity value chosen into the model.

We assume that a result is affected by the geomembrane location for $|\Delta\rho_a|$ data greater than 5%, corresponding to the effects on measurement error generally recorded in the field. First, to show the lateral geomembrane impact, pseudo-sections of $\Delta\rho_a$ computed for each geophysical array (Fig. 3) and the LGP models (Fig. 1b) are presented in Fig. 4 and commented in Section 3.1.1.

Second, to assess $d_{\min}$, we computed a percentage of affected quadrupoles (PAQ) for each distance between the geomembrane and the electrode line, noted d_{L1} , d_{L2} and d_B (i.e. for each model presented in Fig. 1b and c), according to Equation (6):

$$\Delta\rho_a = \left(\frac{n_{aq}}{n_{tot}} \right) \cdot 100(\%) \quad (6)$$

where n_{aq} is the number of affected quadrupoles (i.e. corresponding to $|\Delta\rho_a|$ data greater than 5%) and n_{tot} is the total number of quadrupoles of the corresponding sequence. PAQ values are proportional to the distance between the geomembrane and the electrode line. Consequently, linear regression assesses $d_{\min}$ corresponding to the distance where PAQ is equal to zero (Fig. 5). The values of PAQ equal to zero are not taken into account to perform this linear regression. PAQ values are computed for each geophysical array (dipole-dipole, Wenner-Schlumberger and gradient), electrode-line orientation (perpendicular and parallel), for the lateral and bottom geomembrane in order to assess $d_{\min}$ for all these configurations and for three electrode-line lengths L (Fig. 5 and 6 commented in Section 3.1).

2.5. Standard and advanced time-lapse inversion

The inversion procedure consists in reconstructing the resistivity model from the apparent resistivity data set. In this paper, the apparent resistivity data sets were inverted using a “set as reference” time-lapse procedure which was used on previous studies of bioreactors with ERT time-lapse

monitoring [Clément *et al.*, 2011a; Clément *et al.*, 2010]. For this time-lapse inversion procedure, the initial data sets (i.e. computed on LGP1 and LGP7 initial models; Fig. 2a) are classically inverted and the corresponding interpreted resistivity models are set as the reference model and as the starting solution for the inversion of the final data sets (i.e. computed on LGP1 and LGP7 final models; Fig. 2b). This procedure is common for most time-lapse surveys, as proposed by Loke [1999], Day-Lewis *et al.* [2003] and Vesnaver *et al.* [2003]. To perform 3D time-lapse inversions, BERT [Günther *et al.*, 2006] was used with the following parameters: a Gauss–Newton minimisation with isotropic smoothness constraints (no preferential direction), an option to recalculate the Jacobian matrix each iteration and the “blocky model” option to yield sharp changes. Moreover, the value of the regularisation parameter λ has an influence on the interpreted resistivity models. Small values of λ will produce a highly structured model with huge parameter contrasts and large values of λ will provide smooth resistivity models [Günther, 2004]. In this study, λ was chosen equal to 30 corresponding to the value which minimises the fit criterion. The inversion mesh was refined around the electrodes and the maximum cell size was 4 m³.

In this paper, the variation of interpreted resistivity is expressed as a percentage of the interpreted resistivity variation change $\Delta\rho$. If the resistivity decreases (respectively increases), the percentage change is negative (respectively positive), according to Equation (7):

$$\Delta\rho = \left(\frac{\rho_f}{\rho_i} - 1 \right) \cdot 100(\%) \quad (7)$$

where ρ_f and ρ_i (in $\Omega\cdot\text{m}$) are the resistivity of the final and initial interpreted resistivity models, respectively.

In this study, two time-lapse inversion procedures were performed with BERT. The first one corresponds to a standard time-lapse inversion which considers infinite boundary conditions around the resistivity model (considered by most of the classical inversion tools). The second procedure corresponds to the advanced time-lapse inversion solution allowing us to improve inversion results if the condition on the minimum distance between the electrode line and the geomembrane is not verified and consequently the boundaries cannot be considered infinite. The MSWL cell geometry with finite boundary conditions for each side designed with Comsol Multiphysics (Fig. 2a) was converted into BERT format and introduced into this tool. Consequently, apparent resistivity data sets are inverted on a 3D closed geometry with finite boundary conditions. This allows us to take into account the geomembrane into the inversion process.

3. Results and discussion

3.1. Geomembrane impact and assessment of the minimum distance

3.1.1. Lateral geomembrane impact

To give a preliminary overview of the lateral geomembrane impact, we chose to present various pseudo-sections of $\Delta\rho_a$ (Fig. 4) computed on the LGP models (Fig. 1b) for the perpendicular electrode line 1 (Fig. 1a). Indeed, the lateral geomembrane influence can be more easily observed for the perpendicular electrode line 1 (where apparent resistivity values located close to the geomembrane are more impacted) than for the parallel electrode line 2 (where all electrodes are located at the same distance of the geomembrane and consequently the totality of the whole pseudo-section is impacted in the same way). We selected nine pseudo-sections (Fig. 4) corresponding to each geophysical array (dipole-dipole, Wenner-Schlumberger and gradient) and three characteristic LGP models: LGP1, LGP3 and LGP7 (Fig. 1b). The choice of these specific models is based on the fact that a d_{L1} distance of 1 m (LGP1 pseudo-sections; Fig. 4a) proves the impact of the lateral geomembrane with high $\Delta\rho_a$ variations in this area, with a d_{L1} distance of 8 m (LGP3 pseudo-sections; Fig. 4b) we show that with a higher d_{L1} distance, apparent resistivity values are less impacted; and finally, with a d_{L1} distance of 24 m (LGP7 pseudo-sections; Fig. 4c), we demonstrate that with a significant d_{L1} distance, the lateral geomembrane no longer impacts apparent resistivity measurements.

On the LGP1 and LGP3 pseudo-sections (Fig. 4a and b), the dipole-dipole pseudo-sections present a decrease in resistivity ($\Delta\rho_a$ negative) within the range -20 and -40% close to the lateral geomembrane, whereas the Wenner-Schlumberger and the gradient (forward and reverse) pseudo-sections present an increase in resistivity ($\Delta\rho_a$ positive) ranging between $+20$ and $+40\%$ in the same area. This difference can be explained by computing sensitivity. Indeed, a resistive anomaly located in a negative sensitivity (respectively positive) area leads to a decrease in resistivity (respectively an increase) [Telford *et al.*, 1990]. The sensitivity computation [Dahlin and Zhou, 2004; Günther, 2004] shows that the geomembrane is located in a negative sensitivity area for a dipole-dipole array and in a positive sensitivity area for a Wenner-Schlumberger array, which explains the results. These pseudo-sections allowed us to show and to prove that the lateral geomembrane impacts the apparent resistivity measurements. The second aim of this part corresponds to the assessment of the minimum distance d_{min} in the electrode configuration (Fig. 1a). It allows us to explain the methodology for the assessment of d_{min} used in Section 3.1.3 (corresponding to the generalization of d_{min} for different electrode line lengths L).

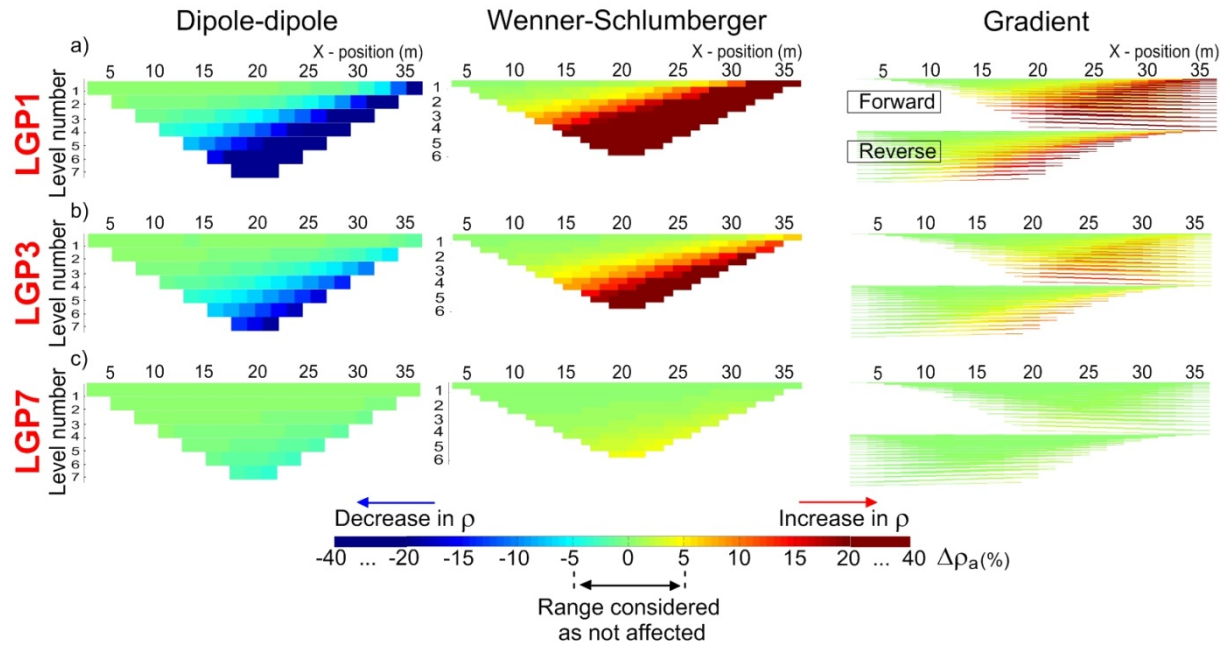


Fig. 4: Pseudo-sections of resistivity change $\Delta\rho_a$ for the three geophysical arrays tested and computed for perpendicular electrode line 1 on: (a) the LGP1 model, (b) the LGP3 model and (c) the LGP7 model (see Fig. 1).

The approach presented in Section 2.4 was used. Six graphs (Fig. 5a) present the PAQ as a function of the distance between the geomembrane and the corresponding electrode line, noted d_{L1} and d_{L2} , (i.e. for each LGP model; Fig. 1b) and for each geophysical array (Fig. 3). On these graphs (Fig. 5a), the PAQ decreases linearly with the increase in d_{L1} and d_{L2} distance. Thus, a linear regression allows us to assess d_{min} which corresponds to the distance where the PAQ is equal to zero. For each graph the regression coefficient R^2 is between 0.99 and 1. The d_{min} values assessed by this approach for perpendicular electrode line 1 are: (i) 20 m for the dipole-dipole array, (ii) 14 m for the Wenner-Schlumberger array and (iii) 24 m for the gradient array.

For the parallel electrode line 2, d_{min} is equal to: (i) 17 m for the dipole-dipole array, (ii) 27 m for the Wenner-Schlumberger array and (iii) 35 m for the gradient array. According to these results for the two electrode line orientations (Fig. 5a), the gradient array is more affected by the geomembrane than the two other arrays. Moreover, for the Wenner-Schlumberger and gradient arrays, d_{min} is higher for line 2 than for line 1, i.e. the measurements are more impacted by the lateral geomembrane with a parallel line than with a perpendicular line for these two arrays. Inversely, for a dipole-dipole array, measurements are more impacted with a perpendicular line than with a parallel line. This first study proved that there is a non-negligible impact of the lateral geomembrane on the apparent resistivities measured and allowed us to estimate the minimum distance d_{min} for the lateral geomembrane and for the electrode configuration studied (Fig. 1a) with an electrode line length L equal to 36.80 m.

3.1.2. Bottom geomembrane impact

The aim of this part is to investigate the bottom geomembrane impact and to assess $d_{\min}$ for this MSWL cell side and the electrode line configuration (Fig. 1a). The same methodology as in Section 3.1.1 was adopted. Thus, to assess $d_{\min}$, three graphs (Fig. 5b) represent PAQ as a function of the distance d_b (i.e. for each BGP model; Fig. 1c) and for each geophysical array. The influence of the bottom on measurements does not depend on the electrode line orientation. Thus, only graphs for line 1 are presented in Fig. 5b.

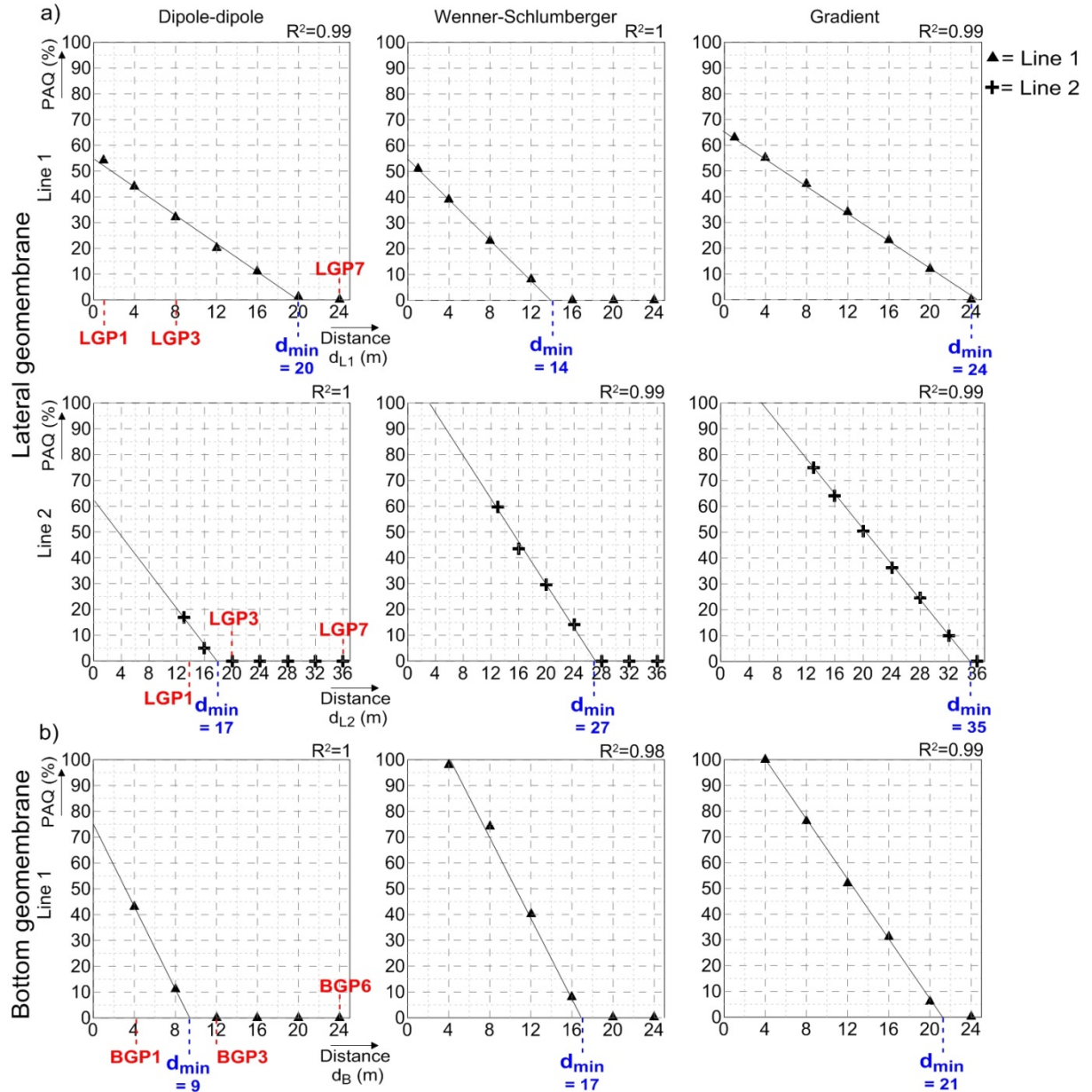


Fig. 5: Percentage of affected quadrupoles (PAQ) as a function of the distance between the geomembrane and the electrode line for the three geophysical arrays tested and for: (a) the lateral geomembrane with a distinction between a perpendicular (Line 1) and a parallel (Line 2) electrode line and (b) the bottom geomembrane.

On the three graphs (Fig. 5b), $d_{\min}$ decreases linearly (R^2 is ranged between 0.98 and 1) with the increase in d_B . Thus, $d_{\min}$ was assessed in the same way as previously and we obtained the following results: (i) 9 m for a dipole-dipole array, (ii) 17 m for a Wenner-Schlumberger array and (iii) 21 m for a gradient array. As previously, the gradient array undergoes a greater impact by the bottom geomembrane than the two other arrays.

As in Section 3.1.1, these distances assessed for the bottom geomembrane are only valid for our electrode line configuration with 24 electrodes, a length L of 36.80 m and a unit electrode spacing of 1.60 m and cannot be used as a reference by future ERT users with a different electrode line configuration. However, these results will be used in Section 3.2 for time-lapse inversion with our electrode line configuration.

3.1.3. Generalisation of the distance rules between the geomembrane and the electrode line

The aim of this part is to assess this minimum distance $d_{\min}$ required as a function of the electrode line length L . It will allow future ERT users to assess the minimum distance required for their own field configuration in order to satisfy the good conditions of use of the classical inversion tools.

The methodology described in Section 2.4 and used in Sections 3.1.1 and 3.1.2 was adopted and allowed us to estimate $d_{\min}$ for three electrode line lengths L (i.e. three unit electrode spacings a), each geophysical array, electrode line orientation and MSWL cell side considered. Therefore, three subgroups of LGP and BGP models were designed with three electrode line lengths L : (i) 36.80 m (corresponding to the LGP and BGP models with $a=1.60$ m presented Fig. 1b and c), (ii) 73.60 m (i.e. $a=3.20$ m) and (iii) 110.40 m (i.e. $a=4.80$ m). Each graph in Fig. 6a presents $d_{\min}$ as a function of L for each configuration. For the lateral geomembrane, the two electrode line orientations are represented on the same graphs and symbolized by triangles for perpendicular line 1 and crosses for parallel line 2. These graphs (Fig. 6a) show that $d_{\min}$ increases linearly with L . Thus, a linear regression (with R^2 ranged between 0.98 and 1) gives an equation linking $d_{\min}$ and L for each configuration, given in table Fig. 6b. The coefficients of these equations are always lower than 1. Thus, it demonstrates that the minimum distance required does not exceed one electrode line length L . Moreover, the coefficient for a gradient array is always higher than for the two other arrays. As previously, the gradient is the most impacted array.

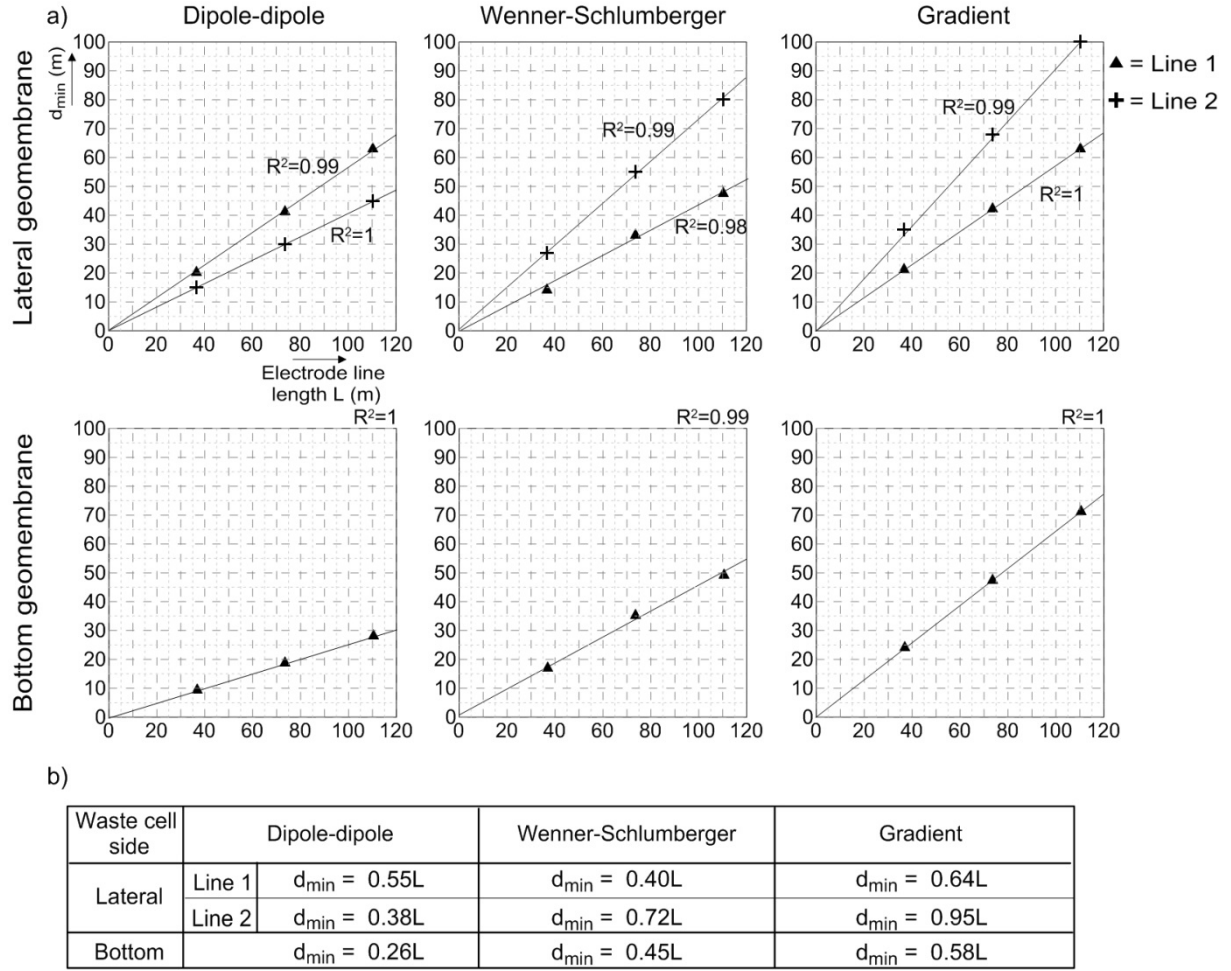


Fig. 6: (a) Minimum distance $d_{\min}$ as a function of the electrode line length L for the three geophysical arrays and the two MSWL cell sides considered and (b) corresponding equations linking $d_{\min}$ and the electrode line length L .

To determine the minimum distance required for their own configuration, future ERT users will have to choose the linear equation (Fig. 6b) corresponding to their study and assess $d_{\min}$ as a function of the electrode line length used.

3.2. Standard and advanced time-lapse inversion

3.2.1. Time-lapse inversion of synthetic data sets

This part corresponds to the second objective of this paper and presents the need to account for the geomembrane location into the inversion process if the condition on the distance $d_{\min}$ cannot be satisfied due to the geometry of the medium investigated.

To facilitate the presentation of 3D interpreted resistivity models (Fig. 7), this study presents a selected cross section located under electrode line 1 and interpolated with the kriging method. The

red rectangles in Fig. 7 present the slices applied to 3D inversion results. The results are similar for the other orientations.

For this part, the three electrode lines (Fig. 1a) and the sequence presented in Section 2.3.3 are used (i.e. the three arrays are inverted together).

Given the results obtained in Section 3.1.1, Fig. 7 presents the inversion results for initial and final LGP1 and LGP7 models (presented in Section 2.2; Fig. 2) corresponding, respectively, to a d_{L1} distance of 1 m and 24 m. Indeed, for a d_{L1} distance of 1 m we can consider finite boundary conditions and, with a d_{L1} distance of 24 m, the criterion on the minimum distance required by the classical inversion tools (assessed in Section 3.1.1; Fig. 5a) is satisfied.

The synthetic data sets were inverted using a time-lapse approach (Section 2.5). Thus, LGP1 and LGP7 initial models (Fig. 7) present interpreted resistivity ($\Omega.m$), whereas LGP1 and LGP7 final models present a percentage change of resistivity $\Delta\rho$ (%).

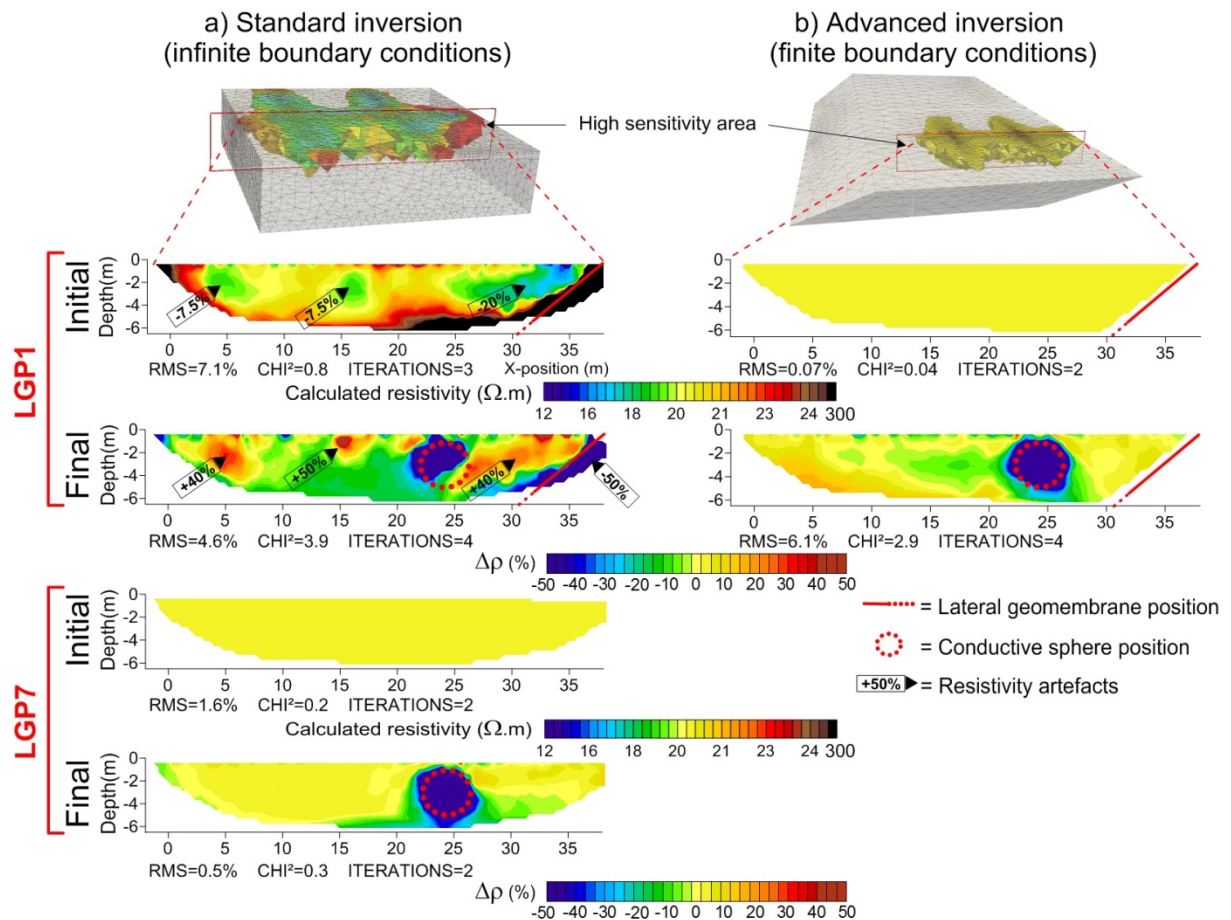


Fig. 7: Time-lapse inversion cross sections of LGP1 and LGP7 initial and final models (Fig. 2): (a) standard inversion without the delimited geometry (infinite boundary conditions) and (b) advanced inversion with the delimited geometry (finite boundary conditions).

Figure 7a corresponds to a standard inversion with infinite boundary conditions. The LGP1 initial cross section shows unexpected resistivity variations in the range of 12-300 $\Omega.m$. On the lateral right

side close to the geomembrane (symbolized by a red line in Fig. 7a), the interpreted resistivity increases up to 300 $\Omega\cdot\text{m}$. An area of decreasing resistivity of -20% (with a reference of 20 $\Omega\cdot\text{m}$. corresponding to the true homogeneous resistivity of the medium ρ_m) is also observed on the left side of the geomembrane. Two other areas on the left of the profile and symbolized by a black arrow, present an interpreted resistivity of about 18.5 $\Omega\cdot\text{m}$ corresponding to a decrease of -7.5%.

In Fig. 7, the sphere location in the true final resistivity models (presented in Fig. 2b) is represented on these 2D cross sections by a red dashed circle. For the LGP1 final cross section, this corresponds to a decrease in percentage change $\Delta\rho$ of -40 to -50%. However, the shape and the location of this area do not exactly match the true bulb. Outside this conductive area, the LGP1 final cross section also shows many unexpected interpreted resistivity variations, symbolized by black arrows in Fig.7. Three increases between +40 and +50% and one decrease of -50% located close to the geomembrane are identified on this cross section.

With the two cross sections below (LGP7 initial and final), the lateral geomembrane is located at the d_{L1} distance of 24 m (i.e. d_{L2} of 36 m) corresponding to the maximum distance $d_{\min}$ assessed in Sections 3.1.1 and 3.1.2. The LGP7 initial cross section presents homogeneous interpreted resistivity values of 20 $\Omega\cdot\text{m}$, corresponding to the true initial resistivity model (Fig. 2a). The LGP7 final cross section shows a decrease in percentage change $\Delta\rho$ of -40 to -50%, which matches the conductive sphere location in the true final resistivity model (Fig. 2b) and a value of $\Delta\rho$ close to 0 for the rest of the cross section. The bulb is well delimited.

The simulation of a leachate infiltration with a d_{L1} distance of 24 m (LGP7 initial and final cross sections) shows better inversion results than the simulation with a d_{L1} distance of 1 m. It proves once again that the inversion process produces many artefacts and distortions in the interpreted resistivity models if the boundary conditions of the true resistivity model cannot be considered infinite. It proves that $d_{\min}$ has to be taken into account in order to use classical inversion tools with infinite boundary conditions to avoid artefacts.

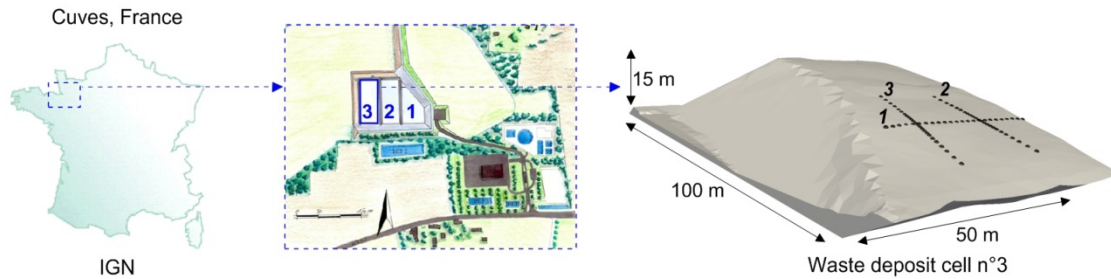
In some cases, the geometry of the medium investigated implies that electrode lines are close to the boundary. Thus, boundary conditions cannot be considered infinite. To limit artefacts and distortions in the interpreted resistivity models, this study proposes an advanced inversion solution (Fig. 7b). The same apparent resistivity data set as in Fig. 7a was inverted. In Fig. 7b, the LGP1 initial cross section presents homogeneous interpreted resistivity of 20 $\Omega\cdot\text{m}$. The LGP7 final cross section exhibits a decrease in resistivity of -40 to -50% which corresponds to the sphere location.

3.2.2. Field application

The aim of this section is to test and validate the advanced inversion on field data sets measured on a MSWL cell where the criterion on $d_{\min}$ is not satisfied.

The experimental landfill site is located in western France near Caen (Manche) (Fig. 8a) and is managed by the company Champs Jouault. It is a non-hazardous municipal waste landfill equipped with a leachate recirculation system and operated as a bioreactor.

a) Localisation and structure of experimental waste deposit cell



b) Biogas and leachate mixed horizontal trenches equipped on the experimental waste deposit cell

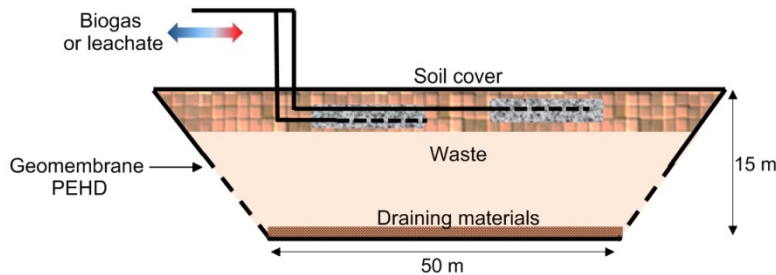


Fig. 8: (a) Location and geometry of experimental MSWL cell and (b) biogas and leachate mixed horizontal trenches equipped on the experimental MSWL cell.

The filling operation began in 2009. Incoming waste comprises approximately 50% household waste and 50% non-hazardous industrial waste. The MSWL cell spreads across more than 5000 m², approximately 100 m long, 50 m wide and 15 m at its maximum height. The vertical structure of the cells is composed of distinct layers (Fig. 8b). The layering of the MSWL cells consists in a 1-m soil cover overlaying a layer of waste for a total thickness up to 10–15 m. The bottom of the MSWL cells consists of a 0.5-m layer of draining materials. The whole MSWL cell structure is lined with a HDPE geomembrane.

The MSWL cell is equipped with biogas and leachate mixed landfill horizontal trenches installed at the top of a waste layer (Fig. 8b). The same 6-m long pipes are used for biogas and leachate injection. Leachate injection was carried out in July 2012. The injection flow rate was measured using an ultrasonic flowmeter (Ultraflux, Minisonic-P). The pipe located under the intersection between lines 1 and 2 was used to inject leachate for 7 h. The ERT measurement taken before and during leachate injection uses a Syscal Pro instrument (IRIS instruments, Orleans, France) connected to 72 stainless

steel electrodes divided into three electrode lines presented in Section 2.3.3 (Fig. 1a). The intersection of the electrode lines was chosen as a function of the location of two injection pipes. Indeed, we chose to enhance data acquisition points and the resolution of the ERT measurements in this area in crossing the electrode lines just 1 m above the centre of the injection pipe. The same ERT sequence as presented in Section 2.3.3 was applied on each line and 20 reciprocal measurements were added to provide a quality control and a measure of the data precision. The error values assessed were less than 3%. All the reciprocal quadrupoles were not added because we needed a fast sequence to study the dynamics of the recirculation leachate process. Inter-line measurements were also added to the ERT sequence in order to improve the sensitivity. The total acquisition time for one data set was 15 min (current injection time 250 ms, V_{AB} request= 75 V, 1 stack). Three ERT surveys were carried out before the leachate injection with a time step of 1 h 30 min between each survey (i.e. on a period of 4 h 30 min). The apparent resistivity variations between these surveys were less than 2%. That is the reason why we suppose that electrical resistivity variations recorded during the leachate recirculation process (i.e. on a period of 7 hours) are only due to leachate content variations (or gas migrations). With this method, two objectives are targeted: (i) an engineering aim with evaluation of the area impacted by leachate injection and (ii) a research aim to improve knowledge on flow in the waste body.

In the Champs Jouault MSWL cell, the d_{L1} distance is about 1 m (i.e. d_{L2} of 13 m). Thus, the criterion on d_{min} is not satisfied due to the MSWL cell geometry. We used two apparent resistivity data sets obtained before and during the leachate injection (2 h 40 min after the beginning, called the final model). The data sets were inverted using a time-lapse approach (Section 2.5). The only inversion results of the final model are presented Fig. 9. As in the previous section, the inversion mesh refined around the electrodes and a 2D cross section under electrode line 1 are displayed. We compare the results obtained for a standard inversion including the topography of the MSWL cell and considering infinite boundary conditions (Fig. 9a) and an advanced inversion considering finite boundary conditions (Fig. 9b). Standard inversion (Fig. 9a) shows many resistivity variations of $\Delta\rho$ comprises between -50 and +50% in areas where no changes are expected. We confirm here the resistivity artefact creation using standard inversion in this configuration. Moreover, a resistivity decrease corresponding to the leachate injection is expected below the pipe (symbolized by a black line). However, the leachate bulb cannot be clearly identified.

On the contrary, in Fig. 9b an area with a resistivity decrease of -50% can easily be observed under the leachate injection pipe on the advanced inversion cross section. This area corresponds to the leachate bulb. In spite of +50% increases in resistivity located near the surface, advanced inversion creates less unexpected resistivity variations than standard inversion.

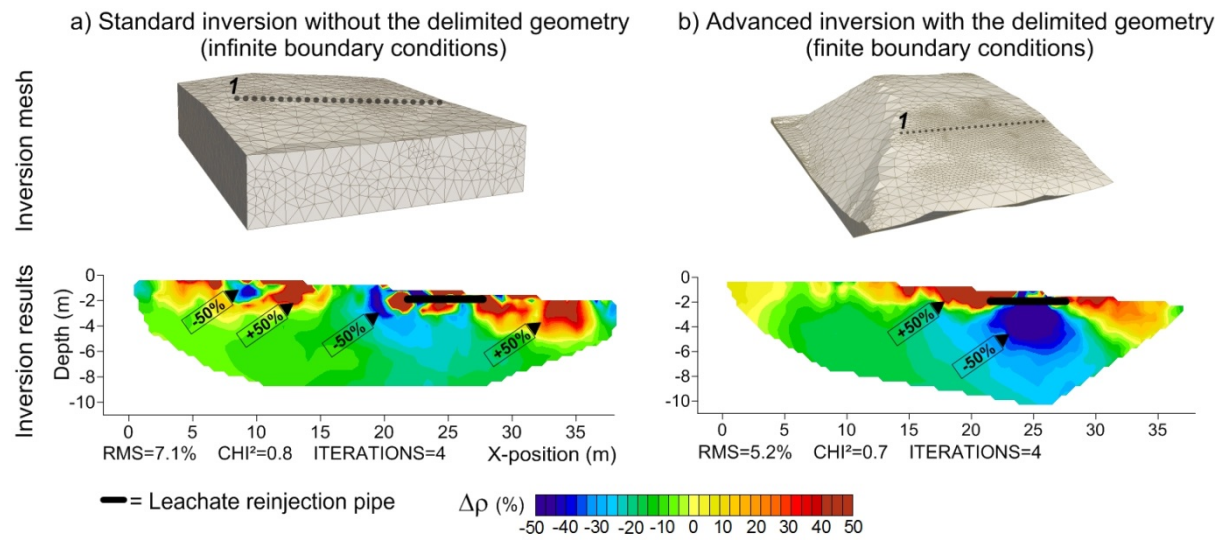


Fig. 9: Inversion result cross sections of field data: (a) standard inversion without the delimited geometry (infinite boundary conditions) and (b) advanced inversion with the delimited geometry (finite boundary conditions).

4. Conclusion

Electrical resistivity tomography is becoming a popular method to monitor electrical resistivity variations during the leachate recirculation process in bioreactors. Classically, infinite boundary conditions are considered around the resistivity model in the inversion process. However, the HDPE geomembrane delimiting the MSWL cell can constitute a finite boundary condition and impact electrical resistivity.

The aim of this paper was to demonstrate the impact of the HDPE geomembrane on ERT measurements and on inversion results.

First, forward calculation was applied on 3D true resistivity models with several geomembrane locations and the corresponding synthetic data sets were analysed in order to demonstrate the geomembrane impact and to assess d_{min} (i.e. the minimum distance between the electrode line and the geomembrane for which apparent resistivities are not affected). We proved the lateral geomembrane impact with pseudo-sections of the variation rate of resistivity $\Delta\rho_a$. In this section, we showed that: (i) apparent resistivities located close to the lateral geomembrane are affected and (ii) with a greater distance between the geomembrane and the electrode line the percentage of affected measurements decreases. Considering these results, we pursued this study with an assessment of d_{min} for three geophysical arrays (dipole-dipole, Wenner-Schlumberger and gradient), two electrode line orientations (perpendicular and parallel), two MSWL cell sides (lateral and bottom geomembrane) and for our own electrode line configuration.

Although these preliminary results are valuable for our study, they could not be used by future ERT users, which would have another electrode line length L . Therefore, we assessed d_{min} for several L . Since d_{min} is proportional to L , several equations linking d_{min} and L were given and will allow future ERT users to determine the minimum distance for their own configuration. However, these equations have been estimated with our sequence of 725 quadrupoles and for a specific MSWL cell geometry with a 40° slope for the lateral geomembrane. For other configurations, future ERT users will have to take into account a safety margin in order to assess d_{min} with these equations or reproduce the same methodology to estimate d_{min} in their own configuration.

Second, an advanced time-lapse inversion solution was proposed for cases where the d_{min} criterion cannot be satisfied. On synthetic and field data sets we proved that this advanced inversion provides better interpreted resistivity models than the standard inversion results.

The best solution is to maintain an appropriate distance d_{min} in order to satisfy the good conditions of use of the classical inversion tools. With this distance, apparent resistivity measurements are not

affected by the MSWL cell sides. Consequently, the interpreted resistivity models are not plagued by distortions or artefacts. However, if the condition on $d_{\min}$ cannot be verified due to the geometry of the medium, this study proposes an advanced inversion which provides better results than standard inversion for synthetic and field data sets.

This paper has focused on the use of ERT to study leachate recirculation in bioreactors. However, this minimum distance required should be considered for each ERT survey carried out on another closed geometry where boundaries constitute a resistivity contrast with the investigated medium and are close to the electrode line. When this distance could not be satisfied due to the geometry of the medium investigated, the advanced inversion solution, which consists in inverting apparent resistivity data sets on a 3D closed geometry, could also be used.

This study highlighted the necessity of satisfying the good conditions of use of the classical inversion tools (i.e. the minimum distance to consider infinite boundary conditions) in order to obtain suitable inversion results. Thus, if the $d_{\min}$ criterion is satisfied, we recommend using classical inversion, otherwise using advanced inversion (which is not a different inversion but only inversion on a different geometry).

Acknowledgements

This work was funded by SAS Les Champs Jouault and conducted by IRSTEA (National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture). We greatly acknowledge SAS Les Champs Jouault for providing access to the pilot landfill and to very convenient facilities for leachate injection.

3.3. Conclusion

Dans le cadre de l'application de l'ERT au suivi de réinjection des lixiviats dans les massifs de déchets, un des facteurs pouvant engendrer des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées correspond à la géomembrane PEHD infiniment résistante délimitant les casiers de déchets. En effet, la géomembrane peut avoir une influence non négligeable sur les mesures de résistivités apparentes si la ligne d'électrodes est située trop proche de cette frontière, comme c'est le cas pour les casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault », étudiés dans cette thèse. Dans ce cas, si les outils classiques d'inversion sont utilisés dans leur condition standard d'utilisation, c'est à dire considérant des conditions aux limites infinies, cela peut générer des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées. Les deux principaux objectifs de cette étude étaient de déterminer la distance minimale entre la ligne d'électrodes et la géomembrane permettant de négliger son influence sur les mesures de résistivités apparentes et de proposer une solution lorsque cette distance ne peut être respectée, comme c'est le cas sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault ».

Ainsi, l'étude présentée dans ce chapitre a permis:

- d'évaluer la distance minimale entre la ligne d'électrodes et la géomembrane pour que les mesures de résistivités apparentes ne soient pas impactées par cette limite et pouvoir ainsi utiliser les outils classiques d'inversion en respectant leurs conditions standards d'utilisation, c'est-à-dire en considérant des conditions aux limites infinies. Cette distance a été estimée pour trois types de dispositifs géophysiques couramment utilisés dans la littérature (i.e. dipôle-dipôle, Wenner-Schlumberger et gradient), deux orientations de la ligne d'électrodes par rapport à la géomembrane (i.e. parallèle et perpendiculaire) et pour deux dispositions de la géomembrane (i.e. une géomembrane latérale et une géomembrane située en fond de casier) ;
- de proposer une solution pour l'inversion des données ERT, dans le cas où cette distance minimale requise ne peut être respectée, comme c'est le cas sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault », largement investigué dans le cadre de cette thèse. Cette solution consiste à prendre en compte la géométrie complète du casier de déchets dans le processus d'inversion, permettant ainsi de définir des conditions aux limites finies dans l'inversion et de limiter la présence d'artéfacts dans les résultats.

Par conséquent, le principal résultat de cet article, dans le cadre de la démarche générale de cette thèse, a été d'apporter une méthodologie pour garantir la pertinence des données acquises en suivi temporel ERT sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault ». En effet, la prise en compte de la géométrie complète du casier de déchets dans le processus d'inversion permet de limiter la présence

d'artéfacts et ainsi d'éviter de fausses interprétations hydrodynamiques à partir des variations de résistivités interprétées calculées. Les résultats de cette étude ont donc été pris en compte dans les chapitres suivants pour l'inversion de chaque jeu de données ERT acquis pendant un épisode de réinjection de lixiviat sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault ». Ainsi, cette étape était nécessaire dans la démarche générale de la thèse afin de pouvoir utiliser avec confiance les résultats issus de l'ERT comme information spatialisée pour contraindre les modèles hydrodynamiques.

D'autre part, les résultats de cette étude pourront être utiles pour de futurs suivis temporels ERT sur site, afin de limiter la présence d'artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées.

Dans le cadre de ce chapitre, nous nous sommes focalisés sur l'application de l'ERT au suivi de réinjection de lixiviat. Or, pour chaque jeu de données ERT acquis sur une géométrie fermée, la distance minimale évaluée dans ce chapitre, entre la ligne d'électrodes et les frontières de la géométrie devra être prise en compte pour pouvoir négliger l'influence des frontières sur les mesures de résistivités apparentes. De même, si cette distance ne peut être respectée en raison des configurations de la géométrie investiguée, la solution d'inversion proposée dans ce chapitre permettra de limiter la présence d'artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées.

Suite à cet article et à l'étude bibliographique concernant la méthode ERT (Chapitre 1), nous avons identifié d'autres limites, dues au processus d'inversion, qui peuvent engendrer des difficultés quant à l'interprétation hydrodynamique des résultats de l'ERT en terme de délimitation des contours de l'infiltration. En effet, le choix des paramètres d'inversion et la méthode de régularisation, intervenant dans le processus d'inversion, ont une influence non négligeable sur les résultats et l'interprétation que l'on peut en faire. Nous nous sommes intéressés à ces différentes limites liées au processus d'inversion dans le Chapitre 4, afin de proposer une méthodologie permettant d'améliorer la délimitation de l'infiltration sur les suivis temporels ERT. Le développement de cette méthodologie constitue également une étape nécessaire pour répondre à la problématique de cette thèse et pouvoir utiliser avec confiance la délimitation de l'infiltration obtenue sur les données ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques et estimer la valeur des paramètres hydrodynamiques afférents.

Développement d'une méthodologie d'interprétation des données de suivi temporel ERT

4.1. Introduction

Dans le cadre de cette thèse, il nous a semblé intéressant d'utiliser la forme de l'infiltration extraite des données ERT comme outil pour contraindre les modèles hydrodynamiques et améliorer ainsi notre compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets. En effet, une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques, basée sur une comparaison des formes d'infiltration obtenues par ERT et par simulations hydrodynamiques, pourrait permettre de nous affranchir des lois pétrophysiques comme la loi d'Archie, couramment utilisée dans la littérature mais a priori peu adaptée au milieu déchet.

Néanmoins, l'étude bibliographique concernant la méthode ERT (Chapitre 1) nous a permis d'identifier deux principales limites quant à la délimitation de l'infiltration sur les modèles de résistivités interprétées. Ces deux limites liées au processus d'inversion correspondent :

- au choix des paramètres d'inversion qui a une influence non négligeable sur la forme de l'infiltration obtenue et qui est fait principalement en fonction d'informations a priori, de l'expérience de l'utilisateur ERT et/ou de l'optimisation d'un critère mathématique ;
- la méthode de régularisation utilisée dans le processus d'inversion qui a tendance à lisser les modèles de résistivités interprétées et donc les contours de l'infiltration.

Par conséquent, à ce stade de la thèse, nous nous sommes posé les questions suivantes :

- Comment choisir les valeurs des paramètres d'inversion permettant d'imager au mieux l'infiltration de lixiviat ? Comment éviter toute subjectivité dans ce choix ? Quelle confiance peut-on accorder aux résultats obtenus ?

- Comment délimiter les contours de l'infiltration de lixiviat sur les modèles de résistivités interprétées ?

Le principal objectif de ce chapitre était de répondre à ces différentes questions en proposant une nouvelle méthodologie d'interprétation des données de suivi temporel ERT qui permette :

- d'éviter le choix subjectif d'un jeu de paramètres d'inversion ;
- de délimiter l'infiltration de lixiviat à partir des modèles de résistivités interprétées.

De plus, la délimitation de l'infiltration de lixiviat sur les données ERT est une information importante pour les exploitants en charge des ISDND gérées en mode « bioréacteur », afin de quantifier le volume de déchets humidifiés par le processus d'injection du lixiviat et ainsi évaluer leurs dispositifs de réinjection.

Comme nous l'avons vu dans la synthèse bibliographique (Chapitre 1), différentes études issues de la littérature ont tenté d'apporter des solutions concernant le choix des paramètres d'inversion et la détection de contours sur les modèles de résistivités interprétées.

Dans leur article, *Rings and Hauck* [2009] proposent une approche d'inversions multiples qui consiste à réaliser de nombreuses inversions (en faisant varier les paramètres dans une gamme définie au préalable) à partir d'un unique jeu de données de résistivités apparentes et à classer ensuite les résultats d'inversion obtenus. Concernant la détection de contours, *Clément et al.* [2011a] proposent de déterminer l'isocontour de variation de résistivité le plus approprié pour délimiter l'infiltration de lixiviat. Cependant, d'après les auteurs, ce contour ne peut pas être généralisable à tous les sites d'étude. Or, dans le cadre de cette thèse, nous souhaitons proposer une méthodologie qui soit généralisable à tous les sites investigués, afin de quantifier l'étendue de l'infiltration sur les suivis temporels ERT.

D'autres études issues de la littérature ont proposé différentes méthodologies basées sur des algorithmes de traitement de l'image (méthode du gradient, du laplacien et filtre de Canny) dans le but d'extraire des contours sur les modèles de résistivités interprétées [*Bouchedda et al.*, 2012; *Hsu et al.*, 2010; *Nguyen et al.*, 2005].

Ces différentes études préalables nous ont permis de proposer la méthodologie MICS (« multiple inversions and clustering strategy ») présentée dans ce chapitre et basée sur deux principales étapes :

- Une étape d'inversions multiples à partir d'un unique jeu de résistivités apparentes en faisant varier les paramètres d'inversion dans une gamme définie au préalable [*Rings and Hauck*, 2009] ;
- Une stratégie de classification qui consiste en deux opérations successives : (a) l'application de l'algorithme des k-moyennes permettant d'identifier, sur chaque modèle de résistivités

interprétées, la zone où une diminution de la résistivité est observée et (b) une stratégie de regroupement afin de prendre en compte toutes les classifications (pour chaque jeu de paramètres d'inversion) dans une unique représentation finale. Ainsi, cette stratégie basée sur l'algorithme des k-moyennes (fréquemment utilisé dans le domaine des statistiques et du traitement de l'image) propose une solution par rapport à la méthodologie de *Rings and Hauck* [2009], pour laquelle il est nécessaire de choisir un modèle de résistivités interprétées « le plus probable » parmi les cinq modèles résultants de la classification (1.4.2.b.).

Ainsi, MICS permet d'obtenir une délimitation de l'infiltration de lixiviat (par rapport aux isocontours obtenus classiquement sur les résultats d'inversion) prenant en compte toutes les inversions réalisées à la première étape.

Le développement de cette méthodologie, permettant de délimiter l'infiltration de lixiviat sur les modèles de résistivités interprétées, est une étape clef dans la démarche générale de la thèse afin de disposer d'un outil de comparaison fiable pour contraindre les modèles hydrodynamiques (voir Chapitres 5 et 6).

Ce chapitre repose sur le développement et la validation de cette méthodologie. Dans une première section, la méthodologie est présentée en détail ainsi que son évaluation sur des données synthétiques et sur un jeu de données de terrain de la SAS « Les Champs-Jouault ». En effet, il était nécessaire de procéder à une première étape de validation numérique, où les caractéristiques de l'infiltration sont connues en tout point, avant de l'appliquer à un jeu de données de terrain. Cette étude a fait l'objet de la rédaction d'un article, présenté ci-après (4.2.).

Néanmoins, dans cet article, l'évaluation expérimentale de la méthodologie est basée sur une comparaison avec une autre méthode géophysique indirecte, à savoir la méthode d'induction électromagnétique (FDEM pour « Frequency Domain Electromagnetic Method »), ce qui peut être discutable. Par conséquent, afin de valider expérimentalement la méthodologie MICS, une deuxième étape de validation a été réalisée dans le cadre de cette thèse et est présentée dans une seconde section (4.3.). Cette étape correspond à l'application de MICS à un jeu de données expérimentales acquies pendant un suivi d'infiltration dans une fosse remplie de sol limono-sableux, dans laquelle de nombreux capteurs ponctuels ont été implantés. L'objectif était de pouvoir tester la méthodologie MICS sur un jeu de données expérimentales où tout est contrôlé. Ces données ont été acquies par Hélène Guyard et Laurent Oxarango du LTHE (Laboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement) de Grenoble en partenariat avec Irstea et cette étude a fait l'objet de la rédaction d'un résumé étendu pour la conférence GEOFCAN (2014), présenté en section 4.3.

4.2. Développement et validation numérique de la méthodologie

Dans cette première section, nous présentons la méthodologie MICS d'interprétation des données de suivi temporel ERT, développée dans le cadre de cette thèse, ainsi que son évaluation sur des données synthétiques et sur un jeu de données de la SAS « Les Champs-Jouault ». Cette étude a fait l'objet de la rédaction d'un article publié dans « Journal of Applied Geophysics » :

Audebert, M., R. Clément, N. Touze-Foltz, T. Günther, S. Moreau, and C. Duquennoi (2014b), 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.

Time-lapse ERT interpretation methodology for leachate injection monitoring based on multiple inversions and a clustering strategy (MICS)

M. Audebert^a; R. Clément^a; N. Touze-Foltz^a; T. Günther^b; S. Moreau^a, C. Duquennoi^a

^aNational 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

^bLeibniz Institute for Applied Geophysics (LIAG), Stilleweg 2, D-30655 Hannover, Germany

Corresponding author: marine.audebert@irstea.fr, +33140966121 (France)

Co-authors: remi.clement@irstea.fr, nathalie.touze@irstea.fr, thomas.guenther@liag-hannover.de, sylvain.moreau@irstea.fr, christian.duquennoi@irstea.fr

Abstract

Leachate recirculation is a key process in municipal waste landfills functioning as bioreactors. To quantify the water content and to assess the leachate injection system, in-situ methods are required to obtain spatially distributed information, usually electrical resistivity tomography (ERT). This geophysical method is based on the inversion process, which presents two major problems in terms of delimiting the infiltration area. First, it is difficult for ERT users to choose an appropriate inversion parameter set. Indeed, it might not be sufficient to interpret only the optimum model (i.e. the model with the chosen regularisation strength) because it is not necessarily the model which best represents the physical process studied. Second, it is difficult to delineate the infiltration front based on resistivity models because of the smoothness of the inversion results. This paper proposes a new methodology called MICS (multiple inversions and clustering strategy), which allows ERT users to improve the delimitation of the infiltration area in leachate injection monitoring. The MICS methodology is based on (i) a multiple inversion step by varying the inversion parameter values to take a wide range of resistivity models into account and (ii) a clustering strategy to improve the delineation of the infiltration front. In this paper, MICS was assessed on two types of data. First, a numerical assessment allows us to optimise and test MICS for different infiltration area sizes, contrasts and shapes. Second, MICS was applied to a field data set gathered during leachate recirculation on a bioreactor.

Keywords

Electrical resistivity tomography, time-lapse inversion, clustering, hydrodynamics, leachate

1. Introduction

Over the last 30 years, waste production in France has consistently increased. Waste management is a major challenge concerning the environmental impact of such waste and natural resource preservation. Different waste treatment technologies have been developed such as recycling, biological treatment (i.e. methanation and composting), incineration and storage.

Of the total amount of household waste collected in France, approximately 25% is stored in municipal solid waste landfills (MSWLs) [Ademe, 2012]. To reduce their impact on the environment, the bioreactor concept was developed 15 years ago and differs from the traditional “dry tomb” municipal landfill approach.

A bioreactor landfill operates to rapidly transform and degrade organic waste. Waste biodegradation is increased and the landfill is biologically stabilised by adding liquid, which enhances microbial processes.

It involves leachate recirculation, which consists in collecting leachate at the bottom of the waste deposit cell and reinjecting it underneath the landfill cover. The bioreactor concept proposes the following advantages: (i) biogas production and thus energy production (for heating or “green electricity” production by the use of gas turbines) increases and (ii) enhanced waste decomposition, shortening post-closure care and thereby reducing the overall cost [M. A. Barlaz and Reinhart, 2004; Imhoff et al., 2007].

However, the assessment of leachate injection systems in order to optimise water content distribution into the waste body remains a challenging problem for MSWL operators. They need to locate and precisely delimitate the infiltration area in order to assess the volume of waste wetted by the leachate injection process.

Many studies have shown that electrical resistivity tomography (ERT) can be a suitable method to study complex electrical resistivity distributions (2D or 3D) on a large scale (10–100 m wide and up to 40 m deep) [Bernstone et al., 2000; Binley et al., 2002b; Buselli and Lu, 2001; Day-Lewis et al., 2003; De Carlo et al., 2013; Depountis et al., 2005; Descloitres et al., 2008b].

In bioreactor studies, the leachate injection process implies an increase in water content and consequently a corresponding decrease in resistivity [Guérin et al., 2004b; Moreau et al., 2003]. ERT

time-lapse monitoring may be employed, performing the same ERT surveys several times in the same place [Loke, 1999], namely, before, during and after the leachate injection period.

Time-lapse monitoring is necessary because water content variations can be considered the most influent parameters on electrical resistivity variations at the field scale, if temperature and compaction are considered to be constant during the injection process and if the electrode position and the ERT quadrupoles remain the same. Indeed, as leachate is injected for a period less than one day (short term monitoring) and after the closure of the waste deposit cell during the anaerobic degradation phase, the variation of temperature and compaction can be neglected.

Time-lapse ERT surveys allow geophysicists to locate the leachate infiltration area during the injection process [Clément *et al.*, 2011a; Depountis *et al.*, 2005; Grellier *et al.*, 2008; Guérin *et al.*, 2004b; Mondelli *et al.*, 2007; Moreau *et al.*, 2003; Morris *et al.*, 2003; Olofsson *et al.*, 2006; Rosqvist *et al.*, 2003]. However, in these studies, precise delimitation of the infiltration could not be assessed due to two main difficulties related to the inversion process.

First, the inversion process is based on the choice of inversion parameters (i.e. the model norm for the inversion, the flatness ratio w_z [Coscia *et al.*, 2011] and the regularisation parameter λ), which mainly depends on a priori information, ERT user experience or optimisation of a mathematical criterion [Audebert *et al.*, 2014b; Bazin and Pfaffhuber, 2013; Clément *et al.*, 2011a; Günther *et al.*, 2006; Nguyen *et al.*, 2007; Wagner *et al.*, 2013]. The choice of these parameters greatly influences the inversion results. Due to the non-uniqueness of the inversion process, for the same time step, the infiltration shape on the inversion results can change between different inversion parameter sets. Thus, it might not be sufficient to interpret only the optimum model because it is not necessarily the model that best represents the reality of the physical process studied.

Second, the most widespread inversion methods are based on a smoothness-constrained regularisation method which tends to smooth the resistivity models and consequently the infiltration contour. Therefore, it is difficult to determine the location of the infiltration front precisely. In their paper, Clément *et al.* [2011a] attempted to determine the appropriate isocontour of resistivity variation that best defines the infiltration contour. However, this isocontour depends on both the inversion parameter set and the MSWL, so it cannot be generalised.

To delimitate the infiltration area, ERT users encounter two main problems: (i) the choice of the inversion parameters and (ii) the smoothed resistivity models.

The aim of this paper is to propose and assess a new methodology which allows a razor-sharp delineation to delimit precisely the infiltration area taking into account regularisation instabilities of the inversion process.

The goals of the multiple inversions and clustering strategy (MICS) methodology proposed in this paper are to: (i) avoid the subjective choice of one inversion parameter set by using a multiple inversion procedure [Rings and Hauck, 2009] and (ii) improve the delimitation of the infiltration area by applying a clustering algorithm.

2. Material and methods

Several studies have considered clustering approaches for ERT interface detection [Chambers *et al.*, 2014; Ward *et al.*, 2014]. In this paper, the multiple inversions and clustering strategy (MICS) methodology presented (Fig. 1) proposes a solution to delineate the infiltration area accurately. MICS is based on two main ideas: (i) a multiple inversion step, which performs a large set of inversions from one apparent resistivity data set by varying the inversion parameters [Rings and Hauck, 2009] (Fig. 1 – 1.) and (ii) a clustering strategy (Fig. 1 - 2.) using the k-means algorithm on each resistivity model (results of the inversion process). This clustering strategy divides the resistivity models into two parts: an area where resistivity decreases significantly (analogous to the leachate infiltration area) and an area where resistivity remains constant (the remaining surrounding waste medium).

In the first part, MICS is presented in detail. The second part focuses on the numerical assessment of MICS including the influence of the inversion parameters chosen selected as well as the size, contrast and shape of the infiltration area.

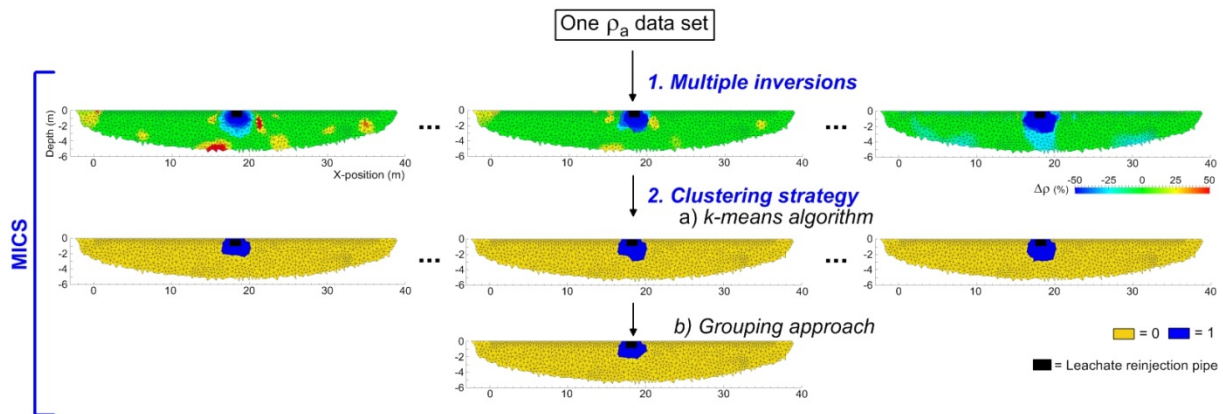


Fig. 1: MICS description including two steps: 1. multiple inversions, 2. a clustering strategy based on: (a) the k-means algorithm and (b) a grouping approach.

2.1. MICS description

2.1.1. Multiple inversions

During the leachate injection process, apparent resistivity data sets are recorded at different time steps in order to study the resistivity variations due to leachate content variations. The apparent resistivity cannot be directly interpreted and an inversion process is required to reconstruct the 2D or 3D resistivity distribution. In classical inversion tools (such as RES2DINV [Loke *et al.*, 2003], DC2DInvRes [Günther, 2004] and BERT [Günther *et al.*, 2006]), the smoothness-constrained regularisation and the quasi-Gauss Newton optimisation method are commonly used with

parameters which can be fixed or modified at each iteration (i.e. the model norm, w_z and λ). In the literature, these parameters are selected based on a priori information, the ERT user's experience or the optimisation of a mathematical criterion [Audebert *et al.*, 2014b; Guérin *et al.*, 2004b; Günther *et al.*, 2006; Moreau *et al.*, 2003]. Each parameter corresponds to a priori knowledge of the medium: (i) the model norm (i.e. L1 or L2), which tends to produce a resistivity model with sharp or smooth boundaries, respectively, (ii) the anisotropic factor w_z (i.e. the flatness ratio), which can emphasise horizontal or vertical structures and (iii) the regularisation parameter λ (i.e. the damping factor), which can lead to highly rough-textured models with good data misfit for small λ values or to smooth models with weak data misfit for large λ [Labrecque *et al.*, 1996; Tikhonov and Arsenin, 1977].

The reference model time-lapse approach used in this paper, consists in inverting the initial apparent resistivity data set recorded at time t_0 (i.e. before the beginning of the leachate injection) and using the resistivity model obtained as the reference model for the inversion of the following apparent resistivity data sets recorded at time t (corresponding to other time steps of the infiltration). This procedure is common for most of the time-lapse surveys proposed by Loke [1999]. The same constraint regularisation as the initial inversion can be used at time t or it is possible to use another method (e.g. the minimum length constraint used by Clément *et al.* [2010]). In the same way, the inversion parameters at time t can be the same as the initial inversion (at t_0) or can be modified.

To determine the misfit of the data inversion, the classical inversion tools use the root mean square (RMS) [Loke and Barker, 1996] and the χ^2 mathematical criteria [Günther *et al.*, 2006].

In several papers [Audebert *et al.*, 2014b; Clément *et al.*, 2010; Guérin *et al.*, 2004b; Moreau *et al.*, 2003], the variation of resistivity is expressed as a percentage of the resistivity variation change $\Delta\rho$. If the resistivity decreases or increases, the percentage change is negative or positive, respectively, according to Equation (1):

$$\Delta\rho = \left(\frac{\rho_t}{\rho_0} - 1 \right) \cdot 100(\%) \quad (1)$$

where ρ_0 (Ω m) is the resistivity of the initial resistivity model and ρ_t the resistivity of the resistivity model at time t .

The classical procedure is based on the choice of one set of inversion parameters. However, due to the non-uniqueness of the inversion process, it might not be sufficient to analyse only the optimum model with the chosen regularisation strength. Moreover, several resistivity models (for different inversion parameter values) can provide a good data misfit. Thus, choosing one resistivity model over another is very difficult.

In the MICS approach presented in this paper, several inversions from one apparent resistivity data set were performed with BERT [Günther *et al.*, 2006] by varying the values of the three inversion

parameters that have a non-negligible influence on the resistivity model: the model norm, w_z and λ (Fig. 1 – 1.) [Audebert *et al.*, 2014b; Clément *et al.*, 2010; Coscia *et al.*, 2012; Doetsch *et al.*, 2012; Günther *et al.*, 2006]. This allows us to (i) take into account the variability of the inversion process by including a wide range of possible resistivity models into MICS and (ii) avoid the subjective choice of one set of inversion parameters.

The parameter values were chosen to cover a realistic range. Both L1- and L2-norms were tested. Three values of w_z were chosen: 0.5 emphasising horizontal structures, 1 for isotropic regularisation and 1.5 emphasising vertical structures. λ was between the extreme values of 1 and 200 and varied with an increment of 1. This wide range of parameters requires performing 1200 time-lapse inversions. We chose only three values of w_z to limit the number of inversions to perform and because it seems to have less influence on the interpreted resistivity models than λ (chosen with a very fine distribution).

Compared to the classical approach, other inversion options were fixed in the MICS approach. The inversion parameter values were the same between the inversion of the initial and following (at time t) data sets. The smoothness-constrained regularisation and the quasi-Gauss Newton optimisation method were used for the inversion of all time steps.

Moreover, the resistivity models with an RMS and a χ^2 higher than 5% and 10, respectively, were discarded. Sensitivity was also computed for each inversion performed and we limited our interpretation to the smallest high sensitivity area (among all the inversion results).

2.1.2. Clustering strategy

To improve the delineation of the infiltration area, a k-means iterative clustering algorithm [Dubes and Jain, 1988] was applied on each resistivity model (Fig. 1 – 2.a). The objective of this clustering is to divide each model resulting from the multiple inversions step (Fig. 1 – 1.) into two clusters: the leachate infiltration area (corresponding to a negative $\Delta\rho$) and the surrounding waste medium (corresponding to a $\Delta\rho$ close to zero).

The k-means clustering method is based on a collection of genes. In the present case, a gene corresponds to a mesh cell of the resistivity model. The distance between two genes is computed with the Euclidian distance between the two $\Delta\rho$ values.

The k-means clustering starts with a priori user information on the number of clusters k chosen equal to 2 and with the location of the two corresponding centroids (i.e. the two cells representing each cluster). The centroid representing the infiltration area is located under the leachate injection pipe (symbolised by a black rectangle in Fig. 1 – 2.a), whereas the centroid representing the surrounding medium is located far enough from the pipe where no resistivity decrease is expected. Then each

gene of the resistivity model is assigned to the centroid from which it has the smallest distance. A new centroid is assigned in computing the average in each cluster. Again, each gene is assigned to the closest centroid. These two last steps are repeated until an optimal solution is found, leading to the partitioning of the resistivity model (Fig. 1 – 2.a).

At this step, MICS provides multiple clustering results (i.e. corresponding to each resistivity model). A grouping approach (Fig. 1 -2.b) was adopted in this part to take into consideration all these clustering results (and consequently all the inversion results and inversion parameter sets) into one final cross section.

This approach considers that if a mesh cell belongs to the infiltration area (i.e. is a blue cell in Fig. 1 – 2.a) for all clustering results, this cell belongs to the infiltration area in the final cross section (Fig. 1 – 2.b). The other cells which do not verify this condition belong to the surrounding medium (in yellow) in the final cross section. We chose this highly stringent criterion of 100% for a mesh cell to belong to the infiltration area because it allows us to be more confident about the infiltration delimitation obtained. Moreover, it is a mathematical criterion which is not linked with the physical process studied. Thus, we think that the infiltration area obtained with a smaller threshold would not have a physical meaning.

2.2. Numerical assessment of MICS

The aim of this section is to test and assess MICS's ability to improve the delimitation of the leachate infiltration area. Various realistic infiltration scenarios are tested. The numerical MICS assessment procedure (Fig. 2 - Section 2.2.1), combines the classical forward-inverse cycle [Yang, 2005] with MICS and is based on five steps: (i) a hydrodynamic simulation of an infiltration to obtain a realistic water content distribution (Fig. 2a), (ii) water content data conversion into electrical resistivity using Archie's law in order to generate a true resistivity model (Fig. 2b), (iii) forward calculation on this model to obtain one apparent resistivity data set (Fig. 2c), (iv) application of MICS (Fig. 2d) and (v) comparison between the final cross section from MICS and the result of the hydrodynamic simulation (Fig. 2e).

This procedure was used to: (i) test MICS with a wide range of inversion parameter values (i.e. 1200) and then define an appropriate distribution of inversion parameters reducing the number of inversions to perform (and consequently the computation time) and (ii) study the influence of different infiltration scenarios (i.e. different infiltration sizes, resistivity contrasts, diffuse infiltration front and infiltration shapes) on the MICS final cross section. The results of these tests are presented in Section 3.1.

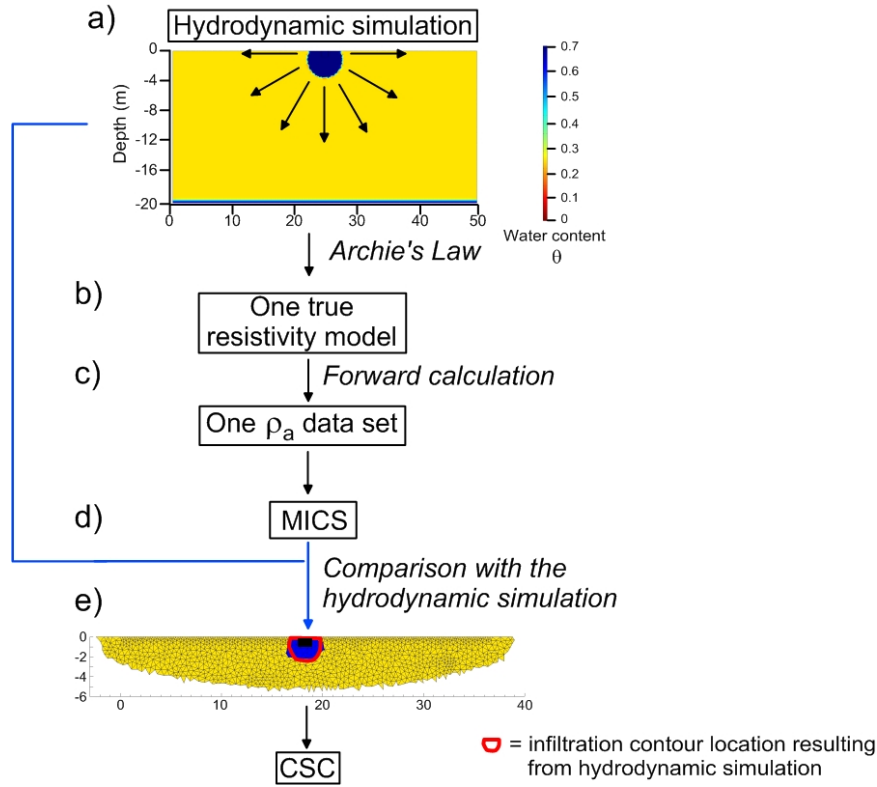


Fig. 2: MICS numerical assessment procedure based on five steps: (a) hydrodynamic simulation, (b) conversion of a water content data set into a resistivity model, (c) forward calculation, (d) MICS application and (e) comparison between the final cross section and the result of hydrodynamic simulation with the CSC coefficient.

2.2.1. Description of the MICS numerical assessment procedure

(1) Hydrodynamic simulation

The problem of liquid infiltration into a partially saturated porous medium may be treated using Richard's equation [Richards, 1931] completed with Mualem-Van Genuchten's retention model [M. T. Van Genuchten, 1980]. This can be applied to waste as the first approximation, as long as pressure of the gas phase can be considered constant. Because of its limited number of parameters and its relative simplicity, Richard's model was used in the present study. The simulation was performed with Comsol Multiphysics and the Porous Media and Subsurface Flow module to obtain a realistic water content distribution (Fig. 2a) and then a realistic resistivity distribution of the true resistivity (Fig. 2b).

The domain studied (Fig. 3) represents a cross-sectional portion of a MSWL, 36.8 m wide (corresponding to the electrode line length) and 6 m deep. The boundary conditions were set as (i) no flow on the lateral vertical and top horizontal boundaries (except for the infiltration source) to simulate lateral symmetry conditions and horizontal cap sealing of a MSWL cell and (ii) atmospheric pressure on the bottom horizontal boundary to simulate perfect drainage. The following time-

dependent hydraulic head function h (in m) was applied to a top central 1-m-wide strip in order to simulate progressive leachate infiltration:

$$h(t) = 4.(-1 + 10^{-5} \cdot t) \quad (2)$$

Model parameters for municipal solid waste were set within the limits reported in the literature [Stoltz *et al.*, 2012] and chosen as follows: $\theta_s=0.69$, $\theta_r=0.15$, $\alpha=2$, $n=1.5$, where θ_s and θ_r are the saturated and the residual liquid volume fraction, respectively, and α and n are key parameters of Mualem-Van Genuchten's constitutive law.

To study the influence of different infiltration scenarios on MICS, ten infiltrations (Fig. 3a-j) were performed, corresponding to infiltration shapes which were observed during leachate injections [Clément *et al.*, 2011a; Guérin *et al.*, 2004b]. Each simulation (Fig. 3) was conducted for a period of 9 h corresponding to a typical leachate injection period. The water content data sets presented in Fig. 3 correspond to a time of 4.5 h after the beginning of the injection.

We divided the infiltration scenarios into two groups (Fig. 3a-h and Fig. 3i-j). For the first eight scenarios (Fig. 3a-h), we considered a homogeneous medium, whereas for the two last scenarios (Fig. 3i and j), hydraulic barriers (symbolised by red rectangles in Fig. 3i and j) were added to simulate preferential flow paths and to obtain more complex infiltration shapes. For the first scenario (Fig. 3a), the medium was considered isotropic and the hydraulic conductivity K_s was equal to 10^{-5}m.s^{-1} [K. R. Reddy *et al.*, 2008]. To study the influence of the infiltration size (represented by a red dashed circle; Fig. 3b), five water content data sets were extracted at different times during infiltration (between 2 and 6 h with an increment of 1 h, corresponding to an infiltration depth within the range of 1 to 5 m). The purpose of the infiltration scenarios presented in Fig. 3c-h was to study the influence of: (i) the contrast between the infiltration area and the surrounding medium (Fig. 3c and d), (ii) a diffuse infiltration front (Fig. 3e) and (iii) different infiltration shapes (Fig. 3f-h). To obtain these models (Fig. 3c-h), we modified the value of certain hydrodynamic parameters from the first infiltration (Fig. 3a), which are described under each model (Fig. 3c-h).

For the two last infiltration shapes (Fig. 3i and j), hydraulic barriers with a hydraulic conductivity K_s of 10^{-10}m.s^{-1} were added to the model, channelling leachate in given directions. In a landfill cell, it could correspond to clayey barriers creating preferential pathways. Fig. 3i and j present the initial state before infiltration and the final state corresponding to a time of 4.5 h after the beginning of the infiltration.

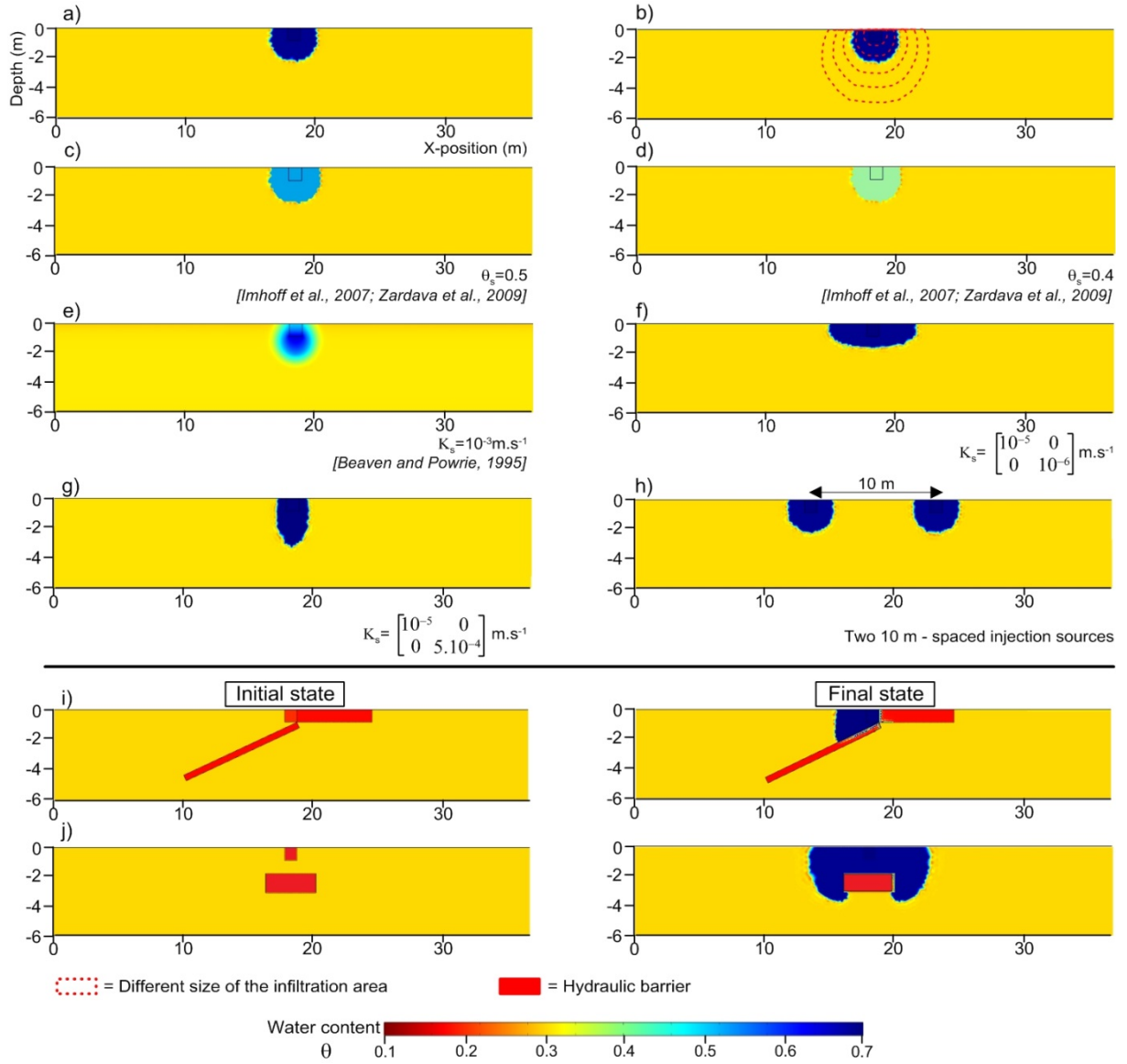


Fig. 3: The ten hydrodynamic scenarios used for the numerical assessment of MICS: (a-h) in a homogeneous medium and (i-j) in a heterogeneous medium with additional hydraulic barriers.

(2) Generation of true resistivity models

Resistivity data sets were derived (Fig. 2b) from the 2D hydrodynamic simulations (Fig. 3) using the simplified Archie's law [Archie, 1942] proposed by Grellier et al. [2005a] for waste:

$$\rho_b = \rho_w \theta^{-2.5} \quad (3)$$

where ρ_b is the bulk effective resistivity ($\Omega \text{ m}$), ρ_w the resistivity of the fluid filling the pores ($\Omega \text{ m}$) corresponding to leachate in the present study and chosen equal to $1 \text{ } \Omega \text{ m}$ [Guérin et al., 2004b; Moreau et al., 2003] and θ the volumetric water content.

The resistivity of the hydraulic barriers for the two scenarios in Fig. 3i and j was set to $30 \text{ } \Omega \text{ m}$.

The resistivity data sets obtained were then introduced into Comsol Multiphysics to build true resistivity models (Fig. 2b) with the corresponding resistivity distributions.

(3) Forward modelling

Forward modelling consists in simulating ERT measurements on a true resistivity model (designed at the previous step). We modelled the electric field distribution resulting from ERT current injection using the electromagnetic field theory (Maxwell's equation) and the finite element method. Numerical simulations were performed using the AC/DC module of Comsol Multiphysics complemented with a forward 3D modelling (F3DM) Matlab script [Clément *et al.*, 2011b]. This script allows us to assess automatically, for a quadrupole sequence, the electric potential ΔV_{MN} between the two potential electrodes, according to the intensity I injected by the two current electrodes. A 24-electrode line with a 1.6-m electrode spacing unit corresponding to the field configuration was simulated. Two array types were used with (i) 346 gradient and (ii) 231 dipole-dipole quadrupoles (with the unit of electrode spacing a varying from 1.6 m to 4.8 m and n between 1.6 m to 9.6 m for the two arrays). Both dipole-dipole and gradient arrays allow the multichannel fast acquisition technique. The dipole-dipole array was also used for the numerical assessment of MICS because it is widely used in the literature for ERT time-lapse measurements [Clément *et al.*, 2010; Kim and Cho, 2011; Robert *et al.*, 2012].

An apparent resistivity data set was thus obtained for each true resistivity model (Fig. 2c). A Gaussian noise distribution with 3% standard deviation relative error was added to the apparent resistivity data set to simulate the noise commonly recorded in the field.

(4) and (5) MICS application and comparison with the hydrodynamic simulation

MICS is applied for the apparent resistivity data set obtained at the previous step (Fig. 2d) and provides one final cross section.

Then the infiltration shape obtained in the final cross section is visually and quantitatively compared to the result of the hydrodynamic simulation (Fig. 2e) in order to assess MICS results and show its limits.

The result of the hydrodynamic simulation is also divided into two areas: the infiltration area and the surrounding medium. Each cell belonging to the infiltration area is set to 1 and the other cells are set to 0. This allows us to compute a coefficient of shape comparison (CSC) based on the computation of a root mean square difference as follows:

$$CSC = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (RHS_i - FC_i)^2}{N}} \cdot 100 (\%) \quad (4)$$

where N corresponds to the number of cells used for the comparison, the RHS and FC vectors are composed with the value of each cell from the result of the hydrodynamic simulation (RHS) and from the MICS final cross section (FC), respectively.

2.2.2. MICS test and optimisation

The numerical assessment procedure presented above (Fig. 2) was used to test and optimise MICS. The aim of this part is to present the two steps of the MICS numerical assessment, performed to study the influence of (i) the inversion parameter distribution chosen in the multiple inversions step and (ii) the infiltration size, resistivity contrast and shape of the infiltration area.

The first MICS test was performed on an infiltration in an isotropic medium (Fig. 3a) involving 1200 time-lapse inversions to perform (corresponding to the 1200 inversion parameters presented in Section 2.1.1). Following this test, we could assume that this very fine distribution of inversion parameters is probably not necessary. Moreover, the main drawback of using this wide range of parameters is the very high computation time.

Thus, we studied the influence of each inversion parameter (i.e. the model norm, w_z and λ) on the MICS final cross section. The objective was to show that an appropriate inversion parameter distribution can provide a suitable final MICS cross section in reducing the number of inversions to perform and consequently the computation time.

Then MICS was applied with this appropriate distribution of inversion parameters on the different infiltration scenarios presented in Fig. 3.

3. Results and discussion

3.1. Numerical assessment of MICS

3.1.1. Influence of the inversion parameters

The MICS numerical assessment procedure (Fig. 2) was applied with a wide range of 1200 inversion parameters and the corresponding final cross sections are presented in Fig. 4. The blue mesh cells located under the leachate injection pipe (symbolised by a black rectangle in Fig. 4) with a value of 1 correspond to the leachate infiltration area, whereas the surrounding medium in yellow corresponds to a value of 0. For the two geoelectrical arrays (Fig. 4), we can observe that the blue area matches the contour position of the result of hydrodynamic simulation and the CSCs are equal to 4.4% and 4.5%, respectively. The gradient array seems to slightly underestimate the infiltration area, whereas the dipole-dipole array tends to overestimate it.

For the two arrays, the infiltration area is clearly determined laterally. However, small discrepancies between the final cross section and the result of the hydrodynamic simulation can be observed at depth. Following these preliminary results, MICS with 1200 inversion parameters seems to improve the determination of the infiltration area with a precise position of the infiltration front (as compared to the diffuse contours in the resistivity models obtained in the classical approach).

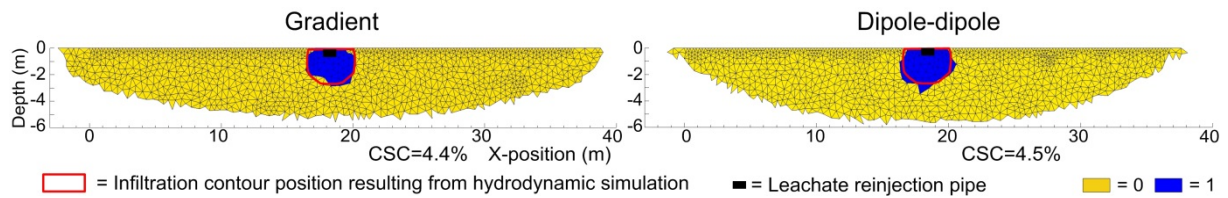


Fig. 4: Final cross sections resulting from MICS including 1200 time-lapse inversions.

However, we could assume that this very fine distribution of inversion parameters is probably not necessary. Moreover, it requires a very long computation time (i.e. about 32 h for a numerical data set and until several months for a field data set for an Intel Xeon CPU E5-1650 3.20 GHz processor with 6 cores and 8 Go of RAM) depending on the number of data, the data quality, the inversion mesh and the computer used.

To reduce the number of inversion parameters and to choose an appropriate distribution of inversion parameters, we studied the influence of the model norm (L1 or L2) and the w_z value on the MICS final cross sections. The 1200 resistivity models obtained previously were divided into six groups corresponding to the six possible combinations of these two parameters (i.e. two model norms and three values of w_z). Thus, each group includes 200 resistivity models corresponding to the range of λ .

As previously, the clustering strategy (Fig. 1 - 2.) was applied independently on these six groups of 200 models and we obtained six final cross sections presented in Fig. 5.

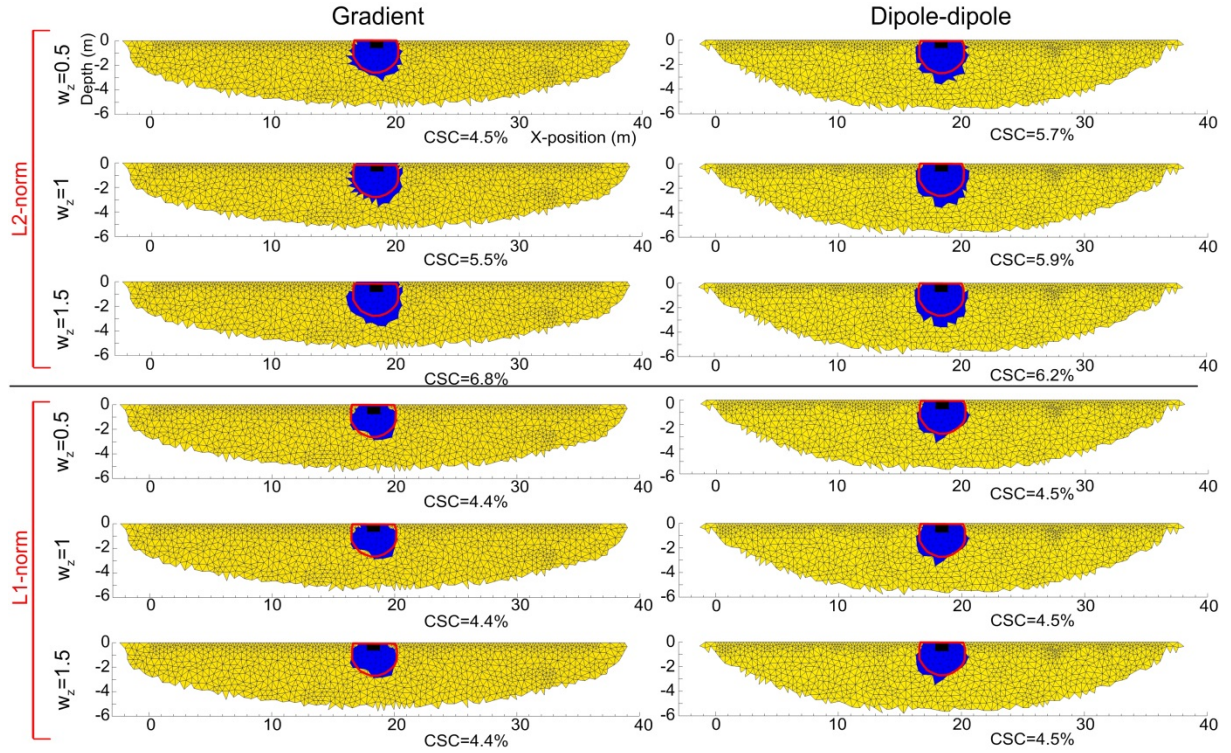


Fig. 5: Final cross sections obtained for the six possible values of the model norm and w_z .

With the L2-norm, the six final cross sections present an infiltration area, which is relatively well determined laterally (Fig. 5) for the two arrays. However, the final cross sections tend to overestimate the infiltration front at depth, which is probably related to the ERT limits (i.e. a decrease in resolution as depth increases). The influence of w_z on these final cross sections seems to be negligible. The CSC values range from 4.5 to 6.8%.

With the L1-norm, the final cross sections provide a better delimitation at depth than previously. This is probably related to the L1-norm which emphasises sharp boundaries. As was observed on the final cross sections with 1200 inversion parameters (Fig. 4), the gradient array seems to slightly underestimate the infiltration area, whereas the dipole-dipole array tends to overestimate it (Fig. 5). The final cross sections are exactly the same for the different w_z values. Thus, w_z does not influence the results. The CSC values are always equal to 4.4 and 4.5% for the gradient and the dipole-dipole arrays, respectively.

Finally, these two inversion parameters do not have a major influence on the final cross sections. Therefore, we chose to use the L1-norm and a w_z value of 1 for the following MICS tests because it corresponds to the lowest CSC values. Following these results, the number of inversions is still equal to 200, corresponding to the variation range of λ values.

Consequently, the influence of λ on the resistivity models (i.e. on the $\Delta\rho$ values) was studied. The objective was to choose an adapted distribution for this parameter, thus reducing the number of inversions to perform. The first resistivity model for $\lambda=1$ was chosen as a reference model (RM). The resistivity models with λ between 2 and 200 were named current model (CM). Then we computed a comparison coefficient with the reference model (CCR) based on the computation of a root mean square difference as follows:

$$CCR = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (CM_i - RM_i)^2}{N}} \cdot 100 (\%) \quad (5)$$

where N corresponds to the number of cells in the resistivity models and the CM and RM vectors are composed of the $\Delta\rho$ values of each mesh cell in the current and the reference resistivity models, respectively.

Fig. 6 presents the CCR as a function of λ with a semi-logarithmic scale for the two geoelectrical arrays.

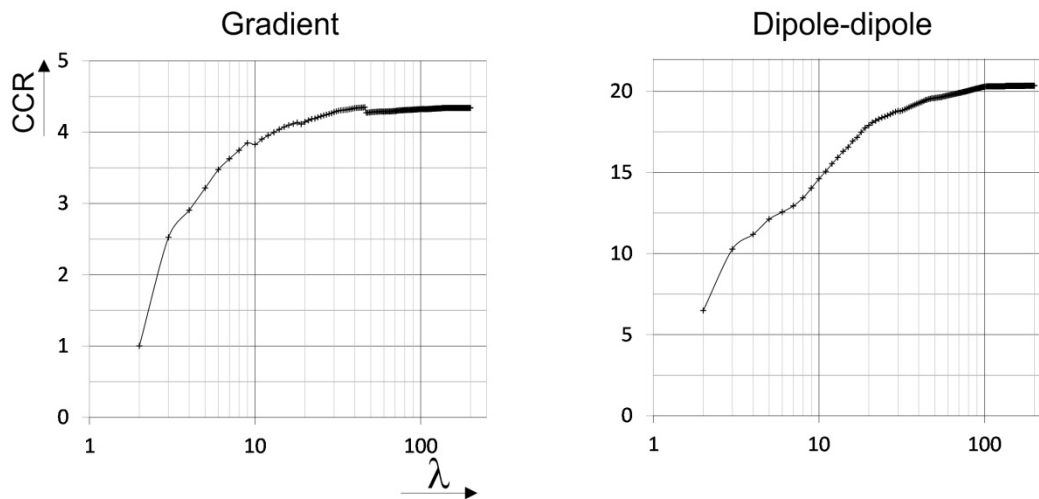


Fig. 6: Comparison coefficient with the reference model (CCR) as a function of the λ value.

We observe a similar behaviour for the two arrays with a sharp increase in CCR values for λ less than 50 (Fig. 6). Then the CCR levels off at 4.4% for the gradient array and at 20.1% for the dipole-dipole array. Thus, this logarithmic distribution confirms the greater difference between the resistivity models for the small λ values than for the high λ values. Moreover, it also confirms that the very fine distribution of λ between 1 and 200 is probably not necessary, especially for high λ values. Following these results, we reduced the variation range of λ by choosing specific values in the geometrical series of preferred numbers (also known as Renard's series), which are equally spaced on a logarithmic scale. Thus, the range of variation in λ now includes 32 values between 1 and 200.

Finally, the inversion parameter distribution corresponds to the L1-norm, w_z equal to 1 and the logarithmic distribution of 32 λ values, with consequently only 32 inversions to perform, reducing the computation time to about 1 h for a numerical data set and 2 days for a field data set.

MICS (Fig. 2) was applied with this inversion parameter distribution and the final cross sections are presented in Fig. 7.

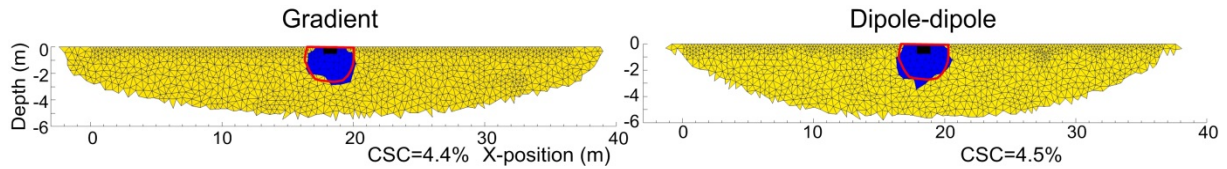


Fig. 7: Final cross sections resulting from MICS applied with the appropriate distribution of 32 inversion parameter sets.

The infiltration area and the CSC values are exactly the same as the first MICS test with 1200 inversions (Fig. 4). This allows us to confirm that MICS provides suitable results with a reduced number of inversion parameters. In this paper, all the following tests are performed with this appropriate distribution. However, it could be advantageous to test other inversion parameter distributions in the future in order to study their influence on MICS final cross sections.

3.1.2. Influence of the infiltration parameters

(1) Influence of infiltration area size

The final cross sections for an infiltration depth of 1 m, 2 m and 5 m are presented in Fig. 8.

For an infiltration depth of 1 m (Fig. 8a), the infiltration area is not detected on the two final cross sections. This is mainly due to the ERT method, which is not adapted when the size of the infiltration area is less than the electrode spacing unit (1.6 m). For the 2- and 5-m infiltration depths (Fig. 8b and c), the infiltration area is accurately determined in the final cross sections with CSC values between 3.9 and 4.8%. In both cases, the method seems to slightly overestimate the infiltration area. For a depth greater than 5 m, part of the infiltration area is located in a low-sensitivity area and prevents precise determination of the infiltration, stemming from the ERT method limitations.

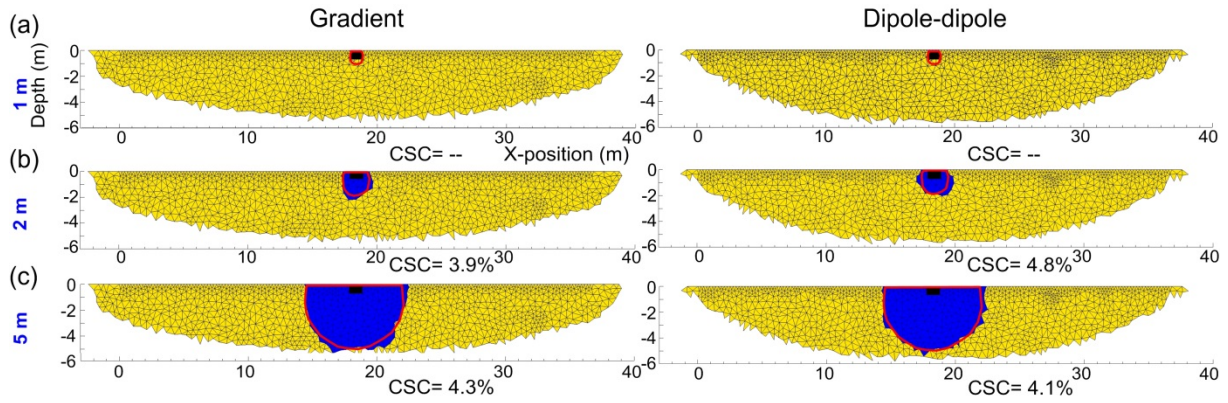


Fig. 8: Final cross sections resulting from MICS for three infiltration depths: (a) 1 m, (b) 2 m and (c) 5 m.

(2) Influence of the resistivity contrast

In this part, we studied the influence of the resistivity contrast (RC) between the leachate infiltration area and the surrounding waste medium in the true resistivity model, which is defined by the formula below:

$$RC = \left(1 - \left(\frac{\rho_{in}}{\rho_{out}} \right) \right) \cdot 100(\%) \quad (6)$$

where ρ_{in} is the average resistivity in the infiltration area and ρ_{out} is the average resistivity of the surrounding medium in the true resistivity model. MICS was tested for realistic RC between 80% and 20% according to the leachate and waste resistivity values given in the literature [Clément *et al.*, 2010; Guérin *et al.*, 2004b; Moreau *et al.*, 2003].

In Fig. 9, we presented only the final cross sections for an RC of 60 and 40% (corresponding to the infiltration in Fig. 3c-d). For an RC of 60% (Fig. 9a), the infiltration area and the CSC values are exactly the same as for an RC of 80% (Fig. 7). Reducing RC to 40% (Fig. 9b), the infiltration area remains clearly determined for the gradient array (with a CSC of 4.4%). However, for the dipole-dipole array the infiltration area is accurately determined laterally but not at depth where the infiltration front is overestimated. The CSC is equal to 7.3%. Thus, the delimitation of the infiltration area is more precise with the gradient array than with the dipole-dipole array for a lower contrast. For a RC less than 40%, the contrast between the two areas is too small and consequently the MICS clustering strategy does not allow us to delimitate the infiltration area, another limitation of the MICS methodology, which requires a strong resistivity contrast between the infiltration area and the surrounding medium.

In the case of leachate injection monitoring, current field data show that the RC is commonly between 50 and 90% [Audebert *et al.*, 2014b; Clément *et al.*, 2010], so that MICS can be applied in good conditions of use.

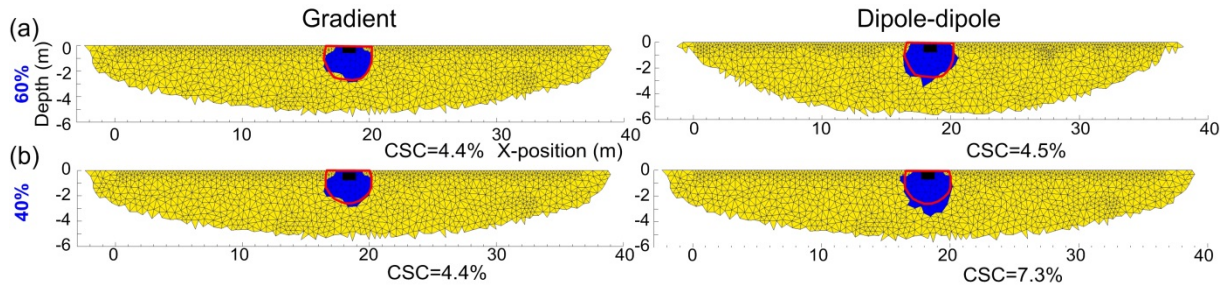


Fig. 9: Final cross sections resulting from MICS for two RC values of (a) 60% and (b) 40% into the true resistivity models.

(3) Influence of a diffuse infiltration front

MICS was assessed on an infiltration with a diffuse wetting front (Fig. 3e); the corresponding final cross sections are presented in Fig. 10. The saturated ($\theta=0.7$) and dry zones ($\theta=0$) are symbolised by black and red lines, respectively. For the two arrays, the final MICS cross section tends to underestimate the infiltration area by delimiting only the saturated zone (Fig. 10). This could be due to the condition in the MICS “grouping approach” step (Section 2.1.2 - Fig. 1 – 2.b), which is highly stringent. Indeed, a criterion of 100% was required for a mesh cell to belong to the infiltration area of the final cross section, which may underestimate the infiltration area.

Moreover, Archie’s law used for water content data conversion to resistivity can provide a more or less diffuse front. Thus, it could be advantageous to test MICS in the future with different petrophysical laws in order to understand if the front extracted with MICS always corresponds to the saturation zone or to another water content isocontour.

Finally, if the infiltration front is more diffuse than the front presented in Fig. 3e, MICS does not delimitate the infiltration area, because a relatively sharp front is required.

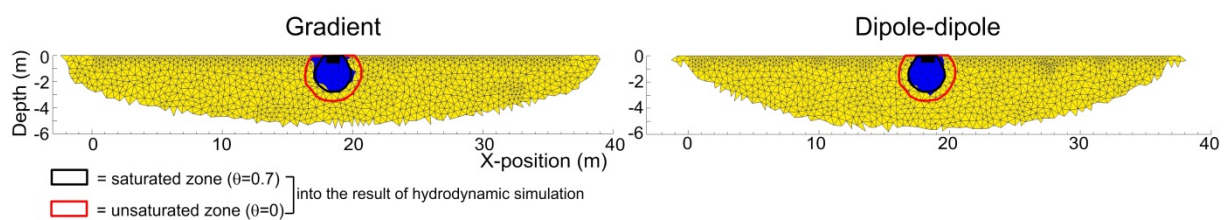


Fig. 10: Final cross sections resulting from MICS for a diffuse infiltration front.

(4) Influence of the shape of the infiltration area

MICS was tested on different infiltration area shapes (Fig. 3f-j) and the final cross sections are given in Fig. 11f-j.

The flattened infiltration area (Fig. 11f) is very clearly delimited laterally and in depth for the gradient and dipole-dipole arrays and the CSC values are equal to 3.7 and 3.8%, respectively. Obviously, the ERT method is well adapted to image shallow infiltration.

For the elongated infiltration area (Fig. 11g), the infiltration depth is underestimated for the gradient array (with a CSC of 6.9%), whereas the infiltration depth is overestimated for the dipole-dipole array (with a CSC of 5.4%). As previously, this is probably due to the ERT resolution, which decreases with depth. However, the lateral infiltration extension is accurately reproduced for these two arrays.

MICS was applied for the case of two simultaneous leachate injection sources (Fig. 11h). The infiltration area is very accurately delimited for the two arrays (with CSCs of 5.9 and 6.1%). This step verifies that MICS provides suitable results for several infiltration sources.

The four final cross sections (Fig. 11i and j) correspond to the MICS test for heterogeneous landfill cells where hydraulic barriers were added (Fig. 3i and j). The two cross sections presented in Fig. 11i define the infiltration area with high precision. Indeed, the CSC values are equal to 3.6 and 3.1% for the two arrays.

However, the infiltration area on the final cross sections (Fig. 11j) does not correspond exactly to the infiltration contour position derived from the hydrodynamic simulation. The CSC values are equal to 10.2 and 8.9% for the two arrays, respectively. The dipole-dipole cross section presents an infiltration front position which is laterally more accurate than the gradient cross section. It could be due to the quadrupoles chosen and the different sensitivity between the two geophysical arrays. For the two arrays, the position and the shape of the wetting front are close to the hydrodynamic simulated front with some discrepancies. This is probably related to the fact that the hydraulic barrier is located under a very conductive area. Using ERT, the electrical current lines are concentrated in this conductive area and consequently the hydraulic barrier below is not well defined.

final cross section while avoiding the subjective choice of inversion parameters and (ii) delimitate the infiltration area more accurately.

3.2. Field assessment of MICS

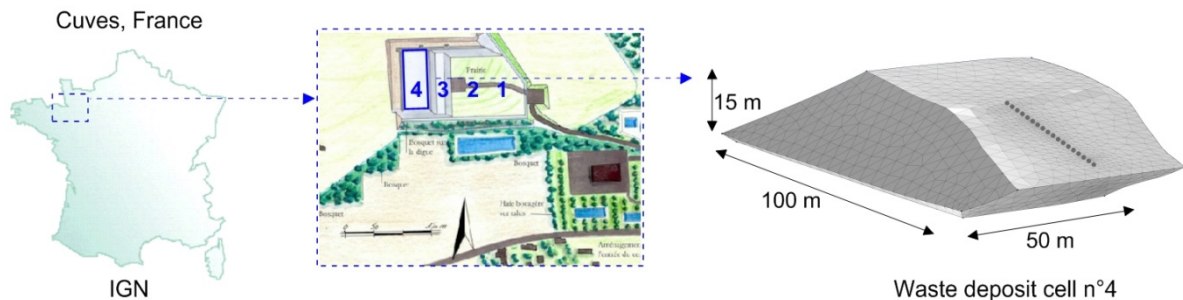
3.2.1. Field description

The experimental landfill site is located in western France (Fig. 12a) and is managed by the company Champs-Jouault. It is a non-hazardous municipal solid waste landfill equipped with a leachate recirculation system and operated as a bioreactor.

Incoming waste contains approximately 50% household waste and 50% non-hazardous industrial waste. The MSWL cell spreads across more than 5000 m², approximately 100 m long, 50 m wide and 15 m at its maximum height. The layering of the MSWL cell (Fig. 12b) consists in a 1-m soil cover overlaying a layer of waste for a total thickness up to 10–15 m. The bottom of the MSWL cells consists in a 0.5-m layer of granular drainage materials. The whole MSWL cell is lined with a HDPE geomembrane.

The MSWL cell is equipped with leachate horizontal trenches installed at the top of a waste layer. Leachate injection was carried out in June 2013. The pipe located perpendicularly under the electrode line was used to inject leachate for 9 h (Fig. 12b).

a) Location and structure of experimental waste deposit cell



b) Layers of the landfill cell

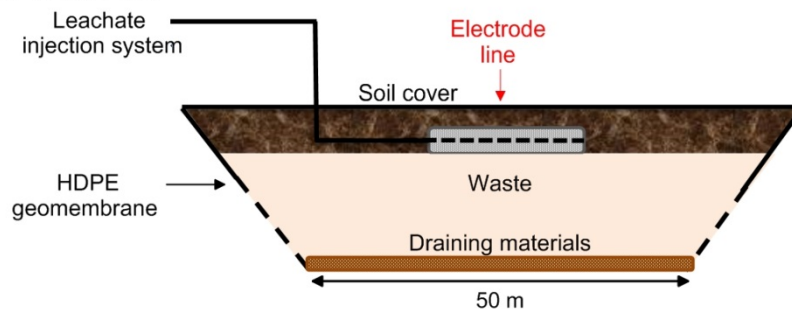


Fig. 12: (a) Location and geometry of experimental MSWL cell and (b) layers of the landfill cell.

3.2.2. ERT and EM measurements

The ERT measurements before and during leachate injection were conducted with a Syscal Pro instrument (IRIS instruments) connected to a line of 24 stainless steel electrodes (Fig. 12a). The 346 gradient quadrupoles presented in Section 2.2.1 were used and 20 reciprocal measurements were added to provide quality control and determine the data precision. The error values assessed from the reciprocal were less than 3%. All the reciprocal quadrupoles were not added because we needed a fast acquisition time to study the dynamics of the leachate injection process. The total acquisition time for one data set was 5 min (current injection time: 250 ms, V_{AB} request: 75 V, one stack).

Three ERT surveys were carried out before leachate injection with a time step of 1.5 h between each survey (i.e. over a period of 4.5 h). The apparent resistivity variations between these surveys were less than 3%. Consequently, it can be assumed that electrical resistivity variations recorded during the leachate injection process (i.e. over a period of 9 h) are only due to variations in leachate content. In this paper, two ERT surveys recorded 4.5 h and 6 h after the beginning of the leachate injection were used to test MICS with the appropriate inversion parameter distribution obtained in Section 3.1.1.

Due to the geometry of the landfill cell, the distance between the electrode line and the geomembranes is too small to satisfy the infinite boundary conditions required by the classical inversion tools [Audebert *et al.*, 2014b]. As proposed by the authors, the apparent resistivity data sets were inverted in 3D with BERT taking into account the 3D closed geometry of the landfill cell into the inversion process.

To assess MICS results and to validate the infiltration front position, electromagnetic measurements were taken at the surface using the frequency domain electromagnetic (FDEM) EM31 device (Geonics Ltd.). FDEM profiling is a popular geophysical method widely used for soil surveying, which has been outlined by McNeill [1980]. For waste, Guérin *et al.* [2004b] reported a successful mapping of a waste cell using EM31 and Clément *et al.* [2010] compared FDEM and ERT results to laterally delineate a leachate infiltration area.

In this study, EM profiles were conducted along the ERT electrode line. The vertical dipole configuration was used, ensuring the deepest investigation. The EM31 device measures an apparent electrical conductivity σ_a in mS.m^{-1} . As for the ERT surveys, an initial EM acquisition was performed before the injection and two EM data sets were recorded 4.25 h and 6.25 h after the beginning of the injection (i.e. just before the ERT acquisition). Thus, the EM results are presented as an apparent electrical conductivity variation $\Delta\sigma_a$ expressed as follows:

$$\Delta\sigma_a = \left(\frac{\sigma_{at}}{\sigma_{a0}} - 1 \right) \cdot 100(\%) \quad (7)$$

where σ_{at} and σ_{a0} (in mS.m^{-1}) are the apparent electrical conductivity of the data sets at time t and of the initial data sets at t_0 , respectively.

3.2.3. MICS assessment

All the cross sections presented in this part correspond to a section of the 3D inversion results (Fig. 13) located under the electrode line. The results of a standard inversion with a unique inversion parameter set (i.e. the L1-norm, $w_z=1$ and $\lambda=30$) are presented in Fig. 13a (profile of ρ before infiltration and of $\Delta\rho$ at the two time steps after the beginning of the infiltration) to show the advantages of using MICS. On the two cross sections (Fig. 13a) corresponding to two time steps (4.5 h and 6.5 h after the beginning of leachate injection), a decrease in resistivity ranging between -20 and -25% can easily be observed under the leachate injection pipe, corresponding to the infiltration area. As expected, the infiltration area for the second time step is larger than the first one. These standard results also show the problem choosing one $\Delta\rho$ isocontour to delineate the leachate wetting front and the volume of waste wetted by the leachate injection process. Moreover, a 25% increase in resistivity can be observed for the two profiles on the left side of the infiltration area, where no changes are expected. This artefact is most probably due to the inversion process and due to the choice of inversion parameters. Indeed, this artefact disappears with a higher λ value (with a more diffuse infiltration front at the same time).

Fig. 13b presents the MICS final cross sections for the same two time steps. MICS allows us to obtain an infiltration area with sharp boundaries (blue mesh cells; Fig. 13b) taking into account a wide range of resistivity models and avoiding the choice of a $\Delta\rho$ isocontour. As previously, the second infiltration area is larger than the first one. Moreover, MICS eliminates the artefact which appeared on the standard inversion results (Fig. 13a).

Finally, MICS final cross sections were compared with EM measurements to assess the delimitation of the infiltration area. Fig. 13c presents $\Delta\sigma_a$ values as a function of position along the electrode line and for the two time steps. To assess the non-reliable variation range of the σ_a value related to the measurement and the geophysical device used, three profiles were carried out before infiltration. For the same point on the field, the $\Delta\sigma_a$ values between the measurements varied between 0 and 5%. This corresponds to a classical variation range of $\Delta\sigma_a$ observed on the field for this kind of geophysical device. That is the reason why we consider this range non-reliable in Fig. 13c (symbolised by a red rectangle on the graphs).

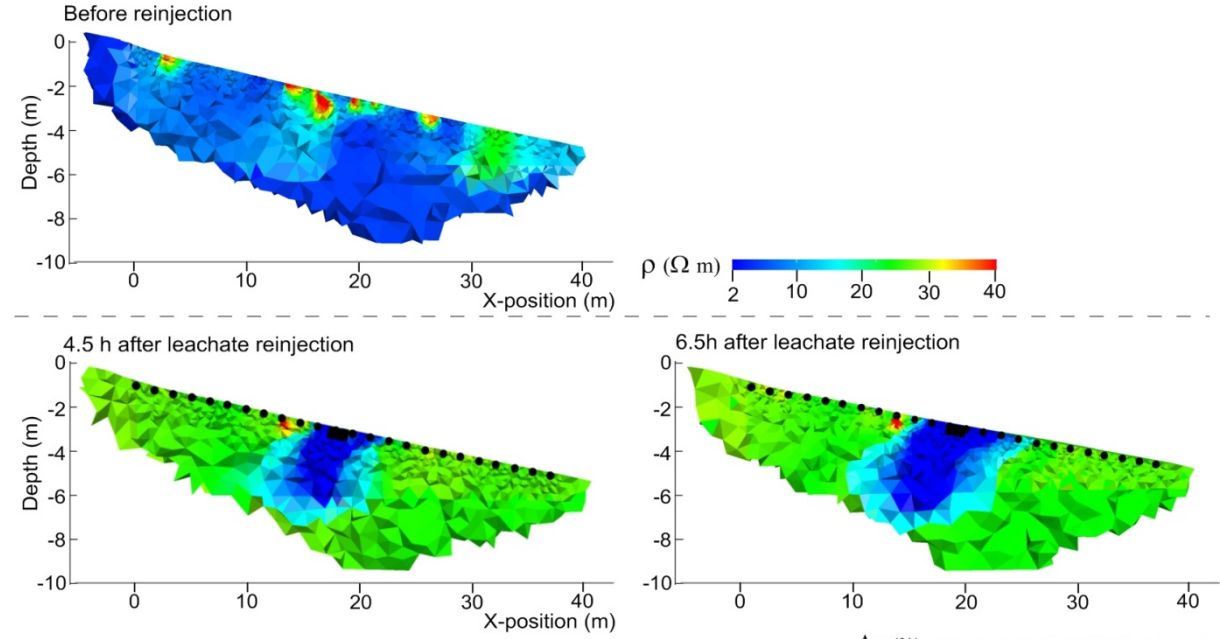
For the first time step, Fig. 13c shows a $\Delta\sigma_a$ increase from 5 to 14% for an X-position between 11 and 22 m. For the second time step in Fig. 13c, $\Delta\sigma_a$ increases from 5 to 15.5% between the X-position of 10.5 and 23.5 m. As for the MICS final cross sections (Fig. 13b), the extension of the $\Delta\sigma_a$ increase (Fig. 13c), corresponding to the infiltration area, is larger for the second time step than for the first one. Moreover, the two $\Delta\sigma_a$ curves are asymmetric with a smaller slope on the left, corresponding to the infiltration area delimited with MICS, which is also distorted on the left.

We can easily compare the limits of the increase in $\Delta\sigma_a$ (Fig. 13c) with the infiltration area obtained with MICS (Fig. 13b). For the first time step in Fig. 13c, the limits of the $\Delta\sigma_a$ increase (symbolised by a black dashed line) is in perfect agreement with the maximum lateral extension of the infiltration area of the MICS final cross section (Fig. 13b). For the second time step, the left limit of the $\Delta\sigma_a$ increase (Fig. 13c) does not correspond exactly to the infiltration front position of the MICS final cross section (Fig. 13b) but shows an overestimation of 1 m. However, the right limit of the $\Delta\sigma_a$ increase (Fig. 13c) perfectly matches the infiltration front position in the MICS final cross section (Fig. 13b).

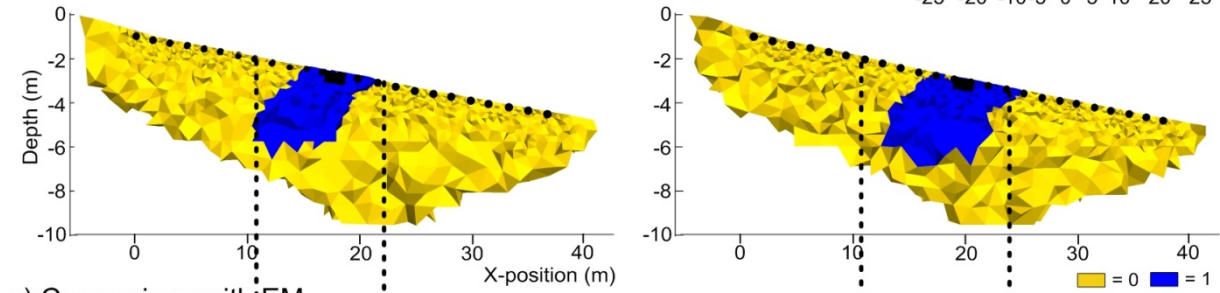
The FDEM method provides an average value integrating a volume of soil between 0 and 5 m deep. Consequently, it is not as precise as ERT for the deep delimitation of the infiltration area. This could explain the overestimation on the left side of the infiltration for the second time step (Fig. 13c). Many parameters at each MICS step may also influence the final cross section.

Finally, in spite of some discrepancies, the FDEM method allowed us to assess MICS and consequently we can assume that the lateral delimitation of the infiltration given by the final cross sections is close to the actual situation in the field.

a) Unique standard inversion (L1-norm, $w_z=1$ and $\lambda=30$)



b) Results of MICS



c) Comparison with EM

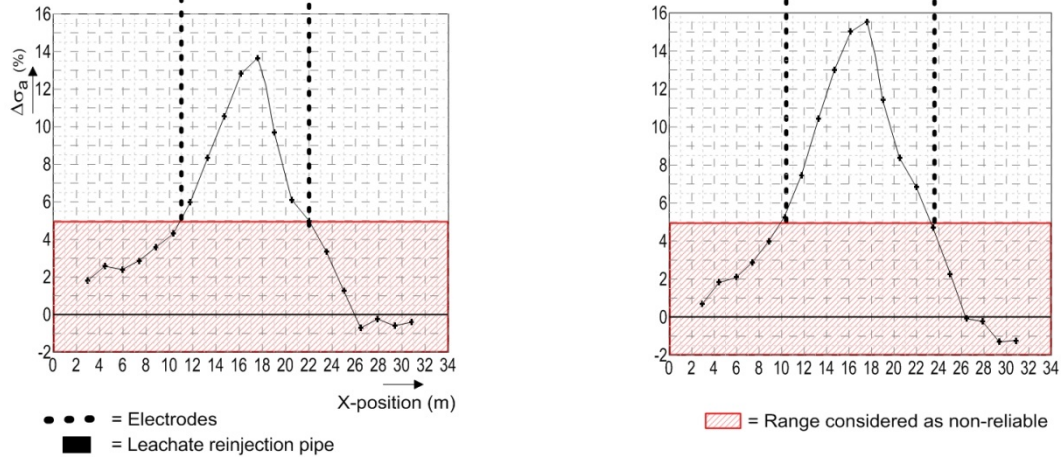


Fig. 13: (a) Resistivity models for two time steps (4.5 h and 6.5 h) corresponding to a standard inversion with one inversion parameter set, (b) final cross sections resulting from MICS and (c) comparison with EM profiles.

4. Conclusion

Electrical resistivity tomography is becoming a popular method to monitor electrical resistivity variations during the leachate recirculation process in bioreactors. However, ERT users encounter two main problems related to the inversion process: (i) the choice of the best inversion parameter set for the physical process studied, and (ii) the smoothness of the resistivity models due to the inversion process preventing accurate delimitation of the infiltration area.

In this paper, we provide a methodology to improve the delimitation of the infiltration area in the case of leachate injection processes in bioreactors.

The MICS methodology (multiple inversions and clustering strategy) was proposed and includes two steps: (i) the multiple inversion step, which consists in performing numerous inversions by varying the inversion parameter values and (ii) the clustering strategy combining (a) the application of a clustering algorithm (k-means) on each resistivity model to delimitate the infiltration area from the surrounding medium and (b) a grouping approach to obtain one final cross section taking into account all the inversion results, which reduces the number of cross sections to be interpreted.

The method has been assessed on synthetic and field data. For the numerical assessment, MICS was tested on a synthetic infiltration into an isotropic medium and with a wide range of inversion parameter values (i.e. 1200 inversion parameters sets). The final cross sections allowed us to accurately delimitate the infiltration area. However, this very fine distribution of 1200 inversion parameters in MICS was deemed unnecessary to provide suitable final cross sections with a good delimitation of the infiltration area. Consequently, we studied the influence of each of the three inversion parameters (i.e. the model norm, w_z and λ) in order to choose an appropriate distribution of the inversion parameters reducing the number of inversions to perform (and consequently the computation time). The number of inversion parameters was reduced to 32 and MICS was applied with this set. The corresponding cross sections provided a delimitation of the infiltration area as precise as with 1200 inversions. We studied the influence on the MICS final cross sections of the infiltration size, the resistivity contrast between the infiltration and the surrounding medium, the diffusiveness of the infiltration front and finally the shape of the infiltration area. This step allowed us to assess MICS for different infiltration scenarios, identify its good conditions of use and show its limits.

Then MICS was applied to a field data set measured during leachate injection in a bioreactor landfill in order to take into account noise and errors commonly recorded in the field. MICS was validated

with a comparison of the shape and the lateral infiltration front position between the EM profiles and the infiltration area delimited with MICS.

To limit the length of our study, we focused on the influence of selected parameters on MICS. Consequently, future research could study the influence of other parameters such as: (i) the petrophysical relationship between water content data sets and electrical resistivity to build the true resistivity model, (ii) the electrode spacing unit and (iii) the geoelectrical array used for forward calculation, (iv) the distribution of inversion parameters in MICS, (v) the inversion mesh, (vi) the k-means algorithm and the condition required to stop the iterative process and (vii) the stringent condition in the grouping approach. The study of these parameters will allow us to strengthen the MICS method and better identify its advantages and limitations. Moreover, to improve our understanding of the infiltration area extracted with MICS at the field scale, it could be interesting to test MICS on other heterogeneous models with a diffusive infiltration front.

This paper has focused on the use of ERT to study leachate recirculation in bioreactors. However, the MICS methodology could be applied to other studies of infiltration or tracer injection using ERT time-lapse measurements or in another context in geology, agronomy, archeology or soil pollution for example.

Finally, this study has proposed and validated a new methodology which will allow bioreactor landfill operators to delimitate the leachate infiltration area more accurately compared to the classical ERT approach. This methodology also opens up many research perspectives. Indeed, a better delineation of the infiltration area may allow us to assess waste hydrodynamic properties using a combined hydro-geophysical approach including MICS.

Acknowledgements

This work was funded by SAS Les Champs Jouault and conducted by IRSTEA (National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture). Experimental work was conducted on Champs Jouault company bioreactor landfill and supported by Feder and the "Région Basse Normandie". We are very grateful to reviewers for their helpful comments on the first version of the manuscript.

4.3. Validation expérimentale de la méthodologie

Dans la section précédente, l'évaluation expérimentale de MICS était basée sur une comparaison des résultats avec des données de conductivité électrique apparente, mesurées sur le site industriel de la SAS « Les Champs-Jouault » avec la méthode d'induction électromagnétique (FDEM), qui est également une méthode de mesure indirecte. Les données obtenues avec cette méthode permettent une représentation en surface des variations de conductivité électrique apparente, ce qui permet uniquement d'étudier les variations latérales de conductivité électrique et donc ne fournit pas d'informations quant à la délimitation de l'infiltration en profondeur.

Par conséquent, il nous a semblé important, dans le cadre de cette thèse, d'évaluer les résultats de MICS sur un jeu de données expérimentales où nous pouvions disposer d'un outil de comparaison plus fiable avec la délimitation de l'infiltration obtenue avec MICS.

MICS a donc été appliquée à un jeu de données acquis par Hélène Guyard et Laurent Oxarango du LTHE (Laboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement) de Grenoble en partenariat avec Irstea, pendant une infiltration réalisée dans une fosse expérimentale dans laquelle de nombreux capteurs ont été disposés. L'application de MICS à cette expérimentation a ainsi permis d'évaluer les résultats de la méthodologie. Les résultats ont été présentés dans un résumé étendu pour la conférence GEOFCAN [Audebert *et al.*, 2014a].

Audebert, M., H. Guyard, L. Oxarango, and R. Clément (2014a), Application d'une méthodologie d'interprétation pour le suivi temporel ERT d'une infiltration, basée sur des multiples inversions et une stratégie de classification (MICS), in *9ème conférence GEOFCAN*, Paris, France.

Seules les parties du résumé concernant la description de l'expérimentation et les résultats obtenus sont présentées dans cette section, afin d'éviter toute répétition concernant la présentation de la méthodologie MICS, déjà explicitée dans l'article ci-dessus (4.2.).

Application d'une méthodologie d'interprétation pour le suivi temporel ERT d'une infiltration, basée sur des multiples inversions et une stratégie de classification (MICS)

M. Audebert^a; H. Guyard^b, L. Oxarango^b, R. Clément^a

^aNational 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

^bUniv. Grenoble Alpes, LTHE, F-38000 Grenoble, France

IRD, LTHE, F-38000 Grenoble, France

CNRS, LTHE, F-38000 Grenoble, France

Corresponding author: marine.audebert@irstea.fr, +33140966121 (France)

Co-authors: helene.guyard@ird.fr, laurent.oxarango@ujf-grenoble.fr, remi.clement@irstea.fr,

1. Description de l'expérimentation

L'expérience d'infiltration a été menée dans une fosse expérimentale (2m x 2m x 1.2m), constituée d'un sol limono-sableux à faible teneur en argile. L'infiltration est réalisée grâce à un infiltromètre à disque de 20 cm de diamètre, réglé à une succion de 0.1 m. Pour les mesures de résistivité, un système ERT Syscal Pro d'IRIS Instrument avec 108 électrodes, a été utilisé. En se référant à l'étude de *Clément et al.* [2010], les 108 électrodes ont été disposées en étoile (Fig. 1b) et la séquence de mesure contenait 1841 quadripôles de dispositif pôle-dipôle (forward et reverse). Le temps d'acquisition a été optimisé à 4 min 48s. L'infiltration a été suivie pendant 9h. MICS a été testée sur trois jeux de données correspondant à un temps d'infiltration d'environ 2h, 2h30 et 4h. 17 capteurs ponctuels constitués de mini-quadripôles acquis durant les séquences ERT ont été implantés et localisés précisément dans la fosse. Leurs mesures sont interprétées en termes d'évolution du ratio de résistivité apparente par rapport à l'état initial. Il est ainsi possible de définir l'état du terrain autour du capteur en distinguant 3 états : secs, front et mouillés qui seront utilisés pour valider MICS.

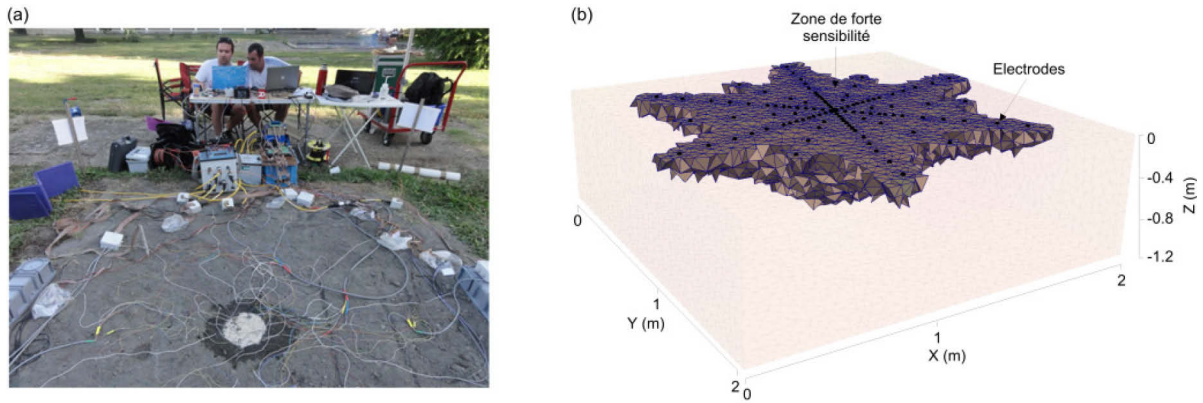


Fig. 1: (a) Photographie du dispositif expérimental (b) Disposition des électrodes

2. Résultats

Fig. 2a présente un résultat de MICS en 3D vu de dessus. La zone bleue claire correspond à la zone d'infiltration délimitée avec MICS et la zone grise au milieu environnant (délimitée avec le calcul de la sensibilité). Afin de faciliter la présentation des résultats de MICS, deux coupes 2D ont été réalisées à 10 cm et 25 cm de profondeur (rectangles noirs - Fig. 2a) pour les trois pas de temps et sont présentées Fig. 2b. Pour pouvoir évaluer MICS et la délimitation obtenue, nous avons représenté les capteurs mouillés par l'infiltration (points bleus), les capteurs situés au niveau du front d'infiltration (points verts) et les capteurs secs (points rouges) pour chaque pas de temps. A 10 cm de profondeur et pour les trois pas de temps, on observe que les capteurs mouillés sont tous situés dans la zone d'infiltration obtenue avec MICS. Les deux capteurs « front » sont bien situés au niveau du front d'infiltration obtenu avec MICS et les capteurs secs en dehors de l'infiltration. A 25 cm de profondeur, 2h après le début de l'infiltration tous les capteurs sont secs et l'infiltration obtenue avec MICS n'atteint pas cette profondeur. A 2h30, les cinq capteurs sont toujours secs et MICS détecte une petite partie de l'infiltration. Il est possible que ce soit lié à MICS qui a tendance à surestimer légèrement la zone d'infiltration en profondeur. A 4h, les cinq capteurs se situent au niveau du front d'infiltration ce qui correspond avec la position du front obtenue avec MICS. Ainsi, les résultats obtenus avec MICS correspondent avec les données issues des capteurs ce qui permet de valider la méthodologie.

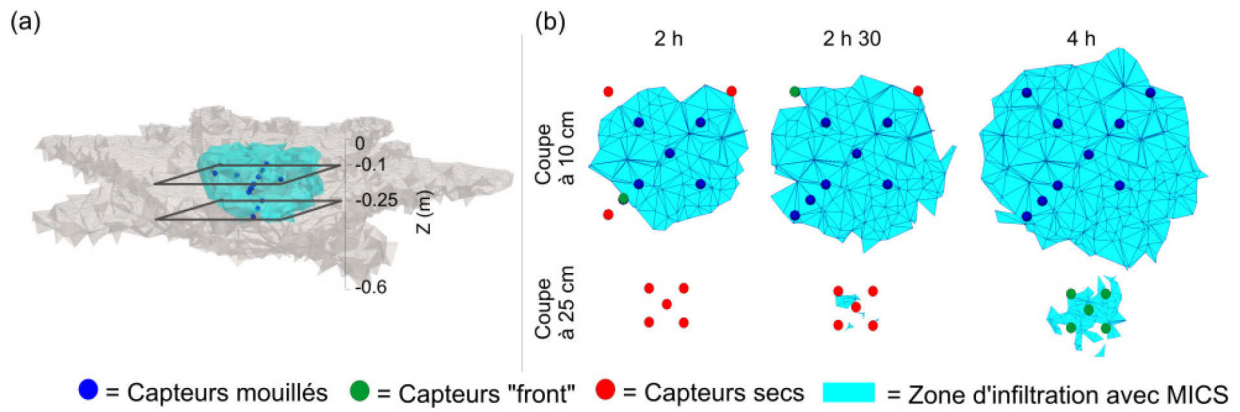


Fig. 2: (a) Résultat en 3D (b) Coupes 2D à 10 cm et 25 cm de profondeur

3. Conclusion

MICS permet d'améliorer la délimitation de la zone d'infiltration en évitant le choix subjectif: (i) d'un jeu de paramètres d'inversion et (ii) d'un isocontour de variations de résistivité électrique. Cette étude a permis de tester la méthodologie MICS sur un jeu de données de terrain, pour lequel nous disposons de données issues de capteurs, ce qui a permis de valider la délimitation de l'infiltration obtenue avec MICS.

4.4. Conclusion

Dans le cadre de cette thèse, nous avons fait l'hypothèse qu'il serait intéressant d'utiliser la forme de l'infiltration extraite des données ERT comme outil pour contraindre les modèles hydrodynamiques et améliorer ainsi la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets. En effet, une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques, basée sur une comparaison des formes (2D/3D) d'infiltration obtenues par ERT et par simulations hydrodynamiques, pourraient permettre de s'affranchir des lois pétrophysiques comme la loi d'Archie, couramment utilisée dans la littérature mais a priori peu adaptée aux milieux hétérogènes comme les déchets. Néanmoins, la délimitation de l'infiltration sur les modèles de résistivités interprétées est difficile à réaliser en raison de deux principales limites liées au processus d'inversion, à savoir :

- le choix des paramètres d'inversion qui peut avoir une influence non négligeable sur la forme d'infiltration obtenue ;
- la méthode de régularisation intervenant dans le processus d'inversion qui a tendance à lisser les modèles de résistivités interprétées et donc les contours de l'infiltration.

Ainsi, ce chapitre a permis de développer et d'évaluer une nouvelle méthodologie d'interprétation des données ERT, dénommée MICS (« multiple inversions and clustering strategy »), qui permet de délimiter de manière binaire l'infiltration de lixiviat sur les modèles de résistivités interprétées et donc de quantifier le volume de déchets impactés par le processus de réinjection. La méthodologie MICS est basée sur deux étapes :

- Une étape d'inversions multiples à partir d'un unique jeu de résistivités apparentes en faisant varier les paramètres d'inversion dans une gamme définie au préalable [Rings and Hauck, 2009];
- Une stratégie de classification qui consiste en deux opérations successives : (a) l'application de l'algorithme des k-moyennes et (b) une stratégie de regroupement.

L'article, présenté en section 4.2., est basé sur une première étape de validation numérique suivie d'une étape d'évaluation expérimentale de MICS sur des données de la SAS « Les Champs-Jouault ». La première étape purement numérique nous a permis d'étudier l'influence de plusieurs paramètres, comme la taille de l'infiltration, la diffusivité du front, la forme de l'infiltration et le contraste de résistivité entre l'infiltration et le milieu environnant, sur les résultats de MICS.

La seconde étape, basée sur une comparaison entre les résultats de MICS et des données de conductivité électrique apparente, obtenues par la méthode d'induction électromagnétique (FDEM), a permis d'évaluer les résultats de MICS à l'échelle du terrain. Cependant, l'utilisation de la méthode FDEM pour valider la délimitation de l'infiltration obtenue avec MICS comporte certaines limites. En

effet, elle permet uniquement d'avoir une information complémentaire sur l'étendue latérale de l'infiltration mais ne permet en aucun cas de valider ou d'invalider l'infiltration délimitée par MICS en profondeur. Par conséquent, il nous a semblé important de tester la méthodologie sur un autre jeu de données expérimentales où nous pouvions bénéficier d'un outil de comparaison plus fiable. C'est pour cette raison que MICS a été appliquée à un jeu de données acquis pendant un épisode d'infiltration réalisée dans une fosse expérimentale remplie de capteurs de mesure (4.3.). Les résultats de MICS, comparés aux données issues des capteurs, ont permis de valider expérimentalement la méthodologie.

Ces différentes étapes de validation numérique et expérimentale de la méthodologie MICS, réalisées dans ce chapitre, ont permis d'identifier ses limites et conditions d'utilisation et de définir différentes perspectives d'amélioration.

En effet, l'évaluation numérique réalisée dans l'article (4.2.) a permis de montrer que l'application de MICS à un suivi temporel d'infiltration nécessite que la taille de l'infiltration soit supérieure à l'espacement inter-électrodes, que l'intégralité de l'infiltration soit comprise dans une zone de sensibilité élevée et que le contraste de résistivité entre l'infiltration et le milieu environnant soit supérieur à 40 %. Par conséquent, une infiltration de lixiviat dans une région déjà saturée ou présentant des valeurs de résistivité très faibles (i.e. faible contraste de résistivité entre le lixiviat et le milieu) ne pourra pas être détectée par MICS. Ces différentes conditions sont en lien avec les limites de la méthode ERT.

D'autre part, il est important de souligner que la représentation binaire de MICS ne permet pas d'identifier précisément si la délimitation obtenue correspond à la zone saturée ou bien à une région incluant à la fois la zone saturée et une frange périphérique à cette dernière (i.e. présentant un degré de saturation moins important). En effet, les tests numériques ont permis de montrer que MICS permettait de bien restituer la forme de l'infiltration mais avait tendance à minimiser son étendue. La délimitation obtenue correspondait à la zone saturée. Cependant, dans le cadre de l'application de MICS à un jeu de données de terrain, il est plus délicat de déterminer à quel isocontour de saturation correspond la délimitation obtenue avec MICS. Cette limite est à prendre en compte pour le développement de la méthodologie de contrainte (Chapitre 6), afin de déterminer l'isocontour de saturation sur les simulations hydrodynamiques, qui doit être utilisé pour être comparé avec la délimitation obtenue avec MICS.

Les formes d'infiltration obtenues avec MICS peuvent néanmoins être considérées comme fiables, d'après les résultats de ce chapitre.

Suite à cette étude, de nombreuses perspectives d'amélioration de MICS et d'analyse des contours de l'infiltration obtenus peuvent être envisagées. Concernant l'évaluation numérique de la méthode, il serait intéressant :

- d'étudier l'influence de la gamme de paramètres d'inversion sur les résultats de MICS en testant différentes distributions de paramètres pour différentes formes d'infiltration et d'étudier les effets de maillage ;
- d'évaluer sur différents scénarios d'infiltration à quel isocontour de saturation correspond la délimitation obtenue avec MICS ;
- de définir différents seuils de probabilité pour une cellule du maillage d'inversion d'appartenir à la zone d'infiltration. En effet, dans le cadre de cette thèse nous avons choisi un critère stringent de 100% car il permet d'obtenir le contour d'infiltration le plus fiable (i.e. avec pour chaque cellule 100% de probabilité d'appartenance à la zone d'infiltration). Il pourrait néanmoins être intéressant de définir différents seuils pour présenter les résultats et tenter d'évaluer si ces seuils correspondent à différents isocontours de saturation. L'idée serait d'étudier les zones de fortes instabilités de l'inversion, qui se situent principalement proches des contours de l'infiltration.

Ces différentes perspectives pourraient permettre d'améliorer la méthodologie et de mieux définir les résultats obtenus. D'autre part, MICS a été imaginée, puis développée, pour le suivi d'infiltration de lixiviat dans les massifs de déchets. De nombreuses perspectives de recherche peuvent être envisagées quant à l'application de MICS à d'autres suivis temporels, afin d'améliorer la forme de l'infiltration que nous aurions obtenu avec une simple inversion. De même, une adaptation de cette méthodologie à d'autres domaines d'études pourrait être intéressante, comme par exemple : en hydrologie pour la recharge des aquifères ou à d'autres domaines divers comme la géologie structurale, l'agronomie, l'archéologie ou pour la délimitation d'une nappe de pollution.

Après avoir défini les limites, les conditions d'utilisation et les perspectives d'amélioration de la méthodologie MICS, il est important de mettre en avant ses avantages ainsi que les différentes perspectives qui en découlent et qui ont été investiguées dans les chapitres suivants de ce manuscrit. En effet, le principal avantage de la méthodologie MICS est qu'elle permet d'obtenir une unique représentation binaire de la forme de l'infiltration (région du massif de déchets impactée par la réinjection/région non impactée) tenant compte de tous les résultats d'inversion obtenus et donc de tous les paramètres d'inversion investigués. Par conséquent, cette représentation binaire permet de

quantifier le volume de déchets humidifiés par le processus de réinjection du lixiviat. Cette information est importante aussi bien pour les exploitants en charge des ISDND gérées en mode « bioréacteur » afin d'évaluer leurs dispositifs de réinjection, que pour le monde de la recherche. En effet, dans le cadre de cette thèse, la délimitation de la forme de l'infiltration obtenue avec MICS nous a semblé être une information pertinente pour contraindre un modèle hydrodynamique (Chapitre 6). D'autre part, l'application de MICS à un (ou plusieurs) suivi(s) temporel(s) d'infiltration de lixiviat sur site peut permettre d'étudier l'évolution du volume de déchets impactés par le processus de réinjection au cours du temps et ainsi d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets (Chapitre 5). En effet, cette méthodologie peut apporter des informations sur le comportement hydrodynamique du lixiviat au cours d'un suivi de réinjection sur site, en termes de dynamique d'infiltration (vitesse de grossissement du volume de déchets humidifiés, délimité par MICS), d'évolution de la forme au cours du temps (éventuelles anisotropies de forme) et de fraction de l'espace poral disponible à l'écoulement (rapport entre le volume de lixiviat injecté et le volume délimité par MICS). De plus, ces différentes informations extraites de MICS et concernant la dynamique de l'infiltration de lixiviat (Chapitre 5) peuvent permettre d'orienter le choix des modèles hydrodynamiques utilisés pour le développement de la méthode de contrainte (Chapitre 6), afin de décrire au mieux les observations faites sur le terrain.

Partie III :

***Etude des écoulements de lixiviat dans les
déchets par modélisation hydrodynamique***

Analyse des formes d'infiltration sur différents casiers de déchets

5.1. Introduction

La méthodologie MICS, développée et validée au chapitre précédent, offre de nombreuses perspectives de recherche, notamment pour l'amélioration de la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets. En effet, l'application de MICS à un (ou plusieurs) suivi(s) temporel(s) d'infiltration de lixiviat sur site peut permettre d'étudier la dynamique de l'infiltration de lixiviat en déterminant :

- la vitesse de grossissement du volume de déchets humidifiés (délimité par MICS) ;
- l'évolution de la forme de l'infiltration (détection d'éventuelles anisotropies de forme) ;
- le volume de déchets humidifiés en fonction du volume de lixiviat injecté, permettant ainsi de définir la fraction de l'espace poral, dans le massif de déchets, disponible à l'écoulement du lixiviat.

Toutes ces informations concernant la dynamique de l'infiltration de lixiviat sont cruciales dans le cadre de la thèse, afin de proposer un modèle hydrodynamique en accord avec les observations de terrain extraites avec MICS (Chapitre 6). De plus, compte tenu de l'hétérogénéité du milieu déchet, il nous a semblé intéressant d'appliquer MICS à différents casiers de déchets, dans le but de déterminer si le comportement hydrodynamique du lixiviat est très différent d'un casier à l'autre. En effet, si des similarités sont observées entre différents suivis de réinjection, des tendances globales concernant l'écoulement du lixiviat dans les déchets pourraient être dégagées et utilisées pour renseigner les modèles hydrodynamiques.

Par conséquent, l'objectif de ce chapitre est d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets par une analyse des informations hydrodynamiques, obtenues en appliquant MICS à deux suivis de réinjection du lixiviat, réalisés sur différents casiers.

Pour cette étude, MICS a été appliquée à deux jeux de données de suivi temporel ERT, acquis sur deux casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault », pour lesquels nous connaissons précisément : les dimensions du dispositif de réinjection, le volume de lixiviat injecté et la hauteur de charge au sein de la tranchée de réinjection. En effet, dans le cadre de cette thèse, nous ne disposons pas d'autres jeux de données avec toutes ces informations. Par conséquent, il n'a pas été possible d'appliquer MICS à d'autres suivis de réinjection réalisés sur différents casiers de déchets, dans le but de généraliser certaines observations extraites de MICS concernant la dynamique de l'infiltration de lixiviat.

Dans ce chapitre, l'analyse des informations hydrodynamiques extraites de MICS concernant la dynamique d'infiltration du lixiviat dans les déchets est donc basée uniquement sur une comparaison entre deux jeux de données. Pour cette raison, il nous a semblé nécessaire de comparer nos résultats avec ceux issus de la littérature pour tenter de dégager des tendances globales et ainsi pouvoir proposer un modèle hydrodynamique, dans le Chapitre 6, qui serait le plus adapté à la simulation d'infiltration de lixiviat dans les déchets. Ainsi, les résultats de cette étude permettent d'apporter des informations concernant le choix des modèles hydrodynamiques utilisés dans le Chapitre 6, permettant de satisfaire les observations faites sur le terrain et extraites avec MICS.

5.2. Article

Cette étude a fait l'objet de la rédaction d'un article en deux parties, dont la soumission est prévue pour Juillet 2015 :

Audebert, M., R. Clément, S. Moreau, C. Duquennoi, S. Loisel and N. Touze-Foltz, 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.

La deuxième partie de l'article (Part II) est consacrée au développement de la méthodologie de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir de la forme de l'infiltration obtenue avec MICS et est présentée dans le Chapitre 6 de ce manuscrit.

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.

M. Audebert^a; R. Clément^a; S. Moreau^a; C. Duquennoi^a; S. Loisel^b; N. Touze-Foltz^a

^aNational 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

^bSAS Les Champs Jouault 50670 Cuves (Avranches-Brécey-Manche)

Corresponding author: marine.audebert@irstea.fr

Co-authors: remi.clement@irstea.fr, sylvain.moreau@irstea.fr, christian.duquennoi@irstea.fr, champsjouault@gmail.com, nathalie.touze@irstea.fr

Abstract

Leachate recirculation is a key process in the operation of municipal solid waste landfills as bioreactors. To ensure optimal water content distribution, bioreactor operators need tools to design leachate injection systems. The prediction of leachate flow by subsurface flow modelling could provide useful information for the design of such systems. Subsurface flow modelling requires improving our understanding of leachate flow at the field scale. Many studies have shown that electrical resistivity tomography can be a suitable method to study leachate infiltration at the landfill scale. It can provide spatially distributed information that is useful for subsurface flow modelling. In a previous study, the MICS (multiple inversions and clustering strategy) methodology was proposed to improve the hydrodynamic interpretation of ERT results by a precise delimitation of the infiltration area. In this study, MICS was applied on two ERT time-lapse data sets recorded on different waste deposit cells in order to compare the hydrodynamic behaviour of leachate flow between the two cells. This comparison is based on an analysis of: (i) the volume of wetted waste assessed by MICS and the infiltration flow, (ii) the infiltration shapes and (iii) the pore volume used by the leachate flow. This paper shows that leachate hydrodynamic behaviour is comparable from one waste deposit cell to another with: (i) a high leachate infiltration speed at the beginning of the infiltration, which decreases with time, (ii) a horizontal anisotropy of the leachate infiltration shape and (iii) a very small fraction of the pore volume used by the leachate flow. This hydrodynamic information derived from

MICS results will be useful for subsurface flow modelling used to predict leachate flow in the second paper.

Keywords

Electrical resistivity tomography, Leachate flow, Hydrodynamic, Landfills, Infiltration shape

1. Introduction

This is the first of two related papers that attempt to improve the understanding of leachate flow in municipal solid waste landfills (MSWL) by time-lapse ERT and subsurface flow modelling.

Over the last 30 years, waste production has been continuously increasing throughout the world. Waste management is a major challenge worldwide, requiring the reduction of its environmental impacts as well as the preservation of natural resources. Different waste treatment technologies have been developed such as recycling, biological treatment (i.e. anaerobic digestion and composting), incineration and storage. Of the total amount of household waste collected in France, approximately 25% is stored in municipal solid waste landfills (MSWL) [Ademe, 2014]. To reduce their impact on the environment, the bioreactor concept has been studied and tested since 1970 in the US and for more than a decade in Europe [Reinhart and Townsend, 1998]. This concept is based on the optimization of water content distribution in the waste landfill, which enhances waste biodegradation [Reinhart and Al-Yousfi, 1996]. It involves leachate recirculation, which consists in collecting leachate from the drainage system on top of the bottom composite liner and reinjecting it underneath the landfill cover.

Using landfills as bioreactors has many advantages: (i) biogas production [M.A. Barlaz et al., 1990; Findikakis et al., 1988] and thus renewable energy production increases, (ii) the decomposition of waste is enhanced, shortening the post-exploitation period and thereby reducing the overall cost and the potentiality of negative environmental consequences [M. A. Barlaz and Reinhart, 2004; Imhoff et al., 2007] and (iii) the leachate treatment cost is reduced. Indeed, the volume of leachate to be treated decreases since a part of the leachate is retained by waste [Warith, 2002].

However, controlling the quantity of injected leachate through a leachate injection system (LIS) remains a challenge [El-Fadel et al., 1996; Rosqvist and Destouni, 2000; Zeiss, 1997]. Indeed, bioreactor operators need to design LIS to ensure optimal water content distribution into the waste deposit cell, as recommended by Reinhart and Townsend [1998]. In the best cases, operators use

empirical hydraulic laws, which generally do not consider leachate flow behaviour into the waste medium.

However, to design LIS, one must understand leachate flow into the waste medium. For this reason, many experimental studies at the laboratory scale were conducted to study leachate infiltration into waste samples [Benson and Wang, 1998; Breitmeyer et al., 2008; Kazimoglu et al., 2005; Korfiatis et al., 1984; Orta de Velasquez et al., 2003; M. Staub et al., 2009; Stoltz et al., 2012; Tinet et al., 2011; Zornberg et al., 1999]. In these studies, the authors measured water content with moisture sensors or using gravimetric methods. The sensors used were neutron probes, time domain reflectometry (TDR) or time domain transmissivity (TDT) sensors [Imhoff et al., 2007], which are classically used in hydrology. Then waste hydrodynamic properties of waste samples (i.e. porosity, hydraulic conductivity, density) were assessed to provide hydrodynamic models predicting leachate flow, useful for the design of LIS.

However, since sensor measurements provide only local information, it is difficult and costly to obtain good representativeness of the water content's spatial distribution, because of the high heterogeneity of waste and the large number of probes that would be required to instrument the landfill. Poor contact between probes and waste is also a problem currently encountered in these measurements [Grellier et al., 2006b]. Moreover, hydrodynamic properties determined at a small scale in the laboratory are not appropriate for characterizing full waste deposit cells, once again because of the heterogeneous nature of this medium [Fellner et al., 2009]. Waste samples at the laboratory scale are generally shredded at a smaller grain size and the boundary conditions differ from those at the field scale. Moreover, compaction of waste in layers during landfilling leads to anisotropy within the landfill [Beaven et al., 2008; Fellner and Brunner, 2010]. Consequently, hydraulic conductivity in the horizontal direction is potentially at least one order of magnitude greater than in the vertical direction [Landva et al., 1998; Powrie and Beaven, 1999], which is generally not the case in laboratory experiments.

For all these reasons, other techniques than those previously mentioned are required to improve the understanding of leachate flow and to assess waste hydrodynamic properties at the field scale.

Many studies have shown that electrical resistivity tomography (ERT) can be a suitable method to study leachate infiltration at the waste landfill scale [Grellier et al., 2008; Guérin et al., 2004b; Mondelli et al., 2007; Moreau et al., 2003; Morris et al., 2003; Olofsson et al., 2006; Rosqvist et al., 2003]. Time-lapse ERT can be used to monitor changes in electrical resistivity related to leachate content variations. Indeed, the leachate injection process implies an increase in water content and consequently a corresponding decrease in electrical resistivity.

Time-lapse ERT monitoring consists in performing identical ERT surveys several times at the same location with the same ERT quadripoles [Loke, 1999], namely, before, during and after the leachate injection period.

Time-lapse monitoring can be used because water content variations can be considered as the most influent parameters on electrical resistivity variations at the field scale during a short event of leachate recirculation. Indeed, the difference in temperature between injected leachate around 20°C and the waste medium at 50-60°C could be another influent parameter on resistivity variations. However, the temperature sensors installed in the landfill measured a maximum decrease of 5 °C during the leachate injection experiment. This can be explained by the volume of injected leachate, which does not exceed 100 m³, whereas the total volume of the waste deposit cell is greater than 60 000 m³. Thus, we can consider that the variation in temperature due to leachate injection will have a smaller influence on resistivity variations than the water content. Moreover, since leachate is injected for a short period, less than 1 day, and after the closure of the waste deposit cell during the anaerobic degradation phase, waste biodegradation and density variation can be ignored.

Time-lapse ERT monitoring can provide spatial information on the shape and size of the infiltration area and the corresponding volume of waste wetted by the injection process [Clément *et al.*, 2011a]. The delimitation of the infiltration area at the landfill scale could thus provide useful information for subsurface flow modelling.

However, it is not easy to delineate the leachate infiltration area precisely from time-lapse ERT results, due to: (i) the choice of inversion parameters, which greatly influence the inversion results [Audebert *et al.*, 2014c; Bazin and Pfaffhuber, 2013; Nguyen *et al.*, 2007; Wagner *et al.*, 2013] and (ii) the smoothness-constrained regularization method which tends to smooth the resistivity models [DeGroot-Hedlin and Constable, 1990; Günther *et al.*, 2006] and consequently the infiltration contour [Clément *et al.*, 2011a].

In their paper, Clément *et al.* [2011a] attempted to determine the appropriate isocontour of resistivity variation that minimizes the difference between the volume of wetted waste extracted from ERT and the volume of leachate injected. However, the choice of this isocontour is related to the inversion parameter set used. The authors concluded that the selection of one isocontour to delimit the infiltration area is straightforwardly related to waste and leachate characteristics (resistivity, temperature, porosity, saturation). Thus, the isocontour identified in their study could not be generalized to other landfill sites.

To improve the delimitation of the infiltration area, Audebert *et al.* [2014c] proposed a new methodology, called MICS (i.e. multiple inversions and clustering strategy), which allows a razor-sharp delineation of the infiltration. In this paper, MICS was assessed on many numerical data sets to

determine this methodology's advantages, limitations and conditions of use. MICS was then assessed in the field for one ERT time-lapse monitoring of leachate injection including two time steps. Then the MICS results were compared to data obtained from the frequency domain electromagnetic method (FDEM). This first application validated the use of the MICS methodology on a field data set and opened up many research perspectives for the study of leachate infiltration dynamics.

To our knowledge, no study has yet attempted to detect similarities or divergences of leachate flow features between different waste deposit cells and injection experiments.

Therefore, the aim of this first paper is to improve our understanding of leachate flow by an analysis of ERT infiltration delimitation obtained with MICS for two leachate injection experiments conducted on two different waste deposit cells including five time steps.

The use of MICS on two examples of ERT time-lapse monitoring will allow a comparison of the hydrodynamic behaviour of leachate flow between the two waste deposit cells. This comparison will be based on the analysis of: (i) the volume of wetted waste assessed by MICS and the infiltration flow, (ii) the infiltration shapes and (iii) the pore volume used by the leachate flow.

Given that this study is only based on two waste deposit cells of the same landfill site, the results obtained were also compared with literature data in order to identify global trends in the hydrodynamic behaviour of leachate flow into the waste.

2. Material and methods

2.1. Field description

The MSWL site of “Champs-Jouault”, located in western France (Cuves, Manche - Fig. 1a), is divided into several waste deposit cells. This paper focuses on leachate injection experiments on two waste deposit cells 3 and 4 (Fig. 1b). Each waste deposit cell covers more than 5000 m², and is approximately 100 m long, 50 m wide and 15 m at its maximum height (Fig. 1c and d).

To reduce their impact on the environment, the whole waste deposit cells are lined with a double-seal barrier: a passive one composed of a clay layer and an active one using high-density polyethylene (HDPE) geomembranes.

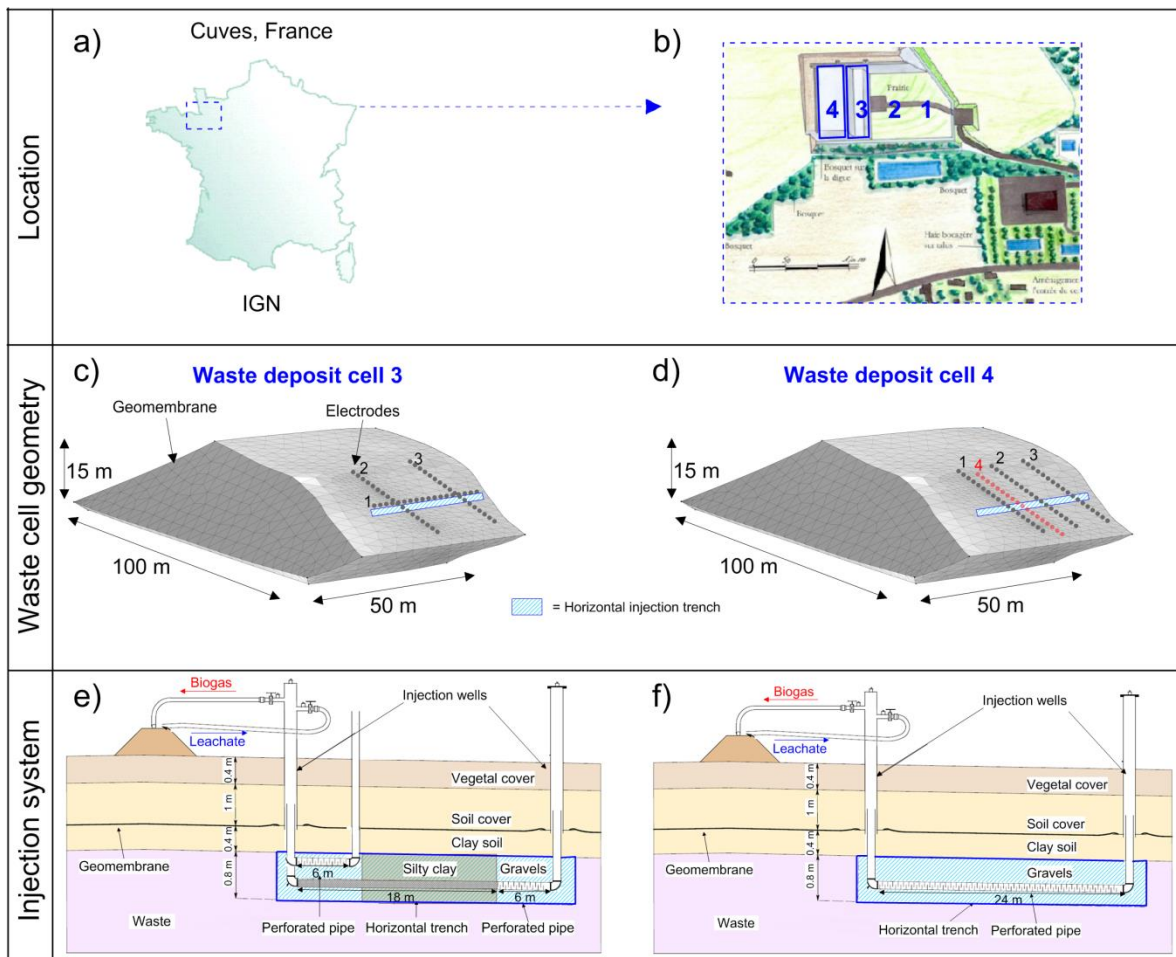


Fig. 1: Presentation of the “Champs Jouault” experimental site: (a) the location, (b) the two waste deposit cells studied, (c) and (d) geometry of the waste cells 3 and 4, (e) and (f) the corresponding injection systems.

The waste deposit cells are equipped with a drainage system at the bottom and with mixed biogas and leachate horizontal injection trenches at the top. The layering of the cap cover (Fig. 1e and f), from top to bottom, consists in a 0.4-m-thick vegetal cover, a 1-m-thick soil cover, a 2-mm-thick HDPE geomembrane and a 0.4-m-thick clay soil layer.

2.2. Waste characterization

Waste deposit cells 3 and 4 are composed of household waste, non-hazardous industrial waste and others (mainly bulky refuse, polluted soil, wood and polystyrene). The information given below was provided by the Champs-Jouault industrial operator and assessed before waste landfilling and consequently before compaction.

For waste deposit cell 3, the volume and tonnage of waste are equal to 64500 m³ and 61331 T, respectively. Thus, the density of waste d_{waste} (ratio between the tonnage and the volume) is estimated at about 951 kg.m⁻³.

Waste deposit cell 3 contains, in mass, 31% household waste, 43% non-hazardous industrial waste and 26% others.

Waste cell 4 contains 67700 m³ of waste with a tonnage of 64 333 T. Thus, d_{waste} is equal to 950 kg.m⁻³. The waste deposit cell is composed, in mass, of 37% household waste, 43% non-hazardous industrial waste and 20% others.

Both household and non-hazardous industrial waste at Champs-Jouault were sampled and characterized by IRSTEA according to the NF XP X30 445, NF XP X30 466 and NF XP X30 408 standards [AFNOR, 2013a; b]. For the two waste deposit cells, the composition of household waste was found close to the average French MODECOM composition [Ademe, 2007]. However, the non-hazardous industrial waste composition at Champs-Jouault consists of 27% combustible and 23% incombustible waste, which is greater than the MODECOM composition (4% combustible and 13% incombustible waste). Thus, the rates of the other components are lower than the MODECOM (for example, a rate of 7% for putrescible wastes versus 15% for the MODECOM).

The wet mass water content was assessed on waste samples from the Champs-Jouault experimental landfill site and the average value was equal to 0.30 (kg.kg⁻¹). At the end of the landfilling period of waste cells 3 and 4, the average mass water content ω of the waste stored was assessed at 0.37 (kg.kg⁻¹).

The corresponding volumetric water content θ can be computed with the formula below:

$$\theta = \omega \cdot \left(\frac{d_{waste}}{d_{water}} \right) \quad (1)$$

where d_{waste} and d_{water} correspond to the wet density of waste and water (kg.m^{-3}), respectively. Thus, θ is equal to $0.38 \text{ (m}^3.\text{m}^{-3}\text{)}$ for the Champs-Jouault waste landfill site.

2.3. Leachate injection

2.3.1. Description of leachate injection system

Biogas and leachate mixed horizontal trenches are installed on top of the waste layer in the MSWL cells (Fig. 1e and f). The pipes used for leachate injection into waste deposit cells 3 and 4 have the following configurations.

In waste cell 3 (Fig. 1e), two pipes have been installed in a horizontal trench: (i) the first one is a 6-m perforated pipe and (ii) the second one is a 24-m pipe which is only perforated over the last 6 m. It allows the operators to inject leachate at two different locations. The horizontal trench is composed of: (i) gravel around the perforated part of the pipes and (ii) a silty clay layer between the two pipes to avoid leachate leaks between the two injection locations.

For waste cell 4 (Fig. 1f), only one 24 m long perforated pipe is used for leachate injection. The horizontal trench is entirely composed of gravels.

2.3.2. Leachate injection experiment

In this paper, two leachate injection experiments on the two Champs-Jouault waste deposit cells were studied: (i) one on waste deposit cell 3 in July 2012 for an injection period of 7 h (Fig. 2a) and (ii) one on waste deposit cell 4 in June 2013 for an injection period lasting 9 h (Fig. 2b).

For the two injection experiments, the injection flow rate was measured by an ultrasonic flowmeter (Ultraflux, Minisonic-P) installed close to the horizontal trench. Fig. 2 presents the flow rate recorded on the two waste deposit cells. We can consider that the flow rate was constant during the two injection experiments on waste deposit cells 3 and 4 with a value of $13 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ (Fig. 2a) and $8 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ (Fig. 2b), respectively. The difference between the two values can be explained by the different injection pipe configurations. Indeed, the waste cell 3 injection pipe is one-quarter the size of waste cell 4's pipes. Thus, with the same leachate injection system, the flow rate in waste cell 3 is greater than in waste cell 4. However, due to the difference in injection period (i.e. 7 h and 9 h for cells 3 and 4, respectively), the volume of injected leachate is comparable with values of 91 m^3 for waste deposit cell 3 and 72 m^3 for waste deposit cell 4. The pressure head into the injection pipes was equal to 2 m for the two waste deposit cells.

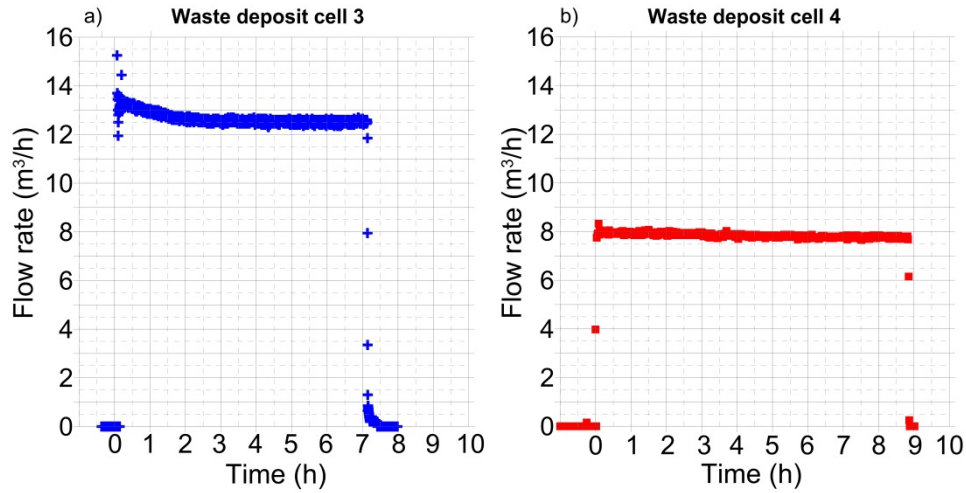


Fig. 2: Leachate injection flow rate measured by an ultrasonic flowmeter on: (a) the waste deposit cell 3 and (b) the waste deposit cell 4.

2.4. Electrical Resistivity Tomography

The ERT method is widely described in the literature [Dahlin, 2001; Telford et al., 1990]. The apparent resistivity, ρ_a (in $\Omega.m$), is assessed from a quadrupole composed of two current electrodes (I the injection current in A) and two potential electrodes (ΔV_{MN} the potential difference in V), using Equation (2) where the electrode positions are taken into account through the geometric factor K (m):

$$\rho_a = \frac{K \Delta V_{MN}}{I} \quad (2)$$

For a homogeneous medium, apparent resistivity values ρ_a correspond to the true resistivity of the medium ρ_m , which is not the case for a heterogeneous medium such as waste. A multielectrode array can provide a large number of apparent resistivity measurements, corresponding to multiple geometric quadrupole combinations. These data are conventionally presented as an apparent resistivity image, known as a pseudo-section (in 2D). This conventional pseudo-section represents measured data taking into account a volume of soil and therefore is not a cross section whose vertical axis corresponds to depth. This axis corresponds to a level of data acquisition points. The interpretation of these pseudo-sections is based on the inversion process, which allows us to obtain a distribution of interpreted resistivity.

2.4.1. ERT measurement

The ERT measurements before and during leachate injection were conducted with a Syscal Pro instrument (IRIS instruments) connected to electrode lines of stainless steel electrodes (Fig. 1c and

d). The electrode line position was chosen as a function of the injection pipe location to get the maximum sensitivity in the investigation area.

(1) Waste cell 3

For waste cell 3 (Fig. 1c), three electrode lines comprising 24 electrodes were installed on top of the waste deposit cell. Electrode line 1 lies along the leachate injection pipe and crosses lines 2 and 3 perpendicularly. It improves the sensitivity of the measurements by adding inter-line quadripoles. One sequence of 3044 quadripoles was used and composed of 252 dipole-dipole quadripoles (with the unit electrode spacing varying from 1.60 m to 11.20 m and $n=1$), 621 Wenner-Schlumberger quadripoles (with a varying from 1.60 m to 9.60 m and n from 1 to 3), 1302 forward and reverse gradient quadripoles (with a varying from 1.60 m to 11.20 m) and 869 inter-line quadripoles. The sensitivity and limits of each array have been studied by several authors [Athanasidou *et al.*, 2007; Clément *et al.*, 2010; Dahlin and Zhou, 2004]. We chose the dipole-dipole array, because it is more sensitive to the lateral variation of resistivity and the Wenner-Schlumberger array due to its sensitivity to the vertical variations of resistivity. The gradient array makes it possible to add acquisition points in the sequence and to increase the depth of investigation. Moreover, the acquisition time can be optimized using the multichannel technique, which consists in injecting current into the current electrodes and measuring up to ten potential differences between potential electrodes. The total acquisition time for one data set was 12 min (current injection time 250 ms, VAB request= 75 V, 1 stack) with 549 current injections. In July 2012, five data sets were recorded 50 min, 2 h, 3 h, 4 h 30 and 6 h after the injection start.

(2) Waste cell 4

For waste cell 4 (Fig. 1d), three parallel electrode lines consisting of 24 electrodes were installed on top of the cell and a fourth line of 24 electrodes was buried 10 m deep into the waste mass (i.e. about 5 m above the bottom of the cell). It allowed us to improve the sensitivity of the investigated area and consequently to better delineate the leachate infiltration area, by including interline measurements between surface electrode lines 1-3 and electrode line 4 at a depth of 10 m (Fig. 3). All resistivity lines are in the same direction and perpendicular to the leachate injection pipe.

The ERT sequence is composed of 369 dipole-dipole (Fig. 3a), 306 gradient (Fig. 3b) and 3818 tripole quadripoles (Fig. 3c), for a total of 4493 quadripoles. The total acquisition time for one data set was 14 min (current injection time 250 ms, V_{AB} request= 75 V, one stack) with 682 current injections. In June 2013, five data sets were recorded at 2 h, 3 h 30, 5 h, 6 h 30 and 9 h after starting the injection.

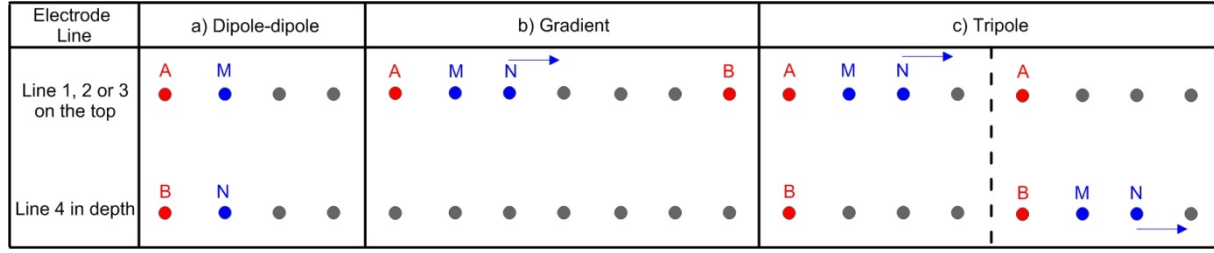


Fig. 3: The three geophysical arrays used for the time-lapse monitoring of the waste cell 4: the (a) dipole-dipole, (b) gradient and (c) tripole arrays.

(3) Errors in time-lapse electrical resistivity measurement

Twenty reciprocal measurements were added to each sequence to provide quality control and measurement of the data precision. These quadripoles were chosen as a function of the geometric factor and the electrodes involved. The reciprocal error values assessed were less than 3%. All the reciprocal quadripoles were not added because a fast sequence was needed to study the dynamics of leachate flow.

For the two injection experiments on waste cells 3 and 4, three ERT surveys were carried out before leachate injection with a 1 h 30 min time step between each survey (i.e. on a total period of 4 h 30 min). The apparent resistivity variations between these surveys were less than 3%. Consequently, it can be assumed that electrical resistivity variations greater than 3% recorded during the leachate injection process (i.e. over a period of 7-9 h) were only due to variations in leachate content.

2.4.2. ERT inversion

The apparent resistivity data sets cannot be directly interpreted and an inversion process is required to reconstruct the 2D or 3D resistivity distribution. In this paper, inversions of time-lapse ERT data sets were performed with BERT [Günther *et al.*, 2006].

During the leachate injection process, apparent resistivity data sets were recorded at different time steps in order to study resistivity variations due to leachate content variations.

The variation of resistivity is expressed as a percentage of the resistivity change $\Delta\rho$ [Audebert *et al.*, 2014c; Clément *et al.*, 2010; Guérin *et al.*, 2004b; Moreau *et al.*, 2003]. If the resistivity decreases or increases, the percentage change is negative or positive, respectively, according to Equation (3):

$$\Delta\rho = \left(\frac{\rho_t}{\rho_0} - 1 \right) \cdot 100(\%) \quad (3)$$

where ρ_0 (Ω m) is the resistivity of the initial resistivity model before leachate injection and ρ_t the resistivity of the resistivity model at time t .

In the BERT inversion code, the smoothness-constrained regularization and the quasi-Gauss Newton optimization method are used. In this paper, apparent resistivity data sets are inverted following the

“set as reference” time-lapse inversion approach, which consists in inverting the initial apparent resistivity data set recorded at time t_0 (i.e. before the beginning of leachate injection) and using the resistivity model obtained as the reference model for the inversion of the following apparent resistivity data sets recorded at time t (corresponding to other time steps of the infiltration process). This procedure is common for most of the time-lapse surveys proposed by *Loke* [1999].

In this study, the inversion parameter values were the same between the inversion of the initial and following (at time t) data sets.

To determine the misfit of the data inversion, the classical inversion tools use the root mean square (RMS) [*Loke and Barker*, 1996] and the χ^2 mathematical criteria [*Günther et al.*, 2006]. The resistivity models exhibiting a RMS higher than 5% were discarded.

2.5. MICS methodology

To improve our understanding of leachate flow in landfills, it is necessary to improve the hydrodynamic interpretation of the ERT results by a better delimitation of the infiltration area and consequently a better quantification of the volume of waste wetted by the leachate injection.

The MICS methodology (presented in detail in *Audebert et al.* [2014c]) is based on two steps: (i) a multiple inversion step (Fig. 4 - 1) and (ii) a clustering strategy (Fig. 4 - 2). First, the multiple inversion step (Fig. 4 - 1) consists in performing a large set of inversions from one apparent resistivity data set by varying the inversion parameters [*Rings and Hauck*, 2009]. On the basis of previous MICS numerical tests [*Audebert et al.*, 2014c], the inversion parameter distribution chosen in this paper corresponds to the inversion norm L1, an anisotropic factor w_z (i.e. flatness ratio) of 1 and a logarithmic distribution of 32 values of the regularization parameter λ (i.e. damping factor) ranging from 1 to 200. Thus, a total of 32 inversions are required for each apparent resistivity data set.

As a second step, the clustering strategy (Fig. 4 - 2) consists in two successive operations: (i) the k-means algorithm applied on each inversion result of the multiple inversion step in order to divide it into two zones: an area where resistivity decreases significantly (analogous to the leachate infiltration area) and an area where resistivity remains constant (the remaining waste medium) (Fig. 4 – 2.a) and (ii) a grouping approach assembling all the clustering results into one final cross section (Fig. 4 – 2.b).

The following sensitivity strategy was also adopted. Sensitivity was computed for each inversion parameter set and data interpretation limited to the smallest high sensitivity area among all the inversion results.

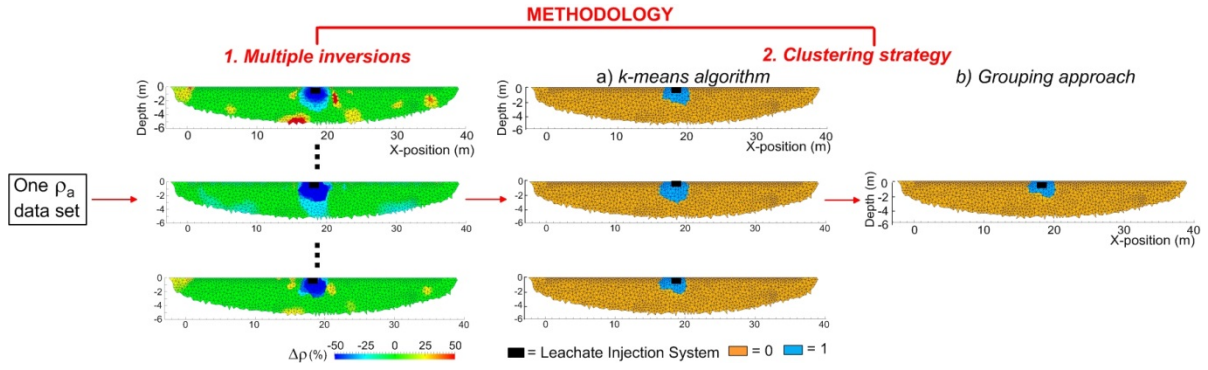


Fig. 4: MICS description including two steps: 1. multiple inversions, 2. a clustering strategy based on: (a) the k-means algorithm and (b) a grouping approach.

2.6. Hydrodynamic information derived from MICS

To study MICS results and obtain information about leachate flow behaviour in waste, we computed the three parameters presented below.

Infiltration flow (IF) was computed to study the evolution of leachate infiltration dynamics during the injection experiment. IF (m^3/h) was computed at each time step t as follows:

$$IF_t = \left(\frac{V_{MICS\ t} - V_{MICS\ t-1}}{\Delta_t} \right) \cdot 60 \quad (4)$$

where t is between 1 and 5 (corresponding to the five time steps of the ERT time-lapse monitoring), $V_{MICS\ t}$ corresponds to the volume delimited by MICS at time step t , $V_{MICS\ t-1}$ the volume delimited by MICS at time $t-1$ and Δ_t the duration between the two time steps.

The anisotropy shape ratio (ASR) was computed to highlight the horizontal anisotropy of the infiltration area due to waste compaction in the field. ASR (-) is expressed as follows:

$$ASR = \frac{W_{idth}}{H_{eight}} \quad (5)$$

where W_{idth} and H_{eight} correspond to the width and the height of the infiltration area, respectively. To assess these two components, the methodology presented on Fig. 5 (for the example of waste cell 3) was adopted. Fig. 5a shows the waste cell geometry and the MICS results for the first time step of the injection experiment. Then a clip was performed under electrode line 2 (Fig. 5b) and perpendicularly to the horizontal injection trench, allowing us to assess the width and the height of the infiltration area.

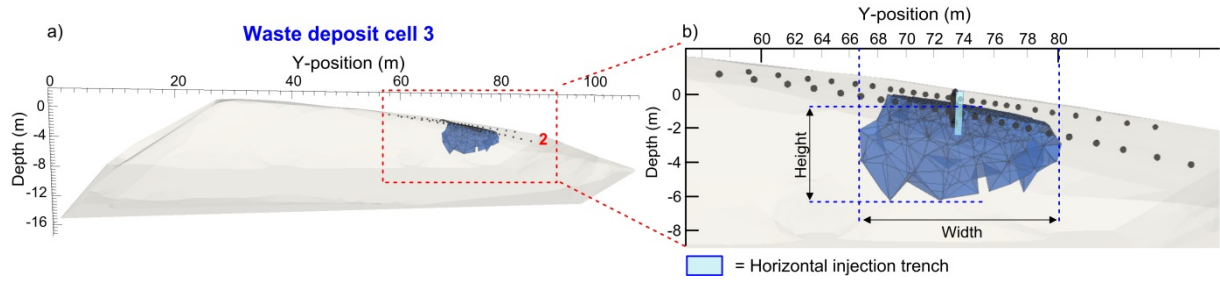


Fig. 5: Methodology for the computation of the infiltration shape ratio (ISR) on the waste cell 3: (a) MICS results for the first time step, (b) clip under the electrode line 2 (Fig. 1) perpendicularly to the horizontal injection trench to assess the width and height of the infiltration area.

The third parameter, ϵ_a , corresponds to an estimate of the pore volume used for leachate flow and was defined as an “apparent porosity” by Clément *et al.* [2011a]. ϵ_a is expressed as follows:

$$\epsilon_a = \left(\frac{V_{inj}}{V_{MICS}} \right) \cdot 100(\%) \quad (6)$$

where V_{inj} corresponds to the volume of leachate injected into the waste mass determined from flow rate measurements and V_{MICS} the volume delimited by the MICS methodology.

3. Results

3.1. Waste cell 3

3.1.1. MICS results

MICS was applied on a field data set of ERT time-lapse monitoring recorded during the injection experiment on Champs-Jouault waste cell 3.

Fig. 6a presents a 2D selected cross section located parallel to the horizontal injection trench under electrode line 1 of waste cell 3. The depth of investigation was about 5 m.

This cross section represents the initial interpreted resistivities (before the beginning of the injection) and was obtained for a standard inversion procedure (i.e. L1-norm, w_z equal to 1 and a λ value of 30). Two resistivity areas can be identified on these profiles and are delimited by a black dotted line on Fig. 6a. The first one, between 0 and about -3 m, indicates resistivity values between 5 and 70 $\Omega.m$. The second resistivity area located below is very conductive, with resistivity values between 0.1 and 3 $\Omega.m$. A resistive layer can be observed above a deeper, more conductive layer. These deep, low resistivity values can be explained by high temperatures in the waste medium measured between 50 and 60°C at these depths. Indeed, it is well known that an increase in temperature leads to a decrease in electrical resistivity [Campbell *et al.*, 1948].

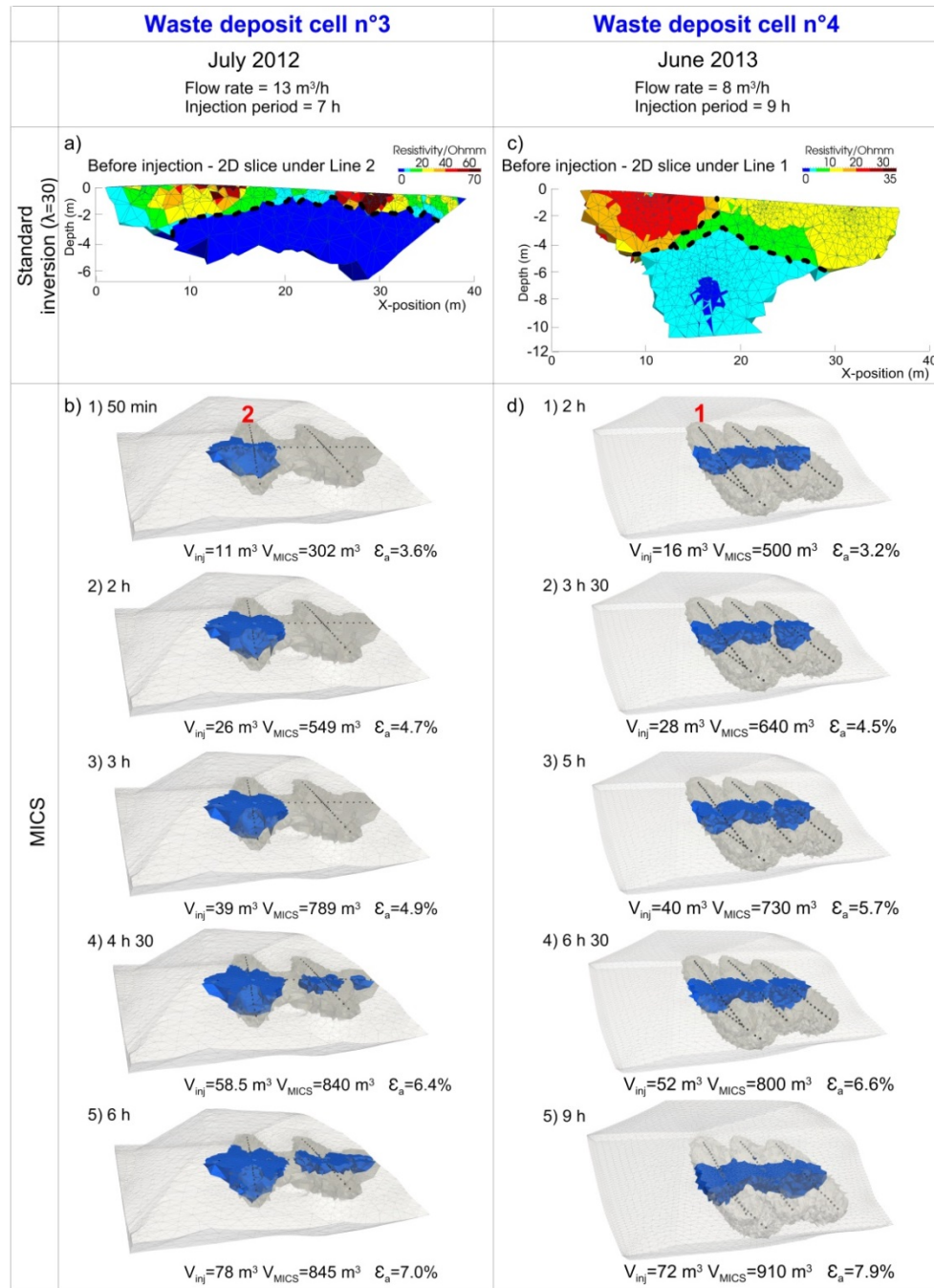


Fig. 6: Presentation of the MICS results for the two waste cells of “Champs-Jouault”: (a) Results of a standard inversion ($\lambda=30$) of the initial time step before injection for the waste cell 3, (b) corresponding MICS results for five time steps after the beginning of the injection, (c) and (d) standard inversion and MICS results for the waste cell 4.

Then five time steps after the beginning of the injection (i.e. at 50 min, 2 h, 3 h, 4 h30 and 6 h) were analysed with MICS. Fig. 6b presents the volume delimited by MICS, V_{MICS} , for each time step. V_{MICS} increased from 302 m³ at 50 min to 845 m³, 6 h after the beginning of the injection. Thus, an increase in ϵ_a from 3.6% to 7% was computed. From the fourth time step, 4 h 30 min after the beginning of the injection, a part of the infiltration was detected under the second perforated pipe (Fig. 1e), which was not used for this injection experiment. As presented on Fig. 1e, a silty clay layer was installed in

the horizontal trench between the two perforated pipes to avoid leachate leaks between the two injection locations. Therefore, following the MICS results (Fig. 6b), we can assume that the silty clay layer is permeable (probably due to insufficient compaction) and induces leachate flow to the second part of the horizontal trench.

3.1.2. Hydrodynamic information derived from MICS

The hydrodynamics of time-lapse ERT is not easy to interpret in 3D. Consequently, to improve our understanding of leachate flow in the waste mass, Fig. 7 presents the changes in three parameters derived from MICS results for the five time steps of time-lapse ERT monitoring. Fig. 7a shows V_{MICS} as a function of the leachate injected volume V_{inj} for these five time steps.

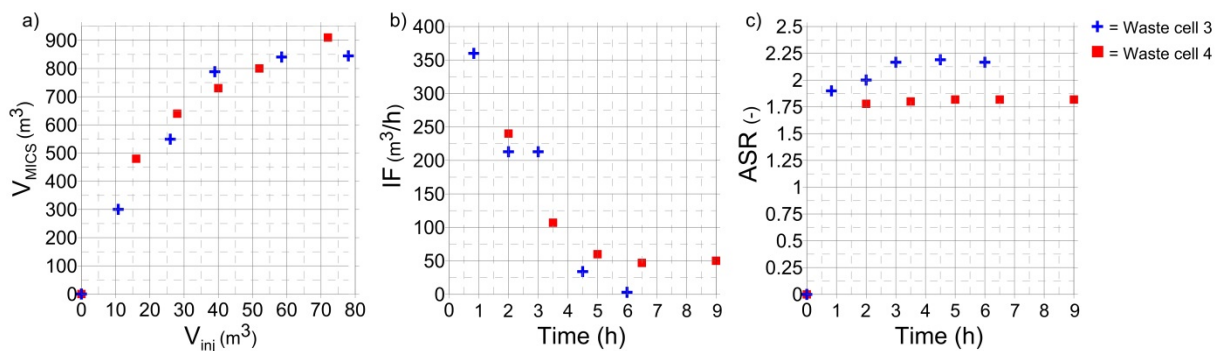


Fig. 7: Hydrodynamic information derived from MICS for the waste deposit cells 3 and 4 of “Champs Jouault”: (a) Volume delimited by MICS (V_{MICS}) as a function of leachate injected volume (V_{inj}), (b) and (c) Infiltration flow (IS) of the leachate flow and Anisotropy Shape Ratio (ASR) as a function of the time.

For waste cell 3 represented by blue crosses on the graphs, a rapid increase in V_{MICS} can be observed during the first 3 h, from 302 m^3 to 789 m^3 , followed by a stagnation of V_{MICS} at around 845 m^3 until the end of the leachate injection experiment. The volume delimited by MICS increased very quickly at the beginning of the injection until it reached a maximum value at the fourth time step. To emphasize this trend, we computed the infiltration flow IF represented as a function of time on Fig. 7b. As expected, Fig. 7b shows a decrease in IF from 360 m^3/h to 3 m^3/h . IF decreased toward a minimum value close to 0 due to the V_{MICS} stagnation at the end of the injection (Fig. 7a). To highlight the horizontal anisotropy due to waste compaction and its influence on the leachate flow, the width and the height of the infiltration area were assessed on MICS results (Fig. 5) to compute the ASR. For waste cell 3, Fig. 7c shows ASR values between 1.9 and 2.2 from the beginning to the end of the injection experiment. This proves that the infiltration area is more extended laterally than vertically, which is certainly related to the waste compaction implying horizontal preferential flows, as presented by many authors [Beaven *et al.*, 2008; Fellner and Brunner, 2010; Landva *et al.*, 1998; Powrie and Beaven, 1999]. It also shows that ASR does not vary significantly during the injection period.

3.2. Waste cell 4

3.2.1. MICS results

MICS was also applied on the field data set recorded during the injection experiment on waste cell 4. Fig. 6c presents the 2D cross-section selected, located perpendicular to the horizontal injection trench under electrode line 1 of waste cell 4. The depth of investigation was about 11 m. It was greater than for cell 3 because of electrode line 4 buried 10 m deep in the waste cell (i.e. 5 m above the bottom of the cell - Fig. 1d), which was installed to improve the sensitivity of the measurements. On this 2D cross section, three resistivity areas delimited by black dotted lines can be identified. The first one, located on the left side of the profile between 0 and 5 m deep, presents resistivity values between 15 and 30 $\Omega.m$. The second area, located on the right side of the profile at the same depth, shows lower resistivity, ranging from 5 to 15 $\Omega.m$. We can observe a third, deeper and very conductive area with resistivity values between 0 and 5 $\Omega.m$, showing a similar configuration than in the cross section of waste cell 3, with resistive layers above a more conductive deeper layer. As previously, the very conductive area in depth could be explained by high temperature level measured between 50 and 60°C in this cell. However, the resistivity values at the surface were lower than those on the cross section of waste cell 3 (Fig. 6a).

As previously, five time steps after the beginning of the injection (at 2 h, 3 h 30, 5 h, 6 h 30 and 9 h) were analysed with MICS. Fig. 6d presents the volume delimited by MICS for the five time steps.

The volume V_{MICS} increased from 500 m³ at 2 h to 910 m³, 9 h after the beginning of the injection. An increase in ϵ_a from 3.2% to 7.9% was also observed.

3.2.2. Hydrodynamic information derived from MICS

As for waste cell 3, Fig. 7a shows V_{MICS} as a function of V_{inj} for the five time steps of the ERT time-lapse monitoring on waste cell 4 represented by red squares. V_{MICS} increased from 500 m³ to 910 m³ during the injection experiment.

Unlike waste cell 3, stagnation of V_{MICS} at the end of the injection was not noted and consequently the infiltration flow IF presented on Fig. 7b did not reach a value close to 0. However, as for waste cell 3, the infiltration flow was very high at the beginning of the injection and decreased with time (from 240 to 50 m³/h).

Fig. 7c presents constant ASR values of around 1.8, proving once again that: (i) the leachate infiltration area is more extended laterally than vertically and (ii) the anisotropy of shape is almost constant during the injection experiment.

4. Discussion

Many authors emphasized the heterogeneous nature of waste media [Beaven and Powrie, 1995; McCreanor and Reinhart, 1996; Rosqvist and Destouni, 2000; Tinet *et al.*, 2011]. However, to our knowledge, no study has attempted to compare leachate flow between different waste deposit cells and injection experiments to assess if leachate hydrodynamic behaviour differs from one waste deposit cell to another. This comparison is important so as to determine if one hydrodynamic model can predict leachate flow in a repeatable manner to provide useful information for LIS design.

This section therefore attempts to answer this question by comparing the hydrodynamic information derived from MICS between the two injection experiments of waste cells 3 and 4. Then, to enhance this comparison, we will refer to the results of laboratory and field studies presented in the literature. Finally, we will attempt to provide information on the waste medium, which could be useful for subsurface flow modelling in the second paper.

4.1. Hydrodynamic analysis and comparison between the two waste deposit cells

The two injection experiments conducted in Champs-Jouault waste cells 3 and 4 have similar injection parameters with a constant 2-m-high pressure head into the LIS and comparable volume of injected leachate (91 m³ over 7 h for waste cell 3 and 72 m³ over 9 h for waste cell 4). The main differences between the two injection experiments were: (i) the size of the perforated pipes used (Fig. 1e and f) and (ii) the silty clay layer in the horizontal trench of waste cell 3, which does not appear as impermeable as expected (Fig. 6b). Despite these differences, similar hydrodynamic behavior can be observed on Fig. 7a and b: (i) V_{MICS} values (depending on V_{inj}) are comparable in the two injections and (ii) the two curves present similar trends with a high infiltration flow at the beginning of the infiltration decreasing with time (Fig. 7b). A very high infiltration flow was observed during the first 3 h of injection, with approximately 750 m³ of wetted waste estimated by MICS for only 40 m³ of injected leachate.

The stabilization of V_{MICS} observed on the two last time steps of waste cell 3 (Fig. 7a), characterized by an infiltration flow close to 0 (Fig. 7b), could stem from the sensitivity of the ERT measurements. Indeed, at the end of the injection monitoring, the volume delimited by MICS reached the boundaries of the high sensitivity area, ending near the depth of 5 m (Fig. 6b). MICS was not able to detect a deeper infiltration due to the ERT limitations. The limits of MICS are presented in detail in Audebert *et al.* [2014c].

In waste cell 4, the high sensitivity area is deeper than in waste cell 3 because of the buried electrode line 4. The ERT sensitivity was not a limitation for the use of MICS on waste cell 4.

Despite this limitation, ASR values for the two injection experiments and the five corresponding time steps, are all remarkably close, with an almost constant value near 2. This implies that for the two waste deposit cells, the leachate infiltration area is twice as wide as it is deep at all time steps.

The apparent porosities ε_a , representing the volume of pores available for leachate flow, were also very close for the two injection experiments, with values ranging between 3 and 8%.

Finally, in spite of the heterogeneous nature of waste presented in most previous studies, leachate flow seems to present a similar hydrodynamic behaviour from one waste deposit cell to another at the Champs-Jouault landfill site.

4.2. Comparison with the literature

Because of the scarcity of available time-lapse ERT data sets with all the hydraulic conditions and the precisely detailed site size, our comparative study is only based on the leachate injection monitoring of two waste deposit cells of the same landfill site. It is therefore difficult to generalize these results to any other waste deposit cell. In this section, we compare the results with the literature data in order to identify overall trends of leachate flow behaviour in waste.

In their study, *Clément et al.* [2011a] attempted to provide hydrodynamic information on leachate flow in waste from ERT time-lapse monitoring. ERT data sets were recorded during a leachate injection experiment lasting 24 h at a landfill site located in southeast France (Valence, Drôme). The leachate injection flow rate was equal to: (i) 0.45 m³/h during the first 3 h, (ii) 0.07 m³/h during the following 10 h and (iii) 0.37 m³/h until the end of the injection. These values are significantly lower than the flow rate injected at the Champs-Jouault landfill site.

The authors conducted many numerical tests to choose an isocontour of resistivity variations in order to delimit the infiltration area and the corresponding volume of wetted waste from the ERT inversion results. This illustrates the advantages of using MICS for a precise delimitation of the infiltration area in avoiding the choice of one isocontour of resistivity variations. As on Fig. 7a, *Clément et al.* [2011a] presented the wetted waste volume as a function of time for three ERT isocontours (-20%, -30% and -40%). The graph presented for the -40 % isocontour is very close to those obtained with MICS (Fig. 7a). Indeed, a rapid increase in the wetted waste volume was observed during the first 3 h with a value of 230 m³ for only 1.35 m³ of injected leachate. Then the evolution showed slower growth up to 450 m³ over 23 h. For the two -20% and -30% ERT isocontours, this effect seems to be attenuated. The results of *Clément et al.* [2011a] therefore seem to confirm the leachate hydrodynamic

behaviour observed with MICS results on Fig. 7a, with a rapid increase in the wetted volume at the beginning of the injection and then slower progression of the infiltration.

Moreover, the apparent porosity ϵ_a computed by *Clément et al.* [2011a] for the three isocontours was between 1 and 4.5%, which is very similar to those obtained in our study: between 3.2 and 7.9%. This confirms that a very small fraction of the pore volume is involved in the leachate flow.

The infiltration anisotropy was observed on most previous time-lapse surveys recorded during an injection experiment on a waste landfill cell [*Grellier et al.*, 2008; *Guérin et al.*, 2004b; *Mondelli et al.*, 2007; *Moreau et al.*, 2003; *Morris et al.*, 2003; *Olofsson et al.*, 2006; *Rosqvist et al.*, 2003]. The authors explained this anisotropy by waste compaction, which creates horizontal preferential pathways in the waste deposit cell.

Many researchers have assessed hydraulic properties and especially the hydraulic conductivity on waste samples at the laboratory scale [*Fleming*, 2011; *Landva et al.*, 1998; *Powrie and Beaven*, 1999; *K.R. Reddy et al.*, 2009] and highlighted the horizontal anisotropy of hydraulic conductivity due to waste compaction. The hydraulic conductivity under moderate effective stress has been reported by these authors to range from greater than 10^{-4} m.s^{-1} to somewhat below 10^{-6} m.s^{-1} . These experiments suggest that vertical hydraulic conductivity may be an order of magnitude less than horizontal hydraulic conductivity [*Beaven et al.*, 2008]. An anisotropic hydraulic conductivity can explain the infiltration shapes observed on the ERT time-lapse monitoring. We can also assume that a ratio of 10 between the vertical and horizontal anisotropy could explain an ASR of 2 on the ERT results. This hypothesis will be investigated in the second paper. Moreover, the ASR value of 2 is very close to the anisotropy coefficient assessed between 1.5 and 1.6 by *Moreau et al.* [2010b].

To summarize, the literature data seem to confirm our hydrodynamic interpretation derived from MICS with: (i) leachate injection beginning with a high infiltration flow which then decreases with time, (ii) a very small fraction of the pore volume available for leachate flow and (iii) an infiltration shape which denotes anisotropic hydraulic conductivity due to waste compaction, with horizontal conductivity at least one order of magnitude higher than vertical hydraulic conductivity.

4.3. Discussion of the waste medium

The results presented above showed that the infiltration flow is very high at the beginning of injection. With a small volume of injected leachate, a very large volume of waste is considered wetted with the MICS methodology (Fig. 7a). This was highlighted in the present study by very low ϵ_a values, indicating that a very small fraction of the pore volume is available for leachate flow. We assume that this small fraction of the pore volume implies preferential pathways into the waste medium. All these hydrodynamic observations will lead us to consider a specific category of porous medium models, as will be seen in the second paper.

5. Conclusion

Electrical resistivity tomography is becoming a popular method to study leachate flow in waste landfills and can provide spatial information on leachate hydrodynamic behaviour, essential to hydrodynamic modelling. To improve the hydrodynamic interpretation of ERT time-lapse surveys, *Audebert et al.* [2014c] proposed a new methodology called MICS (multiple inversions and clustering strategy). MICS provides a razor-sharp delimitation of the infiltration area by avoiding the subjective choice of: (i) the inversion parameters and (ii) one isocontour of resistivity variations. The aim of this paper was to improve our understanding of leachate flow through an analysis of ERT infiltration delimitation obtained with MICS for two leachate injection experiments conducted on two different waste deposit cells and including five time steps. The comparison of these two data sets was designed to identify similarities or divergences in leachate flow in the waste medium. Indeed, a better characterization of leachate hydrodynamic behaviour is thought to be a necessary step to provide spatial information used in subsurface flow modelling.

The MICS results showed that the hydrodynamic behaviour of leachate in waste presented similarities between the two injection experiments on the two waste deposit cells. Indeed, a very high infiltration flow was observed during the first 3 h of injection, with approximately 750 m³ of wetted waste estimated by MICS for only 40 m³ of injected leachate. Then the infiltration flow decreased over time for both cells. It reached values close to 0 for the last time step on waste cell 3. We assumed that the volume stagnation as delimited by MICS on waste cell 3 was due to the sensitivity of the ERT measurements. Indeed, on waste cell 3, the volume delimited by MICS reached the boundaries of the high sensitivity area at the end of the injection experiment. This phenomenon was not recorded on waste cell 4, as recorded by a buried electrode line installed in the waste mass, thus enhancing the depth of the high-sensitivity area. These results highlight one of the MICS limitations in relation to the ERT limitations as described in *Audebert et al.* [2014c].

Despite this limitation observed at the end of the injection experiment, MICS identified similar leachate hydrodynamic behaviour between the two waste cells.

Moreover, an anisotropy of leachate infiltration can be observed on MICS results obtained for the two injection experiments. Indeed, the infiltration area is approximately twice as wide as deep for each cell and at every time step. This anisotropy can be explained by an anisotropic hydraulic conductivity between vertical and horizontal hydraulic conductivities due to waste compaction, highlighted by many studies at the laboratory scale. This assumption will be demonstrated by subsurface flow modelling in the second paper.

Like *Clément et al.* [2011a], we also computed an apparent porosity ϵ_a , which presents similar values between 3 and 8%, on the two Champs-Jouault waste deposit cells. This seems to indicate that a very small fraction of the pore volume is concerned by leachate flow.

Finally, in spite of the heterogeneous nature of the waste medium described by many authors in the literature, this paper has identified similarities between leachate flow patterns in two different cells managed as bioreactors.

Given these similarities between different waste deposit cells and injection experiments, it seems possible to propose one hydrodynamic model predicting leachate flow for the Champs-Jouault waste landfill site. Moreover, the hydrodynamic information derived from MICS results will be used in the second paper to propose a hydrodynamic model consistent with field observations. Future research could apply MICS on waste deposit cells in other landfills in order to confirm that the hydrodynamic model proposed can be generalized.

5.3. Conclusion

Le développement de la méthodologie MICS au chapitre précédent a ouvert de nombreuses perspectives de recherche, notamment en vue d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets. En effet, l'application de MICS à un (ou plusieurs) suivi(s) temporel(s) d'infiltration sur site peut permettre d'étudier la dynamique de l'infiltration de lixiviat en déterminant :

- la vitesse de grossissement du volume de déchets humidifiés (délimité par MICS) ;
- l'évolution de la forme de l'infiltration (détection d'éventuelles anisotropies de forme) ;
- le volume de déchets humidifiés en fonction du volume de lixiviat injecté, permettant ainsi de définir la fraction de l'espace poral disponible à l'écoulement de lixiviat.

Par conséquent, l'objectif de ce chapitre était d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets, par une analyse des informations hydrodynamiques obtenues en appliquant MICS à deux suivis de réinjection du lixiviat, réalisés sur différents casiers de la SAS « Les Champs Jouault ».

Les principaux résultats de l'article, présenté dans ce chapitre (5.2.), ont montré des similarités en terme de dynamique d'infiltration entre les deux casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault », investigués dans cette étude. En effet, l'application de MICS à ces deux casiers a permis d'en déduire les informations suivantes :

- La vitesse d'infiltration du lixiviat est très élevée durant les premières heures suivant le début de l'injection, avec 750 m³ de déchets humidifiés (volume délimité par MICS) pour seulement 40 m³ de lixiviat injecté ; cette vitesse d'infiltration décroît avec le temps ;
- Une anisotropie de forme de l'ordre de 2 entre l'extension latérale et verticale de l'infiltration est observée ;
- La fraction de l'espace poral ϵ_a disponible à l'écoulement (rapport entre le volume de lixiviat injecté et le volume délimité par MICS) est très faible puisqu'un volume de lixiviat injecté de l'ordre de 40 m³ peut engendrer un volume de déchets humidifiés (délimité par MICS) de l'ordre de 750 m³.

Dans le cadre de cette thèse, nous ne disposons pas d'autres jeux de données aussi bien renseignés que ceux de la SAS « Les Champs-Jouault » concernant les dimensions du dispositif de réinjection, le volume de lixiviat injecté et la hauteur de charge au sein de la tranchée de réinjection. Par conséquent, il n'a pas été possible d'appliquer MICS à d'autres suivis de réinjection réalisés sur différents casiers de déchets et ainsi de généraliser certaines observations faites concernant le comportement hydrodynamique du lixiviat.

Dans cet article, nous avons néanmoins comparé ces informations extraites de MICS avec des données issues de la littérature, ce qui a permis de constater que certaines informations obtenues avec les données de la SAS « Les Champs-Jouault » avaient également été observées sur d'autres sites d'étude (voir section 4.2. de l'article).

Néanmoins, une des principales perspectives de recherche à ces travaux serait d'appliquer la méthodologie MICS à d'autres suivis temporels de réinjection réalisés sur des casiers de déchets de différentes ISDND. Cela permettrait de valider ou invalider l'hypothèse qui consiste à supposer que ces tendances peuvent être généralisées à tous les massifs de déchets. En effet, étant donné que la composition des deux casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault » est sensiblement la même (voir section 2.2 de l'article), on peut supposer que pour une composition différente du massif de déchets, les comportements hydrodynamiques pourraient ne pas être les mêmes. De même, il serait intéressant d'étudier l'influence des conditions de réinjection (dimensions des systèmes de réinjection, volumes et débits de lixiviat injecté) sur les informations obtenues avec MICS concernant la dynamique de l'infiltration. Ainsi, l'application de la méthodologie MICS à d'autres casiers de déchets permettrait de poursuivre les recherches quant à la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

Néanmoins, dans le cadre de cette thèse, ces informations concernant la dynamique de l'infiltration obtenues avec MICS ont permis d'orienter le choix des modèles hydrodynamiques, permettant de décrire le milieu déchet et les transferts de lixiviat (Chapitre 6). En effet, la vitesse d'infiltration du lixiviat très rapide en début d'injection et le volume important de déchets délimité par MICS pour un volume de lixiviat injecté très faible, nous amènent à penser qu'il existe des zones d'écoulements préférentiels dans le massif de déchets, permettant au lixiviat de circuler très rapidement. Ces observations semblent confirmer la représentation schématique de *Bendz et al.* [1998], présentée en section 2.2.3.a., ainsi que les différentes études qui ont mis en évidence ces chemins d'écoulements préférentiels dans les déchets [*Bengtsson et al.*, 1994; *Holmes*, 1983; *Korfiatis et al.*, 1984]. Par conséquent, ce chapitre nous permet de supposer qu'il sera probablement difficile de reproduire les observations de terrain avec le modèle hydrodynamique simple continuum (2.2.2.), qui est le modèle le plus fréquemment utilisé dans la littérature.

Pour cette raison, nous nous sommes intéressés, dans le cadre de cette thèse, à d'autres types de représentation conceptuelle comme les modèles double continuum (2.2.3.). La représentation double continuum consiste à considérer deux milieux continus équivalents coexistant au sein du même VER : les fractures (ou macropores) très perméables et permettant de favoriser les écoulements de lixiviat et la matrice poreuse (ou micropores) très peu perméable et permettant d'emmagasiner de grandes quantités de lixiviat. Ainsi, ce type de représentation, qui consiste à

assimiler le milieu déchet à un milieu fracturé, pourrait permettre de prendre en compte les zones d'écoulements préférentiels du lixiviat à l'échelle du terrain, sans avoir besoin de renseigner explicitement leurs dispositions dans le modèle.

Les deux modèles hydrodynamiques simple et double continuum ont été utilisés dans le Chapitre 6 afin de représenter le milieu déchet et de pouvoir comparer leur capacité à reproduire les observations concernant la dynamique de l'infiltration obtenues avec MICS. Par conséquent, la méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques, à partir de la forme de l'infiltration extraite de MICS, a été appliquée à ces deux modèles pour estimer les gammes de valeurs des paramètres afférents (Chapitre 6).

Développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques

6.1. Introduction

Pour prédire les transferts de lixiviat à l'échelle du casier de déchets et fournir une aide au dimensionnement des systèmes de réinjection, une voie possible est la modélisation hydrodynamique. En effet, la modélisation hydrodynamique peut permettre d'estimer quel sera le volume de déchets humidifiés en fonction du dimensionnement des dispositifs de réinjection et des volumes et débits d'injection. D'autre part, la modélisation hydrodynamique peut également permettre d'améliorer la caractérisation du milieu déchet, ainsi que la compréhension des écoulements de lixiviat en son sein.

Comme nous l'avons vu dans la synthèse bibliographique (2.2.), le modèle hydrodynamique regroupe la représentation conceptuelle du milieu poreux investigué et le modèle mathématique permettant de décrire les transferts. Dans la littérature, la plupart des auteurs utilisent une approche conceptuelle simple continuum, basée sur la résolution de l'équation de Richards (2.2.2.), pour simuler une infiltration de lixiviat dans le milieu déchet [Demetracopoulos *et al.*, 1986; Gholamifard *et al.*, 2007; Khire and Mukherjee, 2007; Korfiatis *et al.*, 1984; Straub and Lynch, 1982]. Cependant, d'autres auteurs ont démontré que ce type de représentation du milieu déchet ne permettait pas de satisfaire les observations faites sur le terrain [Ehrig, 1983; Uguccioni and Zeiss, 1997] et de tenir compte des zones d'écoulements préférentiels de lixiviat observées [Bendz *et al.*, 1998].

Dans le cadre de cette thèse, la méthodologie MICS, développée au Chapitre 4, nous a permis d'obtenir des informations concernant la dynamique de l'infiltration dans les casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault » (Chapitre 5). Ces informations extraites de MICS ont permis d'orienter le choix des modèles hydrodynamiques permettant de décrire le milieu déchet et les transferts de

lixiviat. En effet, la vitesse d'infiltration du lixiviat très rapide en début d'injection et le volume important de déchets délimité par MICS, pour un volume de lixiviat injecté très faible, renforcent l'hypothèse de la présence de zones d'écoulements préférentiels dans les massifs de déchets permettant au lixiviat de circuler très rapidement. Les informations obtenues avec MICS concernant la dynamique d'infiltration de lixiviat dans les casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault » semblent donc rejoindre les observations faites dans la littérature concernant l'existence de zones d'écoulements préférentiels dans les déchets. D'après la littérature, les modèles simple continuum (2.2.2.) ne permettent pas de tenir compte de ces chemins préférentiels d'écoulement et ainsi de reproduire les observations de terrain concernant la dynamique de l'infiltration. Par conséquent, il nous a également semblé intéressant dans le cadre de cette thèse de représenter le milieu déchet selon une approche double continuum (2.2.3.) qui consiste à considérer deux milieux continus équivalents coexistant au sein du même VER : les fractures (ou macropores) très perméables et permettant de favoriser les écoulements de lixiviat et la matrice poreuse (ou micropores) très peu perméable et permettant d'emmagasinier une grande quantité de lixiviat. Pour décrire le transfert de fluides selon une représentation conceptuelle double continuum, deux modèles mathématiques (2.2.3.b.) peuvent être utilisés, à savoir, le modèle double porosité ou le modèle double perméabilité. Nous avons choisi d'utiliser dans cette thèse le modèle double perméabilité qui permet au lixiviat de circuler dans la matrice, contrairement au modèle double porosité, où la matrice est uniquement considérée comme une zone de stockage. En effet, les échantillons de déchets en laboratoire correspondent plutôt à la matrice poreuse (microporosité) et des écoulements significatifs ont été mesurés dans la littérature.

Dans ce chapitre, nous avons donc utilisé les deux approches conceptuelles simple et double continuum, pour décrire les transferts de lixiviat, afin de comparer leur capacité à reproduire les informations concernant la dynamique de l'infiltration obtenues avec MICS (Chapitre 5).

Néanmoins, quel que soit le modèle hydrodynamique utilisé pour représenter le milieu déchet, il est nécessaire de renseigner les paramètres hydrodynamiques afférents. Dans la littérature, de nombreuses études ont tenté d'évaluer ces paramètres sur des échantillons de déchets en laboratoire (2.3.1.). Néanmoins, les paramètres hydrodynamiques évalués en laboratoire sont difficilement transposables à un massif de déchets in situ (échantillons plus petits, triés, broyés, densité différente de celle du terrain et apparition d'éventuels effets de bord dus au confinement). Dans la littérature, plusieurs études ont proposé d'utiliser les données ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques et ainsi évaluer les paramètres hydrodynamiques des modèles à l'échelle du terrain. Cependant, ces différentes approches font intervenir des lois pétrophysiques empiriques, comme la loi d'Archie, qui ne semble pas adaptée à un milieu aussi hétérogène que le déchet. Pour

s'affranchir de ces lois, il nous a semblé intéressant, dans le cadre de cette thèse, d'utiliser la forme de l'infiltration extraite des données ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques. C'est pour cette raison que la méthodologie MICS a été développée au Chapitre 4.

Par conséquent, l'objectif de ce chapitre est de proposer une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques basée sur une comparaison des formes d'infiltration extraites avec MICS et des résultats de modélisation hydrodynamique, permettant ainsi de répondre à la problématique générale de cette thèse. Les informations provenant du terrain, comme le volume de lixiviat injecté, peuvent également être utilisées pour contraindre les modèles hydrodynamiques et restreindre la gamme de paramètres évaluée.

La méthode de contrainte développée dans ce chapitre est basée sur deux principales étapes :

- La première étape consiste à réaliser de multiples simulations hydrodynamiques en faisant varier les valeurs des paramètres hydrodynamiques dans une gamme définie au préalable. Puis, pour chaque résultat de simulation, nous avons choisi un isocontour de teneur en eau permettant de délimiter l'infiltration de lixiviat et ainsi obtenir une représentation binaire (région impactée par la réinjection/région non impactée), comparable à celle obtenue avec MICS. L'isocontour de teneur en eau choisi pour délimiter l'infiltration correspond à l'isocontour qui délimite la plus large zone d'infiltration, c'est à dire correspondant à la plus petite différence de teneur en eau entre l'infiltration et le milieu environnant. De même, pour chaque modèle résultant de cette étape de multiples simulations, nous avons calculé le volume de lixiviat injecté afin de le comparer au volume réellement injecté sur le terrain ;
- La seconde étape est basée sur l'utilisation de deux critères de comparaison permettant de contraindre les modèles hydrodynamiques. Le premier critère correspond à la comparaison des formes d'infiltration obtenues à partir des résultats de simulation hydrodynamique avec celles extraites de MICS. Le second critère correspond à la différence entre le volume de lixiviat injecté dans la simulation et le volume de lixiviat réellement injecté sur le terrain.

Cette méthode de contrainte a été appliquée dans ce chapitre aux deux modèles hydrodynamiques simple et double continuum, afin d'en évaluer les paramètres afférents et de comparer leur capacité à reproduire les observations de terrain extraites de MICS (Chapitre 5). Compte tenu du nombre de paramètres intervenant dans ces deux modèles hydrodynamiques (i.e. 6 pour le simple continuum et 17 pour le double continuum), nous avons choisi de faire varier uniquement les paramètres ayant une influence non négligeable sur les résultats de la simulation (identifiés après plusieurs tests numériques) et de fixer les autres, permettant ainsi de limiter le nombre de simulations et donc le temps de calcul. Les gammes de variation et les valeurs fixées de ces paramètres ont été

principalement choisies à partir de données issues de la littérature, correspondant à des expériences sur des échantillons de déchets en laboratoire.

Comme dans le chapitre précédent, nous ne disposions que des deux jeux de données ERT acquis sur deux casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault ». Néanmoins, l'application de MICS au casier de déchets n°3 (Chapitre 5 – Fig.6) a permis de détecter un défaut au niveau de la tranchée de réinjection de ce casier. En effet, l'injection de lixiviat dans le casier n°3 est réalisée par l'intermédiaire de deux dispositifs de réinjection, séparés par une couche d'argile. Or, une partie de l'infiltration de lixiviat a été détectée sous le second dispositif d'injection (voir configuration des dispositifs Chapitre 5 – Fig.1e) alors que ce dernier n'a pas été utilisé lors de l'épisode de réinjection, étudié dans cette thèse. Suite à cet article (Chapitre 5), nous avons supposé que la couche d'argile séparant les deux dispositifs n'était pas aussi imperméable que nous le pensions. Par conséquent, ce jeu de données n'a pas pu être utilisé pour contraindre un modèle hydrodynamique à partir de la comparaison des formes d'infiltration. En effet, les modèles hydrodynamiques ne pourront pas permettre de reproduire les deux zones d'infiltration obtenues avec MICS, étant donné qu'une seule source d'injection du lixiviat est spécifiée dans le modèle (pour satisfaire les conditions d'injection sur le terrain). Par conséquent, seul le jeu de données de terrain, acquis sur le casier de déchets n°4, a été utilisé pour tester la méthodologie de contrainte des modèles hydrodynamiques, développée dans ce chapitre. Compte tenu des similarités observées entre les deux casiers de déchets concernant la dynamique de l'infiltration (Chapitre 5), nous avons émis l'hypothèse que les résultats obtenus dans ce chapitre (modèles hydrodynamiques et paramètres estimés) pouvaient être généralisés aux différents casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault ». Pour valider cette hypothèse, il serait nécessaire, pour de futures recherches, d'appliquer la méthode de contrainte à d'autres casiers de déchets.

6.2. Article

Cette étude a fait l'objet de la rédaction d'un article en deux parties, dont la soumission est prévue pour Juillet 2015 :

Audebert, M., L. Oxarango, C. Duquennoi, S. Moreau, N. Touze-Foltz, N. Forquet and R. Clément, Understanding leachate flow in municipal solid waste landfills by combining time-lapse ERT and subsurface flow modelling – Part II: Constraint methodology of hydrodynamic models.

La première partie de cet article (Part I) a permis d'étudier la dynamique d'infiltration du lixiviat à partir de la forme de l'infiltration extraite de MICS et a été présentée dans le Chapitre 5 de ce manuscrit.

Understanding leachate flow in municipal solid waste landfills by combining time-lapse ERT and subsurface flow modelling – Part II: Constraint methodology of hydrodynamic models.

M. Audebert^a; L. Oxarango^b; C. Duquennoi^a; S. Moreau^a; N. Touze-Foltz^a; N. Forquet^c; R. Clément^a

^aNational 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

^bLaboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), University of Grenoble, BP 53, 38041 Grenoble Cedex, France

^cNational Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Ecology and Pollution Research Unit, Lyon Regional Centre, 5 rue de la Doua, CS 70077, 69626 Villeurbanne cedex, France

Corresponding author: marine.audebert@irstea.fr

Co-authors:

laurent.oxarango@ujf-grenoble.fr, christian.duquennoi@irstea.fr, sylvain.moreau@irstea.fr,
nathalie.touze@irstea.fr, nicolas.forquet@irstea.fr, remi.clement@irstea.fr

Abstract

Leachate recirculation is a key process in the operation of municipal solid waste landfills as bioreactors. To ensure optimal water content distribution, bioreactor operators need tools to design leachate injection systems. Prediction of leachate flow by subsurface flow modelling could provide useful information for the design of such systems. Additional information is required to constrain hydrodynamic models and to assess hydrodynamic parameters. In recent decades, many studies have shown that electrical resistivity tomography (ERT) can be a suitable method to study leachate infiltration at the landfill scale. It can provide spatially distributed information useful for constraining hydrodynamic models. However, this geophysical method does not allow ERT users to directly measure water content in waste. To avoid the use of empirical petrophysical relationships, which are not adapted to a heterogeneous medium such as waste, the MICS (multiple inversions and clustering strategy) methodology was proposed to delineate the infiltration area precisely on the time-lapse ERT surveys. The aim of the first paper was to apply MICS on two different waste deposit cells in order to extract hydrodynamic information of leachate flow useful for subsurface flow modeling. The aim of this second paper is to use the infiltration shapes extracted with MICS to constrain hydrodynamic models in assessing parameters in order to improve our understanding of leachate flows into the waste body. The constraint methodology developed in this paper was tested on two hydrodynamic models, one of which consists in representing waste medium with a single continuum approach considering homogeneous medium and the second consists in a dual continuum approach allowing rapid leachate flows into fractures. Finally, this methodology allowed us to identify advantages and limits of using each model and to propose an explanation about the very large volume detected by MICS for a small volume of injected leachate.

Keywords

Hydrodynamic parameters, Electrical resistivity tomography, Municipal solid waste, Leachate flow, Landfills

1. Introduction

This is the second of two related papers that attempt to improve the understanding of leachate flow in municipal solid waste (MSW) landfills by time-lapse ERT and subsurface flow modelling.

In France, approximately 25% of the total amount of collected household waste is stored in landfills [Ademe, 2014]. To reduce their impact on the environment, the bioreactor concept has been studied and tested since 1970 in the USA and for more than a decade in Europe [Reinhart and Townsend, 1998]. This concept is based on the optimization of water content distribution in the landfill, which enhances MSW biodegradation [Reinhart and Al-Yousfi, 1996]. It involves leachate recirculation, which consists in collecting leachate in the drainage system on top of the bottom composite liner and reinjecting it underneath the landfill cover. However, controlling the quantity of injected leachate through a leachate injection system (LIS) remains a challenge [El-Fadel et al., 1996; Rosqvist and Destouni, 2000; Zeiss, 1997]. Indeed, bioreactor operators need to design LIS to ensure optimal water content distribution into the waste deposit cell, as recommended by Reinhart and Townsend [1998]. In the best cases, operators use hydraulic empirical laws, which generally are not based on experimental observation of the leachate flow behaviour inside the waste.

In recent decades, several hydrodynamic models for landfills have been developed and could help LIS design by predicting the volume of waste wetted by the injection process. The prevailing approach for modelling leachate flow in solid waste media is based on the assumption of a homogenous porous media [Demetracopoulos et al., 1986; Khire and Mukherjee, 2007; Korfiatis et al., 1984; Straub and Lynch, 1982]. In these studies, a single continuum model is considered to represent waste and leachate flow is simulated by the resolution of Richards' equation [Richards, 1931].

Because of the large heterogeneities observed in MSW, the assumption of an equilibrium model can be challenged. In addition, preferential flows are believed to be the reason why the single continuum approach may not be in agreement with field observations [Ehrig, 1983; Ugucioni and Zeiss, 1997].

Preferential flows are often described in soil science by: (i) a dual continuum approach to represent the medium and (ii) the resolution of dual porosity or dual permeability models for water flow simulation [Gerke and Van Genuchten, 1993]. This approach assumes that the porous medium is divided into two interacting pore domains, the first one corresponding to fractures (or macropores) with rapid water flow and the second one corresponding to the surrounding matrix domain (or micropores) with slow water movement. While dual porosity models assume that water in the matrix is stagnant, dual permeability models allow water flow in the matrix as well. To our knowledge, the dual porosity model was only used by Tinet et al. [2011] to simulate 1D leachate flow into the unsaturated waste column while the dual permeability model was used by Han et al. [2011] in

columns filled with newspapers. In both cases, a dual continuum model was introduced because the single continuum approach (the Richards equation) failed to describe the experiment. A similar concept was used by *Rosqvist and Destouni* [2000], *Beaven et al.* [2003], *Rosqvist et al.* [2005], *Woodman et al.* [2005] and *Woodman et al.* [2011] to model the contaminant transport in saturated conditions, with the so-called Mobile-ImMobile (MIM) transport model, corresponding to the dual porosity model or the BiModal advection model (BIM), corresponding to the dual permeability model. The MSW medium has therefore been described as a system composed of a matrix linked to fractures (macropores), which enables complex exchanges of contaminant during leachate flow and proved a capability to reproduce experimental observation (at the laboratory scale), while the single continuum (advection dispersion equation) did not.

The main drawback of the dual continuum approach is the definition of the hydrodynamic parameters (porosity and permeability) of each continuum (fractures and matrix) and of the parameters ruling the fluxes exchanged between the two different continua.

Therefore, additional information is required to calibrate hydrodynamic models with an appropriate range of hydrodynamic parameters.

The determination of hydrodynamic parameters (i.e. moisture retention properties, porosity, hydraulic conductivity, density) is somewhat difficult in landfills because of the heterogeneity of the porous waste medium [*Bendz et al.*, 1998; *McCreanor and Reinhart*, 2000]. Many researchers have assessed hydrodynamic parameters on waste samples at the laboratory scale [*Benson and Wang*, 1998; *Breitmeyer et al.*, 2008; *Kazimoglu et al.*, 2005; *Korfiatis et al.*, 1984; *Orta de Velasquez et al.*, 2003; *Powrie and Beaven*, 1999; *M. Staub et al.*, 2009; *Stoltz et al.*, 2012; *Tinet et al.*, 2011; *Zornberg et al.*, 1999]. In these studies, water content measurements were taken: (i) using gravimetric methods or (ii) introducing moisture sensors into waste samples (such as neutron probes, time domain reflectometry [TDR] or time domain transmissivity [TDT]). The waste hydrodynamic parameters of these samples were assessed to improve the hydrodynamic models used to predict leachate flow. However, hydrodynamic parameters determined at a small scale in the laboratory may not be appropriate to characterize full waste deposit cells, because of the heterogeneous nature of this medium [*Fellner et al.*, 2009]. Waste materials at the laboratory scale are generally shredded or sieved to a smaller grain size and waste confinement in cells may undergo edge effects. Moreover, compaction of waste into layers during landfilling leads to anisotropy within the landfill [*Beaven et al.*, 2008; *Fellner and Brunner*, 2010]. Consequently, hydraulic conductivity in the horizontal direction is potentially at least one order of magnitude greater than in the vertical direction [*Landva et al.*, 1998; *Powrie and Beaven*, 1999; *Stoltz et al.*, 2010a]. In the literature, this anisotropy is not always taken into account at the laboratory scale in the assessment of hydrodynamic parameters.

Moreover, as sensor measurements provide only local information, it is difficult and costly to obtain good representativeness of the water content's spatial distribution, because of the high heterogeneity of waste and the large number of probes that would be required to instrument the landfill. Poor contact between probes and waste is also a problem currently encountered in these measurements [Grellier *et al.*, 2006b].

For all these reasons, other techniques are required to assess hydrodynamic parameters of waste at the field scale.

Many studies have shown that electrical resistivity tomography (ERT) can be a suitable method to provide spatial information on leachate flow at the field scale [Clément *et al.*, 2011a; Clément *et al.*, 2010; Grellier *et al.*, 2008; Guérin *et al.*, 2004b; Mondelli *et al.*, 2007; Moreau *et al.*, 2003; Morris *et al.*, 2003; Olofsson *et al.*, 2006; Rosqvist *et al.*, 2003]. Time-lapse ERT can be used to monitor changes in electrical resistivity related to leachate content variation. Indeed, the leachate injection process implies an increase in water content and consequently a corresponding decrease in electrical resistivity. ERT time-lapse monitoring consists in conducting the same ERT surveys several times at the same place [Loke, 1999], namely, before, during and after the leachate injection period. However, this geophysical method does not allow ERT users to directly measure water content and assess hydrodynamic parameters.

In hydrology, several studies have combined ERT measurements and subsurface flow modelling to constrain hydrodynamic models and assess the hydrodynamic parameters of a sandstone medium [Binley *et al.*, 2002a; Cassiani and Binley, 2005]. The authors used an inversion approach to derive hydrodynamic parameters from ERT measurements (combined with radar). This approach is based on two steps. First, the interpreted resistivity data resulting from the inversion process were converted to water content using Archie's petrophysical relationship [Archie, 1942]. Second, water content data from ERT and water content simulated by hydrodynamic models were compared to constrain hydrodynamic models and assess hydrodynamic parameters. More recently, Beaujean *et al.* [2014] also proposed an inversion approach to assess hydrodynamic parameters from ERT measurements.

All these approaches are based on the use of a calibrated petrophysical relationship (i.e. with one parameter set), which seems to be appropriate for a relatively homogeneous medium such as sandstone but is questionable for a highly heterogeneous medium such as waste.

Grellier *et al.* [2005b] attempted to calibrate Archie's law for waste in assessing the related in-laboratory parameters. The calibrated law was then used on field data sets to assess waste water content from resistivity [Grellier *et al.*, 2008; Ling *et al.*, 2012]. As mentioned above, the use of one calibrated Archie's law for the entire landfill is probably not appropriate. Moreover, it can be

assumed that Archie's law calibrated at the laboratory scale is ill-suited to assessing water content at the field scale for the above-mentioned reasons (i.e. different sizes, densities, compaction and anisotropy).

To avoid the use of empirical petrophysical relationships for the study of leachate flow by time-lapse ERT, *Audebert et al.* [2014c] developed the MICS (multiple inversions and clustering strategy) methodology, which is based on a razor-sharp delimitation of the infiltration area on the ERT results. As seen in the first paper [*Audebert et al.*, 2015], the infiltration shape obtained with MICS allows ERT users to extract hydrodynamic information from their time-lapse surveys (i.e. infiltration flow, infiltration shape anisotropy and the pore volume used for leachate flow).

The aim of the first paper was to improve the understanding of leachate flow through an analysis of hydrodynamic information derived from MICS on two different waste deposit cells. In spite of the heterogeneous nature of waste, this paper identified similarities between leachate flows into several waste deposit cells. Thus, we concluded that one hydrodynamic model with one parameter set could predict leachate flow for the Champs-Jouault landfill site.

The aim of the present paper is to propose a new constraint methodology for the assessment of hydrodynamic parameters to provide a hydrodynamic model predicting leachate flow at the landfill scale.

ERT field data are used to estimate infiltration shapes and volume affected by infiltration using MICS [*Audebert et al.*, 2015]. Then the subsurface flow model is run using a wide range of hydrodynamic parameters. Finally, the range of hydrodynamic parameters is constrained to those for which the subsurface flow model and MICS results are in good agreement.

This methodology is applied to both single- and dual-continuum models to compare their ability to reproduce hydrodynamic information obtained with MICS at the field scale and consequently to improve the understanding of leachate flow into waste porous medium.

2. Material and methods

2.1. Field presentation and geophysical measurement

2.1.1. Description of the field site and injection experiment

(1) Field description

The Champs-Jouault MSW landfill site, located in western France (Cuves, Manche - Fig. 1a), is divided into several waste deposit cells. A leachate injection experiment was carried out on waste deposit cell 4 (Fig. 1b). It covers more than 5000 m², and is approximately 100 m long, 50 m wide and 15 m at its maximum height (Fig. 1c). To reduce its impact on the environment, the waste deposit cell is sealed by a double barrier: a passive one composed of clay and an active one consisting of high-density polyethylene (HDPE) geomembranes. Inside the waste deposit cell, a drainage system collects leachate at the bottom. At the top, a horizontal trench (25 m long and 1.5 m wide) is dedicated to both biogas extraction and leachate injection through a 24-m-long perforated pipe. Finally, waste deposit cells are covered with soil, as shown on Fig. 1d.

The waste deposit cell contains, in mass, 37% household waste, 43% non-hazardous industrial waste and 20% others (i.e. bulky refuse, polluted soil, wood and polystyrene). A water balance on waste samples showed the volumetric water content (θ) at 0.38 m³.m⁻³ before the reported leachate injection experiment [Audebert *et al.*, 2015].

(2) Leachate injection experiment

The injection experiment was conducted in June 2013 and lasted 9 h. The injection flow rate was measured by an ultrasonic flowmeter (Ultraflux, Minisonic-P) installed close to the inlet of the perforated pipe. We assumed that the flow rate was constant during the injection experiment with a value of 8 m³.h⁻¹. The pressure head (h) was uniformly distributed into the horizontal injection trench with an average value of 2 m.

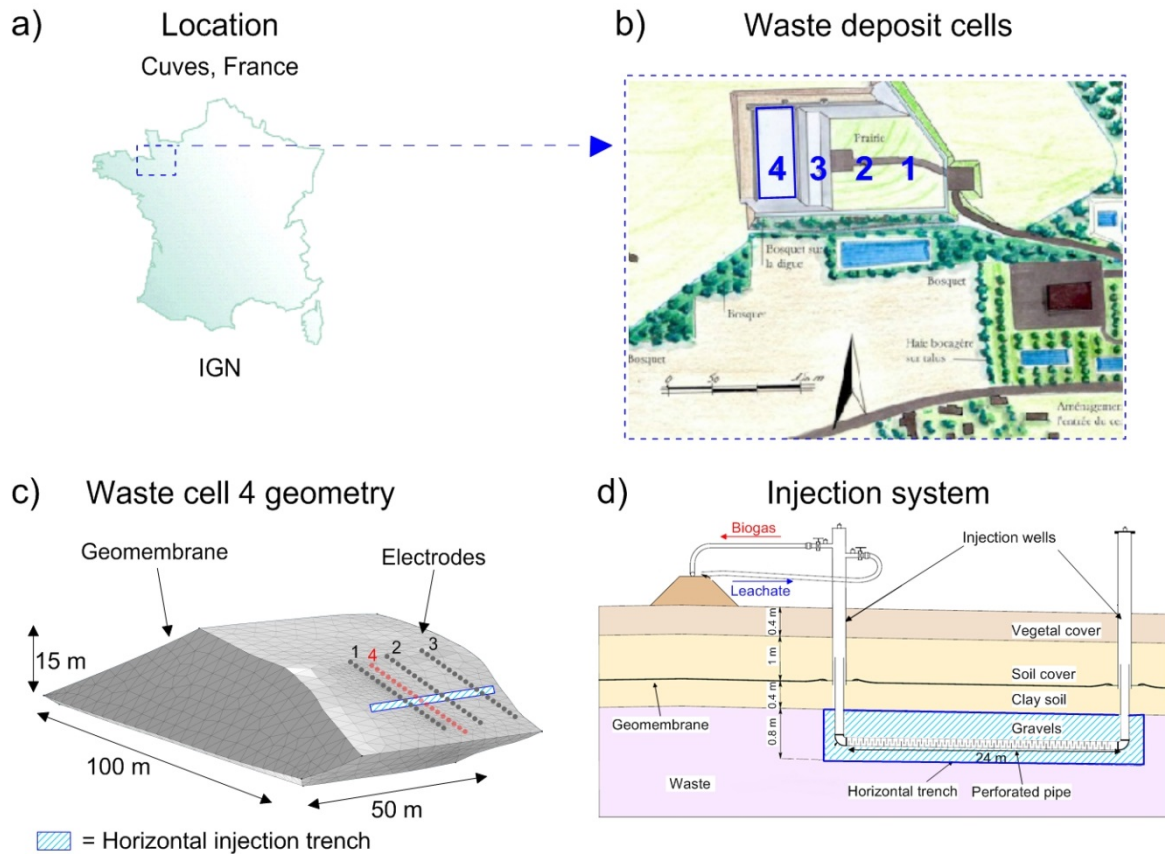


Fig. 1: Presentation of the “Champs Jouault” experimental site: (a) location, (b) waste deposit cells of the landfill, (c) waste cell 4 geometry and (d) the corresponding leachate injection system.

2.1.2. Time-Lapse ERT measurements

To improve the understanding of leachate flow in a MSW landfill, time-lapse ERT measurements were recorded before and during leachate injection with a Syscal Pro instrument (IRIS instruments) connected to lines of stainless steel electrodes (Fig. 1c).

The electrode lines were placed to ensure good measurement sensitivity in the vicinity of the injection pipe. Three parallel electrode lines comprising 24 electrodes were installed on top of the cell and a fourth 24-electrode line was buried 10 m deep in the waste mass (i.e. about 5 m above the cell bottom). It allowed us to improve the in-depth sensitivity of the investigated area and consequently to better delineate the leachate infiltration area, by including interline measurements between surface electrode lines 1-3 and electrode line 4 at a depth of 10 m (Fig. 1). All resistivity lines are in the same direction and perpendicular to the leachate injection pipe.

The ERT sequence is composed of 4493 quadripoles (dipole-dipole, gradient and tripole). The three quadrupole configurations are presented in Fig. 3 of the first paper [Audebert *et al.*, 2015]. The total acquisition time for one data set was 14 min (current injection time 250 ms, V_{AB} request=75 V, one

stack) with 682 current injections. Five time steps were recorded 2 h, 3 h 30, 5 h, 6 h 30 and 9 h after the injection start.

2.1.3. Infiltration delimitation with MICS

To improve the hydrodynamic interpretation of time-lapse ERT surveys and consequently the understanding of leachate flow in MSW landfills, the delimitation of the infiltration volume on the ERT results can provide useful information. In the first paper, the infiltration delimitation was performed with the MICS methodology [Audebert *et al.*, 2014c], applied to the five time steps of the time-lapse ERT monitoring.

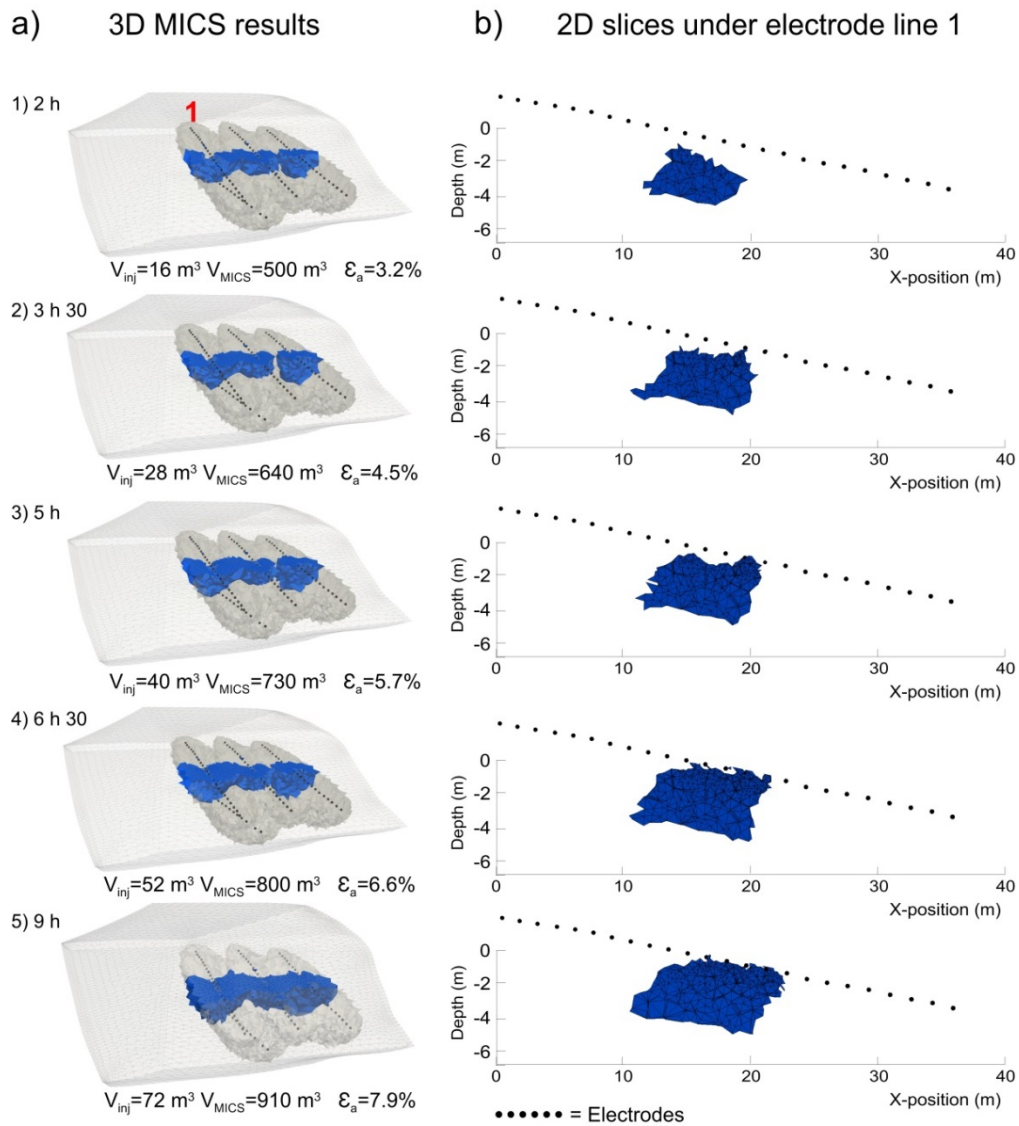


Fig. 2: Presentation of the MICS results for the injection experiment performed in June 2013 on waste deposit cell 4: (a) 3D MICS results and (b) 2D selected slices located under electrode line 1.

Fig. 2a presents the 3D MICS results for the five time steps recorded during the injection experiment. Based on the injection flow rate value ($8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), the volume of injected leachate V_{inj} increased from 16 m^3 for the first time step to 72 m^3 for the last one. The volume delimited by MICS, V_{MICS} , rose from 500 m^3 to 910 m^3 . We also computed ϵ_a (ratio between V_{inj} and V_{MICS}), which corresponds to an estimate of the pore volume used for leachate flow and was defined as an “apparent porosity” by *Clément et al.* [2011a]. During this injection experiment, ϵ_a increases from 3.2% to 7.9%, showing that only a very small fraction of the total pore volume is used for leachate flow. Fig. 2b presents 2D selected slices of the MICS results located under electrode line 1, perpendicular to the injection pipe. Indeed, as subsurface flow will be modelled in 2D in this paper, it is necessary for the comparison with MICS to extract the 2D infiltration shape.

2.2. Subsurface flow modeling

In the present study, the single continuum approach commonly used in the literature, considering waste as a homogeneous medium, was tested. However, the heterogeneous nature of waste and the preferential flows observed imply that the use of a single continuum approach to describe waste can be challenged. Therefore, a dual continuum approach [*Gerke and Van Genuchten*, 1993] was also used to describe waste. It consists in likening waste to a fractured medium. In this approach, the pore space is divided into two continua: (i) the fracture (macropores) and (ii) the matrix (micropores) pore domains. In this paper, the dual permeability model was used for leachate flow simulation.

The single and dual continuum approaches are presented in the two following subsections with the corresponding flow equations. Flow simulations were conducted with the HYDRUS-2D finite-element code [*Šimůnek et al.*, 1999], modified to include a dual-porosity/dual-permeability module [*Šimůnek et al.*, 2003].

2.2.1. Single continuum approach

Variably-saturated flow is computed using Richards equation [*Richards*, 1931]. The following Richards' equation is the governing equation for water flow in a homogenous and isotropic soil:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz} \right] \quad (1)$$

where θ corresponds to volumetric water content ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), t is time (s), x_i ($i=1,2$) the spatial coordinates (m), K_{ij} the components of the unsaturated hydraulic conductivity tensor ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$), h the pressure head (m).

The Mualem-van Genuchten model [M. T. Van Genuchten, 1980] was used to describe the unsaturated soil hydrodynamic properties and is expressed by the following equations:

$$\theta(h) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r)(1 + \alpha|h|^n)^{-m} \quad (2)$$

$$K(\theta) = K_s \cdot K_r(h) = K_s \cdot S_e^l \left[1 - (1 - S_e^{\frac{1}{m}})^m \right]^2 \quad (3)$$

where θ_r and θ_s correspond to the residual and saturated volumetric water contents, respectively ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), α is related to the inverse of the air entry pressure (m^{-1}), n is a pore-size distribution index (-) and $m = 1 - 1/n$, l is a pore-connectivity parameter (-), K_s ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) and $K_r(-)$ are the saturated and relative hydraulic conductivities and S_e is the effective saturation (-) defined as:

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + \alpha|h|^n]^{-m} \quad (4)$$

2.2.2. Dual continuum approach

Dual-permeability models assume that water flow can take place in both the fractures (or macropores) and the matrix (or micropores). In this study, we use the approach reported by *Gerke and Van Genuchten* [1993] applying the Richards' equation to both pore domains. The flow equations for fractures (subscript f) and matrix (subscript m) pore domains are then given by:

$$\frac{\partial \theta_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij}^f \left(\frac{\partial h_f}{\partial x_j} + K_{iz}^f \right) \right] - \frac{\Gamma_w}{w} \quad (5)$$

$$\frac{\partial \theta_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij}^m \left(\frac{\partial h_m}{\partial x_j} + K_{iz}^m \right) \right] + \frac{\Gamma_w}{1 - w} \quad (6)$$

where h_f and h_m represent the pressure head of the two pore domains (m), Γ_w the water transfer rate between the matrix and fractures, w the volume ratio of the fracture domain over the total soil system (-), θ_f and θ_m refer to volumetric water content of the two separate (fracture and matrix) pore domains, linked to the total volumetric water content θ by the equation:

$$\theta = \theta_F + \theta_M \quad (7)$$

with:

$$\theta_F = w\theta_f \quad (8)$$

$$\theta_M = (1 - w)\theta_m \quad (9)$$

Γ_w is assumed to be proportional to the difference in the pressure head between the fracture and matrix pore domains [*Gerke and Van Genuchten*, 1993], as follows:

$$\Gamma_w = \alpha_w(h_f - h_m) \quad (10)$$

with:

$$\alpha_w = \frac{\beta}{a^2} \gamma K_{sa} \quad (11)$$

where β is a shape factor that depends on the geometry of the soil aggregates (or the microporous waste elements) (-), a is an effective diffusion path-length (m), γ is a scaling factor(-) and K_{sa} is the effective hydraulic conductivity of the fracture–matrix interface (m.s^{-1}).

Flow equations (5) and (6) are both resolved using the Mualem-van Genuchten's model (described by Equations (2) and (3)) defined for the matrix and the fracture domains. Finally, the dual continuum approach makes use of 17 hydrodynamic parameters required for the simulation.

2.3. Constraint methodology for the assessment of hydrodynamic parameters

This paper proposes a new constraint methodology of hydrodynamic models in order to assess hydrodynamic parameters. This methodology is based on two major ideas: (i) the use of multiple subsurface flow modelling, which performs a large set of numerical simulations by varying the hydrodynamic parameters and (ii) the comparison of each simulation with MICS and field observations. It compares the infiltration shapes obtained with subsurface flow modelling and MICS (Fig. 2b) and computes the difference between the simulated leachate injected volume V_{sim} and the real injected volume in the field V_{real} . The two following subsections detail each step of the methodology.

2.3.1. Multiple Subsurface Flow Modelling

The multiple subsurface flow modelling strategy is presented in Fig. 3 - 1. It is divided into three steps. The first step (Fig. 3 - 1.a) corresponds to the choice of the domain geometry and boundary conditions that will remain unchanged for all numerical simulations. In the second step (Fig. 3 - 1.b), multiple numerical simulations are run using different combinations of parameters. The third step (Fig. 3 - 1.c) presents the output data analysis, which consisted in: (i) determining the infiltration shapes within the results of subsurface flow modelling (RSF) and (ii) assessing the simulated leachate injected volumes (V_{sim}).

(1) Domain geometry and boundary conditions

To simulate leachate flow in the MSW landfill, a 2D simulated domain (Fig. 3 - 1.a) was designed with HYDRUS-2D. For comparisons, one must have the same domain geometry between MICS results and subsurface flow models. Thus, the simulated domain represents a cross-sectional portion of waste

deposit cell 4, 36.8 m wide (corresponding to the electrode line length) and 15 m at its maximum depth.

The boundary conditions were set as: (i) “No flow” on the top and sides of the domain (except for the infiltration source) and (ii) “Seepage face” on the bottom horizontal boundary to simulate the presence of the drainage network.

To satisfy field injection parameters on the Champs-Jouault landfill site (section 2.1.1.), a 2-m constant pressure head (h) was applied to a central 1.5-m segment. Each simulation run for a period of 9 h corresponded to the injection experiment.

(2) Variation range of hydrodynamic parameters for numerical simulations

The second step, presented in Fig. 3 - 1.b, runs many numerical simulations by varying hydrodynamic parameters. This step was carried out for both single and dual continuum approaches. The variation ranges of the hydrodynamic parameters are given in Table 1. To reduce the number of simulations and consequently the computation time, we chose to only vary the parameters that have a non-negligible influence on the RSF (after a preliminary set of simulations using the numerical model) and to set the others. The varying parameters are identified in green in Table1.

For the single continuum approach (Table1 – a), the parameter values of the Mualem-van Genuchten model (i.e. moisture retention properties θ_r , θ_s , α , n and l) were based on the study reported by Stoltz *et al.* [2012]. These properties were assessed on waste samples at the laboratory scale. Thus, θ_r , θ_s , α , n and l were set at 0.15, 0.69, 2, 1.5 and 0.5, respectively. We consider with these parameters a total porosity ϵ of 0.69 (corresponding to θ_s) and a residual porosity ϵ_r of 0.15 (corresponding to θ_r).

It should be remembered that initial water content was estimated at $0.38 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ [Audebert *et al.*, 2015]. Therefore, we chose to study the influence of initial water content θ_i within a variation range between 0.38 (corresponding to field conditions) and 0.68 (corresponding to a state close to saturation), including 12 values.

One of the most influent parameters on the RSF corresponds to the saturated hydraulic conductivity K_s . At the laboratory scale, K_s has been reported by many authors to range from 10^{-7} to 10^{-4} m.s^{-1} [Jain *et al.*, 2006; Jang *et al.*, 2002; Korfiatis *et al.*, 1984; Powrie and Beaven, 1999; K.R. Reddy *et al.*, 2009; Stoltz *et al.*, 2010a]. At the field scale, Oweis and Khera [1990] carried out borehole falling-head tests and full-scale pumping tests at a US landfill and concluded that K_s ranged from 2.10^{-6} to 10^{-5} m.s^{-1} . Therefore, the variation range of K_s was chosen between 10^{-7} and 10^{-3} m.s^{-1} (Table1 - a), including 12 values of K_s . We also studied the influence of K_s anisotropy between horizontal and vertical hydraulic conductivities, reported in the literature by many authors [Landva *et al.*, 1998; Powrie and Beaven,

1999]. In this paper, the scaling factor (SF) between horizontal and vertical K_s was chosen between 1 and 16. The variation range of SF was determined in choosing nine specific values in the geometrical series of preferred numbers (also known as Renard's series), which are equally spaced on a logarithmic scale.

To summarize, the influence of the three parameters θ_i , K_s and SF was investigated for the single continuum approach, implying 1296 simulations.

As explained in Section 2.2.2., the dual continuum approach involves 17 hydrodynamic parameters. Thus, it was necessary to reduce the number of parameters to be studied as well as their variation range.

The influence of initial water content was not studied and a constant value equal to $0.38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ was kept for all simulations [Audebert *et al.*, 2015].

The three Mualem-van Genuchten parameters of the matrix domain, α_m , n_m and l_m , were set at 2, 1.5 and 0.5, respectively [Stoltz *et al.*, 2012] as in the single continuum model. This implies that the matrix domain is somehow equated to the samples studied in the laboratory. The variation range of K_{sm} was also defined according to the study of the single continuum approach with six values chosen between 10^{-7} and $10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

The residual and saturated water contents of the fracture domain θ_{rf} and θ_{sf} were chosen equal to 0 and 1, respectively. The fractures can thus be completely drained or filled with leachate and the entire solid phase is included in the matrix continuum. As for the single continuum approach, we consider that the total porosity ε is equal to 0.69. Moreover, to limit the number of varying parameters, we arbitrarily chose to impose a constant residual water content ε_r equal to 0.15 (as would be seen in terms of total water content θ in equation 7). Thus, according to Equations (7) to (9) and the θ_{sf} value of 1, the residual and saturated water contents of the matrix domain θ_{rm} and θ_{sm} can be defined as follows:

$$\theta_{rm} = \frac{\varepsilon_r}{1 - w} \quad (12)$$

$$\theta_{sm} = \frac{\varepsilon - w}{1 - w} \quad (13)$$

This means that parameters θ_{rm} and θ_{sm} are straightforwardly related to the fracture proportion w (as presented in Table 1). The variation range of w was chosen according to the values of “apparent porosity” ε_a obtained in the first paper [Audebert *et al.*, 2015] and corresponding to the pore volume used for leachate flow. Given that ε_a ranged between 3.2% and 7.9%, we chose a variation range of w between 0.01 and 0.15, including seven values.

Concerning the Mualem-van Genuchten parameters of the fracture domain, we chose to set n_f and l_f at 1.5 and 0.5, respectively and to study the influence of α_f within a variation range between 1 and 100 [Han et al., 2011; Tinetti et al., 2011], including six values.

The influence of the saturated hydraulic conductivity K_{sf} into the fractures was also investigated in choosing five values between 10^{-5} and 10^{-1} m.s⁻¹, with a logarithmic increment of 10^{-1} . The saturated hydraulic conductivity of the fracture–matrix interface K_{sa} , was taken to be 1% of the saturated conductivity of the matrix K_{sm} , according to Gerke and Van Genuchten [1993]. Thus, K_{sa} varies from 10^{-9} to 10^{-5} m.s⁻¹, with a logarithmic increment of 10^{-1} . The scaling factor (SF) between horizontal and vertical K_s was chosen equal to 10 for both matrix and fracture pore domains, resulting from the first numerical tests of the single continuum approach. Considering the lack of information concerning the properties of the matrix/fracture interface for MSW, the a , β and γ parameters are kept constant to the default values of 0.1, 3 and 0.4, respectively, as proposed by Gärdenäs et al. [2006] and Gerke and Van Genuchten [1993]. The influence of the exchange term Γ_w is only studied in varying the value of K_{sa} (Equations 10 and 11).

Finally, we studied the influence of the five hydrodynamic parameters K_{sm} , α_f , K_{sf} , w and K_{sa} involving 6300 numerical simulations for the dual continuum approach.

a) Single continuum						
Initial conditions θ_i : [0.38 $\rightarrow$ 0.68]						
θ_r (m ³ .m ⁻³)	θ_s (m ³ .m ⁻³)	α (-)	n (-)	l (-)	K_s (m.s ⁻¹)	SF (-)
0.15	0.69	2	1.5	0.5	[10 ⁻⁷ $\rightarrow$ 10 ⁻³]	[1 $\rightarrow$ 16]

b) Dual continuum						
Initial conditions θ_i : 0.38						
Matrix						
θ_{rm} (m ³ .m ⁻³)	θ_{sm} (m ³ .m ⁻³)	α_m (-)	n_m (-)	l_m (-)	K_{sm} (m.s ⁻¹)	
$= \frac{\varepsilon_r}{1 - w}$	$= \frac{\varepsilon - w}{1 - w}$	2	1.5	0.5	[10 ⁻⁷ $\rightarrow$ 10 ⁻³]	
Fractures						
θ_{rf} (m ³ .m ⁻³)	θ_{sf} (m ³ .m ⁻³)	α_f (-)	n_f (-)	l_f (-)	K_{sf} (m.s ⁻¹)	w (-)
0	1	[1 $\rightarrow$ 100]	1.5	0.5	[10 ⁻⁵ $\rightarrow$ 10 ⁻¹]	[0.01 $\rightarrow$ 0.15]
Transfer			Anisotropy			
a (-)	β (-)	γ (-)	K_{sa} (m.s ⁻¹)	Matrix and fracture SF (-)		
0.1	3	0.4	[10 ⁻⁹ $\rightarrow$ 10 ⁻⁵]	10		

In **green**: Varying parameters
In **red**: Linked parameters
In black: Fixed parameters

Residual porosity ε_r =0.15
Total porosity ε =0.69

Table 1 - Hydrodynamic parameter variation ranges for:
(a) the single continuum and (b) the dual continuum approaches.

(3) Data output analysis

At the third step of the multiple subsurface flow modelling (Fig. 3 – 1.c), the volumetric water content θ and the simulated volume of injected leachate V_{sim} were extracted on each RSF. A precise delimitation of the infiltration area on the RSF is required to compare infiltration shapes obtained by: (i) subsurface flow modelling (Fig. 3 - 1.b) and (ii) MICS (Fig. 2b). Indeed, MICS results correspond to binary cross sections where mesh cells are equal to 1 for the infiltration area and 0 for the surrounding waste medium. However, this delimitation is not easy to perform on the RSF due to the diffuse infiltration front that is sometimes observed, especially with the dual permeability model (Fig. 3 - 1.b). We therefore determined a θ_{limit} water content isocontour to convert each RSF into a binary cross section as MICS.

For each RSF, we chose the θ_{limit} isocontour, which delimits the largest infiltration area, i.e. with the smallest difference in water content between the infiltration area and the surrounding waste medium. Then, each cell of the RSF presenting a value greater than θ_{limit} was set at 1 and the other cells were set at 0 (Fig. 3 – 1.c). This assumption may overestimate the volume compared to MICS methodology since the ERT method may not be sensitive to a very small increase in the MSW water content.

2.3.2. Comparison between infiltration shapes and injected leachate volume

To constrain hydrodynamic models and assess hydrodynamic parameters, two comparison criteria were used. The first criterion is based on a comparison between the infiltration shapes obtained by subsurface flow modelling and MICS (Fig. 3 - 2). A coefficient of infiltration shape comparison (CISC) was computed and is based on a root mean square difference as follows:

$$CISC = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (RSF_i - MICS_i)^2}{n}} \cdot 100 (\%) \quad (14)$$

where n corresponds to the number of cells used for the comparison and the RSF and MICS vectors are composed of the value of each cell from the RSF and MICS binary cross sections, respectively. Thus, a value of CISC close to 0 implies that the infiltration shape resulting from subsurface flow modelling is very close to those extracted with MICS.

Comparison between the volume simulated by subsurface flow modelling V_{sim} and the volume of injected leachate measured on the field V_{real} can also be used to assess performance of hydrodynamic models in predicting leachate flow.

This second comparison criterion is based on the computation of a volume ratio, given by the following equation:

$$\Delta V = \left(\frac{V_{sim}}{V_{real}} - 1 \right) \cdot 100 (\%) \quad (15)$$

A value of ΔV close to 0 implies that the injected volume of leachate in the simulation corresponds to those injected in the field.

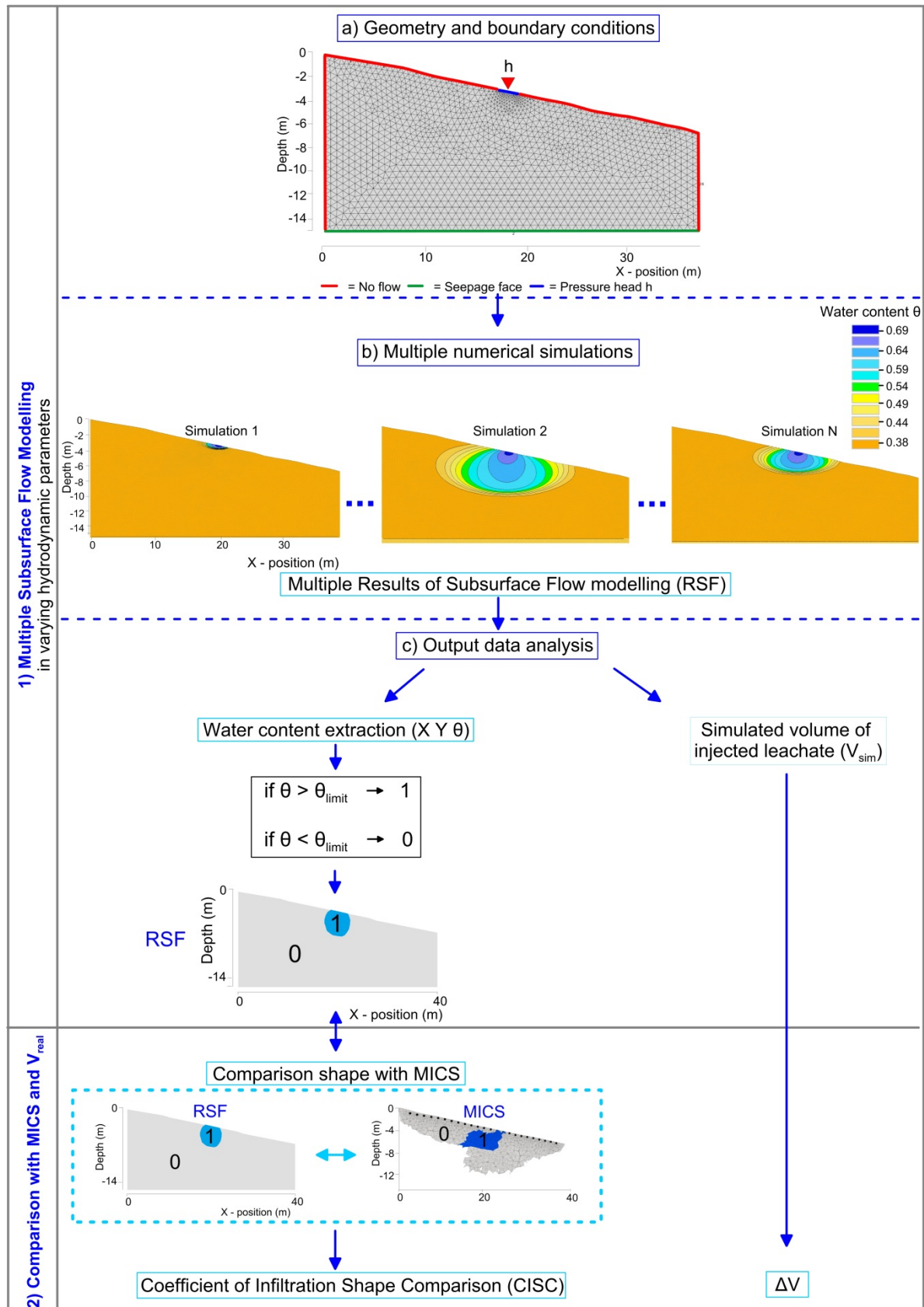


Fig. 3: Constraint methodology for the assessment of hydrodynamic parameters based on: (1) multiple subsurface flow modelling which consists in performing N simulations in varying hydrodynamic parameters and (2) a comparison: between RSF and MICS infiltration shapes and between simulated (V_{sim}) and real volume (V_{real}) of injected leachate.

3. Results

3.1. Single continuum approach

The constraint methodology was applied to the Champs-Jouault ERT field data set to assess the three hydrodynamic parameters, θ_i , K_s and SF, of the single continuum approach.

The surface responses of the two comparison criteria, namely CISC and ΔV are displayed in Fig. 4 – 1.a and Fig. 4 – 1.b, respectively. Each figure has five subplots corresponding to the five time steps of the injection. The results are presented in 3D, each dimension corresponding to one hydrodynamic parameter investigated in the single continuum approach.

The infiltration shape comparison (Fig. 4 – 1.a) shows that, for the five time steps, the higher the θ_i value, the smaller the CISC criterion. The smallest CISC values (between 0 and 20%) correspond to θ_i values between 0.64 and 0.68. Moreover, the CISC criterion was clearly influenced by anisotropy of the medium with lower values of CISC for high values of SF. For the infiltration shape comparison, the hydrodynamic parameter K_s seems to have had less influence than the two other parameters.

However, the comparison between the volume of injected leachate in the field V_{real} with the simulated volume V_{sim} (Fig. 4 – 1.b) was mainly influenced by the hydraulic conductivity K_s . The results illustrates that the volume of injected leachate in the simulation V_{sim} corresponds to that measured in the field V_{real} , with a value of ΔV between -5 and 5%, for a small range of K_s , between 5.10^{-6} and $7.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$. The influence of the two other hydrodynamic parameters, θ_i and SF, on ΔV was negligible.

Finally, comparison between the experiment and simulations can be summarized within a single figure in the 3D parameter space where only the points corresponding to values of CISC lower than 20% and ΔV in the range $\pm 5\%$ for the five time steps are represented (Fig. 4 – 2). The resulting volume constrained the space of hydrodynamic parameters to the most probable combinations. The corresponding parameter ranges are presented in Table2 – a. Concerning the saturated hydraulic conductivity, K_s equal to $6.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ is the only satisfactory value in the discrete set of parameters. Moreover, the constrained parameter range for the two other parameters is also quite limited, with SF varying between 6 and 12 and θ_i between 0.64 and 0.68.

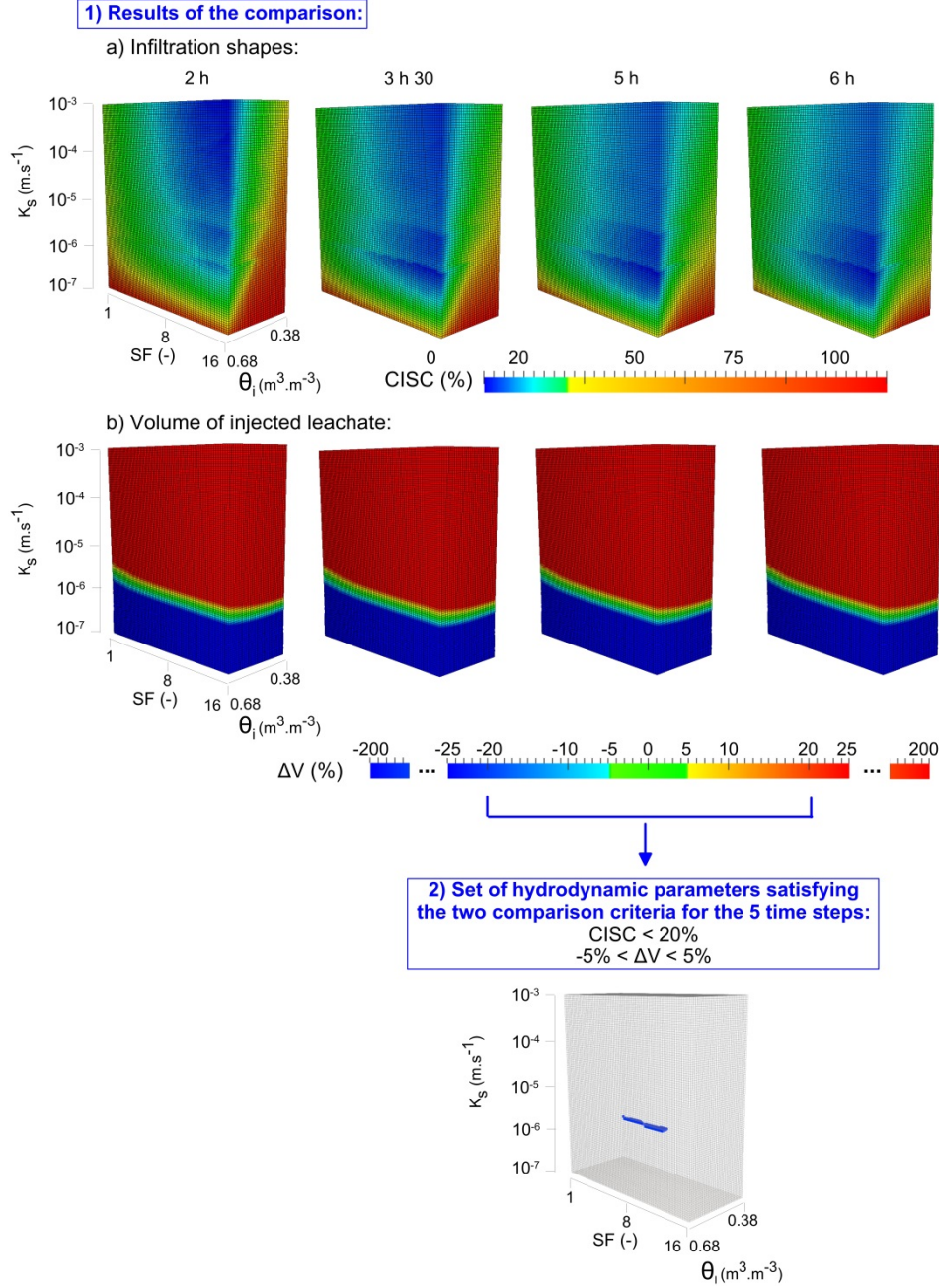


Fig. 4: (1) Results of the constraint methodology for the single continuum approach presenting the two comparison criteria: (a) CISC and (b) ΔV, at each time step, (2) Assessment of hydrodynamic parameters satisfying the two comparison criteria CISC and ΔV for the five time steps.

3.2. Dual continuum approach

The constraint methodology was also applied to assess the hydrodynamic parameters of the dual continuum approach. We studied the influence of the five following parameters: K_{sm} , α_f , K_{sf} , w and K_{sa} . Therefore, the results could not be presented in 3D-figure, as with the single continuum approach (Fig. 4). However, the same strategy based on thresholds on CISC and ΔV values (i.e. $\pm 5\%$ and 20%, respectively) allowed us to constrain the hydrodynamic parameter ranges (Table2 – b). This

corresponds to K_{sm} equal to $5.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, with α_f between 10 and 100, K_{sf} between 10^{-3} and 10^{-2} m.s^{-1} , w between 0.05 and 0.1 and K_{sa} between 10^{-8} and 10^{-6} m.s^{-1} . According to Equations 12 and 13 and the two calibrated values of w (0.05 and 0.1), θ_{rm} was equal to 0.16 and 0.17 and θ_{sm} to 0.67 and 0.65, respectively. The other fixed parameters are also indicated in Table2.

The dual permeability model clearly presents equivalent solutions for different sets of parameters. The constraint methodology based on the infiltration shape obtained with MICS and the experimental values of the injected leachate volume, for the five time steps of the injection monitoring, did not finely discriminate one optimal set of hydrodynamic parameters. Indeed, several hydrodynamic parameter sets can satisfy both criteria. However, all the simulations satisfying the constraint criteria exhibit similar trends: (i) the saturated volume of waste was located under the injection pipe and its size remained constant during the injection experiment, (ii) the fracture domain allowed rapid leachate flow leading to a small increase of the total water content and (iii) the exchange term between the fractures and the matrix was small, implying that the leachate flowing in the fractures involves a small increase in the matrix water content.

a) Single continuum						
Initial conditions θ_i : [0.64 $\rightarrow$ 0.68]						
θ_r (m ³ .m ⁻³)	θ_s (m ³ .m ⁻³)	α (-)	n (-)	l (-)	K_s (m.s ⁻¹)	SF (-)
0.15	0.69	2	1.5	0.5	6.10 ⁻⁶	[6 $\rightarrow$ 12]

b) Dual continuum						
Initial conditions θ_i : 0.38						
Matrix						
θ_{rm} (m ³ .m ⁻³)	θ_{sm} (m ³ .m ⁻³)	α_m (-)	n_m (-)	l_m (-)	K_{sm} (m.s ⁻¹)	
$= \frac{\mathcal{E}_r}{1 - w}$	$= \frac{\mathcal{E} - w}{1 - w}$	2	1.5	0.5	5.10 ⁻⁵	
Fractures						
θ_{rf} (m ³ .m ⁻³)	θ_{sf} (m ³ .m ⁻³)	α_f (-)	n_f (-)	l_f (-)	K_{sf} (m.s ⁻¹)	w (-)
0	1	[10 $\rightarrow$ 100]	1.5	0.5	[10 ⁻³ $\rightarrow$ 10 ⁻²]	0.05 and 0.1
Transfer				Anisotropy		
a (-)	β (-)	γ (-)	K_{sa} (m.s ⁻¹)	Matrix and fracture SF (-)		
0.1	3	0.4	[10 ⁻⁸ $\rightarrow$ 10 ⁻⁶]	10		

In **green**: Varying parameters
In **red**: Linked parameters
In black: Fixed parameters

Residual porosity $\mathcal{E}_r=0.15$
Total porosity $\mathcal{E}=0.69$

Table 2 - Assessment of hydrodynamic parameters by the constraint methodology for:
 (a) the single continuum and (b) the dual continuum approaches.

4. Discussion

4.1. Comparison between single and dual continuum approaches

Fig. 5 presents the RSF, with the hydrodynamic parameter sets calibrated by the constraint methodology (Table2), for the five time steps of the infiltration monitoring (2h, 3 h 30, 5 h, 6 h 30 and 9 h). Fig. 5a corresponds to the single continuum approach with a value of K_s and SF equal to $6.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ and 10, respectively and θ_i was set at 0.64, corresponding to a state very close to saturation (θ_s equal to 0.69). These results (Fig. 5a) show a saturated infiltration area growing with time and presenting a very small capillary fringe.

The value of K_s equal to $6.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ obtained with the single continuum approach (Table2 – a) belongs to the range determined by many authors at the laboratory scale [Jain *et al.*, 2006; Jang *et al.*, 2002; Korfiatis *et al.*, 1984; K.R. Reddy *et al.*, 2009]. The anisotropy of K_s (SF) also corresponds to those observed in the literature [Landva *et al.*, 1998; Powrie and Beaven, 1999] with hydraulic conductivity in the horizontal direction, which is around one order of magnitude greater than in the vertical direction. Thus, these two parameters of the single continuum approach and assessed by our methodology are in good agreement with experimental data given in the literature.

Concerning θ_i , the values assessed by the constraint methodology (Table 2 - a), ranging from 0.64 to 0.68, are very close to the saturated water content θ_s , set at 0.69. In the flow configuration studied driven by a constant head injection, the single continuum model systematically resulted in an increase in volumetric water content up to the saturation condition, requiring an initial water content very close to saturation (Fig. 5a), to obtain a similar infiltration shape and volume of injected leachate to those in the field. This result should be challenged for two reasons explained hereafter.

First, the waste samples extracted from the field are not saturated and the piezometric level is maintained less than 0.3 m from the bottom of the waste deposit cell, according to landfill regulations in France [Code-Permanent-Environnement-et-Nuisances, 1997]. Moreover, if waste was very close to saturation in the landfill, the main advantage of bioreactor landfills, which consists in adding moisture to relatively dry waste to enhance its biodegradation, would also be questionable.

Second, this very small difference in θ between the infiltration area and the surrounding waste medium could not lead to a high resistivity contrast, according to the Archie's petrophysical relationship [Archie, 1942]. Using the calibrated Archie law of Grellier *et al.* [2005b], this difference in θ between the infiltration (0.69) and the surrounding medium (0.64-0.68) would imply a low contrast in resistivity between 2 and 15%, which could not be detected by the MICS methodology. Indeed, a

40% contrast in resistivity between leachate infiltration and waste is required by MICS (in relation to ERT limitations) to delimit the infiltration.

Fig. 5b corresponds to the RSF obtained with the dual continuum approach and calibrated hydrodynamic parameters (Table2 - b). For this numerical simulation, K_{sm} was equal to $5.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, α_f to 50, K_{sf} to 10^{-2} m.s^{-1} , w to 0.1 and K_{sa} to 10^{-7} m.s^{-1} . θ_i was set at 0.38, according to the θ value assessed on waste samples from the field. Fig. 5b shows an infiltration volume with a very diffuse infiltration front compared to the single continuum approach. The infiltration front progressed with time while the size of the saturated zone under the injection point remained almost constant during the injection period. This trend clearly illustrates the effect of the fracture allowing a rapid leachate flow (with high values of hydraulic conductivity K_{sf} between 10^{-3} and 10^{-2} m.s^{-1}) in a small proportion of the porous domain (w between 0.05 and 0.1). This effect is increased by the low value of the exchange term between the fracture and the matrix continua (K_{sa} between 10^{-8} and 10^{-6} m.s^{-1}). Thus, only a small amount of leachate can be transferred from the fractures to the matrix.

The K_{sm} value of $5.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ (Table2 – b) is within the variation range of K_s given by the literature. It can justify our assumption that the matrix domain of the dual continuum approach can be assimilated to the waste medium because it was characterized at the laboratory scale.

Finally, the dual continuum approach with the calibrated hydrodynamic parameters (Table2 - b) allowed us to reproduce large infiltration sizes and similar injected volumes to those observed in the field, without saturating the medium (Fig. 5b). This approach therefore seems to better characterize waste medium than the single continuum approach.

However, the variation of water content between the infiltration front and the surrounding medium remains very small and should not show the high resistivity contrast detected by MICS on very large volumes, if Archie's law is considered valid.

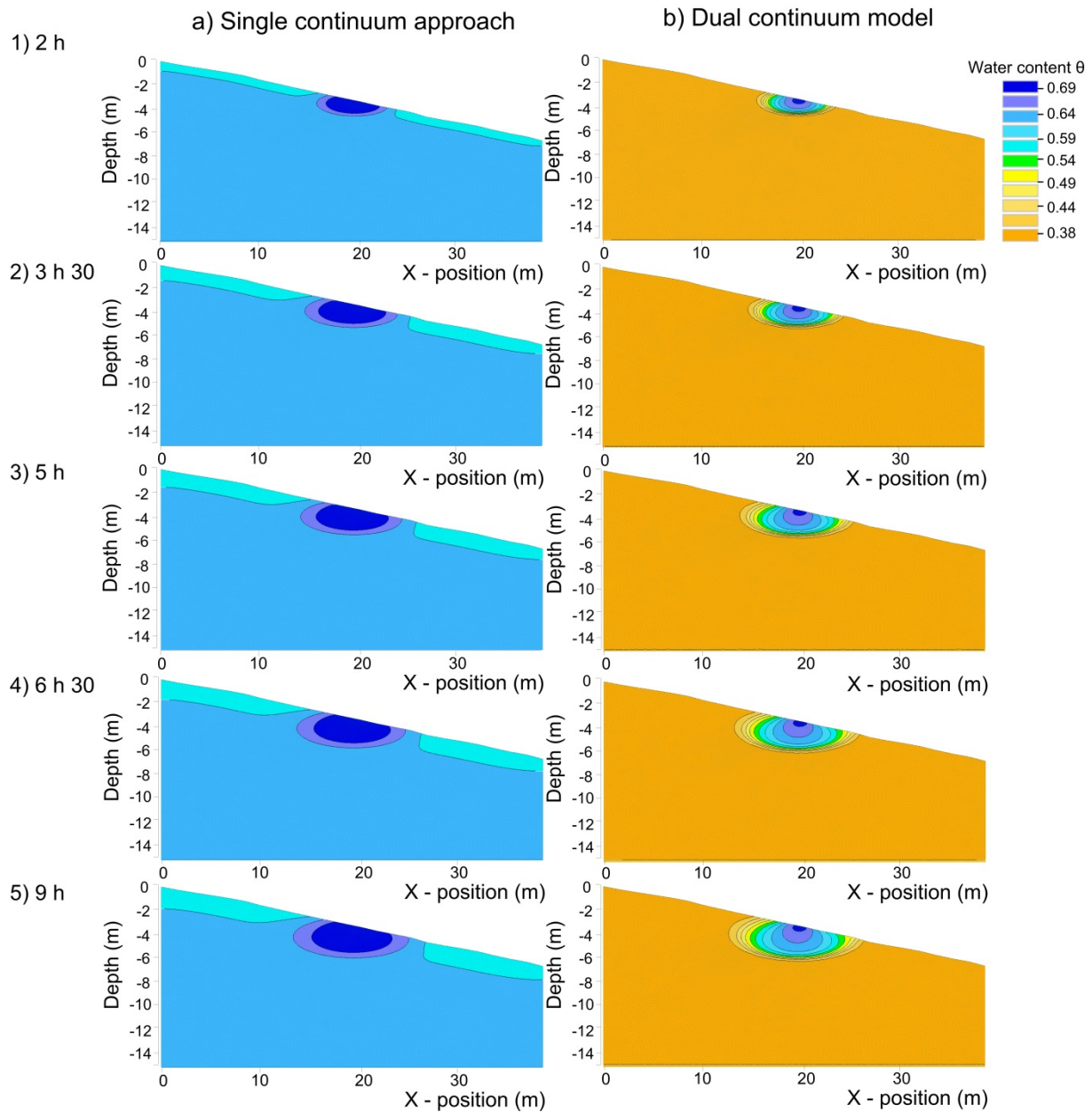


Fig. 5: Results of subsurface flow modelling (RSF) with calibrated parameter sets for: (a) the single continuum approach and (b) the dual continuum approach.

4.2. Relationship between moisture content and electrical resistivity

As explained in Section 2.3.1., the infiltration area was delimited on the RSF by choosing the θ_{limit} isocontour, which delimits the largest infiltration area (i.e. with the smallest difference in water content between the infiltration volume and the surrounding waste medium). Therefore, according to Archie's law, the small variation of total water content θ between the infiltration area and the surrounding medium does not explain the high resistivity contrast detected by MICS over a large volume (750 m³ of wetted waste for 40 m³ of injected leachate).

Indeed, the fracture domain, which allows rapid leachate flow and consequently a similar infiltration size to what was obtained with MICS, has a low influence on the total water content because of the value of w between 0.05 and 0.1 (Equations 7-9). When applying Archie's law to the RSF, this low variation of water content would imply a low variation of resistivity, which contradicts the field measurements.

However, the dual permeability model assumes that, during the injection experiment, the fracture continuum is a system of well-connected fractures partially saturated by a very conductive leachate (the leachate electrical resistivity varies between 1 and 5 $\Omega.m$). The conductive leachate is concentrated in a very small fraction of the waste medium corresponding to the fracture domain but over a very large area (due to rapid leachate flow into the fractures). This network of very conductive fractures, simulated by the dual continuum approach, may explain the high contrast in resistivity detected by MICS on very large volumes, since it corresponds to a network of good electrical conductors connected throughout the volume considered. Moreover, as the resolution of the ERT method does not allow one to detect each fracture individually, the interpreted resistivity resulting from the inversion process corresponds to a global decrease in resistivity observed over a large volume, including the totality of the network of conductive fractures.

This assumption was investigated in this study by ERT numerical modelling with a classical forward-inverse cycle [Yang, 2005], which is divided into three steps (Fig. 6). First, we performed a true geophysical model corresponding to a network of connected fractures saturated in leachate (Fig. 6 – 1), which could correspond to the fracture continuum of the dual continuum approach (with one of the calibrated hydrodynamic parameter sets). The volume of fractures was designed to represent 10% of the infiltration volume with a lateral extension of 9 m and a depth of 5 m, which corresponds to the MICS infiltration size obtained with the field data set at the fifth time step of the injection monitoring (Fig. 2b). The resistivity of the fractures was set at 1 $\Omega.m$ whereas the resistivity of the surrounding waste medium was chosen at 20 $\Omega.m$.

The second step (Fig. 6 – 2) consists in computing a synthetic apparent resistivity data set with a forward calculation Matlab script called F3DM (Forward 3D Modelling) combined with Comsol Multiphysics [Clément *et al.*, 2011b]. Finally, the third step (Fig. 6 – 3) involves the inversion of the apparent resistivity data set : (i) with a standard inversion using an inversion parameter set corresponding to regularization parameter λ (damping factor) equal to 30, anisotropy factor w_z (flatness ratio) equal to 1 and the L1-norm (Fig. 6 – 3.a) and (ii) with the MICS methodology (Fig. 6 – 3.b) [Audebert *et al.*, 2014c].

Fig. 6 – 3.a presents the results of a standard ERT inversion to show overall decrease in interpreted resistivity $\Delta\rho$ due to the network of electrical conductive fractures between -50 and -5%.

The results of the MICS methodology are presented in Fig. 6 – 3.b. The infiltration size obtained with MICS is 8 m wide and 6 m deep.

These two results (Fig. 6 – 3.a and b) show that the ERT method spatializes the decrease in resistivity, only contained in the fractures accounting for 10% of the infiltration volume, over a very large volume. Thus, this conceptual model allowed us to highlight the influence of the saturated fractures on the ERT measurements. It is important to note that this conceptual model is probably far from the field reality due to the size of the simulated fractures (around 20 cm) as well as, their arbitrary disposition and connectivity but allowed us to test our assumption. Moreover, even if the actual size and spatial distribution of the fractures may differ, it should not drastically change the result of this forward-inverse cycle since the main influence on the interpreted electrical resistivity distribution should be due to the presence of connected electrical conductors on a large scale, regardless of the size of the fractures.

The dual continuum approach also stresses the inadequacy of Archie's law to describe the relationship between electrical resistivity and volumetric water content in a fractured porous medium or waste (compared to a fractured porous medium). Introducing a dual continuum approach implies that this relationship should not be univocal since a given total volumetric water content θ could be obtained from various distributions of the water content between the matrix and the fracture domains (Equations 7-9). This effect is particularly sensitive during the transient situation studied during the injection experiment, since the filling of the fractures results in a sharp decrease in electrical resistivity while implying only a small increase in the total volumetric water content.

Finally, the dual continuum approach seems to be better adapted to describing waste porous medium than the single continuum approach, since: (i) it allowed us to reproduce large infiltration sizes and similar injected volume to those observed in the field, without saturating the medium and (ii) this approach can explain the high resistivity contrast detected by MICS on very large volumes when considering a network of connected fractures allowing rapid leachate flow and behaving like good electrical conductors.

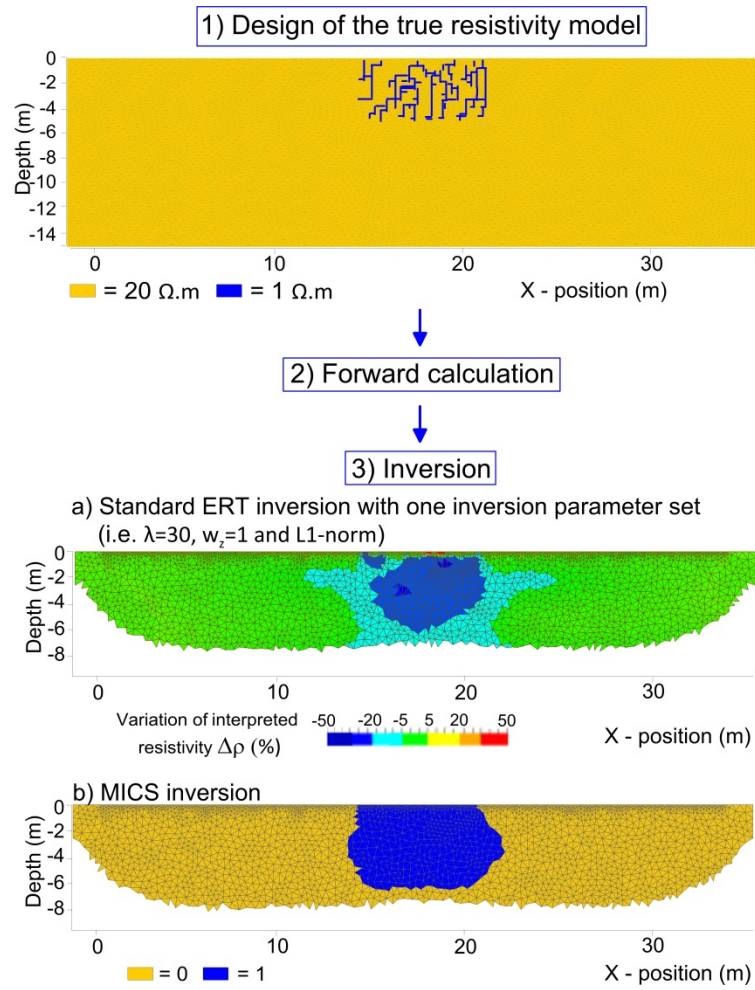


Fig. 6: ERT numerical modelling for the assessment of a conceptual model representing saturated and connected fractures: (1) Design of the true resistivity model, (2) Forward calculation and (3) Inversion: (a) with one parameter set and (b) with MICS.

5. Conclusion

This study was based on two papers that have attempted to improve the understanding of leachate flow in MSW landfill by time-lapse ERT and subsurface flow modelling. In the first paper, we proved that the MICS methodology [Audebert *et al.*, 2014c] applied on time-lapse ERT monitoring could allow ERT users to extract hydrodynamic information on leachate flow in the waste medium (i.e. infiltration flow, infiltration shape anisotropy and “apparent porosity”). In this paper, MICS was applied to field data sets recorded on the two waste deposit cells 3 and 4 of the Champs-Jouault landfill site. The similarities observed between the hydrodynamic behaviour of the two waste cells allowed us to conclude that one hydrodynamic model with one calibrated parameter set could predict leachate flow for the whole champs-Jouault landfill site.

However, the assessment of hydrodynamic parameters for leachate flow simulation is not easy to perform because of the heterogeneous nature of waste. Therefore, the aim of this second paper was to propose a new constraint methodology for the assessment of hydrodynamic parameters for hydrodynamic models predicting leachate flow at the landfill scale. The constraint methodology developed in this paper was based on two main principles: (i) multiple subsurface flow modelling, which consists in performing a large set of numerical simulations by varying the hydrodynamic parameters and (ii) a comparison of the infiltration shapes obtained with MICS in the first paper with those resulting from subsurface flow modelling. The volume of injected leachate in the field was also used to constrain the variation range of hydrodynamic parameters.

Furthermore, both a single and a dual continuum model were tested for simulating leachate flow. The constraint methodology mentioned above was used in both cases to assess the hydrodynamic parameters. Even if the set of hydrodynamic parameters assessed by the constraint methodology appears in good agreement with values presented in the literature, the single continuum model fails at describing the experimental observations. Indeed, best fits are found for very wet initial conditions (i.e. a state very close to saturation) while assessment of water content on waste samples from the Champs-Jouault landfill site proves the opposite.

The dual continuum model describes the infiltration pattern better since it is able to simulate the evolution of the infiltration area observed with MICS, taking into account a realistic initial water content. However, this model requires a large number of parameters. The suggested constraint methodology cannot finely discriminate one optimal set of hydrodynamic parameters. Indeed, several hydrodynamic parameter sets can satisfy the two criteria based on the infiltration shape and the volume of injected leachate. However, all the simulations satisfying the constraint criteria exhibit similar trends: (i) the pressure head in the injection trench promotes good saturation of the waste in

a small volume located under the injection pipe and this volume remains almost constant during the injection experiment, (ii) flow outside this volume mainly occurs in the fracture domain leading to a small increase in total water content and (iii) the exchange term between the fractures and the matrix is small, implying that leachate flowing in the fractures results in only a small increase in the matrix water content and consequently in the total water content.

Finally, a forward-inverse cycle was applied to a simplified conceptual model of discrete fractures in order to demonstrate that a significant electrical resistivity decrease could be obtained for a small increase in the total water content. The heterogeneous medium composed of a network of fractures, filled with a conductive leachate (corresponding to an electrical resistivity between 1 and 5 $\Omega.m$), constitutes a set of continuous electrical conductors, which are interpreted by the ERT inversion process as a global decrease in resistivity on a large volume. This conceptual model of fracture distribution is fully compatible with the fracture continuum of the dual permeability model. As a consequence, using classical Archie's law appears inappropriate in the context of transient flow in media comparable to fractured porous media such as waste.

6.3. Conclusion

Pour prédire les transferts de lixiviat à l'échelle d'un casier de déchets et ainsi estimer le volume de déchets humidifiés en fonction des conditions de réinjection (dimensionnement des dispositifs, volumes et débits d'injection), il est possible d'avoir recours à une étape de modélisation hydrodynamique. L'application de la méthodologie MICS à deux suivis de réinjection de lixiviat sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault » (Chapitre 5) a permis d'étudier la dynamique d'infiltration du lixiviat et ainsi d'orienter le choix des modèles hydrodynamiques. Ainsi, dans ce chapitre, nous avons choisi d'utiliser deux modèles hydrodynamiques pour simuler une infiltration de lixiviat, à savoir :

- un modèle hydrodynamique simple continuum, basé sur la résolution de l'équation de Richards, qui est le modèle le plus couramment utilisé dans la littérature ;
- un modèle hydrodynamique double continuum/double perméabilité qui consiste à considérer deux milieux continus équivalents coexistant au sein du même VER : les fractures et la matrice poreuse. Ce modèle permet ainsi de prendre en compte des zones d'écoulements préférentiels de lixiviat, sans avoir besoin de décrire leurs positions explicitement.

L'application de ces modèles hydrodynamiques pour la simulation d'une infiltration de lixiviat nécessite de renseigner les paramètres hydrodynamiques afférents. Dans le cadre de cette thèse, il nous a semblé intéressant d'utiliser la forme de l'infiltration de lixiviat obtenue sur les données ERT pour estimer une gamme de valeurs des paramètres hydrodynamiques requis pour la simulation.

Ainsi, l'objectif de ce chapitre était de proposer une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir de la forme de l'infiltration extraite avec MICS. Les informations provenant du terrain, comme le volume de lixiviat injecté, ont également été utilisées pour contraindre les modèles hydrodynamiques et restreindre la gamme de paramètres hydrodynamiques évaluée.

La méthode de contrainte développée dans ce chapitre est basée sur deux principales étapes :

- La première étape consiste à réaliser de multiples simulations hydrodynamiques en faisant varier les valeurs des paramètres hydrodynamiques dans une gamme définie au préalable. Puis, pour chaque résultat de simulation obtenu, nous avons choisi un isocontour de teneur en eau permettant de délimiter l'infiltration de lixiviat et ainsi obtenir une représentation binaire (région impactée par la réinjection/région non impactée) comparable à celle obtenue avec MICS. L'isocontour de teneur en eau choisi pour délimiter l'infiltration correspond à l'isocontour qui délimite la plus large zone d'infiltration, c'est à dire correspondant à la plus petite différence de teneur en eau entre l'infiltration et le milieu environnant. De même,

pour chaque modèle résultant de cette étape de multiples simulations, nous avons calculé le volume de lixiviat injecté afin de le comparer au volume réellement injecté sur le terrain.

- La seconde étape est basée sur l'utilisation de deux critères de comparaison permettant de contraindre les modèles hydrodynamiques. Le premier critère, noté CISC (« Coefficient of Infiltration Shape Comparison »), correspond à la comparaison des formes d'infiltration obtenues à partir des résultats de simulation hydrodynamique avec celles extraites de MICS. Le second critère, noté ΔV , correspond à la différence entre le volume de lixiviat injecté dans la simulation et le volume de lixiviat réellement injecté sur le terrain.

Pour l'approche simple continuum, les paramètres hydrodynamiques évalués par la méthode de contrainte correspondent à la teneur en eau initiale θ_i et à la conductivité hydraulique à saturation K_s . Nous avons également étudié l'influence du facteur d'anisotropie entre la conductivité hydraulique horizontale et verticale, noté SF (« Scaling Factor »). Afin de limiter le nombre de simulations à réaliser, les autres paramètres intervenant dans ce modèle ont été fixés d'après la littérature (voir section 2.3.1.2. de l'article). Ainsi, les valeurs des paramètres permettant de satisfaire les deux critères de comparaison, CISC et ΔV , à tous les pas de temps du suivi temporel ERT, sont les suivantes :

- des valeurs de θ_i comprises entre 0,64 et 0,68 pour une teneur en eau à saturation θ_s de 0,69, fixée d'après des mesures de teneur en eau réalisées sur des échantillons de déchets en laboratoire [Stoltz *et al.*, 2012] ;
- une valeur de la conductivité hydraulique à saturation K_s égale à $6.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$;
- un coefficient d'anisotropie SF compris entre 6 et 12.

Les résultats de simulation hydrodynamique réalisés avec ces gammes de paramètres montrent une zone d'infiltration saturée qui grossit avec le temps et présentant une petite frange capillaire.

Les valeurs de K_s et de SF obtenues avec la méthodologie de contrainte sont situées dans les gammes de valeurs estimées dans la littérature, sur des échantillons de déchets en laboratoire. Néanmoins, les valeurs de θ_i obtenues impliquent que le milieu déchet soit très proche de la saturation, pour satisfaire les deux critères de comparaison. Or, cette supposition ne semble pas en accord avec les observations faites sur le terrain. En effet, les échantillons de déchets prélevés sur site ne sont pas saturés. De même, les instrumentations en cours de remplissage des casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault », réalisées par l'équipe MP2 d'Irstea-Antony, permettent de confirmer que le déchet n'est pas saturé. De plus, d'après la loi d'Archie, la faible variation de teneur en eau entre l'infiltration (i.e. 0,69) et le milieu environnant (i.e. entre 0,64 et 0,68), obtenue sur les résultats de modélisation hydrodynamique, ne pourrait pas expliquer le fort contraste de résistivité détecté par MICS sur un aussi grand volume.

Pour toutes ces raisons, cette représentation simple continuum du milieu déchet ne semble pas appropriée pour décrire les écoulements de lixiviat dans les déchets. Cependant, le modèle simple continuum a tout de même permis d'obtenir des formes d'infiltration similaires à celles obtenues avec MICS sur les données de terrain et des volumes de lixiviat injecté identiques. Par conséquent, l'application de ce modèle, avec les gammes de paramètres obtenues dans cette étude, peut tout de même fournir une aide au dimensionnement des systèmes de réinjection en estimant le volume de déchets humidifiés en fonction des conditions de réinjection.

D'après la littérature et les informations concernant la dynamique de l'infiltration obtenues au Chapitre 5, l'application du modèle double continuum nous a semblé plus appropriée pour décrire les écoulements de lixiviat dans les déchets. En effet, la superposition des deux milieux continus, à savoir les fractures et la matrice au sein du même VER, permet de prendre en compte les zones d'écoulements préférentiels, sans avoir besoin de définir leurs positions explicitement. Néanmoins, le principal inconvénient de ce modèle réside dans le nombre de paramètres qu'il fait intervenir, soit 17 au total. Par conséquent, pour limiter le nombre de simulations et donc le temps de calcul, nous avons choisi de faire varier cinq paramètres et de fixer les douze autres (voir section 2.3.1.2. de l'article). La teneur en eau initiale θ_i a été fixée à 0,38 ; correspondant aux mesures de teneur en eau réalisées sur des échantillons de déchets provenant du site de la SAS « Les Champs-Jouault ». Le coefficient d'anisotropie SF a été choisi égal à 10 pour les deux continua fractures et matrice, suite aux résultats obtenus avec l'approche simple continuum (SF compris entre 6 et 12).

Finalement, les valeurs des cinq paramètres investigués permettant de satisfaire les deux critères de comparaison, CISC et ΔV , à tous les pas de temps du suivi temporel ERT, sont les suivantes :

- une conductivité hydraulique à saturation dans la matrice K_{sm} égale à $5 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$;
- un paramètre de van Genuchten dans les fractures α_f compris entre 10 et 100;
- une conductivité hydraulique à saturation dans les fractures K_{sf} comprise entre 10^{-3} et 10^{-2} m.s^{-1} ;
- un rapport entre le volume de fractures et le volume total de sol w compris entre 0,05 et 0,1;
- une conductivité hydraulique à saturation à l'interface matrice/fractures K_{sa} comprise entre 10^{-8} et 10^{-6} m.s^{-1} .

Les résultats de simulation hydrodynamique, réalisés avec ces gammes de paramètres, montrent une zone d'infiltration avec un front très diffus. Le front d'infiltration grandit avec le temps tandis que la zone saturée, située sous le point d'injection, reste constante pendant toute la durée de l'injection. Cette tendance peut être illustrée par l'effet des fractures qui permettent un écoulement rapide du lixiviat (avec une valeur de K_{sf} comprise entre 10^{-3} et 10^{-2} m.s^{-1}) dans une petite proportion du milieu

poreux (w compris entre 0,05 et 0,1). De plus, cet effet est accentué par le terme d'échange entre les deux continua fractures et matrice (avec une valeur de K_{sa} comprise entre 10^{-8} et 10^{-6} m.s^{-1}) qui implique qu'une très petite quantité de lixiviat peut alimenter la matrice à partir des fractures.

D'autre part, la valeur de K_{sm} égale à $5.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, obtenue avec cette approche, est comprise dans les gammes de variation de K_s données dans la littérature. Cela nous permet de justifier que le continuum matrice du modèle à double perméabilité peut être assimilé aux échantillons de déchets en laboratoire (validant ainsi l'utilisation d'un modèle double perméabilité permettant des écoulements de lixiviat dans la matrice contrairement au modèle double porosité).

Finalement, ces valeurs de paramètres, obtenues pour le modèle double continuum, ont permis de simuler une infiltration de lixiviat de forme comparable à celle extraite avec MICS avec un volume de lixiviat injecté correspondant à celui réellement injecté sur le terrain, sans saturer le milieu comme c'était le cas pour le modèle simple continuum. Ce modèle hydrodynamique semble donc plus adapté à la simulation d'infiltration de lixiviat dans les déchets que le modèle simple continuum.

Il est important de souligner que la méthodologie développée dans ce chapitre ne permet pas d'obtenir un unique jeu de paramètres hydrodynamiques, satisfaisant les deux critères de comparaison pour les cinq pas de temps. Plusieurs jeux de paramètres peuvent permettre d'obtenir des formes d'infiltration comparables à celles obtenues avec MICS et des valeurs de débit identiques. Cependant, toutes les simulations réalisées à partir de ces jeux de paramètres calés présentent des tendances similaires, à savoir :

- La charge dans la tranchée d'injection permet de saturer la matrice pour un petit volume situé sous le dispositif de réinjection, dont la taille évolue très peu au cours de l'injection ;
- Le flux de lixiviat dans les fractures engendre une faible variation de teneur en eau totale (dû à la proportion de fractures représentant entre 5 et 10% du volume total) ;
- Le terme d'échange très faible implique qu'une très faible quantité de lixiviat peut circuler entre les fractures et la matrice, justifiant également la faible influence des fractures sur la teneur en eau totale.

Néanmoins, en supposant que la loi d'Archie soit applicable à ce type de milieu, les faibles variations de teneur en eau totale, induites par les écoulements rapides de lixiviat dans les fractures, ne pourraient pas expliquer les fortes variations de résistivité observées par MICS sur un très large volume (750 m^3 pour seulement 40 m^3 de lixiviat injecté). En effet, le continuum fracture, permettant des écoulements très rapides du lixiviat et donc des tailles d'infiltration similaires à celles obtenues avec MICS, a une faible influence sur la teneur en eau totale due à la valeur du coefficient w (rapport du volume de fractures sur le volume total de sol) compris entre 0,05 et 0,1. Ainsi, en appliquant la

loi d'Archie, cette faible variation de teneur en eau due aux fractures implique une faible variation de résistivité, ce qui est en contradiction avec les mesures de terrain.

Cependant, le modèle double perméabilité considère que le continuum fracture décrit un réseau de fractures connectées, qui peuvent se saturer en lixiviat très conducteur électriquement (dont la résistivité est comprise entre 1 et 5 $\Omega.m$). Par conséquent, le lixiviat très conducteur est concentré dans une très petite fraction de l'espace poral correspondant aux fractures, mais sur un volume de déchets très important (due aux circulations rapides de lixiviat dans les fractures). Par conséquent, ce réseau de fractures interconnectées et très conductrices électriquement pourrait expliquer les forts contrastes de résistivités observés avec MICS sur de larges volumes.

Cette hypothèse a été évaluée dans ce chapitre par l'intermédiaire d'une approche numérique classique en ERT, appliquée à un modèle conceptuel simplifié de fractures. L'objectif était de démontrer qu'une diminution significative de la résistivité peut être obtenue pour une faible augmentation de la teneur en eau totale. Avec ce modèle, nous avons démontré qu'un milieu hétérogène, composé d'un réseau de fractures interconnectées et remplies de lixiviat conducteur électriquement, pouvait expliquer les fortes diminutions de résistivité observées sur de larges volumes avec MICS.

Par conséquent, ce modèle a permis de démontrer que l'utilisation de la loi d'Archie est inappropriée dans le cas de l'étude des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets.

Finalement, la méthodologie de contrainte, développée dans ce chapitre, nous a permis d'évaluer deux modèles hydrodynamiques pour simuler une infiltration de lixiviat dans les déchets. Le modèle double continuum semble plus adapté puisqu'il permet de tenir compte des zones d'écoulements préférentiels dans les déchets et ainsi d'obtenir des formes d'infiltration similaires à celles obtenues avec MICS sur les données de terrain, sans avoir besoin de saturer le milieu.

Le principal inconvénient de ce modèle réside dans le nombre de paramètres qu'il fait intervenir. Cette étude a néanmoins permis d'obtenir une estimation pour certains de ces paramètres, permettant ainsi de simuler une infiltration de lixiviat dans des conditions plus proches de celles observées sur le terrain.

Cependant, la méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques, développée dans le cadre de cette thèse, n'a été appliquée qu'à un seul jeu de données de suivi temporel de réinjection de lixiviat sur un des casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault ». Une des principales perspectives à cette étude serait d'appliquer cette méthodologie à d'autres suivis de réinjection réalisés sur d'autres casiers de déchets afin de comparer les gammes de valeurs de paramètres hydrodynamiques obtenus et pouvoir les généraliser.

Conclusion générale et perspectives

Synthèse des résultats

Le concept d'ISDND gérée en mode « bioréacteur » est basé sur le principe de recirculation des lixiviats qui consiste à collecter les lixiviats en fond de casier de déchets et à les réinjecter depuis la surface. En humidifiant ainsi régulièrement les déchets, on tente d'assurer une répartition optimale de la teneur en eau afin de favoriser la biodégradation anaérobie et d'accélérer la stabilisation biologique du massif de déchets. L'optimisation de la répartition du lixiviat nécessite d'estimer les volumes et débits de réinjection et de dimensionner les dispositifs (i.e. taille, diamètre, espacement entre les perforations des dispositifs de réinjection et espacement entre chaque dispositif). Afin d'optimiser le dimensionnement des dispositifs de réinjection, une étape de modélisation hydrodynamique peut être envisagée. En effet, elle peut permettre de prédire les transferts de lixiviat dans un massif de déchets en fonction des dimensions du dispositif et des conditions de réinjection (i.e. volumes et débits de lixiviat). Le modèle hydrodynamique regroupe une représentation conceptuelle du milieu poreux considéré et un modèle mathématique permettant de décrire les écoulements. Pour simuler un transfert de fluides dans un milieu poreux, il est nécessaire de renseigner les paramètres hydrodynamiques intervenant dans les équations mathématiques du modèle. Pour cela, une caractérisation précise du milieu est donc requise. De nombreuses études en laboratoire ont tenté d'évaluer les valeurs des paramètres hydrodynamiques, dans le but de proposer un modèle hydrodynamique permettant de prédire les transferts de lixiviat dans les déchets. Néanmoins, l'évaluation des paramètres en laboratoire est difficilement transposable à l'échelle du site industriel (échantillons plus petits, déchets broyés, densité différente de celle du terrain et éventuels effets de bord dus au confinement des échantillons).

Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes intéressés à une technique de mesure géophysique spatialisante, à savoir la tomographie de résistivité électrique (ERT), pour renseigner les paramètres des modèles hydrodynamiques, à l'échelle d'un casier de déchets. En effet, depuis plus d'une dizaine d'années, de nombreuses études ont montré l'intérêt de cette méthode pour le suivi de réinjection de lixiviat dans les massifs de déchets. Cependant, cette méthode de mesure ne permet pas de mesurer directement la teneur en eau et ainsi d'évaluer les paramètres hydrodynamiques du déchet permettant de renseigner les modèles. Dans la littérature, plusieurs auteurs ont utilisé les résultats de l'ERT pour contraindre un modèle hydrodynamique [Beaujean *et al.*, 2014; Binley *et al.*, 2002a; Cassiani and Binley, 2005]. La notion de « contrainte » d'un modèle hydrodynamique, à partir de l'ERT, consiste à utiliser les données issues de la géophysique pour estimer une gamme de valeurs des paramètres hydrodynamiques ou des variables des modèles. Les différentes méthodes, proposées dans la littérature, reposent sur l'utilisation de lois pétrophysiques empiriques, comme la

loi d'Archie, permettant de convertir les données de résistivité en teneur en eau (et inversement). Cependant, cette loi est adaptée à des milieux homogènes ou tabulaires à faible teneur en argile, comme des sables par exemple. Son application à un milieu aussi hétérogène que le déchet est discutable. Par conséquent, afin de s'affranchir de l'utilisation de cette loi, il nous a semblé intéressant, dans le cadre de cette thèse, d'utiliser la forme de l'infiltration extraite de l'ERT et de la comparer avec les résultats de simulation hydrodynamique pour contraindre un modèle et en évaluer les paramètres afférents.

Ainsi, la problématique de cette thèse était d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets, en proposant une méthode d'estimation des paramètres hydrodynamiques, basée sur une comparaison des formes d'infiltration extraites des données ERT et des résultats de modélisation hydrodynamique.

Afin de répondre à cette problématique, la démarche générale de la thèse a été divisée en trois étapes successives, correspondant aux trois parties de ce manuscrit.

La première partie correspondait à une synthèse bibliographique concernant la méthode ERT et la modélisation hydrodynamique. Le premier chapitre concernant l'ERT a permis de définir le paramètre physique mesuré, à savoir la résistivité électrique, ainsi que le principe de la méthode de mesure et les différentes étapes concernant la modélisation numérique ERT. Ce chapitre a mis en évidence les limites de la méthode, à savoir :

- les facteurs pouvant générer des artéfacts dans les suivis temporels ERT et ainsi mener à de fausses interprétations des résultats ;
- la difficulté de l'interprétation hydrodynamique des suivis temporels ERT concernant la délimitation de l'infiltration.

Le second chapitre concernant la modélisation hydrodynamique a permis de définir les propriétés physiques des milieux poreux intervenant dans la modélisation et de présenter les deux modèles hydrodynamiques qui ont été utilisés dans le cadre de cette thèse. Dans ce chapitre, nous avons également identifié différentes limites concernant la modélisation hydrodynamique, à savoir la difficulté de transposer les valeurs des paramètres hydrodynamiques estimées en laboratoire à l'échelle du terrain et l'utilisation de la loi d'Archie qui ne semble pas adaptée à un milieu aussi hétérogène que le déchet.

Cette première partie répond à l'hypothèse I de ce travail de recherche, formulée en introduction de ce manuscrit, en prouvant l'intérêt de l'utilisation de la méthode ERT et de la modélisation hydrodynamique pour améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

D'autre part, les différentes limites identifiées dans cette synthèse bibliographique ont permis de définir les étapes suivantes de ce travail de thèse.

La seconde étape de ce travail, correspondant à la deuxième partie de ce manuscrit et comprenant les chapitres 3 et 4, avait pour objectif de fiabiliser l'interprétation des suivis temporels ERT acquis pendant un épisode de réinjection de lixiviat sur site. En effet, cette étape était nécessaire afin de pouvoir utiliser avec confiance les informations extraites de l'ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques et répondre à la problématique générale de la thèse.

Dans le troisième chapitre, nous nous sommes intéressés à un des facteurs pouvant générer des artéfacts dans les modèles de résistivités interprétées et ainsi mener à de fausses interprétations des suivis temporels ERT acquis pendant un épisode de réinjection de lixiviat sur site. En effet, les données de suivi temporel ERT dont nous disposons dans le cadre de cette thèse provenaient des casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault » pour lesquels les lignes d'électrodes ont été disposées proches des géomembranes infiniment résistantes, en raison des dimensions et de la configuration des casiers de déchets. Or, si les outils classiques d'inversion sont utilisés dans leur condition standard, c'est à dire considérant des conditions aux limites infinies, ils peuvent générer de nombreux artéfacts dans les résultats puisque les conditions aux limites sont en réalité finies, en raison de la présence des géomembranes.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons proposé une solution d'inversion des données ERT pour limiter la présence d'artéfacts dans les données de suivi temporel ERT acquises sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault » et ainsi éviter de fausses interprétations des résultats, engendrant des erreurs possibles pour la suite de la thèse. Cette solution consiste à prendre en compte la géométrie complète du casier de déchets dans le processus d'inversion, permettant ainsi de définir des conditions aux limites finies dans l'inversion et de limiter la présence d'artéfacts dans les résultats. Il nous a également paru important pour les futurs suivis temporels ERT d'évaluer la distance minimale à respecter entre la ligne d'électrodes et la géomembrane pour que les mesures de résistivités apparentes ne soient pas impactées.

Par conséquent, le principal résultat de cet article, dans le cadre de la démarche générale de cette thèse, a été d'apporter une méthodologie pour garantir la pertinence de l'interprétation des données acquises en suivi temporel ERT sur le site de la SAS « Les Champs-Jouault » et ainsi de pouvoir utiliser ces données avec confiance dans la suite de la thèse.

Afin de répondre à la problématique générale, à savoir utiliser la forme de l'infiltration extraite des suivis temporels ERT pour contraindre les modèles hydrodynamiques, il était nécessaire de délimiter l'étendue de l'infiltration sur les données ERT. Or, la synthèse bibliographique a permis d'identifier certaines limites quant à la délimitation des contours de l'infiltration. Ces limites sont principalement liées au processus d'inversion des données ERT et correspondent :

- au choix des paramètres d'inversion qui a une influence non négligeable sur la forme de l'infiltration obtenue et qui est fait principalement en fonction d'informations a priori, de l'expérience de l'utilisateur ERT et/ou de l'optimisation d'un critère mathématique ;
- à la méthode de régularisation utilisée dans le processus d'inversion qui a tendance à lisser les modèles de résistivités interprétées et les contours de l'infiltration.

Par conséquent, l'objectif du quatrième chapitre de ce manuscrit a été de proposer une méthodologie permettant :

- d'éviter le choix subjectif d'un jeu de paramètres d'inversion ;
- de délimiter l'infiltration de lixiviat à partir des modèles de résistivités interprétées.

La méthodologie MICS (« multiple inversions and clustering strategy ») a été développée dans le cadre de cette thèse et son évaluation a fait l'objet d'un second article. Cette méthodologie est basée sur deux principales étapes :

- Une étape d'inversions multiples à partir d'un unique jeu de résistivités apparentes en faisant varier les paramètres d'inversion dans une gamme définie au préalable [*Rings and Hauck, 2009*];
- Une stratégie de classification basée sur l'algorithme des k-moyennes et une stratégie de regroupement, afin d'obtenir une unique représentation finale de la délimitation de l'infiltration.

Dans cet article, MICS a tout d'abord été évaluée numériquement ce qui nous a permis d'étudier l'influence de plusieurs paramètres, comme le contraste de résistivité entre l'infiltration et le milieu environnant, la taille de l'infiltration, la diffusivité du front et la forme de l'infiltration, sur les résultats de MICS. Cette étape a permis d'identifier les avantages, les limites ainsi que les conditions d'utilisation de la méthode. Puis, MICS a été testée sur un premier jeu de données de terrain provenant d'un casier de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault ». Cependant, pour valider la délimitation de l'infiltration obtenue avec MICS, nous avons comparé les résultats avec des données de conductivité électrique apparente (obtenue par la méthode d'induction électromagnétique FDEM), qui permettent uniquement d'avoir une information complémentaire sur l'étendue latérale de l'infiltration mais ne permet en aucun cas de valider ou d'invalidier l'infiltration délimitée par MICS en profondeur. Par conséquent, la méthodologie a également été évaluée sur un autre jeu de données, acquis dans une fosse expérimentale remplie de sol limono-sableux, dans laquelle de nombreux capteurs de mesure ont été implantés. Ces données nous ont été mises à disposition par une équipe de recherche du LTHE de Grenoble et ont permis de valider expérimentalement la méthodologie MICS, développée dans cette thèse.

Finalement, les chapitres 3 et 4 ont permis de fiabiliser l'interprétation des données de suivi temporel ERT pour l'étude des injections de lixiviat dans les déchets, en limitant la présence d'artéfacts et en améliorant la délimitation de l'infiltration de lixiviat dans les modèles de résistivités interprétées. Ces deux chapitres ont ainsi permis de valider l'hypothèse II de ce travail de recherche énoncée en introduction. D'autre part, ces premiers résultats ont un intérêt non négligeable pour les exploitants en charge des ISDND gérées en mode « bioréacteur », puisqu'ils leur permettront d'améliorer l'évaluation des dispositifs de réinjection en quantifiant le volume de déchets humidifiés par le processus de réinjection, à partir de la délimitation de l'infiltration obtenue avec MICS.

La délimitation de l'infiltration obtenue avec MICS a constitué également une étape clef dans ce travail de thèse, afin d'être ensuite utilisée pour contraindre les modèles hydrodynamiques. Ainsi, la troisième partie de ce manuscrit avait pour objectif d'améliorer la compréhension des écoulements de lixiviat par le développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques, à partir de la forme de l'infiltration extraite des données de suivi temporel ERT avec MICS.

Le développement de la méthodologie MICS au Chapitre 4 a ouvert de nombreuses perspectives de recherche, notamment en vue d'améliorer notre compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets. Ainsi, l'objectif du Chapitre 5 de ce manuscrit était d'améliorer la compréhension des écoulements dans les déchets par une analyse des informations hydrodynamiques, obtenues en appliquant MICS à deux suivis de réinjection de lixiviat réalisés sur différents casiers de la SAS « Les Champs Jouault ».

En effet, l'application de MICS à ces deux casiers a permis d'en déduire les informations suivantes :

- La vitesse d'infiltration du lixiviat est très élevée durant les premières heures suivant le début de l'injection, avec 750 m³ de déchets humidifiés (volume délimité par MICS) pour seulement 40 m³ de lixiviat injecté, puis cette vitesse décroît avec le temps;
- Une anisotropie de forme de l'ordre de 2 entre l'extension latérale et verticale de l'infiltration est observée ;
- La fraction de l'espace poral ϵ_a disponible à l'écoulement (rapport entre le volume de lixiviat injecté et le volume délimité par MICS) est très faible (i.e. comprise entre 3 et 8%).

Ces informations concernant la dynamique de l'infiltration, obtenues avec MICS, ont orienté le choix des modèles hydrodynamiques, permettant de décrire le milieu déchet et les transferts de lixiviat, pour le développement de la méthode de contrainte au Chapitre 6. En effet, la vitesse d'infiltration du lixiviat très rapide en début d'injection et le volume important de déchets délimité par MICS pour un volume de lixiviat injecté très faible, nous ont permis de supposer que des zones d'écoulements préférentiels permettent au lixiviat de circuler très rapidement dans le massif de déchets. Cette hypothèse rejoint différentes études qui ont mis en évidence ces chemins d'écoulements

préférentiels dans les déchets [Bengtsson *et al.*, 1994; Holmes, 1983; Korfiatis *et al.*, 1984]. Par conséquent, nous avons supposé, dans ce chapitre, qu'un modèle hydrodynamique simple continuum, considérant un unique milieu poreux homogène, ne permettrait probablement pas de reproduire les observations de terrain.

Pour ces différentes raisons, nous nous sommes intéressés dans le cadre de cette thèse à d'autres types de représentations conceptuelles comme les modèles double continuum. La représentation double continuum consiste à considérer deux milieux continus équivalents coexistant au sein du même VER : les fractures (ou macropores) très perméables et permettant de favoriser les écoulements de lixiviat et la matrice poreuse (ou micropores) très peu perméable permettant d'emmagasinier une grande quantité de lixiviat. Ainsi, ce type de représentation, qui consiste à assimiler le milieu déchet à un milieu fracturé, permet de prendre en compte les zones d'écoulements préférentiels du lixiviat à l'échelle du terrain, sans avoir besoin de renseigner explicitement leurs dispositions dans le modèle.

Dans le Chapitre 6, nous avons utilisé les deux modèles simple et double continuum pour décrire les transferts de lixiviat afin de comparer leur capacité à reproduire les informations, concernant la dynamique de l'infiltration, obtenues avec MICS au Chapitre 5. Quel que soit le modèle hydrodynamique considéré, il est important de renseigner les valeurs des paramètres hydrodynamiques afférents. Dans le cadre de cette thèse, il nous a semblé pertinent d'utiliser la forme de l'infiltration extraite avec la méthodologie MICS pour contraindre les modèles hydrodynamiques et ainsi estimer les paramètres qui permettent de reproduire les observations de terrain (obtenues au Chapitre 5). Les informations provenant du terrain comme le volume de lixiviat injecté ont également été utilisées pour contraindre les modèles hydrodynamiques et restreindre la gamme de paramètres évaluée.

Ainsi, une méthode de contrainte a été développée dans le Chapitre 6, permettant de répondre à l'hypothèse III de ce travail de recherche, énoncée en introduction. Cette méthode est basée sur deux principales étapes :

- La première étape consiste à réaliser de multiples simulations hydrodynamiques en faisant varier les valeurs des paramètres hydrodynamiques dans une gamme définie au préalable.
- La seconde étape est basée sur l'utilisation de deux critères de comparaison permettant de contraindre les modèles hydrodynamiques, à savoir : la forme d'infiltration obtenue avec MICS et le volume de lixiviat réellement injecté sur le terrain.

Cette méthode a permis d'estimer une gamme de paramètres hydrodynamiques pour les deux modèles testés, à savoir les modèles simple et double continuum. Cependant, compte tenu du

nombre de paramètres (6 pour le simple continuum et 17 pour le double continuum), certains paramètres ont été fixés.

Pour le modèle simple continuum, les résultats de la méthode ont montré que pour obtenir des tailles d'infiltration comparables à celles obtenues avec MICS et des volumes de lixiviat injecté identiques, le milieu poreux devait être très proche de la saturation. Or, cette supposition ne semble pas en accord avec les observations faites sur le terrain. En effet, les échantillons de déchets prélevés sur site ne sont pas saturés. De même, les observations en cours de remplissage des casiers de déchets de la SAS « Les Champs-Jouault », réalisées par l'équipe MP2 d'Irstea-Antony, permettent de confirmer que le déchet n'est pas saturé. Par conséquent, cette représentation simple continuum du milieu déchet ne semble pas appropriée pour décrire les écoulements de lixiviat dans les déchets.

Néanmoins, l'application de ce modèle, avec les gammes de paramètres obtenues dans cette étude, peut tout de même fournir une aide au dimensionnement des systèmes de réinjection, utile aux exploitants en charge des ISDND gérées en mode « bioréacteur », en estimant le volume de déchets humidifiés en fonction des conditions de réinjection.

En dépit du nombre de paramètres qu'il fait intervenir, le modèle double continuum semble plus adapté à la simulation d'infiltration du lixiviat, en tenant compte des zones d'écoulements préférentiels pouvant se produire à toutes les échelles dans le massif de déchets. En effet, ce modèle permet d'obtenir des tailles d'infiltration comparables à celles obtenues avec MICS et des volumes de lixiviat injecté similaires à ceux injectés sur le terrain, sans que le milieu ne soit aussi proche de la saturation que le modèle simple continuum.

Néanmoins, en supposant que la loi d'Archie soit applicable à ce type de milieu, les faibles variations de teneur en eau totale, induites par les écoulements rapides de lixiviat dans les fractures, ne pourraient pas expliquer les fortes variations de résistivités observées par MICS sur un très large volume (750 m³ pour seulement 40 m³ de lixiviat injecté). En effet, le continuum fracture, permettant des écoulements très rapides du lixiviat et donc des tailles d'infiltration similaires à celles obtenues avec MICS, a une faible influence sur la teneur en eau totale due au coefficient w (rapport du volume de fractures sur le volume total de sol) renseigné dans le modèle double perméabilité et compris entre 0,05 et 0,1. Ainsi, en appliquant la loi d'Archie, cette faible variation de teneur en eau due aux fractures implique une faible variation de résistivité, ce qui est en contradiction avec les mesures de terrain. Cependant, le modèle double perméabilité considère que le continuum fracture décrit un réseau de fractures connectées qui peuvent se saturer de lixiviat très conducteur électriquement (dont la résistivité est comprise entre 1 et 5 $\Omega.m$). Par conséquent, le lixiviat très conducteur est concentré dans une très petite fraction de l'espace poral correspondant aux fractures, mais sur un volume de déchets très important (due aux circulations rapides de lixiviat dans les fractures). Ainsi,

ce réseau de fractures interconnectées et très conductrices électriquement pourrait expliquer les forts contrastes de résistivités observés avec MICS sur de larges volumes (favorisant une circulation préférentielle du courant).

Cette hypothèse a été évaluée dans le Chapitre 6 par l'intermédiaire d'une approche numérique classique en ERT, appliquée à un modèle conceptuel simplifié de fractures. L'objectif était de démontrer qu'une diminution significative de la résistivité peut être obtenue pour une faible augmentation de la teneur en eau totale. Avec ce modèle, nous avons démontré qu'un milieu hétérogène, composé d'un réseau de fractures connectées et remplies de lixiviat conducteur électriquement, pouvait expliquer les fortes diminutions de résistivité observées sur de larges volumes avec MICS. Par conséquent, nous avons démontré, avec ce modèle, que l'utilisation de la loi d'Archie est inappropriée dans le cas de l'étude des écoulements de lixiviat dans les déchets.

Finalement, ce dernier chapitre nous a permis de proposer une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques, nous permettant ainsi de comparer leur capacité à reproduire les observations de terrain et à prédire les transferts de lixiviat dans les déchets. Le modèle simple continuum semble peu adapté, puisqu'il nécessite de saturer le milieu pour obtenir des tailles d'infiltration comparables à celle du terrain et des volumes injectés identiques. Le modèle double continuum semble plus adapté puisqu'il permet de tenir compte des zones d'écoulements préférentiels dans les déchets et ainsi d'obtenir des formes d'infiltration similaires à celles obtenues avec MICS sur les données de terrain, sans avoir besoin de saturer le milieu. Le modèle double continuum considère que le continuum fracture décrit un réseau de fractures connectées et très conductrices électriquement (dues aux circulations de lixiviat), permettant ainsi d'expliquer les forts contrastes de résistivités observés avec MICS sur de larges volumes.

En conclusion, ce travail de thèse a contribué à une meilleure compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets, par l'intermédiaire de divers développements méthodologiques. Les différentes méthodes développées dans le cadre de cette thèse offrent de nombreuses perspectives, notamment pour poursuivre les recherches concernant la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets.

Perspectives

Les résultats de ce travail de thèse offrent diverses perspectives de recherche qui peuvent être regroupées selon deux axes :

- les perspectives concernant les développements méthodologiques réalisés dans le cadre de cette thèse, à savoir, la méthodologie MICS d'interprétation des données ERT et la méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir de la forme d'infiltration extraite avec MICS ;
- les perspectives concernant la compréhension des écoulements de lixiviat dans les massifs de déchets.

Perspectives concernant les développements méthodologiques

De nombreuses perspectives d'amélioration de la méthodologie MICS et d'analyse des contours de l'infiltration obtenus peuvent être envisagées. Concernant l'évaluation numérique de la méthode, il serait intéressant :

- d'étudier l'influence de la gamme de paramètres d'inversion sur les résultats de MICS en testant différentes distributions de paramètres pour différentes formes d'infiltration et d'étudier les effets de maillage ;
- d'évaluer sur différents scénarios d'infiltration à quel isocontour de saturation correspond la délimitation obtenue avec MICS ;
- de définir différents seuils de probabilité pour une cellule du maillage d'inversion d'appartenir à la zone d'infiltration. En effet, nous avons choisi un critère stringent de 100% car il permet d'obtenir le contour d'infiltration le plus fiable (i.e. avec pour chaque cellule 100% de probabilité d'appartenance à la zone d'infiltration). Il pourrait néanmoins être intéressant de définir différents seuils pour présenter les résultats et tenter d'évaluer si ces seuils correspondent à différents isocontours de saturation.

Ces différentes perspectives pourraient permettre d'améliorer la méthodologie et de mieux définir les résultats obtenus. D'autre part, MICS a été imaginée, puis développée, pour le suivi d'infiltration de lixiviat dans les massifs de déchets. De nombreuses perspectives de recherche peuvent être envisagées quant à l'application de MICS à d'autres suivis temporels, afin de délimiter précisément la forme d'une infiltration comme par exemple en hydrologie pour la recharge des aquifères ou à d'autres domaines divers comme la géologie structurale, l'agronomie, l'archéologie ou pour la délimitation d'une nappe de pollution par exemple.

Concernant la méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques à partir de la forme d'infiltration extraite des données ERT, une des perspectives serait de transposer la méthode en 3D permettant ainsi de comparer le volume de l'infiltration avec le volume délimité par MICS.

D'autre part, une étape purement numérique pourrait permettre d'identifier plus précisément les avantages et les limites de cette méthode pour l'évaluation des paramètres hydrodynamiques des modèles. En effet, il pourrait être intéressant de mettre au point une approche de validation numérique de la méthode, basée sur cinq étapes :

- la simulation d'une infiltration dans un milieu poreux avec des valeurs de paramètres hydrodynamiques connus ;
- la conversion des données de teneur en eau en résistivités par l'intermédiaire de la loi d'Archie, permettant ainsi d'obtenir un modèle géophysique de résistivités vraies ;
- l'application du calcul direct et de MICS sur ce modèle permettant d'obtenir la délimitation de la forme de l'infiltration ;
- l'estimation des paramètres hydrodynamiques du modèle utilisé à partir de la méthode de contrainte développée dans cette thèse et basée sur la comparaison des formes d'infiltration obtenues avec MICS et par simulation hydrodynamique ;
- la comparaison des valeurs de paramètres obtenus avec ceux renseignés à la première étape pour la simulation.

Ainsi, il pourrait être envisagé de réaliser différents scénarios d'infiltration avec différentes conditions d'injection pour évaluer les résultats obtenus par la méthode de contrainte. De même cette approche pourrait permettre de tester différents modèles hydrodynamiques et de montrer leurs avantages et inconvénients pour la simulation d'une infiltration en milieu poreux.

D'autre part, cette méthode de contrainte a été développée pour le suivi de réinjection de lixiviat. Comme pour MICS, de nombreuses perspectives de recherche peuvent être envisagées concernant son application à d'autres milieux poreux, afin d'améliorer la compréhension des écoulements dans le sous-sol, comme par exemple en hydrologie pour la recharge des aquifères.

Perspectives concernant la compréhension des transferts de lixiviat dans les déchets

Les développements méthodologiques réalisés ouvrent plusieurs perspectives de recherche concernant la compréhension des écoulements de lixiviat dans les déchets. En effet, il serait intéressant de réaliser de nouvelles campagnes de suivis de réinjection de lixiviat par mesures ERT, sur différents casiers de déchets de composition et d'âges différents avec différentes conditions de

réinjection. Ainsi, l'application de la méthodologie MICS à ces différents suivis temporels ERT pourrait permettre de dégager des tendances globales concernant l'écoulement du lixiviat dans les déchets. De même, l'application de la méthode de contrainte à tous ces jeux de données pourrait permettre de comparer les valeurs des paramètres hydrodynamiques obtenues et ainsi proposer un modèle hydrodynamique avec une gamme de paramètres correspondante, afin de prédire les écoulements de lixiviat dans les déchets.

D'autre part, seuls les modèles hydrodynamiques simple et double continuum ont été utilisés dans cette thèse pour décrire les écoulements dans les déchets. D'après la littérature, les modèles diphasiques, tenant compte de la phase gazeuse et de la phase liquide, peuvent fournir des résultats satisfaisants dans le cadre de l'étude des écoulements de lixiviat dans les déchets [Gholamifard *et al.*, 2008]. Ainsi, une des perspectives à ce travail de thèse, serait d'appliquer la méthode de contrainte avec le modèle diphasique développé par Gholamifard *et al.* [2008] et de comparer les valeurs des paramètres obtenues.

Références bibliographiques

Ackerer, P., N. Trottier, and F. Delay (2014), Flow in double-porosity aquifers: Parameter estimation using an adaptive multiscale method, *Advances in Water Resources*, 73, 108-122.

Acworth, R. I., and L. B. Jorstad (2006), Integration of multi-channel piezometry and electrical tomography to better define chemical heterogeneity in a landfill leachate plume within a sand aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology*, 83(3-4), 200-220.

Ademe-Fnade (2007), *Etat des connaissances techniques et recommandations de mise en oeuvre pour une gestion des installations de stockage de déchets non dangereux en mode bioréacteur*.

Ademe (2002), Le marché des activités liées aux déchets – situation 2002 – perspectives 2003-2004.

Ademe (2007), MODECOM - Campagne Nationale de Caractérisation des Ordures Ménagères.

Ademe (2012), Les déchets - Chiffres clefs.

Ademe (2014), Les déchets - Chiffres clefs.

AFNOR (2013a), Déchets ménagers et assimilés - Méthode de caractérisation - Analyse sur produit sec, *NF X 30-466*.

AFNOR (2013b), Déchets ménagers et assimilés - Méthode de caractérisation - Analyse sur produit brut, *NF X 30-408*.

Al-Chalabi, M. (1992), When least-squares squares least, *Geophysical prospecting*, 40(3), 359-378.

Archie, G. E. (1942), The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics, *Transactions of the American Institute of Mining and Metallurgical Engineers*, 146, 54-61.

Athanasiou, E. N., P. I. Tsourlos, C. B. Papazachos, and G. N. Tsokas (2007), Combined weighted inversion of electrical resistivity data arising from different array types, *Journal of Applied Geophysics*, 62(2), 124-140.

Audebert, M., H. Guyard, L. Oxarango, and R. Clément (2014a), Application d'une méthodologie d'interprétation pour le suivi temporel ERT d'une infiltration, basée sur des multiples inversions et une stratégie de classification (MICS), in *9ème conférence GEOFCAN*, edited, Paris, France.

Audebert, M., R. Clément, J. Grossin-Debattista, T. Günther, N. Touze-Foltz, and S. Moreau (2014b), Influence of the geomembrane on time-lapse ERT measurements for leachate injection monitoring, *Waste Manage.*, 34(4), 780-790.

Audebert, M., R. Clément, N. Touze-Foltz, T. Günther, S. Moreau, and C. Duquennoi (2014c), 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.

Audebert, M., R. Clément, S. Moreau, C. Duquennoi, S. Loisel, and N. Touze-Foltz (2015), 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.

Barenblatt, G. I., I. P. Zheltov, and I. N. Kochina (1960), Basic concept in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks, *Journal of Applied Mathematics*, 24, 1286-1303.

Barker, R. D. (1979), Signal contribution sections and their use in resistivity studies, *Geophysical Journal of the Royal Astronomical Society*, 59, 123-129.

Barlaz, M. A., and D. Reinhart (2004), Bioreactor landfills: progress continues, *Waste Manage.*, 24(9), 859-860.

Barlaz, M. A., R. K. Ham, and D. M. Shaefer (1990), Methane production from municipal refuse: a refuse review of enhancement techniques and microbial dynamics, *Critical Reviews in environmental Control*, CRC Press, 19 (6), 557-584.

Bauer-Gottwein, P., B. N. Gondwe, L. Christiansen, D. Herckenrath, L. Kgotlhang, and S. Zimmermann (2010), Hydrogeophysical exploration of three-dimensional salinity anomalies with the time-domain electromagnetic method (TDEM), *Journal of Hydrology*, 380(3-4), 318-329.

Bazin, S., and A. A. Pfaffhuber (2013), Mapping of quick clay by electrical resistivity tomography under structural constraint, *Journal of Applied Geophysics*, 98, 280-287.

Bear, J. (1972), *Dynamics of Fluids in Porous Media*, New-York.

Beaujean, J., F. Nguyen, A. Kemna, A. Antonsson, and P. Engesgaard (2014), Calibration of seawater intrusion models: Inverse parameter estimation using surface electrical resistivity tomography and borehole data, *Water Resources Research*, 6828-6849.

Beaven, R. P., and W. Powrie (1995), Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell, in *Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Beaven, R. P., and W. Powrie (1996), Determination of the hydrogeological and geotechnical properties of refuse in relation to sustainable landfilling, in *Proceedings of the 19th International Madison waste conference*, edited, pp. 435-454, Wisconsin, University of Wisconsin-Madison, USA.

Beaven, R. P., J. A. Barker, and A. Hudson (2003), Description of a tracer test through waste and application of a double porosity model, in *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Beaven, R. P., W. Powrie, and K. Zardava (2008), Hydraulic properties of MSW, in *Geotechnical Characterization, Field Measurement and Laboratory Testing of Municipal Solid Waste. Proceedings of the 2008 International Symposium on Waste Mechanics*, edited, pp. 1-43, ASCE Geotechnical Special Publication.

Beff, L., T. Günther, B. Vandoorne, V. Couvreur, and M. Javaux (2013), Three-dimensional monitoring of soil water content in a maize field using Electrical Resistivity Tomography, *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 595-609.

Bendz, D., V. P. Singh, and M. Akesson (1997), The accumulation of water and the generation of leachate in a young landfill, *Journal of Hydrology*, 203, 1-10.

Bendz, D., V. P. Singh, H. Rosqvist, and L. Bengtsson (1998), Kinematic wave model for water movement in municipal solid waste, *Water Resources Research*, 34(11), 2963-2970.

Bengtsson, L., D. Bendz, W. Hogland, H. Rosqvist, and M. Akesson (1994), Water balance for landfills of different age, *Journal of Hydrology*, 158, 203-217.

Benson, C., and X. Wang (1998), Soil water characteristic curves for solid waste, *Environmental Geotechnics Report*, 98(3), 1-6.

Bernstone, C., T. Dahlin, T. Ohlsson, and W. Hogland (2000), DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two pre-excavation surveys, *Environ. Geol.*, 39(3-4), 360-371.

Besson, A., I. Cousin, A. Samouelian, H. Boizard, and G. Richard (2004), Structural heterogeneity of the soil tilled layer as characterized by 2D electrical resistivity surveying, *Soil & Tillage Research*, 79(2), 239-249.

Binley, A., G. Cassiani, R. Middleton, and P. Winship (2002a), Vadose zone flow model parameterisation using cross-borehole radar and resistivity imaging, *Journal of Hydrology*, 267(3-4), 147-159.

Binley, A., P. Winship, L. J. West, M. Pokar, and R. Middleton (2002b), Seasonal variation of moisture content in unsaturated sandstone inferred from borehole radar and resistivity profiles, *Journal of Hydrology*, 267(3-4), 160-172.

Blight, G. E., J. M. Ball, and J. J. Blight (1992), Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas, *Journal of Environmental Engineering*, 110, 865-877.

Bogner, J., and K. Spokas (1993), Landfill CH₄: Rates, fates, and role in global carbon cycle, *Chemosphere*, 26(1-4), 369-386.

Bouchedda, A., M. Chouteau, A. Binley, and B. Giroux (2012), 2-D joint structural inversion of cross-hole electrical resistance and ground penetrating radar data, *Journal of Applied Geophysics*, 78, 52-67.

Braun, M., and U. Yaramanci (2008), Inversion of resistivity in Magnetic Resonance Sounding, *Journal of Applied Geophysics*, 66(3-4), 151-164.

Breitmeyer, R. J., C. A. Bareither, C. H. Benson, T. B. Edil, and M. A. Barlaz (2008), Field-scale lysimeter experiment to study hydrologic and mechanical properties of municipal solid waste, in *Global Waste Management Symposium*, edited by P. media, pp. 1-11.

Brunet, P., R. Clément, and C. Bouvier (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.

Burdine, N. T. (1953), Relative permeability calculation from size distribution data, *Trans. Aime*, 198, 71-78.

Buselli, G., and K. L. Lu (2001), Groundwater contamination monitoring with multichannel electrical and electromagnetic methods, *Journal of Applied Geophysics*, 48(1), 11-23.

Campbell, R. B., C. A. Bower, and L. A. Richards (1948), Change of electrical conductivity with temperature and the relation of osmotic pressure to electrical conductivity and ion concentration for soil extracts, *Soil Science Society of America Proceedings*.

Cassiani, G., and A. Binley (2005), Modeling unsaturated flow in a layered formation under quasi-steady state conditions using geophysical data constraints, *Advances in Water Resources*, 28(5), 467-477.

Cassiani, G., V. Bruno, A. Villa, N. Fusi, and A. Binley (2006), A saline trace test monitored via time-lapse surface electrical resistivity tomography, *Journal of Applied Geophysics*, 59(3), 244-259.

Chambers, J. E., et al. (2014), Derivation of lowland riparian wetland deposit architecture using geophysical image analysis and interface detection, *Water Resources Research*, 50, 5886-5905.

Chapellier, D. (2000), Prospection électrique de surface, *cours en ligne de géophysique de l'Université de Lausanne, Suisse*.

Childs, E. C., and N. Collis-George (1950), The permeability of porous materials, *Proceedings of the Royal Society of London. Series A: Mathematical and physical sciences*, 201, 392-405.

Clément, R. (2010), Etude du suivi des injections des lixiviats dans les massifs de déchets, Université Joseph Fourier, Grenoble, Thèse de 3ème cycle.

Clément, R., L. Oxarango, and M. Descloitres (2011a), Contribution of 3-D time-lapse ERT to the study of leachate recirculation in a landfill, *Waste Manage.*, 31(3), 457-467.

Clément, R., M. Bergeron, and S. Moreau (2011b), COMSOL Multiphysics Modelling for Measurement Device of Electrical Resistivity in Laboratory test cell, in *European Comsol Conference*, edited, Stuttgart.

Clément, R., M. Descloitres, T. Günther, O. Ribolzi, and A. Legchenko (2009), Influence of shallow infiltration on time-lapse ERT: Experience of advanced interpretation, *Comptes Rendus Geosciences*, 341(10-11), 886-898.

Clément, R., M. Descloitres, T. Günther, L. Oxarango, C. Morra, J. P. Laurent, and J. P. Gourc (2010), Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring, *Waste Manage.*, 30(3), 452-464.

Code-Permanent-Environnement-et-Nuisances (1997), *Arrêté Du 9 Septembre 1997. Décharges D'ordures Ménagères – Décharges Existantes Et Nouvelles Installations De Stockage De Déchets Ménagers Et Assimilés. Bulletin 235 Du 15 Septembre 1997.*

Coscia, I., N. Linde, S. Greenhalgh, T. Günther, and A. Green (2012), A filtering method to correct time-lapse 3D ERT data and improve imaging of natural aquifer dynamics, *Journal of Applied Geophysics*, 80, 12-24.

Coscia, I., S. Greenhalgh, N. Linde, J. Doetsch, L. Marescot, T. Günther, T. Vogt, and A. Green (2011), 3D crosshole ERT for aquifer characterization and monitoring of infiltrating river water, *Geophysics*, 76(2), G49-G59.

Costet, J., and G. Sanglerat (1985), *Cours pratique de mécanique des sols.*

Dahlin, T. (1993), On the automation of 2D resistivity surveying for engineering and environmental applications, Université de Lund, Suède, Thèse de 3ème cycle.

Dahlin, T. (2001), The development of DC resistivity imaging techniques, *Computers & Geosciences*, 27(9), 1019-1029.

Dahlin, T., and M. H. Loke (1998), Resolution of 2-D Wenner resistivity imaging as assessed by numerical modeling, *Journal of Applied Geophysics*, 38, 237-249.

Dahlin, T., and B. Zhou (2004), A numerical comparison of 2D resistivity imaging with 10 electrode arrays, *Geophysical Prospecting*, 52(5), 379-398.

Daily, W., A. Ramirez, D. Labrecque, and J. Nitao (1992), Electrical-resistivity tomography of vadose water-movement, *Water Resources Research*, 28(5), 1429-1442.

Danielsen, B. E., and T. Dahlin (2010), Numerical modelling of resolution and sensitivity of ERT in horizontal boreholes, *Journal of Applied Geophysics*, 70(3), 245-254.

Darcy, H. (1856), Les fontaines publiques de la ville de Dijon : exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau, Victor Dalmont, Paris.

Day-Lewis, F. D., J. W. Lane, J. M. Harris, and S. M. Gorelick (2003), Time-lapse imaging of saline-tracer transport in fractured rock using difference-attenuation radar tomography, *Water Resources Research*, 39(10), 1740-1752.

De Carlo, L., M. T. Perri, M. C. Caputo, R. Deiana, M. Vurro, and G. Cassiani (2013), Characterization of a dismissed landfill via electrical resistivity tomography and mise-à-la-masse method, *Journal of Applied Geophysics*, 98, 1-10.

de Marsily, G. (1994), Comprendre et estimer les écoulements souterrains, *Ecole des Mines de Paris*.

DeGroot-Hedlin, C., and S. Constable (1990), Occam's inversion to generate smooth, two-dimensional models from magneto telluric data, *Geophysics*.

Delineau, T., and A. Budka (2000), Le concept du bioréacteur - Rapport final, Convention Ademe-Sita.

Demetracopoulos, A. C., L. Sehayek, and H. Erdogan (1986), Modeling leachate production from municipal landfills, *Journal of Environmental Engineering*, 112, 849-866.

Depountis, N., C. Harris, M. C. R. Davies, G. Koukis, and N. Sabatakakis (2005), Application of electrical imaging to leachate plume evolution studies under in-situ and model conditions, *Environ. Geol.*, 47(7), 907-914.

Descloitres, M., O. Ribolzi, and Y. Le Troquer (2003), Study of infiltration in a Sahelian gully erosion area using time-lapse resistivity mapping, *Catena*, 53(3), 229-253.

Descloitres, M., O. Ribolzi, Y. Le Troquer, and J. P. Thiebaux (2008a), Study of water tension differences in heterogeneous sandy soils using surface ERT, *Journal of Applied Geophysics*, 64(3-4), 83-98.

Descloitres, M., L. Ruiz, M. Sekhar, A. Legchenko, J. J. Braun, M. S. M. Kumar, and S. Subramanian (2008b), Characterization of seasonal local recharge using electrical resistivity tomography and magnetic resonance sounding, *Hydrological Processes*, 22(3), 384-394.

Doetsch, J., N. Linde, M. Pessognelli, A. G. Green, and T. Günther (2012), Constraining 3-D electrical resistance tomography with GPR reflection data for improved aquifer characterization, *Journal of Applied Geophysics*, 78, 68-76.

- Dubes, R. C., and A. K. Jain (1988), Algorithms for clustering data, *Prentice hall*.
- Dykhuizen, R. C. (1987), Transport of solutes through unsaturated fractured media, *Water Research*, 21(12), 1531-1539.
- Ehrig, H. J. (1983), Quality and quantity of sanitary landfill leachate, *Waste Management Resources*, 1, 53-68.
- El-Fadel, M., A. N. Findikakis, and J. O. Leckie (1996), Temperature effects in modelling solid waste biodegradation, *Environmental Technology*, 17, 925-935.
- Ellis, R. G., and D. W. Oldenburg (1994), Applied geophysical inversion, *Geophysical Journal International*, 116, 5-11.
- Fargier, Y. (2012), Développement de l'Imagerie de Résistivité Electrique pour la reconnaissance et la surveillance des Ouvrages Hydrauliques en Terre, Ecole Centrale de Nantes, Thèse de 3ème cycle.
- Fellner, J., and P. H. Brunner (2010), Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach, *Waste Manage.*, 30(11), 2084-2095.
- Fellner, J., G. Döberl, G. Allgaier, and P. H. Brunner (2009), Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions, *Waste Manage.*, 29(6), 1844-1851.
- Findikakis, A., P. Papelis, C. Halvadakis, and J. Leckie (1988), Modelling gas production in managed sanitary landfills, *Waste Management and Research*, 6, 115-123.
- Fleming, I. R. (2011), Indirect measurements of field-scale hydraulic conductivity of waste from two landfill sites, *Waste Manage.*, 31(12), 2455-2463.
- Fowler, D. E., and S. M. J. Moysey (2011), Estimation of aquifer transport parameters from resistivity monitoring data within a coupled inversion framework, *Journal of Hydrology*, 409(1-2), 545-554.
- Friedel, S. (2003), Resolution, stability and efficiency of resistivity tomography estimated from a generalized inverse approach, *Geophysical Journal International*, 153(2), 305-316.

Gärdenäs, A. I., J. Šimůnek, N. J. Jarvis, and M. T. Van Genuchten (2006), Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field, *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 647-660.

Genelle, F., C. Sirieix, J. Riss, and V. Naudet (2012), Monitoring landfill cover by electrical resistivity tomography on an experimental site, *Engineering Geology*, 145-146, 18-29.

Gerke, H. H., and M. T. Van Genuchten (1993), Dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media, *Water Resources Research*, 29(2), 305-319.

Geselowitz, D. B. (1971), An application of electrocardiographic lead theory to impedance plethysmography, *IEEE Transactions on Biomedical Engineering*, 18(1), 38-41.

Gholamifard, S. (2009), Modélisation des écoulements diphasiques bioactifs dans les installations de stockage de déchets, Université Paris Est, Thèse de 3ème cycle.

Gholamifard, S., C. Duquennoi, and R. Eymard (2007), Simulation of two-phase flow in anaerobic bioreactor landfills, in *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Gholamifard, S., R. Eymard, and C. Duquennoi (2008), Modeling anaerobic bioreactor landfills in methanogenic phase: Long term and short term behaviors, *Water Research*, 42(20), 5061-5071.

Grellier, S. (2005), Suivi hydrologique des centres de stockage de déchet-bioréacteurs par mesures géophysiques, Université Pierre et Marie Curie, Paris, Thèse de 3ème cycle.

Grellier, S., H. Robain, G. Bellier, and N. Skhiri (2006a), Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste, *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 612-617.

Grellier, S., J. M. Bouyé, R. Guérin, H. Robain, and N. Skhiri (2005a), Electrical resistivity tomography (ERT) applied to moisture measurements in bioreactor: principles, in situ measurements and results., *International Workshop Hydro-Physico-Mechanics (HPM) Landfill*.

Grellier, S., R. Adib, C. Peters, K. Reddy, and J. Gangathulasi (2006b), Electrical resistivity tomography imaging of leachate recirculation in orchard hills landfill, in *Proceedings of the SWANA conference*, edited by E. S. E. Centre, Charlotte.

Grellier, S., J. M. Bouyé, R. Guérin, S. Moreau, H. Robain, and N. Skhiri (2005b), Influence of temperature and volumetric water content on electrical resistivity of leachate and waste samples, in *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Grellier, S., R. Guérin, H. Robain, A. Bobachev, F. Vermeersch, and A. Tabbagh (2008), Monitoring of Leachate Recirculation in a Bioreactor Landfill by 2-D Electrical Resistivity Imaging, *J. Environ. Eng. Geophys.*, 13(4), 351-359.

Grossin-Debattista, J., R. Clément, T. Bouchez, L. Mazeas, and S. Moreau (2014), Suivi et optimisation de l'ISDND de la SAS Les Champs Jouault exploitée en mode bioréacteur - Rapport final du projet.

Guérin, R., S. Grellier, H. Robain, A. Bobachiev, and F. Vermeersch (2004a), Monitoring of leachate recirculation in a bioreactor by electrical resistivity tomography, in *EAGE 66th Conference & Exhibition*, edited, Paris.

Guérin, R., M. L. Munoz, C. Aran, C. Laperrelle, M. Hidra, E. Drouart, and S. Grellier (2004b), Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique, *Waste Manage.*, 24(8), 785-794.

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, Allemagne, Thèse de 3ème cycle.

Günther, T., C. Rücker, and K. Spitzer (2006), 3-D modeling and inversion of DC resistivity data incorporating topography - Part II: Inversion, *Geophysical Journal International*, 166, 506-517.

Gupta, S. C., and R. J. Hanks (1972), Influence of water content on electrical conductivity of the soil, in *Soil Science Society of America Proceedings*, edited, pp. 855-857.

Han, B., V. Scicchitano, and P. T. Imhoff (2011), Measuring fluid flow properties of waste and assessing alternative conceptual models of pore structure, *Waste Manage.*, 31(3), 445-456.

Hermans, T., F. Nguyen, and J. Caers (2015), Uncertainty in training image-based inversion of hydraulic head data constrained to ERT data: Workflow and case study, *Water Resources Research*, 51, 5332-5352.

Holmes, R. (1980), The water balance methods of estimating leachate production from landfills sites, *Solid Wastes*, 1.

Holmes, R. (1983), The absorptive capacity of domestic refuse from a full scale active landfill, *Waste Manage.*, 73, 581-593.

Hsu, H. L., B. J. Yanites, C. C. Chen, and Y. G. Chen (2010), Bedrock detection using 2D electrical resistivity imaging along the Peikang River, central Taiwan, *Geomorphology*, 114(3), 406-414.

Imhoff, P. T., D. R. Reinhart, M. Englund, R. Guérin, N. Gawande, B. Han, S. Jonnalagadda, T. G. Townsend, and R. Yazdani (2007), Review of state of the art methods for measuring water in landfills, *Waste Manage.*, 27(6), 729-745.

Jain, P., J. Powell, T. G. Townsend, and D. R. Reinhart (2006), Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using the borehole permeameter test, *Journal of Environmental Engineering* 132, 645-652.

Jang, Y. S., Y. W. Kim, and S. I. Lee (2002), Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea, *Waste Manage.*, 22(3), 261-267.

Jolly, J., R. Barker, R. P. Beaven, and A. W. Herbert (2007), Time-lapse electrical imaging to study fluid movement within a landfill, in *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Kasali, G. B., E. Senior, and I. A. Wabon-Craik (1990), Solid-state refuse methanogenic fermentation: control and promotion by water addition, *Letters in Applied Microbiology*, 11, 22-26.

Kazimoglu, Y. K., J. R. McDougall, and I. C. Pyrah (2005), Moisture retention and movement in landfilled waste, in *International Conference on Problematic Soils*, edited, pp. 307–314, Geoprob 2005, Eastern Mediterranean University, North Cyprus, Turkey.

Keller, G. V., and F. C. Frischknecht (1966), *Electrical methods in geophysical prospecting*, Pergamon Press. ed.

Kemna, A. (2000), Tomographic inversion of complex resistivity: Theory and application, Université de Bochum, Allemagne, Thèse de 3ème cycle.

Kemna, A., J. Vanderborght, B. Kulesa, and H. Vereecken (2002), Imaging and characterisation of subsurface solute transport using electrical resistivity tomography (ERT) and equivalent transport models, *Journal of Hydrology*, 267(3-4), 125-146.

Khire, M., and M. Mukherjee (2007), Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills, *Waste Manage.*, 27(9), 1233-1247.

Kim, K. J., and I. K. Cho (2011), Time-lapse inversion of 2D resistivity monitoring data with a spatially varying cross-model constraint, *Journal of Applied Geophysics*, 74(2-3), 114-122.

Knödel, K., G. Lange, and H. J. Voigt (2007), *Environmental Geology: Handbook of Field Methods and Case Studies*, Bundesanstalt für Geowissenschaften ed., Springer.

Korfiatis, G. P., A. C. Demetracopoulos, E. L. Bouridimos, and E. G. Nawy (1984), Moisture transport in a solid waste column, *Journal of environmental engineering*, 110(4), 789-796.

Kumar, D., S. Jonnalagadda, P. Jain, N. A. Gawande, T. G. Townsend, and D. R. Reinhart (2009), Field evaluation of resistivity sensors for in situ moisture measurement in a bioreactor landfill, *Waste Manage.*, 29(5), 1547-1557.

Labrecque, D. J., and X. Yang (2000), Difference inversion of ERT data : a fast inversion method for 3-D in situ monitoring, *Environmental and Engineering Geophysical Society* 6(2), 723-732.

Labrecque, D. J., M. Miletto, W. Daily, A. Ramirez, and E. Owen (1996), The effects of noise on Occam's inversion of resistivity tomography data, *Geophysics*, 61(2), 538-548.

Landva, A. O., S. G. Pelkey, and A. J. Valsangkar (1998), Coefficient of permeability of municipal refuse, in *Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics*, edited, pp. 63-68, Lisbonne.

Lanini, S. (1998), Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères, Institut National Polytechnique de Toulouse, Thèse de 3ème cycle.

Li, R. S., and C. Zeiss (2001), In situ moisture content measurement in MSW landfills with TDR, *Environmental Engineering Science*, 18(1), 53-66.

Li, Y., and W. Oldenburg (1992), Approximate inverse mapping in DC resistivity problems, *Geophysical Journal International*, 109, 343-362.

Ling, C., Q. Zhou, Y. Xue, Y. Zhang, R. Li, and J. Liu (2012), 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.

Loke, M. H. (1999), Time-lapse resistivity imaging inversion, in *5th meeting of the environmental and Engineering Society European Section*, edited, Budapest, Hungary.

Loke, M. H. (2011), Tutorial: 2D and 3D electrical imaging surveys.

Loke, M. H., and R. D. Barker (1996), Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections using a quasi-Newton method, *Geophysical Prospecting*, 44, 131-152.

Loke, M. H., I. Acworth, and T. Dahlin (2003), A comparison of smooth and blocky inversion methods in 2D electrical imaging surveys, *Exploration Geophysics*, 34(3), 182-187.

Marcoux, M. A. (2008), Optimisation des performances hydro-bio-mécaniques d'une ISDND exploitée en mode bioréacteur: étude à l'échelle du site, Université Joseph Fourier, Grenoble, Thèse de 3ème cycle.

Marescot, L. (2006), *Introduction à l'imagerie électrique du sous-sol*.

Mc Gillivray, P. R., and D. W. Oldenburg (1990), Methods for calculating fréchet derivatives and sensitivities for the nonlinear inverse problem: A comparative study, *Geophysical prospecting*, 38(5), 499-524.

McCreanor, P. T., and D. R. Reinhart (1996), Hydrodynamic modeling of leachate recirculating landfills, *Water Science and Technology*, 34(7-8), 463-470.

McCreanor, P. T., and D. R. Reinhart (2000), Mathematical modeling of leachate routing in a leachate recirculating landfill, *Water Research*, 34(4), 1285-1295.

McNeill, D. J. (1980), Electromagnetic Terrain Conductivity Measurements at Low Induction Numbers, *GEONICS, Technical Note TN-6*, Available online at <http://www.geonics.com>.

Meadows, M., C. Franklin, D. Campbell, and P. Riemer (1997), Global methane emissions from solid waste disposal sites, in *Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Menke, W. (1984), *Geophysical data analysis : discrete inverse theory*.

Michot, D., Y. Benderitter, A. Dorigny, B. Nicoullaud, D. King, and A. Tabbagh (2003), Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography, *Water Resources Research*, 39(5).

Mondelli, G., H. L. Giacheti, M. E. G. Boscov, V. R. Elis, and J. Hamada (2007), Geoenvironmental site investigation using different techniques in a municipal solid waste disposal site in Brazil, *Environ. Geol.*, 52(5), 871-887.

Moreau, S., J. M. Bouyé, and L. Maret-Mercier (2010a), Laboratory tests to evaluate temperature impact on resistivity measurements on waste mass, in *Sixth Intercontinental Landfill Research Symposium (ICLRS 2010) Kiroro Resort*, edited, Hokkaido, Japan.

Moreau, S., J. M. Bouyé, G. Barina, and O. Oberty (2003), Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill, in *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Moreau, S., F. Ripaud, F. Saidi, and J. M. Bouyé (2010b), Laboratory test to study waste moisture from resistivity, *Waste and Resource Management*, 164.

Moreau, S., J. M. Bouyé, C. Duquennoi, G. Barina, and O. Oberti (2004), Electrical resistivity survey to investigate biogas migration under leachate recirculation events, in *Waste 2004*, edited, Stratford Upon Avon, UK.

Morris, J. W. F., N. C. Vasuki, J. A. Baker, and C. H. Pendleton (2003), Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation, *Waste Manage.*, 23(7), 653-666.

Mualem, Y. (1976), A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, *Water Resources Research*, 12, 513-522.

Nguyen, F., S. Garambois, D. Jongmans, E. Pirard, and M. H. Loke (2005), Image processing of 2D resistivity data for imaging faults, *Journal of Applied Geophysics*, 57(4), 260-277.

Nguyen, F., S. Garambois, D. Chardon, D. Hermitte, O. Bellier, and D. Jongmans (2007), Subsurface electrical imaging of anisotropic formations affected by a slow active reverse fault, Provence, France, *Journal of Applied Geophysics*, 62(4), 338-353.

Nguyen, F., A. Kemna, A. Antonsson, P. Engesgaard, O. Kuras, R. Ogilvy, J. Gisbert, S. Jorreto, and A. Pulido-Bosch (2009), Characterization of seawater intrusion using 2D electrical imaging, *Near Surface Geophysics*, 7, 377-390.

Olivier, F. (2003), Tassement des déchets en csd de classe II : du site au modèle, Université Joseph Fourier, Grenoble, Thèse de 3ème cycle.

Olofsson, B., H. Jernberg, and A. Rosenqvist (2006), Tracing leachates at waste sites using geophysical and geochemical modelling, *Environ. Geol.*, 49(5), 720-732.

Orta de Velasquez, M. T., R. Cruz-Rivera, N. Rojas-Valencia, I. Monje-Ramirez, and J. Sanchez-Gomez (2003), Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation, *Waste Management Resources*, 21(2), 137-144.

Oweis, I. S., and R. P. Khera (1990), *Geotechnology of Waste Management*.

Park, S. (1998), Fluid migration in the vadose zone from 3-D inversion of resistivity monitoring data, *Geophysics*, 63(1), 41-51.

Park, S. K., and G. P. Van (1991), Inversion of pole-pole data for 3-d resistivity structure beneath arrays of electrodes, *Geophysics*, 56(7), 951-960.

Philip, J. R. (1968), The theory of absorption in aggregated media, *Australian Journal of Soil Research*, 6, 1-19.

Powrie, W., and R. P. Beaven (1999), Hydraulic properties of household waste and implications for liquid flow in landfills, in *Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Geotechnical Engineering*, edited, pp. 235-247.

Radulescu, M., C. Valerian, and J. W. Yang (2007), Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills, *Annals of Geophysics*, 50(3), 453-468.

Ramirez, A., W. Daily, D. Labrecque, E. Owen, and D. Chesnut (1993), Monitoring an underground steam injection process using electrical resistance tomography, *Water Resources Research*, 29(1), 73-87.

Reddy, K. R., H. Hettiarachchi, N. S. Parakalla, J. Gangathulasi, and J. E. Bogner (2008), Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA, in *5th Asian-Pacific Landfill Symposium*, edited, pp. 952-959, Pergamon-Elsevier Science Ltd, Sapporo, JAPAN.

Reddy, K. R., H. Hettiarachchi, N. Parakalla, J. Gangathulasi, J. Bogner, and T. Lagier (2009), Hydraulic conductivity of MSW in landfills, *Journal of Environmental Engineering*, 135(8), 677-683.

Reinhart, D. R., and B. A. Al-Yousfi (1996), The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics, *Waste Management and Research*, 14(4), 337-346.

Reinhart, D. R., and T. G. Townsend (1998), *Landfill Bioreactor Design and Operation*, 189 pp., Lewis Publishers, Boca Raton.

Reinhart, D. R., P. McCreanor, and T. G. Townsend (2002), The bioreactor landfill: its status and future, *Waste Management & Research*, 20, 172-186.

Richards, L. A. (1931), Capillary conduction of liquids through porous mediums, *Physics*, 1(5), 318-333.

Rings, J., and C. Hauck (2009), Reliability of resistivity quantification for shallow subsurface water processes, *Journal of Applied Geophysics*, 68(3), 404-416.

Robert, T., D. Caterina, J. Deceuster, O. Kaufmann, and F. Nguyen (2012), A salt tracer test monitored with surface ERT to detect preferential flow and transport paths in fractured/karstified limestones, *Geophysics*, 77(2), B55-B67.

Rojas, R., L. Feyen, and A. Dassargues (2008), Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging, *Water Resources Research*, 44(12), W12418.

Rosqvist, H., and G. Destouni (2000), Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste, *Journal of Contaminant Hydrology*, 46(1-2), 39-60.

Rosqvist, H., L. H. Dollar, and A. B. Fourie (2005), Preferential flow in municipal solid waste and implications for long-term leachate quality: valuation of laboratory-scale experiments, *Waste Management & Research*, 23, 367-380.

Rosqvist, H., D. Bendz, C. Öman, and J. E. Meijer (1997), Water flow in a pilot-scale landfill, in *Sardinia 1997, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Rosqvist, H., T. Dahlin, A. Fourie, L. Röhrs, A. Bengtsson, and M. Larsson (2003), Mapping of leachate plumes at two landfill sites in south Africa using geoelectrical imaging techniques, in *Nineth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Šimůnek, J., M. Sejna, and M. T. Van Genuchten (1999), The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media, *Version 2.0, IGWMC – TPS – 53, International Ground Water, Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado*, 251.

Šimůnek, J., N. J. Jarvis, M. T. Van Genuchten, and A. I. Gärdenäs (2003), Review and comparison of models for describing nonequilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone, *Journal of Hydrology*, 272, 14-35.

Singha, K., and S. M. Gorelick (2005), Saline tracer visualized with three-dimensional electrical resistivity tomography: Field-scale spatial moment analysis, *Water Resources Research*, 41(5).

Slater, L., A. Binley, R. Versteeg, G. Cassiani, R. Birken, and S. Sandberg (2002), A 3D ERT study of solute transport in a large experimental tank, *Journal of Applied Geophysics*, 49(4), 211-229.

Spokas, K., J. Bogner, J. P. Chanton, M. Morcet, C. Aran, C. Graff, Y. Moreau-Le Golvan, and I. Hebe (2006), Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?, *Waste Manage.*, 26(5), 516-525.

Staub, M. (2010), Approche multi-échelle du comportement bio-mécanique d'un déchet non dangereux, Université Joseph Fourier, Grenoble, Thèse de 3ème cycle.

Staub, M., B. Gallietti, L. Oxarango, M. V. Khire, and J. P. Gourc (2009), Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory-scale tests, in *Third International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, edited, University of Brunswick, Germany.

Staub, M., J. P. Gourc, J. P. Laurent, C. Kintzuger, L. Oxarango, H. Benbelkacem, R. Bayard, and C. Morra (2010), Long-term moisture measurements in large-scale bioreactor cells using TDR and neutron probes, *Journal of Hazardous Materials*, 180(1-3), 165-172.

Stoltz, G. (2009), Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité: Application aux ISDND, Université Joseph Fourier, Grenoble, Thèse de 3ème cycle.

Stoltz, G., J. P. Gourc, and L. Oxarango (2010a), Liquid and gas permeabilities of unsaturated municipal solid waste under compression, *Journal of Contaminant Hydrology*, 118(1-2), 27-42.

Stoltz, G., J. P. Gourc, and L. Oxarango (2010b), Characterisation of the physico-mechanical parameters of MSW, *Waste Manage.*, 30(8-9), 1439-1449.

Stoltz, G., A. J. Tinet, M. J. Staub, L. Oxarango, and J. P. Gourc (2012), Moisture Retention Properties of Municipal Solid Waste in Relation to Compression, *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 138(4), 535-543.

Straub, W. A., and D. R. Lynch (1982), Models of landfill leaching: moisture flow and inorganic strength, *Journal of Environmental Engineering*, 108, 231-250.

Telford, W. M., L. P. Geldart, and R. E. Sheriff (1990), *Applied Geophysics, 2nd Edition*, Cambridge University Press.

Tikhonov, A. N., and V. A. Arsenin (1977), *Solution of ill-posed problems*, 271 pp.

Tinet, A. J., L. Oxarango, R. Bayard, H. Benbelkacem, G. Stoltz, M. J. Staub, and J. P. Gourc (2011), Experimental and theoretical assessment of the multi-domain flow behaviour in a waste body during leachate infiltration, *Waste Manage.*, 31(8), 1797-1806.

Trottier, N. (2014), Modélisation des écoulements en milieux poreux fracturés: estimation des paramètres par approche inverse multi-échelle, Université de Strasbourg, France.

Trottier, N., F. Delay, O. Bildstein, and P. Ackerer (2014), Inversion of a dual-continuum approach to flow in a karstified limestone: Insight into aquifer heterogeneity revealed by well-test interferences, *Journal of Hydrology*, 508, 157-169.

Uguccioni, M., and C. Zeiss (1997), Comparison of two approaches to modelling moisture movement through municipal solid waste, *Journal of Environmental Systems*, 25(1), 41-63.

Van Genuchten, M. T. (1980), A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.

Van Genuchten, M. T., and P. J. Wierenga (1976), Mass transfer studies in sorbing porous media: I. Analytical solutions, *Soil Science Society of America Journal*, 40, 473-480.

Vauclin, M. (1994), Modélisation du transport de soluté dans la zone non saturée du sol, *Revue des sciences de l'eau*, 7, 81-102.

Vaudelet, P., et al. (2011), Mapping of contaminant plumes with geoelectrical methods. A case study in urban context, *Journal of Applied Geophysics*, 75(4), 738-751.

Vesnaver, A. L., F. Accaino, G. Bohm, G. Madrussani, J. Pajchel, G. Rossi, and G. Dal Moro (2003), Time-lapse tomography, *Geophysics*, 68(3), 815-823.

Wagner, F. M., M. Möller, C. Schmidt-Hattenberger, T. Kempka, and H. Maurer (2013), Monitoring freshwater salinization in analog transport models by time-lapse electrical resistivity tomography, *Journal of Applied Geophysics*, 89, 84-95.

Ward, W. O. C., P. B. Wilkinson, J. E. Chambers, L. S. Oxby, and L. Bai (2014), Distribution-based fuzzy clustering of electrical resistivity tomography images for interface detection, *Geophysical Journal International*, 197(1), 310-321.

Warith, M. (2002), Bioreactor landfills: experimental and field results, *Waste Manage.*, 22(1), 7-17.

Warren, J., and J. Root (1963), The behavior of naturally fractured reservoirs, *Society of Petroleum Engineers Journal*, 3, 245-255.

Waxman, M. H., and L. J. M. Smits (1968), Electrical conduction in oil-bearing sands, *Society of Petroleum Engineers Journal*, 8, 107-122.

Woodman, N., R. P. Beaven, and J. A. Barker (2005), Identification of transport processes from a tracer test through waste, in *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Woodman, N., R. P. Beaven, and J. A. Barker (2011), Assessment of simple preferential flow concepts for transport through municipal solid waste, in *Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Wyllie, M. R. J., and H. F. Gardner (1958), The generalized Kozeny-Carman equation, *World Oil*, 146, 210-228.

Yang, J. (2005), Geo-electrical responses associated with hydrothermal fluid circulation in oceanic crust: feasibility of magnetometric and electrical resistivity methods in mapping off-axis convection cells, *Exploration Geophysics*, 36(3), 281-286.

Yuen, S. T. S. (1999), Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: a full-scale study, Université de Melbourne, Australie, Thèse de 3ème cycle.

Yuen, S. T. S., T. A. McMahon, and J. R. Styles (2000), Monitoring in situ moisture content of municipal solid waste landfills, *Journal of Environmental Engineering*, 126(12), 1088-1095.

Zeiss, C. (1997), A comparison of approaches to the prediction of landfill leachate generation, in *Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by E. S. E. Centre, Cagliari.

Zhou, Q. Y., J. Shimada, and A. Sato (2001), Three-dimensional spatial and temporal monitoring of soil water content using electrical resistivity tomography, *Water Resources Research*, 37(2), 273-285.

Zornberg, J. G., B. L. Jernigan, T. H. Sanglerat, and B. H. Cooley (1999), Retention of free liquid in landfill undergoing vertical expansion, *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125, 583-594.

