



HAL
open science

Proceeding: 2 èmes Rencontres Scientifiques : Workshop Réhabilitation et valorisation des sites et sols pollués

M. Kacem, Fazia Ali-Toudert

► To cite this version:

M. Kacem, Fazia Ali-Toudert (Dir.). Proceeding: 2 èmes Rencontres Scientifiques : Workshop Réhabilitation et valorisation des sites et sols pollués. 2018. hal-02073766

HAL Id: hal-02073766

<https://hal.science/hal-02073766>

Submitted on 20 Mar 2019

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

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

2^{èmes} Rencontres Scientifiques : Workshop
Réhabilitation et valorisation des sites et sols
pollués
2nd Scientific Meeting: Workshop on
Rehabilitation of polluted Sites and Soils



Proceeding

29 & 30 Octobre/ October 29 & 30, 2018
Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne

Sponsors:



Organisation





Proceeding:

2^{èmes} Rencontres Scientifiques : Workshop Réhabilitation et valorisation des sites et sols pollués
2nd Scientific Meeting: Workshop on Rehabilitation of polluted Sites and Soils
29 & 30 Octobre/ October 29 & 30, 2018
Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne

Published by
Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint-Etienne

Editors: Mariem Kacem, and Fazia Ali-Toudert

Published in October 2018

Comité d'organisation/ Organizing committee

Mariem KACEM BOUREAU,	(ENISE, Saint-Étienne, France)
Zyed MESTICOU	(ENISE, Saint-Étienne, France)
Fazia ALI-TOUDERT	(ENSASE, Saint-Étienne, France)
Rémy GOURDON	(INSA-Lyon, Lyon, France)
Hanène SOULI	(ENISE, Saint-Étienne, France)
Shishir GAUR	(IIT(BHU), Varanasi, India)
Céline BESANCON	(ENISE, Saint-Étienne, France)
Fernando PEREIRA	(EMSE, Saint-Étienne, France)
Didier GRAILLOT	(EMSE, Saint-Étienne, France)
Véronique LAVASTRE	(UJM, Saint-Étienne, France)
Jean-Luc BAYARD	(ENSASE, Saint-Étienne, France)

Comité scientifique/ Scientific committee

Fazia ALI-TOUDERT	Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Saint Etienne « ENSASE », Saint-Étienne, France.
Mohamed AZAROUEL	Bureau de Recherches Géologiques et Minières « BRGM », Orléans, France.
Jean-Luc BAYARD	Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Saint Etienne « ENSASE », Saint-Étienne, France.
Belkacem BENADDA	INSA Euro-Méditerranée, Université Euro-Méditerranéenne de Fès, Morocco.
Céline BESANCON	Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne « ENISE », Saint-Étienne, France.
Otman BOUDOUCHE	Faculté des Sciences et technique Béni-Mellal « FSTBM », Béni-Mellal, Morocco.
Denis BRANQUE	École Nationale des Travaux Publics de l'État « ENTPE », Lyon, France
Rémi CLEMENT	Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture « IRSTEA », Lyon, France.
Philippe DUBUJET	Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne « ENISE », Saint-Étienne, France.
S. B. DWIVEDI	Institut Indien de Technologie de Varanasi « IIT(BHU) », Varanasi, India.
Olivier FAURE	Université Jean Monnet, Ecole des Mines de Saint-Etienne « UJM-EMSE », Saint-Étienne, France.

Antonin FABRI	École Nationale des Travaux Publics de l'État « ENTPE », Lyon, France.
Mohamed Yacine FERROUKHI	Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne « ENISE », Saint-Étienne, France.
Shishir GAUR	Institut Indien de Technologie de Varanasi « IIT(BHU) », Varanasi, India
Didier GRAILLOT	Ecole des Mines de Saint-Etienne « EMSE », Saint-Étienne, France.
Remy GOURDON	Institut National des Sciences Appliquées de Lyon « INSA-Lyon », Lyon, France.
Damien GUILLAUME	Université Jean Monnet « UJM », Saint-Étienne, France.
Achim HETTLER	Université Technique de Dortmund « TU Dortmund », Germany.
Zoubeir LAFHAJ	Ecole Centrale de Lille « EC-Lille », Lille, France.
Véronique LAVASTRE	Université Jean Monnet « UJM », Saint-Étienne, France.
Zyed MESTICOU	Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne « ENISE », Saint-Étienne, France.
Arbi MGAIDI	Taibah University, Madinah, Royaume d'Arabie Saoudite.
Frédéric PARAN	Ecole des Mines de Saint-Etienne « EMSE », Saint-Étienne, France.
Fernando PEREIRA	Ecole des Mines de Saint-Etienne « EMSE », Saint-Étienne, France.
Amir SILARBI	Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne « ENISE », Saint-Étienne, France
Prabhat Kumar SINGH	Institut indien de technologie de Varanasi « IIT(BHU) », Varanasi, Inde
Hanène SOULI	Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne « ENISE », Saint-Étienne, France.
Anurag OHRI	Institut Indien de Technologie de Varanasi « IIT(BHU) », Varanasi, India.
Eric VINCENS	Ecole Centrale de Lyon « ECL », Lyon, France.

Sommaire/ Table of content

Conférences invitées/ Keynote lecture	6
La revalorisation fonctionnelle des sites et sols pollués : nouvelles perspectives juridiques	7
Retour d'expérience sur les techniques de réhabilitation en nappe et présentation de solutions innovantes	8
Geochemical characterization of soil and its remediation	9
Thème : Diagnostic et méthodes de caractérisations des sites et sols pollués / Topic: Diagnoses and characterization methods of polluted sites and soils	10
Approche géostatistique appliquée à l'évaluation d'un état de pollution des sols dans le cadre d'une session de site industriel	11
Surface Soil and Water modelling for a part of Ganga Basin, India	17
Effet de la vitesse d'écoulement sur la dynamique de transport des microparticules dans des lits de sable et de gravier	24
Comment une pollution par le plomb influence-t-elle les propriétés d'une argile	30
Conditions aux limites pour le modèle du drainage de sables en 1 et 2 dimensions	35
Vieillessement d'une mousse à base de tensioactif dans un sol sablo-argileux modèle	40
Effet d'un traitement électrocinétique sur la structure d'une kaolinite mélangée au carbonate	46
Modélisation par éléments discrets de la compressibilité d'un sol sablo-argileux traité par une mousse en cours du temps	51
Thème : Dépollution et valorisation / Topic : Remediation and recovery	57
Suivi multiparamétrique de la première désorption thermique de PCB	58
Bioremediation of hydrocarbon polluted site under varying soil moisture conditions	62
Retour d'expérience sur les techniques de réhabilitation en nappe et présentation de solutions innovantes	69
Tracking a foam front in a 3D, heterogeneous porous medium	74
Depollution of Saline Soils Using Halophytic Plants in Arid Area.	80
Emploi d'amendement organique et de champignons endomycorhiziens pour la phytostabilisation de laitiers sidérurgiques	84
Étude du séchage naturel des sédiments du port de Dunkerque en vue de valorisations futures	90
Utilisation de la terre locale pour la construction d'habitations durables : évaluation des performances mécaniques du matériau	95
Thème : Impacts environnementaux et revalorisation fonctionnelle des territoires / Topic : Environmental impacts and functional redevelopment of territories	100
Retour d'expérience de la reconversion de +110 friches polluées	101

Méthode topo-historique de reconnaissance du sol urbain d'origine anthropique. Observation de la matérialité de l'anthropocène dans le métabolisme urbain.	106
Analysis of differential heaving distress in the structure due to degradation of founding soil	116
Aspects juridiques du recyclage foncier des sols pollués	120
Résumés/Abstracts, Posters	126
Multi isotopic Nd analysis a new tool to fingerprint anthropogenic materials	127
Characterization of steel industry slag First results from an approach combining magnetic and geochemical data	129
Inventaire des sites industriels et activités de service: mise à jour de la base de données BASIAS pour le territoire Rhône-Alpes. Zooms sur le département de la Loire et sur l'inventaire historique urbain de la Métropole de Lyon.	131
Développement d'un Modèle Numérique pour Simuler les Opérations de Réhabilitation des Sols Pollués par Extraction sous Pression Réduite	132
Effect of material addition and specific seed on calcite formation in metallurgic slag	133
HYdrometallurgy and Phytomanagement Approaches for Steel Slag management (HYPASS)	134
Effets de l'infiltration d'eaux usées traitées sur des zones de rejet végétalisées via une plateforme lysimétrique	136
Valorisation de la matrice minérale issue du traitement hydrométallurgique alcalin de laitiers sidérurgiques "inox" et aciers spéciaux	137
Méthode innovante de spatialisation des propriétés physiques du sol	139
Training project "Management of polluted sites and soils and mineral waste processing/recycling"	141
MUTASOL -Mutations foncières des sols pollués : risques et coûts	142
Les paysages durables post-industriels Pont des moutons à Oupeye : Un concept d'aménagement urbain à travers la réactivation du patrimoine bâti, des personnes et de la nature	144
Index des auteurs/ Authors index	145
Sponsors	147

Conférences invitées/ Keynotes lectures

La revalorisation fonctionnelle des sites et sols pollués : nouvelles perspectives juridiques

Pr. Philippe Billet

Institut de droit de l'environnement (CNRS, UMR 5600, EVS-IDE), 18 Rue Chevreul, 69007
LYON
philippe.billet@univ-lyon3.fr

RÉSUMÉ

Les sites et sols pollués ont longtemps été considérés comme une fatalité, impliquant un délaissement de l'espace ainsi affecté, faute de toujours pouvoir trouver un responsable de sa remise en état et, en tout cas, une personne à même d'en assurer financièrement la réhabilitation. Les nouveaux impératifs d'économie des sols et la lutte contre leur artificialisation ont ouverts des perspectives inédites de revalorisation fonctionnelle de ces sols, la réhabilitation des sites et sols pollués devenant une opportunité foncière. La réparation-compensation devrait ainsi permettre d'inciter les aménageurs à les réhabiliter pour compenser les effets de leurs propres travaux dans les perspectives « d'absence de perte nette » et « d'additionnalité écologique » imposées par la loi « Biodiversité » de 2016. La réparation-compensée, de son côté, permet de mobiliser des outils économiques dans une optique de double dividende, l'investissement lié à la réhabilitation étant compensé à la fois par des bénéfices en termes de santé publique et d'environnement et par la remise du terrain sur le marché foncier. .

Functional upgrading of polluted sites and soils: new legal perspectives

ABSTRACT

Polluted sites and soils have long been considered as fate, implying a neglect of the space thus affected, because it is not always possible to find a person responsible for its rehabilitation and, in any case, a person who have enough financial capacity to ensure this rehabilitation. The new imperatives of soil saving and the fight against their artificialisation have opened up new prospects for the functional upgrading of these soils, and the rehabilitation of polluted sites and soils has become a real estate opportunity. "Reparation-compensation" should thus make it possible to encourage developers to rehabilitate them to compensate for the effects of their own work in the perspective of the "no net loss" and the "ecological additionality" principles imposed by the "Biodiversity" law (2016). "Compensated-repair", on the other hand, makes it possible to mobilize economic tools in a double dividend perspective, the financing of the rehabilitation being compensated both by benefits in terms of public health and environmental protection and by the reintroduction of the land to the land market.

Retour d'expérience sur les techniques de réhabilitation en nappe et présentation de solutions innovantes

Pr. Olivier Atteia, Florie Jousse, Elyess Essouayed, Agnès Labarchède, Clément Portois, Grégory Cohen

EA 4592/Innovasol - Pessac, France - 1 Allé F. Daguin 33607
olivier.atteia@cegetel.net

RÉSUMÉ

Les techniques de réhabilitation in situ des pollutions en nappes souterraines sont très variées. Cependant le succès de celles-ci est souvent aléatoire. La première partie de la présentation s'attachera, à partir d'une revue bibliographique et de quelques exemples, à déterminer les paramètres qui conduisent souvent à une faible efficacité du traitement. Ce point sera complété d'une analyse du retour d'expérience sur des pilotes de traitement. Les limites sont généralement liées à l'hétérogénéité des formations géologiques mais aussi à un mauvais ciblage des analyses préparatoires ou à des faiblesses dans le suivi de la réhabilitation. Dans une deuxième partie nous examinerons les progrès récents visant à maximiser l'efficacité des traitements in situ. En premier lieu il s'agit de techniques de diagnostic qui permettent de cibler les flux de polluants. Et suite à une présentation générale de techniques innovantes, nous présenterons particulièrement une technique originale : l'injection de mousse permettant de bloquer la porosité du milieu autour d'une zone source.

ABSTRACT

In situ remediation techniques for groundwater pollution are quite diverse. However, the success of these is often random. The first part of the article will focus, from a literature review and some examples, to determine the parameters that unfortunately lead to a low efficacy of treatment. This point will be supplemented by an analysis of the feedback on treatments at the pilot scale. The limits are generally related to the heterogeneity of the geological formations but also to a poor targeting of the laboratory analyses or to a poor monitoring of the rehabilitation. In a second part we will examine recent progress to maximize the effectiveness of in situ treatments. At first, we emphasize diagnostic techniques that make it possible to target the flow of pollutants. Following a general presentation of innovative techniques, we will particularly present an original technique: the injection of foam to block the porosity of around a source area.

Geochemical characterization of soil and its remediation

Pr. Shyam Bihari Dwivedi,

Department of Civil Engineering, Indian Institute of Technology (BHU), Varanasi, India,
sbd.civ@itbhu.ac.in

ABSTRACT

The soil is the very thin layer of the upper crust and consists of sand, silt and clay grade particle which are derived from different provenance by the mechanical natural processes such as weathering, erosion, transportation, and deposition during different environments. The soil has the chemical concentration of major oxide, trace element and heavy metal which are related to their provenance and mode of origin. Urbanization and industrial development increased the prospect for exposure of soil for anthropogenic contamination. Therefore, a technical approach is required to assess the contaminants present in the soil through, grain size analyses, XRD, SEM and Heavy metal analyses. XRD (X-ray Diffraction) analyses are used to characterize the mineralogical constituents of the soil and give the peaks of the mineral like illite, kaolinite, montmorillonite, quartz, feldspar, apatite, hematite, magnetite and ilmenite, which can be identified by intensity and 2θ . Scanning Electron Microscopy (SEM) study is useful to characterize the internal structure and texture of the soil and also provides the evidence of internal arrangement of the heavy metal in the structure of the soil. The SEM technique is the most effective technique to identify the pollutants in the soil structure. The major oxide (SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , FeO , MgO , CaO , MnO , Na_2O , K_2O and LOI) and, heavy metal (As, Pb, Cr, Cd, Zn, Fe, Mn, Co, Ni Cu and Hg) concentrations were determined through X-ray Fluorescence technique and their impact was interpreted. These data are used to exchange of cation and their relationship with each other in the geochemistry of the soil. These geochemical techniques are the useful tools to characterize the soil regarding its chemical constituents and highly helpful to know the nature of contaminants and their removal from the contaminated soil. Thermal desorption, bioremediation, biotechnology, chemical fixation, physical treatment, and elektrokinamatic processes are applied to clean the contaminated soil for its remediation.

**Thème : Diagnostic et méthodes de caractérisations
des sites et sols pollués / Topic: Diagnoses and
characterization methods of polluted sites and soils**

Approche géostatistique appliquée à l'évaluation d'un état de pollution des sols dans le cadre d'une session de site industriel

Florine Garcia¹, Christian Cornet², Michel H. Garcia¹, Jean-Baptiste Mathieu¹, Julien Dumont³

¹KIDOVA, 155 av. R. Salengro, 92370 Chaville, France

²CETIM, 7 rue de la Presse, BP 802, 42952 St-Etienne Cedex 09

³SERPOL, 166 rue C. Nungesser, CS 30012, 34137 Mauguio Cedex

florine.garcia@kidova.com

RÉSUMÉ

Cette étude porte sur l'estimation de masses de polluants en place à l'intérieur d'un site de production et sur la quantification de l'incertitude spatiale quant au positionnement de ces masses. Elle vise à produire un état de la pollution des sols actuelle avant la cession du site à un autre industriel. L'approche méthodologique proposée repose sur une modélisation géostatistique de la pollution des sols en utilisant une méthode dite de simulation qui permet de générer un grand nombre d'images 3D réalistes et équiprobables des teneurs en polluants d'intérêt dans les sols. Les images sont réalistes car elles reproduisent les données de teneur et leur variabilité spatiale observée. Elles sont équiprobables dans le sens où elles ont toutes la même probabilité de représenter l'état de pollution réel des sols. Comme résultats pour établir l'état de pollution du site avant cession, les simulations permettent de calculer la masse de polluants en place et l'incertitude associée, que ce soit sur l'ensemble du site ou par zone, et d'identifier avec confiance les endroits où les sols constituent ou non des sources de pollution potentielles et les endroits où leur niveau de pollution est encore incertain. Les sources de pollution sont définies sous la forme de seuils de dépassement de la masse de polluant cumulée verticalement au-dessus de la zone saturée.

MOTS-CLÉS : sols pollués, masses en place, source de pollution, géostatistique, incertitude

ABSTRACT

This study focuses on the estimation of masses of contaminants in place inside a production site and the quantification of the spatial uncertainty related to the location of these masses. The aim is to provide an assessment of the current soil contamination (current status) before the transfer of the site to another industrial company. The proposed methodological approach relies on geostatistical modeling of the soil contamination by using a simulation method that generates a large number of realistic and equiprobable 3D images of grades for soil contaminants of interest. The images are realistic because they reproduce the grade data and their observed spatial variability. They are equiprobable in that they all have the same probability to represent the actual soil contamination. To assess the soil contamination before the site transfer, the masses of contaminants in place and the associated uncertainty can be estimated from the simulations, for the whole site or by zone. Using the simulations, it can be identified the locations where potential soil contamination sources are likely to be or not found with high enough confidence, and those where the soil contamination is uncertain. The sources of contamination are defined as corresponding to the areas where the vertical accumulation of contaminant mass exceeds some critical threshold above the saturated zone.

KEYWORDS: contaminated soils, masses in place, contamination source, geostatistics, uncertainty

1. INTRODUCTION

Dans le cadre de la cession d'un site ou d'un projet de changement d'exploitant, il est nécessaire pour l'industriel détenteur du site de déterminer l'état actuel de la pollution des sols avant la reprise du site par

le nouvel acquéreur. Il s'agit d'établir un état zéro de la qualité des sols qui doit servir de référence que ce soit pour traiter les sources de pollution avant le changement de propriétaire ou pour dégager la responsabilité du détenteur actuel par rapport à des pollutions futures. Cet état zéro nécessite d'estimer d'une façon ou d'une autre le stock de polluants en place et d'en déduire l'emplacement et l'étendue des sources de pollution possibles.

Cet article présente une approche qui utilise la géostatistique pour estimer l'incertitude sur l'état zéro en termes de masses de polluants en place dans les sols et l'incertitude sur la répartition spatiale des polluants définie par rapport à un dépassement local de seuils jugés critiques de quantités (masses cumulées verticalement) de polluants au-dessus de la zone saturée. L'approche méthodologique proposée est d'abord présentée puis son application à un cas d'étude réel.

2. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE PROPOSÉE

Après identification des polluants potentiellement à risque liés à l'activité industriel du site, l'approche méthodologique proposée se décompose en quatre étapes à répéter pour chaque polluant :

1. modélisation géostatistique des teneurs en polluants dans les sols,
2. estimation de l'incertitude sur la masse de polluant en place sous la forme d'intervalles de confiance,
3. estimation de l'incertitude sur la répartition spatiale de la source de pollution potentielle exprimée sous la forme de masses de polluants cumulées verticalement au-dessus de la zone saturée,
4. exploitation des résultats.

Une méthode géostatistique par simulation stochastique est utilisée pour simuler les teneurs en polluants (GeoSiPol 2005, Mathieu *et al.* 2014). Après une analyse exploratoire et statistique des données de teneurs qui vise à corriger les biais d'échantillonnage possibles (ex. échantillonnage préférentiel de sols pollués) et d'établir des modèles statistiques qui décrivent les teneurs en polluant mesurées et leur variabilité spatiale (variogramme), cette méthode géostatistique permet de produire des images 3D réalistes des teneurs en polluants dans les sols. Contrairement aux méthodes d'estimation ou d'interpolation classiques (par krigeage, distance inverse ou autre), il ne s'agit pas de générer une carte d'estimation unique non représentative de la variabilité spatiale des données (carte dite lissée) mais un ensemble d'images 3D équiprobables qui sont réalistes du fait qu'elle reproduisent à la fois les données de teneur à leurs positions et leur variabilité spatiale telle qu'observée à partir des valeurs mesurées. L'incertitude locale sur la répartition spatiale des teneurs en polluant se traduit alors par des variations des teneurs d'une image 3D (simulation) à l'autre.

De chaque simulation il peut être déduit une masse de polluant en place, à l'intérieur du site d'étude ou par zone, et de l'ensemble des simulations en nombre suffisant des intervalles de confiance sur les masses de polluant en place pour en quantifier l'incertitude. Les masses en place renseignent ainsi sur le stock de polluant dans les sols.

Pour identifier la ou les sources de pollution, il a été choisi de s'intéresser à la masse de polluant cumulée verticalement au-dessus de la zone saturée (jusqu'à 4.5 m de profondeur). Les sols pollués sont évalués comme faisant partie d'une source de pollution potentielle si la masse de polluant cumulée verticalement est suffisamment importante. Des seuils de dépassement supposés critiques permettent

alors de juger de l'importance de la pollution. Des simulations 3D de la teneur en polluant, il est tiré des cartes 2D de la masse cumulée sur la verticale, soit autant de cartes 2D que de simulations 3D. Ces cartes 2D permettent d'estimer la carte de probabilité que la masse de polluant cumulée dépasse un seuil critique. La carte de probabilité ainsi obtenue renseigne sur l'incertitude quant à la présence ou non localement d'une source de pollution. Elle dépend du seuil de dépassement choisi et pour lequel on souhaite savoir si les données disponibles permettent de juger avec confiance ou non de la présence ou l'absence d'une source de pollution en tout point du domaine. Une probabilité faible indique peu de chances (ou risque) que les sols constituent localement une source de pollution pour le polluant considéré, tandis qu'une probabilité forte est à associer à une source de pollution avérée. Les sols incertains sont ceux où les probabilités prennent des valeurs intermédiaires qui ne permettent pas de décider si le niveau de pollution est atteint ou non.

Comme éléments d'aide à la décision, les cartes de probabilité servent finalement à classer les sols selon des critères de risque qui déterminent la confiance avec laquelle des sols peuvent être jugé localement comme constituant ou non une source de pollution (probabilité de dépassement suffisamment forte ou faible) ou comme incertain (probabilité intermédiaire).

En utilisant un modèle géostatistique de la pollution des sols, l'approche proposée fournit ainsi une estimation des stocks de polluants en place et une délimitation des sources de pollution potentielles ainsi que les incertitudes associées.

3. APPLICATION SUR UN CAS D'ETUDE

3.1. Présentation du cas d'étude

L'approche précédente a été appliquée à un site de l'industrie mécanique dans le cadre d'une reprise du site par un nouvel industriel. Ce site de moins d'un hectare contient deux ateliers de production et des zones de stockage. La zone non saturée représente une épaisseur de 4.5 m. Des investigations par forages ont été effectuées jusqu'à une profondeur de 6 m, au-delà de la profondeur de la nappe. Les polluants mis à jour sur le site sont le chrome total et particulièrement le chrome VI. Les résultats présentés par la suite concernent uniquement le chrome VI.

Au total, 38 sondages ont été réalisés d'une profondeur de 1 à 6 m. La figure 1 montre leur répartition sur le site et les teneurs de chrome VI mesurées dans les sols.

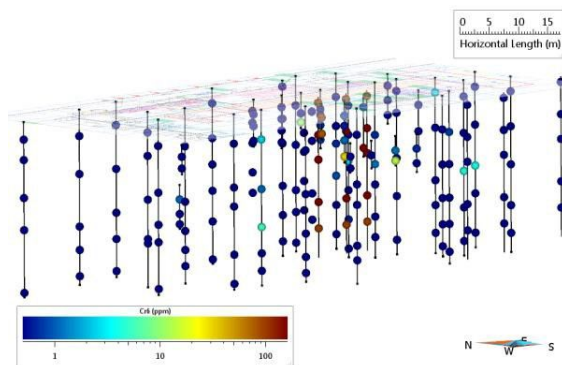


Figure 1. Vue de 3/4 du site présentant les sondages et les teneurs mesurées en chrome VI. Unité : ppm en échelle log10.
Distorsion de l'axe vertical par un facteur 3.

3.2. Résultats

3.2.1. Simulation des teneurs en polluants et visualisation 3D

Au total, 200 simulations de teneurs ponctuelles (à l'échelle des échantillons de sols) ont été générées pour le chrome VI. La figure 2 montre un exemple de deux simulations des teneurs en chrome VI selon trois mêmes plans de coupe. D'une simulation à l'autre, la variabilité des teneurs traduit l'incertitude locale sur les teneurs, l'incertitude étant d'autant plus grande que les teneurs simulées sont éloignées des sondages.

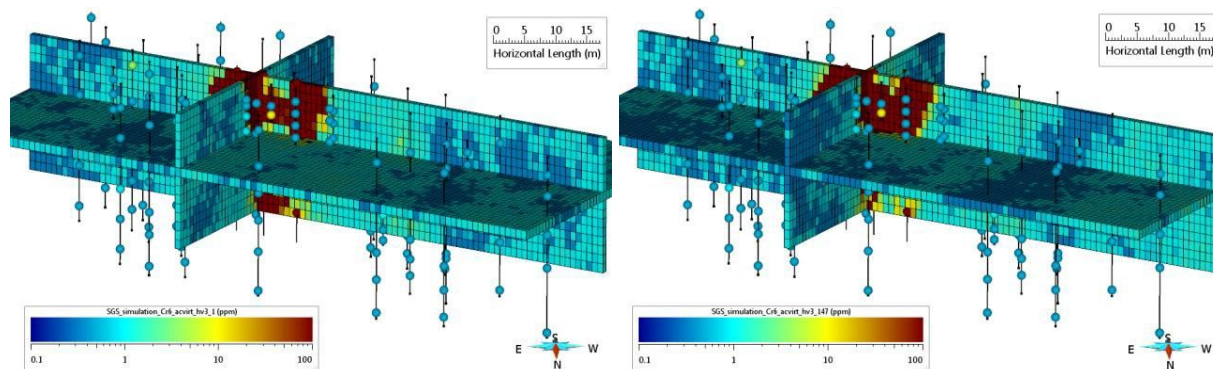


Figure 2. Vues 3D de deux simulations des teneurs en chrome VI selon trois plans de coupe. Les sondages affichés sont ceux d'où proviennent les données de teneur utilisées pour conditionner les simulations. Unité : ppm en échelle log10. Distorsion de l'axe vertical par un facteur 5.

Des visualisations 3D de la pollution des sols peuvent être obtenues du modèle géostatistique pour comprendre la répartition de la pollution dans les sols et identifier des zones potentiellement polluées. Compte tenu de l'incertitude spatiale sur les teneurs en polluants, des précautions sont à prendre cependant en s'intéressant à des indicateurs (statistiques) susceptibles de mesurer le niveau de pollution des sols en prenant en compte l'incertitude. La figure 3 montre l'enveloppe qui délimite les sols pollués dont les teneurs ont 80% de chances ou plus d'être supérieures à 2 ppm (a) et 5 ppm (b).

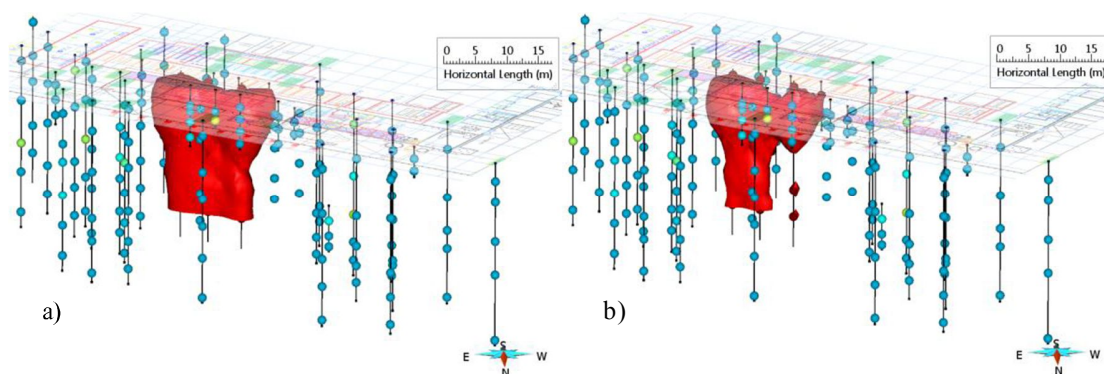


Figure 3. Zones à risque correspondant à 80% de chances ou plus d'avoir des teneurs en chrome VI supérieures à 2 ppm (a) et 5 ppm (b). Distorsion de l'axe vertical par un facteur 5.

3.2.2. Masses en place déduites des simulations géostatistiques

La figure 4 fournit l'histogramme de la masse de chrome VI en place déduite des 200 simulations

géostatistiques des teneurs en chrome total (histogramme des 200 valeurs de masses en place calculées sur les 200 simulations de la teneur en chrome VI). Le tableau 1 en fournit le résumé statistique. En complément, en vue d'une dépollution possible du site avant cession, il a été estimé à partir des simulations le volume des sols les plus pollués qui contiennent 80% de la masse en place de chrome VI. Le tableau 1 en fournit également le résumé statistique.

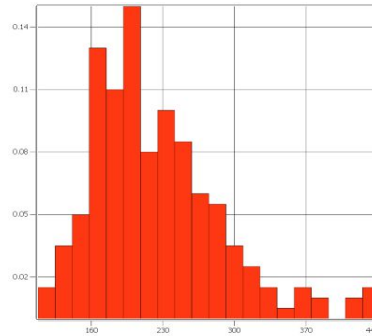


Figure 4. Histogramme des masses de chrome VI en place simulées. Unité : kg.

Tableau 1. Résumés statistiques de la masse de chrome VI en place et du volume des sols les plus pollués correspondant à 80% de la masse en place. Les intervalles de confiance à 95, 90 et 80% de chances sont indiqués respectivement en vert, bleu et orange.

Chrome VI	Moy	σ	Min	Q02.5	Q05	Q10	Q20	Q25	Q30	Q40	Q50	Q60	Q70	Q75	Q80	Q90	Q95	Q97.5	Max
Masse en place (kg)	224	64	108	135	140	156	171	178	187	196	210	228	247	256	270	305	349	390	442
Volume de sols pollués (m ³)	252	70	129	154	161	177	193	202	211	223	237	256	278	289	303	341	388	434	493

3.2.3. Classification des sols par rapport à la présence d'une source de pollution en chrome VI

Plusieurs seuils de dépassement de la masse de chrome VI cumulée verticalement au-dessus la zone saturée (profondeur de 4.5 m) ont été testés pour juger de la présence possible de sources de pollution et de l'incertitude sur la délimitation de ces sources. La figure 5 présente la carte 2D de classification des sols correspondant à un seuil de 0.2 kg.

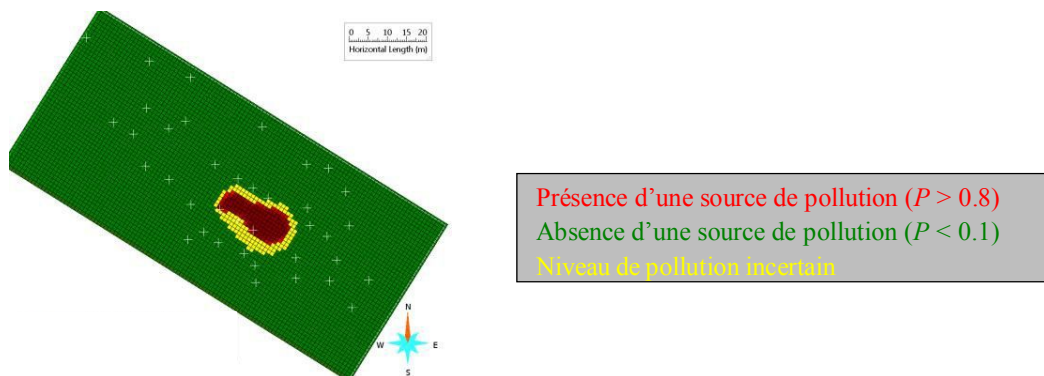


Figure 5. Carte de classification des sols en tant que source de pollution possible en chrome VI pour une masse de polluant cumulée dépassant 0.2 kg au-dessus de la zone saturée.

Les sols sont classés avec confiance comme constituant une source de pollution si la probabilité de dépassement est supérieure à 0.8 et comme en-dehors d'une source de pollution si elle est inférieure à 0.1. Si la probabilité est intermédiaire entre 0.1 et 0.8, la présence ou non d'une source de pollution ne peut pas être déterminée avec suffisamment de confiance. Si nécessaire, des données complémentaires peuvent être recommandées dont l'emplacement peut être déterminé de façon à lever l'incertitude avec un minimum de sondages. Cette carte permet de juger de l'incertitude sur l'extension de la source de pollution en fonction du seuil de masse cumulée qui détermine le niveau de pollution considéré, ici 0.2 kg. Comme attendu, il apparaît sur la figure 5 que la zone incertaine (en jaune) se situe entre les sols classés avec confiance comme constituant une source de pollution (en rouge) et ceux classés avec confiance comme étant en dehors (en vert). La faible étendue de la zone incertaine n'a pas suscité davantage d'investigations.

4. CONCLUSION

Cette étude a permis de mettre en œuvre une approche géostatistique pour répondre aux besoins de production d'un état zéro de la qualité des sols dans le cadre d'une cession de site industriel. Il s'agit pour l'industriel détenteur actuel du site de dégager sa responsabilité par rapport à des pollutions futures et pour l'industriel qui se porte acquéreur de juger de la nécessité ou non d'une dépollution du site avant ou après reprise et du coût financier.

L'avantage premier de la géostatistique est de fournir des estimations associées à une incertitude, que ce soit sur la masse de polluant en place que sur la délimitation de sources de pollution potentielles. En utilisant une méthode de simulation géostatistique des teneurs en polluant pour construire le modèle 3D de la pollution des sols, il est montré tous les résultats utiles qui peuvent être tirés des simulations pour juger de l'état zéro qui doit servir de référence.

Références bibliographiques

Association et groupe de travail GeoSiPol. (2005). Géostatistique appliquée aux sites et sols pollués. Manuel méthodologique et exemples d'application. Document disponible sur : <http://www.geosipol.org>.

Mathieu J-B., Kaskassian S. Garcia Michel H. (2014). Apport de la géostatistique au diagnostic de sites et sols pollués : prolongement d'un cas d'étude de démonstration GeoSiPol. 3^{ème} Rencontres nationales de la recherche sur les sites & sols pollués.

Surface Soil and Water modelling for a part of Ganga Basin, India

Padam Jee Omar¹, Nikita Shivhare¹, Shishir Gaur², Shyam Bihari Dwivedi³, Prabhat Kumar Singh Dikshit³, Anurag Ohri⁴

¹ Ph.D. Student, IIT (BHU), Varanasi, India

² Assistant Professor, IIT (BHU), Varanasi, India

³ Professor, IIT (BHU), Varanasi, India

⁴ Associate Professor, IIT (BHU), Varanasi, India
sss.padam.omar@gmail.com

ABSTRACT

Soil and water are the two important natural resources which are responsible for life on the earth. Therefore, it is essential to conserve these resources. For the conservation of soil and water, first step is to do the proper estimation of soil erosion, runoff, and evapo-transpiration. In this paper, a part of Ganga basin was taken as the study area to estimate the hydrological parameters. The study area consists of approx. 23 district of Uttar Pradesh and Bihar. Soil and water assessment tool SWAT (soil and water assessment tool) was used along with GIS (geographic information system) and image processing tools. In the study, daily climate data from 1997 to 2017 year, soil data; land use and land cover details of the study area was used. The watershed was delineated using DEM (Digital Elevation Model), it was sub-divided into thirty sub-watersheds and after that the modelling was done. A result was found that total average perception is 628.4 mm; evapo-transpiration is 335.2 mm and surface runoff 217.5 mm per annum. This can be calculated from the result that more than 85% of the precipitation is runoff and evapo-transpiration. Results showed that there is urgent need for soil and water conservation structures in the area so that this runoff water can be saved and preserved for future requirement.

KEYWORDS: SWAT, Soil and Water Conservation, Ganga River Basin, GIS

RÉSUMÉ

Le sol et l'eau sont les deux ressources naturelles importantes qui sont responsables de la vie sur terre. Par conséquent, il est essentiel de conserver ces ressources. Pour la conservation du sol et de l'eau, la première étape consiste à estimer correctement l'érosion, le ruissellement et l'évapotranspiration des sols. Dans cet article, une partie du bassin de Ganga a été choisie comme zone d'étude pour estimer les paramètres hydrologiques. La zone d'étude comprend environ 23 districts de l'Uttar Pradesh et du Bihar. L'outil d'évaluation des sols et de l'eau SWAT (soil and water assessment tool) a été utilisé avec les outils SIG (système d'information géographique) et de traitement d'images. Dans l'étude, les données climatiques quotidiennes de 1997 à 2017, les données de sol; l'utilisation et la couverture du sol de la zone d'étude ont été utilisées. Le bassin versant a été délimité à l'aide de DEM (Digital Elevation Model), il a été subdivisé en trente sous-bassins versants et la modélisation a ensuite été effectuée. Un résultat a été trouvé que la perception moyenne totale est de 628,4 mm; l'évapotranspiration est de 335,2 mm et le ruissellement de surface de 217,5 mm par an. Ceci peut être calculé de sorte que plus de 85% des précipitations sont constituées de ruissellement et d'évapotranspiration. Les résultats ont montré qu'il existe un besoin urgent de structures de conservation du sol et de l'eau dans la région afin que cette eau de ruissellement puisse être préservée et préservée pour les besoins futurs.

MOTS-CLÉS : SWAT, conservation des sols et de l'eau, Bassin de la rivière Ganga, SIG

1. INTRODUCTION

Precipitation is the main source of water in the hydrological cycle. Water from glaciers, rivers,

lakes and groundwater are all secondary sources. Now-a-days, dependency on the secondary source of water is increased. In the process, it is forgotten that precipitation is the ultimate source that feeds all these secondary sources and remain ignorant of its value. Hydrological models are being extensively used to study large catchments and water resources management problems. Hydrological models are conceptual representations of a part of the hydrological cycle. They use inputs which are properties related to the actual catchment characteristics and simulate a particular process of the hydrological cycle such as groundwater, surface runoff, contaminant transport etc.

One of the most widely used models to simulate surface runoff is SWAT (Soil and Water Assessment Tool) Arnold et al., (1998). Over 1,000 published peer-reviewed articles were reported for Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications; reviews of SWAT components and research (Gassman et al. 2007). Mostly SWAT parameters can be estimated automatically using the GIS interface and meteorological information combined with internal model databases (Srinivasan et al. 1998; Zhang et al. 2008). Some hydrological modelling was done using SWAT (Renganathan et al., 2008; Peng shi et al., 2013). Hydrological modelling of the watersheds is very important for taking any decision related to management of the watershed. Study of Tibebe et al. 2016 shows that SWAT model is a potential monitoring tool for watersheds in mountains catchments. Kaviya, B. (2013), Gong et al., (2010) has applied SWAT for runoff modelling and the results of this study shows that SWAT model can generate the annual average rainfall & produce the runoff very close to the observed values. Gyamfi et al., (2016) has applied SWAT model and relative global sensitivity analysis using SVFI-2 algorithm was used to determine sensitive parameters to stream flow for calibration of the model.

2. STUDY AREA

The part of Ganga river sub basin area is enclosed between latitudes 80°N and 85°N and longitudes 25°E and 27°E, covering an area of 48,526.5 sq.km. Study area covers approx 20 districts of Uttar Pradesh and approx three districts of Bihar. Topography of the study area is very complex as it has too much variation in the elevation. The highest elevation in the study area is 640 m above mean sea level (msl) and lowest elevation is 19 m above msl. In the study area, the average annual rainfall is 400-1200 mm. 80% of the rainfall occurs in rainy seasons i.e. between June and October. Because of large temporal variations in precipitation over the year, there is wide fluctuation in the flow characteristics of the river. The temperature variation in the study area is 28 to 47°C in summer and in winter variation is 8.5 to 17.5°C. The average annual temperature is 25.1°C. Crops of rabi and kharif are main crops in the study area. Location map of the study area is shown in figure 1.

3. DATA USED AND METHODOLOGY

SWAT requires various input data for simulation of watershed. The data required are: Digital Elevation Model (DEM), soil map, land use/land cover map and hydro-meteorological data such as rainfall, minimum and maximum temperature, solar radiation, relative humidity, wind speed and wind direction. Climate data was procured from India Meteorological Department, Pune, for twenty years from 1997 to 2017. Satellite imagery was downloaded from USGS website for the whole study area. Soil data was procured from National Bureau of Soil Survey and Land Utilization Planning, Nagpur for the whole Ganga basin. Table no 1 show the details about the data used in this study. Analysis of the data was done and map was prepared which was provided as input in the SWAT model.

Table 1. Data used

Data Type	Area/Location	Time	Use	Organization
Climate Data (Rainfall, Humidity, Wind Speed, Wind Direction, Solar Radiation, Temperature)	Hardoi, Barabanki, Lucknow, Unnao, Faizabad, Ambedkar Nagar, Sultanpur, Rae Bareilly, Azamgarh, Mau, Ballia, Jaunpur, Pratapgarh, Ghazipur, Allahabad, Varanasi, Chandauli, St. Ravidas Nagar, Mirzapur, Sonbhadra	1997 to 2017	Model Input	India Meteorological Department (IMD) Pune
Satellite Imagery (Landsat 8 & SRTM DEM)	82°15'00" E 27°05'00" N to 84°30'15" E 24°30'15" N	2015 , 2017	For preparing LULC map	United States Geological Survey (USGS)
Soil Data	Uttar Pradesh and Bihar	NA	For creating Soil map	NBSS & LUP

3.1. DEM Generation

The DEM is the raster data consisting of sampled array of pixels containing elevation values representing ground positions at regularly spaced intervals. For this study, Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) data was used as a DEM. SRTM contains elevation data on a near-global scale to generate the most complete high-resolution digital topographic database of the surface. For present analysis projected SRTM DEM to WGS_1984_UTM_Zone_44N coordinate system is used.

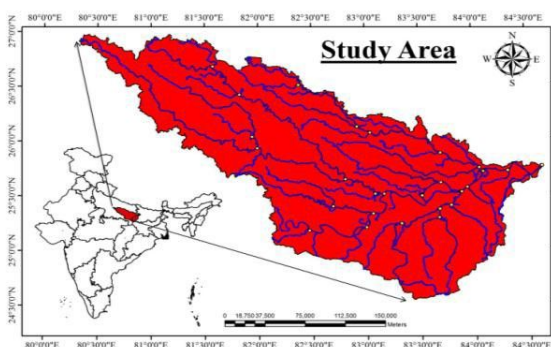


Figure 1. Location map of the study area

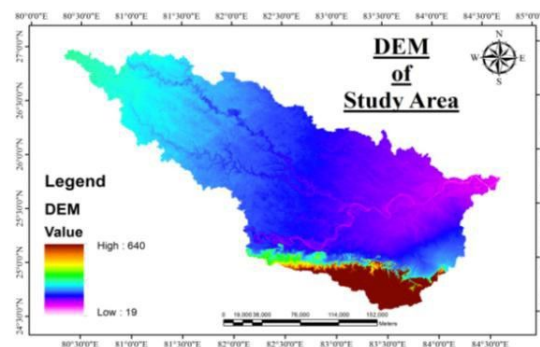


Figure 2. Digital Elevation Model of the study area

3.2. Land use/land cover (LU/LC)

Land use is a description of how people utilize the land and socio-economic activity. The land use / land cover data of the study area is required for HRU definition. In the present study, LULC map was prepared using supervised classification. For this, LANDSAT 8 imagery was used. In LANDSAT 8, there are eleven bands and out of these eleven bands three bands B5, B4 and B3 was used in this study. Image pre-processing and stacking of the images were performed in ERDAS Imagine, image processing software.

3.3. Soil map

Soil is composed of minerals, mixed with some organic matter, which differ from its parent materials in terms of its texture, structure, consistency, color, chemical, biological and other characteristics. Soil

map for the study area was procured from the National Bureau of Soil Survey and Land Utilization Planning (NBSS & LUP), Nagpur, Maharashtra, India. As study area lies in the gangetic plain, the soil of this area is very fertile. Soil of this area consist three types of soil namely, clay loam, sandy loam and loam.

3.4. Swat Model Setup

Watershed delineation tool is used to divide the whole watershed into small watershed that is called sub-watersheds. The basin has to be delineated into an adequate number of hydrologic response units which will take account of changes in climate, land use and soil types. Accordingly, the basin is divided into 30 sub-watersheds. The hydrological analysis in SWAT is carried out at Hydrologic Response Unit (HRU) level, on daily time step. The partitioning of the watershed or the sub-watersheds in HRU's has the meaning of dividing the watershed into no more than 100 different areas, which have the same properties regarding land use and soil. The equations are applied in each HRU's separately and surface runoff on ground water flow is routed to neighboring HRU'S up to the outlet of the basin. HRUs are lumped land areas within each sub-watershed with unique land cover, slope, soil and management combinations. Runoff was calculated for each HRU separately and routed to obtain the total runoff. The land use/land cover map, soil map and slope maps of the study area have been overlaid to extract the HRUs. Area below the given respective threshold values are ignored while delineating the HRUs. In the present study, resulting in formation of 43 HRUs in the study area spread over 30 sub-watersheds. Figure 3, given below explains briefly the methodology and steps followed in this study.

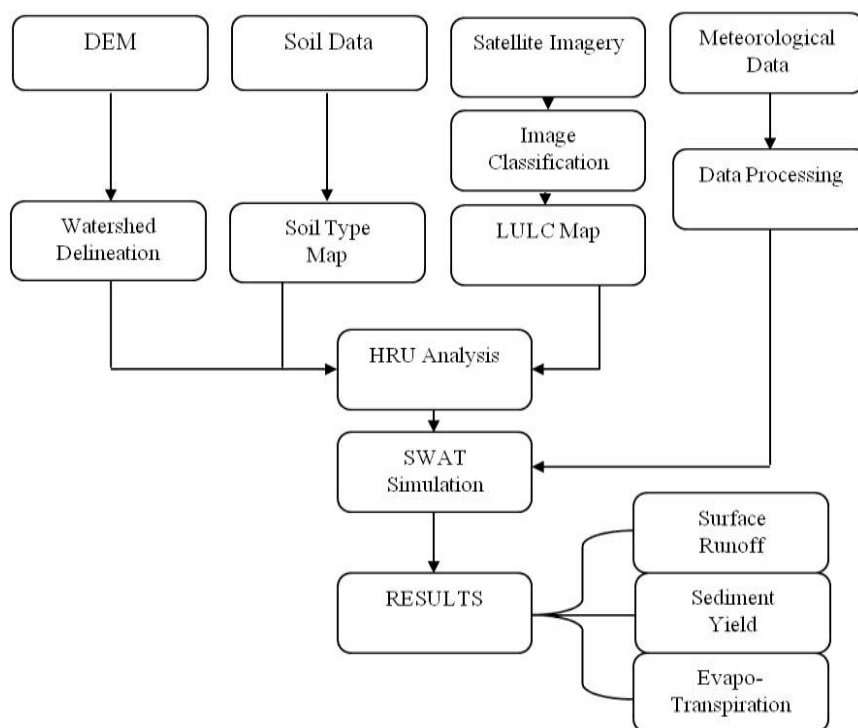


Figure 3. Flowchart of the methodology

4. RESULTS

The SWAT model was run using the yearly data of runoff and sediment yield recorded at the outlet of the watershed for the years 1997 to 2017. As a result it was estimated that the average annual precipitation of the basin is 628.4 mm, surface runoff (Q) is 217.56 mm, Lateral discharge is 3.6 mm, ground-water discharge for shallow aquifer is 36.04 mm and 3.35 mm for deep aquifer. Average values of total aquifer recharge are 66.91 mm and evapo-transpiration is 335.2 mm. The pictorial representation of SWAT output is shown in figure 4. From the result, it is clear that on an average more than 85% of total precipitation water is lost in runoff and evapo-transpiration. It was also concluded that, for urban land type, surface runoff was excessive and less than 22% of water yield is base flow. For agricultural land type, surface runoff was excessive. For barren land type, sediment yield was too high more than half of the precipitation is runoff. The max sediment yield is greater than 50 metric ton per ha.

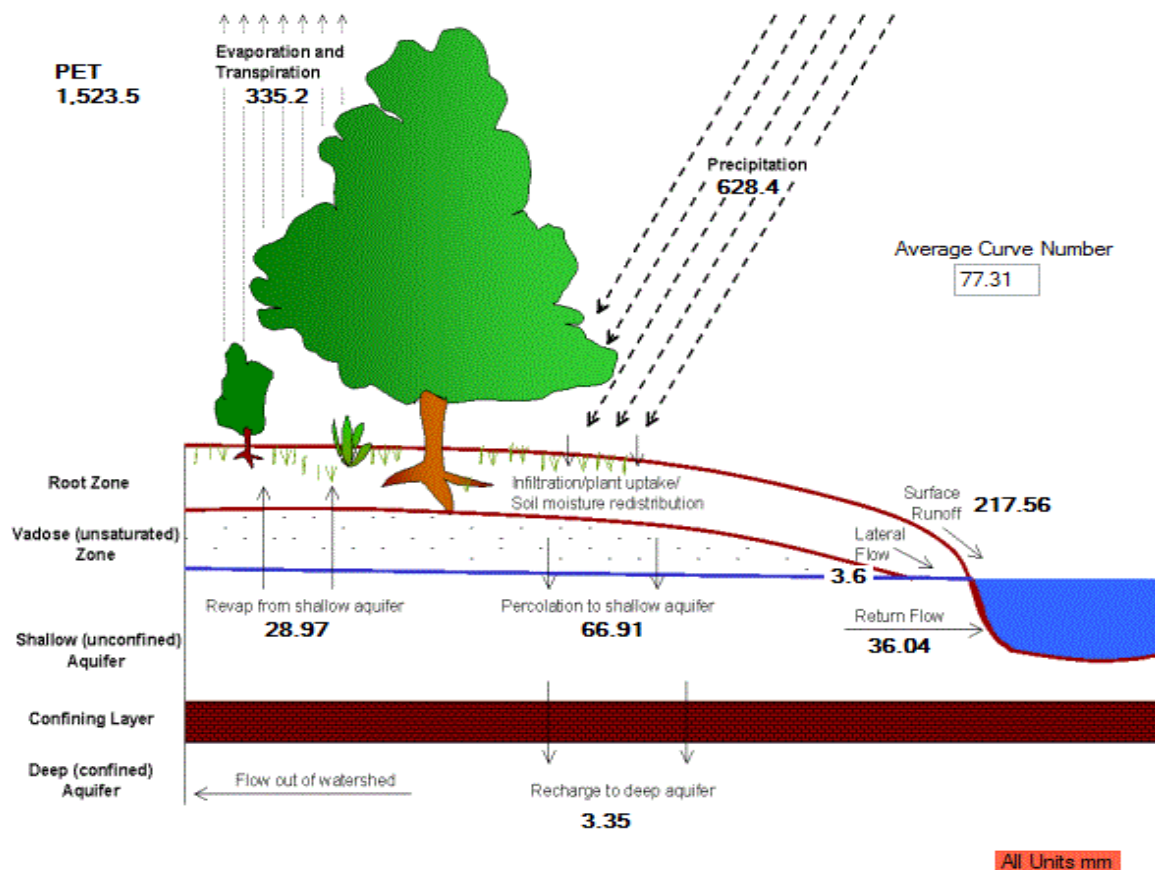


Figure 4. Pictorial representation of SWAT output

The table 2 shows the values of average runoff, precipitation, evapo-transpiration and sediment yield values of the basin on monthly basis.

Table 2. Average Monthly Basin Values

AVERAGE MONTHLY BASIN VALUES				
Month	Rainfall (Mm)	Surface Runoff (Mm)	Evapo-transpiration (Mm)	Sediment Yield (T/Ha)
1	16.3	3.11	13.75	0.08
2	15.6	2.07	16.56	0.05
3	4.09	0.4	42.98	0.01
4	5.14	0.38	27.98	0.01
5	13.41	0.97	16.06	0.01
6	107.36	22.41	34.62	0.29
7	255.36	103.17	68.92	1.18
8	274.62	115.85	72.31	2.11
9	201.68	94.99	59.26	2.14
10	28.68	9.61	32.92	0.19
11	8.89	2.33	15.84	0.07
12	10	3.26	10.35	0.06

5. CONCLUSIONS

In runoff simulation SWAT performs better in all time steps SWAT model provides 74% accuracy for monthly time step for all sub-basins. Improving the parameters in SWAT can provide better results. The study focuses on creation of a tool, which can be helpful for local administration in the implementation of effective management strategies based on modelling approach. After verification, model is a useful tool in the time of dynamic economical and climatic changes. It gives the opportunity to tested some climatic changes and different management strategies to find the most effective and profitable solutions for conservation of soil and water. The model captured well the monthly time series of stream flow as well as the trend during calibration. The SWAT model indicated statistical reliability in simulating the stream flow of the part of Ganga river Basin. With available and reliable data, the SWAT tool comes in handy as a decision support tool that can influence policy directions on watershed management processes and more especially on water resources.

References

- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89.
- Gassman P. W., Reyes M. R., Green C. H., & Arnold J. G. (2007). The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4), 1211-1250.
- Gong Y., Shen Z., Liu R., Wang X., & Chen T. (2010). Effect of watershed subdivision on SWAT modeling with consideration of parameter uncertainty. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(12), 1070-1074.
- Gyamfi C., Ndambuki J. M., & Salim R. W. (2016). Application of SWAT Model to the Olifants Basin: calibration, validation and uncertainty analysis. *Journal of Water Resource and Protection*, 8(03), 397.
- Kaviya B. (2013). Runoff estimation using swat model in brahmani-baitarani river basin. *International Journal of Biotech Trends and Technology (IJBTI)* ISSN, 2249-0183.
- Ranganathan J., Raudsepp-Hearne C. I. A. R. A., Lucas N., Irwin F., Zurek M., Bennett K., & West P. (2008). *Ecosystem services. A Guide for Decision Makers* [pdf]. WRI. Dostupné na: <http://www.wri.org/publication/ecosystem-services> [Staženo: 27. 6. 2013].

- Shi P., Ma, X., Hou Y., Li, Q., Zhang Z., Qu S., & Fang X. (2013). Effects of land-use and climate change on hydrological processes in the Upstream of Huai River, China. *Water resources management*, 27(5), 1263-1278.
- Srinivasan R., Ramanarayanan T. S., Arnold J. G., & Bednarz S. T. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part II: model application. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 91-101.
- Tibebe M., Melesse A.M., Zemadim B. (2016). Runoff Estimation and Water Demand Analysis for Holetta River Awash Subbasin, Ethiopia Using SWAT and CropWat Models. In: Melesse A., Abteu W. (eds) *Landscape Dynamics, Soils and Hydrological Processes in Varied Climates*. Springer Geography. Springer, Cham
- Zhang X. S., Srinivasan R., & Van Liew M. (2008). Multi-site calibration of the SWAT model for hydrologic modeling. *Transactions of the ASABE*, 51(6), 2039-2049.

Effet de la vitesse d'écoulement sur la dynamique de transport des microparticules dans des lits de sable et de gravier

Zyed Mesticou, Mariem Kacem

Université de Lyon, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint-Etienne, Laboratoire de Tribologie et Dynamique des Systèmes UMR 5513. 58 rue Jean Parrot, Saint Etienne 42023 France.
zyed.mesticou@enise.fr

RÉSUMÉ

Dans cette étude, des essais de colonnes sont conduits pour investiguer les effets de la vitesse de l'écoulement sur la dynamique de transport des particules à l'échelle micrométrique (diamètre moyenne 11 μm) à travers des milieux poreux à différentes tailles granulométriques sous des conditions saturées. Une étude comparative de l'influence de la forme des grains du milieu poreux sur l'effet de la vitesse critique est réalisée. Différents débits sont appliqués en prenant en considération un milieu à granulométries fine et grossière dans l'objectif de mettre en évidence l'effet du rapport de tailles des particules et des grains. Les résultats expérimentaux montrent une diminution du taux de rétention de particule avec l'augmentation de la vitesse pour les deux milieux : sable et gravier. La dynamique de dépôt diffère avec une saturation progressive des sites de rétention dans le cas du milieu fin, un comportement qui s'amplifie avec l'augmentation de la vitesse d'écoulement et en résulte une diminution de la cinétique de dépôt. En contrepartie, la saturation des sites de rétention est moins rapide avec un taux de rétention constant en raison de l'hétérogénéité de la taille des grains même pour une porosité similaire.

MOTS-CLÉS: Micro-particules, taille de grain, vitesse d'écoulement, dépôt de matériaux, milieu saturé.

ABSTRACT

In this study, columns experiments are performed to investigate the effects of the flow velocity on the dynamics of particles transport in the micrometric scale (diameter averages 11 μm) through porous media with various particles size under saturated conditions. A comparative study is conducted to obtain the influence of grain shape of the porous media on the critical velocity. Various flows are applied by considering porous bed with fine and coarse size grading at the aim to highlight the effect of the ratio of particle and grain sizes. The experimental results show a decrease of the retention rate of particle with the increase of the velocity for both materials: sand and gravel. The dynamics of deposit differs with a progressive saturation of the sites of retention in the case of the fine media, the behavior which increases with the increase of the flow velocity and results from it a decrease of the kinetics of deposit. In return, the saturation of the sites of retention is less fast with a constant retention rate because of the heterogeneousness of the grains size for a similar porosity.

KEYWORDS: micro particles, particle size, flow velocity, material deposition, saturated media.

1. INTRODUCTION

Le transport de microparticules et des colloïdes est un mécanisme pouvant contribuer fortement à l'entraînement des polluants dans les sols et autres milieux poreux pollués ainsi que les phénomènes d'érosion de sols. Les particules transportées par le flux d'écoulement de l'eau mobile peuvent en effet agir comme vecteur de mobilité des polluants (métaux lourds, bactéries, radionucléides...) par sorption sur la surface de la phase solide mobile [Grolimund et al., 1996 ; Kretzchmar et al., 1999].

Il est connu que ce transport peut être influencé par les conditions hydrodynamiques et la composition

chimique du flux de suspension. Plus spécifiquement, ces conditions affectent de manière significative les mécanismes de rétention et de relargage.

Des études sont réalisées sur l'influence de la vitesse d'écoulement sur le transport des particules. Pour les particules de taille « intermédiaire » ($1 \mu\text{m} < d < 30 \mu\text{m}$), la filtration est induite par deux mécanismes: filtration mécanique et filtration physicochimique conclues par de nombreux travaux [Herzig, et al., 1970 ; McGechan et al., 2002 ; Mesticou et al., 2016]. Dans nos précédents travaux (Mesticou et al, 2012), il est démontré que les particules en suspension change de comportement au-delà d'une certaine vitesse critique et deviennent plus lentes. Certains travaux se sont intéressés au lit poreux avec une approche expérimentale et de modélisation en utilisant du sable fin et du sable grossier (Ma et al., 2018). Les propriétés de transport déduites ont montré une variation linéaire selon la valeur de la taille des grains avec des tailles des sables utilisés variant entre $315 \mu\text{m}$ et $800 \mu\text{m}$. Le présent travail vise principalement d'étudier l'effet de la vitesse d'écoulement en fonction de la taille des grains du lit poreux en utilisant du gravier et du sable, deux milieux granulaires de tailles de grains très différentes. L'influence de la forme des grains sur la vitesse critique est également vérifiée par des tests comparant des résultats sur du gravier à ceux sur de billes de verre.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Les microparticules en suspension (MES) sont composées de micro-particules de silice S400 (Fulchiron Industrial SAS, France). A l'échelle de ces microparticules limoneuses, le phénomène de sédimentation peut être négligé. Deux types de milieux poreux ont été testés expérimentalement dans cette étude : gravier concassé et sable Hostun HN 31(Sibelco, France). Un lit de billes de verre a aussi été utilisé pour simuler un milieu de taille des grains proches de celle des graviers mais de forme géométrique différente. Les grains de milieux poreux sont initialement prélevés avec de l'eau déionisée. Le rapport de taille de MES sur taille de grains dans le cas du gravier et du sable est respectivement de $2,9 \cdot 10^{-3}$ et $3,89 \cdot 10^{-4}$. Le tableau 1 présente les différentes propriétés des milieux utilisés.

Tableau 1. Propriétés des granulats utilisés

Propriétés	Milieu poreux			Microparticules
	Sable	Gravier	Billes de verre	Silice
Diamètre d_{MP} (mm)	0,2 – 0,55	2,5 – 3,15	2-3	$1,3 \times 10^{-3} - 35 \times 10^{-3}$
Diamètre médian d_{50} (mm)	0,375	2,8	2,35	11×10^{-3}
Masse volumique ρ (kg.m ⁻³)	2675	2791,4	2540	2675
Conductivité hydraulique k_0 (m.s ⁻¹)	$9,8 \times 10^{-4}$	$7,32 \cdot 10^{-2}$	$2,32 \cdot 10^{-2}$	-
Porosité Φ (-)	$0,43 \pm 0,05$	$0,45 \pm 0,02$	$0,376 \pm 0,02$	-

Les essais en colonne sont effectués dans des conditions chimiques et hydrodynamiques constantes avec une température ambiante ($T = 22^\circ\text{C}$). Toutes les conditions expérimentales sont résumées dans le tableau 2.

L'injection continue de la solution aqueuse chargée en MES est réalisée à travers une colonne initialement saturée, disposée verticalement, avec un écoulement ascendant à débit constant et pH

neutre. Un suivi continu de la turbidité de l'effluent en MES est réalisée avec un turbidimètre (Turbimax CU21 Endress-Hausser) pour caractériser la rétention de microparticules. Dans une première configuration, des injections sont faites à travers un milieu poreux de 19 cm de hauteur pour une durée maximale de 17 minutes avec une concentration de MES : $C_0 = 0,3 \text{ g.L}^{-1}$.

Différentes vitesses de Darcy sont appliquées. Des essais de traçage sont également effectués avec une concentration en chlorure de sodium $C_{0\text{NaCl}}$ de $0,4 \text{ g.L}^{-1}$. Dans la deuxième configuration, une colonne de sable Hostun de 60 cm de hauteur est utilisée. Quatre vitesses de Darcy sont appliquées. La concentration C_0 en MES utilisée de la solution injectée est de 1 g.L^{-1} avec une force ionique nulle ($C_{0\text{NaCl}} = 0 \text{ g.L}^{-1}$). Ce choix est effectué à partir d'une étude paramétrique et en accord avec des travaux antérieurs (Repentigny et al., 2014).

Tableau 2. Conditions expérimentales

Milieu poreux	Colonne 1: 19 cm de hauteur				Colonne 2: 60 cm de hauteur
	Gravier		Billes de verre		Sable Hostun
Vitesse de Darcy (cm.s^{-1})	0,0079		0,015		0,0454
	0,0119				0,0519
	0,0159				0,0601
	0,0198				0,0697
	0,0294				
	0,0353				
C_0 (g.L^{-1})	0,3	0	0,3	0	1
$C_{0\text{NaCl}}$ (g.L^{-1})	0	0,4	0	0,4	0

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Influence de la forme géométrique des particules du milieu poreux sur la vitesse critique

La vitesse critique est la vitesse au-delà de laquelle il y a restitution des particules plus rapide que le traceur (Mesticou et al., 2012). Une injection d'une suspension chargée de microparticules est réalisée à une vitesse de Darcy de $0,015 \text{ cm.s}^{-1}$ ainsi que l'injection d'un traceur dans les deux milieux poreux : de gravier et de billes de verre (figure 1). Dans le cas de lit de graviers, la restitution des particules est plus rapide que le traceur. Pour les billes de verre et vu leurs formes sphériques, le milieu est plus dispersif et le comportement des MES se rapproche de celui du traceur. Ainsi, il y a atténuation de la notion de vitesse critique. Ce résultat montre que ce phénomène est plus important sous l'effet de l'hétérogénéité du milieu et en particulier selon la forme des grains. La porosité est alors présente avec une distribution taille de pore plus large, les chemins préférentiels de transport des particules favorisent alors leur déplacement axiale par rapport au lit de billes de verre.

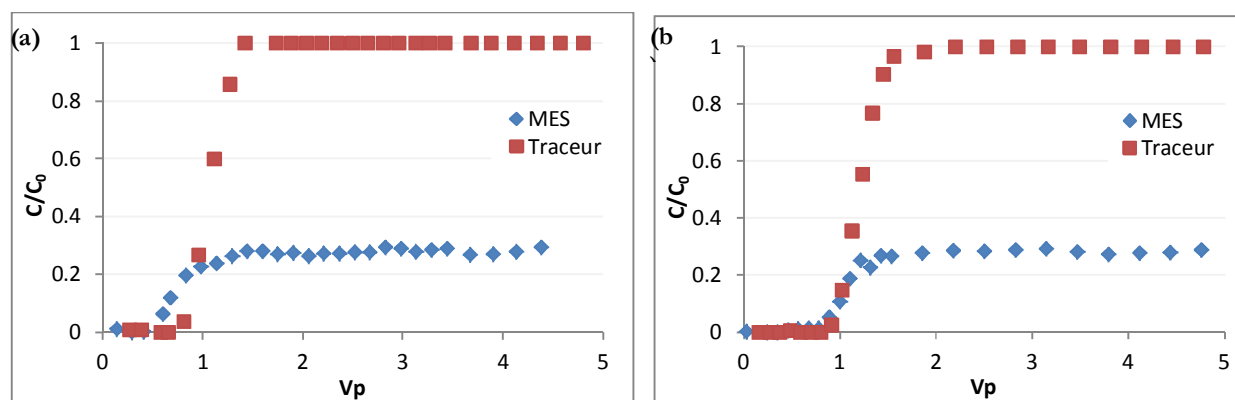


Figure 1. Concentration normalisée C/C_0 en fonction du volume poreux Vp ($ud=0,015 \text{ cm.s}^{-1}$, $C_{0NaCl}=0,4 \text{ g.L}^{-1}$; $C_0=0,3 \text{ g.L}^{-1}$; (a) : lit de gravier, (b) : lit de billes de verre)

3.2. Influence de la vitesse de particule sur la dynamique de transport de particules

La figure 2 montre les courbes de restitution de MES en fonction du volume poreux pour les deux milieux poreux : gravier et sable. Pour les deux milieux, le taux de restitution des MES montre une évolution typique avec une augmentation en fonction de la vitesse d'injection. Le taux de restitution atteint une valeur constante pour les différentes vitesses appliquées. Ceci s'explique par l'abondance des sites de rétention en particulier avec l'hétérogénéité des grains de milieux et donc une distribution isotrope de la porosité. La rétention peut être limitée à la rétention mécanique (interception, déformation, calage) au premier ordre puis à la rétention physico-chimique dans un second ordre, en raison des faibles forces ioniques appliquées (Mesticou et al., 2016). L'atteinte du taux de restitution constant est plus rapide pour les graviers par rapport au sable. Ce qui peut s'expliquer par la création d'autres sites de rétention dans le temps, en particulier avec l'hétérogénéité du milieu poreux et sa haute conductivité hydraulique. Le taux de restitution et donc la saturation du site de rétention augmentent avec le débit. Ceci s'explique par l'augmentation de la cinétique de dépôt et aussi par l'amplification des forces hydrodynamiques par rapport aux forces d'attraction de Van Der Waals et aux forces de gravité. De plus, l'augmentation de la vitesse d'écoulement conduit, à faible force ionique, à l'extension de l'épaisseur de la double couche et favorise ainsi les interactions répulsives (Ryan, et al., 1996). Par conséquent, il y a moins de particules qui se déposent sous l'effet de forces physico-chimiques. Les forces hydrodynamiques conduisent à la migration des particules de silice par des voies préférentielles dans lesquelles elles sont moins susceptibles de se déposer. Par ailleurs, pour les deux plus hautes vitesses appliquées pour le gravier, le taux de restitution augmente à un instant plus tardif par rapport aux autres vitesses appliquées. Ces deux vitesses sont supérieures à la vitesse critique du lit de graviers située entre $4,36.10^{-2} \text{ cm.s}^{-1}$ et $6,47.10^{-2} \text{ cm.s}^{-1}$ d'après (Mesticou et al., 2012). Dans le cas du sable les vitesses appliquées sont toutes inférieures à la vitesse critique au-delà de laquelle devrait s'opérer un changement du comportement hydrodynamique des particules en suspension.

Dans le cas du sable Hostun (Figures 2.b), il est remarqué pour la vitesse la plus importante que le taux de restitution tend à rester constant dans un premier temps suivi d'une augmentation progressive. Cette évolution est due d'abord à la saturation progressive des sites de rétention mécanique, compte tenu de la plus petite taille des grains et de la faible conductivité hydraulique (Tableau 1), mais aussi des

sites de rétention physico-chimiques encore limités puisque les expériences sont réalisées à force ionique nulle. Ce phénomène n'est pas observé dans le cas de lits de graviers vu la taille importante des grains qui empêche son apparition.

Il faut noter que malgré que le rapport des diamètres de grains diminue, et que la concentration de particules injectée augmente, le taux de restitution moyen est similaire pour les deux milieux. En effet, les porosités des lits de particules sont aussi similaires (tableau 1).

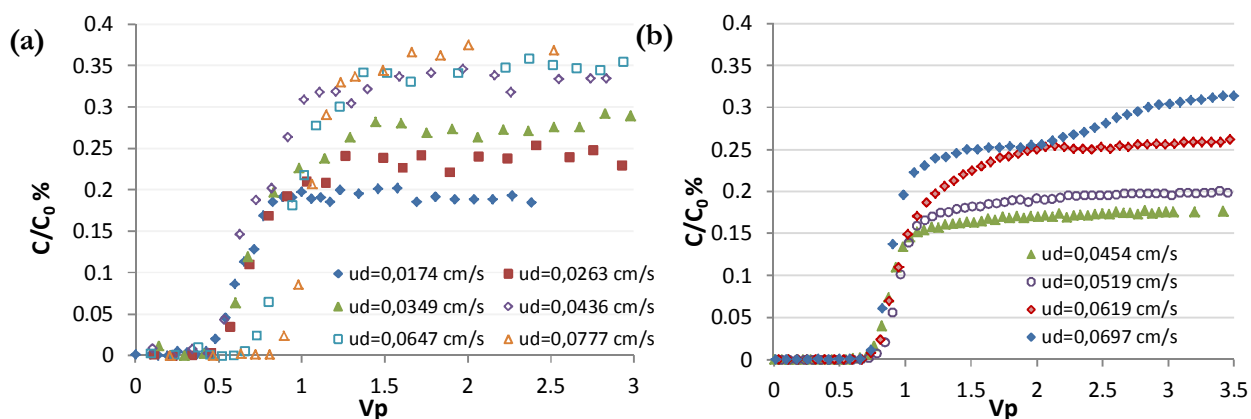


Figure 2. Influence de la vitesse d'écoulement sur le taux de restitution des MES sur (a) lit de gravier, (b) lit de sable ($C_{0NaCl}=0 \text{ g.L}^{-1}$; $C_0=1 \text{ g.L}^{-1}$)

4. CONCLUSION

Les essais de colonnes conduits dans le cadre de ce travail montrent que la valeur de la vitesse critique au-delà de laquelle la dynamique de transport des particules en suspension change reste dépendantes de la forme des grains de lit de particules. En outre, le transport de particules en suspension vérifie globalement le même comportement sous l'effet de la vitesse d'écoulement sous des conditions saturées que ce soit dans le cas du milieu poreux à granulométrie fine ou grossière. Il y a une diminution du taux de rétention avec l'augmentation de la vitesse de l'écoulement. Néanmoins, la dynamique de dépôt présente un comportement différent notamment avec une saturation progressive des sites de rétention mécaniques et physico-chimique : dans le cas d'un milieu poreux avec des grains fins, la dynamique de transport est marquée par une augmentation du taux de dépôt avec la vitesse d'écoulement accompagné de la diminution de la cinétique de dépôt alors que la saturation des sites de rétention se manifeste lentement vu l'hétérogénéité des grains même pour une porosité similaire.

Références bibliographiques

- Grolimund D., Brokovec M., Barmettler K., Kretzschmar R., Sticher H. (1996). Colloid facilitated transport of strongly sorbing contaminant in natural transport porous media: A laboratory column study. *Environmental science and technology*, 30, n° 10, P.3118-3123.
- Herzig P.J., Leclerc D., Le Goff P. (1970). Flow of suspensions through porous media. Application to deep filtration. (*Industrial and engineering Chemistry*) 62, n° 5.
- Kretzchmar R., Borkovec M., Grolimund D., Elimelech M. (1999). Mobile surface colloids and their role in contaminant transport. *Advances in Agronomy*, 66, n° p.121-193.

- McGechan, M.B., Lewis D.R. (2002). Transport of Particulate and Colloid-sorbed Contaminants through Soil, Part 1: General Principles. *Biosystems Engineering*, 83 (3), n° 255–273.
- Ma E., Ouahbi T., Wang H., Ahfir N. D., Alem A., & Hammadi A. (2018). Modeling of the transport and deposition of polydispersed particles: Effects of hydrodynamics and spatiotemporal evolution of the deposition rate. *Environnemental Pollution*, 237, 1011-1022.
- Mesticou Z., Kacem M., Dubujet Ph. (2012). Mise en évidence de la vitesse critique dans le transport des microparticules dans le milieu poreux : Expérience et modélisation. *XX^e Rencontres Universitaires de Génie Civil Chambéry*.
- Mesticou Z., Kacem M., Dubujet Ph. (2016). Coupling Effects of Flow Velocity and Ionic Strength on the Clogging of a Saturated Porous Medium. *Transp Porous Media*, 112, n° 1, P.265-282, DOI 10.1007/s11242-016-0644-8.
- Repentigny C., Courcelles B. (2014). A simplified model to predict clogging of reactive barriers. *Environ. Geotech.* doi:10.1680/envgeo.14.00020
- Ryan J.N., Elimelech M. (1996). Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and Surfaces SURFACES: A Physicochemical and Engineering Aspects*, 107, n° 1-56.

Comment une pollution par le plomb influence-t-elle les propriétés d'une argile

Hanène Souli¹, Zhongsen Li², Jean-Marie Fleureau³

¹Université de Lyon, Ecole Nationale d'Ingénieurs de saint Etienne, Laboratoire de Tribologie et Dynamique des Systèmes, CNRS UMR 5513, 58 rue Jean Parot, 42023 Saint Etienne

²School of Earth Sciences and Engineering, Sun Yat-Sen University, 510275, Guangzhou, China

³Ecole Centrale Paris, Laboratoire de Mécanique (Sols, Structures et Matériaux) Grande voie des vignes, 92295 Châtenay-Malabry
hanene.souli@enise.fr

RÉSUMÉ

La perméabilité d'une argile carbonatée saturée à l'eau est égale à $7,1 \cdot 10^{-11} \text{ ms}^{-1}$. En présence du plomb à 0,01 et 1 M, elle passe respectivement à $2,4 \cdot 10^{-11}$ et $8,8 \cdot 10^{-11} \text{ ms}^{-1}$.

La porosimétrie au mercure montre que la présence de plomb se traduit par une réorganisation de la distribution des pores. Les analyses montrent que, pour la concentration 0.01 M, le plomb précipite sous forme de précipités de carbonate alors que, pour la concentration 1 M, le pH acide des échantillons favorise la dissolution du carbonate.

MOTS-CLÉS : argile, propriétés mécaniques, analyses structurales

ABSTRACT

In presence of water, the permeability of a carbonated clay is equal to $7.1 \cdot 10^{-11} \text{ ms}^{-1}$. In presence of lead at concentrations equal to 0.01 and 1 M, it becomes equal to $2.4 \cdot 10^{-11}$ and $8.8 \cdot 10^{-11} \text{ ms}^{-1}$. Mercury Intrusion porosimetry shows that in the presence of lead, a reorganization of the pores distribution occurs. Chemical analysis show that, for the concentration 0.01 M, lead precipitates with carbonate whereas, for the concentration 1 M, the acidic pH of the samples leads to the carbonate dissolution.

KEYWORDS: Clay, mechanical properties, structural analysis

1. INTRODUCTION

Le but de ce travail est de présenter l'évolution des propriétés d'une argile carbonatée en présence de plomb à différentes concentrations. Des études réalisées par (Shackelford et al., 2000, Julien et al., 2002 et Jozja et al., 2003) ont montré que la perméabilité des argiles, notamment des smectites, augmentait quand la concentration des métaux lourds augmentait. (Jozja et al., 2003) ont prouvé, au moyen d'observations en microscopie électronique à balayage (MEB) que l'augmentation de la concentration en plomb se traduisait par la formation de fissures qui favorisaient l'écoulement de l'eau. Les sols sont assez souvent formés d'une seule phase minérale, les différentes phases présentent dans le sol peuvent être à l'origine de phénomènes chimiques susceptibles d'influencer les propriétés mécaniques et hydrauliques de ces sols. Le but de ce travail est d'étudier l'effet du plomb sur la perméabilité d'une smectite compactée, à forte teneur en carbonate, au contact de l'eau et de solutions de plomb de concentrations 0,01 et 1 M. Afin d'interpréter les résultats, des mesures de porosimétrie au mercure ont été effectuées pour étudier l'évolution de la taille des pores en présence du plomb. Des mesures chimiques ont permis de préciser les espèces chimiques présentes dans le sol.

2. MATERIAU ET METHODES EXPERIMENTALES

Les essais ont été réalisés sur des échantillons d'argile formés d'argile et de carbonate (35 %).

Les diffractogrammes de rayons X sont enregistrés dans un intervalle d'angle de 2 à 70°. La mesure du taux de carbonate est effectuée en utilisant le protocole décrit dans la norme NF P 94-048.

Les mesures de perméabilité sont réalisées sur des échantillons de sol compactés à l'Optimum Proctor Normal (OPN), correspondant pour cet échantillon à une teneur en eau de 28,5%, une densité sèche de 1,54 g/cm³. Avant de mesurer leur perméabilité, les échantillons sont humidifiés sous contrainte nulle dans les œdomètres par de l'eau distillée ou par une solution de nitrate de plomb de concentration 0,01 ou 1M. La mesure des volumes entrant et sortant ainsi que celle des pressions est assurée par trois contrôleurs de pression-volume. Les mesures de perméabilité sont effectuées en régime permanent sous l'effet d'un gradient de pression maintenu constant égale à 100 kPa. L'équilibre est atteint quand le volume d'eau entrant est égal au volume d'eau sortant. Le tracé des courbes des volumes entrants et sortants en fonction du temps permettent de déduire le débit et ainsi, de déduire la perméabilité en utilisant la loi de Darcy.

Pour les mesures de porosimétrie, les échantillons sont placés dans un pénétromètre en verre comportant un capillaire calibré dont la partie externe est métallisée. Des valeurs incrémentales de pression variant de 0,0035 MPa jusqu'à la pression maximale de l'appareil (210 MPa) sont imposées à l'échantillon, ce qui permet d'étudier des tailles de pores variant de 350 jusqu'à 0,0036 µm.

3. RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

3.1. Evolution de la perméabilité

La figure 1 présente l'évolution des volumes de solution entrant dans l'échantillon et en sortant, sous un gradient de pression de 100 kPa.

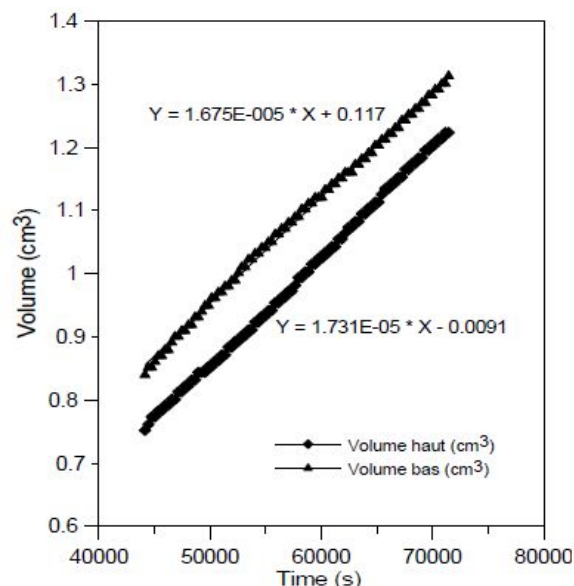


Figure 1. Mesure de perméabilité en régime permanent de l'argile saturée au plomb (0,01M)

Les valeurs de perméabilité sont calculées en utilisant la loi de Darcy. La perméabilité de l'argile saturée à l'eau est égale à $7,1 \cdot 10^{-11} \text{ ms}^{-1}$. La saturation des échantillons par la solution de plomb faiblement concentrée (0,01M) se traduit par une légère diminution de la valeur de la perméabilité jusqu'à $2,4 \cdot 10^{-11} \text{ ms}^{-1}$. Pour les échantillons saturés avec la solution à forte concentration (1 M), la perméabilité re-augmente et s'établit à $8,8 \cdot 10^{-11} \text{ ms}^{-1}$.

3.2. Mesures des indices des vides et porosimétrie au mercure

Les indices des vides sont mesurés après les essais de perméabilité. Pour l'échantillon saturé, l'indice des vides est de 1,26. Les échantillons saturés au plomb présentent des indices des vides de 1,13 et 1,30 respectivement pour les concentrations 0,01 et 1 M.

L'évolution des volumes cumulés en fonction de la taille des pores pour les échantillons saturés à l'eau et au plomb aux concentrations 0,01 et 1 est présentée dans la figure 2a. Celle relative à l'évolution des volumes incrémentaux en fonction de la taille des pores pour les mêmes échantillons est présentée dans la figure 2b.

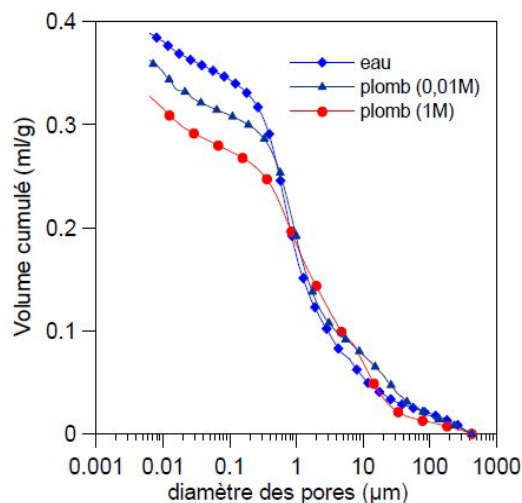


Figure 2a. Variation des volumes cumulés des échantillons saturés à l'eau et au plomb (0,01 et 1M) en fonction de la taille des pores

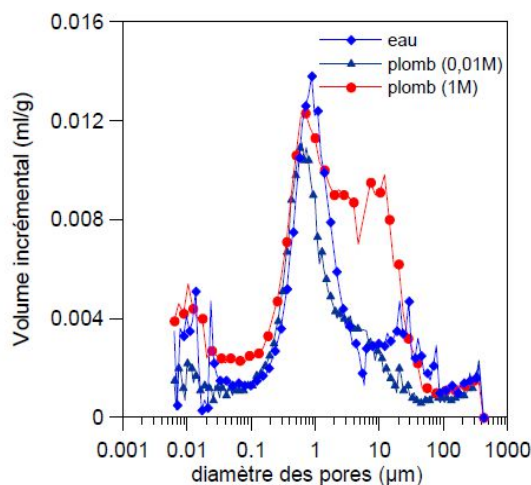


Figure 2b. Variation des volumes incrémentaux des échantillons saturés à l'eau et au plomb (0,01 et 1M) en fonction de la taille des pores

Le volume cumulé final de l'échantillon saturé à l'eau est de 0,363 ml/g. La saturation des échantillons par des solutions de plomb n'influence pas les valeurs des volumes cumulés. (Les volumes cumulés pour les échantillons saturés par les solutions de concentration 0,01 et 1 M sont égaux à 0,358 et 0,329 ml/g, respectivement).

L'interprétation des résultats est effectuée en distinguant les pores inter-agrégats ($\phi > 1,5 \mu\text{m}$) et les pores interparticulaires ($\phi < 1,5 \mu\text{m}$) (Tableau 1).

Tableau 1. Évolution de la contribution des pores inter-agrégats et interparticulaires dans le volume poreux des échantillons saturés à l'eau et au plomb (0,01 et 1M)

Perméant	Volume poreux total (ml/g)	Volume des pores inter-agrégats ($\phi > 1,5 \mu\text{m}$) (ml/g)	Volume des pores interparticulaires ($\phi < 1,5 \mu\text{m}$) (ml/g)
Eau	0.363	0.147	0.216
plomb (0.01M)	0.358	0.118	0.24
plomb (1M)	0.329	0.160	0.169

Les résultats montrent que la contribution des pores inter-agrégats et interparticulaires au volume total des pores varie en fonction de la concentration de plomb. Pour les échantillons saturés au plomb à la concentration 0,01 M, la contribution des pores inter-agrégats diminue par rapport à l'échantillon saturé à l'eau. En effet, le volume de ces pores passe de 0,147 ml/g pour l'échantillon saturé à l'eau à 0,118 ml/g pour l'échantillon saturé au plomb. Parallèlement, on observe une augmentation du volume des pores interparticulaire.

En ce qui concerne l'échantillon saturé au plomb à la concentration 1 M, le volume des pores inter-agrégat augmente et devient égal à 0,160 ml/g tandis que la contribution des pores interparticulaires diminue (Tableau II).

Sur la figure 2b, il apparaît que la taille des pores est influencée par la présence des polluants. L'échantillon saturé à l'eau présente deux tailles de pores, une première autour de 20 μm et une seconde à 1 μm . Pour l'échantillon saturé au plomb à la concentration 0,01 M, les pores inter-agrégats se réduisent. A la concentration 1 M, la distribution des pores change et il apparaît des pores connectés centrés autour de 10 μm (Figure 2b).

3.3. Mesures chimiques

Les résultats des mesures chimiques sont présentés dans la figure 3.

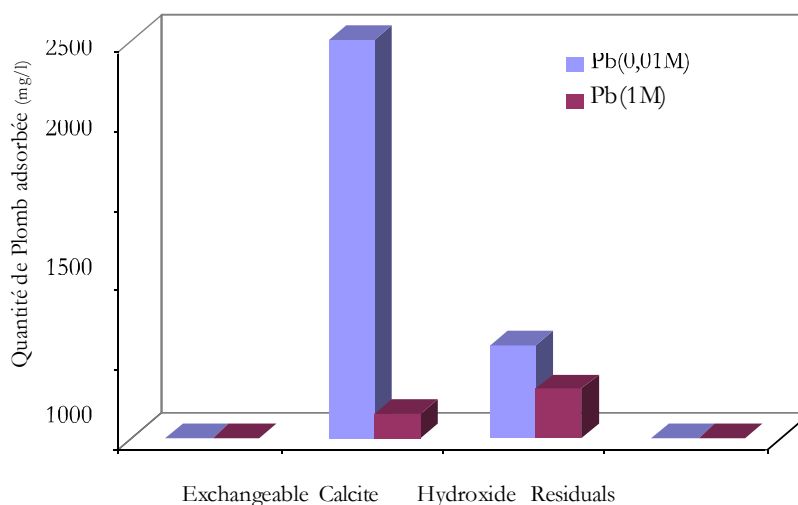


Figure 3. Quantités du plomb fixées sur les constituants du sol

Ces mesures ont montré que les quantités de cations échangeables et résiduels sont très faible quelle que soit la concentration de la solution de saturation. En revanche, les quantités de plomb fixées sur la calcite et sur l'hydroxyde dépendent de la concentration de la solution de saturation.

Pour la concentration de 0,01 M, les résultats montrent qu'une grande quantité de plomb précipite avec les carbonates et avec les oxydes / hydroxydes. En effet, pour cette concentration de plomb, la valeur du pH des échantillons est de 6, ce qui favorise la formation de $PbCO_3$. Pour la concentration de 1 M, les résultats montrent que les métaux sont adsorbés principalement sur les hydroxydes. L'adsorption sur le carbonate diminue sensiblement, ceci est favorisé par les faibles valeurs de pH (égal à 3). Ceci favorise la dissolution des carbonates et, par conséquent, l'augmentation de la porosité des échantillons.

4. CONCLUSION

Les essais montrent que la saturation des échantillons d'argile par des solutions de plomb se traduit par une faible variation de leur perméabilités par rapport à celle de l'échantillon saturé à l'eau.

Les résultats des essais de porosimétrie au mercure suggèrent une réorganisation du matériau. En effet, la contribution des pores inter-agrégats au volume poreux total est plus importante pour l'échantillon humidifié par la solution de plomb de concentration 1 M. En présence de plomb à une concentration de 0,01 M, la valeur de pH diminue légèrement à 6. Les échantillons saturés par la solution de concentration 1M présentent un pH très acide, égal à 3. D'un autre côté, les résultats des mesures chimiques montrent pour la concentration 0,01 M la formation de précipités de carbonate et sous forme d'hydroxydes qui sont à l'origine de la réorganisation de l'espace poreux des échantillons et de la réduction des pores inter-agrégats. Pour les échantillons saturés par la solution de concentration 1 M, c'est plutôt le phénomène de dissolution du carbonate qui est favorisé par la réduction du pH; ce phénomène se traduit par l'élargissement des pores inter-agrégats et ainsi par l'augmentation de la porosité et de la perméabilité des échantillons.

Références bibliographiques

- Jozja N., Baillif P., Touray J.-C., Pons C.-H., Muller F., Burgevin C. (2003). Impacts «multi-échelle» d'un échange (Mg,Ca)-Pb et ses conséquences sur l'augmentation de la perméabilité d'une bentonite. *Comptes Rendus Géosciences*, n° 335, pp. 729-736.
- Jullien A., Proust Ch., Le Forestier L., Baillif P. (2002). Hydro-chemio-mechanical coupling effects on permeability and swelling behaviour of a Ca smectite soaked Cu Solutions . *Applied Clay Science*, n° 21, pp.143-153.
- Shackelford C.D., Craig H., Benson C.H., Hatsumi T., Edil T.B., Lin L. (2000). Evaluating the hydraulic conductivity of GCLs permeated with non-standard liquids. *Geotextiles and Geomembranes*, n° 18, pp. 133- 161.

Conditions aux limites pour le modèle du drainage de sables en 1 et 2 dimensions

Daoud Esrael¹, Amin Laafar^{1,2}, Mariem Kacem², Belkacem Benadda¹

¹ Laboratoire DEEP : Déchets, Eau, Environnement, Pollution, 20, Avenue A. Einstein, Bât S. Carnot
69621, Villeurbanne, France

² Univ Lyon, ENISE Saint-Etienne, Laboratoire de Tribologie et Dynamique des Systèmes LTDS, F-
42023 Saint-Etienne, France
amin.laafar@insa-lyon.fr

RÉSUMÉ

L'étude de la pollution/dépollution des sols nécessite une bonne connaissance de leurs propriétés hydrodynamiques. Pour ce faire, l'utilisation de modèle et d'expérience de drainage constitue un outil couramment utilisé. Afin de valider les modèles, des conditions aux limites (CL) sont nécessaires à fixer. La modélisation de drainage dans un milieu sableux a été effectuée et confrontée à des résultats d'expériences de colonne une dimension et de pilote 2 dimensions. La comparaison est réalisée en testant différentes CL à la sortie du dispositif et avec l'utilisation d'indicateurs de concordance. Les résultats étudiés sont ceux du débit de sortie, le volume cumulé à la sortie, les valeurs de la charge hydraulique et de la saturation à différents points des dispositifs. Les expériences ont montré qu'une condition de sortie de type Neumann est plus adéquate qu'une condition de pression constante de type Dirichlet que ça soit dans le cas d'une expérience en 1D ou en 2D.

MOTS-CLÉS : Modélisation, Drainage, 1D, 2D, condition limite

ABSTRACT

The study of soil pollution and treatment need a good knowledge of hydrodynamics propriety. Therefore, using models and drainage experiences establish a tool fluently used. In order to valid model, limit condition (CL) are necessary to stare. Drainage modelling in sand middle has performed and confront with experimental results in colon one-dimension and pilot two-dimensions. Comparison is established by testing different limit condition at the device out and by using concordance indicator. Studied results are outlet flow, accrued volume at the pilot outlet, hydraulic charge values and the saturation at different level of the pilot. Experiences indicate that a Neumann condition at the outlet is more suitable than a Dirichlet constant pressure condition whether for 1D or 2D experiences.

KEYWORDS: Model, Drainage, 1D, 2D, Boundary Condition

1. INTRODUCTION

L'étude de la pollution et de la dépollution des sols nécessite une bonne connaissance du milieu d'étude. Dans la zone non-saturée l'écoulement de l'eau et/ou du polluant et les transferts avec les sols dépendent intimement des propriétés physiques du milieu. Les colonnes de laboratoire et les expériences en cellule deux dimensions sont souvent utilisées pour caractériser l'hydrodynamique d'un sol. Comme exemples d'applications, certains travaux ont utilisé les expériences en colonne pour identifier les paramètres hydrauliques de milieu non saturé (Yang et al., 2004, Lazreg et al. 2013). Dans ces travaux des modèles numériques ont été utilisés se basant sur l'équation de Richards. Afin de valider le modèle, des conditions aux limites ont été choisis. Ces conditions ne sont pas toujours évidentes à identifier.

Le but de ce travail, est de vérifier la validité de certaines conditions pour la modélisation du drainage. Différentes conditions aux limites (CL) sont alors testées et confrontées à des résultats d'expériences 1D et 2D. Une utilisation des indicateurs de concordances est réalisée.

2. MATERIELS ET METHODES

Différents résultats expérimentaux sont utilisés dans ce travail : certains sont issus d'expériences réalisées dans notre laboratoire (colonne remplie de sable d'Hostun HN 34), d'autres sont issus de la littérature (dispositif en deux dimensions rempli sable 30/50 (Neumann, 1997)). La colonne de sable disposée verticalement, est constituée d'un tube en plexiglas de 9 cm de diamètre et 106 cm de longueur. Trois tensiomètres de type (UMS T5) situés sur les côtés la colonne à différentes hauteurs 20, 50 et 80 cm. Le niveau de sortie de l'eau est fixé à 4 cm et la masse de l'eau drainée cumulée est mesurée par une balance. La cellule de sable 2D fabriquée en plexiglas, fait 120 cm de hauteur, 120 cm de longueur et 10 cm d'épaisseur. Un réservoir d'eau de 5 cm de hauteur est placé au-dessous du sable au fond de la cellule. 10 sondes de tensiomètre P1-P10 et 16 sondes R1-R16 ont été installées selon une grille carrée de 7,5 cm de côté.

La géométrie adoptée pour modéliser l'expérience en colonne consiste en un seul sous-domaine 2D axisymétrique. La cellule utilisée par Neumann est représentée par un sous-domaine 2D rectangulaire de 88,7cm de hauteur et de 120 cm de largeur. Deux équations de continuités des deux phases (aqueuse et gazeuse) sont utilisées dans ce modèle. Pour coupler les deux équations et simuler l'effet capillaire entre les deux phases, la forme généralisée du modèle de van Genuchten proposé par Parker et al (1987) est utilisée. Pour simuler le drainage en colonne, deux formes de CL pour la sortie d'eau sont testées et comparées avec les résultats expérimentaux ; le premier type de CL est une pression constante de type Dirichlet (Eq. 1), le deuxième est un débit de drainage variable. Ce débit est fonction de la pression de la phase aqueuse P_w et la résistance extérieure à l'écoulement où la pression extérieure est une pression de 4 cmCE. Cette résistance (dans l'orifice, les deux grilles et le tuyau) est représentée par quelques centimètres de hauteur de plus (L_x) du sable HN34. Ainsi la condition de sortie est de type Neumann représenté par l'équation 2 de la vitesse de Darcy.

$$P_{w-sortie} = 0,04\rho_w g = cte \quad (1)$$

Où ρ_w est la masse volumique de l'eau et g l'accélération de la pesanteur.

$$q_{w-sortie} = \frac{\bar{K}}{\mu_w L_x} (0,04\rho_w g - P_w) \quad (2)$$

Avec \bar{K} la perméabilité intrinsèque et μ_w la viscosité dynamique de la phase aqueuse.

L'expérience en cellule 2D présente une surface de la nappe d'eau est fixée à un certain niveau (21 cm de référence d'altitude). Cependant la sortie de l'eau se situe à 20 cm en bas de l'altitude de référence, cette partie est remplie du même sable. De plus la plaque perforée et la membrane géotextile installées dans le dispositif retardent le drainage de l'eau. Ainsi une CL de type Dirichlet ne suffit pas. Plusieurs CL de type Neumann ont été testées. La meilleure condition obtenue est similaire à l'équation 2 avec l'ajout d'un paramètre d'ajustement k_x représentant la résistance à l'écoulement (Eq.3).

$$q_{w-sortie} = \frac{K k_x}{\mu_w L_a} (0,21 \rho_w^* g - P_w) \quad (3)$$

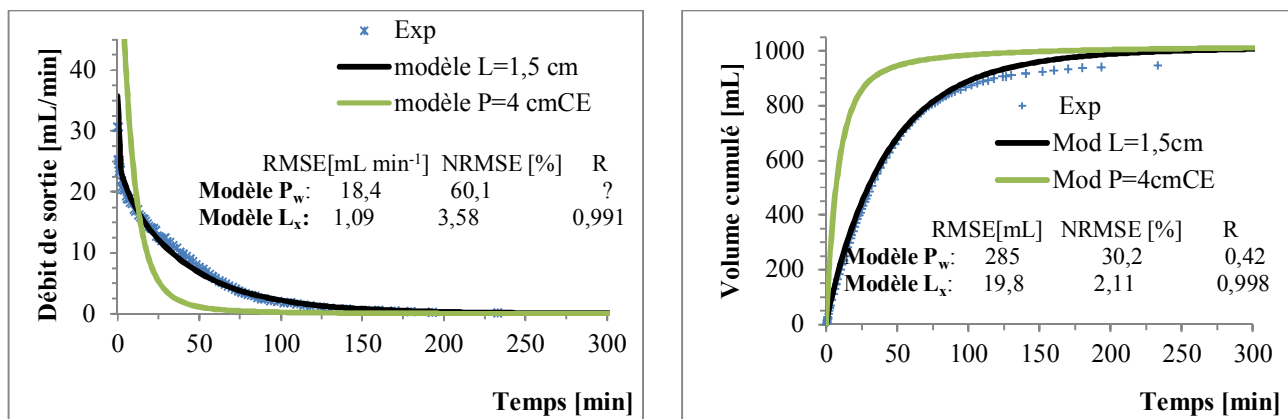
où L_a hauteur du sable entre la sortie et la référence (20 cm).

Pour comparer les résultats de simulation et les résultats expérimentaux des indicateurs de concordances sont utilisés ; RMSE (Root Mean Square Error), NRMSE (Normalized Root Mean Square Error) et la corrélation du coefficient R. Une meilleure approche est celle lorsque RMSE et NRMSE sont proche de 0 et la valeur de R proche de 1.

3. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS

3.1. Expérience 1D

Plusieurs simulations sont réalisées afin d'identifier les paramètres P et L_x . Les figures 1 et 2 représentent les meilleurs résultats trouvés pour simuler le débit du drainage, le volume de l'eau drainé cumulé et les pressions des tensiomètres. Ces figures montrent la bonne concordance entre les résultats du modèle avec les résultats expérimentaux pour la CL de l'équation 2 et $L_x = 1,5$ cm. Les résultats du modèle avec la CL de pression constante sont toujours en avance sur les résultats expérimentaux, ainsi cette condition n'est pas valable comme une condition simple du drainage.



(a) Débit du drainage

(b) Volume d'eau drainé cumulé

Figure 1. Résultats du débit du drainage et volume d'eau drainé cumulé en fonction du temps

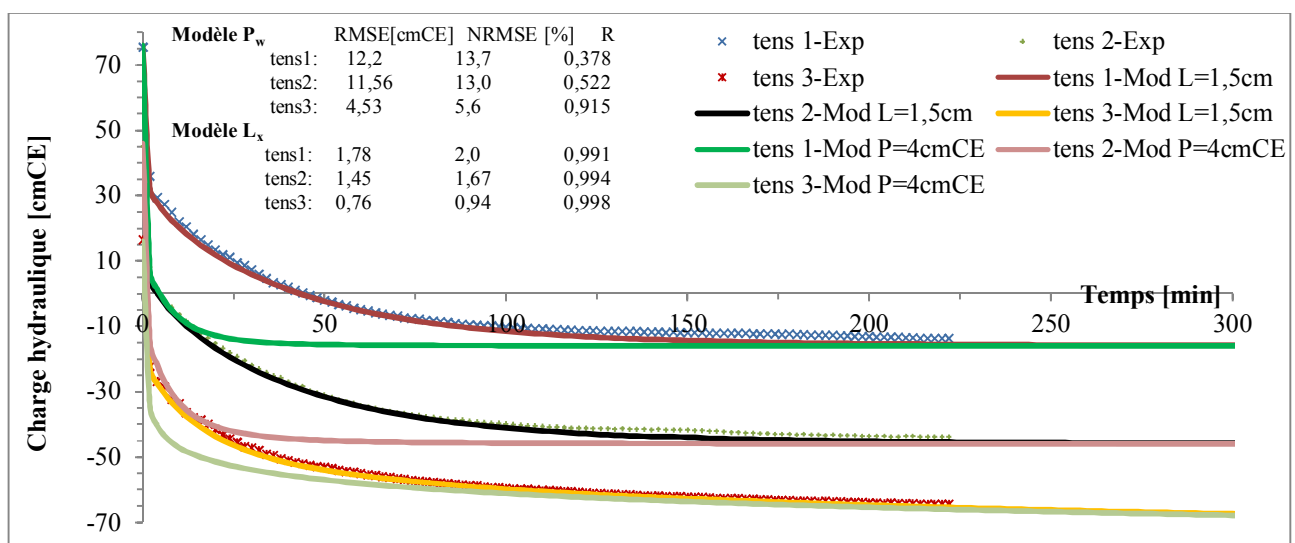


Figure 2. Résultats des pressions des tensiomètres en fonction du temps

3.2. Expérience 2D

Le meilleur facteur d'ajustement k_x obtenu est de 0,18. La Figure 3 représente une comparaison entre les résultats du modèle et ceux mesurés sur les sondes de conductivité, avec l'évaluation d'erreur pour chaque sonde. Avec cette CL les résultats obtenus sont cohérents en comparant aux résultats expérimentaux. Par contre on remarque qu'au début du drainage, une avance du modèle par rapport à l'expérience de quelques minutes pour les sondes R5 et R9. Ces deux sondes se trouvent à 30 cm et 15 cm du niveau de la nappe respectivement. On peut expliquer cette avance par un éventuel volume mort ou par le fait que le facteur d'ajustement n'est peut-être pas constant. Pour les sondes de tensiomètres, on remarque que le modèle au début est en avance sur les résultats expérimentaux de quelques minutes, mais ensuite, il est capable de simuler la totalité du drainage. Pour les sondes P2 et P4, les pressions capillaires obtenues par le modèle sont supérieures aux valeurs réelles. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'à ces points-là la saturation résiduelle est atteinte et la perméabilité relative devient proche de zéro et donc l'écoulement est nul.

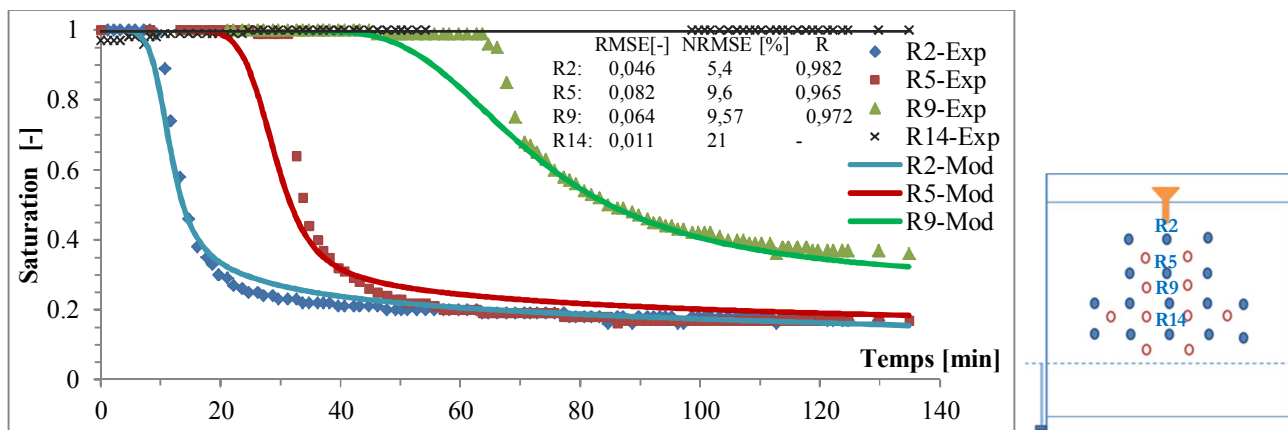


Figure 3. Résultats expérimentaux et du modèle de drainage (capteurs de saturation)

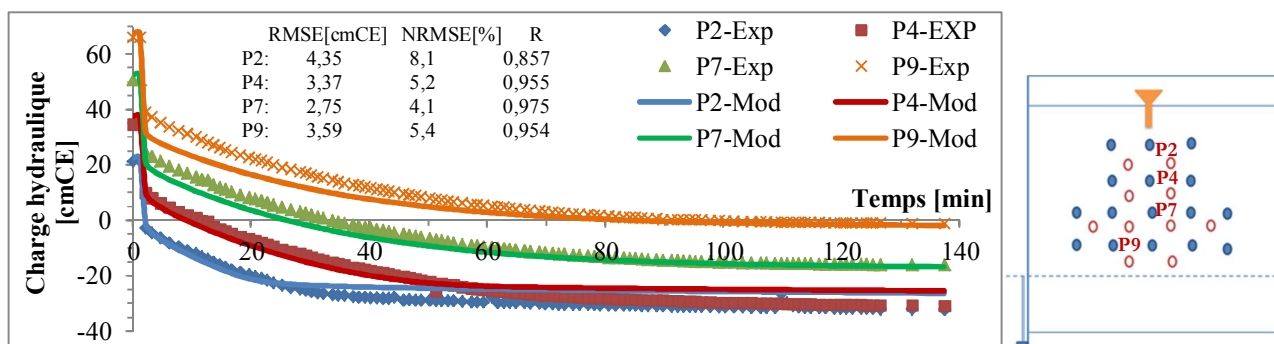


Figure 4. Résultats expérimentaux et du modèle de drainage (Tensiomètres)

4. CONCLUSION

La détermination des CL adéquates pour simuler le drainage dans un sol a fait l'objet de ce travail. La confrontation des résultats expérimentaux avec différentes CL à la sortie du dispositif et l'utilisation d'indicateurs de concordance a permis d'identifier les meilleurs CL dans le cas d'expériences en 1D et 2D. En 1D la confrontation des résultats a été réalisée sur les résultats du débit de sortie, le volume cumulé à la sortie et les valeurs de la charge hydraulique à trois points de la colonne. En 2D, les résultats exploités sont ceux de la charge hydraulique et de la saturation à différents points du dispositif. Les expériences ont

montré qu'une condition de sortie de type Neumann est plus adéquate qu'une condition de pression constante de type Dirichlet que ça soit dans le cas d'une expérience en 1D ou en 2D.

Références bibliographiques

Lazrag T., Kacem M., Dubujet Ph., Sghaier J. & Bellagi A. (2013). Determination of unsaturated hydraulic properties using drainage gravity test and particle swarm optimization algorithm. *Journal of Porous Media*, 16(11).

Parker J. C., & Lenhard R. J. (1987). A model for hysteretic constitutive relations governing multiphase flow: 1. Saturation-pressure relations. *Water Resources Research*, 23(12), 2187-2196.

Neumann T. C. (1997). Physical Modelling of LNAPL Infiltration in the Unsaturated Zone of a Sand. Master thesis, University of New Brunswick, 246 p.

Yang H., Rhardjo H., Wibawa B., and Leong E. C., (2004). A soil column apparatus for laboratory infiltration study, *Geotech. Testing J.*, vol. 27, pp. 347–355.

Vieillessement d'une mousse à base de tensioactif dans un sol sablo-argileux modèle

Moez Selmi^{1,2}, **Mariam Kacem**¹, **Mehrez Jamei**², **Philippe Dubujet**¹

²Université de Lyon, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint-Etienne, Laboratoire de Tribologie et Dynamique des Systèmes, Saint Etienne, France

²National Engineering School of Tunis, Civil Engineering Department, Tunis El Manar University, Tunisia moez.selmi@enise.fr

RÉSUMÉ

Des lubrifiants à base de tensioactif sont utilisés dans la procédure d'excavation par les tunneliers à pressions de terre (EPB). Ils permettent de fluidifier la structure du sol et d'éviter ainsi le collage de l'argile sur la tête de coupe. Les sols excavés sont généralement classés comme déchets et stockés en zone de dépôt. Les agents moussants se caractérisent par un vieillissement qui se traduit par une évolution de l'état physique de la mousse. Le but de cette étude est d'analyser le vieillissement d'une mousse liquide à base de tensio-actif CLB F5™ mélangée avec un sol sablo-argileux. Des essais de suivi de l'évolution du volume de la mousse au cours du temps montrent une dégradation rapide des bulles qui le constitue. La dégradation physique de la mousse dans le sol prend plus de temps comparée à la mousse à l'air libre grâce à la protection des bulles par le milieu poreux. Un essai de drainage gravitaire sur colonne a été effectué afin d'identifier l'évolution de la mousse dans le mélange à travers son effet sur la pression interstitielle. Ces essais montrent que la présence de la mousse dans le mélange diminue la vitesse du drainage comparée à celle du sol propre.

MOTS-CLÉS : Sol modèle, mousse, vieillissement, essai colonne

ABSTRACT

Lubricants are used in the excavation procedure by earth pressure tunneling machines (EPBs). They help to fluidize the soil structure and thus prevent the clay from sticking to the cutting head. Excavated soil is classified as waste and stored in the disposal area. The foaming agents are characterized by aging which results in a physical modification of the foam. The aim of this study is to analyze the aging of CLB F5™ surfactant based liquid foam mixed with clayey sandy soil. The evolution of the volume of the foam over time shows a rapid degradation of the bubbles that constitute it. The physical degradation of the foam in the soil takes more time compared to the foam in the open cell thanks to the protection of bubbles by porous media. A column drainage test was performed to identify the evolution of the foam in the mixture through its effect on interstitial pressure. These tests show that the presence of the foam in the mixture decrease the drainage phenomenon compared to the case of unconditioned soil.

KEYWORDS : Tunneling, foam, aging, column test

1. INTRODUCTION

Les machines EPB (Earth Pressure Balance Machine) sont destinées à creuser dans les sols fins argileux. Pendant le creusement des sols argileux par ce type de tunneliers, des problèmes de collage de l'argile sur l'outil se produisent. Des additifs sous forme de tensio-actif sont généralement utilisés pour résoudre ces problèmes. Ces additifs permettent d'atténuer les inconvénients des boues lourdes. Ils confèrent aux déblais une fluidité qui améliore leur évacuation ainsi que leur imperméabilité à l'eau

[Picchio et al., 2015 ; Langmaack and Feng, 2005].

Le traitement du sol par les agents moussants affecte en premier temps la structure du sol traité à travers la modification de la porosité et la création des bulles discrètes [Psomas et Houlsby, 2002; Mori et al., 2018 Selmi et al., 2016]. Mori et al. Le vieillissement de la mousse se traduit par une évolution de la structure des bulles et du drainage de liquide. Plusieurs études antérieures se sont intéressées à décrire l'évolution de la mousse au cours du temps [Stephan and Koehler, 1999 ; Cohen-Addad, 2005, Saulnier, 2012]. Dans ces études, le vieillissement des mousses est définie par la dégradation des bulles de la mousse, il s'agit d'un phénomène naturel qui se produit au cours du temps. Il se produit sous l'effet des phénomènes de coalescence, murissement, et drainage. Le temps de vieillissement diffère selon le tensio-actif utilisé. Rare sont les études qui se sont intéressées à étudier le vieillissement de la mousse dans un sol. Baderna et al. (2015) ont montré la biodégradation de trois agents tensioactifs qui sont utilisés couramment dans la procédure d'excavation par EPB.

Ce travail s'intéresse à étudier le vieillissement de la mousse dans le sol. Des essais de mesure de l'évolution naturelle du volume de la mousse seule et injectée dans le sol ont été effectués pour comparer l'évolution de la mousse à l'air libre et dans un système fermé. Des essais de suivi de drainage gravitaire avec des mesures de l'évolution de la pression interstitielle ont été effectués dans le but de suivre l'évolution de l'hydrodynamique du mélange en cours du temps. Ce qui correspond à l'étude d'un sol traité pendant son stockage.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Dans le cadre de notre étude, un sol sablo-argileux modèle constitué de 60% de sable ($D_{50} = 0,38 \text{ mm}$) et du Kaolin ($D_{50} = 0,01 \text{ mm}$) a été choisi pour s'adapter au type de sol pour lequel le mode de creusement par les tunneliers EPB est utilisé. Ce type de sol correspond à un sol de type A1 selon la classification GTR. L'agent moussant (CLB F5TM) utilisé est fourni par l'entreprise CONDAT. Ce tensioactif de type anionique.

Les paramètres de « traitement optimal » du sol choisis [Peila and Picchio, 2011 ; Borio and Peila, 2011] ont été déterminés en utilisant l'essai de mini-cône d'Abrams avec un affaissement de 4 cm. Dans notre cas, une concentration de l'agent tensioactif est $C_f=3\%$, un taux d'expansion de la mousse (le rapport du volume de la mousse et le volume de l'eau contenant l'agent moussant dissout) $FER=10$ et un taux d'injection de la mousse (le rapport du volume de la mousse et du volume de sol) $FIR=150\%$ ont été utilisés pour satisfaire cette condition.

Les essais de l'évolution du volume de la mousse consistent à étudier l'évolution de la mousse seule dans une éprouvette ouverte et une autre fermée ainsi que l'évolution de la mousse dans un échantillon de sol. Dans les éprouvettes, le volume de la mousse « V_t » est déduit par lecture directe à un temps t . Le rapport V_t par le volume initial de la mousse « V_i » est calculé en fonction du temps. Dans le cas du sol, un échantillon cylindrique (diamètre 5 cm et de hauteur 5 cm) est préparé et est soumis à une charge faible de 1,3 kPa pendant 2 h afin d'assurer le tassement du sol uniquement sous son propre poids et d'éviter le tassement du à la dégradation des bulles. Le volume d'air initial dans l'échantillon V_i est mesuré. Un comparateur de déplacement permet par la suite de mesurer la variation du volume due à la dégradation de la mousse.

L'essai de drainage naturel sur colonne consiste à analyser l'évolution de la pression inertielle en cours du temps. Le dispositif est composé d'une colonne de 9,2 cm de diamètre intérieur et de 1 m de hauteur, dans laquelle des tensiomètres T5 (Sols Mesures) ont été installés horizontalement aux niveaux -4 cm, -41 cm et -79 cm, la surface du sol est considérée égal au niveau 0. Le sol traité présente une teneur en eau de 23%, qui reste inférieure à la teneur en eau de saturation ($w_s=28,5\%$). Un échantillon de sol propre et un autre de sol traité ont été préparés avec cette même teneur avant introduction dans la colonne.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Le suivi de l'évolution du volume de la mousse seule ou dans le sol décrit la dégradation physique de celle-ci. Cette dégradation se traduit par un écrasement progressif des bulles qui constitue la mousse au cours de son vieillissement. La figure 1 montre la variation du volume de la mousse au cours du temps. Les essais montrent que, pour se dégrader entièrement, la mousse dans une éprouvette fermée prend le même temps (6 jr) que la mousse dans le sol. Dans le cas où la mousse est exposée à l'air libre (éprouvette ouverte) la dégradation complète nécessite 6h. Cette différence est due aux phénomènes de coalescences et murissement de la mousse qui sont plus rapides lorsque les bulles de la mousse sont en contact avec l'air libre (cas de l'éprouvette ouverte). Le milieu poreux constitue ainsi un système fermé dans lequel la mousse évolue.

Les observations de l'évolution de mousse seule en contact avec l'air (figure 1.b) sont similaires aux résultats trouvés dans les travaux de Saulnier (2012) dans le cas de dégradation de mousse monodisperse en contact avec l'air. Saulnier (2012) a suggéré que dans la mousse initialement monodisperse aucune bulle ne disparaît avant un certain temps τ « temps catastrophique ». Le phénomène est expliqué par la loi de Laplace, et le modèle de Von Neumann, qui suggèrent que les bulles à 5 cotés (en présentation 2D) vont se vider en premier dans les bulles à 6 et à 7 cotés. Or, comme la mousse initiale est monodisperse, cela signifie que les bulles vont se vider toutes en même temps, et vont donc disparaître au même moment. Leurs résultats de simulations numériques et expérimentaux ont montré l'existence de ce « temps catastrophique ». En d'autres termes cette phase est due à un phénomène de murissement. La pression varie d'une bulle à l'autre et c'est le moteur d'un flux de gaz au travers des films. Les bulles de forte pression se vident dans les bulles adjacentes de plus faible pression. D'autres bulles de diamètres plus élevées se créent dans cette phase. Dans notre cas c'est ce qui se passe entre 1h et 1h30 dans l'éprouvette ouverte. Ensuite un plateau qui dure entre 1h30 et 3h apparaît et correspond à une stabilisation du volume. Le plateau n'est pas bien marqué dans nos observations par rapport aux expériences de Saulnier (2012), la différence peut être due à la distribution monodisperse qui est moins importante dans notre mélange. En effet, lors de l'existence de mousse polydisperse les bulles ne se vident pas toutes en même temps mais en continu, ce qui est le cas à la fin de la courbe de la figure 1.b.

Dans le cas des courbes de la figure 1.a. quatre zones sont identifiées sur ces courbes :

- La zone 1 entre 0 et 0,2 jrs est caractérisée par une diminution importante du volume de la mousse (entre 12 et 16% en 0,2 jrs) ; ce comportement se rapproche des observations de la figure 1.b. montrant ainsi que le même phénomène apparaît dans un milieu fermé mais dure un temps plus important.

- La zone 2 entre 0,2 jrs et 1,2 jrs montre une stabilisation du volume pendant 24h ; cette observation est aussi équivalente à celle de la mousse en contact avec l'air, le plateau est même bien marqué montrant ainsi la nature monodisperse de la mousse.
- La zone 3 entre 1,2 jrs et 5 jrs pour la mousse seule et entre 1,2 et 3 jrs pour l'échantillon mousse+sol représente une période où le volume diminue de manière importante. Dans cette zone, la vitesse de dégradation de la mousse est plus importante pour l'échantillon mousse+sol par rapport à l'échantillon mousse seule (respectivement 70% et 40% de diminution de volume en 1,8 jrs), cette différence de vitesse peut être expliquée par la présence des grains du sol augmentant la pression sur le film entourant les bulles et favorisant ainsi leur éclatement.
- La zone 4 (après 3 jrs pour sol+mousse et après 5 jrs pour mousse seule) représente la phase de stabilisation où le volume de la mousse diminue avec une vitesse plus faible que dans la zone 3. Dans le cas du sol+mousse, la mousse ne disparaît pas totalement même après 7 jours alors qu'elle disparaît pour l'échantillon mousse seule. La présence du milieu poreux retarde la dégradation.

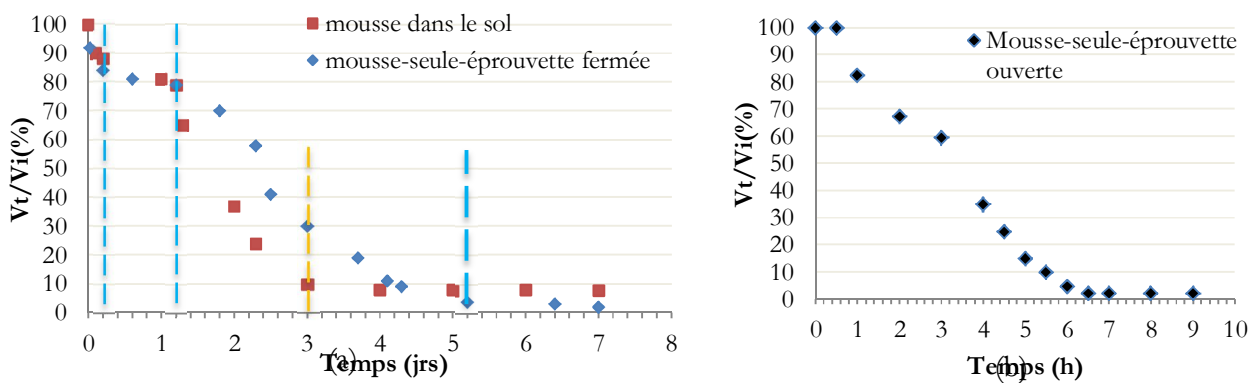


Figure 1. Evolution volumique de la mousse au cours du temps : (a) dans une éprouvette fermée et dans le sol, (b) dans une éprouvette ouverte

Les pressions à différents niveaux de l'échantillon montrent des pressions interstitielles dans le mélange traité inférieures à celles dans le sol propre sauf en haut de la colonne au niveau -4 cm (figure 2). Ceci est dû à la présence des bulles dans le mélange qui imposent une pression plus faible au milieu et en bas de la colonne par rapport à un sol remplissant tout le volume. On remarque au niveau -79 cm et -41 cm, une diminution de la pression jusqu'à devenir constante au passage de l'état quasi saturé à l'état non saturé. La pression se stabilise pour ces deux niveaux plus rapidement dans le cas de sol propre, ce qui montre une vitesse de drainage plus importante dans ce cas par rapport au sol traité. La présence des bulles freine ainsi le drainage. Au niveau -4 cm, les deux courbes sont confondues. La présence des bulles n'affecte pas la pression et son évolution au cours du temps vu qu'on est proche de la surface du sol.

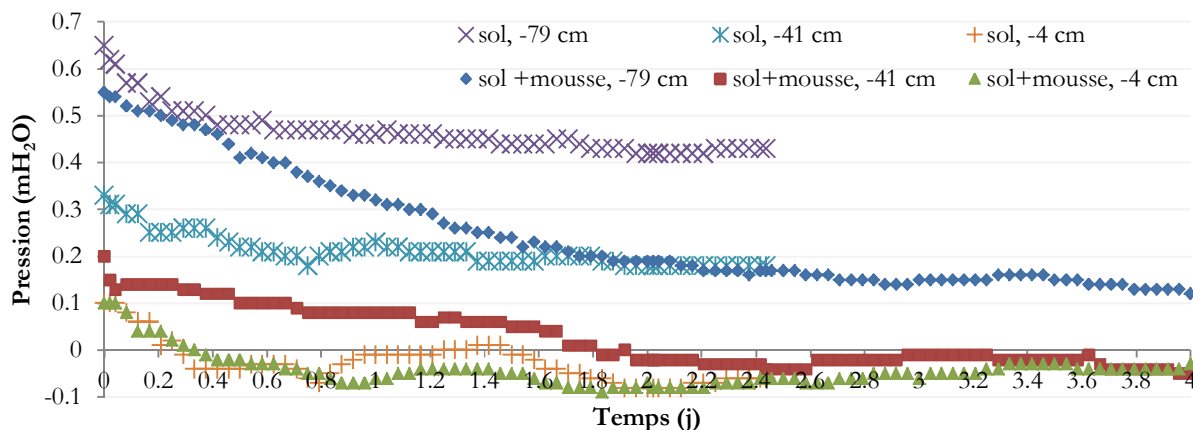


Figure 2. Variation de la pression dans la colonne du sol +mousse et sol propre

Les observations oculaires de la colonne, mettent en évidence le phénomène de tassement de l'échantillon sol+mousse ainsi que les phénomènes de vieillissement de la mousse traduits par l'augmentation des tailles des pores (figure 3).



Figure 3. Variation de la structure du sol dans la colonne niveau entre 10 et 15 cm

4. CONCLUSION

Cette étude a été consacrée à la caractérisation de l'évolution de vieillissement de la mousse dans un sol sablo-argileux modèle traité par un agent tensio-actif. Les essais de suivi de l'évolution du volume de la mousse au cours du temps montrent une dégradation des bulles qui le constitue. Elle prend plus de temps lorsque la mousse est dans le sol en comparaison à la dégradation de la mousse à l'air libre. Ceci est dû à la protection des bulles par le milieu poreux. L'essai de lessivage sur colonne montre que la présence de mousse ne favorise pas le drainage. Ce travail montre que dans les conditions de nos expériences les bulles se dégradent dans le sol et le système passe d'un état quasi-saturé à un état non saturée au bout de quelques jours.

Remerciements :

Ce travail a été financé par le programme Partenariat Hubert Curien UTIQUE, du ministère français des affaires étrangères, du ministère français de l'enseignement supérieur et de la recherche et du ministère tunisien de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique dans le projet CMCU n° 15G1116. Ce travail a été financé par le programme CMIRA – Coopération et Mobilités Internationales Rhône-Alpes.

Références bibliographiques

- Baderna D., Lomazzi E., Passoni A., Pogliaghi A., Petoumenou M. I., Bagnati R., Lodi M., Viagrenco A., Sforzini S., Benfenati E., Fanelli, R. (2015) Chemical characterization and ecotoxicity of three soil foaming agents used in mechanized tunneling. *Journal of hazardous materials*, 296, 210-220.
- Borio, L. and Peila, D. (2010) Study of the Permeability of Foam Conditioned Soils with Laboratory Tests. *American Journal of Environmental Sciences* 6 (4), 365-370.
- Cohen-Addad R. H. (2005) Rheology of liquid foam. *Journal of Physics*, 17 :R1041–R1069.
- Langmaack L., Feng Q. (2005). Soil conditioning for EPB machines: balance of functional and ecological properties. In: Erdem, Solak (eds) *Underground space use: analyses of the past and lessons for the future*. ISB 04 1575 452 9. 729-735
- Milligan G. (2000). Lubrication and soil conditioning in tunneling, pipejacking and microtunneling. A state of the art review. Technical report, Geotechnical-consulting group, 46 pages.
- Mori L., Mooney M., Cha M. (2018). Characterizing the influence of stress on foam conditioned sand for EPB tunneling. *Tunnelling and Underground Space Technology* (71) pp.454-465.
- Peila D., Picchio A. (2011). Influence of chemical additives used in EPB tunneling and its management. *Int. Congress on Mechanized methods vs. conventional methods of tunnel construction*, Warsaw, pp. 50-72.
- Picchio A., Martinelli D., Dal Negro E., Peila D. (2015). Laboratory tests on soil conditioning of clayey soil. *Acta Geotechnica*, First online: 30 september 2015, pp. 1– 14.
- Psomas S., Houlsby G.T. (2002). Soil conditioning for EPBM tunnelling: compressibility behaviour of foam/sand mixtures. In *3rd International Symposium on Geotechnical Aspects of Underground Construction in Soft Ground*, Toulouse, pp. 215-220.
- Saulnier, L. (2012). Étude de la coalescence et du mûrissement dans les mousses liquides : des expériences modèles à différentes échelles. PhD thesis, Paris Sud.
- Selmi M., Kacem M., Jamei M., Dubujet Ph. (2016). Effects of an Added Foaming Agent on Hydro-Mechanical Properties of Soil. *World Academy of Science, Engineering and Technology, International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*, 10(7), 805-809.
- Stephan A. Koehler, S.H. (1999). Liquid Flow through Aqueous Foams: The Nod Dominated Foam Drainage Equation. *Phys. Rev. Lett.*, 82, 4232.

Effet d'un traitement électrocinétique sur la structure d'une kaolinite mélangée au carbonate

Abdelkader Ben Hassin¹, Manel Ben Salah¹, Hanène Souli², Malika Trabelsi-Ayadi¹, Philippe Dubujet²

¹Faculté des Sciences de Bizerte, LACReSNE, 7021 Zarzouna Tunisie

²Université de Lyon, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint Etienne, LTDS, CNRS (UMR5513), 58 rue Jean Parot 42023 Saint Etienne.
hanene.souli@enise.fr

RÉSUMÉ

Le but de ce travail est d'étudier l'évolution de la structure de mélange de kaolinite + carbonate après un traitement électrocinétique. Le but étant d'appréhender les éventuelles variations des propriétés mécaniques des sols après l'électrocinétique. La diffraction des rayons X montre que l'orientation des particules et leur taille dépend de la composition du sol et de la présence du plomb. La porosimétrie au mercure a montré une faible variation de la porosité.

MOTS-CLÉS : Argile, électrocinétique, structure

ABSTRACT

The aim of this work is to study the structure evolution of kaolinite + carbonate mixture after an electrokinetic treatment. The aim is to understand how an electrokinetic treatment can change the mechanical properties of the samples. The x-rays diffraction analysis show that the orientation of the particles and their size depend on the composition of the samples and to the presence of lead. The mercury intrusion tests show that the porosity vary slightly after the electrokinetic treatment.

KEYWORDS: clay, electrokinetic, structure

1. INTRODUCTION

La dépollution des sols par la méthode électrocinétique, a fait l'objet d'études antérieures dont l'objectif était d'étudier l'effet de certains paramètres comme l'intensité du courant, la valeur de la différence de potentielle appliquée sur l'efficacité de la méthode. Par exemple, l'effet de la nature de l'électrolyte utilisé dans les compartiments anodique et cathodique, ainsi que la nature des électrodes ont fait l'objet de quelques études (Hamed et Bahdara 1997). Pour l'étude de l'effet de la nature des sols, la kaolinite pure ou naturelle (mélangée à d'autres minéraux) a servi comme matériau pour ces études. Steger et al. (2005) se sont intéressés à l'étude de l'évolution de la structure d'échantillons d'argiles naturelles après le traitement électrocinétique.

Le but de ce travail est la mise en évidence de l'évolution de la structure d'une kaolinite et d'un mélange de kaolinite + carbonate après un traitement électrocinétique. L'étude de la structure des échantillons traitée est étudiée en utilisant la porosimétrie au mercure. Le but de ces essais est d'appréhender les évolutions possibles des paramètres mécaniques des sols soumis à un traitement électrocinétique.

2. MATÉRIAUX ET METHODES EXPERIMENTALES

Les mélanges de matériaux sont formés en utilisant une kaolinite et du carbonate. Le tableau 1 regroupe les différentes compositions étudiées.

Tableau 1. les différentes compositions étudiées

	Sols	Solutions utilisées
Echantillon 1 (E1)	kaolinite	eau
Echantillon 2 (E2)	kaolinite	nitrate de plomb (0,1 M)
Echantillon 3 (E3)	kaolinite + 30% de carbonate	eau
Echantillon 4 (E4)	kaolinite + 30% de carbonate	nitrate de plomb (0,1 M)

La cellule électrocinétique est présentée dans la Figure 1.

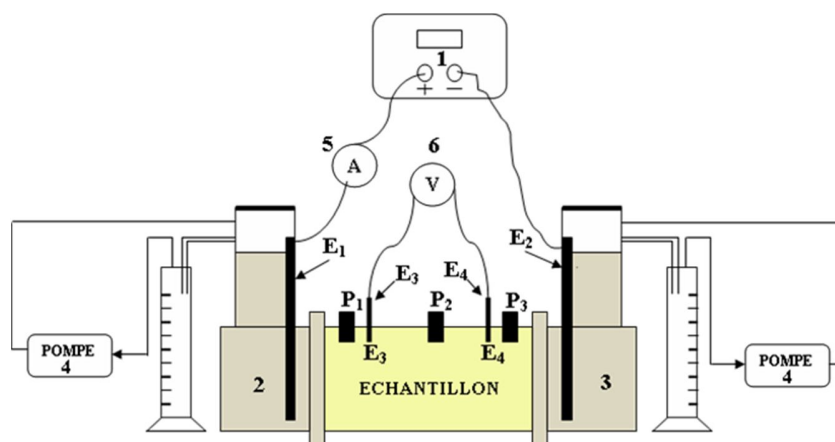


Figure 1 Représentation schématique de la cellule électrocinétique

La cellule est constituée d'une chambre centrale cylindrique. La longueur de l'échantillon est de 20 cm. A chacune des extrémités, un compartiment anodique et cathodique a été ajouté (2) et (3). Un générateur (1) est utilisé pour l'alimentation. Le pH dans les compartiments anodique et cathodiques est maintenu stable en utilisant des pompes (4). Les évolutions de l'intensité de courant et de la différence de potentiel de l'échantillon pendant l'électrocinétique sont mesurées en utilisant un ampèremètre (5) et un voltmètre (6) respectivement. L'intensité de courant et la différence de potentielle sont mesurées à deux niveaux des électrodes (E1, E2) et (E3, E4). Durant ces essais, l'intensité de courant et la différence de potentielle sont mesurées pour une durée de 192 heures. Ces données ont permis de calculer la variation de la conductivité durant l'essai.

Pour les mesures de porosimétrie au mercure, l'échantillon est placé dans un pénétromètre en verre. Avant d'injecter le mercure, le vide est réalisé dans le pénétromètre. Cette méthode permet de mesurer des tailles de pores variant de 350 μm jusqu'à 0,0036 μm . L'appareil utilisé est un porosimètre Micromeritics Auto pore IV.

3. RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

3.1. Evolution de la conductivité électrique

La figure 2 montre l'évolution de la conductivité en fonction du temps

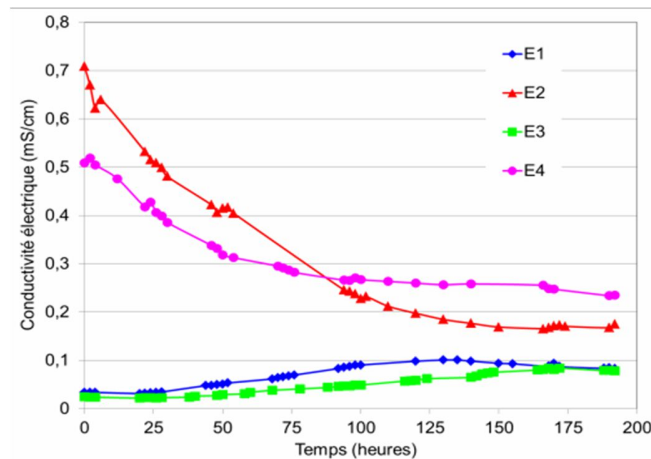


Figure 2 Evolution de la conductivité électrique des matériaux étudiés en fonction du temps

Les résultats montrent une augmentation de la conductivité électrique des échantillons E1 et E3 en fonction du temps. L'augmentation de conductivité est due à la diffusion de cations H^+ dans l'échantillon. Ces cations sont obtenus suite à l'électrolyse de l'eau au niveau de l'anode et de la cathode qui se traduit par la formation de cations H^+ et d'anions OH^- . Ces entités (surtout les cations H^+) auront tendance à migrer à travers l'échantillon sous l'effet du courant électrique (Reddy al. 2002). D'un autre côté, une diminution de la conductivité des échantillons E2 et E4 est observée. Ces échantillons E2 et E4 sont fabriqués en présence de cation de Pb^{2+} . La diminution de la conductivité est interprétée par le déplacement de ces cations sous l'effet du courant électrique.

3.2. Mesures chimiques : quantité de Pb restant

La figure 3 montre la variation de la quantité de plomb restant après l'essai électrocinétique. Les quantités de plomb sont mesurées au niveau de l'anode (0 cm) au milieu de l'échantillon (8 cm) et vers la cathode (16 cm). Les pourcentages présentés sont calculés par rapport la quantité de plomb initialement présente dans les échantillons.

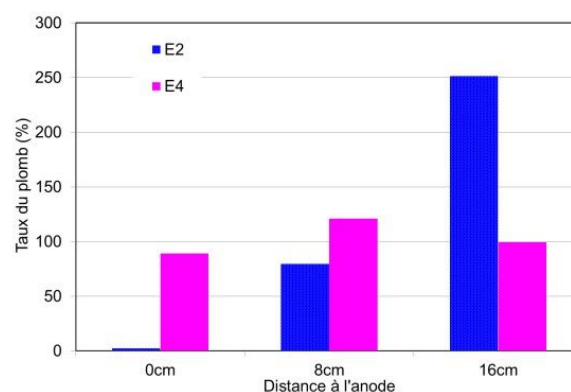


Figure 3 Quantité du plomb restant dans les échantillons E2 et E4 après les essais électrocinétique

Pour l'échantillon E2, les résultats montrent que le plomb s'est concentré en totalité vers la cathode à la fin du traitement. Une quantité assez importante est mesurée au milieu de l'échantillon. En ce qui concerne l'échantillon E4, les polluants sont concentrés tout au long de l'échantillon. Ceci suggère qu'en présence du carbonate les polluants sont difficiles à extraire. Le tableau 2, montre qu'en présence du plomb, le

pH est basique comme le montre le tableau 2. Le plomb se fixe donc sur le carbonate et peut précipiter sous forme de composé de carbonate (Ouhadi et al. 2010), ce qui rend son extraction difficile.

Tableau 2. Evolution du pH en fonction du taux de carbonate et de la concentration du plomb

Taux du carbonate	Solution	
	Eau	[Pb] = 0,1 M
0 %	8,2	8,8
30 %	5,5	7,9

3.3. Résultats des mesures physico-chimiques

Les valeurs des volumes cumulés et de la taille moyenne des pores des échantillons E1, E2, E3 et E4 avant et après le traitement électrocinétique sont regroupées dans le tableau 3.

Tableau 3 Valeurs des volumes cumulés et de la taille moyenne des pores des échantillons étudiés avant les essais électrocinétique

	Avant le traitement		Après le traitement	
	Volume cumulé (mg / l)	Volume moyen des pores (µm)	Volume cumulé (mg / l)	Volume moyen des pores (µm)
E1	0,19	0,09	0,2	0,1
E2	0,2	0,12	0,23	0,2
E3	0,18	0,18	0,17	0,25
E4	0,19	0,18	0,17	0,25

Les résultats montrent que les volumes cumulés varient très peu après le traitement électrocinétique. En ce qui concerne la taille des pores une faible évolution de la taille des pores est également observée après les essais électrocinétique.

4. CONCLUSION

La synthèse des résultats montre que :

En présence de l'eau, les essais ont montré que pendant l'essai électrocinétique, la conductivité du matériau augmente, suite à la diffusion des cations H^+ dans l'échantillon. Le volume poreux varie légèrement après le traitement électrocinétique, ainsi que la taille moyenne des pores. Quand les cations H^+ sont diffusés dans la structure, l'épaisseur de la double couche diminue. Ceci se traduit par la diminution des forces répulsives au fur et à mesure que le pH diminue, la structure est floculée. Le résultat est la formation de particules qui sont plus rapprochées les unes des autres (Souli et al. 2008).

Pour l'échantillon E2, la conductivité électrique du matériau diminue en fonction du temps, ceci est attribué à la diminution de la concentration du plomb et son remplacement par les cations H^+ .

L'élimination du plomb, et son remplacement par les cations H^+ , se traduit par la diminution de l'épaisseur de la double couche et par l'évolution des interactions entre les particules qui sont répulsives. La structure formée est floculée et des agrégats se forment.

En présence de 30% de carbonate, l'échantillon E3 montre une augmentation de la conductivité de la kaolinite mais la valeur de la conductivité reste globalement faible.

Comme dans le cas de l'échantillon E1, L'augmentation de la conductivité est reliée à la diffusion des cations H^+ dans l'échantillon. C'est la présence du carbonate qui rend cette diffusion difficile et qui est donc à l'origine des faibles valeurs de la conductivité.

Pour l'échantillon E4, la conductivité diminue après l'application du traitement électrocinétique. Du point de vue structure, de faibles variations sont observées.

La faible variation de la structure après le traitement électrocinétique, permet d'appréhender la variation des propriétés mécaniques des échantillons notamment la perméabilité. En fonction de ces résultats, ce paramètre ne serait pas trop influencé par le traitement et donc le sol serait utilisable sans traitement après le traitement électrocinétique.

Références bibliographiques

- Hamed Jihad T. et Bhadra A. (1997). Influence of current density and pH on electrokinetics. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 55, pp. 279-294.
- Ouhadi V.R., Yong R.N., Shariatmadari N., Saaidijam S., Goodarzi A.R., Safari-Zanjani M., (2010). Impact of carbonate on the efficiency of heavy metal removal from kaolinite soil by the electrokinetic soil remediation method. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 137, pp. 87-94.
- Reddy K. R., Saichek R. E., Maturi K., Prasanth A., (2002). Effects of Soil Moisture and Heavy Metal Concentrations on Electrokinetic Remediation. *Indian Geotechnical Journal*, vol. 32, pp. 258-288.
- Souli H., Fleureau J.-M., Trabelsi Ayadi M., Besnard M. (2008). Physicochemical analysis of permeability changes in the presence of zinc. *Geoderma*, vol. 145, pp. 1-7.
- Steger H., Zom R., Gregolec G., Czurda K., Borst M. (2005). Soil Structure Changing caused by electrokinetic processes, 5^{ème} Symposium on Electrokinetic Remediation, Fundamental and Industrial Aspects, 22 -25 May,

Modélisation par éléments discrets de la compressibilité d'un sol sablo-argileux traité par une mousse en cours du temps

Khouloud Mahmoud^{1,2}, **Philippe Dubujet**¹, **Mariem Kacem**¹, **Mehrez Jamei**²

¹Université de Lyon, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint-Etienne, Laboratoire de Tribologie et Dynamique des Systèmes, Saint Etienne, France

²Tunis El Manar University, Tunisia, National Engineering School of Tunis, Civil Engineering Department, khouloud.mahmoud@enise.fr

RÉSUMÉ

Les lubrifiants sont utilisés pour limiter les frottements du bouclier de tunnelier avec le sol, et faciliter l'extraction des sols excavés. Dans cette étude, on s'intéresse à la technique adoptée par les tunneliers à pression de terre où on utilise des agents moussants à base de tensioactif. Les sols excavés sont généralement classés comme déchets et stockés en zone de dépôt. La maîtrise de l'évolution physico-chimique et mécanique de ces déchets, permet d'explorer des méthodes de valorisation.

Cette étude consiste à modéliser numériquement un milieu granulaire moyennant la méthode des éléments discrets (Discret Element Method DEM) dans le but d'étudier la compressibilité des mélanges sol-mousse durant leur évolution au cours du temps à l'échelle des grains. L'agent moussant se présente sous forme de bulles de tensioactif, constituant ainsi un deuxième milieu granulaire qui se mélange avec celui des granulats du sol. Les rigidités des grains ont été déduites d'essais triaxiaux. La modélisation est réalisée pour des résultats issus d'essais œdométriques. Une différence acceptable entre les valeurs expérimentales et numériques est constatée. Par ailleurs, le modèle décrit la diminution du coefficient de compressibilité du sol traité au cours du temps pour retrouver celle du sol propre trouvée expérimentalement.

MOTS-CLÉS : Tunneliers à pression de terre, agent tensioactif, méthode des éléments discrets, vieillissement, essais œdométriques.

ABSTRACT

Lubricants are used to limit the tunneling shield's impact with the soil, also to facilitate the extraction of excavated soil. In this study, we are interested in the technique adopted by earth pressure tunneling machines (EPB) where surfactant foaming agents are used. Excavated soil is generally classified as waste and stored in the disposal area. The mastery of the physicochemical and mechanical evolution of these wastes makes it possible to explore methods of valorization.

The aim of this study is to numerically model a granular medium using the Discret Element Method DEM method in order to study the compressibility of soil-foam mixtures during their evolution over time at the grain scale. The foaming agent is in the form of surfactant bubbles, thus constituting a second granular medium which mixed with that of the soil aggregates. The rigidities of the grains were deduced from the triaxial tests. The modeling is carried out for results oedometric tests. An acceptable difference between experimental and numerical values was founded. Furthermore, the model describes the reduction of the compressibility coefficient of the soil treated over time to find that of the clean soil found experimentally.

KEYWORDS : Tunneling, foam, DEM, aging, oedometric test

1. INTRODUCTION

La lubrification est une technique fréquemment utilisée dans le secteur de creusement des tunnels. Les

lubrifiants sont utilisés pour limiter les frottements du bouclier avec le sol, et faciliter l'extraction des sols (Jancsecz et al., 2005). Ces additifs permettent d'atténuer les inconvénients des boues lourdes. Ils confèrent aux déblais une fluidité qui améliore leur évacuation.

Dans ce travail, on s'intéresse aux tunneliers à pression de terre (EPB : Earth Pressure Balance Shields) utilisés particulièrement dans des terrains meubles. Dans ce cas, on utilise généralement des additifs de type agents moussants ou polymères. La matière excavée devient un déchet et est stockée. Son éventuelle utilisation dépend de la maîtrise des propriétés mécaniques mais aussi physiques et chimiques du milieu. Ces propriétés sont liées en grande partie au devenir de la mousse dans le matériau. Plusieurs études antérieures ont montré l'aspect évolutif de la mousse au cours du temps, elles se sont intéressées à décrire la modification du volume de la mousse au cours du temps par coalescence, murissement et drainage (Koehler et al., 1999; Hohler et Cohen-Addad, 2005 ; Wu et al., 2018). Quelques travaux se sont intéressés à étudier l'évolution du système sol- mousse avec une approche expérimentale (Pedraza et al., 2015; Psomas, 2001).

La modélisation de l'évolution du système sol-mousse au cours du temps permet de comprendre les effets de chaque paramètre du modèle sur le devenir du système et ainsi prédire cette évolution. Pour modéliser le comportement des sols, différentes méthodes ont été proposées dans la littérature. Une première consiste à représenter le sol comme un milieu continu moyennant la méthode des éléments finis (Borio et Paila, 2010, Mahboubi et al., 1996). En réalité la structure granulaire confère au sol une nature discrète. Les modèles continus adoptés ne permettent pas de détecter tous les phénomènes se produisant localement (à l'échelle microscopique du grain). Elles présentent plusieurs limitations lorsque le milieu est discontinu, ou présente de multiples fissurations (Cundall et Strack, 1979). Pour faire face à ces limitations on utilise la méthode des éléments discrets (DEM : Discret Element Method) par Cundall et Strack (1979). Il s'agit d'une approche qui considère le sol comme un assemblage granulaire discret. L'intérêt de cette méthode tient à la facilité d'accès des données comme la vitesse à l'intérieur de l'empilement de grains, ou encore la compacité locale dans le milieu granulaire, paramètres qui sont difficilement mesurables dans l'expérience (Mahboubi et al., 1996). Traditionnellement cette méthode est utilisée pour des particules uniquement de sol homogène. Ce travail s'intéresse à étudier numériquement moyennant la méthode des éléments discrets les mélanges sol-mousse et le phénomène de vieillissement de la mousse dans le sol en se basant sur les résultats expérimentaux obtenus dans notre laboratoire dans les travaux de Selmi et al., (2016) et Pedraza et al., (2015).

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le sol de référence modélisé est un mélange de 40% en volume de kaolin Polwhite KL et 60% en volume de sable d'Hostun HN 31 de type A1 selon la classification GTR. Il appartient à la catégorie des sols fins.

Le sol et les bulles de mousse sont modélisés numériquement par un assemblage granulaire de sphères. Ceux correspondant à l'agent moussant sont à très faibles rigidités. Le mélange de ces deux milieux est modélisé dans le cadre d'une sollicitation oedométrique. La modélisation d'un tel sol par DEM exige de considérer des hypothèses simplificatrices (1) les grains sont considérés sphériques ; (2) on ne tient pas compte de l'influence de l'eau interstitielle présente dans le volume poral (3) le sol a été modélisé par des sphères de rayons compris entre $r_{\min}=3\mu\text{m}$ et $r_{\max}=50\mu\text{m}$. Avec cette dernière

hypothèse, la courbe granulométrique du sol de référence a été respectée comme le montre la Figure 1.

Les paramètres numériques adoptés, et relatifs à l'interaction granulaire, sont tels que l'on suppose des rigidités normales K_n et tangentielles K_t égales à $0,510^9$ N/m déduit d'une identification inverse sur un essai triaxial de référence. Le frottement inter granulaire μ choisi correspond à celui des silicates, et est donc pris égal à 0,4 (Khatai et al., 1996). Le milieu ainsi constitué présente un indice des vides $e=0,75$.

L'injection de l'agent tensioactif dans le sol modifie sa structure. Cet agent se trouve ainsi sous forme de bulles insérées dans le squelette granulaire. Ces bulles ont tendance à ce couvrir de particules argileuses et constituent ainsi un milieu granulaire au sein du milieu sol. La mousse est ainsi considérée dans la modélisation DEM comme un milieu granulaire. Ce milieu est évolutif. En effet, les bulles ont une durée de vie limitée du fait de leur vieillissement est de la sollicitation qui a pour effet de les faire éclater. Par ailleurs, ces bulles ont tendance à former des agrégations du fait de leur attractivité, ce qui n'est pas pris en compte dans cette étude. Par contre, elles consistent en des grains de grande souplesse, sans frottement inter granulaire. Compte tenu de la littérature (Borio 2010) le rayon des bulles est pris dans l'intervalle $r_{\min}= 0,91$ mm et $r_{\max}= 1,59$ mm. Les rigidités normales et tangentielles $K_n = K_t=10^5$ N/m sont déterminées à partir d'identification inverse sur un essai triaxial. Le frottement inter granulaire est logiquement pris égal à 0, sous l'hypothèse d'un frottement nul lors d'une interaction inter-bulle ou sol-bulle. Le sol traité correspond alors à un mélange des deux matériaux définis ci-dessus.

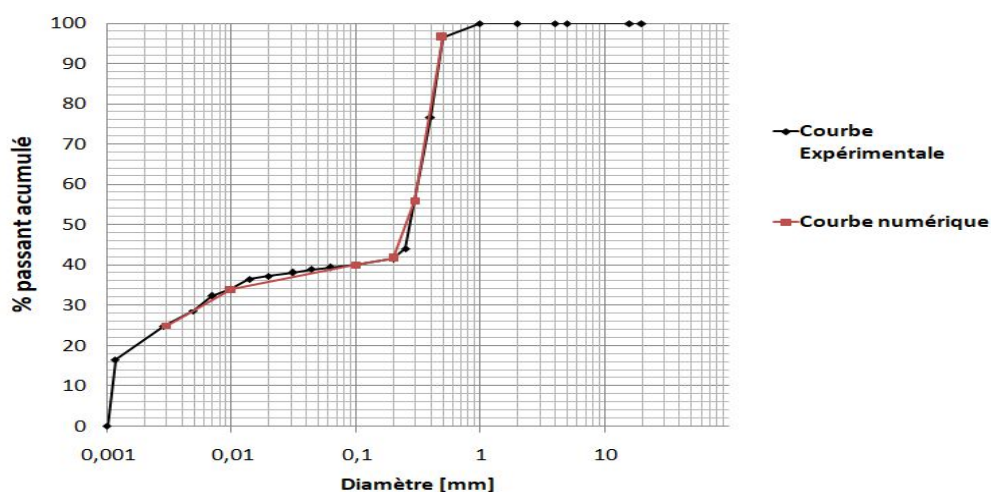


Figure 1. Courbe granulométrique du sol modèle

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Pour pouvoir modéliser l'essai de compressibilité, l'échantillon numérique qu'on a construit est composé de deux familles d'éléments sphériques décrites précédemment en proportions égales en volume à 60% de grains rigides et 40 % de l'agent moussant en masse.

Les résultats numériques et expérimentaux sont fournis en figure 2. Elles montrent une forte augmentation de l'indice de compressibilité après traitement avec l'agent moussant, cette augmentation est due à la compressibilité des bulles de la mousse dans le sol traité. Pour obtenir la

courbe numérique, les contraintes de pré-consolidation et finales sont considérées égales à celles obtenues expérimentalement. Entre les deux contraintes imposées, on remarque que la courbe numérique suit la même allure que celle obtenue expérimentalement, d'où le potentiel remarquable de la DEM à décrire le comportement du milieu grains-bulles. Néanmoins, un décalage de réponse dans le domaine élastique qui se conserve dans le domaine plastique est à noter. Ainsi, Un ajustement et une optimisation des paramètres numériques semblent être encore nécessaires à conduire. L'essai œdométrique sur un sable fin traité par un agent tensioactif, donne un coefficient de compressibilité numériquement $C_c = 0,176$ (expérimentalement $C_c = 0,232$) soit une différence de 24,1%. Dans le cas du sable propre $C_c = 0,089$ (expérimentalement $C_c = 0,108$) soit une différence de 17,6%. Ces différences sont probablement dues aux paramètres du modèle considérés à partir de la littérature et de l'essai triaxial. Par ailleurs cette différence est plus importante dans le cas de sol traité. En effet vu que les paramètres des bulles considérés dans ce modèle sont aussi issus de la littérature et des essais triaxiaux, l'erreur est alors augmentée. Il est prévu d'identifier ces paramètres à travers les résultats des essais œdométriques en particulier K_n et K_t .

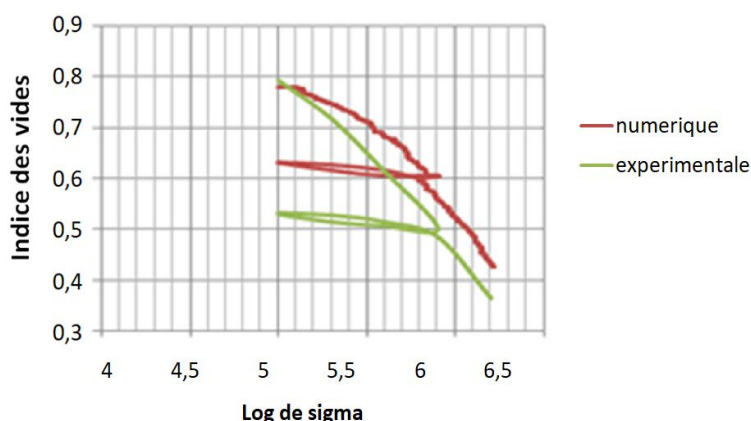


Figure 2. Déformation dans des conditions œdométriques (indice des vides en fonction de log de la contrainte)

L'évolution temporelle de la mousse dans le sol au cours du temps déterminée expérimentalement suit une loi exponentielle avec un temps de demi vie égale à 83 heures (Selmi et al., 2017). Afin de suivre l'évolution des caractéristiques de compressibilité et de consolidation du sol au cours du temps après traitement avec l'agent moussant, une série d'essais œdométriques est réalisée. Partant d'un nombre initial de bulles égale à 6788 particules. Dans ce travail, Différentes courbes de compressibilité sont obtenues correspondants à 0 jours (mélange initiale $N_0 = 6788$), 1 jour, 3 jours, 5 jours. Ainsi 4 essais œdométriques sont modélisés à différents nombre de bulles qui varie selon la loi exponentielle $N(t) = N_0 e^{-0,11t}$ représenté dans la courbe de la figure 3.

La courbe du coefficient de compressibilité C_c en fonction du temps est présentée en figure 3. L'indice de compressibilité diminue au cours du temps jusqu'à joindre la valeur du sol propre, ce qui est cohérent avec la variation de volume de la mousse au cours du temps. Cette variation sera terminée selon les résultats expérimentaux au bout de 5 jours en milieu fermé (Pedraza et al., 2015, Baderna et al., 2015). On note une différence entre les valeurs numériques et expérimentales obtenues par Pedraza et al. (2015). Elle est plus importante en début de la courbe et diminue jusqu'à 14% à la fin de la courbe. Elle reste raisonnable vu les limitations des modèles numériques. Pour conclure la modification du

volume des bulles à travers la variation du nombre de bulles affecte la structure du sol en créant des vides entre les grains. Dans le sol traité l'indice de compressibilité dépend de la compressibilité des bulles présentes dans le mélange, cet indice diminue progressivement avec la diminution du volume des bulles en suivant la même allure de la courbe expérimentale.

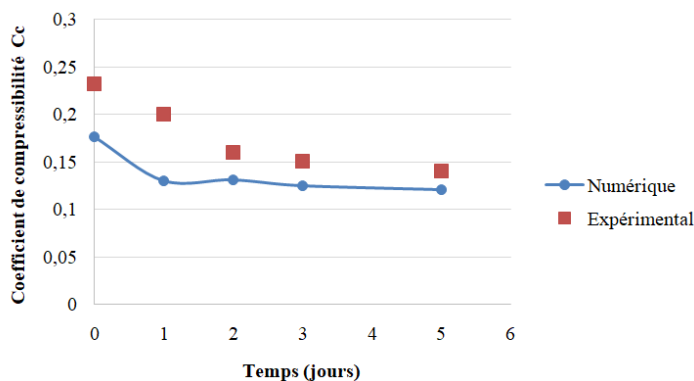


Figure 3. Coefficient de compressibilité C_c en fonction du temps

4. CONCLUSION

Dans cette étude, la modélisation DEM a été utilisée pour reproduire la courbe expérimentale de l'indice de compressibilité d'un mélange sol-mousse en cours du temps. Le mélange a été modélisé au moyen de la méthode DEM dans le cadre d'essais œdométriques. Cette étude prouve, par une approche locale l'effet de vieillissement de l'agent moussant sur la compressibilité du mélange.

Les résultats numériques obtenus reproduisent les résultats expérimentaux de la diminution de l'indice de compressibilité au cours du temps jusqu'à retrouver la valeur du sol propre. Cela est cohérent avec la variation de volume de la mousse au cours du temps et la compressibilité qui génère la présence des bulles au mélange sol traité d'où la forte sensibilité du modèle à la modification des rigidités normale et tangentielle des bulles ainsi que le coefficient inter granulaire des bulles.

Le DEM utilisée dans ce cadre doit permettre à terme de fournir des résultats pertinents à partir des caractéristiques précises de l'agent moussant introduit pour le traitement. La prise en compte de la cohésion du milieu bulle, et son évolution temporelle permettra de prédire d'autres caractéristiques mécaniques et physiques du sol traité.

Remerciements :

Ce travail a été financé par le programme Partenariat Hubert Curien UTIQUE, du ministère français des affaires étrangères, du ministère français de l'enseignement supérieur et de la recherche et du ministère tunisien de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique dans le projet CMCU n° 15G1116.

Références bibliographiques

Baderna D., Lomazzi E., Passoni A., Pogliagh, A., Petoumenou M. I., Bagnati R., Lodi, M., Viagrenco A., Sforzini S., Benfenati E., Fanelli, R. (2015). Chemical characterization and ecotoxicity of three soil foaming agents used in mechanized tunneling, *Journal of hazardous materials*, 296, 210-220.

- Borio L, Peila D. (2010). Study of the Permeability of Foam Conditioned Soils with Laboratory Tests. *American Journal of Environmental Sciences* 6 (4), 365-370.
- Cundall P.A, Strack O.D.L. (1979). A discrete numerical model for granular assemblies. *Géotechnique*, vol 29, p. 7–65.
- Hohler R., Cohen-Addad R. H. (2005). Rheology of liquid foam. *Journal of Physics*, 17 :R1041–R1069 Jancsecz S., Krause R., Langmaack L. (2005). Advantages of Soil Conditioning in Shield Tunneling Experiences of LRTS Izmir. Frankfurt am Main :Wayss& Freytag AG, ISBN 90 5809 063 9.
- Khati S., Shahrour I., (1996). Etude en laboratoire du frottement dans les matériaux granulaires. Laboratoire de Mécanique de Lille (URA 1441), Ecole centrale de Lille.
- Koehler S.A., Hilgenfeldt S.H., Stone H.A. (1999). Liquid Flow through Aqueous Foams: The Nod Dominated Foam Drainage Equation. *Phys. Rev. Lett.*, 82, 4232.
- Mahboubi A., Ghaouti A., Cambou B. (1996). La simulation numérique discrète du comportement du matériau granulaire. *Géotechnique*. Vol. 76, p.45–61.
- Pedraza A., Selmi C., Mesticou Z., Dubujet Ph., Kacem M., Murilo C. (2015). Temporal analysis of side effects produced by foam agents in the soil excavated with Earth Pressure Balance (EPB). XV Panamerican Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering
- Psomas S., Houlsby G.T. (2002). Soil conditioning for EPBM tunnelling: compressibility behaviour of foam/sand mixtures. In 3rd International Symposium on Geotechnical Aspects of Underground Construction in Soft Ground, Toulouse, pp. 215-220.
- Selmi M., Kacem M., Jamei M., Dubujet Ph. (2016). Effects of an added foaming agent on hydromechanical properties of soil. *Int J Environ Chem Geol Geophys Eng* Vol. 10, n°7, p.773–777.
- Selmi M, Kacem M, Jamei M, Dubujet Ph., (2017). Degradation of the gas bubbles produced in the soil conditioned with a foaming agent and excavated by earth pressure balance TBM (EPB). In congress Aquaconsoil 26-30 June 2017 Lyon France
- Wu Y., Mooney M.A., Cha M., (2018). An experimental examination of foam stability under pressure for EPB TBM modeling. *Tunnelling and Underground Space technology* Vol. 77, p.80-93

**Thème : Dépollution et valorisation / Topic :
Remediation and recovery**

Suivi multiparamétrique de la première désorption thermique de PCB

Laurent Thannberger ; Matthieu Sangely

VALGO, 2, av Gutenberg 31120 PORTEY-sur-Garonne, France
laurent.thannberger@valgo.com

RÉSUMÉ

La désorption thermique a été désignée, après différents essais, comme la seule solution technique pour l'élimination de PCB dans 5000 t de terres. De nombreux paramètres ont dû être optimisés afin de porter cette masse à plus de 250°C, tout en collectant les vapeurs nocives pour assurer la sécurité environnementale de l'opération. La maîtrise de tous les paramètres a permis de mener à bien un abattement de plus de 97% sur l'ensemble de la masse.

MOTS-CLÉS : dépollution, désorption thermique, PCB

ABSTRACT

Thermal desorption was pointed out, by several test phase, to be the only way to discard a PCBs contamination in 5000 t of soils. Many parameters were optimized to allow the whole mass of soil to be heated over 250°C, collecting in the same time all the nocuous vapors to ensure environmental safety of the works. Correct handling of all the parameters allowed driving a decay of more than 97% in the whole mass of soil.

KEYWORDS: remediation, thermal desorption, PCBs

1. INTRODUCTION

Une usine de production d'aluminium du sud-ouest de la France présentait de graves impacts des sols aux PCB. Pour convertir l'électricité des lignes à haute tension en courant à très fort ampérage pour assurer la conversion électrolytique d'alumine en aluminium (procédé Hall-Héroult), une sous-station électrique était constituée de nombreux transformateurs. Jusqu'à l'interdiction des PCB, ceux-ci furent utilisés en bains d'huile, comme isolants électriques. De nombreuses égouttures et le déversement accidentel lors d'un incendie ont impacté 3000 m³ de la zone concernée de l'usine, avec des valeurs significatives. Des essais de biodégradation, éventuellement stimulée par des conditions de réduction in situ, ayant échoué, la volatilisation par augmentation de la température a été jugée seule technique pertinente pour dépolluer ces terres.

2. ESSAIS PILOTES

La spécificité des pollutions par les PCB nécessitait de valider un certain nombre d'options techniques par des étapes préliminaires, car aucune réalisation de cette ampleur n'avait jamais été réalisée dans ces conditions.

2.1. En laboratoire – température de consigne

Des échantillons de sol pollué ont été placés en béciers d'1 L, dans des étuves, ou un four, ventilés, à différentes températures stabilisées, et des échantillons ont été prélevés périodiquement.

Dans chaque prélèvement, une analyse de la teneur en PCB a été réalisée, afin d'établir des cinétiques de désorption aux différentes températures. Cet essai a permis de déterminer qu'une température d'au moins 200°C permettait d'obtenir un abattement supérieur à 95% en 4 j ; étant données les dimensions réduites de l'échantillon, il a été décidé, par sécurité, de choisir une température de consigne de 250°C, qui présentait un abattement plus franc (cf fig 1).

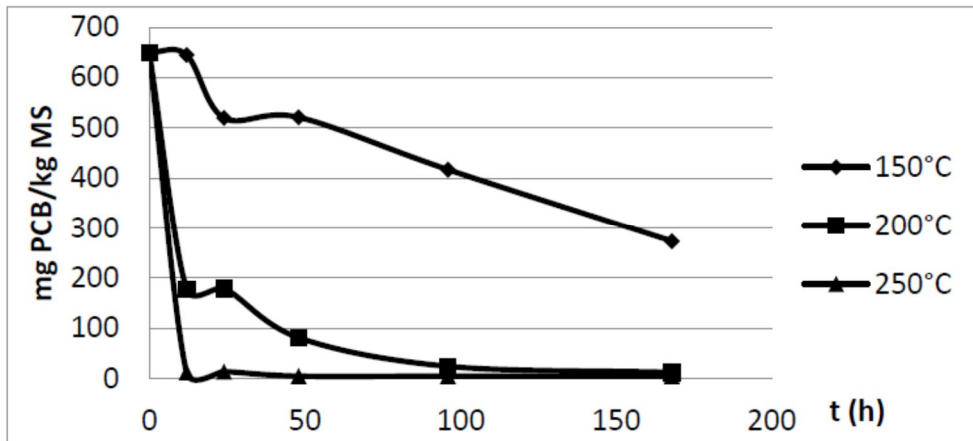


Figure 1 : Cinétiques de désorption thermique de PCB à plusieurs températures

2.2. Pilote semi-industriel sur site

Une maille de 5 m x 5 m x 5 m a été choisie sur site pour valider les choix techniques déterminés lors du dimensionnement, comme la température de consigne, mais surtout que les mesures prises permettaient d'assurer la sécurité environnementale et des travailleurs. Pour lever le doute sur les émissions atmosphériques de PCB et produits d'oxydation (dioxines et furannes), il a été convenu avec les autorités de réaliser ce pilote sous une tente de confinement et d'en analyser l'atmosphère intérieure.

Le premier enseignement de ce pilote a été de constater l'impossibilité de pratiquer la désorption à plus de 2 m de profondeur, à cause du comportement hydrogéologique particulier de ce site : les thermocouples à 3 m ont tous présenté un plateau à 100°C, lié à la présence d'eau (données non montrées).

La chaîne de traitement des vapeurs extraites, comprenant une étape de condensation, puis de filtration, a permis de contrôler les émissions du procédé (cf fig 2, sur le suivi des PCB).

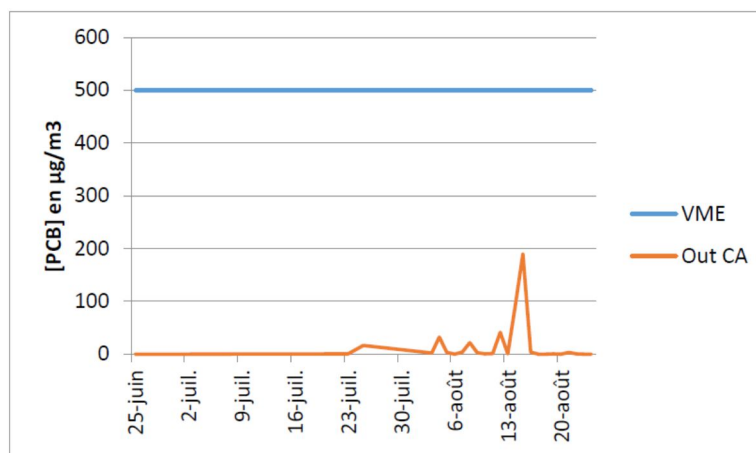


Figure 2 : suivi des concentrations en PCB au point de rejet à l'atmosphère des vapeurs extraites du sol

(VME : valeur maximale d'exposition ; out CA : concentration en sortie de filtre à charbons actifs)

Une recherche exhaustive des produits de dégradation des PCB a été menée. Pour quantifier la part détruite en anoxie (pyrolyse notamment), les émissions d'acide chlorhydrique ont été suivies dans différents compartiments de l'essai (dans et hors de la tente, ainsi qu'au point de rejet des vapeurs traitées) (cf fig 3).

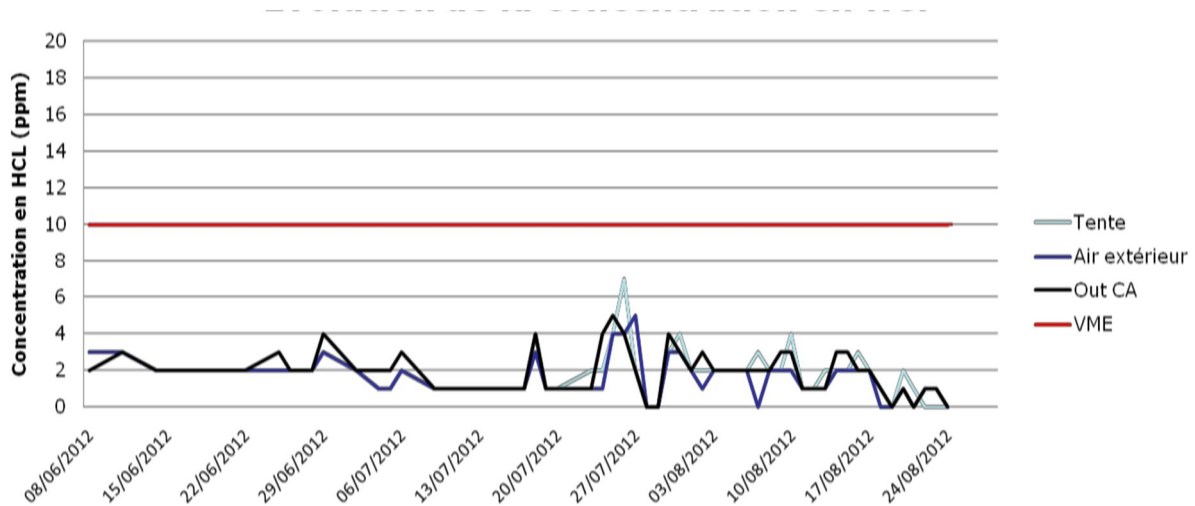


Figure 3 : mesures des teneurs en HCL, dans les différents compartiments de l'essai

(VME : valeur maximale d'exposition ; out CA : concentration en sortie de filtre à charbons actifs)

Le focus particulier sur les dioxines et furannes étant justifié par l'impact sanitaire qu'ils représentent, un programme analytique spécifique a concerné ces produits d'oxydation des PCB.

Dans les gaz rejetés, la valeur de référence retenue est celle de la Réglementation rejet incinérateur (directive européenne 2000/76/CE), soit 0,1 ng/m³ en équivalent toxique (ITEQ).

Avant charbon actif (avant CA) il apparaît des traces de furanes qui sont captées par les charbons actifs et, en conséquence, les rejets dans l'air sont très inférieurs à cette valeur de référence.

Dans l'air ambiant, la valeur de référence retenue est celle d'inhalation du Rapport INERIS DRC-02-25590-02DF46 - P.49, soit 38 µg équivalent toxique/m³. Les mesures faites montrent la présence de traces de furanes très largement inférieures à cette valeur de référence (tab 1).

Tableau 1 : Concentrations dioxines et furanes dans les gaz extraits et l'air ambiant

Echantillon	Débit en L/min	Temps de prélèvement (min)	Volume d'air en L	ITEQ (ng)	Concentration en ng TEQ/m ³	Val. Ref (ng TEQ/m ³)
Avant CA	2,378	1426	3391,028	2,3	0,67	0,1
Après CA	2,324	1607	3734,668	0,1	0,02	0,1
Extérieur	2,993	1423	4256,039	0,065	0,00015	38
Tente	2,247	1444	3244,668	6,9	0,00212	38

3. APPLICATION À L'ÉCHELLE INDUSTRIELLE

Une pile thermique de 80 m x 12 m x 3,5 m a été construite en intercalant 47 tubes de chauffe en U, répartis sur 2 nappes. 96 tubes perforés ont été mis en place pour extraire les vapeurs, sous l'effet d'une dépression de 10 à 15 kPa, variant en fonction de l'évolution de la perméabilité des terres. Chaque tube de chauffe était équipé d'un brûleur délivrant 23 kW.

L'évolution de la température est présentée en figure 4.

Cette augmentation des températures s'est accompagnée, notamment pendant la période de palier à 100°C, d'une forte extraction de vapeur d'eau, recondensée dans les 2 filières de traitement, jusqu'à plus de 10 m³/j (cf fig 5).

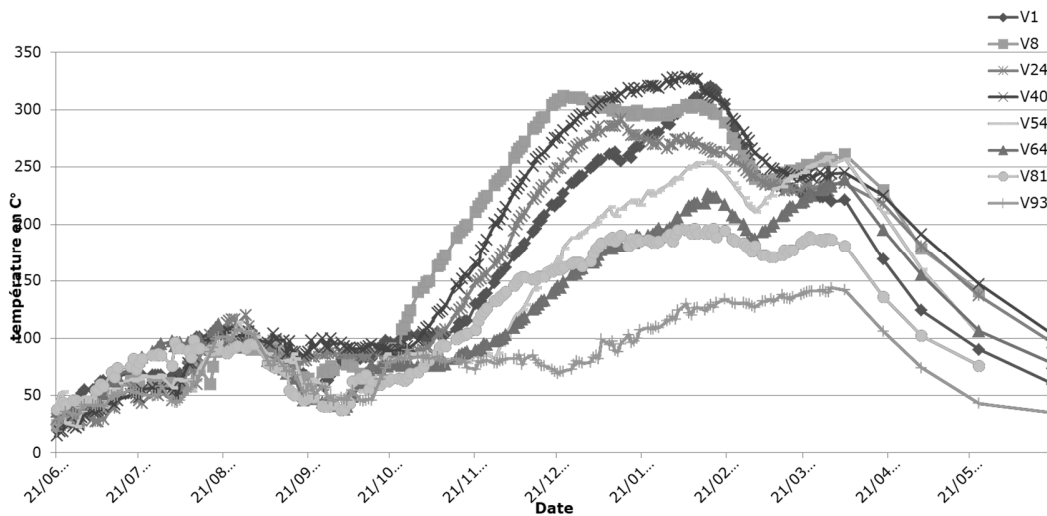


Figure 4 : évolution des températures aux points d'aspiration
 (V1 à V93 : lignes d'aspiration)

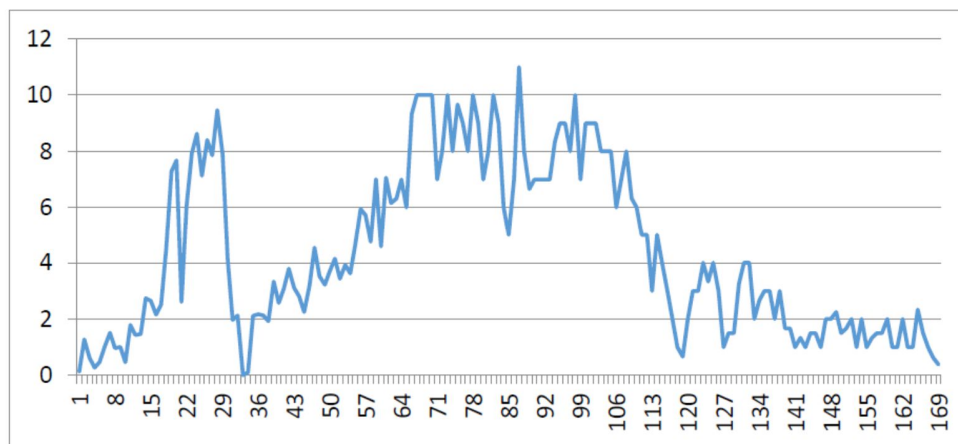


Figure 5 : quantités d'eau extraites en m³/j

4. CONCLUSION

Cet ensemble de travaux a permis d'atteindre les objectifs (inférieur à 10 mg de PCB par kg de sol), sur l'ensemble des mailles testées, comme détaillé dans le tableau 2, et de réceptionner le chantier.

Tableau 2 : Concentrations résiduelles en PCB à la fin du traitement

Maille	L2-1	L2-2	L2-3	L2-4	L1-1	L1-2	L1-3	L1-4
[PCB] mg/Kg	3,10	8,78	2,31	2,76	1,79	0,84	2,25	5,10

Références bibliographiques

Rapport technique

Sangely M. & Manse S. (2017). Traitement de sols impactés par des PCB par désorption thermique - Rapport de fin de travaux. Version 2. Affaire n° 11B31-00490. VALGO, agence Sud-Ouest, 63 p.

Bioremediation of hydrocarbon polluted site under varying soil moisture conditions

Pankaj Kumar Gupta¹, Brijesh Kumar Yadav¹, Basant Yadav², Shashi Mathur³

¹Department of Hydrology, Indian Institute of Technology Roorkee- 247667, INDIA

²Department of Civil Engineering, Indian Institute of Science Bangalore-560012, INDIA

³Department of Civil Engineering, Indian Institute of Technology Delhi-110016, INDIA

brijeshy@gmail.com

ABSTRACT

Contamination of soil-water resources by hydrocarbons is a serious issue and requires appropriate remediation action. In this study a characteristic site was used to study the impact of soil moisture on biodegradation rate of toluene. Moisture content of the partially saturated zone was varied from 80% to 20 % while the temperature was kept constant at 30°C. A numerical based simulator, HYDRUS 2D was used to simulate the site condition and results suggest that the high moisture content helps in fast degradation of toluene. In case of 80% and 60%, the toluene concentration was within in the predefined safe limit after one year of remediation period. However, for the lower moisture content the safe limit could not be achieved in the same time period.

KEYWORDS : Bioremediation, Toluene, Laboratory experiment, Numerical modeling

RÉSUMÉ

La contamination de ressources en eau et sol par les hydrocarbures est une question sérieuse et exige une action de remédiation appropriée. Dans cette étude, un site caractéristique a été utilisé pour étudier l'impact d'humidité de sol sur la vitesse de biodégradation du toluène. Le taux d'humidité de la zone partiellement saturée a été varié de 80 % à 20 % tandis que la température a été gardée constante à 30°C. Un simulateur numérique sous HYDRUS 2D a été utilisé pour simuler la condition de site et les résultats suggèrent qu'une grande humidité du sol favorise la dégradation rapide de toluène. Dans les cas de 80 % et 60 %, la concentration de toluène était dans la valeur limite prédéfinie après un an de période de dépollution. Cependant, pour le taux d'humidité inférieur la valeur limite ne pouvait pas être atteinte dans la même période.

MOTS-CLÉS: Bio remédiation, Toluène, expériences de laboratoire, modèle numérique

1. INTRODUCTION

Soil and groundwater resources are getting contaminated at alarming rates. Contaminants enter in subsurface through variety of sources such as small and larger leakage or spills of fuel hydrocarbons, gasoline and other oil products which are often stored in storage tanks (above and underground). Such leakage or spill spreads in large area under varying environmental conditions and degrade the receiving soil and groundwater (Bedient et al., 1999). Fuel hydrocarbons also known as volatile organic compounds (VOCs) and their ability of volatilization makes them a potential threat to the near surface air quality as well. The VOCs are the most common contaminants including the perchloroethylene (PCE), trichloroethylene (TCE) and petroleum hydrocarbons, including benzene, toluene, ethylbenzene and xylene (BTEX) (USEPA, 2010).

Petroleum hydrocarbons that enters the subsurface zone due to accidental leakage of gasoline pipeline have been successfully degraded by in-situ bioremediation technique. Gasoline is degraded by

microorganism present in the subsurface environment in the presence of sufficient amounts of oxygen, nitrogen and phosphate (Borden et al., 1986). If nutrients and oxygen could be efficiently delivered to groundwater, the simulation of indigenous microorganism responsible for bioremediation can also be produced under various field conditions. Bioremediation was thus considered as a remedial strategy to clean up petroleum hydrocarbon-contaminated sites due to its removal efficiency, cost and required time (Chapelle, 1999). Through in-situ bioremediation, the contaminants are degraded to harmless by-products like carbon dioxide, water, inorganic salts, and microbial biomass (Akbarnejad-Nesheli et al. 2015). In-situ bioremediation was studied by many researchers to remediate the sites contaminated with fuel hydrocarbons [Dupin et al, 2001; Khan and Hussain, 2003; Obiri-Nyarko et al, 2014; Adetutu et al, 2015; Piscopo et al., 2016; Yadav et al, 2016; Yadav et al, 2017]. Bioremediation is a complex process depending on many factors including ambient environmental condition, composition of the microbial community, nature and amount of pollution present. The key role in bioremediation is played by microorganisms such as bacteria, fungi, and yeast in engineered processes to break down organic contaminants into harmless substances (Yang et al., 2009). Further, (Yadav et al., 2011) suggested that subsurface conditions like varying soil moisture content, temperatures and fluctuating water table plays significant role in the degradation of fuel hydrocarbons. In this study, the degradation of Toluene in partially saturated and saturated zone was studied under varying soil moisture conditions. The main goals of the work were: (i) to conduct batch experiments to obtain the degradation rate of Toluene in varying soil moisture conditions; (ii) to estimate the degradation rate of Toluene in saturated zone using numerical model; (iii) to model the experimental and numerical data in order to remediate the site contaminated with Toluene.

2. STUDY SITE

The study site was designed to incorporate both saturated and unsaturated zones (Fig. 1). The domain size was taken as 690 m x 510 m which is further divided into partially saturated zone (0- 15 m) and saturated zone (15-30 m). Toluene was chosen as the source of contamination which is representative of fuel hydrocarbons. The initial concentration of Toluene was 250 ppm.

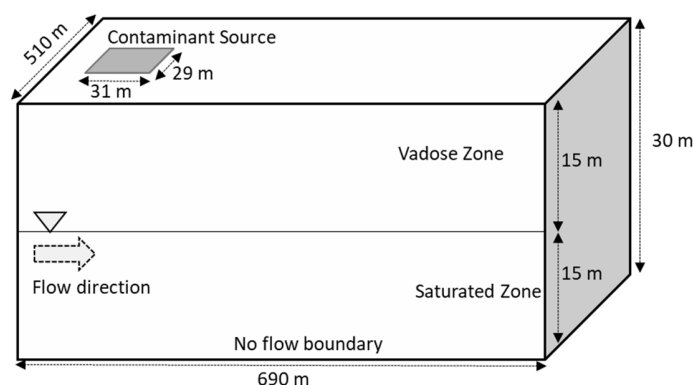


Figure 1. Characteristic site for the investigation of Toluene degradation

To remediate the contaminated water, three injection wells to supply the oxygen (8 ppm) in the contaminated zone and one extraction well to maintain the flow direction were installed in the saturated zone. The background oxygen concentration in saturated zone was 5 ppm. The hydraulic gradient in the saturated zone was 0.004. The steady state condition was considered throughout the simulation.

Homogeneously distributed sand was considered as porous media.

3. BIODEGRADATION RATE ESTIMATION

To estimate the biodegradation rate of dissolved Toluene moving towards groundwater through partially saturated zone having different soil moisture level under normal environmental conditions batch experiments were conducted. One set of microcosms of 120 ml capacities were prepared considering different five moisture contents (20-80%) levels to 20 g oven dry sand. The prepared batches with above mentioned combination of soil moisture contents were maintained at $30\text{C}\pm 20\text{C}$. The collected headspace concentration of toluene was analyzed using selective ion method (SIM) of Gas Chromatography (Agilent 7890B) Mass Spectrophotometer (Agilent 5977A MSD).

The aqueous phase toluene concentration in the different microcosms were calculated by assuming equilibrium partitioning conditions as suggested by (Wang et al., 2003). The Henry's constant (He) of 0.26 was used as the ratio between the liquid and gas concentration (Picone et al., 2013). Further, the temporal biodegradation rates were calculated using equation

$$\frac{\partial C}{\partial t} = (C_0 - C_t) / \Delta t \quad (1)$$

where, C_0 is the initial concentration (mg/L), C_t is the concentration at time t and Δt represents the change in time duration (hours). The degradation rate for the saturated zone was obtained using BIOPLUME III, finite difference based physical simulator. The BIOPLUME III simulates the aerobic and anaerobic biodegradation of organic compounds in saturated zone. The simulation site and model parameters are given in detail in study published by [Yadav et al., 2016; Yadav et al., 2017].

4. SIMULATION RUNS

A finite element based program, HYDRU 2D solves the coupled flow and transport process in varying site conditions. The flow calculations are based on Richards' equation (saturated- unsaturated water flow) while the solute transport is based on Fickian-based advection-dispersion equations. The program may be used to analyze water and solute movement in unsaturated, partially saturated, or fully saturated porous media. In this study, fate and transport of dissolved LNAPL in vadose and saturated zone was simulated using HYDRUS 2D. The flow equation used in HYDRUS 2D is given as (Šimůnek, et al., 2006).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S \quad (2)$$

Where θ is the volumetric water content [$\text{L}^3 \text{L}^{-3}$], h is the pressure head [L], S is a sink term [T^{-1}], x_j ($i=1,2$) are the spatial coordinates [L], t is the time [T], K_{ij}^A are components of a dimensionless anisotropy tensor K^A and K is the unsaturated hydraulic conductivity function [LT^{-1}]. Fick's law coupled with the continuity equation yields the following 2D advection-dispersion equation (Rivett et al., 2011).

$$Rn\theta_s \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[n\theta_s D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] - q_i \frac{\partial C}{\partial x_i} - n\theta_s \lambda_{\text{BIO}} C \quad (3)$$

Where, C is the dissolved LNAPL concentration (ML^{-3}); D_i is the hydrodynamic dispersion coefficient (L^2T); n is the porosity, q is the soil water flux; R is the Retardation factor; θ_s is the saturated water

content. The biodegradation decay term was λ_{BIO} , which was equal to $\mu_{max} X_0$ representing Monod types of biodegradation kinetics (Yadav et al, 2011). The selected site was simulated using HYDRUS 2D for one year of remediation period. The grid dimension of the study site is 690m x 510 m x30 m was discretized in small grids of a hexahedral geometry having an elemental size of 1 cm for solving the governing equation numerically.

5. RESULTS

The biodegradation rates for the partially saturated zone is given in the Table 1. As it can be seen from the results that the degradation rate was high for the 80% moisture level (0.0154 mg/Lhr) and the total time for achieving the equilibrium was 42 hr. Further, as the moisture level decreases from 80% to 60%, the reduction in degradation rate was around 22%. In case of least moisture or near to dry condition the degradation rates become 0.0092 mg/L hr which is almost 40% less than the rate at 80%. The reduction of biodegradation rates with the moisture level can be attributed to the fact that the natural degradation of fuel hydrocarbons in partially saturated zone happens because of the microbial activities. The high temperature and high moisture gives them the favorable conditions to grow and degrade the Toluene with higher degradation rates. Further, higher moisture will also help in leaching the Toluene in lower subsurface or in the groundwater. In turn the concentration in the partially saturated zone would decrease. The coefficient of determination value is 0.9634 which suggests that the biodegradation rates are highly correlated with moisture content in the partially saturated zone. The trend line suggests that the relation between moisture and degradation rate is almost linear and the highest rate can be achieved in near saturation or fully saturated level. The natural biodegradation rate in saturated zone was found to be 0.034 to 0.038 mg/L-hr.

Table 1. Estimated biodegradation rates of Toluene at different moisture level

Moisture Levels	Temperature	degradation time [hours]	Rate of Biodegradation [mg/L hr]
80%	30±2 °C	42	0.0154
60%	30±2 °C	75	0.0120
40%	30±2 °C	84	0.0092
20%	30±2 °C	90	0.0028

Enhanced bioremediation of Toluene contaminated water systems has been studied under varying soil moisture content. The biodegradation rates obtained through the experimental (batch experiments) and numerical (BIOPLUME III) analysis have been used in HYDRUS as sink factor for partially saturated and saturated zones, respectively. Three injection well and one extraction well were installed in the saturated zone. Further, the water extracted using the extraction well was used as a constant flux in the partially saturated zone to provide the sufficient moisture content to the microbes. Fig. 2 presents the simulated concentration of Toluene with soil moisture varying from 80 % to 20%. It is evident from the figure that in all the 18 pumping patterns, the highest degradation was achieved when the soil moisture level was kept 80%. The concentration values ranging between 4 to 5 ppm. Similarly, in case of 60% soil moisture, the degraded concentration values are always less than 5 ppm. Further, in cases of low soil moisture content, the Toluene concentration at the end of the remediation period remains very high.

While, at the 60% soil moisture level, the residual concentration is around 8 ppm, in case of 20% soil moisture level it was as high as 12 ppm for many pumping combinations. Further, as the predefined cleanup level was kept as 5ppm. Fig. 3 compares the residual concentration of Toluene after the remediation period of one year. The figure suggests that when the soil moisture level was 20% the residual concentration was almost 6 to 8 ppm higher than the predefined cleanup level of 5ppm. In case of higher soil moisture contents (80%, 60% and 40%) the residual concentration was always less than 5 ppm. Further, near saturation level (80%) degrades the Toluene almost completely. The study suggest that the high soil moisture content provides the favorable site condition for the indigenous microbes and support their higher growth which in turn degrade the contaminants very fast.

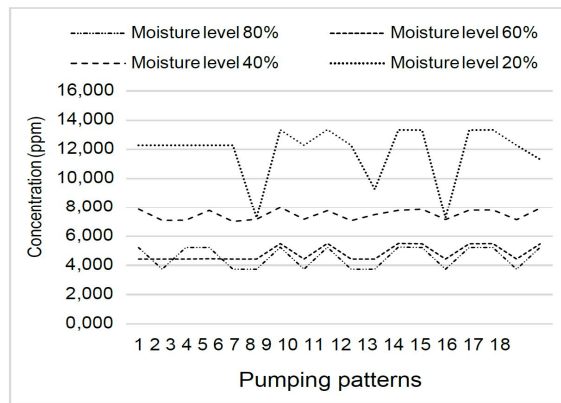


Figure 2. Concentration of Toluene in water after the remediation period of one year with moisture content varying between 80-20%.

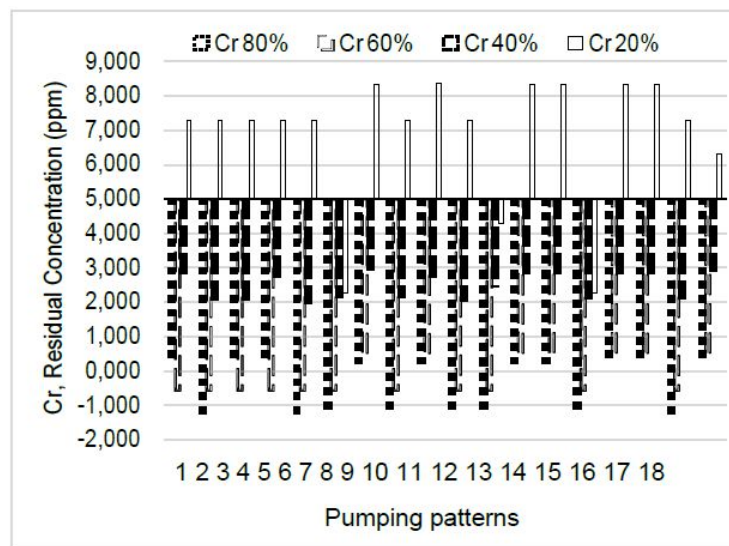


Figure 3. Residual concentration of Toluene in water in comparison with desired limit of 5ppm.

6. CONCLUSION

In this study a characteristics site contaminated with toluene was studied for its bioremediation under varying soil moisture conditions. Preliminary experiments were conducted first to get the sink factor for the HYDRUS 2D simulator. The soil moisture was varied from 80% to 20% and study suggests that the

highest degradation of toluene was achieved when the moisture level was 80%. However, in case of low soil moisture content, the site could not achieve the predefined cleanup standard of 5 ppm. The study suggests that the soil moisture content is a crucial factor for the success of in-situ bioremediation and must be considered in selecting the appropriate remediation strategy.

References

- Adetutu, E. M., Gundry, T. D., Patil, S. S., Golneshin, A., Adigun, J., Bhaskarla, V., ... & Ball, S. (2015). Exploiting the intrinsic microbial degradative potential for field-based in situ dechlorination of trichloroethene contaminated groundwater. *Journal of hazardous materials*, 300, 48-57.
- Akbarnejad-Nesheli, S., Haddad, O. B., & Loáiciga, H. A. (2015). Optimal in situ bioremediation design of groundwater contaminated with dissolved petroleum hydrocarbons. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 20(2), 0401502
- Bedient, P.B., Rifai, H.S., Newell, C.J., (1999). Groundwater Contamination — Transport and Remediation. Prentice-Hall, Inc., New Jersey 604.
- Borden, R. C., & Bedient, P. B. (1986). Transport of dissolved hydrocarbons influenced by oxygen- limited biodegradation: 1. Theoretical development. *Water Resources Research*, 22(13), 1973-1982.
- Chapelle, F. H. (1999). Bioremediation of petroleum hydrocarbon- contaminated ground water: the perspectives of history and hydrology. *Groundwater*, 37(1), 122-132.
- Dupin, H. J., Kitanidis, P. K., & McCarty, P. L. (2001). Pore- scale modeling of biological clogging due to aggregate expansion: A material mechanics approach. *Water resources research*, 37(12), 2965-2979.
- Khan, F.I., Hussain, T., (2003). Evaluation of a petroleum hydrocarbon contaminated site for natural attenuation using 'RBMNA' methodology. *Environment Modelling & Software* 18, 179–194
- Obiri-Nyarko, F., Grajales-Mesa, S. J., & Malina, G. (2014). An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation. *Chemosphere*, 111, 243-259.
- Picone, S., Grotenhuis, T., van Gaans, P., Valstar, J., Langenhoff, A., & Rijnaarts, H. (2013). Toluene biodegradation rates in unsaturated soil systems versus liquid batches and their relevance to field conditions. *Applied microbiology and biotechnology*, 97(17), 7887-7898.
- Piscopo, A. N., Neupauer, R. M., & Kasprzyk, J. R. (2016). Optimal design of active spreading systems to remediate sorbing groundwater contaminants in situ. *Journal of contaminant hydrology*, 190, 29-43.
- Rivett, M. O., Wealthall, G. P., Dearden, R. A., & McAlary, T. A. (2011). Review of unsaturated-zone transport and attenuation of volatile organic compound (VOC) plumes leached from shallow source zones. *Journal of contaminant hydrology*, 123(3), 130-156.
- Šimůnek, J., Van Genuchten, M. T., & Šejna, M. (2006). The HYDRUS software package for simulating two-and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. *Technical manual, version, 1*, 241.
- USEPA. (2010). *Renewable Fuel Standard Program (RFS2) Regulatory Impact Analysis*. Washington, DC: U.S. Environ. Prot. Agency
- Wang, G., Reckhorn, S. B. F., & Grathwohl, P. (2003). Volatile organic compounds volatilization from multicomponent organic liquids and diffusion in unsaturated porous media. *Vadose Zone Journal*, 2(4), 692-701.
- Yadav, B., Ch, S., Mathur, S., & Adamowski, J. (2016). Estimation of in-situ bioremediation system cost using a hybrid Extreme Learning Machine (ELM)-particle swarm optimization approach. *Journal of Hydrology*, 543, 373-385.
- Yadav, B., Mathur, S., Ch., Sudheer, Yadav, B. K. (2017). A simulation-optimization approach for the consideration of well clogging during cost estimation of in-situ bioremediation system. *Journal of Hydrologic Engineering*

(10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001622).

Yadav, B. K., & Hassanizadeh, S. M. (2011). An overview of biodegradation of LNAPLs in coastal (semi)-arid environment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 220(1-4), 225-239.

Yang, S. Z., Jin, H. J., Wei, Z., He, R. X., Ji, Y. J., Li, X.M., et al. (2009). Bioremediation of oil spills in cold environments: A review. *Pedosphere*, 19, 371–381.

Retour d'expérience sur les techniques de réhabilitation en nappe et présentation de solutions innovantes

Olivier Atteia, Florie Jousse, Elyess Essouayed, Agnès Labarchède, Clément Portois, Grégory Cohen

EA 4592/Innovasol - Pessac, France - 1 Allé F. Daguin 33607
olivier.atteia@cegetel.net

RÉSUMÉ

Les techniques de réhabilitation in situ des pollutions en nappes souterraines sont très variées. Cependant le succès de celles-ci est souvent aléatoire. La première partie de la présentation s'attachera, à partir d'une revue bibliographique et de quelques exemples, à déterminer les paramètres qui conduisent souvent à une faible efficacité du traitement. Ce point sera complété d'une analyse du retour d'expérience sur des pilotes de traitement. Les limites sont généralement liées à l'hétérogénéité des formations géologiques mais aussi à un mauvais ciblage des analyses préparatoires ou à des faiblesses dans le suivi de la réhabilitation. Dans une deuxième partie nous examinerons les progrès récents visant à maximiser l'efficacité des traitements in situ. En premier lieu il s'agit de techniques de diagnostic qui permettent de cibler les flux de polluants. Et suite à une présentation générale de techniques innovantes, nous présenterons particulièrement une technique originale : l'injection de mousse permettant de bloquer la porosité du milieu autour d'une zone source.

MOTS-CLÉS : technique de réhabilitation, nappe souterraine, efficacité, injection de mousse,

ABSTRACT

In situ remediation techniques for groundwater pollution are quite diverse. However, the success of these is often random. The first part of the article will focus, from a literature review and some examples, to determine the parameters that unfortunately lead to a low efficacy of treatment. This point will be supplemented by an analysis of the feedback on treatments at the pilot scale. The limits are generally related to the heterogeneity of the geological formations but also to a poor targeting of the laboratory analyses or to a poor monitoring of the rehabilitation. In a second part we will examine recent progress to maximize the effectiveness of in situ treatments. At first, we emphasize diagnostic techniques that make it possible to target the flow of pollutants. Following a general presentation of innovative techniques, we will particularly present an original technique: the injection of foam to block the porosity of around a source area.

KEYWORDS: remediation techniques, groundwater, efficiency, foam injection

1. INTRODUCTION

La détermination, *a priori*, de l'efficacité d'une technique de réhabilitation in situ reste un sujet d'actualité, tant les diverses études montrent des résultats différents (Atteia et al. 2013). C'est un sujet central dans la sécurisation des opérations, autant du point de vue des propriétaires que des sociétés de dépollution. Cette présentation essaie de donner quelques clés pour avancer dans ce débat, en utilisant à la fois des résultats de bibliographie, des expériences de laboratoire et des retours d'expérience de terrain. Cette analyse est ensuite complétée de propositions de solutions innovantes à la fois dans le domaine de la mesure et des techniques de traitement.

2. ANALYSE DE L'EFFICACITE DES METHODES COURANTES

2.1. L'exemple de l'ISCO : revue bibliographique

L'oxydation *in situ* (ISCO) est une des techniques les plus utilisées pour traiter à la fois les panaches et les zones sources. Cette technique connaît encore un fort développement et fait appel à différents produits tels que le permanganate, le persulfate, le réactif de Fenton ou l'ozone (Siegrist et al. 2011). L'analyse détaillée de la littérature sur des tests sur des sites réels (Figure 1) fait apparaître les éléments suivants :

- La majorité des polluants peuvent être traités si l'oxydant adapté est choisi,
- Il est très difficile d'atteindre une diminution des concentrations compatible avec les valeurs réglementaires dans les eaux,
- Cependant sur certains sites les opérateurs ont réussi à éliminer plus de 98% de la pollution, même en présence de NAPL,
- Ceci n'est possible qu'après une étude très détaillée du positionnement de la pollution, de la demande naturelle en oxydant (NOD) et des tests pilotes *in situ*
- dans un milieu hétérogène, l'application doit être directement ciblée sur les zones peu perméables chargées en polluant,
- l'effet de rebond des concentrations est courant et doit être suivi en détail, il est donc utile de réaliser plusieurs injections

Ainsi l'exemple de cette technique appliquée sur des sites variés, met bien en évidence que l'hétérogénéité des sols rend l'atteinte des objectifs très difficiles, cependant, à l'aide d'une étude très détaillée des formations, de nombreux forages, et d'un suivi précis des injections, de bons rendements peuvent être atteints. Soulignons que cette étude tend à présenter des rendements plutôt bons car les sites où la remédiation n'ayant pas donné de résultats sont rarement publiés. L'exposé permettra de présenter plus en détail les facteurs permettant une réussite du traitement.

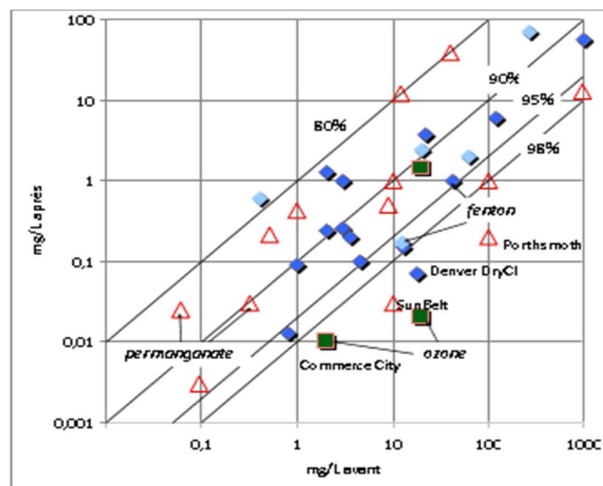


Figure 1 : Concentrations dans les forages en aval de la zone source avant et après traitement selon les types d'oxydants (Fenton, ozone, permanganate). Les lignes montrent l'efficacité des techniques de traitement

2.2. Retour d'expérience sur des pilotes in situ

En complément à la revue bibliographique précédente, effectuée sur des rapports publiés aux USA un

travail spécifique sur des pilotes de petite dimension réalisés sur site est en cours. En suivant la démarche présentée ci-dessus, les différents facteurs permettant de définir l'efficacité de traitement ont été étudiés sur les pilotes, en considérant l'ensemble de ceux-ci, y compris ceux qui avaient donné de « mauvais » résultats. Les résultats sont en cours de traitement, mais ceux-ci confirment en partie les observations signalées ci-dessus sur l'hétérogénéité des formations géologiques et le suivi des opérations. Cependant, à cette liste, il convient d'ajouter le fait que lorsque les rendements sont moyens, il est très difficile de simplement définir la valeur de l'efficacité du traitement car l'erreur sur l'estimation de la masse totale, avant et après traitement est très importante.

2.3. Une comparaison multi-échelle sur des systèmes contrôlés

Afin d'investiguer en détail les effets du milieu sur les techniques de traitement, nous avons mené une étude comparative de quatre techniques de traitement (tensioactif, thermique, sparging, oxydation) à l'échelle du réacteur fermé et de la colonne de sol en laboratoire, mais aussi dans des pilotes de la taille d'un m³ (Atteia et al. 2017; Jousse et al. 2017). Les tests en batch, ont servi à confirmer les résultats de la littérature et à éliminer certains agents de traitement peu efficaces. Par un travail rigoureux de choix des bonnes conditions de traitement, les traitements en colonne ont permis d'éliminer plus de 95% du polluant (des BTEX dans ce cas, *Figure 2*). Ainsi, nous confirmons que l'étude de laboratoire en colonne est une étape indispensable pour préparer des injections de terrain. Par ailleurs, l'utilisation de pilotes présentant une pollution au sein d'une zone moins perméable a démontré clairement la difficulté de réaliser une décontamination complète dans ce cas. La *Figure 2* présente les ratios de produit consommé pour les colonnes et les pilotes, et il apparaît de façon évidente que le changement d'échelle induit une perte accrue du produit de traitement, dépassant largement un facteur 10.

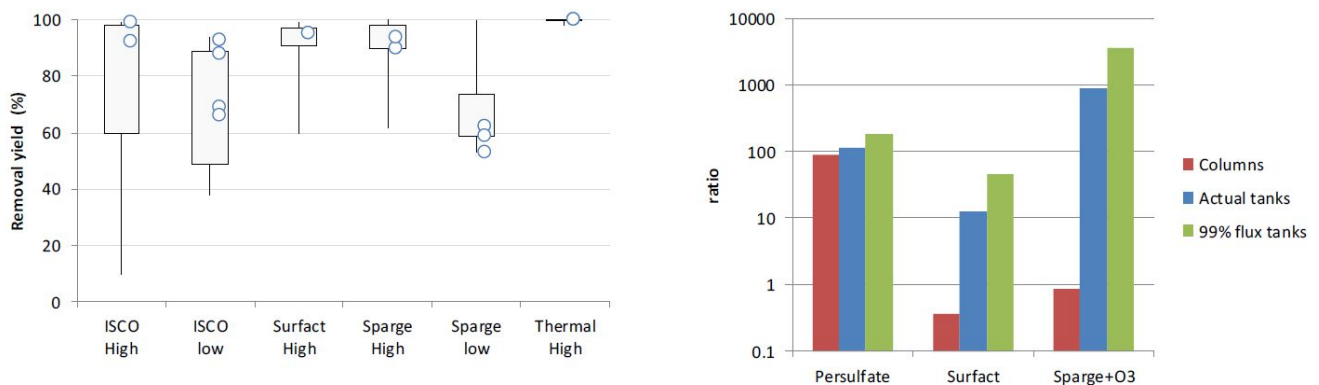


Figure 2 : Gauche : Comparaison des rendements de la littérature (boxplots) et de nos expériences en colonne. Droite : Illustration de la consommation importante de réactif à l'échelle du pilote vs celle de la colonne présentée sous forme de ratio entre l'agent de traitement et le polluant

3. PROPOSITION DE SOLUTIONS

3.1. Localiser les flux de polluants

Si une des clés d'un traitement réussi est la précision, alors la localisation très précise de la zone source devient un objectif majeur avant le traitement. Cependant il ne faut pas confondre les valeurs de concentrations dans le sol, voire dans l'eau et le flux de polluant. En effet, ce qui va causer un panache

est bien la présence d'un flux de polluant important. Le flux est obtenu en multipliant la concentration locale par le flux d'eau ou flux de Darcy. De nombreuses études ont montré que la distribution spatiale des flux pouvait être très différente à la fois de la distribution des concentrations et des vitesses. Nous avons mis au point deux outils qui permettent de mesurer localement à la fois les concentrations et les vitesses, permettant ainsi de calculer des flux. Différents sites étudiés mettent en évidence que la distribution verticale des flux de polluants est loin d'être semblable à ce qui est prévu par la densité des produits (Basu et al. 2008)(Soga et al. 2004), c'est-à-dire avec des flux de L-NAPL élevés au toit de la nappe alors que les solvants chlorés seraient plutôt au mur de celle-ci.

3.2. Une solution innovante : l'injection de mousse

La mousse est proposée comme solution innovante car elle permet de répondre, tout au moins en partie, à la difficulté majeure soulevée lors de l'analyse des faibles efficacités des techniques de réhabilitation sur de nombreux sites. En effet la mousse présente l'avantage d'être peu chère par volume injecté et surtout, de se positionner principalement dans les zones les plus perméables. Lorsque la mousse a envahi ces zones, la perméabilité de celle-ci est considérablement réduite. Cette injection peut donc être utilisée comme une technique de confinement temporaire, permettant, par isolement de la zone source, d'améliorer considérablement l'efficacité du traitement. Si de la mousse a déjà été injectée en réservoir pétrolier, une seule injection a eu lieu dans le domaine environnemental dans les années 1990. De plus elle avait été réalisée avec des tensioactifs qui ne peuvent plus être utilisés actuellement. Le travail que nous avons mené avait pour objectif de confiner in situ une zone source de solvants chlorés.

Les expériences de laboratoire ont permis de définir, sur le milieu étudié, le type de tensioactif favorable à la création de mousse, la teneur en air (ou qualité) de la mousse, et la pression d'injection nécessaire. Ces expériences ont aussi permis de définir la relation entre la teneur en eau du milieu poreux envahi de mousse et la perméabilité à l'eau de celui-ci. Il apparaît ainsi que la perméabilité à l'eau peut être réduite d'un facteur variant entre 100 et 1000.

Des tests de terrain ont permis de valider un dispositif original de génération de la mousse et les méthodes de mesure permettant de calculer la réduction de perméabilité. Ici aussi cette réduction est supérieure à 100, certains puits restant secs pendant plusieurs heures après l'injection. Sur site, en raison de l'injection en forage, il n'est pas possible, dans l'état actuel des connaissances de déterminer le rayon d'action de l'injection par la mesure. Une modélisation hydrodynamique a permis d'estimer celui-ci à une valeur de 2 à 3 m pour ce premier essai.

Le résultat majeur de ce premier test d'injection est une limitation très importante du flux de polluant traversant la zone source. En effet, des mesures de flux de polluants ont été effectuées avant et après l'injection à l'aide de deux méthodes complémentaires. Ces mesures montrent nettement une réduction des flux, sur l'ensemble des forages situés à l'aval de la zone source, seul un de ceux-ci montrant des résultats différents entre les deux méthodes de mesure (*Figure 3*). La réduction globale du flux est proche d'un facteur 5, ce qui est un excellent résultat pour un premier test (Portois et al. 2018). Ce résultat est cohérent avec le modèle numérique (Modflow + Mt3dms avec des zones de faible perméabilité pour la mousse) réalisé suite à l'injection.

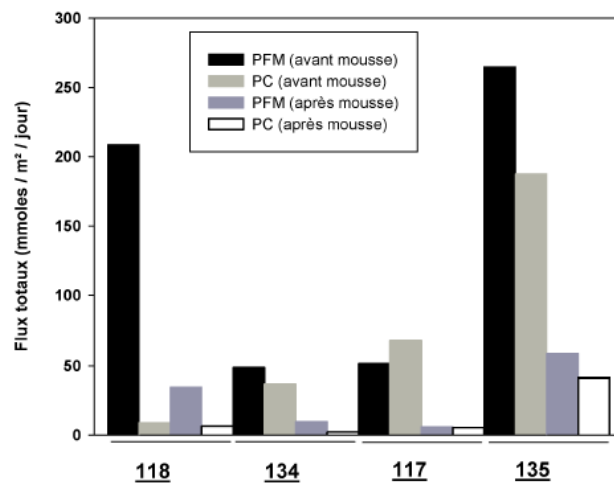


Figure 3 : Comparaison de flux de solvants chlorés à l'aval de la source avant et après l'injection de mousse. (PFM : Passive Flux Meter, PC : Préleveur Ciblé)

4. CONCLUSION

Outre le contrôle très précis des étapes de mise au point de la méthode de traitement (laboratoire, pilote, suivi de terrain), la question centrale de l'efficacité du traitement réside dans le contrôle des effets de l'hétérogénéité du milieu et de la distribution du polluant. Après une analyse détaillée du rôle de l'hétérogénéité, nous avons présenté deux approches novatrices qui peuvent permettre ce contrôle : la description affinée des flux de polluants à l'aval des zones sources et l'utilisation de techniques de contrôle de l'écoulement autour de la zone source, telle que l'injection de mousse, dont les premiers tests ont été satisfaisants. D'autres techniques permettant de cibler les zones polluées (contrôle de flux, confinement, effets densitaires) sont envisageables.

Références bibliographiques

- Atteia O., Jousse F., Cohen G. & Hohener P. (2017). Comparison of residual NAPL source removal techniques in 3D metric scale experiments. *Journal of Contaminant Hydrology*, 202, pp.23–32.
- Atteia, O., Del Campo Estrada, E. & Bertin, H., (2013). Soil flushing: a review of the origin of efficiency variability. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12(4), pp.379–389.
- Basu, N.B., Rao P.A., Falta R.W. Annabele M.D. Jawitz J.W. & Hatfield K. (2008). Temporal evolution of DNAPL source and contaminant flux distribution: Impacts of source mass depletion. *Journal of Contaminant Hydrology*, 95(3–4), pp.93–109.
- Jousse F. Atteia O., Hohener P. & Cohen G. (2017). Removal of NAPL from columns by oxidation, sparging, surfactant and thermal treatment. *Chemosphere*, 188, pp.182–189.
- Portois, C., Essouayed E., Annabele M.D., Guiserix N., Joubert A. and Atteia O. (2018). Field demonstration of foam injection to confine a chlorinated solvent source zone. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214, pp.16– 23.
- Siegrist, R.L., Crimi, M. & Simpkin, T.J. (2011). *In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation*,
- Soga, K., Page, J.W.E. & Illangasekare, T.H. (2004). A review of NAPL source zone remediation efficiency and the mass flux approach. *Journal of Hazardous Materials*, 110(1–3), pp.13–27.

Tracking a foam front in a 3D, heterogeneous porous medium

Christian Simon Boeije, Clément Portois, Myriam Schmutz, Olivier Atteia

Bordeaux INP – ENSEGID - 1 Allée Fernand Daguin, 33607 Pessac - France

cboeije@gmail.com

ABSTRACT

Foam is to be used as a blocking agent for confining a pollutant source zone and avoid spreading in an aquifer. To this end it is necessary to determine where injected foam flows and stays inside a porous medium. This study examines the use of electrical resistivity tomography (ERT) for this purpose. Foam is injected in a large scale 3D heterogeneous porous medium (0.84 x 0.84 x 0.84 m). During the injection method resistivity measurements are performed. We show that combining a large number of measurements with inversion techniques allow for the monitoring of a foam front in 3D. This is done by calculating the resistivity distribution throughout the porous medium at various stages during the injection process. The foam can be tracked accurately due to the large contrast in resistivity between the water and foam saturated regions.

KEYWORDS: Foam injection, electrical resistivity tomography, heterogeneous

RÉSUMÉ

La mousse doit être utilisée comme agent de blocage pour confiner une zone source de polluants et éviter la propagation dans un aquifère. À cette fin, il est nécessaire de déterminer où la mousse injectée coule et reste dans un milieu poreux. Cette étude examine l'utilisation de la tomographie de résistivité électrique (ERT) à cette fin. La mousse est injectée dans un milieu poreux hétérogène 3D à grande échelle (0,84 x 0,84 x 0,84 m). Au cours du processus d'injection, des mesures de résistivité sont effectuées. Nous montrons que la combinaison d'un grand nombre de mesures avec des techniques d'inversion permet la surveillance d'un front de mousse en 3D. Cela se fait en calculant la distribution de la résistivité dans le milieu poreux à différentes étapes du processus d'injection. La mousse peut être suivie avec précision en raison du grand contraste de résistivité entre les régions saturées en eau et en mousse.

MOTS-CLÉS : injection de mousse, tomographie par résistance électrique, hétérogénéité,

1. INTRODUCTION

The injection of foam is used in petroleum engineering applications as a means of enhancing oil recovery. More conventional gas injection processes suffer from poor volumetric sweep (i.e. the portion of the reservoir that is contacted by the gas is low). Foam traps the injected gas in small bubbles which are separated by thin liquid films known as lamellae. This trapping means that the gas is no longer free to flow and thus cannot easily bypass the resident fluids. Therefore foam injection processes can provide a much more stable displacement front than conventional gas injection.

Most studies on foam in porous media available in literature focus on petroleum applications. Recent publications include both experimental work (e.g. Chabert et al. (2014); Singh and Mohanty (2016); Batôt et al. (2016)) and modeling studies (e.g. Ma et al. (2014); Masoudi et al. (2015)). However,

several studies (Hirasaki et al. (1997); Hirasaki et al. (1997); Mamun et al. (2002)) have shown its feasibility for use in environmental remediation as well.

This study focuses on the monitoring of a foam front during an injection process. The aim is to find a monitoring method that can also be applied on a field scale. The main method for this purpose examined here is by means of electrical resistivity tomography, which can provide 3D imaging of the foam inside the porous medium during the injection process. We performed a foam injection process in a large-scale 3D heterogeneous porous medium and the resistivity measurements were carried out at various stages during the injection process to track the position of the foam front.

2. MATERIALS AND METHODS

1.1. Experimental setup

A wooden structure consisting of 28 mm thick boards is used to house an unconsolidated sand pack (0.84 x 0.84 x 0.84 m), which functions as the porous medium in these experiments. The porous medium has a total pore volume of 208 L and a porosity of 0.353. Two kinds of sand are used here: coarse sand (mean grain size of 677 μm , permeability $k = 70$ D) is used for the most part, but a lens of fine sand (mean grain size of 300 μm , permeability $k = 20$ D) is placed in the center of the pack to investigate the heterogeneity on the foaming performance.

A vertical injection well (64 mm diameter) is placed in the center of the porous medium and four production wells (30 mm diameter) are placed vertically in each of the corners of the structure. A clay layer is placed on top of the sand pack which prevents leakage of gas from the top of the sand pack. A global overview of the sand pack inside the structure is given in Figure 1.

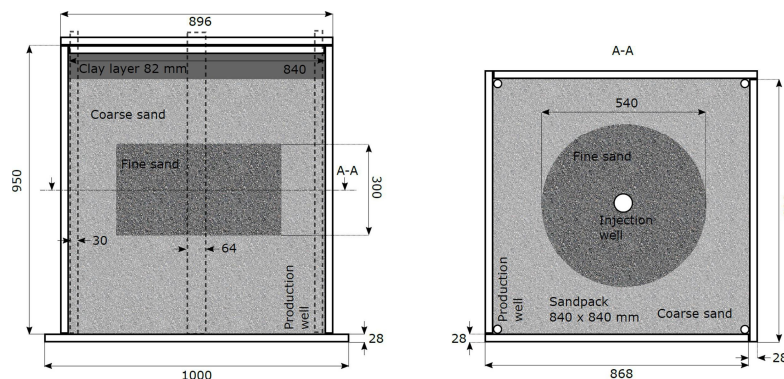


Figure 1: Schematic overview showing vertical (left) and horizontal (right) cross sections of the porous medium inside the wooden structure including relevant dimensions given in millimeters. The darker area in the middle of the medium is the heterogeneity that consists of finer sand ($k = 20$ D), which is surrounded by coarser sand ($k = 70$ D)

The injection system consists of a Cole-Parmer Masterflex L/S pump and a SMG gas metering system which are used for the injection of surfactant solution and gas respectively. These are co-injection experiments so both fluids are injected simultaneously. A tube runs down the injection well in the center of the porous medium and is connected to a model porous medium which functions as a bubble generator. This ensures a strong foam in the well due to the forced mixing of fluids in the bubble generator. Two inflatable packers are installed above and below the bubble

generator so injection into specific segments of the well is possible.

1.2. Resistivity measurement system

The ERT measurements carried out to track the foam front inside the porous medium use a total of 128 electrodes placed inside and along the sides of the sand pack. The electrodes used in this experiment are brass rods approximately 1 cm in length and 3 mm in diameter. The electrodes may influence the flow somewhat, but due to their small physical size, their influence is limited.

In order to allow for 3D imaging of the fluids inside the porous medium a large number of resistivity measurements is required for this combined with inversion techniques. A single measurement uses four electrodes (quadripole) two of which are used for the current injection and the other two for the simultaneous measurement of potential difference that is caused by the injected current. In total, more than 5000 quadripole measurements are performed at each measurement stage during the injection process, each using different combinations of four electrodes. In this study, the software R3t (Binley (2009)) is used to invert the measured data to a 3D image of the resistivity distribution which uses a 3D finite element model created using Gmsh (Geuzaine and Remacle (2009)).

The measurements are performed using an SYSCAL PRO (Iris Instrument) resistivity measurement system. This system allows for the simultaneous connection of up to 72 electrodes. Since 128 electrodes are placed in the medium, two different measurement sequences are used at each measurement stage. Some of the electrodes are used in both measurement sequences.

1.3. Foam injection approach

Initially, 2 PV of surfactant solution (Ammonium alcohol ether sulfate, Stepan Petrostep ES-65A) is injected into the porous medium to satisfy the adsorption criterion. The surfactant concentration used throughout this experiment is 0.1 wt.% (wt./wt.) active content. This is followed by performing the ERT measurement sequence, which is used as the baseline result (so a porous medium without any gas present in it). Thereafter, the foam injection process is started by co-injecting gas and surfactant solution at a total flow rate of 440 mL/min with foam quality (= gas fractional flow) of 0.9. Both fluids flow combined through the filter at the end of the injection tube which serves as a bubble generator that ensures strong foam is formed inside the injection well.

2. RESULTS AND DISCUSSION

For clarity reasons, the results shown here are a 2D plane representation of the complete inverted data which are in 3D. The chosen plane is a vertical diagonal plane through the center of the porous medium (so also through the injection well and two out of the four production wells) (cf. Figure 2).

The resistivity distribution of the initial state before the foam injection process (after injecting 2 PV of surfactant solution) is shown in Figure 2. Some slight variations in resistivity are observed here, especially the region of lower resistivity near the top which is caused by the influence of the clay layer on top of the sand. The distribution shown in figure 12 was taken directly after fully saturating the porous medium with surfactant solution so the distribution was expected to be homogeneous.

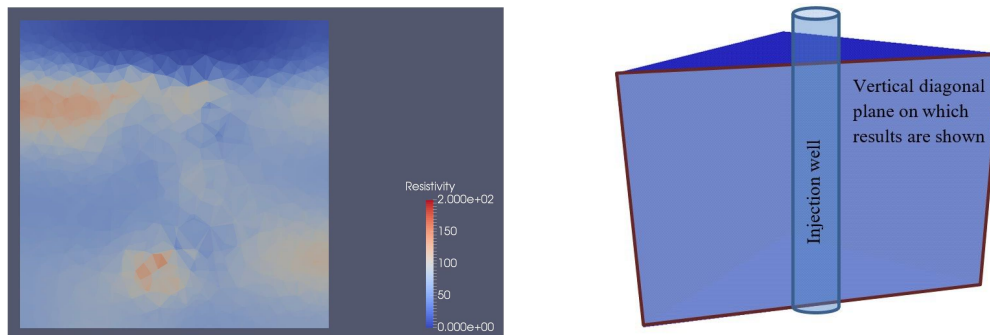


Figure 2. (left) Base case resistivity before foam injection. The low resistivity region near the top represents the clay layer on top of the porous medium. Overall a fairly uniform distribution of resistivity is measured within the porous medium although some regions of higher resistivity can be identified. (right) the vertical diagonal plane through the porous medium on which the results in this manuscript are shown.

The foam injection procedure is outlined in Table 1. This shows that initially foam is only injected in the top and bottom layer to block those regions. Afterwards injection over the full screened height of the well is performed to see whether flow can be diverted to the fine sand region. Also included in the table is the corresponding figure, which shows the resistivity distribution for each of the injection stages.

Table 1. Outline of the foam injection procedure

Injection in:	Cumulative volume injected [PV]	Goal	Shown in figure(s)
Top and bottom layer	0.08	Blocking of top and bottom layer	3a
Full height of well	0.12	Seeing whether flow can be diverted to fine sand	3b
Top and bottom layer	0.20	Adding additional foam to the coarse sand layers to enhance the potential blocking effect	3c
Full height of well	0.76	Keep on injecting over full height of well to see whether the entire	3d-f

Figures 3a shows the result after the initial injection in the top and bottom layers is performed. When comparing these results to the initial state shown in figure 2, there are clear regions of increased resistivity which can be observed near the top and the bottom of the medium. The next step was injecting over the entire height of the injection well and its result is shown in figure 3b. This figure shows only a very slight increase of resistivity in the fine sand lens in the center of the pilot, but there is a significant increase that is observed near the top of the medium, which implies that gas is flowing there due to gravity override. This means that the foam's ability to reduce mobility is insufficient and the foam that was already in place in the coarse sand layers was also not

enough to prevent the gas flowing to the top.

To improve on this, additional foam is injected in the top and bottom layers. The result of this is shown in figure 3c in which an extension of the high-resistivity regions can be observed near the top and bottom of the medium. After this, the injection over the entire height of the well was performed for an extended period of time. The injection was halted at various points in time to perform the ERT measurements. The results of these are shown in figures 3d-f. Subsequent figures show an ever growing expansion of the foam swept region, but the gravity override could not be prevented so in each figure the preferential gas flow to the top of the medium can be clearly observed.

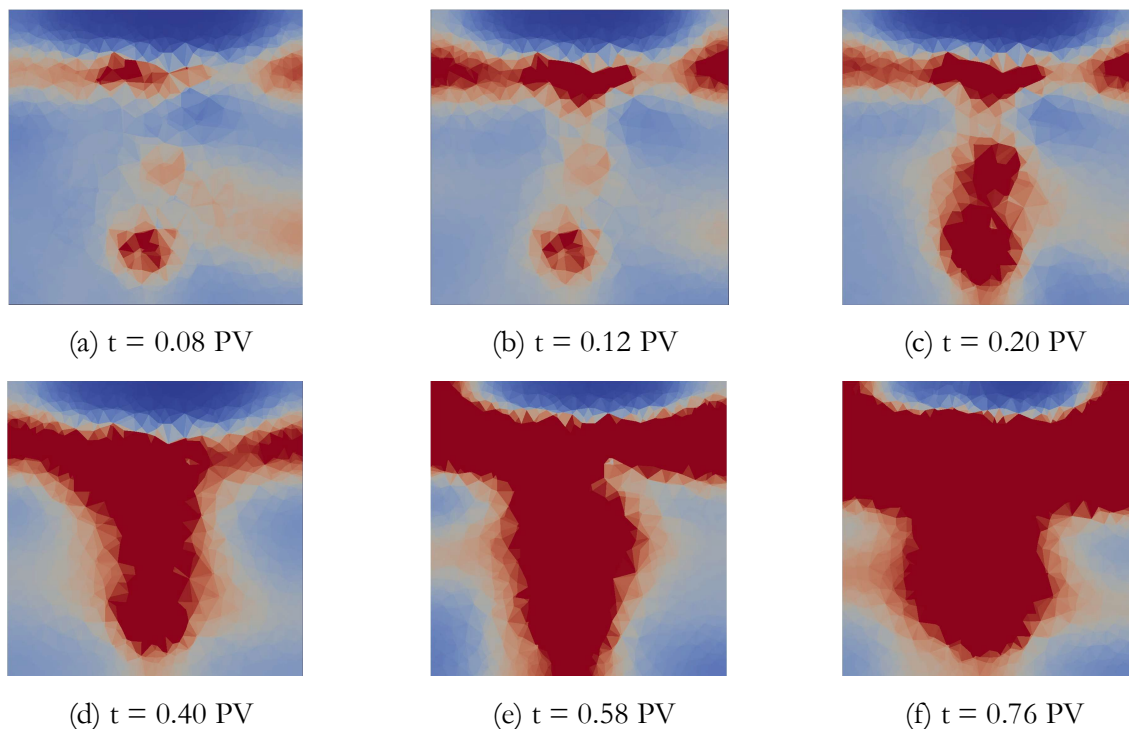


Figure 3. ERT measurements on a vertical cross section along the diagonal of the pilot showing resistivity distributions at the indicated points in time in during the injection process. Note that the color axis is the same as the base resistivity shown in Figure 2 for all of these figures.

3. CONCLUSION

Foam flow can be accurately monitored inside large scale porous media using ERT due to the large contrast of resistivity between a liquid and a foam saturated porous medium. However, a large number of measurement quadripoles is required to generate the inverted image showing the resistivity distribution in 3D. The foam injection performed in this study was not entirely successful. The foam front proved to be unstable and suffered from severe gravity override. This implies that the mobility reduction was not sufficient enough and the volumetric sweep of the medium was therefore limited. Overall it can be stated that the foam injection process needs to be improved upon in order to prevent the gravity override. However, when generating a stronger foam in the injection well which can be better suit to reduce overall mobility of the fluids, the injection pressure will have

to increase as well or the flow rate needs to be lowered. Operating pressure is a major constraint for aquifer application of foam, thus lower flow rates with a stronger, more effective foam, may be the preferred choice. Other injection schemes such as Surfactant- Alternating-Gas (SAG) injection could also be considered for this purpose as it would increase injectivity compared to co-injection methods.

References

- Batôt, G., Fleury, M., Rosenberg, E., Nabzar, L. and Chabert, M. (2016). Foam Propagation in Rock Samples: Impact of Oil and Flow Characterization. SPE EOR Conference at Oil and Gas West Asia (SPE-179855-MS).
- Binley, A. [2009] R3t version 1.8.
- Chabert, M., Nabzar, L., Beunat, V., Lacombe, E. and Cuenca, A. (2014). Impact of Surfactant Structure and Oil Saturation on the Behavior of Dense CO₂ Foams in Porous Media. SPE Improved Oil Recovery Symposium (SPE-169116-MS).
- Geuzaine, C. and Remacle, J. F. [2009] Gmsh: a three-dimensional finite element mesh generator with built-in pre- and post-processing facilities. International Journal for Numerical Methods in Engineering 79(11), 1309-1331.
- Hirasaki, G. J., Miller, C. A., Szafranski, R., Lawson, J. B. and Akiya, N. (1997). Surfactant/Foam Process for Aquifer Remediation. SPE International Symposium on Oilfield Chemistry (SPE 37257).
- Hirasaki, G. J., Miller, C. A., Szafranski, R., Lawson, J. B., Meinardus, M. J., Londergan, J. T., Jackson, R. E., Pope, G. A. and Wade, W. H. (1997). Field Demonstration of the Surfactant/Foam Process for Aquifer Remediation. SPE Annual Technical Conference and Exhibition (SPE 39292).
- Ma, K., Ren, G., Mateen, K., Morel, D. and Cordelier, P. (2014). Modeling Techniques for Foam Flow in Porous Media. SPE Journal 20(SPE-169104-PA).
- Mamun, C. K., Rong, J. G., Kam, S. I., Liljestrang, H. M. and Rossen, W. R. [2002] Extending Foam Technology from Improved Oil Recovery to Environmental Remediation. SPE Annual Technical Conference and Exhibition (SPE 77557).
- Masoudi, R., Ann Giddins, M., Karkooti, H., Jalan, S. and Valero Gil, A. A. (2015). Foam Simulation From Coreflood to Field Scale. SPE Asia Pacific Enhanced Oil Recovery Conference (SPE-174628-MS).
- Singh, R. and Mohanty, K. K. (2016). Foams Stabilized by In-Situ Surface-Activated Nanoparticles in Bulk and Porous Media. SPE Journal 21(SPE-170942-PA).

Depollution of Saline Soils Using Halophytic Plants in Arid Area.

Naoufel Souayah¹ and Arbi Mgaidi²

¹Biology Department Faculty of Science and Arts, Taibah University Saudi Arabia

²Chemistry Department, Faculty of Science and Arts, Taibah University Saudi Arabia
souayahnaoufel@yahoo.fr

ABSTRACT :

The scarcity of water resources, environmental pollution and salinization of soil are increasing all over the world. The sustainable use of halophytic plants is a promising approach to valorize strongly salinized zones. The plant species concerned two sebkhas areas in Gabes (Tunisia) and ElUla (Saudi Arabia). The aim of this survey is to characterize halophytic plants by their life form and plant type and highlight their potentialities to rehabilitate salinized soils, according to their chemical composition.

KEYWORDS : Halophytic plants, saline soil, depollution, sebkhas,

RÉSUMÉ

La rareté des ressources en eau, la pollution de l'environnement et la salinisation des sols augmentent partout dans le monde. L'utilisation durable des plantes halophytes est une approche prometteuse pour dépolluer et valoriser les zones fortement salinisées. Les espèces végétales étudiées concernent deux zones fortement salées, la sebkha de Gabès (en Tunisie) et la sebkha d'ElUla (en Arabie Saoudite). Le but de cette étude est de caractériser les plantes halophytes par leur type et leur forme de vie et de mettre en évidence leurs potentialités d'éliminer l'excès en sel et de réhabiliter les sols salinisés, en tenant compte de leur composition chimique.

MOTS-CLÉS : Plantes halophytes, sols salées, dépollution, sebkhas

1. INTRODUCTION

The scarcity of water resources, environmental pollution and salinization of soil are increasing all over the world. The sustainable use of halophytic plants is a promising approach to valorize strongly salinized zones. The plant species concerned two sebkhas areas in Gabes (Tunisia) and ElUla (Saudi Arabia). The aim of this survey is to characterize halophytic plants by their life form and plant type and highlight their potentialities to rehabilitate salinized soils, according to their chemical composition. The areas of the study which are in Gabes (Tunisia) and El Ula (Saudi Arabia), are characterized by inland sebkhas and salty soils, occupied by a halophytic flora. El Ula area is in the North-West of Kingdom of Saudi Arabia, characterized by a Latitude (37.39 N) , a Longitude (26.27 E), an average elevation (300 m-700 m), an average of Rainfall(120mm-140mm) and an arid climate. The Gabes area is in the South-East of Tunisia, characterized by a Latitude (33.88 N), Longitude (10.09 E), an average elevation (1-5 m), an average of Rainfall (184 mm) and an arid climate.

Halophytic plants have the ability to complete their life cycle in a substrate rich in salt. Using natural salt depollution process, these plant species, as integral parts of coastal and terrestrial ecosystems, will contribute positively in biosaline agriculture and habitat restoration. Therefore, halophyte research,

conservation and development are increasingly conducted (Bedhioufi et al, 2008; Hamrouni et al, 2012). Through this study, we followed the perennials halophytes and salt tolerant species in the two regions and characterized them with Raunkiaer scale.

2. RESULTS

2.1. Halophytic Plants in El Ula area

Table 1. Perennial Halophytes Species in El Ula Area

Species	Family	Plant Type	Life Form
<i>Sueda vermiculata</i> ,	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>S. fruticosa</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Seidlitzia rosmarinus</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Anabasis setifera</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Halocnemum strobilaceum</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Atriplex leucoclada</i>	Chenopodiaceae	Xerophyte	NP
<i>Haloxylon salicornicum</i>	Chenopodiaceae	Xerophyte	NP

Table 2. Salt Tolerant Species in El Ula Area

Species	Family	Plant Type	Life Form
<i>Ocbradenus baccatus</i>	Resedaceae	Xerophyte	NP
<i>Aerva javanica</i>	Amaranthaceae	Xerophyte	NP
<i>Solenostemma argel</i>	Apocynaceae	Xerophyte	NP
<i>Haloxylon persicum</i>	Chenopodiaceae	Xerophyte	NP
<i>Retama retam</i>	Fabaceae	Xerophyte	NP
<i>Fagonia bruguieri</i>	Zygophyllaceae	Xerophyte	NP
<i>Lycium shawii</i>	Solanaceae	Xerophyte	NP
<i>Zilla spinosa</i>	Brassicaceae	Xerophyte	NP
<i>Tamarix aphylla</i>	Tamaricaceae	Phreatophyte	MSP
<i>Tamarix nilotica</i>	Tamaricaceae	Xerophyte	MIP
<i>Cynodon dactylon</i>	Poaceae	Weedy	CH
<i>Acacia tortilis, A.raddiana</i>	Mimosaceae	Xerophyte	MIP
<i>A.seyal</i>	Mimosaceae	Xerophyte	MIP
<i>Phoenix dactylifera</i>	Palmae	Hyphal	MSP

2.2. Halophytic Plants in Gabes area

Table 3. Halophytes Species in Gabes Area

Species	Family	Plant Type	Life Form
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	Chenopodiaceae	Hyphal	NP
<i>Zygophyllum album</i>	Zygophyllaceae	Xerohalophyte	CH
<i>Salsola longifolia</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Traganum nudatum</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	CH
<i>Reaumaria vermiculata</i>	Tamaricaceae	Hyphal	NP
<i>Nitraria retusa</i>	Zygophyllaceae	Xerophyte	NP
<i>Sueda vera</i>	Chenopodiaceae	Hyphal	NP
<i>Limoniastrum monopetalum</i>	Plumbaginaceae	Hyphal	NP
<i>Salsola villosa</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Sueda vermiculata</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Atriplex halimus</i> , <i>A. nummularia</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Aeluropus littoralis</i>	Poaceae	Hyphal	CH
<i>Limonium pruinosum</i>	Plumbaginaceae	Hyphal	NP
<i>Atriplex mollis</i> , <i>A. inflata</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Halocnemum strobilaceum</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Salsola villosa</i>	Chenopodiaceae	Xerohalophyte	NP
<i>Acacia Cyanophylla</i> , <i>A. salicina</i> , <i>A. cyclopis</i>	Mimosaceae	Xerohalophyte	MIP
<i>Retama retam</i>	Fabaceae	Xerophyte	NP
<i>Polypogon monspeliensis</i>	Poaceae	Psammophyte	NP

2.3. The Strategies of Halophytes to Salt Stress

- These species have implemented different strategies of adaptation to salt and are very resistant to drought
- Succulent stems and leaves
- Reduced leaves
- Glycine-betaine accumulation
- Salt glands

Among these taxa we can distinguish Mesophanerophytes as Tamarix or Phoenix, Microphanerophytes as Acacia species (Souayah et al, 2003), Nanophanerophytes (*Atriplex*, *Aerva javanica*, *Arthrocnemum*, *Haloxylon*..) and Chamaephytes. The Nanophanerophytes constitute the main group of

Halophytic flora. The salt bushes of the family Chenopodiaceae in the two area can be considered as the main resistant to salinity. Their strategies use specialized glands (salt gland) located in the leaves to eliminate salts.

In fact, these plants are in active vegetative growth during even the hot season and flower and fruit can be seen in October and November.

2.4. Landscape Indicator Zonation

- The diversity of halophytic plants highlights a certain landscape zonation.
- Succulent indicators occupy the region with extreme salinity;
- Mesohalophytes indicators constitute a group that develops on a region characterized by an average concentration of salts
- Salt-tolerant species occupy an area with a low salt concentration
- *Sueda*, *Halocnemum*, *Salsola*, *Tamarix aphylla*, *Haloxylon salicornicum*, *Atriplex*, *Acacia*, *Lycium*, and *Phoenix*.

2.5. The Rhizosphere of these Halophytic plants.

These halophytes are characterized by a rich rhizosphere bacteria and fungi that increase the supply and management of water. We can cite the symbiotic bacteria as rhizobium, and fungi such as mycorrhize. Other fungi such as Terfazia are also met during the wet year. These organisms allow roots to collect and store a large amount of water.

3. CONCLUSION

This survey has highlighted the importance of these perennial halophytes which are tolerant to salts. Their multiple strategies of adaptation to salt and their positive coexistence with other organisms that live in their tissues can be used to reduce salt pollution in salinized soils. These ecosystem emphasize a very good value for the economy of water, regeneration and improvement of soil and the challenge against soil salinization and desertification.

References

- Bedhioufi K. S., Rejeb, H., Souayah, N., (2008). Observations of *Citrus aurantium* exposed to urban stress in Tunisian cities: behavior analysis of *in vitro*-plants faced to salt stress. J. of Food, Agri. and Env. 6, 418-421.
- Hamrouni L., Souayah, N., Khouja, M.L., Rejeb, M.N., (2012). Effect of osmotic stress on *Myrtus communis* germination. Biologia 67, 132-136.
- Souayah N., Rejeb, H., Amara, A., Bouzid, S., (2003). Morphological survey of foliar Axil in *Acacia cyanophylla* Lindl. Geo-Eco-Trop 27, 77-82.
- Shrivastava P. and Kumar Rajesh, (2015). Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. Saudi Journal of Biological Sciences, 22, 123-131

Emploi d'amendement organique et de champignons endomycorhiziens pour la phytostabilisation de laitiers sidérurgiques

Mathieu Scattolin, Daniel Garcia, Olivier Faure, Fernando Pereira, Frédéric Paran

Mines Saint-Étienne, "Centre National de la Recherche Scientifique" (CNRS), "Unité Mixte de Recherche" (UMR) 5600 "Environnement, Ville et Société" (EVS), Centre "Sciences des Processus Industriels et Naturels" (SPIN), Département "Procédés pour l'Environnement et les Géo-ressources" (PEG), F - 42 023 Saint-Étienne (France)
mathieu.scattolin@mines-stetienne.fr

RÉSUMÉ

Les laitiers sidérurgiques sont des matières minérales artificielles (classifiées en tant que déchets) produites en grandes quantités par l'industrie du fer et de l'acier : la sidérurgie. Particulièrement riches en éléments traces métalliques, ces matériaux sont massivement stockés au sein de crassiers et constituent autant de nuisances potentielles pour l'environnement et la santé publique. Plusieurs études (Mendez et Maier, 2008 ; Vamerali et al., 2010) ont mis en évidence l'efficacité de procédés de phytostabilisation pour réhabiliter des sites contaminés par de fortes teneurs en métaux, aussi bien par leurs aspects durables et écologiques que pour leurs faibles coûts de mise en œuvre. Le site SAFIR¹ d'Industeel² considéré renferme approximativement 500 000 tonnes de laitiers étalés sur une superficie d'environ 4 ha. Une précédente étude (Bourchardon et al., 2014) réalisée sur ce même crassier a démontré que l'emploi de MIATE³ en tant qu'amendement organique favorise l'installation d'espèces herbacées métallophytes capables de s'implanter naturellement sur ce type de substrat. Ont été ici évalués: 1) les effets conjoints de l'apport de MIATE et de l'inoculation d'un champignon AMF⁴ sur la végétation aussi bien en termes de production de biomasse que d'accumulation en éléments métalliques dans les organes aériens et 2) la quantité optimale de MIATE à apporter en vue d'obtenir les meilleurs taux de mycorhization (symbiose entre les plantes et l'AMF).

MOTS-CLÉS : laitier sidérurgique, phytomanagement, éléments traces métalliques, champignon AMF.

ABSTRACT

Steel slags are major by-products (considered as waste) produced by the steel and iron industry. Particularly rich in metallic trace elements, these materials are massively stored in slagheaps and constitute as many potential nuisances for the environment and public health. Several studies (Mendez et Maier, 2008; Vamerali et al., 2010) have shown the effectiveness of phytostabilization processes for rehabilitating sites contaminated by high levels of metals, both because of their sustainable and ecological aspects but also due to their low implementation costs. The SAFIR Industeel slagheap considered contains approximately 500 000 tons of slags spread over an area of about 4 ha. A previous study (Bourchardon et al., 2014) carried out on the same site has demonstrated that the use of "Composted Sewage Sludge" (CSS) as an organic amendment favors the installation of metallophytes herbaceous species able to naturally grow on this type of substrate. Here, have been evaluated: 1) the combined effects of CSS and inoculation of an AMF on vegetation in terms of biomass production as well as accumulation of metallic compounds in aerial parts and 2) the optimal amount of CSS in order to obtain the best rates of mycorrhization (symbiosis between the plants and the AMF).

KEYWORDS: steel slag, phytomanagement, metallic trace metals, AMF.

¹ "Sites Ateliers Français pour l'Innovation et la Recherche" (SAFIR) [<http://www.safir-network.com/>] ;

² Site Industeel France ArcelorMittal [<http://www.arcelomittalinfrance.com/our-business/our-plant-and-products/industeel.aspx>] de Châteauneuf (Loire) ;

³ "Matériaux d'Intérêt Agronomique issus du Traitement des Eaux" (MIATE) ;

⁴ "Arbuscular Mycorrhizal Fungus" (AMF).

1. INTRODUCTION

L'acier est un matériau très apprécié pour ses nombreuses qualités : résistance mécanique élevée, entretien facile, forte capacité de recyclage, *etc.* Son emploi dans le monde est aujourd'hui 7 fois plus important qu'en 1950 et des estimations suggèrent que, d'ici 2050, la production mondiale d'acier tendra à augmenter d'1,5 fois (Pandia et al., 2016). Les sous-produits formés lors de la fusion ou de l'élaboration d'un métal sont appelés laitiers. Ce terme générique englobe plusieurs matériaux aux caractéristiques physico-chimiques différentes en fonction du procédé employé. Il s'agit généralement de matrices minérales essentiellement composées de silicates, d'aluminates et de chaux combinées avec divers métaux (spéciation sous forme métal, oxyde et/ou hydroxyde).

Le phytomanagement regroupe un ensemble de techniques faisant intervenir les végétaux dans des opérations de gestion des sols pollués afin d'en éliminer ou contrôler les contaminants. La phytostabilisation est une option recourant à des plantes pour réduire la migration des polluants du réservoir contaminé vers les milieux qui l'environnent, sans engendrer une concentration excessive dans les végétaux sélectionnés.

Plusieurs études récentes ont démontré tous les bénéfices de l'emploi de champignons AMF dans des projets de phytostabilisation dans des contextes de pollution métallique (Firmin et al., 2015 ; Lacercat-Didier et al., 2016) et sur substrat basique [(Orłowska et al., 2010 ; Giridhar Babu et Sudhakara Reddy, 2011). Ces micro-organismes sont capables d'interagir étroitement avec les racines des plantes : les mycorhizes représentent les résultats de cette symbiose. Les champignons AMF augmentent significativement le volume de sol explorable par les racines des plantes, ce qui améliore l'absorption des éléments nutritifs par la végétation ainsi que la structure du sol (Meier et al., 2012). Wu et al. (2016) ont également démontré la capacité des mycorhizes à immobiliser le chrome dans leurs hyphes tout en limitant sa translocation dans les parties aériennes.

Les expérimentations de PHYSAFIMM (Bourchardon et al., 2014) ont été réalisées sur des parcelles expérimentales. Il a été convenu de conserver certains des paramètres ayant fourni les meilleurs résultats en terme de couverture végétale. Ainsi, au vu de son fort potentiel dans PHYSAFIMM, l'amendement choisit pour débiter les essais est un MIATE. Les espèces végétales ont été préalablement sélectionnées à partir d'un inventaire floristique réalisé sur des crassiers métallurgiques de la région Auvergne-Rhône-Alpes (Remon et al., 2009) et en fonction des stocks de graines disponibles, étant donné la surface à traiter. Les résultats d'une culture *ex situ*, visant à confirmer le potentiel du MIATE (appliqué à trois niveaux d'amendement correspondant à 60 T.ha⁻¹, 120 T.ha⁻¹ et 180 T.ha⁻¹ notés M60, M120 et M180) et à évaluer les effets d'un AMF (*Rhizopogon irregularis*, avec ou sans inoculation notés Myc et Myc0) sur la végétation, sont ici présentés.

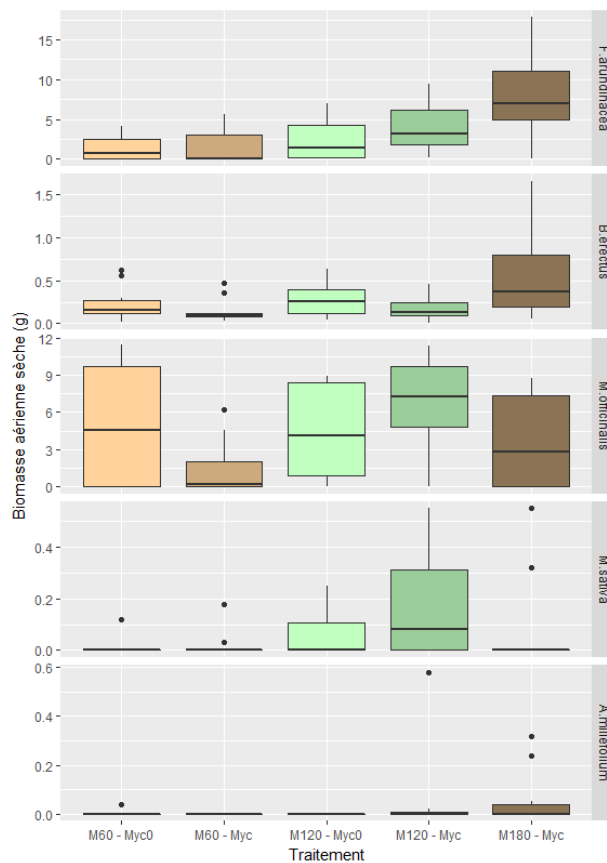
2. EFFET DU MIATE ET DE L'AMF SUR LA VEGETATION

La teneur totale en chrome de ce laitier est d'approximativement 8 500 mg.kg⁻¹ (Tableau 1). Après le fer, il s'agit de l'élément métallique le plus abondant dans le matériau à stabiliser.

Tableau 1. Teneurs totales (mg/kg) en éléments analysés du laitier.

Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Y	Nb	Ba	La	Ce	Eu	Yb	Th
4,05	381	8507	13,4	270	412	522	483	10,2	82,3	146,7	14,0	24,5	2,41	3,13	4,0

Cinq espèces végétales ont été étudiées : *Achillea millefolium*, *Bromus erectus*, *Festuca arundinacea*, *Melilotus officinalis*, *Medicago sativa*. Les espèces ayant produit le plus de biomasse sont la Fétuque et le Mélilot (Fig. 1), suggérant que ces dernières peuvent jouer un rôle pionnier sur ce substrat. L'Achillée est l'espèce qui s'est le moins développée au cours de cette culture. Bien que les Luzernes n'aient pas produit beaucoup de biomasse, la condition « M120 – Myc » est la plus propice à son installation. Le développement du Brome est le plus important en « M180 » et l'inoculat endomycorhizien ne favorise pas son développement dans les autres traitements. La production de biomasse des Fétuques suit le gradient d'apport en MIATE. Supplémenté d'un apport d'AMF, elle diminue en « M60 » et augmente en « M120 ». Les biomasses produites par les Mélilots sont très hétérogènes en « M60 – Myc0 », « M120 – Myc0 » et « M180 – Myc ». L'apport d'AMF n'est pas bénéfique à la production de biomasse en « M60 » mais améliore le développement du système aérien en « M120 ». Les figures suivantes ne représentent pas les résultats obtenus sur *M. sativa* et *A. millefolium* de par leurs faibles effectifs.



Kruskal-Wallis (P < 0,05)	Traitement	<i>A. millefolium</i>	<i>B. erectus</i>	<i>F. arundinacea</i>	<i>M. officinalis</i>	<i>M. sativa</i>
		M60 - Myc0	ab	ab	c	ab
	M60 - Myc	b	b	c	b	b
	M120 - Myc0	b	ab	bc	ab	b
	M120 - Myc	a	b	ab	a	a
	M180 - Myc	a	a	a	ab	b

Figure 1. Biomasses aériennes produites pour chaque traitement et différences significatives observées

Les teneurs en phosphore mesurées sur les feuilles de Bromes et de Fétuques suivent le gradient d'apport en MIATE (Fig. 2A). L'effet de l'inoculat endomycorhizien est d'autant plus visible sur les teneurs en phosphore mesurées sur les feuilles de Mélilots. Pour cette espèce, apporter plus de 120T/ha de MIATE en condition « Myc » ne conduit pas à des différences significatives entre les teneurs en P des feuilles. Les teneurs en chrome foliaires des deux Poacées semblent principalement gouvernées par le niveau d'apport en MIATE (Fig. 2B). En M60, l'accumulation du chrome dans les feuilles de ces deux espèces est très hétérogène. Elle est la plus élevée en condition « M60 – Myc » (toutes espèces confondues). L'effet négatif de l'AMF sur les biomasses produites à ce niveau d'apport en MIATE peut conduire à un effet de surconcentration dans les feuilles, avec l'hypothèse selon laquelle les plantes prélèvent la même quantité de chrome. Cela pourrait aussi s'expliquer par une meilleure captation et accumulation du chrome dans les feuilles induites par l'AMF en « M60 ». Cette hypothèse expliquerait alors la faible production de biomasses observées chez les plantes soumises à cette condition. Les teneurs en chrome mesurées dans les feuilles sont les plus faibles chez les plantes correspondant à la condition « M120 – Myc ».

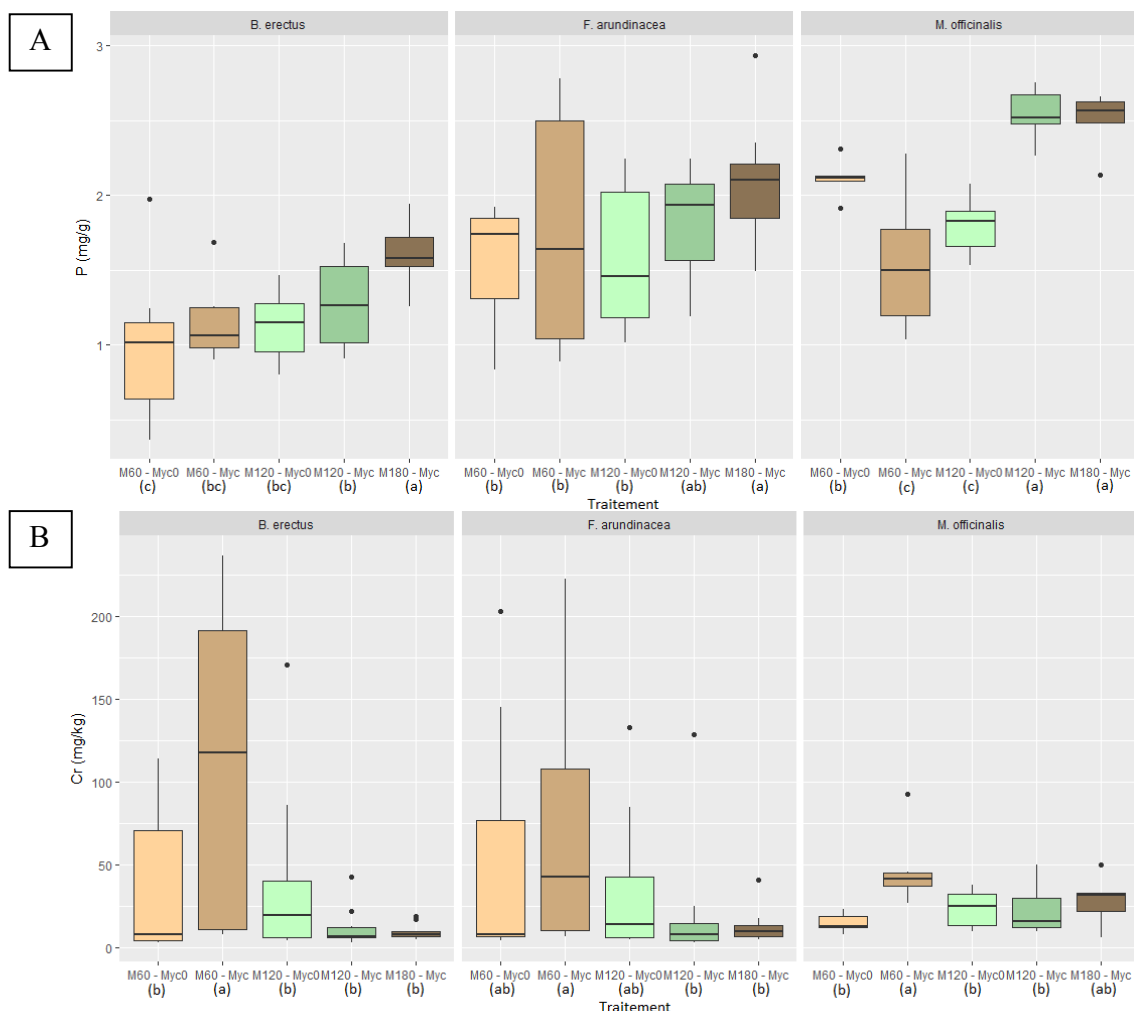


Figure 2. Teneurs en P et Cr des feuilles de Bromes, Fétuques et Mélilots, les différences significatives sont illustrées par les lettres en légende (Kruskal-Wallis, P < 0,05)

Trois indicateurs ont été retenus pour évaluer la capacité de mycorhization de *Rhizoglyphus irregularis* dans le système racinaire de sa plante hôte : la fréquence de présence de mycorhizes (F%), l'intensité de la colonisation mycorhizienne (M%) et l'abondance des arbuscules (A%) (Tableau 2). La colonisation des trois espèces végétales par *Rhizoglyphus irregularis* est plus importante en « M120 », tant en termes de fréquence que d'intensité. La propagation de l'AMF dans les systèmes racinaires des plantes hôtes et son installation sont moindres en « M180 ». En « M60 », l'AMF est là aussi peu installé. Les abondances d'arbuscules les plus importantes sont issues des traitements « M120 » pour la Fétuque et le Mélilot. En « M60 » l'abondance d'arbuscules dans le système racinaire des Fétuques est comparable aux taux mesurés en « M120 » (a – a/b ; P < 0,05). L'échange des photosynthétats et des éléments minéraux entre les deux organismes se fait par le biais des arbuscules (Pfeffer *et al.*, 1999). Bien que plus faiblement mycorhizés, la forte présence d'arbuscules suggère une bonne efficacité d'échange de sucres et de minéraux entre l'AMF et les Fétuques en « M60 ». En « M60 », la faible quantité de MIATE a possiblement entraîné une forte exposition à la toxicité du laitier. Il a de plus été remarqué que l'AMF était susceptible de prélever les sucres de la plante assez efficacement à ce niveau d'apport en MIATE. Ces deux effets combinés peuvent être responsables de la biomasse finale moindre dans la condition « M60 – Myc ».

Tableau 2. Indicateurs de mycorhization déterminés sur *B. erectus*, *F. arundinacea* et *M. officinalis* en fonction du gradient d'amendement en MIATE, les différences significatives sont illustrées par les lettres (Kruskal-Wallis, P < 0,05)

Espèce	Quantité de MIATE (T.ha ⁻¹)	F%	M%	A%
<i>B. erectus</i>	60	38 ± 34 (b)	5,8 ± 7,6 (b)	1,6 ± 1,9 (a)
	120	91 ± 10 (a)	14,0 ± 8,3 (a)	2,3 ± 1,8 (a)
	180	69 ± 24 (b)	7,7 ± 9,2 (ab)	1,3 ± 1,4 (a)
<i>F. arundinacea</i>	60	66 ± 27 (b)	7,3 ± 8,1 (ab)	3,0 ± 3,7 (ab)
	120	94 ± 10 (a)	14,0 ± 10,2 (a)	3,4 ± 3,9 (a)
	180	60 ± 37 (b)	5,9 ± 7,4 (b)	1,1 ± 1,5 (b)
<i>M. officinalis</i>	60	47 ± 30 (a)	1,8 ± 2,4 (a)	0,2 ± 0,3 (b)
	120	59 ± 23 (a)	17,2 ± 15,8 (a)	5,5 ± 6,4 (a)
	180	52 ± 34 (a)	7,0 ± 9,3 (a)	1,2 ± 11,1 (ab)

3. CONCLUSION

L'apport de MIATE favorise l'installation des espèces végétales semées et diminue la biodisponibilité du chrome. L'inoculat endomycorhizien tend à améliorer la nutrition des plantes en rendant le phosphore plus assimilable par le couvert. Avec une quantité de MIATE correspondant à un apport de 120T.ha⁻¹, il permet également une moins forte accumulation du chrome dans les organes aériens des plantes. L'apport d'AMF est profitable au développement du système aérien en « M120 ». Si ce résultat se confirme lors d'une culture *in situ* la biomasse aérienne ainsi produite pourrait améliorer la captation des eaux de pluies et limiter plus efficacement son infiltration dans le crassier.

Références bibliographiques

Mendez M. et Maier R., (2008). Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments-An Emerging Remediation Technology. Environmental Health Perspectives, n°116, pp.278-283.

- Vamerali T., Bandiera M., & Mosca G. (2010). Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*, n°8, pp.1-17.
- Bouchardon J-L., Conord C., Cadière F. (2014). PHYSAFIMM : "la PHYtoStabilisation, méthodologie Applicable aux Friches Industrielles, Métallurgiques et Minières".
- Pandia O., Sârăcin I., Dobrotă D., Ganea-Christu I., & Marin G. (2016). The management of steel industry in the context of durable development. *Annals of the Faculty of Engineering Hunedoara*, n°14, pp.179-182.
- Firmin S., Labidi S., Fontaine J., Laruelle F., Tisserant B., Nsanganwimana F., ... & Shirali, P. (2015). Arbuscular mycorrhizal fungal inoculation protects *Miscanthus × giganteus* against trace element toxicity in a highly metal-contaminated site. *Science of The Total Environment*, n°527, pp. 91- 99.
- Lacercat-Didier L., Berthelot C., Foulon J., Errard A., Martino E., Chalot M., & Blaudez D. (2016). New mutualistic fungal endophytes isolated from poplar roots display high metal tolerance. *Mycorrhiza*, n°26, pp. 657-671.
- Orłowska E., Orłowski D., Mesjasz-Przybyłowicz J., & Turnau K. (2010). Role of Mycorrhizal Colonization in Plant Establishment on an Alkaline Gold Mine Tailing. *International Journal of Phytoremediation*, n°13, pp. 185-205.
- GiridharBabu A., Sudhakara Reddy M., (2011). Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth and nutrient status of bermudgrass grown in alkaline bauxite processing residue. *Environmental pollution*, n°159, pp. 25-29.
- Meier S., Azcón R., Cartes P., Borie F., & Cornejo P. (2011). Alleviation of Cu toxicity in *Oenothera lamarckiana* by copper-adapted arbuscular mycorrhizal fungi and treated agrowaste residue, *Applied Soil Ecology*, n°48, pp.117-124.
- Wu S., Zhang X., Chen B., Wu Z., Li T., Hu Y., ... & Wang Y. (2016). Chromium immobilization by extraradical mycelium of arbuscular mycorrhiza contributes to plant chromium tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, n°122, pp. 10-18.
- Remon E., (2006). Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques: vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution, *Biologie végétale*, Université Jean Monnet de Saint-Étienne.
- Pfeffer P. E., Douds D. D., Bécard G., & Shachar-Hill, Y. (1999). Carbon Uptake and the Metabolism and Transport of Lipids in an Arbuscular Mycorrhiza. *Plant Physiology*, n°120(2), pp. 587-598.

Étude du séchage naturel des sédiments du port de Dunkerque en vue de valorisations futures

Beatriz Boullosa Allariz¹, Daniel Levacher¹, Matheus Müller^{1,2}, François Théry³

¹Université de Normandie, Unicaen, UMR 6143 CNRS - M2C - Caen, France - 24 rue des Tilleuls, 14000

²Instituto Tecnológico de Aeronáutica, ITA - São José dos Campos, Brazil-12228-900

³EDF, R&D Eco-efficacité des Procédés Industriels - Moret-sur-Loing
Ecuellen, France - 77818 cedex

beatriz.boullosa-allariz@unicaen.fr

RÉSUMÉ

Les opérations de dragage, telles que la conservation des profondeurs de navigation ou la réalisation de travaux de génie maritime et portuaire jouent un rôle essentiel dans l'économie, l'environnement et le développement d'une région. Néanmoins, ces opérations engendrent d'importants volumes de sédiments qui deviennent des déchets dans leur gestion à terre. Du fait que ces sédiments ont de hautes teneurs en eau, d'une part, ils posent des contraintes dans leur transport et d'autre part, leur valorisation et/ou leur stockage implique de réduire leur teneur en eau. De cette manière, le séchage naturel présente une alternative économique et acceptable du point de vue environnemental. Afin d'optimiser cette technique de déshydratation, il est intéressant de déterminer ou préconiser des critères d'aptitude au séchage naturel des sédiments à l'aide d'essais en laboratoire en utilisant des sédiments marins du Grand Port Maritime de Dunkerque. Une synthèse des résultats de l'essai d'Égouttage et de Séchage est présentée et la relation teneur en eau en fonction du temps sera discutée.

MOTS-CLÉS : Dragage, Sédiments, Séchage naturel, Essai d'Égouttage et de Séchage

ABSTRACT

Dredging operations, as such conservation of water depths for navigation or the carrying out of coastal and port engineering works play an essential role in the economy, the environment and the development of a region. Nevertheless, these operations generate large volumes of sediments that become waste when they are land managed. Furthermore, these sediments have high water contents, it presents a problem for its transport and its reuse and/or storage. Therefore, it is important to reduce its water content. In this way, natural drying is the most economic and eco-friendly method of dewatering. In order to optimize this technique, this research study tries to determine dewatering ability criteria by the use of laboratory tests. For that, drainage test are performed and sediments of Port of Dunkirk are tested. Results are discussed and water content versus time relationship is suggested.

KEYWORDS: Dredging, Sediments, Natural drying, Drainage test

1. INTRODUCTION

Les opérations de dragage sont essentielles pour la réalisation de travaux de génie maritime et portuaire et pour l'entretien des profondeurs de navigation dans les voies d'accès maritimes, des canaux, des fleuves et des hauteurs d'eau de service pour les retenues hydroélectriques. Elles constituent, de cette manière, un rôle indispensable dans l'économie, l'environnement et le développement d'une région. La problématique fondamentale de ces opérations est d'une part, la

production d'une importante quantité de sédiments de dragage qui deviennent des déchets dans le cas d'une gestion à terre et d'autre part ceux-ci posent contraintes de transport relatives aux teneurs en eau élevées des sédiments dragués. À titre d'exemple, en 2013, pour l'ensemble des façades maritimes françaises, un total de 64908 tonnes de sédiments a été déposé à terre (Messager & Bouvet, 2017). Diverses recherches prouvent la possibilité de réutilisation des sédiments dans le domaine du génie civil comme par exemple dans l'élaboration de matériaux de construction ou des sous-couches routières (Dubois, 2006 ; Semcha, 2006 ; Anger, 2014), dans la fabrication de mortiers et de bétons (Zhao et al., 2015) ou dans l'amélioration des sols (Silitonga, 2010). Le principal verrou, pour la plupart de ces applications, réside dans le fait que les sédiments ont une teneur en eau très élevée. Ceci implique de les déshydrater avant leur valorisation. Le séchage naturel permet d'éliminer l'eau par drainage et par évaporation. Il est présenté comme la technique de déshydratation la plus économique et acceptable du point de vue environnemental. Le présent article, cherche à déterminer des critères d'aptitude au séchage naturel des sédiments, en utilisant un essai de laboratoire non conventionnel nommé « essai d'Égouttage et de Séchage ». Pour la réalisation de cet essai, des sédiments du Grand Port Maritime de Dunkerque sont caractérisés. Les résultats obtenus sont présentés et la relation teneur en eau en fonction du temps est discutée.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Sédiment étudié

Le sédiment choisi, provient du Grand Port Maritime de Dunkerque, Région des Hauts-de-France. Ce sédiment est composé essentiellement de particules fines. Les limons fins en sont les composants principaux (50%) avec 24% de sables fins, 20% de limons grossiers, 5% de sables grossiers et 1% d'argiles. Ce sédiment possède une gamme de diamètres bien étalée et sa courbe granulométrie est mal graduée. Il présente une texture limoneuse fine. La granulométrie a été déterminée en suivant la norme ISO 13320-1. Ce sédiment présente une surface spécifique de $14,33 \text{ m}^2/\text{g}$ obtenue selon la méthode BET (NF EN ISO 18757) et une masse volumique des particules solides égale à $2,47 \text{ g}/\text{cm}^3$ (DIN 51913). Quant aux limites d'Atterberg, ce sédiment est classé parmi les limons plastiques. Sa limite de liquidité (wL) est égale à 66,98%, sa limite de plasticité (wP) est 51,44% et son indice de plasticité (IP) est 15,54%. Ces valeurs ont été calculées en suivant la norme française NF P94-051. Sa valeur au bleu de méthylène est de 3,17g/100g (NF P94-068). Il contient 12,80% de matière organique (NF XP P94-047) et 9,34% de teneur en carbonates (NF P94-048).

2.2. Essai de d'Égouttage et de Séchage

L'essai d'égouttage et de séchage est un essai de laboratoire non conventionnel qui a pour objet, l'étude de l'évolution d'eau d'un échantillon de sédiment à travers le calcul de la quantité d'eau présente dans le sédiment, de la quantité d'eau drainée et de l'eau évaporée pendant le séchage naturel. Cet essai a été mené par Duan (2008), Miraoui (2010) et Boullosa Allariz et al., (2017). Au début de cet essai, les éléments qui composent l'échantillon sont pesés séparément : le tamis de 40 cm de diamètre, 7 cm de hauteur et 10 mm de maillage, le géotextile de filtration en polypropylène non tissé de $160 \text{ g}/\text{m}^2$ et le couvercle en PVC. Ensuite, le géotextile est disposé dans le tamis et ces deux éléments sont introduits dans le couvercle. Par la suite, le tamis est rempli avec le mélange composé de sédiments et d'une certaine quantité d'eau connue. Dans ce cas d'étude présenté la teneur en eau

initiale a été prise égale à deux fois la limite de liquidité. Par la suite ils sont laissés à sécher à la température ambiante $20^{\circ}\text{C}\pm 2^{\circ}\text{C}$. Ensuite, la teneur en eau des sédiments, la quantité d'eau évaporée et l'eau drainée sont calculées à partir des pesées successives, à savoir, *i*) le poids total, *ii*) le poids du tamis rempli et du géotextile et *iii*) le poids du support. Les pesées sont réalisées chaque jour jusqu'à ce que la teneur en eau finale des sédiments soit inférieure à $20\%\pm 10\%$.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les observations et résultats obtenus montrent qu'au début du séchage naturel, les sédiments commencent à évacuer l'eau essentiellement par drainage, voir figure 1. Le drainage est lié à la perméabilité des sédiments en cours de décantation et il permet d'éliminer l'eau libre des sédiments en réduisant d'importantes quantités d'eau dans des périodes de temps réduits. Dès que le drainage se stabilise, vers le 4^{ème} jour dans ce cas d'étude, le phénomène d'évaporation devient de plus en plus prépondérant. L'évaporation permet d'éliminer l'eau interstitielle des sédiments. Elle est liée d'une part, aux caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques des sédiments et d'autre part, à la surface en contact avec l'air, en augmentant avec le retrait et/ou l'apparition de fissures dans le sédiment. Pour le sédiment étudié, le phénomène de fissuration a commencé au 11^{ème} jour de séchage.

Au même moment, il est observé que les limites d'Atterberg se situent au niveau du point d'inflexion de la courbe de séchage. À partir de la limite de liquidité, la vitesse de séchage se réduit et les sédiments passent de l'état liquide à l'état plastique. À partir de cet état les fissures apparaissent, la surface en contact avec l'air augmente. Le sédiment étudié présente une importante quantité de fines et un pourcentage élevé de matière organique, le temps de séchage est élevé et les points d'inflexion sont moins perceptibles.

Par ailleurs, les résultats obtenus avec cet essai permettent d'obtenir une équation $w=f(t)$ en prédisant le temps de séchage nécessaire (t) pour obtenir une teneur en eau souhaitée (w), avec une température ambiante $20^{\circ}\text{C}\pm 2^{\circ}\text{C}$, voir figure 1. Pour le sédiment étudié, une équation a été déterminée avec $R^2 > 95\%$ à l'aide du programme Curve Expert Basic.

$$w = 117,48 \cdot 0,97^t \tag{1}$$

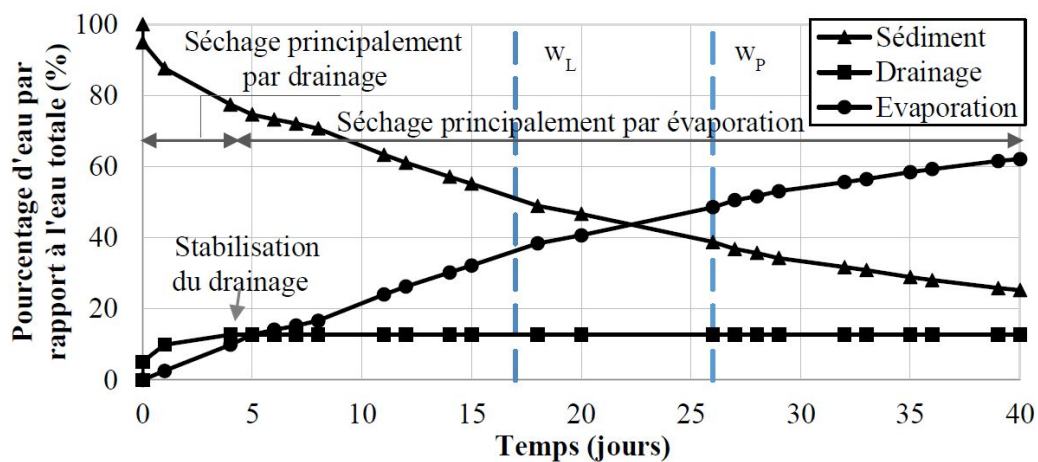


Figure 1. Pourcentages d'eau selon le temps de séchage

4. CONCLUSION

Le séchage naturel des sédiments du Grand Port Maritime de Dunkerque a été analysé dans la présente étude en suivant un essai de laboratoire non conventionnel, dénommé « essai d'égouttage et de séchage ». Par ailleurs, une équation qui permet de déterminer le temps de séchage, a été proposée. Elle sera confrontée à celles obtenues à partir d'autres sédiments. Les résultats de ce travail de recherche montrent que le séchage naturel des sédiments consiste à réduire la teneur en eau des sédiments par drainage et par évaporation. Pendant le drainage, l'eau libre des sédiments est évacuée, en permettant de réduire des quantités élevées d'eau pendant des périodes de temps très courts. Dès que le drainage fini, l'évaporation devient de plus en plus importante, ceci est dû à l'augmentation de la surface des sédiments offerte en contact avec l'air. Du fait que l'évaporation est plus longue dans le temps que le drainage, une solution d'amélioration de cette technique de déshydratation peut être la réalisation de perforations en surface du sédiment ou en retournant les sédiments à l'aide d'une machine (Levacher et al., 2018). D'autre part, l'équation proposée dans cette étude, permet de calculer le temps nécessaire de séchage pour obtenir une teneur en eau désirée, pouvant être utilisée avec des sédiments de caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques semblables au sédiment étudié.

Références bibliographiques

- Anger B., (2014). Caractérisation de sédiments fins de retenues hydroélectriques en vue d'une orientation vers des filières de valorisation matière. Thèse de doctorat, Université de Normandie, Unicaen, France, 316p. Boullosa Allariz B., Levacher D., Théry F., (2017). Behaviour of dredged dam sediments during natural dehydration. 16th Geo-Environmental Engineering – GEE, Seoul, Corée du Sud, 19-20 Mai 2017.
- DIN 51913 (2013). Essais des matériaux de carbone - Détermination de la masse volumique avec un pycnomètre à gaz en application d'hélium comme gaz à mesurage - Matières solides.
- Duan Z., (2008). Caractérisation, stabilisation et solidification de sédiments fins marins. Thèse doctorat, Université de Normandie, Unicaen, 198 p.
- Dubois V., (2006). Étude du comportement physico-mécanique et caractérisation environnementale des sédiments marins – Valorisation en technique routière. Thèse de doctorat, Université d'Artois, France, 298 p. ISO 13320-1 - AFNOR (1999). Analyse granulométrique - Méthodes par diffraction laser - Partie 1 : Principes généraux.
- Levacher D., Boullosa Allariz B., Müller M., (2018). Some Aspects of Sediment Dewatering Laboratory Testing and Useful Relationships for Practice. 17th Geo-Environmental Engineering – GEE, Fukuoka, Japan. Messager M., Bouvet T., (2017). Enquête dragage 2013. Synthèse des données. CEREMA – CETMEF, 40 p. NF EN ISO 18757 - AFNOR (2006). Céramiques techniques - Détermination de la surface spécifique (aire massique) des poudres céramiques par adsorption de gaz à l'aide de la méthode BET.
- Miraoui M., (2010). Mise en œuvre d'une démarche de prétraitement et de traitement des sédiments de dragage en vue d'une valorisation dans le génie civil. Université des Sciences et Technologies de Lille 1, 115-139 p.
- NF P94-048 - AFNOR (1996). Sols : Reconnaissance et essais - Détermination de la teneur en carbonate - Méthode du calcimètre.
- NF P94-051 - AFNOR (1993). Sols : reconnaissance et essais. Détermination des limites d'Atterberg. Limite de liquidité à la coupelle – Limite de plasticité au rouleau.

NF P94-068 - AFNOR (1998). Sols : Reconnaissance et essais - Mesure de la capacité d'adsorption de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux - Détermination de la valeur de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux par l'essai à la tâche.

NF XP P94-047 - AFNOR (1998). Sols : Reconnaissance et Essais - Détermination de la teneur pondérale en matière organique – Méthode par calcination.

Semcha A., (2006). Valorisation des sédiments de dragage : Applications dans le BTP, cas du barrage de Fergoug. Thèse de doctorat, Université de Reims Champagne-Ardenne, France, 175 p.

Silitonga E., (2010). Valorisation des sédiments marins contaminés par solidification / stabilisation à base de liants hydrauliques et de fumée de silice. Thèse de doctorat, Université de Normandie, Unicaen, France, 227p.

Zhao Z., Benzerzour M., Abriak N., Damidot D., (2015). Valorisation des sédiments marins dragués en substitution partielle du ciment dans la fabrication de mortiers et de bétons. Conférence Internationale Francophone NoMaD, Douai, France, 5-6 Novembre 2015, 10 p.

Utilisation de la terre locale pour la construction d'habitations durables : évaluation des performances mécaniques du matériau

Antonin Fabbri, Longfei Xu, Henry Wong, Fionn McGregor, Stéphane Cointet

LTDS, UMR5513 CNRS, ENTPE, Université de Lyon, 69100 Vaulx-en-Velin, France
antonin.fabbri@entpe.fr

RÉSUMÉ

La valorisation des terres d'excavation pour la construction d'habitations durables est un enjeu écologique fort. Cependant, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de protocole clair pour caractériser les performances du matériau ainsi récupéré, ce qui pose des problèmes pour le dimensionnement des ouvrages. Dans ce contexte, cet article vise à analyser en détail le comportement de la terre crue compactée. L'eau ayant un rôle majeur, la première étape consiste à bien caractériser le comportement hygrothermique. Ce dernier est étudié via les équations de conservation de la masse des phases inter-porales (eau, vapeur, air sec). Le comportement mécanique est analysé par le biais d'essais en cellule triaxiale, mettant en évidence le fort impact de l'eau, même dans le domaine hygroscopique.

MOTS-CLÉS : Constructions en terre crue, couplages en milieux poreux, comportement hygrothermique, comportement hydromécanique.

ABSTRACT

The use of excavation soils for the construction of sustainable buildings is a key ecological issue. However, there is currently no clear protocol for characterizing the performance of this material, which leads to problems for the design of the structures. In this context, this paper aims to analyze in detail the behavior of compacted raw earth. The impact of water on the behavior of the material is of main importance. Consequently, the necessary first step is a proper understanding of the hygrothermal behavior. This latter is studied through the mass conservation equations of in-pore phases (water, vapor, dry air). The mechanical behavior is analyzed by means of triaxial tests, highlighting the high impact of water, even in the hygroscopic domain of saturation.

KEYWORDS: Earthen constructions, couplings in porous media, hygrothermal behavior, hydromechanical behavior.

1. INTRODUCTION

La « terre crue » est un des plus anciens matériaux de construction utilisé par l'homme. Après avoir été délaissée un certain temps dans les pays industrialisés, ce matériau, qui est loin d'être anecdotique puisqu'environ un tiers de l'humanité occupe des habitations en terre crue (Guillaud et Houben, 1994), connaît un regain d'intérêt pour son faible impact environnemental (Morel et al., 2001), ses qualités techniques, esthétiques, et l'apport bénéfique sur le confort intérieur (McGregor et al., 2014). Dans un contexte général de réchauffement climatique et de raréfaction des ressources, l'utilisation de ce matériau local est particulièrement attractive : il est abondant, recyclable, et sa mise en œuvre ne génère pas de déchets (Habert et al., 2012). Il est ainsi largement moins énergivore que la plupart des matériaux de construction industriels (Harris, 1999). En fonction du savoir-faire local et du type de terre, un grand nombre de techniques constructives ont été développées, telles que les briques de terre compactées (BTC), le pisé, l'adobe, la bauge, etc. (Hall et al., 2012).

En outre, le secteur du BTP produit la moitié des déchets de l'Union Européenne et parmi ces déchets environ 75 % en masse sont des terres et des pierres. La loi sur la Transition Énergétique fixe un objectif de recyclage de 70% des déchets du BTP pour 2020. La valorisation des terres d'excavation est un enjeu fort pour participer à l'atteinte de cet objectif. La construction de bâtiments incorporant une part importante de terre crue pourrait ainsi être une solution particulièrement intéressante.

Quelle que soit la technique de construction utilisée, la « terre crue » est un matériau poreux composé d'agrégats (sable, graviers, fibres...) liés par une matrice argileuse permettant de donner au matériau une certaine cohésion. En outre, sa microstructure (feuilletés d'argiles, éventuellement fibres végétales) ayant une grande surface spécifique (>10 m²/g) permet l'adsorption et la désorption de l'humidité (Push et Young, 2006). L'affinité des argiles avec la molécule d'eau en fait un excellent candidat pour réguler l'humidité des locaux et, dans une certaine mesure, leur température (propriétés hygrothermiques) (Soudani et al., 2016). En contrepartie, elle est en grande partie à l'origine de la forte complexité de comportement du matériau (Champiré et al, 2016). Dans ce contexte, ce travail vise à étudier l'impact de l'eau sur le comportement mécanique du matériau, lorsque celui-ci reste dans des teneurs en eau faibles, correspondant à son état de fonctionnement normal. Pour ce faire, la première étape consiste à étudier le couplage entre les transferts de chaleur et de matières, couramment appelé comportement hygrothermique. Par la suite, le couplage entre l'eau et le comportement mécanique est analysé par le biais d'essais en cellule triaxiale à température et hygrométrie contrôlés et est modélisé via une approche poromécanique.

2. COMPORTEMENT HYDROMÉCANIQUE

La terre crue est un matériau poreux, composé d'un matrice solide (la terre) et d'un réseau poreux partiellement saturé, dans lequel peuvent se mouvoir les phases « eau » et « air ». Cette dernière est elle-même composée d'« air sec » et de « vapeur d'eau ». Un échange de matière entre les phases « eau » et « air » se produit via les phénomènes de sorption/désorption des molécules d'eau.

L'équilibre thermodynamique entre l'eau adsorbée et la vapeur d'eau peut s'exprimer par la loi de Kelvin, qui combinée aux équations de conservation (masses et chaleur) permet d'obtenir, au premier ordre, les relations suivantes :

$$\phi_0 \rho_d \frac{\partial w_L}{\partial t} = \nabla \cdot (A_p \nabla P_G + A_T \nabla T + A_{RH} \nabla RH) \quad (1)$$

$$\rho_G \left[\left(\phi_0 - \frac{\rho_d}{\rho_L} w_L \right) \left(\frac{1}{P_G} \frac{\partial P_G}{\partial t} - \frac{1}{T} \frac{\partial T}{\partial t} \right) + \frac{\partial RH}{\partial t} - \frac{\rho_d}{\rho_L} \frac{\partial w_L}{\partial t} \right] = \nabla \cdot (D_G \nabla P_G) \quad (2)$$

$$\rho_d c \frac{\partial T}{\partial t} - \rho_d \Delta h_v \frac{\partial w_L}{\partial t} = \nabla \cdot (\langle \lambda \rangle \nabla T) - \Delta h_v \left[\rho_L D_L \left(\frac{R T}{M_L} \left(\frac{\nabla RH}{RH} + \ln(RH) \frac{\nabla T}{T} \right) \right) \right] \quad (3)$$

$$\text{avec : } A_p = D_L + \frac{p_v}{P_G}; \quad A_T = \frac{\rho_L R \ln RH}{M_L} D_L + RH \frac{d p_v^{sat}}{dT} \delta_p; \quad A_{RH} = \frac{\rho_L R \ln RH}{M_L} D_L + RH \frac{d p_v^{sat}}{dT} \delta_p$$

Dans ces équations, ρ_L est la densité de l'eau, ρ_d la densité sèche, M_L la masse molaire de l'eau, D_L le coefficient de perméabilité à l'eau, D_G le coefficient de perméabilité à l'air, δ_p le coefficient de diffusion à la vapeur, λ la conductivité thermique apparente, c la capacité thermique du matériau, Δh_v représente l'enthalpie de changement de phase de l'eau. P_L et P_G sont les pressions de l'eau liquide et de l'air, T

est la température absolue (en K), p_v est la pression partielle de vapeur et RH est l'humidité relative. Notons que ces équations ont été obtenues en supposant que la convection de chaleur due à la migration des phases inter-porales est négligeable, au même titre que la variation de masse de la vapeur et que l'impact des processus d'évaporation / condensation sur la pression globale de l'air.

3. COMPORTEMENT HYDROMÉCANIQUE

Des essais de compression triaxiale ont été réalisés avec la presse électromécanique (Z020TN, Zwick Roell, Ulm, Allemagne) sur des blocs de terre provenant de la région Auvergne-Rhône-Alpes. Les déformations axiales ont été mesurées à l'aide d'un système de mesure composé de 4 capteurs sans contact (précision de 0,4 μm) installés sur 1/3 et 2/3 de la hauteur de l'échantillon. Les déformations radiales ont été mesurées via 3 capteurs sans contact au milieu de l'échantillon. Trois conditions d'essais (non confiné, 1 bar de pression de confinement et 6 bars de pression de confinement) ont été considérées à deux températures (23°C et 30°C) et 3 humidités relatives (35%, 75% et 97%).

Pour toutes les conditions d'essai étudiées, le comportement du matériau est d'abord contractant puis dilatant. Les cycles de charge-décharge montrent une relation contrainte-déformation quasi-linéaire, en particulier aux niveaux de contrainte les plus faibles (20% et 40% de la contrainte déviatorique à la rupture, notée q_{max}). En conséquence, l'hypothèse linéaire-élastique pourrait être adoptée durant ces cycles. Comme cela est reporté en Figure 1, une augmentation de l'humidité relative et / ou une diminution de la pression de confinement induisent une réduction de q_{max} . La différence de température entre 23°C et 30°C n'induit, quant à elle, pas de variation significative. De même, le module d'Young, estimé à partir du cycle de chargement et de déchargement à 20% de q_{max} , diminue significativement lorsque l'humidité relative augmente.

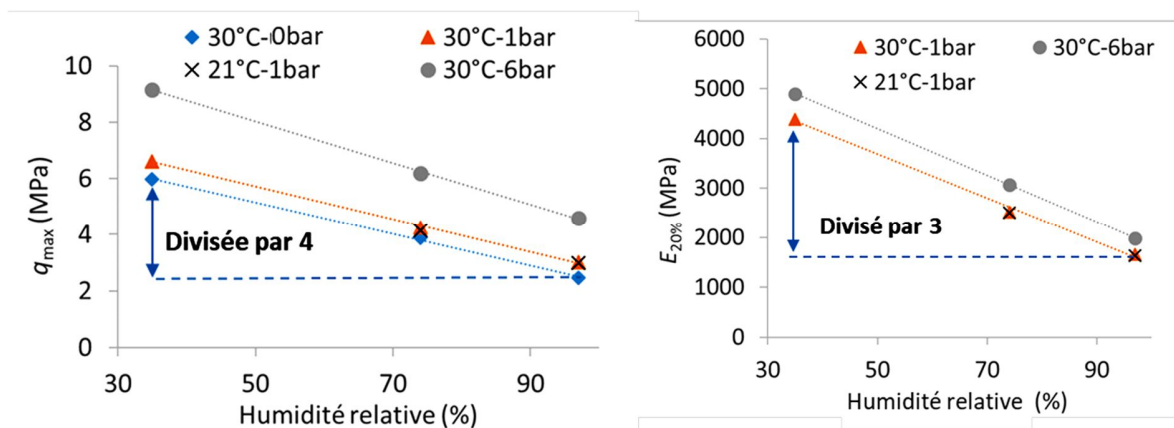


Figure 1. Variation de q_{max} (gauche) et du module d'Young (droite) en fonction de l'humidité relative, de la pression de confinement et de la température.

Le comportement de gonflement a été étudié en suivant deux protocoles expérimentaux. Le premier consiste à imposer une humidité relative croissante à l'échantillon. Ce test est appelé "test de gonflement homogène", car à chaque étape, l'humidité relative de l'échantillon est homogène. La seconde consiste à faire circuler un air humide d'humidité relative croissante à travers l'échantillon.

Dans cette configuration, appelée "test de gonflement continu", l'échantillon est soumis à un gradient d'humidité relative. Ces deux expériences conduisent à un gonflement volumique quasi-linéaire de

l'ordre de $4 \cdot 10^{-5} \%RH^{-1}$. Ces tests soulignent que le processus de gonflement dans le régime hygroscopique de saturation n'est pas négligeable et qu'il devrait donc être pris en compte pour une conception correcte des constructions en terre. Afin de modéliser ce phénomène de gonflement, un modèle poromécanique a été développé. Il est composé par les équations de conservation (1-3) et suppose une loi de comportement élastique linéaire. Ce modèle est résolu avec COMSOL Multiphysics (couplage entre PDE et modules d'élasticité linéaire). Ses prédictions, comparées au "test de gonflement continu" sont présentées en Figure 2.

La corrélation entre les évolutions de l'humidité relative et de la déformation donne une certaine confiance dans la capacité de ce modèle simplifié à bien estimer les variations dimensionnelles induites par les variations d'humidité relative.

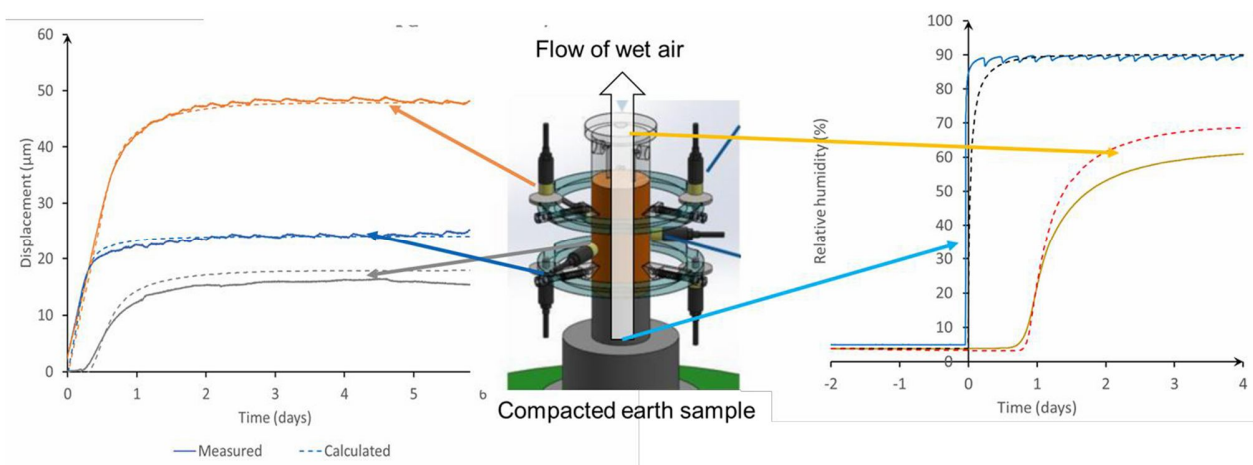


Figure 2. Comparaison entre les mesures (traits pleins) et les calculs (traits pointillés) le test de gonflement continu.

4. CONCLUSION

Cette étude montre que les caractéristiques mécaniques des matériaux en terre dépendent fortement de l'humidité relative à laquelle les échantillons sont stockés, et fournit en parallèle quelques observations préliminaires sur leur comportement thermomécanique. En particulier, des variations dimensionnelles de l'échantillon sous la variation de l'humidité relative de l'air ont été étudiées expérimentalement, et elles se sont révélées non négligeables. Ce travail constitue une première étape indispensable pour la mise en place de méthodes de calculs et de dimensionnement dédiés pour les éléments en terre crue dans les constructions. Notons que ce travail est généralisable aux terres issues des sites urbains, pour peu qu'elles soient non polluées et que leur activité (et/ou quantité en argile) soit dans la même gamme que celle de la terre utilisée dans cette étude.

Références bibliographiques

- Champiré, F., Fabbri, A., Morel, J. C., Wong, H., & McGregor, F. (2016). Impact of relative humidity on the mechanical behavior of compacted earth as a building material. *Construction and Building Materials*, 110.
- Habert G., Castillo E., Vincens E., and Morel J. C., (2012). Author's personal copy Power: A new paradigm for energy use in sustainable construction. *Ecol. Indic.*, vol. 23, pp. 109–115.
- Hall M., Lindsay R., and Krayenhoff M., (2012). *Modern Earth Buildings 1st Edition Materials, Engineering, Constructions and Applications*.

Harris D., (1999). A quantitative approach to the assessment of the environmental impact of building materials. *Build. Environ.*, vol. 34, pp. 751–758.

Houben H. and Guillaud H. (1994). *Earth construction: a comprehensive guide*. London : IT Publications
McGregor F., Heath A., and Shea A. (2014). The moisture buffering capacity of unfired clay masonry. *Build. Environ.*, vol. 82, pp. 207–599.

Morel J.C., Mesbah A., Oggero M., and Walker P. (2001). Building houses with local materials: means to drastically reduce the environmental impact of construction. *Build. Environ.*, vol. 36, pp. 1119–1126.

Pusch R. and Young R. (2006). *Microstructure of Smectite and Engineering Performance*. Taylor & Francis Group, London.

Soudani, L., Fabbri, A., Morel, J.C., Woloszyn, M, Chabriac, P.A., Wong, H., Grillet, A.C. (2016). Assessment of the validity of some common assumptions in hygrothermal modeling of earth based materials, *Energy and Buildings* 116, pp 498-511.

**Thème : Impacts environnementaux et revalorisation
fonctionnelle des territoires / Topic : Environmental
impacts and functional redevelopment of territories**

Retour d'expérience de la reconversion de +110 friches polluées

Laurent Château¹, Yann Milton², Benjamin Pauget³, Guillaume Masselot¹, Manon Castaing¹

¹ADEME, 20 avenue du Grésillé, BP90406, 49004 ANGERS CEDEX 01

²MODAAL Conseil, 55 cours Gambetta, 69003 Lyon,

³TESORA., 22 Av. Aristide Briand, 94 110 Arcueil Laurent
chateau@ademe.fr

RÉSUMÉ

Dans un contexte de maîtrise de l'étalement urbain et de tensions sur l'usage des sols, la reconversion des friches constitue un véritable enjeu pour l'aménagement durable des territoires. Elles sont en effet de réelles opportunités foncières pour développer des projets territoriaux ambitieux qui s'inscrivent dans une stratégie d'économie circulaire. Pour accompagner les acteurs publics et privés dans la conduite de leur projet dans ce cadre, l'ADEME apporte un appui technique et financier à tous les porteurs de projet, notamment les collectivités locales, souhaitant développer des projets de reconversion de friches urbaines polluées qui nécessitent pour cela des études et des actions de dépollution. Ainsi, ce sont plus de 110 projets qui ont été soutenus entre 2010 et 2016, pour un montant de ~40M€ (pour +500ha reconvertis et la construction de 3,25 Mm² de bâtiments dont 25000 logements). Au-delà de ces chiffres macro, il est essentiel d'analyser les projets en vue de dresser un panorama technique et économique de la reconversion des friches que ce soit en termes de gestion des pollutions ou d'aménagement, d'identifier des exemples à suivre, d'apporter de l'expertise aux parties prenantes, voire améliorer les pratiques de l'Agence. Cet article présente les conclusions de 2 études menées dans cet objectif. Les résultats seront accessibles en ligne à la fin de l'été 2018: <http://www.ademe.fr/collectivites-secteur-public/integrer-lenvironnement-domaines-dintervention/urbanisme-amenagement/dossier/reconversion-friches-urbaines/friches-urbaines-projet-damenagement>.

MOTS-CLÉS : friches, pollution, dépollution, reconversion, renouvellement urbain, aménagement, promotion, sol, traitement, plan de gestion

ABSTRACT: In a context of control of urban sprawl and tensions on land use, brownfield redevelopment is a challenge for the sustainable development of territories. They are indeed land opportunities to develop ambitious territorial projects that are part of a strategy of circular economy. To support public and private actors in the management of their planning development project on degraded land, ADEME provides technical and financial support to all project leaders, especially local authorities, aiming at brownfield redevelopment projects that require decision-making studies and polluted soil remediation. In this framework, more than 110 brownfield redevelopment projects were financed in the 2010-2016 period, representing a total amount of fund of ca. 40M€. Those projects cover around 500 ha of land and aim at the construction of ca. 3.25 million m², of which 25000 housings. Beyond these macro figures, it is essential to analyze the projects, with a view to developing a technical and economic overview of brownfield redevelopment, whether in terms of pollution management or sustainable urban development, to identify best practices, provide expertise to stakeholders and improve ADEME practices. This paper presents the outcomes of two studies conducted in this perspective. The outcomes will be made available online: <http://www.ademe.fr/collectivites-secteur-public/integrer-lenvironnement-domaines-dintervention/urbanisme-amenagement/dossier/reconversion-friches-urbaines/friches-urbaines-projet-damenagement>.

KEYWORDS: brownfield, pollution, soil remediation, redevelopment, land recycling, urban renewal, project planning, real estate development, urban design, management plan.

1. INTRODUCTION

Dans un contexte de maîtrise de l'étalement urbain et de tensions sur l'usage des sols, la reconversion des friches constitue un véritable enjeu pour l'aménagement durable des territoires. Elles sont en effet de réelles opportunités foncières pour développer des projets territoriaux ambitieux qui s'inscrivent dans une stratégie d'économie circulaire (recyclage des fonciers dégradés).

Héritages de pratiques peu respectueuses de l'environnement, les friches industrielles s'avèrent bien souvent impropres à tout nouvel usage sans dépollution et/ou mise en œuvre de techniques de construction et d'aménagement adaptées.

Pour accompagner les acteurs publics et privés dans la conduite de leur projet d'aménagement et de développement sur foncier dégradé, l'ADEME apporte un appui technique et financier à tous les porteurs de projet, notamment les collectivités locales souhaitant développer des projets de reconversion de friches urbaines polluées qui nécessitent pour cela des études et des actions de dépollution.

Pour cela, l'Agence s'appuie sur 2 dispositifs distincts :

- un dispositif d'aides à la décision (études et assistance à maîtrise d'ouvrage) en vigueur depuis 2007 ;
- un dispositif d'aides aux travaux de dépollution pour la reconversion des friches (« dispositif d'aides aux travaux » dans la suite du document) mis en place en 2010 après une année de fonctionnement aux conditions particulières dans le cadre du Plan de relance de l'économie 2009.

Cet accompagnement est distinct de la mission de maîtrise d'ouvrage pour la mise en sécurité de sites à responsables défaillants, autre mission d'importance de l'Agence qui ne sera pas développée dans cet article.

2. BILAN DES AIDES AUX TRAVAUX DE DEPOLLUTION POUR LA RECONVERSION DES FRICHES

2.1. Présentation de dispositif

Le dispositif d'aide aux travaux de reconversion des friches urbaines polluées est fondé sur le constat que le coût des travaux de dépollution est une contrainte pour la réhabilitation de certaines friches urbaines, particulièrement lorsque le responsable s'avère défaillant et/ou dans l'incapacité d'assumer les coûts de la dépollution (ex : coûts de dépollution supérieurs à la valeur vénale du terrain).

Les objectifs du dispositif sont :

- Accélérer la reconquête des friches urbaines ayant accueilli des activités polluantes par le passé et qui entravent les projets d'aménagement urbain ou de développement économique.
- Engendrer un effet levier fort en terme de travaux induits directement (opération de réhabilitation) ou indirectement (projet immobiliers en découlant).
- Permettre de traiter une situation environnementale dégradée tout en rendant possible une opération d'aménagement significative et de qualité.
- Accélérer et débloquer des opérations qui bien que déjà programmées n'avaient pu être

lancée faute d'un plan de financement équilibré.

2.2. Bilan des aides : présentation de l'étude

Il s'agit de mener un bilan des opérations aidées dans le cadre du dispositif d'aide ADEME aux travaux de dépollution pour la reconversion des friches polluées, que ce soit en termes de caractéristiques ou de résultats, en vue de :

- Dresser un panorama technique et économique de la reconversion des friches,
- Identifier des exemples à suivre,
- Faire des propositions d'évolution des modalités d'aide ADEME aux travaux de dépollution des friches, le cas échéant.

L'étude ne vise cependant pas à apporter un jugement critique des solutions techniques et mesures de gestion retenues opération par opération.

Par ailleurs, une seconde étude vise notamment à comprendre les raisons qui conduisent d'une part au choix des techniques de dépollution retenues au stade du plan de gestion et d'autre part à la sélection par le maître d'ouvrage de celle qui sera effectivement mise en œuvre. Et, à chacune de ces étapes, sur la base de quels critères (ex : coûts, verrous techniques, délais).

3. RÉSULTATS

Les premiers résultats montrent une diversité de cas, que ce soit en termes de porteurs ou de type de projet, assurant une bonne représentativité a priori au panel d'opérations considérés.

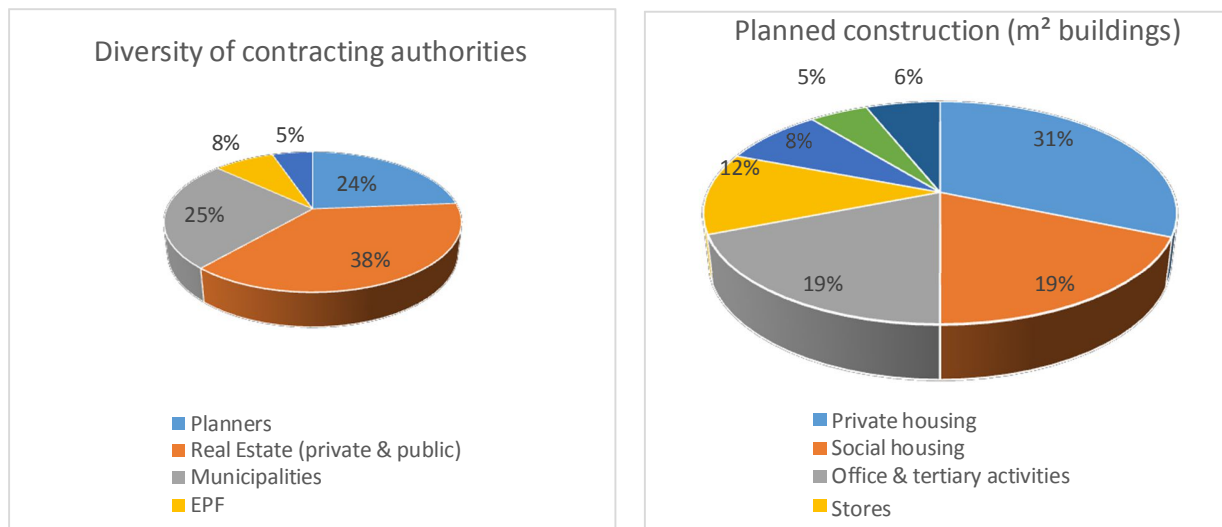


Figure 1 : Diversité des cas rencontrés sur les friches objet de travaux de dépollution financés par l'ADEME – Période 2010-2016. Figure de gauche : type de porteur de projet ; figure de droite : type de projet développé sur les tenements concernés par les travaux de dépollution.

Les pollutions qui caractérisent ces sites sont très généralement complexes et multi-composants (31% des cas avec plus de 4 type de polluants ; 31% avec 3 types de polluants ; 20% avec 4 types polluants). A l'inverse les mono-pollution sont extrêmement minoritaires (2%).

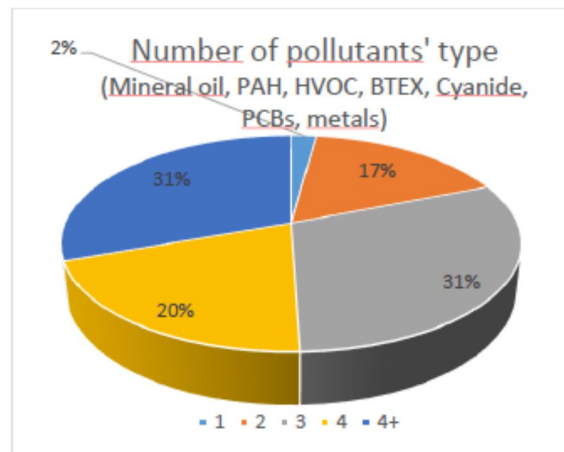


Figure 2 : Nombre de type de polluants rencontrés simultanément sur les friches objet de travaux de dépollution financés par l'ADEME – Période 2010-2016.

Les quantités de terres (moyennes par projet) excavées, traitées sur site et réutilisées sur site sont représentées sur l'histogramme suivant :

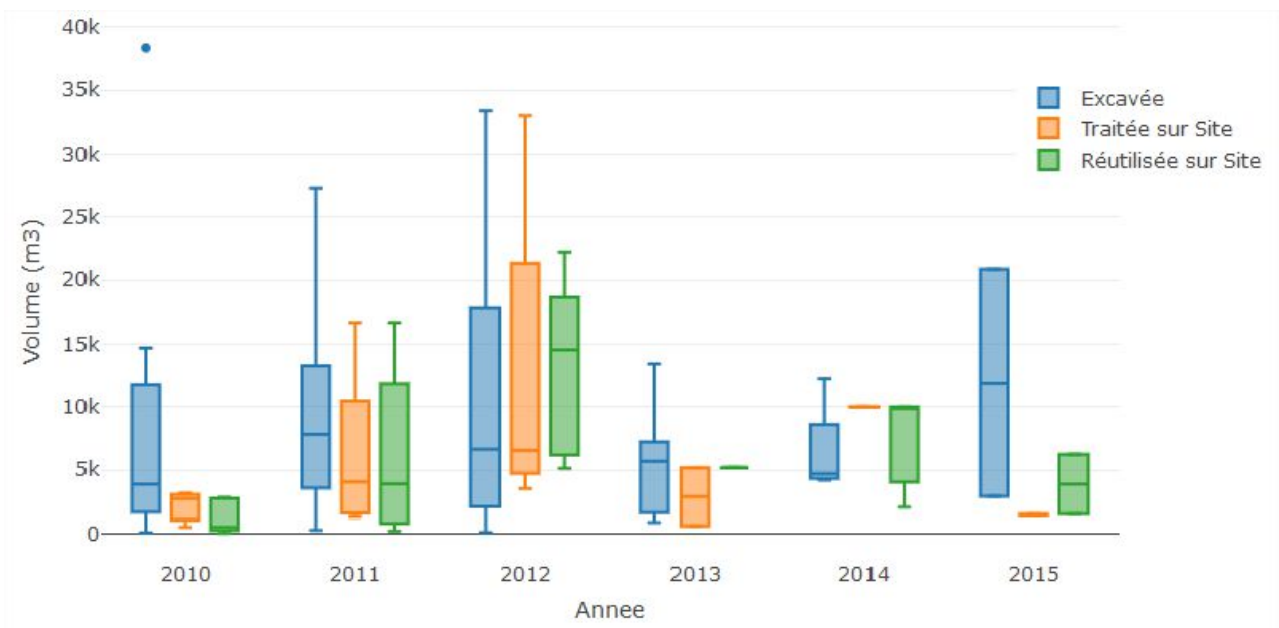


Figure 3 : Quantités de terres (moyennes par projet) excavées, traitées sur site et réutilisées sur les friches objet de travaux de dépollution financés par l'ADEME – Période 2010-2016.

L'occurrence des mesures de gestion mises en œuvre sur les sites est la suivante :

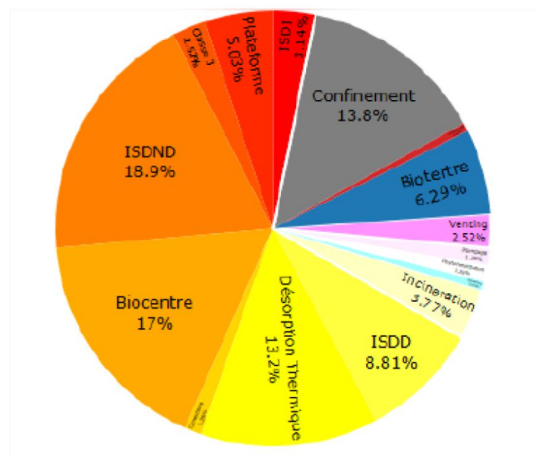


Figure 4 : Occurrence des mesures de gestion mises en œuvre sur les sites objet de travaux de dépollution financés par l'ADEME – Période 2010-2016.

Au global, les 110 projets qui ont été soutenus entre 2010 et 2016 représentent un montant d'aide de ~40 M€ pour +500 ha reconvertis et la construction de 3,25 Mm² de bâtiments dont 25000 logements. Cet état prévisionnel est actuellement comparé à ce qui a été effectivement réalisé.

De nombreux autres aspects sont étudiés dans le cadre de ce travail qui feront l'objet de la présentation orale et qui seront rendus disponibles sur le site Internet de l'Agence à la page suivante : <http://www.ademe.fr/collectivites-secteur-public/integrer-lenvironnement-domaines-dintervention/urbanisme-amenagement/dossier/reconversion-friches-urbaines/friches-urbaines-projet-damenagement>.

Ces aspects sont notamment les suivants :

- Caractéristiques techniques et économiques de projets
 - Principales techniques de dépollution utilisées, par type de polluant (ou combinaison)
 - Modalités de gestion des pollutions résiduelles
 - Coûts de traitement set part de ces coûts dans le bilan des opérations
- Comparaison projet prévisionnel / projet réalisés et origines des éventuels écarts
- Evaluation des impacts du projet
 - Bénéfices : effets locaux directs (ex. augmentation de taxes locales liées aux nouveaux habitants)
 - Externalités: effets indirects (e.g. augmentation des emplois de services dues à une augmentation de l'attractivité locale).

4. CONCLUSION

La reconversion des friches constitue un véritable enjeu pour l'aménagement durable des territoires. Toutefois, le retour d'expérience chiffré et argumenté de la réalité des pratiques reste en France et ailleurs largement peu documenté. De par son rôle d'incitateur à cette reconversion, l'Agence accompagne de nombreuses opérations et bénéficie donc de nombreuses informations utiles pour les parties prenantes. Au-delà des données macro préliminaires citées dans cet article, la présentation orale sera l'occasion de diffuser les conclusions des 2 études en cours à l'Agence sur cette thématique qui s'achèveront en fin d'été 2018.

Méthode topo-historique de reconnaissance du sol urbain d'origine anthropique. Observation de la matérialité de l'anthropocène dans le métabolisme urbain.

Mathieu Fernandez

Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux (IFSTTAR)
14 boulevard Newton, 77447 Marne la Vallée, Cedex 2
mathieufernandez@yahoo.fr

RÉSUMÉ

Cette contribution aborde la question de la résurgence industrielle au sein de l'urbanisme de la métropole grand parisienne, rendu lisible travers la question du sol. Plus précisément, nous défendons l'idée que le concept récent et médiatisé d'anthropocène soit une matérialité bien présente dans l'urbanisme contemporain, directement reliée à l'histoire industrielle du territoire. Nous faisons l'hypothèse que le bord de Seine à Paris soit un terrain d'étude privilégié du phénomène, des points de vue de l'histoire industrielle et de la densification urbaine. Enfin, une carte des mouvements volumétriques du sol durant la période contemporaine est proposée.

MOTS-CLÉS : Sol, urbanisme, industrie, Grand Paris, anthropocène

ABSTRACT

This paper questions the issue of industrial resurgence in the Grand Paris metropolis urban planning, visible with the soil. More precisely, we defend that the recent and mediatized concept of anthropocène could be a materiality present in the contemporary urban planning, directly relied to the industrial history of the territory. We propose the hypothesis that the Seine River in Paris could be a privileged terrain for observation of the phenomenon, because of industrial history and urban densification. In a last point, a map of volumetric movements of soil during the contemporary period is proposed.

KEYWORDS: Soil, urban planning, industry, Grand Paris metropolis, Anthropocene.

1. MORPHOLOGIE INDUSTRIELLE

La Seine est la grande vallée industrielle française, avec celle du Rhône. En supplément non négligeable, la présence de Paris fait de la vallée séquanais aussi un lieu d'urbanisme. C'est par exemple elle qu'Antoine Grumbach choisit en 2007 comme axe de travail lors de la remise des projets d'urbanisme, faisant suite à appel de l'Atelier International du Grand Paris à plusieurs grands noms de l'architecture, et marquant le retour des grandes opérations étatiques dans la capitale (Grumbach, 2007). Réservoir d'eau courante et voie de communication, la Seine relie la mégapole de 11 millions d'habitants aux flux internationaux et explique, par ailleurs, tant morphologiquement qu'historiquement, les fluctuations d'un bassin de production industrielle d'abord initié et concentré autour dans le bassin démographique puis essaimé le long de la voie fluviale.

En ce sens, la morphologie intra-métropolitaine prolonge le phénomène avec les plus fortes implantations industrielles en bord de Seine au sein de tissus urbains actuellement tertiariés : Saint-Denis, Saint-Ouen, Boulogne-Billancourt, Issy-les-Moulineaux, XVe arrondissement, XIIIe arrondissement, Ivry-sur-Seine, Vitry-sur-Seine, Choisy-le-Roi, etc. Ce trait morphologique est partagé avec les canaux de la Seine Saint-Denis ainsi qu'avec les grands faisceaux ferrés : XIe

arrondissement, XIX^e arrondissement, Pantin, Saint-Denis, Romainville, etc. La morphologie de l'industrialisation est d'abord liée à celle de l'eau, avec des industries fortes consommatrices depuis les premières décennies du XIX^e siècle. On observe alors un passage de la biochimie locale basée sur le puits - environ 25 000 à Paris vers 1830, la plupart équipés de pompes à bras plongées dans une nappe phréatique affleurant rive droite - vers la machine à vapeur, plus forte consommatrice, permettant le passage d'une industrie basée sur la voie humide à une industrie basée sur la voie sèche (Guillaume, 2007), puis à de fortes concentrations de productions « à l'anglaise » (Daumas & Payen, 1976). La conquête des bassins démographiques et le développement de l'emploi des énergies fossiles sont nécessaires à la concentration industrielle de manière continue au XIX^e siècle comme le montre l'étude historique d'Andréas Malm sur le nord de l'Angleterre (Malm, 2016). Les mêmes concentrations sont commanditaires de voies de communication permettant les approvisionnements en hommes et en ressources, pourvoyeuses de débouchés, etc., accentuant par là la morphologie industrielle liée à la voie d'eau.

Récemment, la désindustrialisation locale couplée à la croissance démographique de la mégapole toujours soutenue induit dans le tissu urbain une tertiarisation et une forte pression foncière : priorité au logement et aux bureaux au sein des plans directeurs d'urbanisme par soucis de mixité et d'attractivité. Quant à la forme : renouvellement ou extension ? Si les documents cadres préconisent le renouvellement et la densification, notamment depuis les prises de consciences environnementales percolant progressivement depuis les années 1990 (Région Ile-de-France, 2013 ; Barles & Blanc, 2016), la réalité est plus variée. Par exemple, les opérations d'intérêt national (OIN) lancées au milieu des années 2000 en région parisienne reflètent des dynamiques éclectiques : trois sont créées quasi simultanément : Seine aval, Seine amont et plateau de Saclay. Dans Seine amont, l'Etat s'essaie au renouvellement urbain, conformément aux doctrines, mais avec une certaine fragilité économique des processus d'aménagement en étant notamment confrontés au passé industriel des lieux (Cour des Comptes, 2015). A l'inverse, rien n'empêche les traditionnelles extensions en terrains agricoles comme celle du plateau de Saclay, qui restent des solutions d'urbanisme investissant massivement dans l'extension urbaine.

Dans l'hypothèse du renouvellement urbain devenant la norme à moyen terme, nous allons questionner par la suite le lien qui apparait de manière accrue entre histoire industrielle et urbanisme, qu'il est possible de saisir à travers des propriétés morphologiques du sol urbain. Cette dernière hypothèse soutient que l'urbanisme rencontre l'histoire industrielle à travers une couche archéologique matérialisée dans le sol urbain au sens large, questionnant finalement la proximité de celle-ci avec le concept récent d'anthropocène. En plus d'une méthode, elle vise à donner un cadre d'analyse topohistorique à la pollution des sols comme l'actualité semble en évoquer la nécessité (Politis, n°1509).

2. METABOLISME URBAIN ET PROJET D'URBANISME

2.1. Opération d'urbanisme et déplacement de la matière

Depuis 2007, la plus grande partie du bord de Seine à Vitry se situe dans une opération d'intérêt national : Seine amont - ie : l'Etat crée sur une zone définie par décret les Zones d'aménagement concerté (ZAC) et délivre les permis de construire -. Le projet de la ZAC Ardoines de l'EPA-ORSA- ie : l'aménageur créé ad hoc par l'Etat - propose le remplacement de l'importante zone industrielle en bord de Seine pour faire de la ville dense par une grande opération de construction d'environ 700 000 m²

de surface neuve (EPA-ORSA, 2015 ; TGTFP et al., 2016). Plusieurs questions se posent alors. Si les objectifs prioritaires de la densification sont bien d'éviter le gaspillage en ressources foncières et agricoles, la protection de la biodiversité, ou encore la limitation des émissions carbonées dues à l'allongement des réseaux, une autre peuvent être la consommation de ressources et la production de déchets induites, massives. En effet, la production de la ville sur la ville et même celle de la ville avec la ville, justifiées par l'injonction courante au recyclage, si elles sont courantes dans les discours tels que ceux du développement durable ou de l'économie circulaire, méritent d'être confrontées à la comptabilité des matières. La suite du développement fournit plusieurs résultats d'une recherche réalisée sur commande du maître d'ouvrage – ie : l'aménageur - concernant cette question, au sujet de l'opération d'urbanisme évoquée ci-avant.

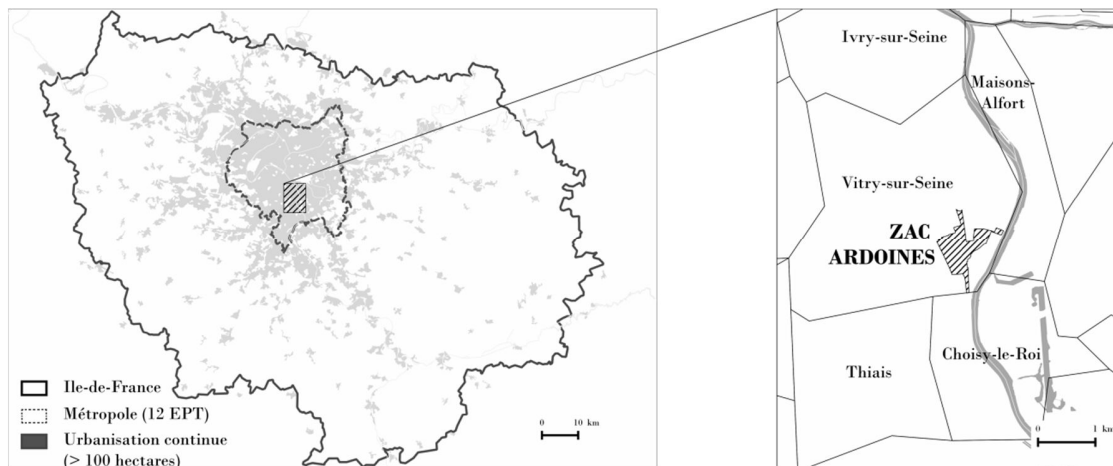


Illustration 1. Positionnement de Vitry-sur-Seine et de la zone d'aménagement au sein de la mégapole et de la métropole.

Ce maître d'ouvrage s'intéresse aux flux de matériaux induits par sa planification pour deux raisons principales. La première est issue d'un engagement d'ordre écologique (EPA-ORSA, 2011), une autre est liée à la spécificité de l'opération, de grande ampleur au cœur de l'agglomération dense. En conséquence, des flux massifs sont opérés sur plus d'une décennie par des moyens logistiques lourds - camions ou péniches -, induisant une réflexion sur l'acceptabilité de ces flux par les riverains et élus locaux. La question qui découle de ces deux points est la quantification de l'impact matériel d'un grand projet d'urbanisme. La réponse qui a été donnée lors d'une recherche concerne la réflexion sur les stocks de matières avant et après projet (Fernandez, Blanquart & Verdeil, en cours de soumission).

La méthode se place dans le cadre des études sur le métabolisme territorial, incluant les territoires de type urbain. Cette branche de l'étude des villes a été redécouverte et développée dans les années 2000 en France. Le principe est de quantifier les flux de matières et/ou d'énergies nécessaire par un système socio-économique territorialisé pour fonctionner. Ces études ont par exemple montré que 72 % des extractions de matières solides et 85 % des rejets de déchets solides sont dus à la construction et à la déconstruction pour l'Île-de-France en 2003 (Barles, 2009). Plus précisément pour la méthode, la lecture écologique systémique du fonctionnement du territoire urbain place le curseur sur les notions de flux et de stocks.

Ainsi, la partie visible des nuisances du projet d'urbanisme - extraction de ressources, logistique lourde, rejet massif de déblais à la périphérie des villes - concerne les flux. Mais ceux-ci sont sous-tendus par la notion de stock induite par la pratique de l'urbanisme, consistant à dessiner un nouveau stock sur un tissu existant, ou sur une zone non urbanisée. Dans ce cadre, la recherche réalisée sur la ZAC des Ardoines selon une analyse prospective des stocks donne pour résultats, sur un pas de temps d'environ une décennie, l'importation de 820 000 t. de béton - selon les typologies constructives actuelles - et de 529 000 t. de terres - dus au nivellement assurant la résilience face à la crue centennale du fleuve -, et l'extraction de 527 000 t. de terres. Le béton présent dans les artefacts déjà existants sur la zone est estimé à 43 000 t. Enfin, une spécificité du projet est la présence d'un puits d'extraction du métro du Grand Paris Express qui extraira 790 000 t. de terres.

Dès lors, plusieurs questions liées à l'écologie urbaine peuvent être précisées. La notion intuitive de recyclage apparaît sous-dimensionnée par rapport aux masses en jeu, le projet envisageant en effet de remplacer 43 000 tonnes de béton par 820 000 tonnes. La question posée met également en valeur la centralité du sol sous ses diverses formes, le béton étant par exemple constitué à environ 90 % de granulats extraits en carrières ou en mer. Par ailleurs, le seul bouclage réaliste des quantités de matière qui soit lisible à travers l'étude des stocks consisterait à investir dans la construction en terre. Cependant, si le tunnelier du Grand Paris Express extraira des terres géologiques non anthropisées, la passé industriel du site ressurgit également sous la forme de terres, polluées.

Une étude commandée par le maître d'ouvrage en 2017 arrive aux conclusions que les terres de la zone aménagée sont polluées à 98 %, à des degrés divers. En pratique, les projets d'urbanisme réutilisent couramment une partie des terres décaissées, dont le transfert dans des installations en périphérie des villes, le stockage ou le traitement, sont onéreux. Les conditions de réutilisations se basent alors sur des normes sanitaires induisant par exemple l'isolation du sol des usagers futurs, et une nécessaire minéralisation paysagère ou au sein des sous-sols des bâtiments. Si de telles conclusions sont atteintes par des bureaux d'études spécialisés au cours du processus de projet, un élargissement topo-historique de l'étude de métabolisme peut arriver à des conclusions qualitativement similaires, ouvrant alors la possibilité d'un élargissement théorique sur la base de deux types de sources ne dépendant pas du projet d'urbanisme stricto-sensu. Ces sources ramènent directement à l'histoire de l'industrialisation et nous en proposons ici plusieurs éléments.

2.2. *Interprétation topo-historique*

Les résultats de l'analyse métabolique de l'impact prévisible du projet amènent donc à une attention accrue autour du phénomène de pollution des sols. Est-il possible de cerner cette pollution comme une conséquence du processus d'urbanisation, par des outils historiques et morphologiques ?

En premier lieu, la ville de Vitry-sur-Seine peut être considérée comme typique de la seconde industrialisation mais aussi des débuts de l'urbanisme réglementé. Sa forte expansion démographique et industrielle débute après la première Guerre Mondiale et correspondant, par ailleurs, à la période d'application des premiers règlements de planification urbaine. Les industries lourdes amorcent leur implantation à Vitry-sur-Seine à partir de 1914, lisibles sur les cartographies de Gérard Jigaudon dans la Géographie industrielle (Jigaudon, 1976). La loi Cornudet entre en vigueur en 1919, prescrivant

un « Plan d'embellissement et d'extension » pour les communes de plus de 10 000 habitants ainsi que la totalité de celles du département de la Seine. Elle est complétée par une première administration de coordination départementale en 1924 (Zieseniss, 1940). Le double phénomène industrialisation-urbanisme est l'objet de la thèse d'Henri Proquite au sein du récent institut d'urbanisme intégré - dans la mouvance de l'apparition de l'urbanisme professionnel - en 1924 à l'université de Paris (Proquite, 1930 ; Callabi, 1998). L'apparition réglementaire et planifiée d'une zone industrielle à Vitry-sur-Seine y est ainsi décrite :

« Un plan d'extension a donc été dressé pour la commune de Vitry-sur-Seine. Ce plan comprend d'abord les trois zones essentielles : zone d'habitations résidentielles, zone d'habitations collectives et zone industrielle. La zone industrielle comprend la partie du territoire comprise entre la Seine et la voie ferrée de la ligne Paris-Orléans. Ce sont là des terrains bas inondables, peu bâtis et que leur proximité avec la Seine et de la voie ferrée désigne particulièrement à un usage industriel » (Proquite, 1930)

En second lieu la reconnaissance du sol est possible par plusieurs outils de topographie historique liés aux archives du processus d'urbanisation. Deux outils correspondent à la constitution du sol urbain.

Le premier est lié à l'archéologie industrielle, déjà évoquée précédemment. Les recherches historiques initiées dans les années 1970 ont été complétées par d'autres plus récentes, en archives, lorsque le Bureau national de la recherche géologique et minière - BRGM - a été missionné pour maintenir à jour une base de données des sites potentiellement pollués, nommée BASIAS, qui répond donc à une forte demande socioéconomique vis-vis de données historiques. Ce sont ces données qui constituent la partie historique des diagnostics de pollution des sols. Il y a donc de fortes corrélations entre les bases de référence, les recherches d'histoire locale et les diagnostics historiques des documents d'urbanisme car toutes sont basées sur les archives de l'histoire industrielle (BRGM, 2006 ; Carville, 2008).

Un autre phénomène est essentiel à la compréhension matérielle du sol urbain : il s'agit des mouvements dus aux déplacements de sol dans le temps long, qui induisent des variations dans l'épaisseur du sol, et nécessitant alors une méthode d'appréhension tridimensionnelle. En effet, tout projet d'urbanisme, tout chantier, meut les sols, dans la lignée des chiffres massifs que nous avons évoqués autour du projet d'urbanisme précédent. Ces pratiques sont largement déconnectées du processus de conception architecturale et urbaine, l'objet de l'aménageur étant de constituer « lisse vierge et stable, analogue à la feuilles de papier du plan qui a servi à la mise en dessin des projections de l'architecte » (Labat & Meulemans, 2016). La morphologie associée à ce phénomène est assez peu explorée dans l'état de l'art, ramenant à l'épaisseur, qui est couramment négligée dans les représentations urbaines au profit d'une vision spatiale urbaine parcellaire historiquement construite autour de la gestion de la propriété. Par conséquent un outil spécifique a été développé pour compléter la recherche autour de la topo-histoire du sol. En effet, des sources spécifiques renseignent le phénomène. Il faut les trouver aux origines de l'aménagement du territoire notamment au cours du processus de réticulation des espaces urbains au cours du XIX^e siècle, qui a engendré plusieurs campagnes topographiques d'ampleur menées par des ingénieurs des Ponts et Chaussées ou bien des Mines (Delesse, 1880 ; Fernandez, 2014). L'utilisation de l'outil SIG autour de ces sources permet de visualiser les variations d'épaisseur du sol urbain sur des zones et des pas de temps spécifiques

au processus d'urbanisation - c'est-à-dire différents selon les territoires étudiés.



Illustration 2 : Plan d'embellissement et d'extension de Vitry-sur-Seine datable de 1927

Pour revenir à la zone explorée avec ces deux outils, les résultats obtenus sont fournis par l'illustration 3. L'extraction des points de la base BASIAS observable donne 39 points répertoriés sur la zone aménagée, c'est-à-dire une importante concentration d'activités polluantes parmi lesquelles 11 ateliers - métallurgie, traitement de surfaces, traitement des métaux, etc. -, 4 dépôts de produits polluants, 4 garages, 7 fabriques, et 3 industries chimiques. Une comparaison des densités donne 25 points au km² pour la commune de Vitry-sur-Seine - avec 276 points répertoriés - et 82 au km² dans la zone aménagée. Les travaux de cartographie de l'histoire industrielle laissent donc à penser que les sols seront fortement pollués. Les mouvements du sol semblent également importants, mais dans le sens du déblaiement. En effet, la zone est une importante zone de sablières au moins jusqu'en 1937, lisibles sur

une carte produite par le service départemental des Ponts-et-Chaussées consultable aux archives municipale de Vitry-sur-Seine. L'industrie du sable s'est en effet fortement développée en amont de la Seine durant la fin du XIX^e siècle et au début du XX^e siècle, afin d'approvisionner l'extension de Paris en matériaux de construction : à nouveau une notion de métabolisme urbain, historique. Par exemple, l'entrepreneur Brisson est répertorié à Vitry-sur-Seine à partir de 1874 comme ayant reçu la permission d'extraire du sable de la Seine afin de le vendre à Paris (Duhau, 2009). La zone de l'exemple Ardoines est donc majoritairement caractérisée par une absence de remblais mais une densité importante d'activités polluantes, à des degrés divers, à relier morphologiquement au zoning de 1927.

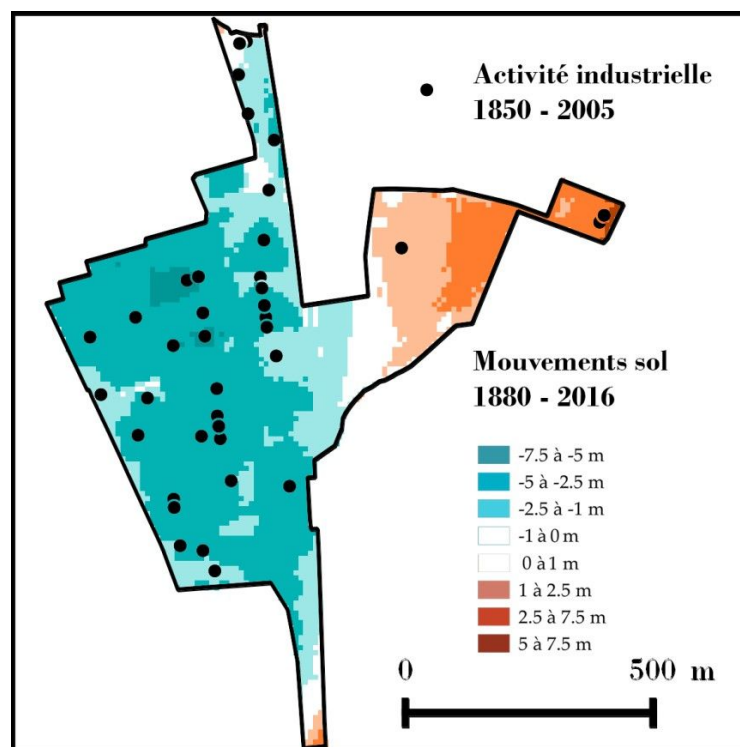


Illustration 3. Les mouvements du sol entre 1880 et 2016 sur la zone aménagée et les industries recensées par la base BASLAS

3. UNE METHODE TOPO-HISTORIQUE DE RECONNAISSANCE DES MOUVEMENTS DU SOL

L'impact du grand projet d'urbanisme comptabilisé en matière est donc impacté par l'histoire industrielle, elle-même conséquente à celle de l'urbanisation. Il est possible de saisir ce phénomène à travers la topo-histoire locale. Cette dernière montre en effet une corrélation spatiale entre industrialisation puis désindustrialisation, et projets d'urbanisme. Une généralisation à une échelle plus large du phénomène – et donc de l'outil – est par ailleurs possible grâce aux données cartographiques tridimensionnelles du XIX^e siècle, traitées avec les outils des systèmes d'information géographique (SIG). La méthode, lorsqu'elle est appliquée à une échelle large, montre l'évolution du sol depuis 1880 pour le département de la Seine - emprise assez proche de l'actuelle métropole -. Les données les plus anciennes répertoriées renseignent le centre de Paris dont le premier relevé tridimensionnel par les

ingénieurs Girard et Egault remonte à 1807 (Fernandez, 2018).

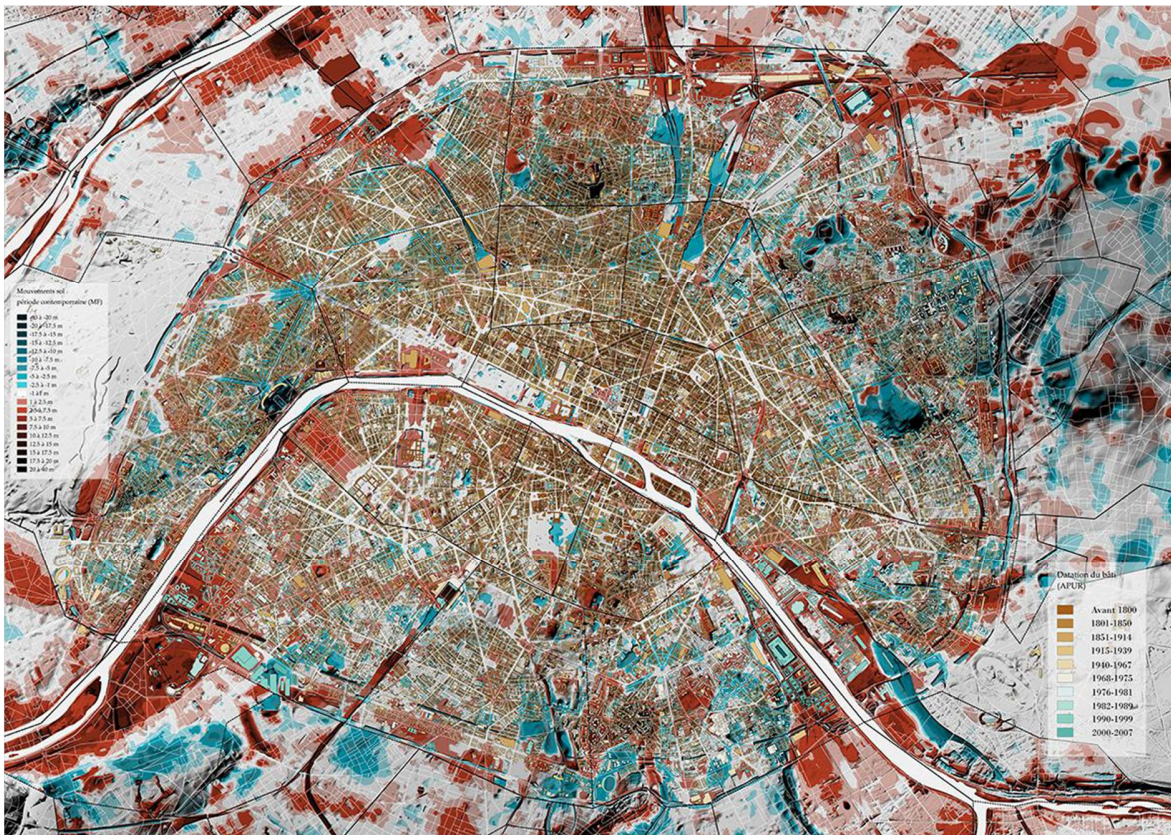


Illustration 4. Résultat de la soustraction du modèle tridimensionnel de 1880 à celui de 2016 à l'échelle de Paris et alentours (ancien département de la Seine). Les exhaussements du sol de 1 mètre sont représentés en dégradés de couleurs.

Ainsi, l'impact du processus matériel lié à l'urbanisation mis en exergue par les études de métabolisme territorial montre que l'archéologie ne s'arrête pas où les disciplines historiques spécialisées la cantonnent habituellement. La ville construite, étendue ou renouvelée, excave une importante matière et crée d'importantes quantités de déchets. La production de sol ne cesse pas, elle augmente au cours de la période contemporaine jusqu'aujourd'hui, évoluant dans sa morphologie, qui est notamment liée à celle de l'étalement urbain. L'illustration 4 montre à travers la représentation des stocks de sol accumulés ou excavés au cours de la période contemporaine la couche archéologique – ou géologique selon les bornes que l'on accorde à ces disciplines – la morphologie résultante des flux comptabilisés au cours de l'étude du projet d'urbanisme précédant. A travers la terre et le sol urbain, matière première et finale - avec le béton - de la première industrie qu'est le secteur du BTP - actuellement environ la moitié de l'industrie nationale -, nous pouvons percevoir un enjeu industriel actuel peu délocalisé.

4. L'ANTHROPOCENE DANS LE SOL URBAIN ?

Il est apparu en réalisant l'étude fine de la matérialité d'un projet d'urbanisme du Grand Paris que l'histoire industrielle est utile à la compréhension de plusieurs enjeux actuels de l'urbanisme. Cette histoire aux causalités morphologiques - par exemple liées au fleuve - a engendré une couche de

matières, strate superposée aux autres dans le sol urbain. La désindustrialisation et la pression foncière d'une part, la doctrine du renouvellement urbain d'autre part tendent à faire des zones industrielles du XX^e siècle des lieux de projets tertiaires, c'est-à-dire de construction et de déconstruction. Par ailleurs, les études récentes de métabolisme urbain démontrent que les opérations de construction et de déconstruction engendrent la grande majorité des flux de matière extraite et rejetée solide des territoires y compris urbains.

La couche de matières réapparaît de manière très concrète lors du projet d'urbanisme à travers des questions de surcoûts et de risques. Les terres décaissées sont en effet polluées à 98 % dans l'exemple développé. Des questions à la fois de *design* et également économiques sont alors en jeu : exportation des terres en périphérie des villes ou bien réemploi sur place, moins onéreux mais engendrant la minéralisation de l'espace afin d'isoler les usagers des risques liés. Par ailleurs, la construction neuve est réalisée en grande majorité en béton, matière première du premier secteur industriel de l'économie tertiaire, mais résultant d'importations cependant de plus en plus lointaine comme l'a montré récemment la thèse de Vincent Augiseau (Augiseau, 2017).

Dès lors, l'étude du sol comme objet topo-historique semble contenir un certain nombre d'enjeux contribuant à mieux saisir la morphologie de l'anthropocène en son sens premier de trace géologique anthropique, sans pour autant le cantonner à une relecture déterministe et totalisante de l'histoire (Bonneuil & Fressoz, 2013 ; Malm, 2017 ; Campagne, 2017). Les jalons de l'industrie et des mouvements du sol semblent également définir une période proche de l'époque contemporaine dans une lecture matérielle compatible avec le paradigme géologique. La candidature de 1784 marquant le dépôt du brevet de la machine à vapeur par Watt est considérée comme une candidature sérieuse à un début de l'anthropocène par ses initiateurs mais manquant d'indicateur spatial (Crutzen & Stoermer, 2000). Les archives cartographiques du XIX^e siècle permettent, avec des bornes proches, de construire la carte proposée en illustration 4 pour Paris, dont un des objets est de pister la transformation territoriale dans son épaisseur.

Références bibliographiques

- Barles S. (2009). Urban Metabolism of Paris and its region. *Journal of industrial ecology*, vol.13, n°6, pp. 898-913
- Barles S. & Blanc N. (2016). Introduction. in Barles S. & Blanc N. (sous la direction de), *Ecologies urbaines : sur le terrain*, Economica, Paris, p. 7-20
- Bonneuil C. & Fressoz J.-B. (2013). L'événement anthropocène. La Terre, l'histoire et nous. Seuil, Paris
- Bureau de la recherche géologique et minière (BRGM), (2006). Inventaire historique de sites industriels du département du Val-de-Marne (94) en 2005. édition électronique. URL (02/07/2018) : <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-54092-FR.pdf>
- Calabi D. (1998). *Marvel Poète et le Paris des années Vingt*, L'Harmattan, Paris
- Campagne A. (2017). *Le capitalocène. Aux racines historiques du dérèglement climatique*, éditions divergences, Paris
- Carville A. (2008). Les bords de Seine. *Bulletin de la société d'histoire de Vitry-sur-Seine*, n°86, pp. 3-13
- Cour des comptes, (2015) (b), Rapport particulier. Etablissement public d'aménagement Orly - Rungis - Seine amont exercices 2007 à 2012 (actualisation 2013). édition électronique. URL (02/07/2017) : <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/EzPublish/20150415-EPA-ORSA-71402.pdf>

- Crutzen P. & Stoemer E. F. (2000). The Anthropocène. *IGBP Newsletter*, vol. 41, p. 17-18 Daumas M. & Payen J. (sous la direction de), 1976, Evolution de la géographie industrielle de Paris et sa proche banlieue au XIX^e siècle. *Volumes 1 et 2*, Centre de documentation d'histoire des Techniques, Paris
- Delesse A. (1880). Carte géologique cotée du département de la Seine, *publiée d'après les ordres de Mr Hérold, sénateur, préfet de la Seine, conformément à la décision du Conseil Général*, Paris
- Duhau I. (2009). La Seine en amont de Paris : les sablières, Inventaire général du patrimoine culturel de la Région Ile-de-France, édition électronique. URL (02/07/2017) : <http://patrimoine.iledefrance.fr/sites/default/files/medias/2014/07/6-4-sablieres.pdf>
- EPA-ORSA (2011). *Charte de développement durable du territoire Orly-Rungis-Seine amont*, EPA-ORSA, édition électronique. URL (02/07/2018) : <http://www.epa-orsa.fr/Dynamiser-un-grand-territoire/Developpement-durable/La-charte-DD>
- EPA-ORSA (2015). *Orly-Rungis-Seine amont, 2015-2020, le temps des réalisations*, Choisy-le-Roi, édition électronique. URL (02/07/2018) : <http://codev94.com/blocnotes/wp-content/uploads/2015/10/ORSA-r%C3%A9alisations.pdf>
- Fernandez M. (2014). *Approche topographique historique du sous-sol parisien : 1800-2000. La ville épaisse : genèse et évolutions morphologiques*, thèse du Conservatoire national des Arts et Métiers dirigée par André Guillaume, édition électronique. URL (02/07/2018) : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01223241/>
- Fernandez M. (2018). Variations d'épaisseur du sol urbain d'origine anthropique à Paris entre 1807 et 2016 : méthode topo-historique et cartographie. *Flux*, n°111-112, p. 94-103
- Fernandez M., Blanquart C. & Verdeil E., en cours de soumission, « La terre et le béton : le projet d'urbanisme considéré sous l'angle du métabolisme territorial », *Vertigo* (à paraître)
- Grumbach A. (2010). Faire métropole au XXI^e siècle, APUR & IAU, Paris
- Guillaume A. (2007). *La naissance de l'industrie à Paris : 1770-1830. Entre sueurs et vapeurs*, Champ Vallon, Seyssel
- Jigaudon G. (1976). « Atlas », in Daumas M. & Payen J. (sous la direction de), *Evolution de la géographie industrielle de Paris et sa proche banlieue au XIX^e siècle. Volume 3*, Centre de documentation d'histoire des Techniques, Paris
- Labat T. & Meulemans G. (2016). Le chantier comme enquête : ce que les sols des villes font à l'architecture. in Mantziaras P. & Vigano P. (sous la direction de), *Le sol des villes : ressource et projet*, Metispresses, Genève
- Malm A. (2016). L'anthropocène contre l'histoire. Le réchauffement climatique à l'ère du capital. La Fabrique, Paris
- Politis, 2018, Dossier : l'héritage toxique. n°1509, p. 18-25
- Proquite H. (1930). L'évolution contemporaine de Vitry-sur-Seine. thèse en urbanisme de l'université de Paris
- Région Ile-de-France (2013). Schéma directeur de la région d'Ile-de-France (SDRIF), cahier 2 : défis, projet spatial régional et objectifs. édition électronique, p°93. URL (02/07/2018) : <http://www.iau-idf.fr/savoir-faire/planification/ile-de-france-2030/le-schema-directeur-de-la-region-ile-de-france-sdrif.html>
- TGTFP (architecture & urbanisme), Florence Mercier (paysagiste), IGREC (VRD et génie civil), INFRA Services (ingénierie de l'hydraulique) & JPH Conseil (consultant ferroviaire), 2016, *ZAC Gare Ardoines, plan de référence*, EPA-ORSA, Choisy-le-Roi
- Zieseniss O.-Ch. (1940). Les projets d'aménagement de la région parisienne. *Annales de géographie*, t. 49, n°277, pp. 28-34

Analysis of differential heaving distress in the structure due to degradation of founding soil

Rajesh Kumar, Veerendra Kumar, K.K. Pandey, Krishana Kant. Pathak, Pabitra Ranjan Maiti and Suresh Kumar

Department of Civil Engineering
Indian Institute of Technology (BHU), Varanasi-221005, INDIA
rkumar.civ@iitbhu.ac.in

ABSTRACT

Nowadays, in the process of rapid industrialization, land degradation is being observed in presence of chemical or other alterations in the natural soil. Expansive soil resulting from penetration of liquor in to the ground creating differential heaving stress in the foundation of the structures. Present paper deals a case study of distressed structure founding on the soil which is being contaminated with caustic liquor resulting from the process of manufacturing of Alumina. A reinforced cement tertiary thickener structure of Alumina plant (in India) rests on concentric columns got distress features in the form of upheaval of footings after four year of commissioning. The concrete and soil in the foundation area got contaminated with caustic liquor resulting in to the expansion of materials near to the foundation and creating differential heaving distress in the foundation and columns. This paper also deals the remedial measures and a methodology to make the structure stable and durable.

KEYWORDS: expansive soil, heaving stress, caustic liquor

RÉSUMÉ

De nos jours, dans un processus d'industrialisation rapide, la dégradation du foncier est observée par la présence de produits chimiques ou d'autres altérations dans le sol naturel. Le sol expansif résultant du lessivage du sol par une solution de polluant, créé des contraintes ondulées différentielles dans les fondations des structures. Ce travail présente une étude de cas de fondation de structure perturbée sur le sol qui est contaminé avec une solution caustique résultant du processus de fabrication d'Alumine. Une structure d'une usine d'aluminium (en Inde) renforcée par une épaisseur tertiaire de ciment reposant sur des colonnes concentriques, a obtenu des caractéristiques de perturbation sous forme du soulèvement de fondations après quatre années de mise en marche. Le béton et le sol dans la zone de fondation ont été contaminés avec la solution caustique aboutissant à l'expansion des matériaux proche de la fondation et la création de contrainte ondulée différentielle dans la fondation et les colonnes. Ce travail traite aussi les mesures de remédiation et la méthodologie pour rendre la structure stable et durable.

MOTS-CLÉS : sol expansif, contrainte ondulée, solution caustique

1. INTRODUCTION

Land degradation in industrial areas is a big problem (Calace et.al 2005) for structures lie on the soil land. Structures got distressed due to heaving stress resulting from expansion of soil in presence of chemical in the natural soil. It has also been noticed that stability of structures which is used for various purposes got disturbed.

Present paper deals with a case study of distressed Reinforced Concrete Structure (RCC) founding on the soil contaminated with caustic liquor resulting from the process of manufacturing of Alumina (Hidalco Industries Limited in India 2016).

A RCC tertiary thickener structure (Fig.1) of Alumina plant rests on concentric columns got distress features in the form of upheaval of footings after four year of commissioning as reported. The concrete and soil in the foundation area got contaminated with caustic liquor resulting in to the expansion of materials near to the foundation and creating differential heaving distress in the foundation and columns. This paper also deals the remedial measures and a methodology to make the structure stable and durable.

For assessing the health of the structure, a site visit was conducted and various remedial measures have been suggested. Four different tests have been proposed for knowing the health of the distressed structure. Four different tests are ultrasonic pulse velocity (UPV) test, Rebound hammer test, half cell potential test and vibration test. UPV test measures, with the help of props, the velocity of ultrasonic pulse between specified points in the concrete structural member. There is correlation between velocity of pulse and homogeneity of the concrete. Velocity of pulse above 4.5km/sec is termed as excellent quality of concrete. Rebound Hammer test gives the most likely compressive strength of concrete with help of suitable correlation between rebound index and compressive strength of the cube. Half Cell Potential Test measure the extent of corrosion in the reinforcing steel in the concrete. It works on potential on specified area of the concrete. If potentials over an area are more positive than -200 mV, there is a greater than 90 % probability that no reinforcing steel corrosion is occurring in that area at the time of measurement. Vibration test works the vibration principle where four parameters; acceleration, velocity, displacement and vibration frequency are measured and correlated to the vibration of the structure. This test has been applied mainly on Foundation/columns of the structure which check the vibration of the foundation within acceptable range.



Figure 1. A RCC tertiary thickener structure of Alumina plant rests on concentric columns

The main objectives of the tests (Fig.2 to Fig. 4) are to know the current adequacy of the existing structure and to distinguish between the need to assess the properties of material, and the performance of a structural member as a whole. The need to non-destructive test is assessment of cause and extent of

deterioration for repair or remedial measures and monitoring long-term changes in material properties and structural performances. A proper drainage system for caustic liquor has also been suggested to avoid its contamination with soil.

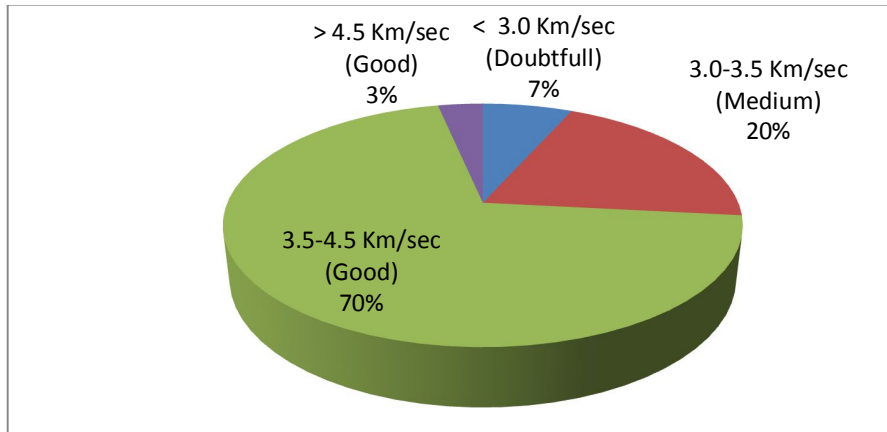


Figure 2. Ultrasonic Pulse Velocity test results for concrete

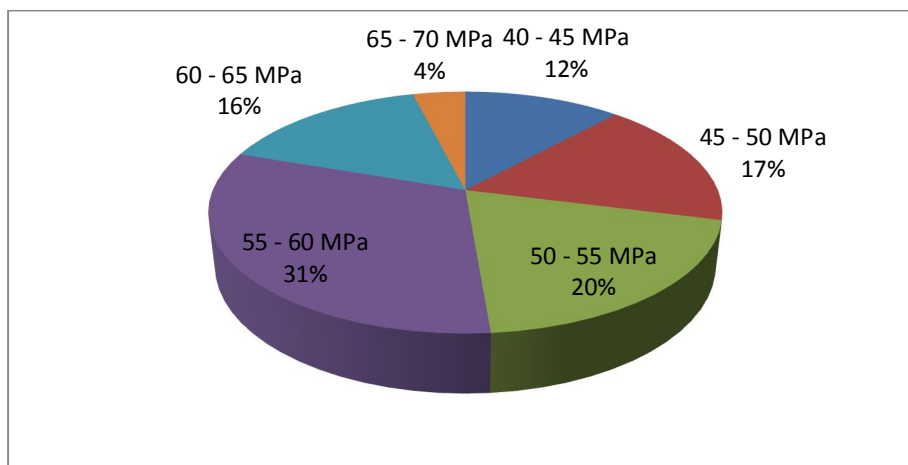


Figure 3 Rebound Hammer test results

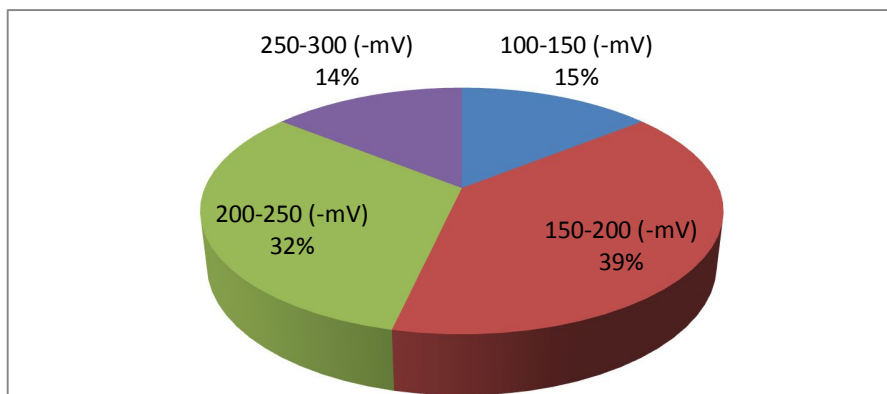


Figure 4. Half Cell Potential test results

2. RESULTS AND DISCUSSIONS

All the above test results suggested that the quality of concrete and structure is in good state although structure got distress due to expansion of founding soil which was contaminated from caustic liquor. It is also clear from above observations that there is significant effect of expansion of soil on the structure.

To avoid the direct contamination of alumina with founding soil of the structure a proper RCC channel with suitable number of pits all-around the structure has also been proposed and in the case of high flow of caustic liquor buster pump may used to pump out the liquor. Some chemical is also being tested in the laboratory to nullify the effect of expansiveness of liquor alumina. From rebound hammer test it has been observed that the compressive strength is good and found around M-50 grade with 84% reading above 45MPa. Ultrasonic test shows most of the concrete in good sound condition with no honeycombing and 73% falls in good category. Some sections are under medium quality, very few under doubtful which needs to be repaired with suitable material. Half-cell potential tests shows that in around 54% area no corrosive activity is there, where as in around 46% area the corrosive activity is uncertain and proper care needs to be taken for concrete cover.

CONCLUSION

On basis of the case study mentioned in the preceding sections following conclusion can be made with reference to the contaminated soil and distressed structures.

Non Destructive tests (NDT) have been carried out on structure to analyse the structural health of the structure. Physical parameters of concrete and reinforcement such as compressive strength, soundness, rate of steel corrosion have been analysed using NDT equipments. Compressive strength as determined from Rebound Indices is good and found around M-50 grade with 84% reading above 45MPa whereas Ultrasonic test shows most of the concrete in good sound condition with no honeycombing and 73% falls in good category. Half cell potential tests shows that in around 54% area no corrosive activity is there, where as in around 46% area the corrosive activity is uncertain and proper care needs to be taken for concrete cover. Soil contaminated may be prevented by proper drainage of liquor resulting from the process of manufacturing of Alumina of Hindalco Industries Limited. Some chemical may also be used to nullify the effect of expansive nature of liquor alumina.

Acknowledgement: Authors acknowledge to the Hindalco Industries limited, India for providing data of different tests conducted at the site. Above case study has been taken from site visit report prepared by the Department of Civil Engineering, IIT(BHU), Varanasi.

Use (Times New Roman, 12, normal). It is possible to use italic to highlight some information but not in bold and underlined.

References

N. Calace, T. Campisi, A Lacondini, M. Leoni, B.M. Petronio and M. Pietroletti, (2005). Metal Contaminated Soil Remediation by means of paper mill sludges addition. Chemical and ecotoxicological evaluation, Vol.136, Issue 3, August 2005, Page 485-492.

Report of Site Visit of different RCC structures of Hindalco Industries Limited, India, 2017

Aspects juridiques du recyclage foncier des sols pollués

Philippe Billet

Directeur de l'Institut de droit de l'environnement (CNRS, UMR 5600, EVS-IDE), 18 Rue
Chevreul, 69007 LYON
philippe.billet@univ-lyon3.fr

RÉSUMÉ

Le recyclage des sites et sols pollués des fins d'urbanisation est une option qui permet d'économiser des sols par densification et de supprimer des risques d'atteintes à la santé et à la sécurité. Il suppose cependant de bien identifier qui est responsable de cette dépollution (l'auteur de la pollution, le propriétaire, la collectivité locale, un tiers) de définir le niveau de la dépollution en fonction de critères subjectifs (d'usage) ou objectifs (remise dans un état « initial ») et de voir comment traiter ces revalorisations fonctionnelles par la planification urbaine et la délivrance des autorisations d'urbanisme, sans négliger le possible jeu de responsabilités en cas de dommages.

MOTS-CLÉS : sols pollués, droit de l'urbanisme, droit de l'environnement, recyclage foncier, occupation des sols, réhabilitation, responsabilité, densification

ABSTRACT

Recycling polluted sites and soils for urbanization is an option that saves soil by densification and eliminates health and safety risks. However, it presupposes clearly identifying who is responsible for this clean-up (the author of the pollution, the owner, the local community, a third party), defining the level of the clean-up according to subjective (use) or objective criteria (restoration to an "initial" state) and seeing how to deal with these functional revalorisations through urban planning and the issue of town planning authorisations, without neglecting the possible set of responsibilities in the event of damage.

KEYWORDS: Polluted soils, urban planning, environmental law, land recycling, land use, rehabilitation, responsibility, densification

1. INTRODUCTION

Le sol est un espace de concurrence, difficilement partageable entre plusieurs occupations qui ne sont pas toujours compatibles entre elles et dont certaines peuvent cristalliser un usage au détriment des autres et porter irréversiblement atteinte à leur support, par artificialisation ou usage délétère. Cette concurrence est souvent déséquilibrée, car la prééminence d'un usage par rapport à l'autre est une affaire de choix politique ou économique autant que de propriétaire. Le droit de l'urbanisme l'a bien compris qui, dans un premier temps, a prôné que les collectivités publiques harmonisent leurs prévisions et leurs décisions d'utilisation de l'espace afin de « gérer le sol de façon économe » (*C. urb., art. L. 110 ancien*) avant de s'arrêter à « une utilisation économe des espaces naturels » (*C. urb., art. L. 101-2*). Au credo « Reconstruire la ville sur la ville » de la loi Solidarité et renouvellement urbains du 13 décembre 2000 a succédé la loi ALUR du 24 mars 2014, qui développe des dispositions destinées à limiter l'étalement urbain et favoriser la densification des espaces construits. A ce titre, elle renouvelle l'approche des sites pollués en les considérant non plus comme des espaces perdus pour l'urbanisation mais comme un gisement foncier potentiel. Mais elle ne remet pas fondamentalement en cause les dispositifs de responsabilité antérieurs en termes de réhabilitation, et de niveau de la remise en état.

2. LA RESPONSABILITÉ DE LA REHABILITATION

Au-delà de la question de savoir quelle autorité peut imposer la réhabilitation, variable selon la source de la pollution des sols (déchets ou installation classée) se pose celle de l'identification du responsable de la remise en l'état. Le législateur a composé un maillage serré pour limiter les tentations du responsable d'échapper à ses obligations, sans toutefois en exclure la possibilité : si le producteur ou le détenteur des déchets ne peut être identifié ou s'il est insolvable ou si en raison de la disparition ou de l'insolvabilité de l'exploitant du site pollué ou du responsable de la pollution, la mise en œuvre des sanctions administratives n'a pas permis d'obtenir la réhabilitation du site pollué, l'Etat peut, avec le concours financier éventuel des collectivités territoriales, confier cette réhabilitation à l'ADEME. Cependant, le responsable potentiel, destinataire de la mesure de police, diffère selon les circonstances ou la source de la pollution.

2.1. La responsabilité du dernier exploitant de l'installation classée

En fin d'exploitation, l'exploitant en titre, doit procéder à la remise en état du site, comme il y est tenu en cas d'accident ou d'incident en cours d'exploitation : il doit placer le site dans un état tel qu'il ne puisse pas porter atteinte aux intérêts visés à l'article L. 511-1 C. envir. (santé et environnement, largement entendu), le cas échéant sous la contrainte de sanctions administratives (C. envir., art. L. 171-8 s.). Mais la diligence de l'exploitant ne peut être effective que dans le cadre très limité des installations pour lesquelles des garanties financières préalables à la délivrance de l'autorisation sont imposées (C. envir., art L. 552-1 ; C. envir., art L. 516-1 s.). La disparition, l'impécuniosité ou, surtout, la succession d'exploitants sur le site, compliquent quelque peu la situation. Toutefois, s'il s'agit de disposer d'un responsable « administratif » de la remise en état, le propriétaire du site ne peut pas être mise en cause, s'il jamais eu la qualité d'exploitant, en application de la théorie dite du « prolongement direct d'activité » : l'autorité de police est fondée à rechercher la responsabilité de l'exploitant antérieur dès lors que la pollution actuelle trouve sa source dans l'activité de celui-ci et le détenteur actuel ne s'est pas substitué à lui en qualité d'exploitant dans une activité similaire (CE, 17 nov. 2004, Sté générale d'archives, req n° 252514).

2.2. La responsabilité du « détenteur » de déchets à la source de la pollution

Le principe est simple : « *Tout producteur ou détenteur de déchets est tenu d'en assurer ou d'en faire assurer la gestion, conformément aux dispositions du présent chapitre* » (C. envir., art. L. 541- 2 nouveau), même s'il les a confiés à un tiers. Le producteur étant rarement connu, cela conduit à privilégier le détenteur, permettant de mettre en cause la personne la plus facilement identifiable : le propriétaire du terrain de dépôt. Mais il ne peut pas être mis en demeure de procéder à l'évacuation des déchets « *en sa seule qualité de propriétaire* » desdits terrains et installations, mais seulement comme « détenteur » de ces déchets, car son statut de propriétaire est exclusif de toute responsabilité. Sauf en cas de faute de sa part : le Conseil d'Etat a ainsi posé le principe selon lequel « *Le propriétaire d'un terrain sur lequel ont été entreposés des déchets peut, en l'absence de détenteur connu de ces déchets, être regardé comme leur détenteur au sens de l'article L. 541-2 du Code de l'environnement, notamment s'il a fait preuve de négligence à l'égard d'abandons sur son terrain* ». La répression administrative s'en tient à la vertu utilitariste de la matérialité du dépôt, dont l'existence caractérise un délaissement de son bien par le propriétaire. Toutefois, quel que soit le degré d'implication du propriétaire, sa responsabilité « *ne revêt qu'un caractère subsidiaire par rapport à celle encourue*

par le producteur ou les autres détenteurs de ces déchets » et ne peut être recherchée que « s'il apparaît que tout autre détenteur de ces déchets est inconnu ou a disparu ».

2.3. La responsabilité liée au régime propre aux sols pollués

Ce régime spécifique hiérarchise les personnes susceptibles d'être mises en cause : en priorité, le responsable est le dernier exploitant pour les sols dont la pollution a pour origine certaines activités à caractère professionnel (installation classée ou opérations de collecte, de transport, de valorisation et d'élimination des déchets...). Ce dernier exploitant peut toutefois être remplacé par un tiers « intervenant » (C. envir, L. 512-21) ou le maître d'ouvrage (C. envir., L. 556-1), « *chacun pour ses obligations respectives* ». Lorsque la pollution a une autre origine, le responsable est « *le producteur des déchets qui a contribué à l'origine de la pollution des sols ou le détenteur des déchets dont la faute y a contribué* ». Toutefois, « à titre subsidiaire », en l'absence de l'un de ces responsables, « *le propriétaire de l'assise foncière des sols pollués par une activité ou des déchets* » peut être tenu de cette réhabilitation « *s'il est démontré qu'il a fait preuve de négligence ou qu'il n'est pas étranger à cette pollution* », ce qui confirme la jurisprudence antérieure.

Il faut surtout retenir le fait que, afin de ne pas retarder la mise en valeur de terrains qui auraient été pollués par le fonctionnement d'une installation classée, la loi permet à un tiers de demander au préfet « *de se substituer à l'exploitant, avec son accord, pour réaliser les travaux de réhabilitation en fonction de l'usage que ce tiers envisage pour le terrain concerné* ». Mais sans régler le cas de dommages qui les affecteraient postérieurement à cette réhabilitation. Cependant, notamment en cas de défaillance de ce tiers et d'impossibilité de mettre en œuvre les garanties financières (critère cumulatif), le dernier exploitant est tenu des mesures de réhabilitation pour l'usage défini dans les conditions qui auraient prévalu en l'absence de substitution.

3. LA DEFINITION DU NIVEAU DE REHABILITATION

Tous les régimes visent la neutralisation des effets de la pollution. Deux conceptions s'opposent, au regard de l'objectif recherché : une approche « casuiste », selon laquelle « *les fonctions du sol à protéger dépendent de l'état actuel du sol et de son affectation* » et une approche « rabique », qui exige que « *afin de garantir un développement durable et laisser en héritage aux générations futures un environnement de qualité, la multifonctionnalité des sols doit être préservée, quel que soit l'usage actuel du sol* ».

3.1. Le maintien de l'ordre public

L'ordre public est l'objectif de toute la réglementation : la gestion des déchets doit être conforme aux dispositions du code de l'environnement (éviter des effets nocifs sur le sol, la flore et la faune, à dégrader les sites ou les paysages, à polluer l'air ou les eaux, à engendrer des bruits et des odeurs et, d'une façon générale, à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement) (art. L. 541-2). De la même, le régime des installations classées tend à éviter les dangers ou inconvénients « *soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publiques, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature, de l'environnement et des paysages, soit pour l'utilisation rationnelle de l'énergie, soit pour la conservation des sites et des monuments ainsi que des éléments du patrimoine archéologique* » (L. 511-1). Cette déclinaison de l'ordre public donne le fondement et les limites de l'intervention de l'autorité de police spéciale, objectivise les mesures. Elle retrouve une finalité plus générale lorsque l'autorité de police municipale intervient en substitution de l'autorité de police spéciale : l'ordre public de l'article L. 2212-2 CGCT concerne ainsi « *le bon ordre, la sûreté, la sécurité et la salubrité publiques* », qui comprend notamment « *le soin de prévenir, par des*

précautions convenables, et de faire cesser, par la distribution des secours nécessaires (...) les pollutions de toute nature ». Il s'agit de « faire cesser », de neutraliser l'atteinte et non d'envisager un usage ultérieur particulier, contrairement au régime de la police de la responsabilité environnementale, qui tend à « *supprimer tout risque d'atteinte grave à la santé humaine* », mais en prenant en compte de l'usage futur du site.

3.2. La garantie de l'occupation des sols future

La loi « Bachelot » de 2003 a modernisé le dispositif de remise en état des installations classées en se fondant sur une approche casuiste. Ainsi, « *Lorsque l'installation est mise à l'arrêt définitif, son exploitant place son site dans un état tel qu'il ne puisse porter atteinte aux intérêts mentionnés à l'article L. 511-1 et qu'il permette un usage futur du site déterminé conjointement avec le maire ou le président de l'établissement public de coopération intercommunale compétent en matière d'urbanisme et, s'il ne s'agit pas de l'exploitant, le propriétaire du terrain sur lequel est sise l'installation.* ». A défaut d'accord entre ces personnes, l'exploitant doit placer son site « *dans un état tel qu'il ne puisse porter atteinte aux intérêts mentionnés à l'article L. 511-1 et qu'il permette un usage futur du site comparable à celui de la dernière période d'exploitation de l'installation mise à l'arrêt* ». Toutefois, si cette réhabilitation « *est manifestement incompatible avec l'usage futur de la zone, apprécié notamment en fonction des documents d'urbanisme en vigueur à la date à laquelle l'exploitant fait connaître à l'administration sa décision de mettre l'installation à l'arrêt définitif et de l'utilisation des terrains situés au voisinage du site* », le préfet peut fixer, après leur avis, des prescriptions de réhabilitation plus contraignantes « *permettant un usage du site cohérent avec ces documents d'urbanisme* ». Pour les nouveaux sites (postérieurs au 1^{er} février 2004), l'arrêté d'autorisation détermine, après avis de ces mêmes personnes, l'état dans lequel devra être remis le site à son arrêt définitif (C. envir., art. L. 512-17), ce qui permet de soumettre les conditions d'exploitation et garanties aux exigences de la remise en état. Toutefois, si l'usage ou les usages envisagés par le tiers demandeur sont d'une autre nature, ce dernier doit recueillir « *l'accord du dernier exploitant, du maire ou du président de l'établissement public de coopération intercommunale compétent en matière d'urbanisme et, s'il ne s'agit pas de l'exploitant, du propriétaire du terrain sur lequel est sise l'installation* » : le préfet se prononce sur cet usage alternatif et peut prescrire « *les mesures de réhabilitation nécessaires pour l'usage envisagé* ».

Il faut également intégrer la remise en état dans le cadre des « secteurs d'information sur les sols » (SIS) de la loi ALUR « *qui comprennent les terrains où la connaissance de la pollution des sols justifie, notamment en cas de changement d'usage, la réalisation d'études de sols et de mesures de gestion de la pollution pour préserver la sécurité, la santé ou la salubrité publiques et l'environnement* ». Lorsque des projets de construction ou de lotissement sont prévus dans un SIS, ils doivent faire « *l'objet d'une étude des sols afin d'établir les mesures de gestion de la pollution à mettre en œuvre pour assurer la compatibilité entre l'usage futur et l'état des sols* ». Dans son dossier de demande, le maître d'ouvrage doit fournir « *une attestation garantissant la réalisation de cette étude des sols et de sa prise en compte dans la conception du projet de construction ou de lotissement* ». Ce dispositif « *s'applique sans préjudice des dispositions spécifiques sur la pollution des sols déjà prévues dans les documents d'urbanisme* », qui peuvent traduire en termes d'occupation des sols le fait que des terrains soient pollués. Il permet ainsi de mettre en adéquation l'état des sols et l'utilisation qui peut en être faite, puisque l'étude à joindre doit « *établir les mesures de gestion de la pollution à mettre en œuvre* », que validera l'autorité délivrant l'autorisation. Cette solution ne devrait en tout cas pas priver le maire de la possibilité de mobiliser les dispositions d'ordre public de l'article R. 111-2 C. urb., qui lui permettent d'imposer des prescriptions spéciales si le projet est de nature, notamment, de porter atteinte à la sécurité et à la

sécurité publique (comme le cas d'un projet situé sur un sol pollué). Et ce, quand bien même le pétitionnaire ne serait pas tenu de produire cette étude.

Ces deux dispositifs sont dynamiques, en ce sens qu'ils conditionnent la réhabilitation des sols. Ils peuvent composer avec la solution d'attente de la servitude instituée par la loi « Démocratie de proximité » du 27 février 2002 en vue de protéger les intérêts de l'article L. 511-1 C. envir. Le préfet peut en effet instituer une servitude d'utilité publique « *sur des terrains pollués par l'exploitation d'une installation, sur l'emprise des sites de stockage de déchets ou dans une bande de 200 mètres autour de la zone d'exploitation, ou sur l'emprise des sites d'anciennes carrières ou autour de ces sites sur des surfaces dont l'intégrité conditionne le respect de la sécurité et de la salubrité publiques (...)* ». Ces servitudes peuvent, en outre, « *comporter la limitation ou l'interdiction des modifications de l'état du sol ou du sous-sol, la limitation des usages du sol, du sous-sol et des nappes phréatiques, ainsi que la subordination de ces usages à la mise en œuvre de prescriptions particulières, et permettre la mise en œuvre des prescriptions relatives à la surveillance du site* ». La loi ALUR a complété le dispositif en prévoyant que lorsque la servitude « est devenue sans objet, elle peut être supprimée, à la demande de l'ancien exploitant, du maire, du propriétaire du terrain », ou à l'initiative du préfet. Dans les trois premiers cas, la demande d'abrogation « doit être accompagnée d'un rapport justifiant que cette servitude d'utilité publique est devenue sans objet ». Lorsque le propriétaire du terrain et l'exploitant ne sont pas à l'origine de cette demande, ils sont informés par le préfet du projet de suppression de la servitude.

En tout état de cause, la question du retour à l'état initial n'est jamais envisagée dans ces termes par le droit des sols pollués, dans le cadre des trois régimes spéciaux de police (installations classées, déchets, sols pollués). Elle reste marginale à ce titre et on ne la trouve que dans le cadre très particulier du régime de la responsabilité environnementale. Mais elle est curieusement exclue de la remise en état des sols pollués dans les conditions justifiant l'application de ce régime. Ainsi, « *les mesures de réparation doivent permettre de supprimer tout risque d'atteinte grave à la santé humaine en tenant compte de l'usage du site endommagé existant ou prévu au moment du dommage, apprécié notamment en fonction des documents d'urbanisme en vigueur à cette date. La possibilité d'une réparation du sol par régénération naturelle doit être envisagée* ». Cette solution tranche singulièrement avec celle qui a été retenue, dans le même contexte, pour les atteintes aux eaux, espaces et espèces protégées par le régime de la responsabilité environnementale, pour lesquels les mesures de réparation des dommages les affectant « *visent à rétablir ces ressources naturelles et leurs services écologiques dans leur état initial et à éliminer tout risque d'atteinte grave à la santé humaine. L'état initial désigne l'état des ressources naturelles et des services écologiques au moment du dommage, qui aurait existé si le dommage environnemental n'était pas survenu, estimé à l'aide des meilleures informations disponibles* ».

4. CONCLUSION

Cette nouvelle finalisation de l'usage des sites à des fins d'urbanisme, l'implication potentielle de nouveaux responsables, ne règlent cependant pas toutes les questions, et notamment pas celle de la formalisation de ces sites dans les documents d'urbanisme, comme cela pourrait être le cas sur la base d'indices de constructibilité (assis notamment sur l'état des sols et leur occupation potentielle), qui donnerait plus de pouvoirs à l'autorité chargée de délivrer les autorisations de construire, sans nécessairement devoir attendre l'intervention de l'autorité en charge de la dépollution. Si cela appelle un règlement des risques de concours de police, cela permettrait d'impliquer plus encore le constructeur, qui ferait son affaire de ses relations avec le « vrai » responsable de la pollution. De

nouvelles formules également émergentes, qui pourraient être intégrées dans le dispositif, à l'instar des mécanismes de compensation environnementale : la dépollution des sols peut constituer une additionnalité écologique, permettant à des aménageurs d'un autre projet de prendre à leur charge cette dépollution pour compenser les effets environnementaux de leur projet. Un droit qui reste encore à construire, donc.

Références bibliographiques

Billet Ph. (2014). La loi ALUR et les sols pollués : *JCP A*, n° 2262

Billet Ph. (2016). Le traitement juridique de la question des sites contaminés en droit public, pp. 77- 100, in Mekki M. et Naim-Gesbert E. (dir.), *Droit public et droit privé de l'environnement : unité dans la diversité ?*, LGDJ, 252 p..

Desrousseaux M. (2016). La protection juridique de la qualité des sols, LGDJ, 484 p.

Steichen P. et Lafeuille Ch. (2015), La politique de réutilisation du foncier des friches industrielles stimulée par la loi ALUR - Un nouvel encadrement des rapports contractuels portant sur les friches industrielles : *Rev. jur. Environnement*, pp. 266-283.

Steichen P. (2016). Le principe de responsabilité - Le cas des sites contaminés - aspects de droit privé, pp. 101-115, in Mekki M. et Naim-Gesbert E. (dir.), *Droit public et droit privé de l'environnement : unité dans la diversité ?*, LGDJ, 252 p.

Résumés/Abstracts

Posters

Multi isotopic Nd analysis a new tool to fingerprint anthropogenic materials

Nina BOTHAMY, Albert GALY.

CRPG UMR 7358 CNRS-UL,

nbothamy@crpg.cnrs-nancy.fr , agaly@crpg.cnrs-nancy.fr

Abstract

Growing demand on neodymium (Nd) for new technologies, such as permanent magnets, could make it a future potential contaminant. Its background natural level in the environment (soils, sediments) doesnot allow distinguishing anthropogenic Nd from natural Nd using concentration alone. We propose a new tool: the measurement of the mass-dependent isotopic fractionation of Nd. Improved isotopic analysis by MC-ICPMS allows the determination of precise and accurate Nd isotopic composition. 5 high-purity Nd samples (either purchased as solution or metal) were measured using the sample-standard bracketing technique and the JNdi-1 as the reference standard. We define the mass-dependent Nd isotope compositions ($\delta^x\text{Nd}$) as the relative deviation from the JNdi-1:

$$\delta^x\text{Nd} = \left[\frac{\left(\frac{{}^x\text{Nd}}{{}^{144}\text{Nd}} \right)_{\text{sample}}}{\left(\frac{{}^x\text{Nd}}{{}^{144}\text{Nd}} \right)_{\text{JNdi-1}}} - 1 \right] \times 10^3$$

Where $x = 145, 146, 148$ or 150 . The 2σ external reproducibility, calculated from 42 repeated measurements of the JNdi-1 standard, are respectively ± 0.043 , ± 0.049 , ± 0.081 and ± 0.139 ‰ for $\delta^{145}\text{Nd}$, $\delta^{146}\text{Nd}$, $\delta^{148}\text{Nd}$ and $\delta^{150}\text{Nd}$. Extreme values were observed for JMC, the lightest with $\delta^{148}\text{Nd} = -1.015 \pm 0.073$ (2σ) ‰, and for JM Nancy, heavier than the JNdi-1 with $\delta^{148}\text{Nd} = 0.183 \pm 0.089$ (2σ) ‰. Including the literature data (Wakaki and Tanaka, 2012; Ohno and Hirata, 2013; Saji et al., 2016; McCoy-West et al., 2017), the isotopic range for anthropogenic Nd is 0.35‰/amu (26 samples) and only 0.13‰/amu for natural terrestrial samples (39 rocks). It could be that man-purified Nd samples can be distinct from natural samples and are characterized by enrichment in light isotopes. The main method used to obtain individual lanthanides is cation exchange, especially to successfully obtain a high degree of purity. In order to simulate industrial cation exchange, resin separation and chromatographic tests were performed in the laboratory. We used PFA columns with Ln Spec 50-100 μm resin. Our results show that Nd fractionates following a mass-dependent fractionation law and that heavy Nd isotopes are eluted first. However, Nd is hard to be fully separated from light rare earth elements (LREEs). An easy way to achieve this is to only collect the fraction free of LREEs. This means to remove the Nd fraction being enriched in heavy isotopes, producing high-purity Nd materials enriched in light Nd isotopes and waste enriched in heavy Nd isotopes. Moreover, the comparison of the extreme values of the mass fractionation coefficient β [kinetic β : 0.4999 to 0.5033, equilibrium β : 0.5051 to 0.5068; calculated applying the 3-isotopes systematic (Young et al., 2002; Hayles et al., 2017) on ${}^{144}\text{Nd}$, ${}^{146}\text{Nd}$ and ${}^{148}\text{Nd}$] with the estimated β of chromatographic tests in the laboratory shows that these tests are without doubt characterized by kinetic isotopic fractionation. For man-made samples, uncertainties of the measurements are too large to determine the process for sure but the data are consistent with kinetic isotopic fractionation. Therefore, anthropogenic Nd pollution related to refining plants could be identified by kinetic enrichment in heavy isotopes while future pollution related to derelict high purity Nd magnet will be characterized by kinetic enrichment in light isotopes.

Key-words: Neodymium (Nd), Stable isotopes, Anthropogenic materials.

References

- Hayles J. A., Cao X., and Bao H., (2017). The statistical mechanical basis of the triple isotope fractionation relationship. *Geochemical Perspectives Letters*, v. 3, no. 0, p. 1–11, doi: 10.7185/geochemlet.1701.
- McCoy-West A. J., Millet M.-A., and Burton K. W. (2017). The neodymium stable isotope composition of the silicate Earth and chondrites. *Earth and Planetary Science Letters*, v. 480, no. Supplement C, p. 121–132, doi:10.1016/j.epsl.2017.10.004.
- Ohno T., and Hirata T., (2013). Determination of Mass-Dependent Isotopic Fractionation of Cerium and Neodymium in Geochemical Samples by MC-ICPMS. *Analytical Sciences*, v. 29, no. 1, p. 47–53, doi:10.2116/analsci.29.47.
- Saji N. S., Wielandt D., Paton C., and Bizzarro M., (2016). Ultra-high-precision Nd-isotope measurements of geological materials by MC-ICPMS. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, v. 31, no. 7, p. 1490–1504, doi:10.1039/C6JA00064A.
- Wakaki, S., and Tanaka T., (2012). Stable isotope analysis of Nd by double spike thermal ionization mass spectrometry. *International Journal of Mass Spectrometry*, v. 323–324, p. 45–54, doi:10.1016/j.ijms.2012.06.019.
- Young E. D., Galy A., and Nagahara H., (2002). Kinetic and equilibrium mass-dependent isotope fractionation laws in nature and their geochemical and cosmochemical significance: *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 66, no. 6, p. 1095–1104, doi:10.1016/S0016-7037(01)00832-8.

Characterization of steel industry slag First results from an approach combining magnetic and geochemical data

Maud HERBELIN¹, Jérôme BASCOU¹, Véronique LAVASTRE¹, Damien GUILLAUME¹, Frédéric
ASTOLFI²

¹ Université de Lyon, Université Jean Monnet and UMR-CNRS 6524, Laboratoire Magmas et Volcans, 42023 Saint-
Etienne, France,

maud.herbelin@univ-st-etienne.fr

² INDUSTRIEL FRANCE Groupe ArcelorMittal, B.P. 368 42803 Rive de Gier, France

frederic.astolfi@arcelormittal.com

Abstract

Steelmaking slags are formed throughout the various smelting and refining steps, they are recognized to be rich in heavy metals and therefore represent an important source of potential pollution for air, soil, water and vegetation. However, environmental transfer processes are still poorly understood. The present study aims to identify mineralogical transformations and metals mobility evolution in slags throughout weathering. The studied material comes from the Industeel plant of Châteauneuf (Loire, France), it is mainly Electric Arc Furnace slag from Carbon steel production (EAF C slag) and it has been accumulated for several decades (from 1946 to 2006). This old material doesn't meet present standards, it didn't undergo the new processes which restrain metals mobility, so that it can't be recovered as aggregates nor in any other traditional slag applications (cement, ballast, agriculture, water filtration). Its chemical properties and particularly its high chrome content (around 10000 mg/kg) exclude all possibilities of use, even landfilling as hazardous waste is not acceptable.

Several studies on soils and leaves (e.g Cao et al., 2015) and on roads dusts (Jordanova et al., 2014) show a correlation between heavy metals contents (Fe, Cr, Ni, Cu, Pb, Mn) and magnetic susceptibility. Considering these results, it seems appropriate to investigate relationships between magnetism and chemical properties in steelmaking slag. Magnetic measures have the advantage to be very quick and easy to implement, while chemical and mineralogical analysis require a longer sample preparation. The present study is realized at different scales: at the scale of the site (several hectares) to map magnetic susceptibility variations; at the sample scale (with a usual weight of 500g) and at minerals scale.

Using a Bartington MS2D loop sensor, a surface magnetic susceptibility map of the site has been carried out in order to identify areas of interest or possible anomalies. Meanwhile, magnetic and chemical analyses have been realized on the same samples respectively with the XRF EDS analyzer Olympus Vanta Serie M and the susceptibility meter Agico MKF1-FA –Kappabridge. Fe content ranges from 16.8% to 26.8%, Cr contents between 1.4% and 2.5%; and magnetic susceptibility ranges from $54 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$ to $65 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$. The first results show a correlation between Fe content and Cr and Mn content. There is also a correlation between the presence of these three elements and magnetic susceptibility values.

Minerals responsible for magnetic susceptibility and trace metals bearing minerals are identified by XRD and with K-T curves (obtained by measuring magnetic susceptibility between -173°C and 700°C). The knowledge of trace metals speciation leads to a better understanding of their mobility in the environment. This study is carried on partially weathered slag, since it has been exposed to rain for some decades. An experimental approach will be done to

complete the in situ observations: an accelerated aging of slag will be carried out at the laboratory by experimental petrology tests which make possible a follow-up of fluids–rocks interactions at high pressures and high temperatures.

Key-words: Electric Arc Furnace slag, traces metals, geochemistry, magnetic properties.

References

Cao L., Appel E., Hu S., Yin G., Lin, H., Rösler W. (2015). Magnetic response to air pollution recorded by soil and dust-loaded leaves in a changing industrial environment. *Atmospheric Environment* 119, 304–313. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.06.017>

Jordanova D., Jordanova N., Petrov P. (2014). Magnetic susceptibility of road deposited sediments at a national scale –Relation to population size and urban pollution. *Environnemental Pollution* 189, 239–251. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.030>

Inventaire des sites industriels et activités de service: mise à jour de la base de données BASIAS pour le territoire Rhône-Alpes. Zooms sur le département de la Loire et sur l'inventaire historique urbain de la Métropole de Lyon.

Blandine CLOZEL-LELOUP

BRGM AURA, 151 bd Stalingrad, 69626 Villeurbanne Cedex,

b.clozel@brgm.fr

Résumé

La connaissance des sites industriels (leur localisation, la succession des activités qui s'y sont déroulées) d'un territoire permet de fiabiliser les opérations foncières et les projets d'aménagement. Cette connaissance contribue ainsi, par une gestion prévisionnelle plus soucieuse de considérer l'état des milieux, à assurer une meilleure protection de l'environnement et diminuer l'exposition des populations. Les dispositions de la loi ALUR (Accès au Logement et à un Urbanisme Rénové) renforcent d'ailleurs la nécessité de porter à connaissance l'existence de ces sites industriels.

La mise à jour de la base de données BASIAS des sites industriels et activités de service (<http://www.georisques.gouv.fr/dossiers/inventaire-historique-des-sites-industriels-et-activites-de-service-basias#/>) menée entre 2006 et 2018 sur le territoire Rhône-Alpes voit augmenter le nombre de sites de 1 933 à près de 43500 sites, contribuant ainsi à mettre à disposition de tous (bureaux d'études, notaires, aménageurs, particuliers...) des éléments de connaissance nouveaux sur l'histoire industrielle du territoire.

Ce poster présentera brièvement la méthode de réalisation de cette mise à jour (sources d'informations, cadrage des activités recensées, périodes couvertes, informations collectées, modalité de localisation des sites...) ainsi qu'un point sur les moyens humains déployés et les sources de financements pour cette opération d'envergure.

Deux zooms spécifiques seront faits: L'un sur le département de la Loire avec un passage de 657 sites à 6771 sites, localisés à plus de 70% (coordonnées XY au centre de site), concernant 82% des communes de la Loire. Pour illustration, un secteur de Saint-Etienne (2112 sites) sera présenté. NB: à l'heure de la rédaction de ce résumé, les retours des mairies ne sont pas encore tous exploités, ces chiffres sont amenés à être modifiés à la hausse. L'autre zoom portera sur le département du Rhône et plus particulièrement sur l'inventaire historique urbain qui a été engagé par la Métropole de Lyon (534 km²) où sont identifiés 10307 sites, localisés à 90%, à l'échelle du parcellaire cadastral.

Mots-clés: inventaire historique des sites industriels, inventaire historique urbain (IHU), BASIAS, Rhône-Alpes.

Références

Clozel-Leloup B., Mander J. et Saint Martin M. (2015). Inventaire des sites industriels et d'activités de service du département de la Loire. Période 1810-1977 Rapport final. BRGM/RP-65448-FR, 39 p., 11 ill., 6 ann.

Développement d'un Modèle Numérique pour Simuler les Opérations de Réhabilitation des Sols Pollués par Extraction sous Pression Réduite

Zakaria JALIL ^{1,2}, Mohamed MBARKI², Otmane BOUDOUCHE¹

¹ Equipe Procédés Environnementaux & Agro-Industriels EPEAI, Faculté des Sciences et Techniques, BP 523, Béni Mellal, Maroc
boudouch@usms.ma

² Laboratoire de Procédés Chimiques et Matériaux Appliqués LPCMA, Faculté Polydisciplinaire, BP 520, Béni Mellal, Maroc
mbarkimeister@gmail.ma

Résumé

Le procédé d'extraction sous pression réduite (Soil Vapour Extraction SVE) consiste à créer une dépression dans le sol afin d'induire un écoulement contrôlé d'air qui entrainera par volatilisation les contaminants volatils et quelques contaminants semi-volatils du sol (Farhan et al., 2001). En général, la dépression exercée au sein du sol est de l'ordre de quelques centaines de millibars. Le rayon de la zone traitée est souvent de quelques mètres à quelques dizaines de mètres en fonction des caractéristiques du sol (porosité, perméabilité à l'air).

La modélisation numérique est devenue un outil important dans le développement de la technique d'extraction sous pression réduite en assurant une meilleure compréhension des mécanismes physico-chimiques ayant lieu lors des opérations de traitement par cette dernière. Un modèle numérique approprié peut également servir à mieux concevoir un système SVE et aider à évaluer le temps optimal de réhabilitation (Nguyen et al., 2013).

Dans ce travail on a développé un modèle numérique permettant de simuler les opérations d'extraction sous pression réduite. Les essais numériques ont été réalisés sur un sol contaminé par des hydrocarbures. La zone contaminée avait une hauteur de 3 m et une largeur de l'ordre de 10 m.

Les résultats de modélisation ont montré que parmi les paramètres, qui influence l'efficacité d'un traitement par extraction sous pression réduite, on trouve le coefficient de transfert de masse Air-Phase liquide Non-Aqueuse. La variation de ce dernier lors d'une opération de dépollution affecte le temps de réhabilitation optimal et donc la faisabilité économique d'un tel traitement.

Mots-clés : extraction sous pression réduite, modèle numérique, coefficient de transfert de masse.

Références

Farhan S., Holsen T. M., & Budiman J. (2001). Interaction of soil air permeability and soil vapor extraction. *Journal of Environmental Engineering ASCE*, 127, 32–37

Nguyen V. T., Zhao L., & Zytner R. G. (2013). Three-dimensional numerical model for soil vapor extraction. *Journal of Contaminants Hydrology*, 147(12), 82–95.

Effect of material addition and specific seed on calcite formation in metallurgic slag

Raquel Marie BELNAP, Mariem KACEM

Univ. Lyon, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Saint-Etienne, Laboratoire de Tribologie et Dynamique des Systèmes LTDS UMR 5513 CNRS, F-42023 Saint-Etienne, France,

rbelnap932@gmail.com, Mariem.kacem@enise.fr

Abstract

This work is an analysis of the passive soil sequestration that removes atmospheric CO₂ through pedogenic calcium silicate minerals on different soils. The carbon capture process creates an unreactive calcite that is trapped within the soil from the pollutant carbon dioxide within the atmosphere. The ions from the carbon dioxide naturally bond with the calcium within the soil through time.

The soil that is used in this work is composed of metallurgical slag. There are 18 total samples, consisting of 9 lysimeters and 9 parcels, were tested at the Chateauneuf site (42) in France (Bouchardon et al. 2014). The differences in the samples are due to the material additions and specific plant types. The soil additions were wood fragments (BRF :Bois Raméal Fragmenté) and material for waste-water treatment (MIATE : Matières d'Intérêt Agronomique Issues du Traitement des Eaux). The seeding process, or induced vegetation in the soil, tested include three parts; Firstly, a standard assembly with seeds that are not enhanced for metallurgical waste (M1), then an optimized assembly: enhanced seeds for metallurgical waste (M2), and spontaneous colonization of seeds (M3). The pedological characteristics and the calcite content were measured during the analysis. The influence of material addition and specific plant type was tested on pH values, soil humidity, and calcite formation tests. The pH and calcite formation results were collected three times during six years.

The pH values for lysimeters, average of 8.99, were greater than the values for parcels, average of 8.70. The pH meter factor of error was determined, through multiple measurements, to be ± 0.02 . BRF have an impact on pH during the case of M2. MIATE addition decreases the pH of the soils, bringing it closer to the pH of neutral water. The pH results are consistently higher for the lysimeter than the parcel. During the calcite test, the results vary significantly more for the parcel than the lysimeter. The lysimeter samples have a greater mean (25.69%) than the parcel (17.51%). As the parcel samples mixed with different soils, the values are consistently influenced by vegetation or species. The lysimeter calcite test ranges between 27.85 and 21.62, while the parcel ranges between 9.03 and 32.84. The M1 with no addition of additives increases carbonation for parcels, and the BRF or no additions. All seed types increase the carbonation for lysimeter. On average the lysimeter has more consistent and higher results of carbonation. The pH values and calcite evolution decrease from 2010, to 2013, through 2016. During the humidity results, within the lysimeter the results are similar throughout the seed types, the MIATE increases the value, and the BRF had little effect. During the parcel, the results of the seeds were significantly different. The humidity is greater in the lysimeter (average of 1.8%) than the parcel (average of 2.1%).

According to these results, the larger amounts of calcite precipitate when the pH is higher, moisture is lower, and within a lysimeter without specific seeds. The calcium oxide is necessary in order for the calcium to react with the carbon dioxide and precipitate calcite.

Key-words: slag, calcite formation, soil addition, seed

References:

Bouchardon J-L., Conord C., Cadière F. (2014). PHYSAFIMM: Phytostabilisation, a suitable methodology for industrial, metallurgical and mining dumps. Final report.

HYdrometallurgy and Phytomanagement Approaches for Steel Slag management (HYPASS)

Fernando PEREIRA^(1,2), Nour-Eddine MENAD³, Frédéric ASTOLFI⁴, Olivier FAURE^(1,2), Bruno LEMIÈRE³, Elsa LIMASSET³, Stéphanie MULLER³, Frédéric PARAN^(1,2), Mathieu SCATTOLIN^(1,2), Jacques VILLENEUVE³, Steve PEUBLE^(1,2), Frédéric GALLICE^(1,2), Florence DUJARDIN^(1,2), Alain SERON³

¹ "Association pour la Recherche et le développement des Méthodes et processus INdustriELS" (ARMINES), F - 75 272 Paris (France).

² Mines Saint-Étienne, Centre "Sciences des Processus Industriels et Naturels" (SPIN), Département "Procédés pour l'Environnement et les Géo-ressources" (PEG), F - 42 023 Saint-Étienne (France).

³ "Bureau de Recherches Géologiques et Minières" (BRGM), "Direction Eau, Environnement et Écotechnologies" (D3E), F - 45 060 Orléans (France).

⁴ Industeel France ArcelorMittal, F - 42 800 Châteauneuf (France).
fernando.pereira@mines-stetienne.fr

Abstract

Metallurgical slags are major by-products generated by the steel and iron industry. Although they represent potentially important economic resources, as they still often contain significant amounts of "Strategic Metals" (SMs), slags are also considered as industrial waste that may pose public health and environmental concerns. The goal of the HYPASS project [funded by the "Agence Nationale de la Recherche" (ANR)] is to propose technological innovations for both a cost-effective recovery of strategic metals and an eco-friendly management of metallurgical dumps. In this respect, HYPASS will consider the process as a whole, from by-products production to slag valorization and finally rehabilitation of contaminated landfills, with the ultimate goal of developing economically feasible and environmentally acceptable "zero-waste" processes. The core of the project is the development, assessment and evaluation of two complementary valorization routes using: 1/ hydrometallurgical-based approaches (under alkaline conditions) to recover high SMs amounts, and 2/ phytostabilization approaches [and the beneficial role of "Arbuscular Mycorrhizal Fungi" (AMF)] to promote ecological restauration of slagheaps. Additionally, HYPASS proposes to list and to map existing dumpsites, to perform "Life Cycle Assessments" (LCA) for various processing methods and to develop a "Decision-Support Tool" (DST) to help identifying the best treatment options, both from an economical and from an environmental point of view. HYPASS technologies will be implemented at a largeslagheap situated at Châteauneuf (Loire, France), which is registered in the SAFIR¹ network. The project involves one industrial (Industeel France ArcelorMittal²) and two academic partners (ARMINES/SPIN³ and BRGM⁴) and is organized into eight complementary "Working Packages" (WPs). Strong and numerous impacts are expected from the project. Technologically, the development of new approaches to recover SMs is in itself very innovative and promising, as this could allow to process large amounts of slags that are currently weakly re-used. This is very important in relation to the ambitious targets set by the "European Union" (EU) for recycling metallurgical by-products and decreasing landfilling practices. Environmentally, using phytostabilization as a capping strategy for slagheap rehabilitation will not only improve visual aspect of degraded lands, but this will also trigger the restauration of a local biodiversity and the construction of a technosoil. Restoring biodiversity and stimulating soil formation could give a new value to derelict slagheap, as this is directly linked to ecosystem services that a land may deliver. Additionally, HYPASS will have significant economical and societal impacts, as it could reduce the

dependence of European countries to SMs importation. Finally, HYPASS could help to create new jobs in the emerging area of high added-value waste treatment and valorization.

¹ SAFIR ("Sites Ateliers Français pour l'Innovation et la Recherche pour la gestion des sols") [<http://www.safir-network.com/>].

² Industeel France ArcelorMittal (<http://industeel.arcelormittal.com/industeel/where-we-are/>).

³ ARMINES ("Association pour la Recherche et le Développement des méthodes et processus industriels") [<http://www.armines.net>] / SPIN ("Sciences des Processus Industriels et Naturels") [<http://www.mines-stetienne.fr/recherche/5-centres-de-formation-et-derecherche/sciences-des-processus-industriels-et-naturels/>].

⁴ BRGM ("Bureau de Recherches Géologiques et Minières") [<http://www.brgm.fr>].

Effets de l'infiltration d'eaux usées traitées sur des zones de rejet végétalisées via une plateforme lysimétrique

Ania MORVANNOU, Nicolas FORQUET

Irstea, UR REVERSAAL, centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua CS 20244, 69625 Villeurbanne, France;
ania.morvannou@irstea.fr ; nicolas.forquet@irstea.fr

Résumé

Les zones de rejet végétalisées pour l'infiltration des eaux usées traitées sont actuellement utilisées comme technique intéressante pour réduire les flux d'eau envoyés vers le milieu récepteur superficiel et pour réaliser un traitement complémentaire. Cette étude vise à étudier le comportement hydraulique et à fournir une description du devenir des polluants s'écoulant dans trois sols différents pour une charge hydraulique appliquée relativement faible (6 cm/j) ainsi que pour des périodes de surcharge hydraulique (12 cm/j, 24 cm/j). L'installation expérimentale est formée de trois lysimètres (L1, L2, L3) contenant trois sols sélectionnés pour être représentatifs de ceux pouvant être rencontrés à proximité des stations d'épuration. Les lysimètres (profondeur: 1,5 m, surface: 1 m²) sont des monolithes de sols non remaniés dont les masses sont continuellement mesurées afin de réaliser un bilan de masse précis. Ils sont alimentés de façon intermittente durant 3,5 jours et mis au repos pendant 3,5 jours. Les essais ont duré 20 mois. Les propriétés texturales, hydrodynamiques et géochimiques initiales ont été déterminées par des analyses en laboratoire et ont servi de référence pour les analyses réalisées durant les essais. Les flux entrants et sortants des polluants majeurs (COT, N-NH₄, N-NO₃, N_{tot}, P-PO₄, P_{tot}) ont été suivis ainsi que les teneurs en eau, les teneurs en oxygène et les potentiels d'oxydoréduction à différentes profondeurs. Une attention spéciale a été portée sur le phosphore et son devenir dans ces sols. Le phosphore contenu dans le sol a été analysé pour connaître les proportions adsorbées ou précipitées, et quelle fraction peut être remobilisée soit par les plantes ou durant une période de surcharge hydraulique. D'autre part, des mesures de concentrations en phosphore dans la phase liquide à différentes profondeurs des lysimètres donnent aussi un aperçu des dynamiques de rétention du phosphore en fonction de la profondeur durant une période d'alimentation. Un bilan de masse de cet élément a pu ainsi être réalisé. La capacité d'infiltration du sol du L1 est la plus faible des trois sols de l'étude. Ce sol se draine peu durant les périodes de repos limitant ainsi le renouvellement d'oxygène et par conséquent une faible nitrification de l'ammonium adsorbée est observée. Après 11 mois d'alimentation, ce lysimètre s'est saturé (flaquage à la surface durant les périodes d'alimentation, pas de ré-oxygénation durant les périodes de repos et diminution du potentiel d'oxydoréduction) provoquant un lessivage des polluants. La capacité d'infiltration du sol du L2 est plus importante que celle du sol du L1. Durant les périodes de repos le drainage est en effet plus efficace. Le sol du L3 montre la plus grande capacité de drainage des trois sols. La présence de flux préférentiels et un phénomène de lixiviation se produisant au sein de ce sol sont suspectés. D'autre part, les importantes capacités d'adsorption du phosphore et d'échange de cations sont observées pour le sol du L3. Malgré les fortes concentrations en COT et N-NH₄ en entrée, les trois lysimètres fonctionnent de manière satisfaisante pour la première charge hydraulique en termes d'efficacité de traitement soulignant ainsi le rôle des processus de filtration et d'adsorption/nitrification dans ces sols. De faibles concentrations en phosphates ont été mesurées à la sortie des lysimètres révélant la bonne rétention du phosphore dans ces trois sols.

Mots-clés : eaux usées traitées, infiltration, suivi des polluants majeurs, capacité de drainage, adsorption du phosphore

Valorisation de la matrice minérale issue du traitement hydrométallurgique alcalin de laitiers sidérurgiques "inox" et aciers spéciaux

Fernando PEREIRA^(1,2)

¹ Mines Saint-Étienne - Centre SPIN ("Sciences des Processus Industriels et Naturels") - Département PEG ("Procédés pour l'Environnement et les Géo-ressources") - 158, cours Fauriel - 42 023 Saint-Étienne Cedex 2 ;

² CNRS ("Centre National de la Recherche Scientifique") UMR ("Unité Mixte de Recherche") EVS ("Environnement, Ville et Société") 5600 - Bureau 612 - 18, rue Chevreul - 69 362 Lyon Cedex.
fernando.pereira@mines-stetienne.fr

Résumé

L'innovation réside en la mise en œuvre d'opérations unitaires sélectives basées sur des principes hydrométallurgiques et calées sur la nature chimique et/ou minéralurgique des métaux non ferreux contenus dans les laitiers. L'approche scientifique consiste à adapter le milieu de lixiviation sélectif et les méthodes de complexation, séparation et récupération visant à optimiser les taux d'extraction des oxydes métalliques sans dissoudre inutilement les secondaires.

Le laitier considéré dans cette étude est issu du traitement mécanique d'une partie du crassier de Dorian situé sur la commune de Firminy (Loire). Les données analytiques obtenues par "Fluorescence de Rayons X" (FRX) et/ou "Inductively Coupled Plasma/Mass Spectrometry" (ICP/MS) nous indiquent une prédominance absolue de la silice SiO₂, de l'alumine Al₂O₃, de la chaux CaO, des oxydes de Fe, et dans une moindre mesure de la magnésie MgO, ces cinq éléments représentant à eux seuls plus de 83 % en poids d'oxydes de la matrice minérale d'étude. Il est également intéressant de relever les hautes teneurs en Cr₂O₃ (supérieur à 3%). Après séparation des diverses fractions granulométriques par tamisage et/ou analyse par granulométrie laser en voie humide, il apparaît que la matrice minérale du laitier de Dorian peut être majoritairement assimilée à un sable de grains semi-fins. La distribution en éléments traces métalliques est globalement homogène et équilibrée dans chacune des fractions granulométriques. Seuls le Cr et le Mo présentent une légère tendance à se fixer dans les fractions granulométriques les plus restreintes. La caractérisation de la matrice minérale du laitier de Dorian par "Diffraction de Rayons X" (DRX) met en évidence une constitution minéralogique hétérogène et complexe mais favorable au traitement hydrométallurgique requis. Des grains quasi mono-minéraliques de quartz et de calcite y prédominent. Il est également intéressant d'y noter la présence de minéraux du groupe de la mélilite [silicates de formule générale X₂YZ₂O_{7-X} = (Ca, Na), Y = (Mg, Fe, Al), Z = (Al, Si)], de feldspaths sodi-potassiques, de gypse (CaSO₄·2H₂O), de brucite [Mg(OH)₂], de zircon (ZrSiO₄), de silicates de fer (fayalites) ainsi que de minéraux du groupe des spinelles. Les métaux d'intérêt stratégique (Mo, Cr, etc.) sont observés au "Microscope Électronique à Balayage" (MEB) sous formes d'inclusions métalliques ou, dans certains cas, en substitution dans des grains de ferrosilicium et/ou spinelles magnésiens de type MgAl₂O₄. Un léger broyage permettrait la libération de ces phases et ainsi d'augmenter la réactivité de la matrice minérale lors de la lixiviation.

Le principal objectif des manipulations de lixiviation sodique que nous avons opté pour mener à température ambiante est d'étudier brièvement (sans rentrer spécifiquement dans des considérations de rendements optimaux de solubilisation dans un premier temps) l'influence que peuvent avoir certains paramètres (rapport solide/liquide, concentration en agent lixiviant, etc.) sur le processus de dissolution des oxydes métalliques de la matrice minérale d'étude. Cette étude nous a permis d'une part, de vérifier le postulat émis dans la littérature selon laquelle la soude (compte tenu de son faible pouvoir de corrosion et de sa sélectivité) présenterait de nombreux avantages (faible

solubilisation du fer et du calcium, milieu lixiviant particulièrement bien adapté aux métaux de transition du type Mo, Cr, W, etc.) et d'autre part, de confirmer l'applicabilité du traitement hydrométallurgique aux laitiers sidérurgiques "inox". La silice SiO_2 et la calcite CaCO_3 demeurent relativement peu lixiviées (préservation de la matrice minérale). Les rendements de solubilisation des oxydes métalliques obtenus restent probants ($\pm 60\%$). Un intérêt décisif de développement de procédé hydrométallurgique, que nous avons pu constater, est de très peu solubiliser le fer ce qui le rend aisément éliminable du milieu réactionnel par simple séparation solide/liquide à l'issue de l'étape de lixiviation alcaline.

Méthode innovante de spatialisation des propriétés physiques du sol

Rémi CLEMENT¹, Sara RABOULI¹, Hocine HENINE², Vivien DUBOIS¹.

¹Irstea, UR REVERSAAL, 5 rue de la Doua CS 20244, 69625, Villeurbanne, France, remi.clement@irstea.fr

²Irstea, UR HYCAR, 1 rue Pierre-Gilles de Gennes, CS10030, 92161 Antony; France, hocine.henine@irstea.fr

Résumé

L'épuration des eaux est un enjeu majeur à l'échelle européenne afin d'améliorer la qualité des eaux pour l'environnement récepteur (Directive n° 2014/101/UE), et de pérenniser l'usage de la ressource. Si la plupart des collectivités sont équipées de stations d'épuration, le sol par son rôle épuratoire, peut représenter une solution complémentaire pour réduire les concentrations en polluants des flux rejetés par les stations d'épuration au milieu récepteur. Il existe différents procédés de traitement utilisant le sol qui sont proposées, comme moyen (i) de traitement secondaire (assainissement non collectif, environ 900000 installations en Auvergne-Rhône-Alpes), (ii) de traitement complémentaire (les zones de rejets végétalisées, 10 comptabilisées sur la région en 2011), (iii) de valorisation des eaux usées traitées en les réutilisant pour l'irrigation des cultures (exemple du site pilote dans les années 90, Clermont-Ferrand), (iv) et enfin de limitation des flux d'eau de pluie envoyés au réseau (techniques alternatives). Le développement de ces filières soulève des questionnements autour de l'infiltration de l'eau usée traitée dans les sols, notamment sur (i) l'évolution de la structure et de la texture du sol et leurs impacts sur le maintien des capacités d'infiltration, (ii) les performances des sols sur l'élimination des polluants, (iii) et la possible contamination des nappes par des germes pathogènes (Kobayashi et al., 2017). Autour de ces questions, le principal problème est lié à la dispersion de la perméabilité hydraulique des sols hétérogènes qui limite la compréhension des transferts d'eau (Forquet et al., 2014) et l'existence de chemin d'écoulement préférentiel. En effet, dans bien des cas la construction de ces sites se faisant sur d'anciens sites industriels à revalorisé, la structure du sol a été modifiée par l'activité anthropique. Une meilleure compréhension de ces processus est pourtant requise pour établir le potentiel épuratoire ou évaluer la capacité d'infiltration des sols (Petitjean et al., 2015; Rolland, 2009). Ces limites sont principalement dues à la difficulté d'avoir une information suffisante avec les méthodes de mesure de la perméabilité usuelles (Simunek et al., 1996) en raison du caractère ponctuel et limité de ces mesures (Brunet et al., 2011). D'un autre côté, l'essor des outils géophysiques permet de déterminer des variables physiques, comme la résistivité électrique, avec une résolution spatiale intéressante (Loke et al., 2013). Les méthodes géophysiques apportent des informations 2D ou 3D sur la structure du sol (le volume représentatif est de l'ordre du dm³. Parmi les méthodes géophysiques, les outils de mesure de la résistivité électrique sont faciles à mettre en place et sont influencés par les mêmes paramètres qui affectent la perméabilité (comme la porosité et la nature du sol). Dans un sol relativement homogénéité, il est possible de trouver des relations simples entre quelques mesures de conductivité hydraulique (3-4 points) et la résistivité électrique qui permet de spatialiser la conductivité hydraulique (Doussan and Ruy, 2009). Dès que l'on travaille sur un sol hétérogène cela devient difficile bien que l'information sur l'hétérogénéité de la conductivité hydraulique soit contenue dans la géophysique. L'objectif du projet est de cartographier les propriétés physiques (la conductivité hydraulique dans notre cas) des sols à l'aide d'une approche géostatique couplant mesures locales et géophysiques. Il s'agit de relier ces propriétés, et notamment leurs hétérogénéités, aux capacités épuratoires des parcelles, pour fournir les éléments permettant d'optimiser le dimensionnement et le suivi de ces parcelles utilisées comme procédés de traitement des eaux usées.

Mots-clés : hydrogéophysique, tomographie de résistivité électrique, géotechnique, sol

Références

- Brunet P., Clement R., and Bouvier C., (2011). Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) -A case study in the Cevennes area, France. *Journal of Hydrology*, v. 380, no. 1–2, p. 146–153.
- Doussan, C., and Ruy, S. (2009). Prediction of unsaturated soil hydraulic conductivity with electrical conductivity. *Water Resources Research*, v. 45, no. 10, p. n/a-n/a.
- Forquet N., Petitjean A., Bloem E., and Boutin C. (2014). L'infiltration d'eau usée traitée dans le sol pour les ZRV : revue bibliographique, objectifs de l'étude, moyens et méthodes mis en œuvre.
- Kobayashi N., Oshiki M., Ito T., Segawa T., Hatamoto M., Kato T., Yamaguchi T., Kubota K., Takahashi M., Iguchi A., Tagawa T., Okubo T., Uemura S., Harada H., et al., (2017). Removal of human pathogenic viruses in a down-flow hanging sponge (DHS) reactor treating municipal wastewater and health risks associated with utilization of the effluent for agricultural irrigation. *Water Research*, v. 110, p. 389–398.
- Loke M.H., Chambers J.E., Rucker D.F., Kuras O., and Wilkinson P.B. (2013). Recent developments in the direct-current geoelectrical imaging method. *Journal of Applied Geophysics*, v. 95, no. 0, p. 135–156.
- Petitjean A., Forquet N., Choubert J.-M., Coquery M., Bouyer M., and Boutin C. (2015). Land characterisation for soil-based constructed wetlands: Adapting investigation methods to design objectives. *Water Practice and Technology*, v. 10, no. 4, p. 660–668.
- Rolland L., (2009). Analyses comparatives de systèmes d'infiltration-percolation : colmatage et outils de diagnostics. Université de Montpellier 2. Simunek,
- Sejna J. M., and van Genuchten, M.T. (1996). HYDRUS-2D. Simulating Water Flow and Solute Transport in Two Dimensional Variably Saturated Media. U.S. Salinity Laboratory, U.S.D.A., Agriculture Research Service, Riverside, CA:

Training project "Management of polluted sites and soils and mineral waste processing/recycling"

Fernando PEREIRA^(1,3), Valérie LOCURTO⁽²⁾, Virginie OUYA⁽²⁾, Didier GRAILLOT^(1,3), Ana CAMEIRÃO^(1,3), Julie CAZAL⁽²⁾, Jean-Michel HERRI^(1,3)

¹ Mines Saint-Étienne -Centre SPIN ("Sciences des Processus Industriels et Naturels") -Département PEG ("Procédés pour l'Environnement et les Géo-ressources") -158, cours Fauriel -42023 Saint-Étienne Cedex 2 ;

² Mines Saint-Étienne -DRI ("Direction de la Recherche et de l'Innovation") -158, cours Fauriel -42023 Saint-Étienne Cedex 2;

³ CNRS ("Centre National de la Recherche Scientifique") UMR ("Unité Mixte de Recherche") EVS ("Environnement, Ville et Société") 5600 -Bureau 612 -18, rue Chevreul -69362 Lyon Cedex.

fernando.pereira@mines-stetienne.fr

Abstract

The area of depollution is undergoing significant growth since 2000. The rehabilitation of polluted sites and soils was worth some 200 M€ in 2000, approached 500 M€ in 2010 and reached 560 M€ in 2012 (ADEME, 2013). After a two-year economic slowdown, a market analysis study (Xerfi institute, 2015) projected that the turnover of the companies concerned should grow of considerable form in the future. The regulatory backgrounds (in perpetual evolution) of the cutting back of raw materials (especially, metals) and the land resource (often situated in urban areas) optimization bring real growth opportunities to the sector. Although the growth outlook is considerably stronger, the sustainable management of contaminated sites and soils remains an important challenge despite the significant progress identified in the last fifteen years. Processing techniques are constantly evolving and improving (to meet new legislation and new environmental challenges), as well as their implementation, with in particular more and more remediation activities conducted on site. The training program will be specifically designed to answer to an identified expertise demand regarding mineral waste treatment schemes. It will provide tools to solve any shortcoming or challenge linked to the processing and recycling of contaminated mineral matrices (soils, sludge, sediments, excavated soil, by-products and waste) and will be aimed at developing teachings useful in proposing sustainable, integrated and economically rational solutions that address the full range issues posed by these materials since their on-site management until their evacuation, treatment and reuse. All this taking into account the environmental and sanitary impacts that their implementation, treatment and reuse cause. The specificity of the SPIN ("Sciences des Processus Industriels et Naturels") centre of Mines Saint-Étienne lies in its multidisciplinary approach and orientation towards industrial processes. Under that feature, SPIN can propose an integrated, pragmatic and economically rational approach to the mineral waste concern covering the:

- expertise of existing processes and the proposal of alternative solutions that really fit the contamination type and local conditions through regular knowledge exchange and coordinated action with its clients;
- mineral waste characterization (development of diagnosis and monitoring tools) both interms of heavy metals and organics to facilitate the most effective processing technologies choices;
- combination of treatment techniques (chemical, physico-chemical, hydrometallurgical, phytomanagement, etc.), which allow to widen the range of mineral matrices to process.

The proposed poster will underline the four teaching units of the training project planned and devoted to the:

- characterization methods of contaminated sites and mineral matrices and diagnoses of pollution;
- existing processing/recycling techniques for sites and mineral waste;
- risks study (pollution transfers, environmental impacts, etc.);
- regulatory territorial, social and economic approaches intended to assist the rehabilitation of a contaminated site.

MUTASOL -Mutations foncières des sols pollués : risques et coûts

Cinzia RINALDESI

ED 480 École Doctorale Montaigne Humanité -Université Bordeaux-Montaigne -Institut d'Aménagement, de
Tourisme et d'Urbanisme (IATU) -UMR 5319 Passages cinzia.rinaldesi@etu.u-bordeaux-montaigne.fr

Résumé

La ré-urbanisation des friches industrielles est une question d'actualité dans plusieurs champs : l'urbanisme, l'économie circulaire, la pollution des sols. La proximité d'une friche industrielle à une aire urbaine est une des causes de la perte de valeur sociale, économique, environnementale de l'ensemble de cette aire. Parallèlement, la ville contemporaine fait face à nombreux enjeux, liés notamment à l'étalement urbain, la croissance incohérente de certaines agglomérations, la pollution. La requalification des friches industrielles est, dans ce contexte, une opportunité pour installer des fonctions nécessaires au territoire sur du foncier déjà urbanisé et pour créer des lieux de qualité urbaine et d'inclusion pour les habitants. Cependant, le coût élevé de la décontamination et la complexité de ses modalités techniques (Dumesnil et Ouellet, 2002) et du cadre réglementaire de sa mise en œuvre (niveaux de responsabilité des acteurs) sont souvent des freins aux projets de réutilisation. La faisabilité du projet est également impactée par la localisation urbaine de ce foncier pollué. Ces incertitudes sont constitutives de la notion de « risque » liée à ce type d'opération. Cette thèse vise à améliorer la connaissance sur l'état de certaines friches et sur leur potentialité quand elles peuvent être réactivées pour leur trouver une nouvelle « vocation urbaine ». L'objectif est, donc, de déterminer les enjeux relatifs aux projets de reconversion pour formuler des stratégies de « retour en ville » de ces sites. Le terrain d'étude s'étend à la Région Nouvelle-Aquitaine. L'Établissement Public Foncier Nouvelle-Aquitaine (EPF NA) nous a fourni une liste de 20 conventions que cette structure a établies avec des communes et des collectivités territoriales dans le cadre d'un engagement de l'EPF à accompagner ces communautés dans la reconversion de ses aires dégradées. Afin de conduire des analyses les plus fines possibles, nous avons décidé de choisir, parmi les 20, trois sites qui vont constituer le terrain d'étude du travail final. Comme dans toutes les opérations urbaines, lors de la ré-urbanisation d'une friche industrielle, comprendre le rôle des acteurs impliqués est un facteur crucial pour la bonne réussite de ces projets. Également, nous ne pouvons pas ignorer le cadre réglementaire relatif à la contamination des sols et les documents locaux d'urbanisme en vigueur (Scot, PLU, PLUI, PLH). Il n'y a pas de législation spécifique sur le sujet (La feuille et Steichen, 2015, p. 271), il y a toutefois une série de textes qui se réfèrent aux installations classées en précisant les responsabilités dans les processus de dépollutions et de réhabilitation. Nous visons aussi à mobiliser des instruments d'économie urbaine pour une analyse approfondie des prix du foncier à l'échelle régionale et locale (Alonso, 1964; Rosen, 1974; Deymier, 2006) et des coûts des différents modes opératoires. Également, il nous semble nécessaire d'identifier les attentes et les intérêts des acteurs impliqués à travers des démarches de concertation (Plottu et Tendero, 2017). Enfin, les risques financiers sont conditionnés par la portée de la pollution des sites et par la faisabilité des processus de décontamination. C'est pour cette raison qui parallèlement à notre travail, l'équipe de recherche Géoressources et Environnement mènera une analyse des pollutions des sites. Cette collaboration vise à identifier à quel stade du projet et sous quelle forme les aménageurs et les ingénieurs de la dépollution peuvent travailler ensemble pour optimiser l'efficacité de l'action. En conclusion, le projet consistera à réaliser une analyse régionale des friches industrielles pour déterminer les spécificités des différents contextes, enjeux et intérêts afin de choisir les trois études de cas. Avec l'EPF nous allons, ensuite, formuler des stratégies de reconversion compatibles avec les trois « archétypes » identifiés précédemment. Enfin, la coopération avec des ingénieurs-chercheurs nous permettra d'ajuster ces stratégies aux techniques de dépollution les mieux adaptées au territoire.

Mots-clés : urbanisme, friche industrielle, sols pollués, ré-urbanisation

Références

- Alonso, W. (1964). *Location and Land Use: Toward a General Theory of Land Rent*. Harvard University Press.
- Deymier G. (2006). Prix Philippe Aydalot. Analyse spatio-temporelle de la capitalisation immobilière des gains d'accessibilité : l'exemple du périphérique Nord de Lyon. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 4, 755-795.
- Dumesnil, F., Ouellet, C. (2002). La réhabilitation des friches industrielles : un pas vers la ville viable ? *Vertig O -la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne]*, Volume 3, Numéro 2. URL: <http://journals.openedition.org/vertigo/3812>
- Lafeuille, C., Steichen, P. (2015). La politique de réutilisation du foncier des friches industrielles stimulée par la loi ALUR. Un nouvel encadrement des rapports contractuels portant sur les friches industrielles. *Revue juridique de l'environnement*, 2(40), 264-281.
- Plottu, B., Tendero M. (2017). Acceptabilité des choix d'aménagements des friches urbaines polluées. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 2, 335-356.
- Rosen, S. (1974). Hedonic Price and implicit markets: product differentiation in pure competition. *The journal of political economy*, 1.

Les paysages durables post-industriels Pont des moutons à Oupeye : Un concept d'aménagement urbain à travers la réactivation du patrimoine bâti, des personnes et de la nature

Balkis AL NAHHAS, Fazia ALI-TOUDERT, Claude TAUTEL

École Nationale Supérieure d'Architecture de Saint-Étienne,
1, rue Buisson, 42000 Saint-Étienne
Balkis.alnahhas@st-etienne.archi.fr

Résumé

Ce projet d'aménagement urbain concerne la réhabilitation d'une vaste zone industrielle abandonnée située dans la vallée de la Meuse à Liège, Belgique. L'accent y est mis sur la réactivation du patrimoine industriel, de la nature et de l'Homme car ce territoire pollué est également caractérisé par de fortes ruptures spatiales et une faible participation des usagers.

Dans une approche de développement durable, le parti du projet a été de reconsidérer les liens, existants ou perdus, entre les habitants et leurs terres et de transformer structurellement cette zone industrielle en y créant un pôle culturel et économique. Pour porter cette nouvelle dynamique, la disponibilité des installations industrielles, de relief, de surfaces vertes, de surfaces aquatiques et la position stratégique des terres avec sa forte connexion territoriale ont offert de multiples opportunités.

En termes d'activités le choix s'est porté sur le recyclage des déchets combiné à une activité de retraitement dans le textile à l'échelle européenne visant la promotion d'un nouveau centre de mode attirant toutes les compétences artisanales et designers de mode.

Un circuit de mobilité douce rétablit l'accessibilité en ceinturant et desservant toute l'aire du projet dédié à des activités culturelles et récréatives. La nature est rehaussée par un aménagement paysager favorisant l'accueil d'animaux et des habitants et la dépollution des sols. Une reconversion progressive dans le temps des usines existantes permettra de les intégrer dans le concept du projet.

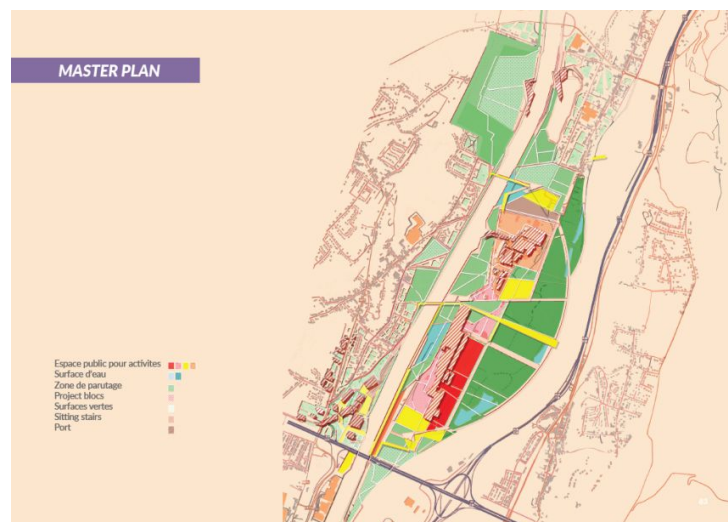


Figure 1: Plan masse du projet de réhabilitation d'une friche industrielle à Oupeye, Belgique (Al Nahhas, 2018)

Mots-clés : aménagement urbain, durable,

Références

Al Nahhas, B., Projet de fin d'études, ENSASE 2018

Index des auteurs/ Authors index

Al Nahhas B.	144	Kumar S.	116
Ali-Toudert, F.	144	Kumar V.	116
Astolfi F.	129, 134	Laafar A.	35
Atteia O.	8, 69, 74	Labarchède A.	8, 69
Bascou J.	129	Lavastre V.	129
Belnap R. M.	133	Lemière B.	134
Ben Hassine A.	46	Levacher D.	90
Ben Salah M.	46	Li Zh.	30
Benadda B.	35	Limasset E.	134
Billet Ph.	7, 120	Locurto V.	141
Boeije Ch.	74	Mahmoud Kh.	51
Bothamy N.	127	Maiti P.	116
Boudouch O.	132	Masselot G.	101
Boullosa Allariz B.	90	Mathieu J-B.	11
Cameirao A.	141	Mathur Sh.	62
Castaing M.	101	Mbarki M.	132
Cazal J.	141	Mcgregor F.	95
Chateau L.	101	Menad N-E.	134
Clement R.	139	Mesticou Z.	24
Clozel-Leloup B.	131	Mgaidi A.	80
Cohen G.	8, 69	Milton Y.	101
Cointet S.	95	Morvannou A.	136
Cornet Ch.	11	Müller M.	90
Dikshit P.K.S.	17	Muller S.	134
Dubois V.	139	Ohri A.	17
Dubujet Ph.	40, 46, 51	Omar P. J.	17
Dujardin F.	134	Ouya V.	141
Dumont J.	11	Pandey K.K.	116
Dwivedi S.B.	9, 17	Paran F.	84, 134
Esrael D.	35	Pathak K.K.	116
Essouayed E.	8, 69	Pauger B.	101
Fabbri A.	95	Pereira F.	84, 134, 137, 141
Faure O.	84, 134	Peuble S.	134
Fernandez M.	106	Portois C.	8, 69, 74
Fleureau J-M.	30	Rabouli S.	139
Forquet N.	136	Rinaldesi C.	142
Gallice F.	134	Sangely M.	58
Galy A.	127	Scattolin M.	84, 134
Garcia D.	84	Schmutz M.	74
Garcia F.	11	Selmi M.	40
Garcia M.	11	Seron A.	134
Gaur Sh.	17	Shivhare N.	17
Grailot D.	141	Souayah N.	80
Guillaume D.	129	Souli H.	30, 46
Gupta P.K.	62	Tautel C.	144
Henine H.	139	Thannberger L.	58
Herbelin M.	129	Théry F.	90
Herri J-M.	141	Trabelsi-Ayadi M.	46
Jalil Z.	132	Villeneuve J.	134
Jamei M.	40, 51	Wong H.	95
Jousse F.	8, 69	Xu L.	95
Kacem M.	24,35,40,51,116,133	Yadav B.	62
Kumar R.	116	Yadav Br.K.	62

Sponsors

Cet événement a bénéficié d'un soutien financier du projet IDEXLYON de l'Université de Lyon dans le cadre du Programme Investissements d'Avenir



Cet événement a bénéficié d'un soutien financier de INGELYSE : FÉDÉRATION DE RECHERCHE EN INGÉNIERIE DE LYON - SAINT ETIENNE



Cet événement a bénéficié d'un soutien financier de INDURA



Cet événement a bénéficié d'un soutien financier de l'ENSASE



Cet événement a bénéficié d'un soutien financier de l'ENISE

