

RAPPORT D'ETUDE  
INERIS-DRC-16-156825-01612B

12/07/2016

**Opportunités du recyclage des  
déchets des installations de  
stockage de déchets non dangereux  
(landfill mining)**

**INERIS**

*maîtriser le risque |  
pour un développement durable*



# **Opportunités du recyclage des déchets des installations de stockage de déchets non dangereux (landfill mining)**

Rapport réalisé pour le Ministère en charge de l'Environnement

## PRÉAMBULE




Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

|                | <b>Rédaction</b>  | <b>Vérification</b>  | <b>Approbation</b>   |
|----------------|---|--|--|
| <b>NOM</b>     | Olivier BOUR  | Rodolphe GAUCHER   | Martine RAMEL  |
| <b>Qualité</b> | Ingénieur du pôle RISK "Risque et technologies durables"                            | Responsable de l'Unité Technologies et Procédés Propres et Durables                  | Responsable du pôle RISK "Risque et technologies durables", Direction des Risques Chroniques |
| <b>Visa</b>    |  |  |         |

## SOMMAIRE

|  |           |
|--|-----------|
| <b>RESUME .....</b>  | <b>8</b>  |
| <b>1. INTRODUCTION.....</b>  | <b>10</b> |
| 1.1 Contexte .....   | 10        |
| 1.2 Enjeux .....   | 10        |
| 1.3 Méthodologie.....  | 11        |
| <b>2. ETAT DES LIEUX ET DEFINITIONS.....</b>   | <b>12</b> |
| 2.1 Définitions.....   | 12        |
| 2.2 Etat des lieux.....  | 13        |
| 2.2.1 Références publiées sur le landfill mining.....  | 13        |
| 2.2.2 Références traitant de cas concrets de projets de landfill mining .....                            | 13        |
| 2.2.3 France.....  | 15        |
| 2.2.3.1 Situation du gisement de déchets enfouis .....   | 15        |
| 2.2.3.2 Aménagement lors de la fermeture des décharges brutes .....                                      | 16        |
| 2.2.3.3 Retraitement des déchets déjà enfouis .....  | 16        |
| 2.2.4 Belgique.....  | 18        |
| 2.2.5 Bilan concernant les fractions récupérées lors des travaux de landfill mining .....                | 20        |
| <b>3. SYNTHÈSE DES DONNÉES UTILISÉES ET ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE</b>                                      | <b>21</b> |
| 3.1 Données utilisées .....  | 21        |
| 3.2 Aspects généraux.....  | 21        |
| 3.3 Mise en œuvre de la phase de recensement en Belgique.....  | 21        |
| 3.4 Estimation du potentiel énergétique et du potentiel de matériaux des déchets stockés en France ..... | 22        |
| 3.4.1 Évaluation du tonnage des stocks existants .....   | 22        |
| 3.4.2 Évaluation des surfaces concernées .....   | 24        |
| 3.4.3 Estimation du pouvoir calorifique des déchets stockés.....   | 25        |
| 3.4.4 Valorisation matière .....   | 28        |
| 3.4.5 Les risques sanitaires et les nuisances olfactives.....  | 31        |
| 3.4.6 Les freins techniques rencontrés sur la valorisation des déchets déjà stockés.....                 | 32        |
| 3.4.6.1 En termes de résultats obtenus sur la fraction fine .....  | 32        |
| 3.4.6.2 En termes de moyens techniques .....   | 33        |
| 3.4.7 Les difficultés techniques pour la réversibilité en cours d'exploitation .....                     | 34        |
| 3.5 Les freins à la valorisation .....   | 34        |
| 3.5.1 Les freins organisationnels à la valorisation .....  | 34        |
| 3.5.1.1 Freins à la valorisation matière.....  | 34        |
| 3.5.1.2 Freins à la valorisation énergétique.....  | 34        |
| 3.5.2 Valorisation foncière .....  | 35        |
| 3.5.3 Les freins économiques à la valorisation matière .....   | 36        |

|  |           |
|--|-----------|
| <b>4. ETAPES DU DESTOCKAGE POUR LE REEMPLOI.....</b>         | <b>38</b> |
| 4.1 Phasage pour les déchets déjà stockés .....              | 38        |
| 4.2 Phasage pour les déchets en cours de stockage .....      | 39        |
| <b>5. SYNTHESE.....</b>                                      | <b>40</b> |
| 5.1 Aspects généraux du landfill mining .....                | 40        |
| 5.2 Aspects économiques .....                                | 40        |
| 5.3 Contexte des travaux concernant le landfill mining ..... | 41        |
| <b>6. BIBLIOGRAPHIE ET DONNEES UTILISEES .....</b>           | <b>43</b> |
| <b>7. LISTE DES ANNEXES .....</b>                            | <b>45</b> |

### **LISTE DES TABLEAUX**

|   |    |
|---|----|
| Tableau 1 : Nature des fractions des déchets .....  | 20 |
| Tableau 2 : Paramètres utilisés pour la recherche de sites favorable au landfill mining en Flandres ..... | 21 |

### **LISTE DES FIGURES**

|   |    |
|---|----|
| Figure 1 : Références de travaux sur le landfill mining .....   | 14 |
| Figure 2 : Références publiées de travaux de landfill mining.....   | 15 |
| Figure 3 : Estimation des tonnages annuels stockés depuis 1950 .....  | 23 |
| Figure 4 : Tonnages stockés des fractions à haute valeur calorifique .....  | 26 |
| Figure 5 : Energie calorifique des diverses fractions considérées .....   | 27 |
| Figure 6 : Variation de la composition des déchets stockés en France .....  | 28 |
| Figure 7 : Potentiel des sites de stockage de déchets assimilables à des déchets ménagers et landfill mining utilisés pour les Flandres (D'après S. V. Passel (2013)) ..... | 41 |

## LISTE DES ABREVIATIONS

BDN : Base de Données Nationale  
BASIAS : BDN des Anciens Sites Industriels et Activité de Services  
BASOL : BDN des Anciens sites et Sols pollués  
BPGD : Bureau de la Planification et de la Gestion des Déchets  
BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières  
BTEX : Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes  
CET : Centre d'Enfouissement Technique  
COT : Carbone Organique Total  
CSR : Combustible Solide de Récupération  
DEEE : Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques  
DNA : Décharges Non Autorisées  
ELFM : Enhanced Landfill Mining  
FEDEREC : Fédération des Entreprises du Recyclage  
FNADE : Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement  
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques  
HCT : Hydrocarbures Totaux  
INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques  
ISDI : Installations de Stockage de Déchets Inertes  
ISDND : Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux  
LFM : Landfill Mining  
LFMR : Landfill Mining and Reclamation  
MEEM : Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer  
MS : Matière Sèche  
OM : Ordures Ménagères  
OVAM : Administration publique flamande des sols et des déchets  
PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur  
PCS : Pouvoir Calorifique Supérieur  
VITO : Institut flamand pour la recherche technologique  
VLAREA : valeur de la législation flamande pour la gestion des déchets  
VLAREBO : valeur de la législation flamande concernant l'assainissement et la protection du sol

## RESUME

Dans le cadre de ses missions d'appui au Ministère en charge de l'Environnement, l'INERIS a évalué l'opportunité de la mise en œuvre de la réversibilité du stockage de déchets, qui correspond au concept d'extraction et de criblage des déchets précédemment stockés, soit le « landfill mining » simple. Le landfill mining and reclamation (LFMR) se définit comme une combinaison du landfill mining simple avec une action de décontamination des sols.

La démarche adoptée a consisté dans un premier temps à rechercher des exemples publiés. Cette recherche a mis en évidence la forte implication belge, et surtout flamande pour la valorisation des déchets, de par le nombre de publications concernant un projet flamand de valorisation des déchets. De nombreuses autres expériences, plus ou moins abouties, existent également dans la littérature européenne.

Les principaux projets menés en France et en Belgique concernent la méthanisation en cellule mise en œuvre en France par la société IKOS, et la réalisation de deux importants projets de recherche à visée industrielle (wallon et flamand) traitant directement de l'application du landfill mining, dans un but de récupération des matériaux, et de l'énergie par extraction in situ/ex situ. La recherche de la valorisation in situ de l'énergie par optimisation de la dégradation et extraction du méthane (proche du concept de bioréacteur), mise en œuvre dans le projet wallon, peut également constituer une phase nécessaire de maturation des déchets, préalable à l'extraction de ceux-ci. Les références européennes publiées concernent essentiellement des travaux de réhabilitation ou à visée de création de vide de fouille. Il n'a pas été identifié de politique nationale organisée de promotion du landfill mining.

On ne dispose que de peu d'éléments d'essais menés en France et publiés. Les travaux les plus synthétiques et orientés sur la valorisation matière et énergétique ont été publiés principalement autour du projet « Closing the Circle » mené par le consortium « Enhanced Landfill Mining »<sup>1</sup>. Les éléments publiés montrent, en utilisant des paramètres optimistes dans la simulation financière, que le landfill mining à visée de recyclage serait viable si la valorisation financière de l'énergie et des matériaux correspondait au double de la valorisation actuelle sur les marchés. Le choix de sites favorables (teneur double en métaux par rapport à la moyenne) et d'un contexte favorable aux énergies nouvelles (système éventuellement subventionné) amènent les auteurs flamands à conclure que le landfill mining pourrait constituer une source de revenus en considérant un taux significatif de « certificats verts » (aide publique au MWh produit). Un taux de carbone biogénique d'environ 50% est en effet utilisé lors de la comptabilisation de la valorisation énergétique de combustibles solides de récupération (CSR) issus des déchets. Dans un contexte moins favorable, tel que présenté dans le rapport pour la situation française actuelle, la valorisation possible des fractions récupérées est limitée, tant dans la filière combustion/incinération que pour les matériaux issus du recyclage. La récupération ne concerne ainsi le plus souvent que la fraction fine et moyenne excavée, dans une optique de réutilisation en

---

<sup>1</sup> Ce consortium coordonné par une entité académique (Katholieke Universiteit Leuven) comprend des partenaires privés et académiques de plusieurs pays (Belgique, Suède, Finlande) et a pour objet la promotion de l'« Enhanced landfill Mining ».

remblais si les matériaux ne dépassent pas les critères correspondants. Or, ce n'est pas souvent le cas pour les stockages anciens, compte tenu de la présence de métaux lourds et possiblement d'hydrocarbures. Dans l'optique d'une comparaison théorique des éventuels gisements que constituent les stockages de déchets non dangereux, une évaluation du potentiel énergétique et des tonnages de ferrailles a été réalisée à partir de l'estimation des tonnages enfouis et des caractéristiques des déchets. Ces premières estimations montrent que ces ressources potentielles sont relativement faibles comparés globalement aux besoins nationaux, et ce avant prise en compte des rendements de récupération.

Dans le cas d'un marché de l'énergie et des matériaux plus favorable qu'actuellement à la valorisation, un recensement des sites candidats au landfill mining serait à réaliser à partir d'une sélection des critères proposés dans le rapport (critères de tonnage, de localisation, de risques sanitaires...).

Le « landfill mining and reclamation » combinant la réhabilitation de la décharge dans un projet de valorisation du foncier à un tri des déchets constitue une solution possible de mise en œuvre limitée du landfill mining mais celle-ci est potentiellement mise en balance économique avec la simple mise en décharge des matériaux extraits. Les coûts de transport des déchets excavés (éloignement du chantier des autres sites de stockage) peuvent en particulier s'avérer déterminants.

L'adaptation des procédés de prétraitement et la spécialisation des alvéoles en vue de stockage temporaire pourraient constituer des pistes de développement du concept de réversibilité pour les déchets récents.

# 1. INTRODUCTION

## 1.1 CONTEXTE

Le nouvel arrêté du 15 février 2016 précise la condition des futurs déchets acceptés dans les ISDND : les déchets acceptés sont des déchets ultimes qui correspondent à des refus de tri, « non valorisables dans les conditions techniques et économiques du moment ». Les déchets stockés dans les ISDND sont fortement liés aux conditions économiques prévalant lors de leur production : la récupération des diverses fractions stockées en mélange dans une ISDND suppose que le contexte économique permette un rachat de ces fractions à un coût compensant les opérations d'excavation, criblage, nettoyage éventuel de la fraction recherchée, au sein d'une matrice comportant des fractions fines issues de la dégradation des déchets, mais également des fractions grossières non dégradées, le plus souvent liées aux plastiques présents. Cette recherche présuppose ainsi une modification du contexte économique, liée par exemple à la raréfaction des sources de matière première et à son renchérissement. A visée prospective, l'évaluation des fractions valorisables dans un contexte économique plus favorable au recyclage est notée dans la littérature, en particulier flamande et de pays du nord de l'Europe. Certains sites de stockage ont fortement évolué dans leurs pratiques d'enfouissement. L'utilisation des moyens de tri mécano-biologique permet déjà un stockage/réemploi différencié dans la zone de stockage, à défaut de pouvoir valoriser les plastiques (mis en balles) et les fractions fines.

## 1.2 ENJEUX

La loi de transition énergétique publiée le 18 août 2015 au journal officiel, précise dans son article 100 les informations souhaitées pour les conditions de l'application aux déchets enfouis :

*« Dans un délai d'un an à compter de la promulgation de la présente loi, après concertation avec les parties prenantes, le Gouvernement remet au Parlement un rapport sur le principe de réversibilité du stockage, en vue d'assurer le réemploi, le recyclage ou la valorisation des déchets enfouis dans les installations de stockage de déchets. Le rapport fait le point sur les techniques disponibles ainsi que sur les risques sanitaires et écologiques d'une application du principe de réversibilité, à un coût économique raisonnable. Le rapport examine également l'intérêt de ce principe pour la promotion d'une économie circulaire et, le cas échéant, les conditions de réalisation d'expérimentations ».*

L'objet de ce rapport est donc de fournir des éléments technico-économiques pour évaluer la valorisation des déchets enfouis.

Ces éléments ont été utilisés pour évaluer une compensation des coûts d'extraction, en considérant un équilibre des coûts et des bénéfices.

Ce réemploi reste actuellement encore difficile à mettre en œuvre, selon le retour d'expérience de l'entreprise française ayant construit son économie de projet sur ce principe de réemploi (IKOS). Outre les difficultés techniques rencontrées, l'absence de marché pour les déchets retraités est le principal frein rencontré. L'objet de ce rapport est donc de préciser ces aspects techniques et économiques.

### 1.3 METHODOLOGIE

L'approche adoptée pour cette étude a comporté les étapes suivantes :

- consultation de la bibliographie européenne sur le sujet du landfill mining et des sites des consortiums existants pour la promotion du landfill mining optimisé (Enhanced landfill mining, <http://www.eurelco.org/>) ;
- consultation d'acteur (IKOS, de bureaux d'études impliqués (Indiggo, EODD), de plate-forme de récupération de métaux (entreprises de la FEDEREC) en vue de l'évaluation générique des paramètres clefs liés à la mise en place du criblage /récupération des déchets stockés de manière permanente ou temporaire.

Ce rapport présente le retour d'expérience d'une sélection de projets Français et Belges, ainsi qu'un aperçu du nombre de références concernant les autres pays.

Il propose donc, à partir de la revue bibliographique réalisée, des critères pour sélectionner et évaluer par la suite le potentiel des décharges françaises.

Ce travail de sélection à partir des inventaires existants des décharges et des décharges non autorisées (en particulier la banque de données des décharges non autorisées du BRGM), constitue une première étape nécessaire pour évaluer le potentiel de récupération des déchets déjà stockés au regard des conditions actuelles de valorisation des fractions susceptibles d'être extraites.

Les informations recueillies ont été traitées sous le prisme des 2 questions sous-jacentes, à savoir la valorisation des déchets déjà stockés ainsi que celle des futurs déchets, dans une optique de tendre vers le « zéro déchets » stockés de manière définitive.

## 2. ETAT DES LIEUX ET DEFINITIONS

### 2.1 DEFINITIONS

Le concept de réversibilité du stockage a été mis en œuvre essentiellement par des travaux de landfill mining. Le landfill mining comprend une action d'extraction (par reprise des déchets par excavation à la pelle mécanique), puis de tri (par criblage). Le criblage des déchets excavés constitue la principale action de séparation physique à réaliser si les déchets n'ont pas fait l'objet d'un tri préalablement au stockage (dans une installation de tri mécano-biologique par exemple).

Les travaux publiés autour du landfill mining ont fait émerger de nombreuses terminologies, qui selon les auteurs se recoupent plus ou moins. Une présentation de la définition des concepts est fournie dans la revue de P. Tom Jones & al (2013) où des variations autour du concept de landfill mining sont proposées.

Le landfill mining (LFM) est lui-même défini *sensu stricto* comme un procédé d'extraction sous forme solide de matériaux ou d'autres ressources naturelles, de déchets stockés par enfouissement.

Le landfill mining « simple » se réduit à une action comprenant essentiellement une excavation et une séparation granulométrique. Il est assimilable au terme d'extraction-criblage.

Le landfill mining and reclamation (LFMR) se définit comme une combinaison du landfill mining simple avec une action de décontamination des sols.

Le landfill mining amélioré (Enhanced landfill mining : ELFM) est présenté comme un moyen plus sûr de conditionnement, excavation en intégrant la valorisation des différents flux de déchets comme matériaux et énergie et en utilisant des techniques nouvelles pour réduire les impacts, dans un cadre social et écologique plus strict. Ce concept est le plus proche de l'action de réversibilité du stockage pour les déchets déjà enfouis. Ce concept de séparation plus complexe a été mis en œuvre en phase pilote sur le site de Remo en Flandres (projet « Closing the Circle »).

Les travaux belges du consortium « Enhanced landfill mining (ELFM) » comprenant le VITO et l'OVAM, permettent de tracer les grandes lignes d'un landfill mining appliqué pour la récupération de ressources historiques. Les projets de landfill mining belges décrits sont adossés à des sites présentant des stockages de plusieurs millions de tonnes : ils possèdent une finalité industrielle et fournissent des indications pour une mise en œuvre en France dans le cas d'une revalorisation des matières premières et de l'énergie.

Un landfill mining « in situ » est mentionné pour permettre la récupération de biogaz et l'élimination de contaminants. Ce concept est très proche de l'approche bioréacteur. Cette voie de biodégradation améliorée est également très proche du concept de stockage durable (sustainable landfill) qui se réfère à des méthodes permettant de réduire les impacts durant l'espace d'une génération (25 – 30 ans) en utilisant le captage et la valorisation du biogaz, la stabilisation de la matière organique et une valorisation spécifique du site (zone verte...). La réversibilité n'est ici pas recherchée. Des concepts de barrière naturelle ou de piège naturel (natural cap/catch) sont également mentionnés, pour améliorer l'atténuation naturelle dans les zones d'infiltration des zones de dépôts par la restauration / reconstruction de zones humides.

Enfin le concept de stockage temporaire, présenté par Peter Tom Jones comme faisant le lien entre le landfill mining amélioré et le landfill mining in situ, représente le

mieux le concept de réversibilité appliqué aux déchets récents. Ce concept de stockage temporaire a été mis en œuvre de manière pilote puis industrielle par IKOS en France. Il combine le prétraitement amont au stockage, la valorisation énergétique par bioréacteur et le landfill mining ex situ au bout d'une période de 3 ans.

## **2.2 ETAT DES LIEUX**

### **2.2.1 REFERENCES PUBLIEES SUR LE LANDFILL MINING**

L'analyse a été conduite sur les références publiées de travaux en liens avec le landfill mining. La littérature publiée sur le sujet du landfill mining a fait l'objet d'une synthèse et d'une méta-analyse en 2012 par Krook & al.

Sur les 39 références trouvées traitant explicitement du landfill mining, 50% proviennent de l'Amérique du Nord. Une grande partie (70%) concernent la période 1995 - 2000. Cette concentration sur cette période est expliquée par le durcissement de la réglementation et le besoin de réhabilitation des anciennes décharges. Le relatif désintérêt pour les années après 2000 est également expliqué par Krook par la difficulté d'obtenir des revenus économiques des matériaux extraits et par le développement d'autres modes de traitement que le stockage, rendant la pression moins importante sur celui-ci.

La méta-analyse fournit également une indication sur les champs des travaux réalisés. Sur les 39 travaux publiés, 15 traitent de la caractérisation des déchets et des risques associés, 11 sur les aspects technologiques de l'excavation et du traitement, 9 sur les aspects conceptuels et la stratégie appliquée, 2 sur la réalisation des travaux proprement dite et 2 sur l'économie des projets.

### **2.2.2 REFERENCES TRAITANT DE CAS CONCRETS DE PROJETS DE LANDFILL MINING**

Les recensements les plus complets et les plus récents des projets de travaux de landfill mining consultés sont présentés par une étude (Ford & al., RICARDO AEA, 2013) pour Zero Waste Scotland et un rapport de master (Kruse, 2015) réalisé dans le laboratoire « Ressources Anthropogéniques » de l'université technique de Vienne sous la responsabilité du professeur J. Fellner.

L'étude de RICARDO AEA traite de la faisabilité et de la viabilité du landfill mining accompagné de réhabilitation, avec pour objet de traiter les décharges mais également les terrils de schistes bitumineux. Les références collectées comprennent des tests pilotes et des transferts de déchets où seule la fraction de déchets dangereux a été isolée pour être traitée : les références de travaux présentés s'apparentent plus à des réhabilitations de décharges qu'à des travaux de séparation de fractions pour valorisation et traitement. Ce point est explicite pour 3 des 6 références présentées dans l'étude de RICARDO AEA pour les sites anglais. Les autres sites des autres pays sont moins bien renseignés dans l'étude et on ne peut fournir d'estimations du nombre réels de cas de travaux.

Sur les 57 références mondiales de cette étude, environ 50% concernent l'Amérique du Nord et l'Asie, l'Europe (hors Royaume-Uni) représentant 23 références. Les projets ont pu être classés dans 6 catégories allant de la valorisation de matériaux et d'énergie à la réhabilitation du site. Si l'on agrège les 3 catégories qui représentent la « dépollution du site » l'« amélioration de la gestion du site » et la réhabilitation et le

redéveloppement, on obtient 100% des références anglaises et 45% des références européennes hors Royaume-Uni (cf. Figure 1).

Les travaux de Kruse (2015), de Van der Zee & al. (2004) permettent d'explicitier quelques références européennes et de présenter un focus sur les projets et réalisations européennes disposant d'une description succincte publiée des travaux réalisés. On remarque que le nombre de références publiées est très faible, en regard du nombre probable de travaux réalisés. La sélection réalisée montre également que les références des travaux liés à la création de vide de fouille et à la réhabilitation représentent 75% des références publiées (cf. Figure 2).

Nombre et principales motivations de travaux en liens avec le landfill mining (d'après RICARDO - AEA, 2013)

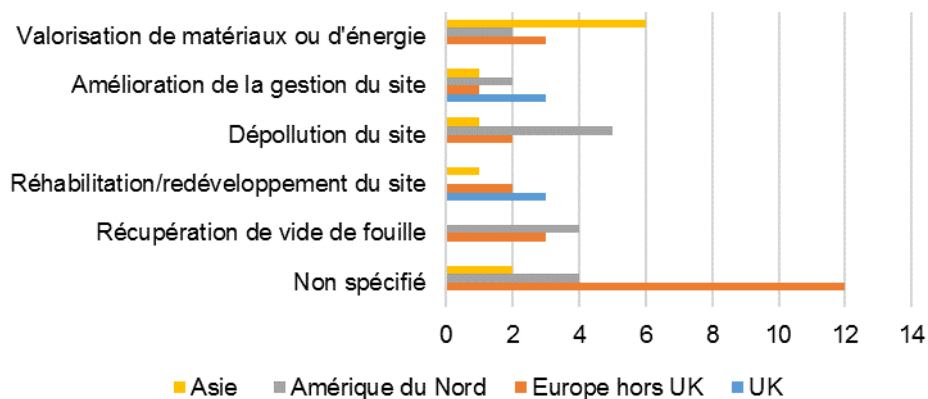


Figure 1 : Références de travaux sur le landfill mining

Kruse (2015) mentionne que dans la région de la Bavière, le transfert des déchets sans récupération est interdit depuis 2005, ce qui a amené à un accroissement fort des activités dans ce domaine. En France, les références concernant le SDOMODE et IKOS sont publiques et publiées, mais des projets n'ont pas fait l'objet de recensement du fait que l'objet principal était la réalisation de chantiers de travaux publics ou la recherche de vide de fouille par les exploitants de stockage.

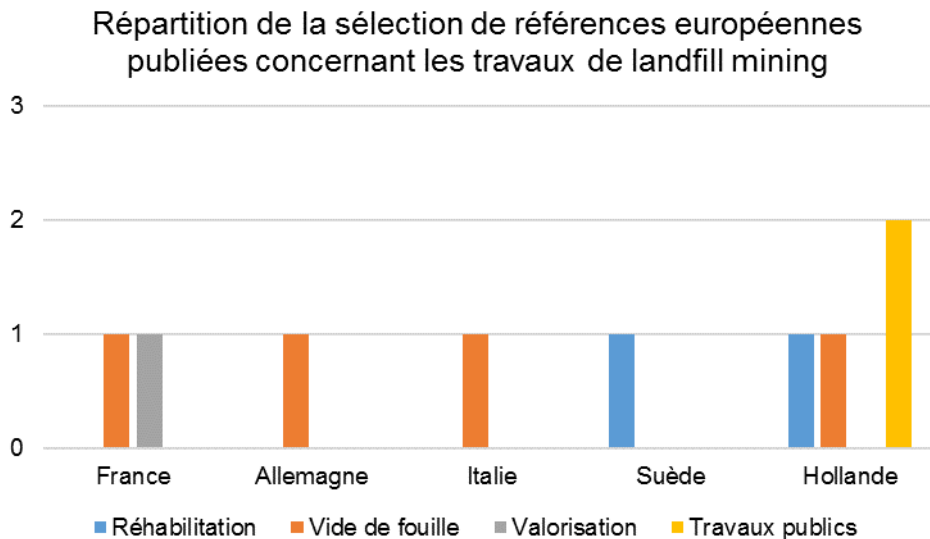


Figure 2 : Références publiées de travaux de landfill mining

De manière générale, les travaux de landfill mining ne font pas généralement pas l'objet de publication, en dehors de leur affiliation à des travaux de recherche à vocation de caractérisation du massif de déchet ou à des tests de valorisation. Les références sont donc par défaut incomplètes car la plupart des projets n'ont pas fait l'objet de publication et les projets publiés n'ont pas pour leur très grande majorité fait l'objet de poursuite de travaux à l'échelle industrielle.

Ce manque de référence est lié à la faible valeur économique des déchets stockés dans un cadre général. Le dernier symposium sur le landfill mining amélioré organisé en février 2016 par le consortium Eurelco a ainsi tenu en 2016 deux sessions spécialisées sur les dépôts à plus haute valeur potentielle marchande que représentent les résidus miniers et les résidus de l'industrie. Les présentations disponibles insistent sur le fait que le landfill mining n'est pas économiquement viable dans un cadre général et que des conditions particulières ou des convergences d'intérêt (travaux publics, réhabilitation, redéveloppement local) sont nécessaires.

On peut conclure à l'issue de cette analyse bibliographique qu'aucun pays n'a engagé de politique nationale structurée vis-à-vis du landfill mining et qu'il n'y a pas d'expérimentation d'envergure (> 100 kt, en dehors des réhabilitations de sites) qui a été conduite jusqu'à aujourd'hui.

### 2.2.3 FRANCE

Le gisement des déchets enfouis comprend les diverses formes de stockages rencontrées : stockages ayant disposé d'un arrêté préfectoral d'autorisation ou non, selon les différentes appellations historiques : centre d'enfouissement technique (CET), centre de stockage de déchets ultimes (CSDU), installations de stockage des déchets non dangereux (ISDND).

#### 2.2.3.1 SITUATION DU GISEMENT DE DECHETS ENFOUIS

Les installations en cours d'exploitation représentent 220 sites en métropole. Les installations les plus anciennes sont plus nombreuses, plusieurs centaines d'installations ayant fermé depuis le début des années 2000.

Enfin il faut noter les décharges illégales qui ont fait l'objet d'un inventaire avant leur fermeture progressive. Celles-ci représentent plus de 11 000 sites de dépôts à l'échelle nationale inventoriés au sein de la base de données nationale (BDN) des décharges non autorisées (DNA). Elle a été créée par le BRGM suite à des circulaires de 2004 et 2005 du Ministère en charge de l'Environnement pour suivre la fermeture de ces décharges et garder en mémoire ces sites.

Le site hébergeant ces informations a été arrêté suite à la fermeture des dernières décharges et la mission de mise en ligne des informations sur les décharges fermées n'a pas eu la suite prévue. Celle-ci avait été proposée en étape 3 dans le rapport du BRGM sur l'avancement des travaux de la BDN des DNA (rapport BRGM/RP-55165-FR-Rapport final).

Le nombre de sites répertorié a varié par département de quelques sites (Orne) à 1200 sites (Doubs), le nombre total de sites identifiés restant à fermer, en forte décroissance, atteignait, en septembre 2004, 942 sites et 384 en octobre 2006, pour une fermeture définitive des derniers sites en mars 2007. Il faut noter que ces sites de dépôts recouvrent des quantités de déchets très variables et souvent faibles : un travail d'interrogation de la base de données avec des critères de tonnage/surface de dépôts serait nécessaire pour éliminer les nombreux dépôts de faible tonnage/surface, dans l'optique de renseigner le nombre de dépôts présentant un réel gisement de matériaux.

Le travail de collecte des informations sur les décharges non autorisées fermées a été réalisé en partie à partir des bases de données BASIAS (inventaire des Anciens Sites Industriels et Activité de Services), BASOL (anciens sites et sols pollués) et d'enquêtes auprès des services départementaux de l'état et des collectivités. Les champs concernant le tonnage, la description des déchets et celui sur les informations complémentaires sur la nature des déchets apparaissent les plus appropriées pour une recherche de sites présentant des gisements significatifs de déchets à plus forte valeur potentielle. Ces décharges illégales, correspondant souvent à des décharges brutes, ont fait l'objet de programmes de résorption et de réhabilitation.

#### 2.2.3.2 AMENAGEMENT LORS DE LA FERMETURE DES DECHARGES BRUTES

Les décharges brutes ont fait le plus souvent l'objet d'études de recensement comportant un diagnostic simplifié à l'échelle départementale. Ces études ont permis de classer les sites prioritaires devant faire l'objet de diagnostics plus approfondis et d'éventuelles actions de réhabilitation. Lors de travaux, des essais de landfill mining ont pu être réalisés pour permettre de limiter les volumes à traiter et/ou à déplacer. La réhabilitation des décharges a comporté le plus souvent un remodelage, rassemblement des déchets du site, puis la couverture du site par les gravats, terres souillées, qui ont été recouverts de terres végétales. Une reprise des archives des travaux pourrait ainsi être nécessaire pour évaluer la présence de monstres (métaux), pneumatiques, et autres déchets les plus souvent présents dans les décharges brutes. Une reprise de ces déchets est envisageable, mais le principal moteur sera constitué par un réaménagement du site. La présence de « monstres » (gros encombrants) nécessiterait la mise en place d'un pré tri à la pelle mécanique pour ne pas bloquer le dispositif de criblage.

#### 2.2.3.3 RETRAITEMENT DES DECHETS DEJA ENFOUIS

Les travaux concernant l'excavation et le retraitement partiel des déchets ont été quasi exclusivement réalisés par le passé dans le cadre :

- d'opérations de réhabilitation de décharges, en particulier de décharges non autorisées (cas le plus fréquent) ;
- de travaux d'infrastructure et de génie civil traversant des sites de stockage (quelques cas) ;
- de travaux d'extension de site nécessitant la reprise de déchets anciens ;

L'exception concerne le site IKOS, qui a été prévu dès l'origine l'application du concept de réversibilité, en utilisant un stockage temporaire de la durée maximale prévue pour ce genre de dispositif par la législation européenne, soit 3 ans.

Les déchets excavés sur les sites où des excavations de déchets ont eu lieu ont ainsi généralement été quasi exclusivement replacés dans des nouveaux casiers sur site ou sur d'autres sites, l'excavation et l'élimination des déchets en décharges constituant le mode le plus économique de gestion de ces déchets.

Trois références ont pu être documentées en France, avec un niveau de détail différent :

- Le site IKOS, qui a démarré en 2006, et qui dispose toujours en 2016 du dispositif de méthanisation en cellules avec réversibilité du stockage, chaque cellule de 0,5 ha recevant environ 10 m de déchets (50 000 tonnes). La réversibilité est ici mise en œuvre de manière industrielle, avec plus ou moins de succès, mais avec une expérience qui va atteindre 6 ans en fin d'année 2016 de la mise en œuvre en phase industrielle de la réversibilité (déstockage) des déchets. Les comptes rendus annuels d'exploitation mis à disposition du public constituent la base de la documentation consultée, mais ceux-ci ne fournissent pas tous les paramètres clefs des expérimentations réalisées ;
- Le site du SDOMODE de Malleville-sur-le-Bec, qui a réalisé en 2008 des investigations en vue d'un essai de landfill mining et un essai en 2010 concernant 18 000 tonnes (réalisé avec l'aide d'IKOS et du bureau d'études INDDIGO). Cet essai est bien documenté, en particulier pour la phase de caractérisation des déchets préalables et des déchets criblés. Les essais de traitement des hydrocarbures encore présents dans la fraction fine par dégradation aérobie fournissent également des pistes pour une planification du traitement de la fraction fine des terres excavées ;
- Le site du Pays d'Aix qui a réalisé un essai à plus petite échelle, de l'ordre de 1000 tonnes, avec l'aide du bureau d'études EODD fournit pour sa part quelques caractérisations des 3 fractions obtenues. Ce type d'essais représente les essais les plus couramment pratiqués pour évaluer la faisabilité du tri lors de travaux.

Les fiches relatives à ces sites sont fournies en annexe. Le site du SDOMODE et du Pays d'Aix ont concerné des déchets anciens déposés sans précautions particulières pour leur réemploi : les fines issues du criblage ne respectent pas les critères pour les déchets dits inertes. Ils ne peuvent être stockés sans précautions particulières. Les critères sur les hydrocarbures sont dépassés pour les deux sites, ainsi que ceux pour un métal (nickel) et pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) pour un site. La fraction soluble pose également un problème pour le site d'Aix.

Nous ne disposons pas des analyses pour le site d'IKOS, mais la réservation en grande partie des seuls déchets ménagers pour les cellules de méthanisation réduit fortement les risques de dépassements des critères. On déduit de par la poursuite des opérations sur le site IKOS que le surcoût lié à l'excavation et au tri serait compensé par la libération de la place des nouvelles cellules. Il faut noter que la société IKOS dispose d'un savoir-faire qui a été utilisé pour les opérations menées sur le site du SDOMODE. Il comprend en particulier la mise en œuvre de crible et de trommel, crible circulaire permettant de mieux séparer les fines au sein d'une matrice plus grossière. Des capotages sont par ailleurs présents sur une partie des dispositifs, ce qui permet de limiter les nuisances (bruit et poussières).

Les grands groupes du traitement des déchets n'ont pas souhaité faire part de leurs essais et expériences menés concernant l'excavation et le criblage des déchets. Ces essais sont qualifiés de non rentables en tant qu'opérations menées dans un but de valorisation des fractions, mais peuvent être proposés à des clients, lors d'opérations importantes de réhabilitation de décharge. La fraction fine récupérée est en effet susceptible de pouvoir être utilisée en remblais si elle satisfait aux critères des déchets dits inertes.

La France dispose ainsi d'une expérience particulière menée par la société IKOS dans le domaine de la réversibilité du stockage. Les difficultés rencontrées par IKOS montrent néanmoins que la balance commerciale est fragile, voire déficitaire, à l'échelle industrielle, malgré le tri en amont des déchets réalisés par IKOS. Des optimisations seraient toujours en cours (criblage amont, en plus du tri de la qualité des déchets) pour éviter le criblage en aval, plus difficile à réaliser et induisant une présence de stériles et de fines déclassant la qualité des matières récupérées.

#### **2.2.4 BELGIQUE**

Deux projets importants de recherche à visée industrielle concernant le landfill mining sont menés en Belgique.

La zone wallonne dispose d'un projet traitant du landfill mining (projet Minerve, cf. fiche en annexe), coordonné par la société Shanks et financé partiellement dans le cadre de Greenwin (6ème pôle de compétitivité du plan Marshall2.vert). Le projet concerne le centre d'enfouissement technique (CET) de Mont Saint Guibert (très peu d'information sont disponibles concernant ce projet encore en cours). La décharge de Mont Saint Guibert est une des plus grandes de Belgique avec une capacité de plus de 5 millions de m<sup>3</sup> et comprenant une zone ancienne.

Ce projet traite de toutes les phases du landfill mining, de la sélection des sites et zones de stockage par télédétection à la valorisation des différentes fractions.

Un des points originaux du projet consiste en la volonté d'accélérer la maturation des dépôts en place avant excavation par la réalisation d'injection de cortège bactérien, dans le but d'extraire du biogaz dans les zones où la dégradation a été partielle. En cela, ce projet traite plus particulièrement les aspects de la fin de vie des zones de dépôt, en réalisant a posteriori un traitement proche de celui opéré sur les ISDND gérées en mode bioréacteur. Le choix mentionné de souches bactériennes peut s'apparenter aux ensemencements bactériens opérés sur les sites de bioréacteur par des boues, en vue de démarrer plus rapidement la biodégradation en zone anaérobie. L'objet du projet est donc d'optimiser les différentes phases du landfill mining.

La zone des Flandres dispose de plusieurs équipes travaillant sur le thème du landfill mining amélioré (Enhanced landfill mining) et plus particulièrement sur les aspects de l'économie circulaire liés à ces projets dans le cadre d'un consortium autour du landfill mining amélioré. Ce projet a pour objet le centre de stockage de Remo où sont stockés environ 12 millions de tonnes de déchets assimilables à des déchets municipaux et 6,3 millions de tonnes de déchets industriels. Le projet de recherche « Closing the Circle » a ainsi traité le cas spécifique de ce stockage de 18 millions de tonnes en réalisant des études de caractérisation des déchets, d'études de filières et d'impacts.

La spécificité du projet du consortium est de traiter des déchets présentant une grande proportion de fines provenant d'activité industrielle, en particulier d'incinérateurs. Le projet traite plus particulièrement de la valorisation énergétique des fractions de combustibles de récupération (CSR) représentant environ 38 % en poids secs des déchets ménagers et 14% en poids des déchets industriels. Les informations synthétiques sont présentées dans la fiche liée à ce projet. Le projet comporte une importante fraction de travaux préalables liés aux tests de la valorisation énergétique par torche à plasma (procédé Gasplasma) produisant du gaz synthétique nécessitant un traitement (présence de goudrons) et des déchets principalement vitrifiés.

L'analyse financière (et énergétique) du projet est présentée dans une simulation (S. Van Passel & al, 2013). Cette analyse a été conduite pour le projet du site de Remo et de manière générique pour les Flandres.

Pour le site de Remo, qui comprend une part notable de déchets ferreux, les coûts moyens pondérés et les revenus de la valorisation matière s'équilibrent environ dans la projection théorique réalisée, avec un bénéfice de 2 € /tonne (coût : 11 €/tonne ; bénéfice : 13 € /tonne).

Concernant la filière énergétique envisagée sur le site de Remo, une partie importante du coût est lié à l'investissement, évalué à 500 €/tonne de capacité annuelle. Une subvention de 108 €/MWh produit à partir d'énergie renouvelable et un coût de rachat de l'électricité produite de 70 €/MWh ont été intégrés dans les calculs pour atteindre un taux de retour interne sur investissement de 15% avant impôts, taux minimal jugé nécessaire pour un intérêt du secteur privé.

La Belgique dispose ainsi de deux projets d'envergure concernant le landfill mining, qui comprennent une part importante de travaux concernant la valorisation énergétique ex situ (landfill mining au sens strict, site de Remo) et in situ/ ex situ pour le site de Mont Saint Guibert. Il paraît encore difficile de se prononcer sur la viabilité économique des projections réalisées, du fait de la prise en compte de subvention importante lors de la valorisation électrique envisagée.

Dans le cadre d'une évaluation du gisement des déchets exploitables en Flandres selon les projections théoriques extrapolées du site de Remo, un scénario moyen de landfill mining a été appliqué aux décharges présentes en Flandres en considérant les sites historiques de stockage de déchets ménagers exploités entre 1950 et 1985, d'une surface de plus de 10 ha, ainsi que les sites en activité, pour atteindre un total de 2000 ha de site. Les revenus extrapolés proviennent à 72 % de la filière énergétique, 21% de la filière de recyclage des matériaux et 7% de la récupération des terres (revalorisation foncière).

Pour ce dernier paramètre, un prix moyen du foncier a été évalué, à partir principalement du prix du mètre carré résidentiel (155 €) et industriel (80 €) pondéré par les taux respectifs d'occupation utilisés en Flandres de 3,4 % et 39%.

## 2.2.5 BILAN CONCERNANT LES FRACTIONS RECUPEREES LORS DES TRAVAUX DE LANDFILL MINING

Ces bilans sont fortement liés à la spécificité des déchets stockés et au criblage utilisé. On peut néanmoins considérer les chiffres présentés par IKOS et le SDOMODE comme un exemple correspondant à des déchets municipaux du début des années 1990. Ces valeurs sont comparées à celles obtenues sur le site de Remo en Belgique pour des déchets compris entre les années 1980 et 2000 ((M. Quaghebeur & al, 2013). La répartition des fractions massiques est disponible pour le site du SDOMODE et le site de Remo. La répartition volumétrique est différente du fait des densités très variables des diverses fractions, variant de 0,33 pour la fraction grossière à 1 environ pour la fraction fine) :

- Fines (< 20 mm) : 42 – 45 % (Remo : 44% (+/-12%) pour la fraction < 10 mm) ;
- Moyennes (> 20 mm et < 100 mm) : 30 - 33%
- Grossières (> 100 mm) : 25 – 27 %

La répartition des déchets par nature (données SDOMODE 2008) fournit les résultats suivants (cf. Tableau 1).

Tableau 1 : Nature des fractions des déchets

| Nature des fractions         | Sur bruts en % | Sur fraction moyenne en % | Sur fraction grossière en % |
|------------------------------|----------------|---------------------------|-----------------------------|
| Métaux                       | 3              | 4                         | 6                           |
| Verre                        | 3              | 12                        | 2                           |
| Plastiques légers            | 9              | 15                        | 20                          |
| Plastiques lourds et résidus | 41             | 69                        | 72                          |
| Fines                        | 44             |                           |                             |

Il est à noter que le taux de récupération des métaux sur site (0,1 %, 2010) a été beaucoup plus faible que la fraction massique du tri opéré selon le protocole MODECOM (3%, 2008). La répartition des fractions fines, moyennes et grossières a été respectée entre 2008 et 2010.

### **3. SYNTHÈSE DES DONNÉES UTILISÉES ET ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE**

#### **3.1 DONNÉES UTILISÉES**

Dans une première étape, les données disponibles relatives à l'expérimentation du SDOMODE et aux données publiées concernant le site de Remo ont été utilisées.

Les pays européens dont on dispose des données ont émis des priorités à différentes phases du landfill mining pour les déchets déjà stockés

On distingue parmi les phases plus spécialement investiguées :

- phase préalable de recensement des gisements et de leurs caractéristiques ;
- phase préalable d'étude de moyens permettant une mise en œuvre facilitée du landfill mining ;
- phase pilote de la mise en place ;
- phase industrielle.

La réflexion concernant le tri des fractions ultimes a fait également l'objet de priorités affichées suivant les pays.

#### **3.2 ASPECTS GÉNÉRAUX**

Le caractère ultime des déchets stockés s'apprécie en fonction des critères technico-économiques du moment.

Les principaux retours d'expérience collectés proviennent des informations orales concernant la mise en œuvre par IKOS en France ainsi que des informations publiées concernant le site de Remo en Flandres. On dispose encore de très peu d'information sur le projet Minerve Belge wallon.

Le retour d'expérience de la société IKOS permet de considérer que seule la fraction fine issue du tri présente un intérêt pour la méthanisation en cellules. La fraction intermédiaire ne pourrait être valorisée que pour des applications de type remblais sur site. La fraction grossière, contenant de nombreux plastiques présente un intérêt à être récupérée avant stockage, pour disposer de CSR plus « propres ».

#### **3.3 MISE EN ŒUVRE DE LA PHASE DE RECENSEMENT EN BELGIQUE**

La sélection des sites réalisée lors de la phase de recensement pourrait être faite en France sur la base des critères proposés par les Belges.

Des critères clefs ont été cités et recensés par les divers auteurs du consortium ELFM.

Les paramètres pour le recensement des stockages de déchets ménagers utilisé par S. V. Passel (2013) sont reproduits ci-dessous (cf. Tableau 2).

*Tableau 2 : Paramètres utilisés pour la recherche de sites favorable au landfill mining en Flandres*

| Paramètres       | Valeurs             |
|------------------|---------------------|
| Base de données  | Décharges illégales |
| Date de stockage | 1950 - 1985 (2000)  |
| Surface minimale | 10 ha               |

Sur les 1618 stockages illégaux en Flandres, 850 concernent des déchets municipaux et seulement 58 stockages de plus de 10 ha, dont 6 de plus de 50 ha.

Il faut noter également que la qualité des déchets a fortement évolué, du fait de la mise en place progressive de la collecte sélective de flux des déchets (piles, déchets dangereux des ménages, DEEE, déchets biodégradables).

Ainsi les teneurs en métaux lourds ont fortement décru, mais également les teneurs en métaux du fait du recyclage. La fenêtre historique 1950 – 1985 considérée comme optimale pour une récupération matière par S. V. Passel pour les Flandres, provient ainsi essentiellement de l'essor de la société de consommation après 1945, engendrant un flux de déchets ménagers autres que biodégradables, susceptibles de présenter des teneurs en métaux intéressantes.

La phase de recensement nécessitera donc de prendre en compte les informations locales, mais également nationales pour pallier le manque de connaissance concernant l'évolution de la typologie des déchets.

A partir de cette typologie des déchets, une évaluation du potentiel de matériau brut pourra être conduite en considérant les diverses classes de déchets et les deux principales filières, la filière matière pour les métaux ferreux /non ferreux, le verre et les granulats et la filière énergétique pour les plastiques et textiles ainsi que la fraction non dégradée du bois, des papiers/cartons et de la matière organique. Les modèles de dégradation utilisant une cinétique de premier ordre utilisés pour l'évaluation de la production de biogaz permettent d'extrapoler la matière organique résiduelle (Wolsberger T. & al, 2015).

Il faut noter que les travaux menés en Wallonie dans le projet Minerve traitent également du stade particulier des sites en fin de période de suivi, en considérant l'accélération de la biodégradation comme un moyen de produire de l'énergie, mais également de limiter les inconvénients liés à une excavation avant la maturation complète des déchets (susceptibles de produire des nuisances liées au dégazage).

L'accélération de la maturation en mode bioréacteur optimisé permet de récupérer du biogaz, mais la dégradation anaérobie est relativement lente comparée à la dégradation aérobie. Une accélération du traitement par aérobisation (dégradation aérobie in situ par aération forcée : injection d'air et récupération des gaz) est également envisageable.

### **3.4 ESTIMATION DU POTENTIEL ENERGETIQUE ET DU POTENTIEL DE MATERIAUX DES DECHETS STOCKES EN FRANCE**

#### **3.4.1 EVALUATION DU TONNAGE DES STOCKS EXISTANTS**

Dans le but d'essayer d'estimer grossièrement le potentiel énergétique et le potentiel de métaux provenant des déchets stockés au niveau national afin d'éclairer la faisabilité du landfill mining, il convient de pouvoir estimer dans un premier temps les stocks existants. Cette faisabilité suppose en particulier de disposer de stocks d'une importance suffisante pour permettre d'amortir la mise en place d'une plate-forme mobile de récupération. Dans le cas de l'utilisation du recensement des stockages, un critère de surface minimale de 10 ha été appliqué (Van Passel & al, 2013).

Ces estimations sont basées sur le recensement des stockages dans le cas de zones géographiques limitées (province Nord-Brabant de la Hollande, Van der Zee & al, 2004 ; région flamande de la Belgique, Van Passel & al, 2013) où à partir d'estimations nationales de la production de déchets (Franck & al, 2010).

Dans le cas français, du fait du grand nombre de stockages de faible tonnage attendus pour les décharges des petites communes, il a été choisi de considérer le tonnage provenant des installations autorisées, qui constituent des installations de tonnages plus élevés que les décharges illégales. Ce tonnage a fait l'objet d'inventaires disponibles (inventaires sur les installations de traitement des ordures ménagères (ITOM). Ces inventaires sont publiés par l'ADEME ([www.ademe.fr/sinoe-dechets](http://www.ademe.fr/sinoe-dechets)) et permettent d'évaluer les tonnages d'ordures ménagères produites. Les statistiques disponibles se sont affinées depuis 1975 et ont permis à partir des années 1990 de distinguer les ordures ménagères strictes (poubelles des ménages et apports volontaires), les ordures ménagères et assimilées comprenant en complément les déchets industriels banals des entreprises (DIB) collectés, les déchets ménagers et assimilés et les déchets municipaux.

Ces études permettent également de disposer des tonnages stockés depuis 1975 (étude ITOM 1975), mais le recensement des installations de traitement par stockage était incomplet lors des premières études. On a considéré l'étude ITOM de 1985 (22 Mt stockés) comme point de départ des tonnages stockés. Les stockages antérieurs à 1985 ont fait l'objet d'une extrapolation à partir des quantités d'OM produites par habitant à partir de 1950 et comprenant plusieurs paramètres (population de la France métropolitaine pour évaluer la part d'ordures ménagères, complément de déchets ménagers et assimilés calé en 1985 et décroissant avant les années 1975). Les données de stockage postérieures à 2010 ont été calées sur 2010 (19,6 Mt), les données ITOM 2012 (19,5 Mt) étant très proches de celles de 2010.

Tonnage annuel de déchets non dangereux stockés  
(données Ademe et extrapolation avant 1985)

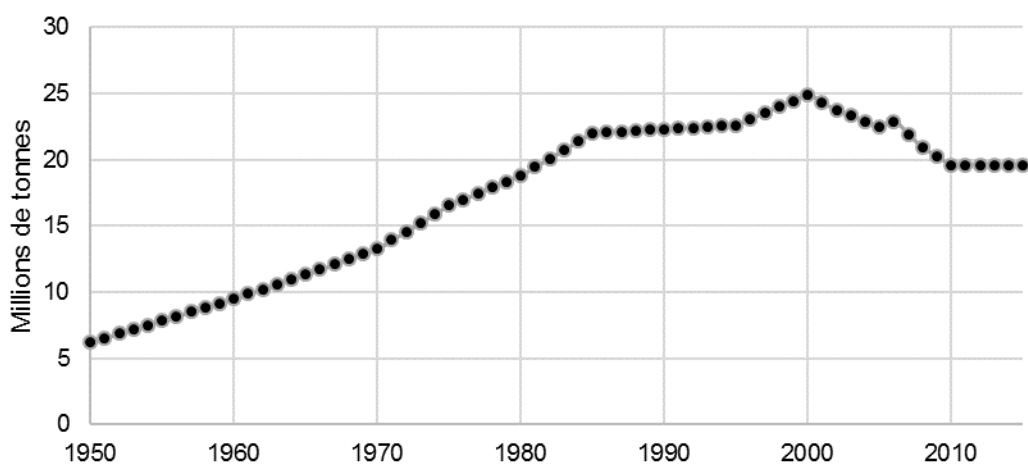


Figure 3 : Estimation des tonnages annuels stockés depuis 1950

On dispose ainsi d'une estimation des tonnages stockés en installations de stockage de déchets non dangereux depuis 1950. Le tonnage de déchets assimilés à des déchets municipaux stockés depuis 1950 est estimé ainsi à environ 1100 Mt (cf. Figure 3). Münnich & al. (2013) a évalué la quantité de déchets stockés dans les décharges allemandes à environ 1150 Mt entre 1960 et 2005, soit un chiffre assez proche du tonnage estimé pour la même période en France (850 Mt). Ce volume est plus proche que celui de déchets municipaux (1600 Mt) estimé d'après Franck & al. (2010) pour une période démarrant en 1950.

### **3.4.2 EVALUATION DES SURFACES CONCERNEES**

La surface utilisée pour les stockages fournit un indicateur pouvant être comparé entre les différents pays européens.

Cette surface utilisée pour les stockages de déchets enfouis autorisés peut être évaluée (données ITOM) grossièrement à partir du nombre d'installations autorisées en France, qui a évolué entre 123 installations de stockage en 1975, un pic d'environ 500 installations entre 1990 et 1993, puis une décroissance graduelle atteignant 220 installations en 2016. La fermeture des décharges non conformes aux prescriptions réglementaires et le mouvement de concentration des tonnages sur les plus grosses installations expliquent cette diminution.

La concentration des flux de déchets vers les installations de stockage les plus importantes est notable : les installations traitant plus de 50 000 tonnes représentaient déjà en 1996 environ 70% du flux de déchets.

La capacité totale restante de stockage des sites a été évaluée d'après les données de 2012 à environ 200 Mt pour une capacité annuelle de stockage de 24 Mt et un nombre de 238 sites en activités (données ITOM 2012). Le ratio entre la quantité stockée annuelle, environ 20 Mt (19,6 Mt en 2010, 19,5 Mt en 2012)) et la réserve de capacité de stockage montre que la durée moyenne de vie restante des sites en activité est estimée à environ 10 ans. Ce constat est réalisé dans une situation transitoire où la création de sites est faible (diminution du nombre total de site) et où la demande concerne plus la rehausse des casiers des installations existantes. La durée de vie moyenne des installations aura ainsi tendance à se prolonger.

Si l'on considère une durée de vie moyenne des installations de 20 ans, un tonnage traité moyen de 80 kt/an par site (donnée ITOM 2012), une épaisseur moyenne de déchets de l'ordre de 10 - 15 m par site et une densité des déchets en place de 1, on atteint un dépôt moyen d'environ 100 - 150 kt par hectare, soit une consommation moyenne annuelle de surface d'environ 0,8 à 0,5 ha par site et ce, pour les 238 sites en activité en 2012. Cette consommation moyenne de surface annuelle correspond au remplissage de 1 à 1,6 alvéoles de 5 000 m<sup>2</sup> par an et par site, soit une surface totale estimée de 120 – 190 ha par an. Cette consommation moyenne de surface peut être extrapolée sur la période de 40 ans entre 1975 – 2015 pour atteindre une surface de 4800 – 7600 ha utilisée pour cette période.

Cette surface peut être comparée avec celle obtenue par la base de données cartographique européenne CORINE Land Cover. La base de données Corinne land Cover comprend en effet un descripteur de surface spécifique aux décharges (landuse = landfill), mais une partie importante de la totalité des surfaces comptabilisées (environ 8 000 ha au total, variant entre 8 500 ha et 7600 ha entre 1990 et 2006, (ADEME, 2012, chiffres clefs déchets)) apparaît localisée dans le Nord Pas de Calais et liée aux terrils. Le nombre de site comptabilisé dans la base CORINE Land Cover est faible. On peut estimer grossièrement que l'ordre de grandeur des surfaces utilisées pour les sites de stockages référencés en France depuis 1975 est d'environ 10 000 ha d'après le recoupement entre l'ordre de grandeur de la base CORINE Land Cover et l'estimation précédente.

Cet ordre de grandeur est à comparer aux 2 000 ha de surface utilisé par Van Passel pour un scénario de landfill mining sur la région flamande, en considérant une fraction des sites de stockages et une intensité de stockage plus faible en moyenne (7 m d'épaisseur). Cette épaisseur moyenne de 7 m correspond à celle évaluée pour les sites établis en comblement de carrière, l'épaisseur moyenne de sites en surélévation étant estimée à environ 3 m (Behets & al., 2013).

Dans le cadre de la mise en place d'un programme de collecte de données et de priorisation, l'OVAM a réalisé un inventaire des sites de stockage de la Flandre (environ 2 000 sites, Behets et al., 2013). En considérant 1736 sites, la surface totale a été évaluée à 60 km<sup>2</sup> qui représente environ 0,4% de la surface de la Flandre (13 522 km<sup>2</sup>). Les sites ayant disposé d'une autorisation représentent également 323 sites et 15 km<sup>2</sup> environ, soit une surface 4 fois plus faible.

La surface évaluée précédemment pour les stockages en France (100 km<sup>2</sup> environ) apparaît ici relativement faible, au vu de la population dix fois plus importante et de la surface disponible également plus importante (densité de population notablement plus faible en France). Cette surface de 100 km<sup>2</sup> serait ainsi plus à mettre en rapport avec la surface afférente à l'ensemble des installations autorisées en France depuis 1975, dont le nombre a atteint 500 installations au début des années 1990.

### **3.4.3 ESTIMATION DU POUVOIR CALORIFIQUE DES DECHETS STOCKES**

Une première estimation de l'énergie calorifique stockée peut être réalisée à partir des fractions des déchets les plus calorifiques, en excluant les fractions de putrescibles. On considère ainsi que les papiers et cartons évoluent peu, ce qui correspond à un scénario particulier, assez optimiste, qui pourrait être rencontré dans certaines « tombes sèches » de déchets stockés dans la partie sud-est de la France.

La ventilation des postes de déchets stockés disponibles depuis 1996 (Donnée Ademe) montre que les OM et les DIB représentent 80% des tonnages stockés. Le pourcentage d'OM dans les déchets stockés tend à se réduire, passant d'environ 50% en 1996 à 31% en 2012. On a supposé que les OM ont représenté en moyenne 50% des tonnages stockés depuis 1950, soit environ 570 Mt depuis 1950.

Au sein des OM, on peut distinguer 5 classes de déchets qui présentent des pouvoirs calorifiques élevés (papiers et cartons, plastiques, combustibles dont bois, matériaux composites et textiles) et estimer leur fraction en pourcentage de poids humide des OM. Les pourcentages de ces matériaux dans les déchets collectés ont peu évolué pour les papiers et cartons jusqu'à des dates récentes (26% en 1960, 25% en 1993, Ademe MODECOM) et un taux de 25% a été considéré.

Dans les cas des plastiques, le taux a fortement augmenté de 1960 (1,2%) à 1993 (11%) et se stabilise à cette valeur par la suite. Un taux moyen proratisé aux tonnages stockés pendant les périodes 1950-1975 et 1975-2015 a été choisi (8,7%).

Les combustibles divers (dont surtout le bois) ont représenté environ 3% en 1998, valeur utilisée pour l'estimation. Le taux de textiles non sanitaires a baissé de 6% (1960) à environ 2% (2007), mais les textiles sanitaires (3,1% en 1998) sont apparus. Enfin le taux de divers combustibles (3,2 %) et de complexes (1,4%) a été déduit des données de l'année 1998.

On peut ainsi comparer les estimations de tonnages de matériaux à haut pouvoir calorifique réalisées par Franck & al (2010) à partir des équivalent habitants de l'Allemagne et de l'Autriche en considérant les tonnages stockés d'OM jusqu'en 2009 en France (518 Mt, cf. Figure 4). Un complément de 20% de tonnages en moyenne (entre 1960 et 1995) aux tonnages des OM a été considéré pour tenir compte des déchets ménagers assimilés stockés et s'approcher de l'estimation réalisée par Franck.

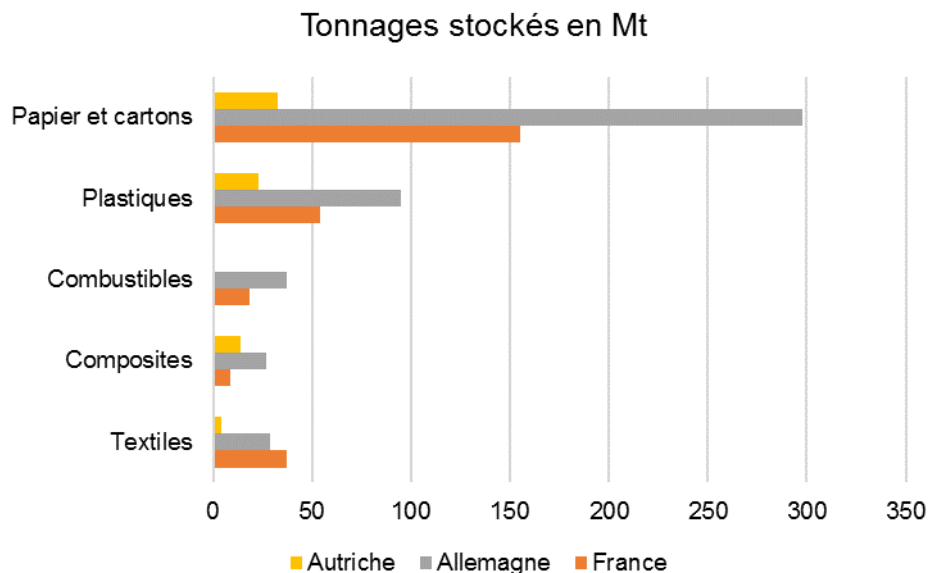
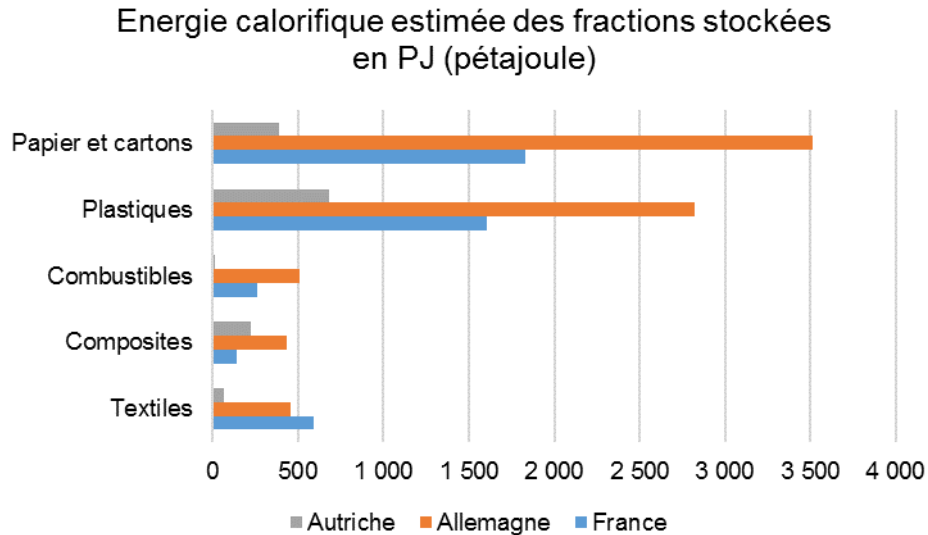


Figure 4 : Tonnages stockés des fractions à haute valeur calorifique

L'évaluation du tonnage de matériaux à haut pouvoir calorifique selon Franck (2010) atteint 486 Mt et 75 Mt pour respectivement l'Allemagne et l'Autriche. En considérant seulement les déchets stockés depuis 1975, Münnich & al. (2013) évalue le stock allemand de matériaux à haut pouvoir calorifique à 250 - 380 Mt. Une des principales différences de cette estimation est liée à la teneur en papier / cartons. Münnich évalue la teneur en papier carton dans le stockage à environ 7%, soit une teneur beaucoup plus faible que la teneur initiale dans les apports (25%), et tient compte de ce fait de la dégradation de cette fraction pendant une période moyenne d'environ 20 ans (pour des déchets déposés entre 1975 et 2013).

En utilisant les mêmes références de valeurs calorifiques que Franck, on peut évaluer les valeurs calorifiques des 5 différentes catégories de déchets (cf. Figure 5).



*Figure 5 : Energie calorifique des diverses fractions considérées*

La quantité totale d'énergie calorifique stockée pour ces fractions est estimée à environ 4400 PJ pour la France

La consommation totale d'énergie primaire annuelle en France est évaluée à 256,6 Mtep en 2014 (MEEM, 2016), soit 10777 PJ. L'énergie totale stockée des fractions à haut pouvoir calorifique est estimée donc à environ 5 mois de consommation énergétique de la France en ne considérant pas la dégradation de la fraction de papier et cartons.

Ce scénario représente pour la situation française une récupération d'une fraction disposant d'un pouvoir calorifique moyen de 16,1 MJ/kg sur une fraction totale de 44% des déchets assimilables à des déchets ménagers, en considérant une fraction de déchets assimilables à des OM égale à 60 % du tonnage total de déchets stockés, soit environ 27% des déchets stockés. Le potentiel calorifique moyen semble un peu élevé en regard des expérimentations réalisées, mais conforme aux prévisions théoriques utilisées par Van Passel (16,5 MJ/kg pour un déchet ramené à 15% d'humidité par séchage (30% initial)). La fraction de fuel de récupération (27% des déchets stockés) est dans la moyenne des indications données par les travaux précédents (20 – 30%, d'après Krook & al (2012), même si des fractions plus importantes ont été évaluées sur certains sites en considérant l'ensemble des fractions moyennes et grossières (38 % à Remo).

Cette évaluation grossière permet d'évaluer le potentiel énergétique dans un cadre général en considérant une récupération de 100% de l'énergie calorifique disponible.

Dans un cas particulier de site, il serait nécessaire de tenir compte de la dégradation de la fraction de papier carton (demi-vie de l'ordre de 12 ans) et de l'apport complémentaire des DIB (en papier carton, plastiques et combustible) pour obtenir des chiffres plus précis.

### 3.4.4 VALORISATION MATIERE

Les matériaux extractibles et valorisables en tant que matière comprennent les fines et les matériaux granulaires issus du criblage, ainsi que les ferrailles, les métaux non ferreux et les autres métaux ou éléments chimiques éventuellement présents et présentant une valeur du fait de la raréfaction de la ressource.

Les fines et les matériaux granulaires extraits n'ont pas réellement de valeur marchande : ils sont le plus souvent comptabilisés avec une valeur nulle ou très faible (1 euro la tonne).

Les matériaux présentant une valeur marchande sont constitués des ferrailles et des métaux non ferreux. Les cas particuliers des autres métaux et éléments est examiné dans une approche de prospection à long terme plus bas dans le texte.

D'après les données ITOM (premières données disponibles en 1975), et les extrapolations réalisées, le tonnage déposé en centre de stockage autorisé atteindrait environ 870 Mt pour la période 1975 – 2015 (et 1100 Mt pour la période 1950 - 2015). Les données ITOM détaillant la composition des déchets stockés permettent d'évaluer à 4% le taux de métaux en intrant dans le stockage (données Ademe 1960 et MODECOM 1993).

Cette donnée est à mettre en relation avec la ventilation des types de déchets stockés et sa variation. On note essentiellement une croissance de la part des déchets encombrants et des refus de tri entre 1996 et 2012 (cf. Figure 6). En l'absence de données plus précises sur les caractérisations de ces fractions, on a considéré un taux de métaux stable et égal à 4%.

Variations de la composition des déchets stockés (données ITOM 1996 - 2012 Ademe)

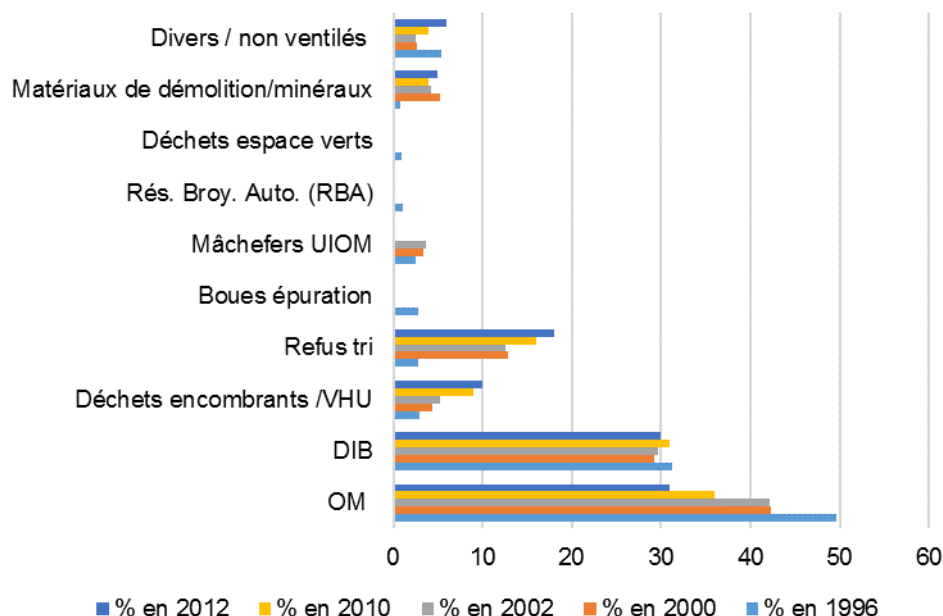


Figure 6 : Variation de la composition des déchets stockés en France

Les métaux sont essentiellement représentés par de la ferraille qui présente une valeur économique significativement plus faible que les métaux non ferreux. Un ratio de 5 est ainsi facilement atteint entre la valeur de la ferraille et des non ferreux (aluminium, cuivre, plomb, zinc).

La teneur des non ferreux dans les métaux est variable selon les auteurs, le plus souvent entre 10% et 20 % de la part des métaux (hypothèse haute). Cette teneur est également beaucoup plus variable que celle du fer, qui est un métal souvent rencontré dans les déchets.

Si l'on considère un pourcentage de 83% de fer et 17% de non ferreux, proche de celui utilisé par Franck & al (2010), ont atteint des tonnages de 29 Mt de fer et de 5,8 Mt de métaux non ferreux pour les déchets déposés à partir de 1975. Ces tonnages sont à comparer aux 83 Mt de fer et 13 Mt de non ferreux provenant de l'estimation de Franke & al., (2010) provenant des 2500 Mt de déchets allemands déposés depuis 1975 (provenant des déchets municipaux et commerciaux mais également des déchets de construction). L'estimation de Münnich & al. (2013) pour ces mêmes tonnages de déchets allemands atteint 25 Mt de fer, soit un montant beaucoup plus proche de l'estimation (3,3% de fer dans les déchets) réalisée pour les tonnages de déchets français.

A titre de comparaison, la consommation moyenne annuelle par habitant en France d'acier est d'environ 220 kg, soit au total environ 15 Mt.

Il faut noter qu'il s'agit d'une extrapolation assez optimiste d'une teneur théorique liée à la caractérisation des déchets entrant en stockage. En pratique, la teneur en fer récupérée par les moyens classiques de criblage et de séparation de plate-forme mobiles est significativement plus faible (de l'ordre du pourcent). Cette teneur plus faible récupérée s'explique par la non recherche systématique du fer dans les fractions les plus fines et par l'oxydation de celui-ci, rendant plus difficile sa récupération par la technique d'overband (séparation électromagnétique réalisée par un aimant surplombant un convoyeur).

Des teneurs en fer plus importante que 4% peuvent être rencontrées dans les sites ayant reçu de forts tonnages en mâchefers ou de déchets de l'industrie métallurgique. La proximité d'une usine d'incinération, mais surtout le type du bassin de provenance des déchets (bassin métallurgique/ bassin rural) influencera la quantité de fer présente (la production annuelle de mâchefers est évaluée à environ 3 Mt et une proportion variable et croissante (plus de 50% en 1995) est valorisée en techniques routières).

Concernant les non ferreux, l'aluminium, le cuivre, le plomb et le zinc sont les métaux les plus attendus dans les déchets, mais leur pourcentage va être très dépendant du site. Les déchets en aluminium peuvent être évalués d'après leur gisement, représentant 72 000 tonnes en 1997 (Source : Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 1999), ce qui représentait en 1997 environ 9% du gisement de déchets d'acier des ménages (800 000 tonnes en 1997). En appliquant ce ratio au 29 Mt de fer stockés depuis 1975, on atteint environ 2,6 Mt d'aluminium potentiellement stockés. Ce tonnage est de l'ordre de grandeur de 2 fois la demande française annuelle en aluminium (1,2 Mt en 2014, <http://www.aluminium.fr/industrie/industrie-chiffres>).

Le phosphore est également un élément potentiellement valorisable. Cet élément est essentiellement présent dans les boues de station d'épuration qui ont pu rejoindre par le passé les centres de stockage. La part de boues d'épuration a été réduite suite à l'interdiction de leur dépôt sans traitement. Une fraction notable de boues a été par le passé stockée en décharge. La quantité de boues de station d'épuration stockée est de 0,5 Mt en 1996, mais cette fraction a pu être plus importante dans le passé. La quantité stockée durant les années 1970 à 1980 est probablement du même ordre de grandeur que celle stockée outre Rhin, soit environ 10 Mt sur cette période. Leur teneur en phosphore est de l'ordre de 2 à 3 % de la matière sèche, mais peut atteindre 10% (Morel & al., 2003) du fait de la mise en place progressive de la loi sur l'eau (1992) et du décret d'application (1994) comprenant la mise en place progressive du traitement du phosphate dans les effluents de station d'épuration. Convertit en  $P_2O_5$ , on peut donc atteindre le montant proposé par Franke (2010), soit 1 Mt de phosphore exprimé en  $P_2O_5$  stocké. Il s'agit d'une estimation très théorique car une fraction du phosphore stocké rejoint les lixiviats et il n'existe pas de procédé économiquement rentable pour récupérer la fraction de phosphore dans les boues. Par ailleurs, du fait de la dilution par les autres déchets contenant de faibles quantités de phosphore, les teneurs sont beaucoup plus faibles et ne permettent pas d'envisager une exploitation des tonnages mélangés avec d'autres déchets (Heussner & al., 2015).

Concernant les autres métaux/terres rares, les données récentes ne permettent pas d'estimer que les déchets stockés constituent des gisements potentiels de métaux/terres rares. Quatre types différents de stockages de déchets dans l'Est de l'Europe (stockage de déchets commerciaux, de déchets municipaux récents et anciens, de sols contaminés) ont été investigués par Burlakovs & al. (2016). Ces travaux n'ont pas mis en évidence de différences notables dans les concentrations et les éléments de terres rares présents dans les déchets, ceux-ci étant distribués de manière égale entre les diverses fractions séparées (fraction fine de sol, fraction grossière contenant les mâchefers et les cendres volantes). La concentration totale en terres rares a varié entre 20 et 50 mg/kg suivant les 4 sites investigués. Les auteurs de la première étude concluent en l'absence de gisement, les concentrations étant plus faibles que dans les sites miniers de production et proches de la concentration moyenne géochimique des éléments. Une étude anglaise (Gutierrez & al, 2016) sur 4 sites anglais présentent des conclusions analogues avec une teneur moyenne en terres rares de 58 mg/kg et présentant une faible dispersion (8 mg/kg).

Il est possible que certains métaux/terres rares soient rencontrés dans les déchets les plus anciens, et plus particulièrement dans les déchets non encore classés comme dangereux ou ne faisant pas encore l'objet d'une collecte tels que les déchets d'équipement électroniques.

Les métaux rares peuvent plus souvent être retrouvés dans les terrils d'ancienne exploitation minière. Les métaux liés aux procédés métallurgiques n'ont pas fait l'objet d'évaluation, en particulier les scories de procédés métallurgiques. Celles-ci peuvent également contenir en particulier des teneurs intéressantes en fer, manganèse, chrome et phosphore. Néanmoins, ces scories ont souvent fait l'objet de stockage particulier en terrils. Ces flux n'ont pas été considérés spécifiquement du fait du peu de données les concernant et de la forte spécificité régionale de ceux-ci.

### **3.4.5 LES RISQUES SANITAIRES ET LES NUISANCES OLFACTIVES**

Les risques sanitaires traités dans la littérature sont majoritairement ciblés sur les travailleurs et sont principalement liés à la présence de déchets spéciaux dispersés ou en fûts, et de déchets à risque infectieux à longue durée de vie. Des nuisances olfactives sont également possibles pour les déchets incomplètement dégradés. Les dépôts particuliers du fait de la présence suspectée de munitions ou d'explosifs sont à exclure. La phase d'étude historique et de reconnaissance doit permettre d'éviter en grande partie les dépôts connus comme contenant des déchets industriels dangereux ou à risque spécifique suspecté. Cette phase de reconnaissance utilise des techniques communes avec l'étude des sols pollués (dont la reconnaissance géophysique) pour localiser les zones à risques.

L'étude historique et les reconnaissances doivent permettre d'éliminer les sites présentant des risques liés aux déchets dangereux inorganiques, organiques ou à risques infectieux.

La période d'exploitation du site constitue un paramètre important, du fait des tendances générales nationales en termes d'élimination des déchets.

Un risque difficilement évaluable concerne la présence de déchets peu dégradés. Dans le cas où l'on souhaite réduire ces risques, une possibilité de prétraitement du gisement existe si l'on dispose de temps. On peut alors planifier avec plusieurs années d'avance une phase de maturation complémentaire anaérobie/aérobie des déchets en place. Ce cas est rencontré lors de travaux d'infrastructures (tracé de routes, souterrains). L'accélération de la dégradation est plus importante par dégradation aérobie in situ en injectant de l'air et en captant les effluents gazeux produits. Ce type de prétraitement avant excavation (sur une durée de l'ordre de 18 mois) peut permettre de réduire fortement les risques de production résiduelle notable de biogaz.

Globalement, les émissions liées aux traitements des déchets excavés peuvent être apparentées à celles provenant d'une plate-forme de traitement de déchets multi filière telle que les plateformes d'IKOS et de la SEMARDEL (Ecosite Vert le Grand). Ces émissions (essentiellement ammoniac, poussières, composés soufrés) peuvent faire l'objet d'un suivi lors de chantiers pilotes.

Quelques situations particulières citées dans la littérature sont traitées ci-dessous.

#### Risques sanitaires liés aux déchets spéciaux inorganiques dispersés

La littérature fait mention de la présence potentielle d'amiante. Du fait de la génération de poussières lors du criblage par voie sèche, la présence suspectée ou rencontrée d'amiante réduit fortement les possibilités de valorisation. La réduction des risques d'envols par aspersion d'eau réduit également les performances du criblage. Les sondages de reconnaissances et les analyses des matériaux doivent permettre de réduire les risques en délimitant les zones les plus à risques.

L'orientation actuelle du stockage de déchets d'amiante au sein de casiers mono déchets dédiés va permettre de réduire le risque de dispersion mais suppose la séparation effective des casiers. La mise en place de casier dédiés aux déchets de plâtre n'est ainsi pas toujours effective dans la pratique car elle suppose que l'exploitant dispose de plusieurs casiers ouverts.

### Risques sanitaires microbiologiques liés aux déchets organiques

Les risques sanitaires sont principalement liés à la dispersion de poussières, voire d'aérosols lors des travaux d'excavation et de criblage et concernent les formes les plus ubiquistes de bactéries. Ces risques sont communs aux installations de traitement de déchets tels que les composteurs et les méthaniseurs.

Les risques sanitaires sont principalement liés à la reprise des déchets n'ayant pas terminés leur dégradation. Un recyclage de ces déchets déposés suppose donc l'attente d'une période suffisamment lente de dégradation et de maturation de la matière organique déposée, ce qui peut correspondre à une période de 30 ans dans le cas où la dégradation a pu se poursuivre

Les risques spécifiques aux stockages pourraient comprendre la dispersion de formes infectieuses liées à l'historique des apports et aux formes bactériennes particulièrement résistantes ou adaptées au contexte d'anaérobiose existant dans le massif de déchets. Cet aspect est assez peu documenté. Il est ainsi difficile de se prononcer sur les risques liés aux éventuels casiers de centre de stockage français ayant fait l'objet d'une réquisition administrative lors de l'épizootie concernant les prions. La question est posée pour les 6 000 carcasses de bovins suspectés d'être contaminées et ayant rejoint 59 centres de stockage au Royaume Uni (Saunders & al, 2008). La présence de restes d'animaux doit donc constituer un point à documenter avant de réaliser des travaux de sondages afin d'éviter toute dispersion de ce type de déchets et en particulier des fractions fines susceptibles d'adsorber fortement le prion (Saunders & al, 2008 ; Bartelt-Hunt et Bartz, 2013).

### Les nuisances olfactives

La présence d'une couverture imperméable (risque d'arrêt de dégradation par humidité insuffisante) ou de déchets saturés en lixiviat (humidité trop élevée) peut fortement ralentir la biodégradation. Un dégazage lors de l'excavation, accompagné d'une reprise de dégradation peut alors générer des émissions de composés soufrés (déchets en anaérobiose) ou d'ammoniac (reprise en aérobie de déchets incomplètement dégradés). Les reconnaissances par sondage doivent permettre d'exclure les sites présentant des déchets organiques peu dégradés en l'absence de filières adaptées pour leur traitement. Ces déchets peu dégradés peuvent présenter un intérêt pour une valorisation énergétique.

## **3.4.6 LES FREINS TECHNIQUES RENCONTRES SUR LA VALORISATION DES DECHETS DEJA STOCKES**

### **3.4.6.1 EN TERMES DE RESULTATS OBTENUS SUR LA FRACTION FINE**

Les opérations de criblage peuvent ne pas permettre d'atteindre une fraction valorisable. La fraction fine obtenue à partir d'un criblage simple présente souvent des valeurs de contenu en éléments contaminants (métaux lourds, HCT, ...) rendant la valorisation impossible sans traitements complémentaires des terres. Cette fraction fine est importante et représente souvent plus de 40% de la masse des déchets (avec une maille de 10 mm ou plus).

Les expérimentations montrent l'absence d'atteinte des seuils des matériaux dits « inertes » dans les fractions fines des déchets extraits sur les sites d'Aix et du SDOMODE.

Dans le cas du site de Remo, seule la fraction fine la plus récente (stockés entre 1995 et 2000) des déchets assimilables à des déchets municipaux présente des teneurs en métaux lourds compatibles pour un usage de compost ou de fertilisant d'après les valeurs limites de la réglementation flamande (VLAREA, VLAREBO). On note des dépassements pour les métaux cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc pour les déchets plus anciens, avec une tendance à l'accroissement des teneurs avec l'âge des déchets.

Cette tendance a également été observée sur le site du SDOMODE, avec un dépassement des critères pour les déchets inertes pour les paramètres nickel, carbone organique total (COT), fraction soluble et hydrocarbures, mais également pour les paramètres antimoine, mercure et molybdène pour les déchets les plus anciens.

Un diagramme des flux est proposé pour traiter cette fraction fine (< 10 mm) sur le site de Remo après récupération des métaux ferreux et non ferreux, par séparation densimétrique couplée à un crible à tambour et à un lavage pour obtenir 3 fractions :

- une fraction légère (plastiques, papier, bois, textiles) flottante ;
- des boues de lavage ;
- une fraction lourde criblée ensuite pour obtenir des sables fins et des « inertes grossiers ».

Les éléments pour savoir si ce traitement permettra d'éliminer les métaux lourds résiduels non liés aux métaux susceptibles d'être récupérés ne sont pas disponibles. Néanmoins, le diagramme de flux présenté pour la fraction fine sur le site de Remo indique que la valorisation matière envisagée comprend, outre les agrégats, le sable et des charges minérales (fillers), des « ELFM building materials ». Ces matériaux devraient respecter les VLAREA flamandes de seuils pour les métaux lourds correspondants à l'usage en tant que déchets inclus ou utilisés comme matériaux de construction.

Une réutilisation sur site en tant que matériaux de remblais (avec un coût/bénéfice de 0) est le plus souvent utilisée pour cette fraction dans les scénarios. Cette fraction représente encore un enjeu de recherche.

#### 3.4.6.2 EN TERMES DE MOYENS TECHNIQUES

Les techniques disponibles pour la valorisation matière sont multiples et héritées du traitement des minéraux et des matériaux de carrière (criblage, lavage, séparation densimétrique, séparation magnétique, ...). Les projets allemands et belges apparaissent les plus avancés sur cette thématique, mais les descriptions sont le plus souvent assez succinctes (diagramme de flux). Les moyens techniques existent donc pour la valorisation matière, mais la mise en œuvre par voie humide est encore peu documentée.

Concernant la valorisation énergétique, celle-ci fait encore l'objet de recherches, en particulier pour diminuer la production de déchets présentant des risques.

La technique par torche à plasma présente des intérêts certains (dont la possible production de déchets vitrifiés), mais un coût d'exploitation a priori encore élevé pour traiter les déchets. On ne dispose pas de coût, mais d'un avis de l'ADEME (2010-2012) a priori négatif, sur une technologie similaire (procédé de gazéification de déchets par torche à plasma de PlascoEnergy Group).

Le coût d'exploitation annoncé par les promoteurs du projet de traitement sur le site de Remo est particulièrement faible pour la valorisation énergétique (55 € la tonne),

contrairement au coût d'investissement (500 €/tonne de capacité, soit plus de 200 millions d'euros d'investissement pour traiter la fraction valorisable énergétiquement sur le site de Remo).

### **3.4.7 LES DIFFICULTES TECHNIQUES POUR LA REVERSIBILITE EN COURS D'EXPLOITATION**

Le manque de traçage de la qualité des matériaux stockés constitue souvent une difficulté pour les stockages anciens qui peut être levée au niveau local si des informations sont présentes sur des sites analogues.

Si les bons d'acceptation des déchets sont conservés pour les ISDND récentes, il n'y a généralement pas d'informations compilées au-delà des catégories du registre européen des déchets, si celles-ci sont renseignées avec suffisamment de rigueur. Les centres de stockage reçoivent et vont recevoir ainsi de plus en plus de déchets issus du tri, qui se retrouvent dans une seule rubrique (refus de tri) et ne permettent pas d'avoir une idée précise des matériaux stockés.

Dans ce cas, seule la zone géographique couverte par le centre permet d'avoir une estimation grossière de l'importance des types de déchets (en fonction du bassin de type industriel ou autre).

## **3.5 LES FREINS A LA VALORISATION**

### **3.5.1 LES FREINS ORGANISATIONNELS A LA VALORISATION**

#### **3.5.1.1 FREINS A LA VALORISATION MATIERE**

La proportion de PVC dans les plastiques non triés en amont induit des difficultés pour la valorisation des plastiques souillés en tant que CSR, du fait de leur teneur en chlore (souvent supérieure au seuil de 0,5% en chlore).

Peu de structures sont également capables d'accepter des métaux « souillés » par les fines et présentant des teneurs de stériles au-delà de 5%, ce qui peut poser des problèmes pour les déchets récemment stockés où une forte liaison physique entre les plastiques et les métaux peut se rencontrer (lors du compactage).

Ces structures devraient idéalement être situées sur site (plate-forme multi filière) ou à faible distance des sites : un transport au-delà du département renchérit le coût. En fonction des cours, le transport des ferrailles peut ainsi ne plus rendre économiquement viable le projet.

Concernant les fractions non valorisables commercialement hors site, composées de « stériles » ne présentant pas de teneurs en métaux susceptibles de valorisation matière dans les conditions technico-économiques du moment (les fines), celles-ci trouvent généralement une voie de valorisation interne « non marchande » en remblais.

#### **3.5.1.2 FREINS A LA VALORISATION ENERGETIQUE**

Le 1<sup>er</sup> mars 2016 un appel à projet géré par l'ADEME « Énergie CSR – produire de la chaleur à partir de Combustibles Solides de Récupération issus de déchets » a été lancé. Cet appel à projet démontre le besoin exprimé par certains producteurs de disposer de voies alternatives aux cimentiers pour réaliser une valorisation énergétique de la fraction à haut PCI des déchets (fraction de plastiques,

papier/cartons, bois et textiles essentiellement). Le pouvoir calorifique des CSR issus des déchets est évalué à 18 MJ/kg de poids secs avec une proportion de combustible au sein des déchets excavés comprise entre 23 et 50% en poids. Cette valeur correspond à celle obtenue à partir de la séparation manuelle des plastiques (18,6 MJ/kg de poids secs), après séchage et broyage de cette fraction sur le site du SDOMODE. Une croissance de la part des plastiques en poids au sein des déchets excavés a été notée sur le site de Remo (10% (1980) à 25% (2000)). Celle-ci a été corroborée par les quantités de plastiques enfouies sur la période 1993 – 2000 (17 à 24% en poids).

On peut noter que la recherche de métaux n'aboutit pas à la même logique et aux mêmes intérêts que la recherche d'une valorisation énergétique, car dans ce cas les stockages plus anciens (datant avant 1980) apparaissent les plus intéressants.

La valeur calorifique obtenue sur déchets bruts est fortement dépendante de l'humidité des déchets excavés et de leur nature. Une teneur en eau très élevée (44 - 49%) liée à la forte pluviométrie lors de la période d'excavation avait engendré un pouvoir calorifique inférieur faible (PCI : 4,6 MJ/kg de poids bruts) sur le site du SDOMODE.

La valorisation énergétique suppose un séchage : le scénario de simulation économique pour le site de Remo envisage ainsi un passage de 30% (teneur initiale de l'humidité en % en poids) à 15% pour atteindre une valeur calorifique de 16,5 MJ/kg. La part d'énergie renouvelable a été estimée à 48% dans les déchets, ce qui représente une fraction relativement élevée de matière biogénique (papier, cartons, ...) non dégradée.

Une relation entre le contenu en carbone total (COT) et la valeur calorifique exprimée par kg de poids secs a été établie sur les échantillons excavés sur le site de Remo. La valeur calorifique et le COT dans les déchets bruts séchés décroissent ainsi respectivement de 12 à 7 MJ/kg et de 28% à 19% pour un temps de stockage de déchets variant entre 13 ans (2000) et 33 ans (1980). Cette baisse de la valeur calorifique et du COT a été également constatée sur la fraction fine (< 10 mm).

La valorisation énergétique est ainsi d'autant plus intéressante, que les déchets ont fait l'objet d'une faible dégradation, du fait d'un temps faible de stockage (cas ici du site de Remo) ou de conditions particulières limitant la dégradation (décharge du quart sud-est de la métropole, où un déficit hydrique réduit la cinétique de dégradation).

La rentabilité du projet de landfill mining amélioré du site de Remo (S.V. Passel & al, 2013) a été étudiée en considérant les paramètres modifiant le plus le taux de retour interne sur investissement. Les paramètres les plus influents apparaissent, par ordre décroissant (et gamme de valeurs utilisées), être l'efficacité de la filière énergétique (21 – 29%), le prix du CO<sub>2</sub> émis lors de l'incinération (-20 à + 20 €/tonne), le coût d'exploitation (40 - 70 €/tonnes), le prix de rachat de l'électricité (60 - 80 €/MWh), la subvention au titre de certificat vert (85 – 125 €/MWh, pour 48% de de source renouvelable), puis le coût d'investissement (450 - 550 €/tonnes).

### **3.5.2 VALORISATION FONCIERE**

Dans le cas d'un but de valorisation foncière des surfaces, le volume excavé et traité est limité du fait du coût de d'excavation/criblage, compris entre 5 et 20 € la tonne. Ce coût limite de ce fait l'épaisseur de la couche traitée par landfill mining, à une épaisseur de moins de 10 m généralement. Dans le cas de projet de démonstration, seule la couche la plus superficielle, et donc la plus récente, fait généralement l'objet d'un

traitement, les autres couches étant excavées ou laissées en place, en fonction de leur état de maturation et des besoins (bâtiments, parkings, zone verte).

De ce fait, seule la partie supérieure des déchets est le plus souvent traitée, dans le cas le plus commun de la construction d'infrastructures superficielles (parking, zones vertes). Le traitement est ici motivé par la réalisation de travaux de réhabilitation (LFMR), du fait de l'implantation de projets fonciers souvent limitrophes. La justification du LFMR est ici extérieure à tout projet de valorisation et ne repose donc pas sur le potentiel matière ou énergétique des déchets excavés.

Les sites de stockage situés en zone urbaine ou péri urbaine (couronne autour des grandes agglomération) sont voués ainsi à faire l'objet d'une réhabilitation de par la logique de valorisation foncière. Néanmoins, même dans ce cadre plus favorable, seule une fraction des déchets pourra faire l'objet d'une valorisation, du fait des coûts des opérations de tri, les coûts d'excavation étant prévus par ailleurs dans les projets. Une alternative à la valorisation matière et énergétique ex situ est représentée par la valorisation in situ énergétique des zones les moins dégradées.

### **3.5.3 LES FREINS ECONOMIQUES A LA VALORISATION MATIERE**

#### Cas des métaux

Les cours du marché des matières premières sont fortement variables, et orientés souvent à la baisse, ce qui engendre de fortes difficultés de valorisation, en particulier pour les plastiques, mais également pour les métaux ferreux.

Les fractions récupérées par IKOS lors de la première excavation des cellules de méthanisation ont ainsi dû être restockées, en l'absence de filières, ce qui a engendré des pertes financières.

Concernant les métaux, une enquête auprès de 3 récupérateurs de métaux a montré que ceux-ci n'étaient pas souvent équipés de plate-forme permettant de trier des mélanges de métaux (ferreux /non ferreux) présentant de plus une fraction de stériles notables (plusieurs pourcents).

Le tri des ferreux/non ferreux doit donc être effectué sur place par des dispositifs magnétiques pour permettre une valorisation optimale des non ferreux. Du fait de la valeur économique très différente des métaux, les structures de collecte peuvent difficilement évaluer un coût de rachat d'un mélange ferreux/non ferreux où réaliser des offres à un prix très faible, voisin du cours de la ferraille.

Le fer et l'aluminium représentent une fraction importante des métaux. Les courbes d'appréciation/dépréciation spécifiques à chaque métal rendent une prévision des cours assez aléatoire.

Le scénario établi pour le landfill mining de 2000 ha en Flandres a considéré un coût de valorisation de la ferraille de 230 €/tonnes (2013), or celui-ci a chuté à environ 160 €/tonnes en début d'année 2016.

Le marché des non ferreux (Al, Cu, Pb, Zn, Ni) est considéré comme plus porteur (Federec, 2015).

Les gisements de métaux dans les ISDND sont très dépendants de l'efficacité et de la présence de circuits de collecte en amont : les VHU (plus présents dans les DOM/TOM) (ferraille), les batteries (Pb), les pots catalytiques (métaux précieux) constituent des gisements potentiels.

Une décote liée à la teneur en fines (stériles), mais également en plomb, limite la valeur des gisements de métaux en mélange bruts.

Concernant les terres rares, celles-ci sont plus spécialement présentes dans les stockages de déchets industriels ou dans les DEEE. Les flux sont en grande partie captés actuellement par les DEEE, les aimants permanents, alliages spéciaux, catalyseurs et lampes (poudres fluorescentes) représentant une grande partie des flux (Guyonnet et al., 2013).

Un flux de l'ordre de 1 kg de DEEE/hab./an ne serait pas capté et rejoindrait les ISDND (quantité évaluée dans les ordures ménagères résiduelles (ADEME, 2015)). Le flux de D3E est évalué en 2012 entre 17 et 23 kg/hab./an avec un taux de captage par les organismes agréés de l'ordre de 35%, soit environ 7kg/hab./an. (ADEME, 2015).

Le démarrage de cette filière de récupération a été réalisé en 2006, mais du fait de ce démarrage, les flux captés ont eu une forte croissance entre 2006 et 2009 – 2010, pour se stabiliser par la suite. Il faut noter que les auteurs n'expliquent qu'une partie des flux et que des flux « parallèles » sont mentionnés pour atteindre le flux de production des déchets (en supposant ainsi pas de stockage).

Les opérateurs (FEDEREC) notent une diminution des poids et de la teneur en métaux, qui pourraient être mise en parallèle avec l'utilisation de matériaux moins coûteux (plus de plastiques) et moins volumineux (smartphone a la place des ordinateurs).

Le flux de terres rares liés aux D3E dans les déchets stockés serait donc assez contraint en termes de période de stockage.

Une partie des flux n'est pas expliquée et pourrait donc faire l'objet de filières parallèles de récupération. Le cuivre et dans une moindre mesure l'inox font souvent l'objet d'une récupération avant le stockage (ou de vols sur les plateformes de la FEDEREC) du fait de leur plus grande valeur marchande.

### Cas de plastiques

Concernant les plastiques, la valeur de rachat des plastiques souillés est faible et peut être négative (paiement pour l'élimination) en l'absence de filière.

La filière de valorisation matière avec mise en balle pour l'export n'a pas été considérée comme viable par IKOS, mais celle-ci semble être prévue pour les sites Belges produisant des combustibles normés, valorisables en Allemagne.

Les filières de valorisation énergétiques mentionnées dans les études prospectives comprennent des solutions prometteuses telles que la pyrolyse ou la torche à plasma, mais celles-ci sont très coûteuses en investissements et en fonctionnement.

Le prix du pétrole, matière première du plastique, influence fortement les cours.

Les options de lavage, soufflage et de tri optique des plastiques souillés supposent un coût de rachat des plastiques qui ne serait pas atteint (information orale d'IKOS).

## **4. ETAPES DU DESTOCKAGE POUR LE REEMPLOI**

Différentes phases de préparation à la phase de déstockage proprement dite sont précisées dans la littérature européenne.

Améliorer la réversibilité du stockage suppose les opérations :

- de préparation en amont des déchets ;
- de localisation des fractions plus intéressantes de déchets ;
- d'accès au gisement ;
- de traitement des diverses fractions granulométriques ;
- de valorisation sur site des fractions non valorisables hors site.

### **4.1 PHASAGE POUR LES DECHETS DEJA STOCKES**

Les moyens techniques existent, mais la faisabilité économique suppose d'optimiser les diverses phases pour ne traiter le cas échéant que le volume de déchets présentant un intérêt économique, du fait de particularités locales (filiale pour les CSR).

Les différentes étapes comprennent :

1. évaluer les scénarii et critères de site à haut potentiel :
  - a. matière (métaux et terres rares essentiellement) ;
  - b. énergétique (CSR, à partir des déchets peu dégradés) ;
  - c. foncier (grands travaux, périphérie d'agglomération) ;
  - d. de réduction de risque par suppression de l'aléa de contamination.
2. sélectionner des sites pilotes parmi les sites à haut potentiel ;
3. localiser les zones/gisements à fortes teneurs en éléments recyclables (les métaux, les plastiques) par screening (méthodes géophysiques) ;
4. évaluer à partir des sondages la faisabilité technique et économique du landfill mining, à partir des critères économiques locaux (dont le réemploi de la fraction fine) ;
5. traiter préférentiellement en valorisation « hors site » les gisements présents à faible profondeur et éviter les zones à forte humidité ou à maturation incomplète des déchets, pour limiter les nuisances (ou prétraiter le gisement pour accélérer la maturation) ;
6. cribler et séparer les zones sélectionnées ;
7. traiter et valoriser les fractions séparées :
  - restocker les non valorisables (actuellement la fraction de granulométrie moyenne, voire fine, contaminée) ;
  - valoriser les fractions grossières de plastiques souillés en filières adaptées au CSR ;
  - récupérer la fraction fine « inerte » pour le réaménagement du site ;
  - traiter les déchets industriels spéciaux retrouvés.

## 4.2 PHASAGE POUR LES DECHETS EN COURS DE STOCKAGE

En outre des phases 4 à 7 communes aux déchets déjà stockés, le pré traitement en amont des déchets permet d'orienter plus facilement le traitement a posteriori.

Le tri/criblage préalable au stockage représente ainsi une voie explorée par IKOS pour les déchets présentant un potentiel économique à moyen terme (métaux, plastiques).

Du fait de la nécessité du tri en amont du stockage, les rebuts de tri constituent déjà une proportion importante des déchets dans les sites les plus importants.

La présence d'humidité et d'une fraction fine dans les déchets réduit la faisabilité économique du recyclage (car elle nécessite alors, outre le criblage, un lavage, et le traitement des lixiviats). Cette humidité dans les déchets a été recherchée initialement pour permettre la dégradation des fractions organiques résiduelles des déchets stockés. Du fait d'une plus faible fraction de carbone organique en entrée pour les déchets à venir, le mode de stockage pourrait être repensé en considérant des conditions différentes de stockage selon les diverses natures ou fraction granulométriques des déchets accueillies :

- fractions fines et moyennes, souvent encore riches en matière organique, susceptibles d'une dégradation en conditions aérobies (compostage) ou anaérobies (ISDND, méthanisation) ;
- fractions spécifiques, souvent grossières (plastiques), susceptibles de rejoindre un flux de préparation de CSR (après tri).

Certaines limitations sont inhérentes au mode de tri amont. En l'absence de matériaux grossiers, la perméabilité des déchets (fraction fine) sera réduite. Le compactage et le tassement des déchets sous leur propre poids réduisent la perméabilité. Une perméabilité minimale est recherchée pour permettre une meilleure collecte des biogaz et lixiviats et une maturation plus rapide des déchets.

La récupération matière est à envisager néanmoins prioritairement en amont du stockage, afin d'éviter un mélange des fractions résiduelles.

## **5. SYNTHESE**

### **5.1 ASPECTS GENERAUX DU LANDFILL MINING**

La question de la réversibilité du stockage est plus large que la notion de landfill mining, qui ne comprend généralement que la valorisation d'une partie des fractions séparées.

La réversibilité a néanmoins été étudiée sous le prisme des expériences d'excavation/criblage (landfill mining simple), du landfill mining amélioré proposé en Belgique et de la notion de stockage temporaire, proposée essentiellement par la société IKOS.

Les expériences de landfill mining représentent divers concepts qui ne recourent pas également uniquement la notion de réversibilité du stockage. La recherche de la valorisation optimale in situ des déchets, sans extraire ceux-ci, constitue en effet une partie des thématiques du landfill mining.

Sans utiliser de valorisation véritable des fractions récupérées, les expériences de landfill mining menés en France (hors IKOS) restent relativement confidentielles et ont été centrées en grande partie sur la récupération à moindre frais d'un volume de fouille. Des critères génériques nécessaires concernant l'absence de déchets dangereux (dont l'amiante), la maturation suffisante des déchets, ont été mis en évidence.

Le landfill mining ne peut être considéré comme une approche systématique pour la valorisation énergétique et matière des déchets non dangereux stockés.

Dans des cas particuliers (de réhabilitation de site le plus souvent), ou pour des dépôts spécifiques (résidus miniers, résidus de la métallurgie), l'application des méthodes du landfill mining aux dépôts pourrait être envisagée.

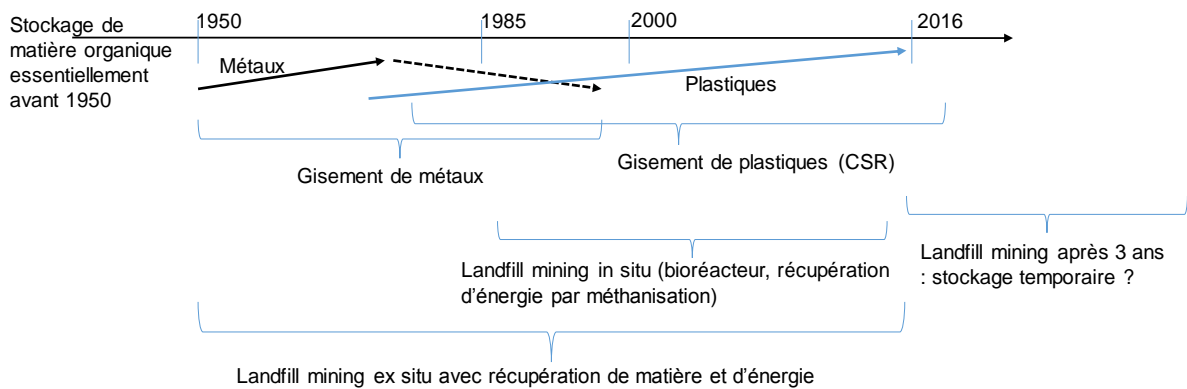
### **5.2 ASPECTS ECONOMIQUES**

Les critères spécifiques à un projet de landfill mining concernent la valorisation matière et énergétique : le coût de l'excavation d'une colonne de déchets et de son remblaiement doit être au moins compensé par la valorisation des différentes fractions récupérées. Des aspects spécifiques tels que l'humidité des déchets, leurs teneurs en métaux, en carbone organique résiduel et indésirables (dont le chlore) devront faire l'objet de campagnes de reconnaissance pour envisager une valorisation dans les filières matière et énergétique.

Des évaluations technico-économiques spécifiques aux sites étudiés, prenant en compte les volumes des fractions réutilisables sur site, et valorisables hors site, le gain en vide de fouille et la surface foncière récupérée sont également nécessaires pour obtenir les paramètres de l'analyse financière d'un projet.

Ces éléments seront acquis par un bilan des matériaux nécessitant des reconnaissances sur site. Le bilan des réutilisations locales possibles (pour un site en exploitation, lors de la réalisation des couvertures hebdomadaires, provisoires et couvertures définitives) et sur des chantiers proches est à réaliser pour les matériaux pondéreux hors métaux (fraction fine, granulaire). Dans le cas des métaux et des CSR, une valorisation à l'échelle plus large est possible, si le contexte économique est favorable (ce qui n'est pas le cas actuellement).

La période de stockage du dépôt constitue également un paramètre à prendre en compte : les déchets récents sont plus intéressants pour une valorisation énergétique que les déchets anciens (cf. Figure 7).



*Figure 7 : Potentiel des sites de stockage de déchets assimilables à des déchets ménagers et landfill mining utilisés pour les Flandres (D'après S. V. Passel (2013))*

Les travaux menés en Belgique montrent que dans des situations assez particulières et avec des hypothèses retenues favorables, le recyclage matière et énergétique peut être envisagé avec un équilibre économique. Les paramètres du scénario de l'économie du landfill mining belge présentés par S.V. Passel (annexe 5) paraissent néanmoins optimistes.

L'évaluation générique conduite sur le secteur des Flandres (annexe 5) montre qu'une subvention est nécessaire pour permettre une valorisation énergétique, envisagée pour partie sous la forme de certificat vert de production d'énergie renouvelable pour la fraction de déchets biogénique non dégradée lors du stockage.

Cette subvention au titre des certificats verts représente une augmentation d'un facteur d'un peu moins de 2 sur le prix de rachat de l'énergie électrique. Cette subvention permet surtout de considérer comme viable le projet malgré le fort investissement nécessaire pour la mise en œuvre de la valorisation énergétique sur site (450 – 550 € /tonne de capacité annuelle).

Un bilan équilibré financièrement (S.V. Passel et al, 2013) concernant la valorisation des matériaux suppose de récupérer une fraction importante de métal (4,5% de ferrailles, et 0,9% de non ferreux) pour atteindre un bilan neutre de l'opération de landfill mining en vue de la valorisation matière proprement dite. Cette fraction correspond environ au double des teneurs moyennes en métaux (autour de 2,5 %) récupérables rencontrées dans la littérature concernant les déchets ménagers.

Ces données permettent de conclure que le landfill mining mené dans un objectif de recyclage et de récupération des fractions enfouies nécessiterait a minima un facteur d'appréciation des coûts de rachats des matériaux et de l'énergie d'un facteur 2 environ, hors conditions spécifiques.

### 5.3 CONTEXTE DES TRAVAUX CONCERNANT LE LANDFILL MINING

Les deux projets importants menés en Belgique en phase pilote et préindustrielle ont été ciblés sur des sites très importants, où l'exploitant (Group Machiels, Shanks) est partie prenante des travaux menés. Les travaux pilotes ont été financés dans le cadre de budget de 6 et 5,5 millions d'euros financés respectivement dans le cadre d'un plan

de relance économique Marshall 2. Vert de la région wallonne et par l'agence flamande pour l'innovation par la science et la technologie (IWT).

Dans la situation française actuelle, la valorisation possible des fractions récupérées est limitée, tant dans la filière combustion/incinération que pour les matériaux issus du recyclage. Le landfill mining pourrait se développer essentiellement dans les cas où les maîtres d'ouvrages incluraient une étude de faisabilité de la réutilisation d'une fraction de terres (fraction fine et éventuellement moyenne) dans les remblais lors des travaux de génie civil, au titre de la promotion de l'économie circulaire. Dans ce cas, c'est essentiellement la combinaison réhabilitation/récupération des fractions fines inertes (si existantes), soit le landfill mining & réclamation qui serait mise en œuvre, avec une visée essentiellement d'optimisation de la gestion des remblais sur site. Dans cette optique, cette réhabilitation combinée à un recyclage partiel des fractions excavées pourrait être économiquement rentable par rapport à une excavation/mise en décharge. Le taux de diversion des déchets vers la mise en décharge devrait alors équilibrer le coût de traitement d'une séparation simple (autour de 10 €/tonne). Le coût du transport de l'option alternative au landfill mining (le restockage simple sur un autre site) constitue un paramètre important car il alourdit l'option de stockage sans valorisation, ce qui explique tout l'intérêt de procéder à un criblage des déchets, notamment en contexte insulaire.

## 6. BIBLIOGRAPHIE ET DONNEES UTILISEES

- ADEME, 2010, Traitement des déchets par torche à plasma, 2 p., septembre 2010.
- ADEME, 2015, Equipements électriques et électroniques, rapport annuel 2014.
- Behets T., Umans L., Wille E., Bal N. & Van Den Bossch P., 2013, LANDFILL MINING IN FLANDERS: METHODOLOGY FOR PRIORITIZATION, Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013
- BRGM, 2005, Elaboration d'une base de données des décharges non autorisées, rapport intermédiaire, BRGM/RP-53747-FR, mars 2005.
- Communauté du Pays d'Aix – Analyse de la fraction 0/40 mm obtenue lors du landfill mining – 28 septembre 2011-CSD ingénieurs.
- Burlakovs J., Kriipsalu M., Arina D., Kaczala F., Ozola R., Denafas G., Hogland M., Mykhaylenko V., Jani Y., Orupold K., Turkadze T., Daugelaite V., Bucinskas A., Rudovica V., Horttanainen M., Klavins M., Hogland W., 2016, Metals and rare Earth's elements in landfills: case studies, 3rd International Symposium on Enhanced Landfill Mining, Lisbon – Portugal, 8th – 10th February 2016
- D. Guyonnet, D. Dubois, V. Escalon, H. Fargier A., Rollat, R. Schuster S. Si-Ahmed, J. Tuduri et W. Zylberman, 2013, "Material flow analysis for identifying rare earth element recycling potentials in the EU-27", Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013.
- FEDEREC, 2015, 2014 une année de contraste, l'observatoire statistique de Federec, le marché du recyclage en 2014, supplément au Recyclage récupération, Environnement magazine.
- Ford S., Warren K. & Read A, 2013, AN EVALUATION OF THE FEASIBILITY AND VIABILITY OF LANDFILL MINING AND RECLAMATION (LFMR) FROM A UK PERSPECTIVE, SARDINIA 2013 14th International Waste Management and Landfill Symposium.
- Gutierrez S.C., Coulon F., Jiang Y. & Wagland S.T., 2016, Rare earth elements and critical metal content of extracted landfilled material and potential recovery opportunities, 3rd International Symposium on Enhanced Landfill Mining, Lisbon – Portugal, 8th – 10th February 2016
- Heussner C., Harborth P., Fricke K., 2015, RECOVERY AND TREATMENT OF PHOSPHATE FROM OLD LANDFILLS, Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 5 – 9 October 2015
- IKOS : Rapports annuels de la société IKOS.
- Krook, J.; Svensson, N.; Eklund, M. (2012): Landfill mining: A critical review of two decades of research. Waste Management 32 (2012) 513–520.
- Kruse, T., 2015, Landfill Mining, How to explore an old landfill's resource potential. Master thesis. T.U. Wien.

- Mieke Quaghebeur, Ben Laenen, Daneel Geysen, Peter Nielsen, Yiannis Pontikes, Tom Van Gerven, Jeroen Spooren, 2013, Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential, *Journal of Cleaner Production* 55 (2013) 72-83.
- MEEM, Commissariat général au développement durable, Chiffres clés de l'énergie, Édition 2015, février 2016.
- Morel C., Linères M., Guivarch A., Kvarnström E., Parnaudeau V., Nicolardot B., Morel J.-L., 2003, Phytodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore de déchets urbains 2003. Agriculture et épandage de déchets urbains et agro-industriels. Les Dossiers de l'environnement de l'INRA n°25, Paris, 154 p.
- Münnich K., Fricke K., Wanka S. & Zeiner A., 2013, LANDFILL MINING – A CONTRIBUTION TO CONSERVATION OF NATURAL RESOURCES?, SARDINIA 2013 14th International Waste Management and Landfill Symposium
- Peter Tom Jones, Daneel Geysen, Yves Tielemans, Steven Van Passel, Yiannis Pontikes, Bart Blanpain, Mieke Quaghebeur, Nanne Hoekstra, 2013, Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review, *Journal of Cleaner Production* 55 (2013) 45-55.
- Samuel E. Saunders, Shannon L. Bartelt-Hunt and Jason C. Bartz, 2008, Review, Prions in the environment, occurrence, fate and mitigation, 2008, Landes Bioscience, pp 162-169.
- Steven Van Passel, Maarten Dubois, Johan Eyckmans, Serge de Gheldere, Frederic Ang, Peter Tom Jones, Karel Van Acker, 2013, The economics of enhanced landfill mining: private and societal performance drivers, *Journal of Cleaner Production* 55 (2013) 92-102.
- Shannon L. Bartelt-Hunt, Jason C. Bartz,, 2013, Behavior of Prions in the Environment: Implications for Prion Biology, February 2013, Volume 9, Issue 2, PLOS Pathogens.
- Tanja Wolfsberger, Jörg Nispel, Renato Sarc, Alexia Aldrian, Robert Hermann, Daniel Höllen, Roland Pomberger, Andreas Budischowsky and Arne Ragossnig, 2015, "Landfill mining: Development of a theoretical method for a preliminary estimate of the raw material potential of landfill sites", *Waste Management & Research* 2015, Vol. 33(7) 671–680.
- VALORISLE – ISDnD de Malleville-sur-le-Bec (27) – Synthèse des tests et analyses réalisés dans le cadre des travaux d'excavation des déchets anciens 10001304-D03-CH-1005903-JBS-SPR INDDIGO – octobre 2010 – 26.
- Van der Zee, D.J., Achterkamp, M.C., de Visser, B.J., 2004. Assessing the market opportunities of landfill mining. *Waste Management* 24, 795–804.

## 7. LISTE DES ANNEXES

| <b>Repère</b> | <b>Désignation</b>  | <b>Nb pages</b> |
|---------------|---|-----------------|
| 1             | Excavation/criblage en Pays d'Aix                                   | 2 A4            |
| 2             | Essai de landfill mining sur le site du SDOMODE                     | 3 A4            |
| 3             | Landfill mining sur le site d'IKOS                                  | 2 A4            |
| 4             | Landfill mining sur le site flamand de Remo (Belgique)              | 3 A4            |
| 5             | Landfill mining sur le site wallon de Mont Saint Guibert (Belgique) | 3 A4            |
| 6             | Valeur des paramètres utilisés pour les analyses coût/bénéfice      | 1 A4            |



**Annexe 1 : Excavation/criblage en Pays d'Aix**  
**Analyse de la fraction 0/40 mm obtenue lors d'un essai de**  
**landfill mining**  
**(Résumé d'après les données de EODD)**



## Analyse de la fraction 0/40 mm obtenue lors d'un essai de landfill mining

### Résumé et extrait du rapport EODD

#### Contexte des travaux

Un essai de landfill mining a été réalisé en septembre 2011 sur un lot de déchets de 1000 m<sup>3</sup> extrait à l'occasion d'une excavation d'une ancienne alvéole, dans l'objectif d'évaluer la possibilité d'obtenir un vide en fouille en valorisant les fractions recueillies, et plus particulièrement la fraction fine (0/40 mm) pour utiliser celle-ci comme matériau de recouvrement des déchets dans le casier en cours d'exploitation.




Un scalpeur alimenté par une pelle mécanique a été utilisé pour séparer les 3 fractions (0/40 mm, 40/100 mm, >100 mm) de déchets préalablement excavés.



Cliché EODD d'un scalpeur en marche, permettant de visualiser les tas des 3 fractions (40/100 mm (arrière-plan à gauche), >100 mm (premier plan à gauche), 0/40 mm (premier plan à droite)).

Le bilan massique n'a pas été transmis, mais on remarque que la fraction fine représente une fraction importante des terres excavées.

Les clichés (EODD) et les natures des 3 fractions sont reproduites ci-dessous.

|   |  |  |
|---|--|--|
|    |    |   |
| <p>Fraction 0/40 mm</p> <p>80 % de matrice terreuse</p> <p>10 - 15% plastiques et textiles</p> <p>5% de bois</p> <p>&lt;&lt; 5% de métal (0,025%)</p> | <p>Fraction 40/100 mm</p> <p>90 - 95% d'un mélange composé de 30 à 50% de plastiques et textiles et 30 à 50 % de blocs et de terres</p> <p>5 - 10% de bois</p> <p>&lt; 5% de métal</p> | <p>Fraction &gt; 100 mm</p> <p>80% de plastiques et textiles</p> <p>10% de blocs et terre</p> <p>5% de pneu</p> <p>5% de métal</p> |

Trois échantillons composites réalisés sur la fraction 0/40 mm, prélevés sur 3 jours de production différente, ont fait l'objet d'analyse pour tester la conformité des déchets aux seuils limites d'acceptation des matériaux dits inertes (admissibles dans les installations de stockage de déchets inertes).

La caractérisation des échantillons fait apparaître des dépassements des seuils pour les déchets dits inertes pour l'indice hydrocarbures (C10 - C40) et un dépassement pour un échantillon pour la somme des HAP.

Les résultats des analyses sur les éluâts (après lixiviation) sont supérieurs au seuil (4 000 mg/kg MS) pour la fraction soluble pour les 3 échantillons et s'expliquent par des valeurs élevées en sulfates comprises entre 5 700 mg/kg MS et 9 430 mg/kg MS, également supérieures au seuil pour les sulfates de 1 000 mg/kg MS).

Les autres éléments analysés sont sous les seuils des déchets dits inertes. Parmi les métaux, seuls les métaux baryum, antimoine, molybdène, nickel (par ordre de concentration décroissante) ont été détectés au-dessus des seuils d'analyse.

La fraction fine n'a pas pu être assimilée à un déchet inerte.

#### Commentaire INERIS :

L'importance de la teneur en sulfates (ici 6 – 9 g/kg MS dans les éluâts) s'explique généralement par les apports de matériaux de déconstruction (Placoplatre), qui sont relativement communs en installation de stockage localisée en milieu fortement urbanisé. Un apport complémentaire par des terres comportant naturellement du gypse est possible dans la région du Pays d'Aix (gisements locaux).

Les hydrocarbures présents à ce niveau de teneur (> 600 mg/kg MS) sont moins fréquents et peuvent provenir des plusieurs sources (engins de chantier, déchets dangereux d'industries dispersés en mélange,...).

## **Annexe 2 : Essai de landfill mining sur le site du SDOMODE**



Synthèse des tests et analyses réalisés dans le  
cadre des travaux d'excavation des déchets anciens  
Installation de stockage de déchets non dangereux de Malleville-sur-le-Bec

Document n°10001304-D03-CH-1005903-JBS-SPR  
Jean-Baptiste SCHWARTZ - Octobre 2010

Résumé et extrait du rapport INDDIGO

Objectif

Cette étude a eu pour but de conclure sur la faisabilité technico-économique du criblage et de la valorisation d'une partie des déchets excavés sur le site de l'ISDND de Malleville-sur-le-Bec, en considérant avec plus d'acuité les valorisations possibles de la fraction fine résultant du criblage des déchets (les fractions moyennes et grossières étant plus difficilement valorisables).

L'objectif de valorisation de déchets anciens excavés est le gain de vide de fouille et la valorisation des matériaux excavés.

Les travaux d'excavation et de criblage des déchets ont été réalisés par la société IKOS.

Criblage des déchets excavés

Entre février et avril 2010, 18 336 tonnes de matériaux excavés ont été criblées.

Les installations de criblage comprenaient :

- un crible à doigts avec deux mailles de 40 mm et 70 mm ;
- un crible à trommel avec maille de 40 mm (IKOS), traitant la fraction 40 – 70 mm.

Un overband magnétique a récupéré les éléments métalliques entre le crible à doigt et la crible à trommel, sur la fraction 40 - 70 mm. Seulement 15 tonnes de métaux ont été récupérées sur les 18 336 tonnes criblées, soit moins de 0,1% du total des déchets.

L'installation a été alimentée par une pelle et les fractions ont été pesées au pont bascule présent sur le site.

Le débit du crible en conditions normales stabilisée et hors périodes défavorables a été de l'ordre de 600 à 800 m<sup>3</sup>/j (environ 300 m<sup>3</sup>/j en périodes moins favorables).

Les fractions pondérales suivantes ont été atteintes :

- 43% de fraction fine (< 40 mm) ;
- 30% de fraction moyenne (40 - 70 mm) ;
- 27% de fraction grossière (> 70 mm).

Compte tenu de la densité plus forte de la fraction fine (que celle des fractions moyenne et grossière), la part volumique de la fraction fine a été estimée à 1/4 à 1/3 du volume des déchets bruts excavés.

Le crible à trommel utilisé lors des travaux de 2010 a été plus efficace que le crible à doigts utilisé en 2008 pour séparer les fractions fines et moyennes présentes dans la fraction grossière (récupération de 10% de fines supplémentaires : passage de 32% à 43%). La fraction grossière a été également nettement plus faible que celle mesurée préalablement sur un échantillon de 20 m<sup>3</sup> (passage de 40 % à 27%).

Un test de sur criblage de la fraction fine a été réalisé dans le trommel du SDOMODE, avec l'observation d'un colmatage progressif du trommel lié à la présence des matériaux limono-argileux humides. (9/10ème d'éléments de taille inférieure à 25 mm).

### Caractérisation des fractions criblées

Le programme de caractérisation initial proposé par INDDIGO a été adapté et a traité essentiellement les 3 fractions issues du criblage IKOS, la fraction sur criblée par le SDOMODE, et la fraction fine 0 - 40 mm après aération (1 et 3 mois) avec ou sans retournements des andains.

Le programme d'investigations en laboratoires a compris les caractérisations suivantes :

- chimique
  - (pack inertes : critères d'acceptation en ISDI)
  - HCT, HAP, composés aromatiques volatils (CAV) dont BTEX, PCB
- de l'état de dégradation : test AT7
- géotechnique : GTR
- test de valorisation énergétique : humidité, densité, PCI sur déchets bruts, déchets broyés et séchés, PCS sur déchets broyés et séchés, teneurs en soufre, chlore, et cendres.
- phytotoxicité : tests de germination de cresson en plaque.

### Valorisation de la fraction fine

Les caractéristiques physico-chimiques ont classé la fraction fine extraite en matériaux non inertes (arrêté du 15 mars 2006) du fait de dépassements des seuils en nickel, carbone organique total, fraction soluble et hydrocarbures. Les déchets plus anciens présentaient également des dépassements pour les paramètres antimoine, mercure et molybdène.

Les analyses réalisées (AT<sub>4</sub>, AT<sub>7</sub>) ont permis de considérer les déchets comme matures (AT<sub>4</sub> < 5 mg O<sub>2</sub>/g MS). Ces tests ont également permis de remarquer que l'asymptote de la consommation d'oxygène n'était pas atteinte à 7 jours (limitation du test).

Les tests de phytotoxicité (germination de cresson) ont permis d'observer de signes de phytotoxicité attribués par INDIGGO à la présence d'ammoniac, de polluants divers et/ou à l'asphyxie du sol.

La caractérisation géotechnique complète prévue n'a pas pu être menée du fait des difficultés de maîtriser le matériau. D'après l'identification réalisée, les fines pourraient être utilisées en couvertures ou remblais paysagers (pas de portance, risques de tassements) en prenant garde lors de la mise en œuvre à leur sensibilité à l'eau.

### Valorisation des fraction moyennes et grossières

L'objectif a été d'estimer les contraintes et traitements à mettre en œuvre pour valoriser de manière énergétique (en cimenteries) les fractions moyennes et grossières.

Les fractions moyenne et grossière des déchets criblés lors de la campagne de mars 2010 ont présenté des taux d'humidité élevés (44 - 49 %) liés aux conditions climatiques pluvieuses précédant et durant les opérations d'excavation et criblage, très supérieurs au taux d'humidité de 10 % exigé par les cimentiers.

Le pouvoir calorifique de ces deux fractions brutes est insuffisant pour envisager une valorisation énergétique (type cimenterie). Ces valeurs faibles (PCI moyen : environ 1100 cal/g) sont liées en partie aux taux d'humidité élevés.

La campagne de mai 2008 avait permis d'obtenir des PCI deux fois supérieurs (PCI moyen : 2 300 cal/g), mais après un tri manuel des seuls plastiques. Le séchage et le broyage (200 microns) de cette fraction avait permis en 2008 d'atteindre une valeur moyenne de PCI (4 440 cal/g) proche de celle requise par les cimentiers pour un combustible de substitution (4 500 cal/g).

Les teneurs en chlore mesurées en 2010 (0,37 – 0,43 %) sont proches de la valeur maximale de 0,5% exigée par les cimentiers. Ces valeurs ont été fortement dépassées sur les seuls plastiques en 2008 (1,2 %).

Les valeurs en soufre total (environ 0,2%) restent sous le seuil des 0,5%.

INDIGGO conclut que la valorisation énergétique des fractions moyenne et grossière des déchets excavés nécessiterait un séchage et une extraction des indésirables pour augmenter le PCI mais il aurait également pour conséquence d'augmenter les teneurs en chlore, nécessitant alors le retrait des plastiques type PVC.

Compte tenu de l'énergie utilisée pour le séchage et des équipements nécessaires pour le tri des plastiques, une valorisation énergétique a semblé énergétiquement non pertinente.

### Traitement de fraction fine pour valorisation

L'objectif a été d'observer l'effet de l'aération de la fraction fine sur les composés potentiellement biodégradables.

Les essais ont été conduits sur 2 échantillons de 2 m<sup>3</sup>.

L'aération de la fraction fine en andains d'un mètre de hauteur a permis de favoriser la dégradation des hydrocarbures et de diminuer les teneurs en HCT (initiales : 7100 mg/kg) à des valeurs de l'ordre de 700 - 900 mg/kg (après 3 mois), néanmoins encore supérieures au seuil d'acceptation en ISDI (arrêté du 15 mars 2006 : 500 mg/kg). Le retournement hebdomadaire des andains a permis d'accélérer la dégradation mais n'a pas permis d'abaisser suffisamment la teneur finale en HCT.

Cette aération accélère également la dégradation de la matière organique.

Le rapport conclut que les enjeux de valorisation portent sur les réutilisations possibles de la fraction fine. L'utilisation en couvertures hebdomadaires, en remplacement des couvertures prévues, permet un gain de matériaux, et un gain en vide de fouille, uniquement si celles-ci étaient réalisées avec des matériaux terreux.

Tout autre utilisation (en couverture des nouveaux casiers, sous la couche de terre végétale, en remblais) n'est pas possible du fait du caractère non inerte des matériaux.



## **Annexe 3 : landfill mining sur le site d'IKOS**



Résumé des travaux apparentés au landfill mining et menés par IKOS sur le site de valorisation des déchets de Fresnoy-Folny sur le thème de la réversibilité du stockage

Informations collectées auprès d'IKOS par entretien téléphonique et complétées par des documents produits par IKOS (rapport annuel, présentation).

Résumé

Le centre de valorisation des déchets géré par IKOS comprend des zones exploitées en méthanisation en cellules et des casiers exploités en ISDND. La méthanisation en cellule ne constitue pas un stockage définitif et représente la spécificité du traitement d'IKOS, protégé par un brevet. Ce traitement suppose une excavation des déchets au bout d'un temps de maturation limité à 2,5 ans, la cellule restant en exploitation pendant une période d'environ 0,5 ans.

Le temps de maturation reste relativement difficile à prévoir : il avait été évalué à 3 ans initialement, la contrainte réglementaire limitant le stockage temporaire à 3 ans. La durée nécessaire aux objectifs de maturation reste encore difficile à évaluer. A titre de comparaison une durée de 10 ans avait été envisagée initialement pour les installations de stockage de déchets non dangereux conduites en mode « bioréacteur », pour permettre une dégradation/maturation d'environ 90% de la matière organique.

Le suivi de la dégradation en cellule de méthanisation comprend outre le suivi du biogaz et les lixiviats produit, le tassement des déchets en cellules. Ce tassement constitue un bon indicateur de l'avancement de la biodégradation.

Les déchets sont triés initialement pour cibler uniquement les fermentescibles. Ceux-ci sont mis en place dans une alvéole d'environ 5 000 m<sup>2</sup>, sur une hauteur initiale d'environ 9 m. Un tassement pouvant atteindre 1 m par an en moyenne est observé.

L'exploitation est réalisée en demi-cellule, la première ayant démarré en fin d'année 2006.

En 2008, IKOS n'avait pas encore réalisé d'excavation de matière provenant de l'unité de méthanisation en cellules. La valorisation projetée des sous-produits de la méthanisation en cellules comprenait la réalisation des couvertures temporaires sur le site.

Les premiers essais d'excavation et traitement réalisés à partir de 2010 n'ont pas été concluants concernant le bilan économique, du fait de la teneur en eau élevée des déchets et de l'absence de débouchés pour les matériaux extraits des premières cellules. Les matériaux extraits n'ont pas pu être valorisés, mais évacués avec un coût pour l'exploitant ou remis en stockage, ce qui a représenté un coût important pour IKOS.

Pour répondre à cette impasse financière, une demande de reclassement sous la rubrique ISDND portant sur les cellules 1 et 2 de l'unité de méthanisation en cellule a été faite et obtenue : l'arrêté du 20 décembre 2011 tenait compte des difficultés techniques rencontrées (en particulier la forte teneur en eau supérieure à 35% altérant les performances du post-traitement).

Le bilan de l'excavation de la cellule 3 de méthanisation a eu pour but de valider en 2011 le process de criblage. Actuellement seule la fraction < 100 mm est mise en cellule.

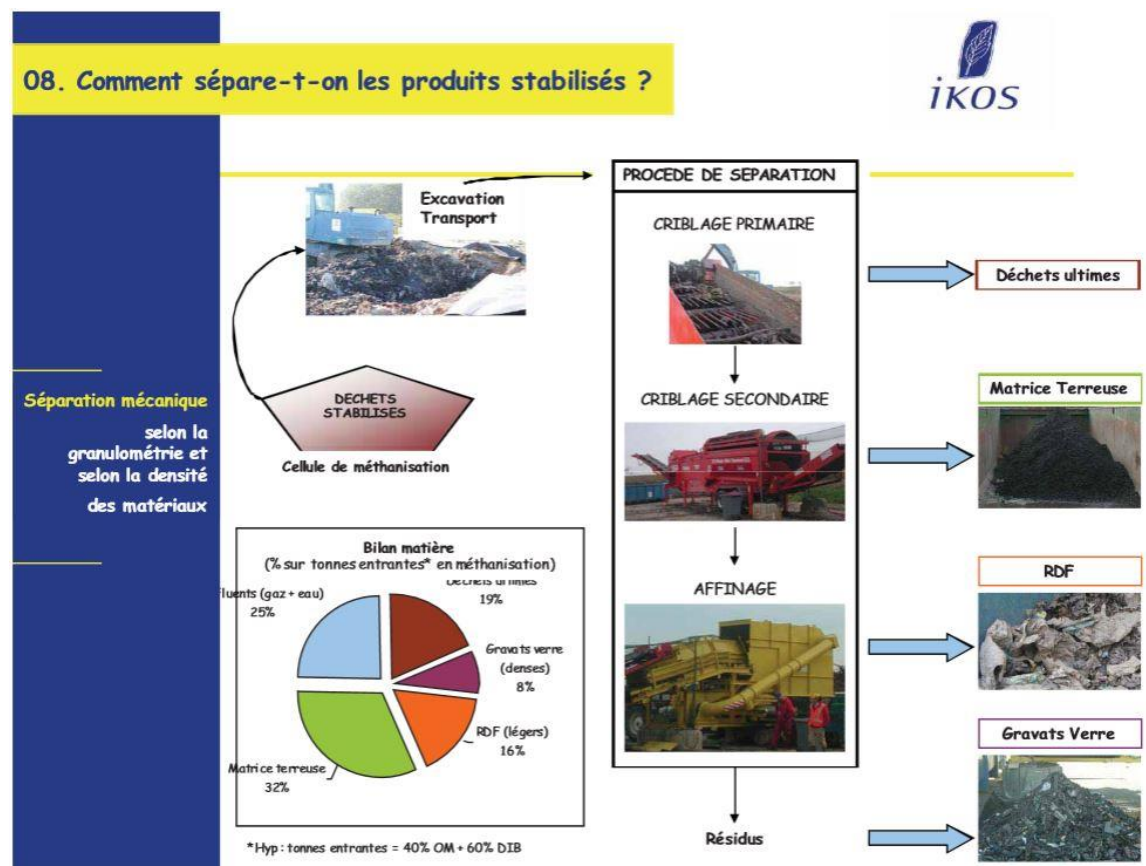
Plusieurs voies de valorisation des fractions grossières ont été évaluées par IKOS (valorisation matière, valorisation thermique), mais la conjoncture actuelle n'a pas permis d'obtenir de bilan positif pour les voies explorées.

Actuellement des déchets ultimes et des ferrailles sont sorties en amont du traitement des déchets. Les ferrailles représentaient en 2011 environ 0,5% des tonnages entrants, les déchets ultimes représentant également environ 0,5 % et rejoignant l'ISDND.

L'exploitation se poursuit avec des unités de méthanisation en cellules ainsi que des casiers pour l'ISDND. Environ 5% de terres rejoignent l'unité de méthanisation en cellules en tant que matériau de recouvrement. Cette unité a reçu en 2011 91% d'OM et 9% de déchets industriels banals fermentescibles.

Pendant la même période (année 2011), l'ISDND a reçu 75% d'encombrants et de déchets industriels banals et 25% de terres et sables de fonderies.

Il faut noter que le site comprend également une unité de méthanisation en digesteur (CAPIK), une unité de compostage et diverses plate-forme (bois, matériau de déconstruction) ainsi qu'une installation de stockage de déchets d'amiante liées et qu'une installation de stockage de déchets inertes.



Extrait de la présentation d'Arnaud Cauvin (IKOS) sur le procédé IKOS de séparation des déchets excavés pour le club Biogaz ATEE

## **Annexe 4 : landfill mining sur le site Remo (Belgique)**



## Synthèse concernant le projet Closing the circle mené par le consortium Enhanced Lanfill Mining des Flandres

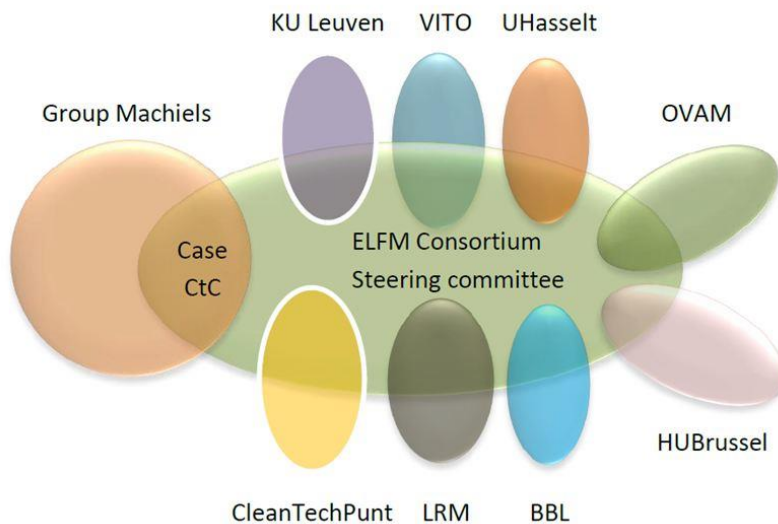
Centre d'enfouissement technique de Remo

Les informations proviennent essentiellement de la synthèse réalisée par P. T. Jones & al (2013), et de complément provenant de Quaghebeur & al (2013).

### Résumé

Le projet de recherche dénommé « Closing the circle » se présente comme le premier projet de lanfill mining amélioré appliqué à un centre d'enfouissement de déchets de 18 millions de tonnes situé dans la partie nord-est de la Belgique (Remo).

Le consortium s'appuie sur le Group Machiels qui va gérer les déchets sur le centre d'enfouissement Remo.



L'objectif est de valoriser les matériaux extraits, en particulier sous forme de combustibles.

Le projet a démarré en 2007 et a conduit des tests jusqu'en 2012, pour entrer dans une phase pilote en 2013.

Le projet ambitionne de démarrer en phase industrielle en 2017 la valorisation matière et énergétique. Un montant d'investissement de 230 millions d'euros est annoncé pour permettre l'exploitation du site sur une période de 20 ans avant de rendre le site sous la forme d'une zone verte.

Le site comprend un stockage de 18 millions de tonnes de déchets, dont 12 millions de tonnes de déchets assimilables à des déchets municipaux et 6,3 millions de tonnes de déchets industriels comprenant des matériaux broyés de l'industrie du recyclage automobile, des scories métallurgiques et des mâchefers, des boues industrielles et des sols contaminés.

Le projet de recherche « Closing the Circle » a traité le cas spécifique de ce stockage de 18 millions de tonnes en réalisant des études de caractérisation des déchets, d'études de filières et d'impacts.

La caractérisation des déchets a été conduite sur les deux types de déchets à partir de 6 excavations conduites de la surface des déchets à une profondeur de maximale de 18 m dans des déchets stockés entre 1980 et 2000. Les déchets ont été échantillonnés tous les mètres et des sous-échantillons ont été réalisés pour être analysés par tris manuels. Les échantillons ont été séchés et passés au crible de 10 mm. Huit catégories ont été choisies (bois, papier/carton, textiles, plastiques, métal, verre, céramiques, agrégats et non identifiés) pour la fraction supérieure à 10 mm, ainsi que le poids de la fraction < 10 mm. Les valeurs calorifiques, teneur en cendres, compositions élémentaires et teneurs en halogènes ont été recherchées. La variation de teneur en métal et en plastiques a pu être corrélée à celles des apports, ce qui n'est pas le cas des fractions fermentescibles où une cinétique de dégradation de premier ordre a pu être produite.

La teneur en chlore de la fraction plastique a atteint des valeurs comprises entre 0,5 % et 7,3% (en poids).

Ces différentes fractions sont reproduites ici d'après P. T Jones (2013).

| Proportion en poids secs (%) | Déchets municipaux d'après registre | Déchets municipaux d'après excavation (avec déviation standard) |
|------------------------------|-------------------------------------|---|
| Papier /carton               | 11                                  | 7,5 (6,0)   |
| Textile                      | 0,6                                 | 6,8 (6)   |
| Plastiques                   | 20                                  | 17 (10)   |
| Métaux                       | 2,1                                 | 2,8 (1)   |
| Verre /céramiques            | 1,7                                 | 1,3 (0,8)   |
| Agrégats                     | 34                                  | 10 (6)  |
| Bois                         | 2,7                                 | 7 (5)   |
| Fines                        | 12                                  | 44 (12)   |
| Fraction organique           | 7,5                                 | -   |
| Fraction non identifiée      | 8,4                                 | 3,8 (4)   |

Des essais de récupération ont également été conduits sur des lots de 400 tonnes de matériaux d'une zone test de 10 m \*10 m excavée sur la profondeur totale (15 m).

Les tests ont compris le criblage en tambour (trommel), le crible simple, le soufflage (plastiques), le lavage, la séparation par densité.

Une fraction de fuel solide de récupération de 38% a été atteinte.

Un prétraitement différencié est appliqué après une séparation visuelle des éléments. Ce flux prétraité rejoint un crible à trommel où les 3 fractions retirées (<10 mm, 10 - 100 mm, > 100 mm) suivent une phase de séparation par voie sèche.

La fraction grossière et moyenne passe par un souffleur (récupération des plastiques/papiers), et une récupération des métaux ferreux et non ferreux, le flux restant étant composés de plastiques durs, bois et textiles.

La fraction fine passe par une séparation par voie humide, après la récupération des métaux ferreux/non ferreux. Cette séparation comprend une séparation par densité suivie de crible à trommel pour extraire les plastiques, papiers, bois et textiles. La fraction organique fine et provenant du lavage, riche en matière organiques (boues) rejoint un digesteur (méthanisation) alors que les éléments fins criblés sont constitués de sable et d'éléments plus grossiers.

Les travaux ont été poursuivis plus spécifiquement concernant la récupération d'énergie. Le traitement par torche à plasma permet en effet un traitement par gazéification susceptible de produire de l'énergie et des agrégats vitrifiés.

Des analyses de diverses fractions ont permis d'estimer la valeur calorifique moyenne pour le combustible de récupération à environ 19 MJ par kg, avec une teneur en cendres de 29% en poids secs.

Une efficacité nette de 25-30% de rendement électrique sur l'énergie calorifique a été évaluée théoriquement, et deux essais ont permis d'atteindre des efficacités de 20 % et 23%. L'avantage du procédé par plasma est de permettre la conversion d'environ 90% des cendres en une phase vitrifiée. Cette phase a un comportement de composés inertes lors d'essais de lixiviation et permet ainsi l'utilisation en lieu et place d'agrégats provenant de carrières.

Le procédé peut également permettre la production de diverses phases solides, de liants à action hydraulique, pouzzolanique suivant la composition du fuel de récupération ajustée par des ajouts de fines ou d'autres sources.

Le gaz produit par gazéification des déchets par plasma consiste en un gaz synthétique qui nécessite d'être purifié mais permet une valorisation énergétique dans une installation combinée de récupération d'énergie électrique et de chaleur.

Le projet propose d'utiliser la chaleur et une partie du CO<sub>2</sub> dans les serres.

Une intervention est souhaitée des pouvoirs publics pour prendre en compte le recyclage, l'utilisation de l'énergie et la récupération des terres.



**Annexe 5 : projet Minerve - landfill mining sur le site de  
Mont Saint Guibert (Belgique)**



## Résumé des informations disponibles concernant le projet MINERVE

Centre d'enfouissement technique de Mont-Saint-Guibert (Shanks)  
Informations collectées auprès de la présentation du projet au sein du pôle de compétitivité GreenWin (<http://greenwinminerve.com/partenaires>)

### Résumé

Un projet de recherche dénommé MINERVE ("MINéralisation, Énergie Renouvelable, Valorisation Énergie matière"), a démarré en 2011 (fin en 2016). Celui-ci traite de la gestion intégrée d'anciens sites d'enfouissement en vue de la valorisation matière et énergétique des déchets.

La phase de caractérisation comporte trois volets :

- caractérisation spectrale et thermique par télédétection, visant à sélectionner les sites les plus opportuns pour le projet,
- caractérisation biogéophysique,
- caractérisation biochimique du massif de déchets enfouis et évaluation du potentiel méthanogène des déchets.

Lors de la phase de minéralisation, un concept de minéralisation accélérée a été développé, dont le principe est de modifier l'écologie microbienne au sein des déchets pour parachever la dégradation de la matière organique résiduelle. La technique utilisée est l'injection de liquides enrichis en une faune bactérienne spécifique adaptée. Un monitoring des impacts est prévu afin d'évaluer l'efficacité du système.

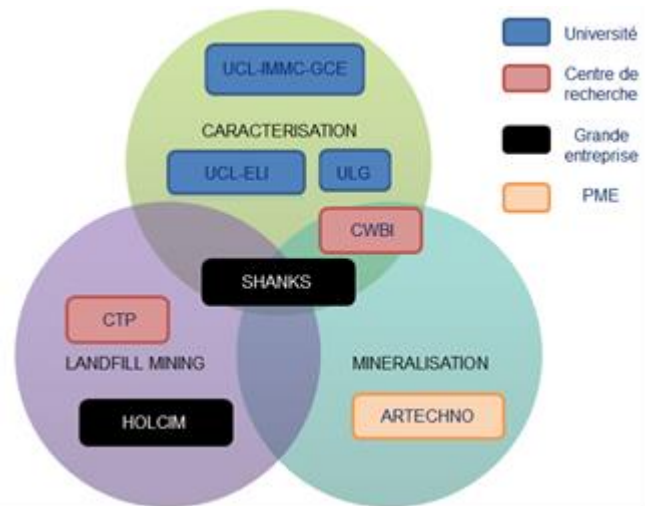
Enfin, une fois les déchets minéralisés, la phase de landfill mining peut être envisagée, afin d'extraire, de trier et de valoriser les déchets récupérés. La réalisation d'une étude de marché pour les flux de matériaux est également prévue. Ce projet vise à raccourcir le processus de décomposition des ordures ménagères afin de les valoriser en biogaz plus rapidement.

Le projet Minerve comprend les étapes suivantes

- identifier les sites d'enfouissement de déchets propices à la valorisation par méthanisation en utilisant la télédétection, par une caractérisation spectrale et thermique ;
- caractériser les sites sur les aspects microbiologiques, biochimiques et physiques, en utilisant des forages, des caractérisations géophysiques pour identifier les zones les plus propices et en évaluant le potentiel méthanogène des déchets ;
- accélérer la biodégradation (minéralisation accélérée) des déchets grâce à la modification de l'écologie bactérienne par injection de liquides présentant un cortège bactérien spécifique et adapté, en incluant un monitoring des impacts. L'objectif est d'atteindre les zones et les déchets plus difficilement biodégradables et d'optimiser le biogaz produit et capté ;
- excaver les déchets enfouis pour évaluer la possibilité de fournir des combustibles alternatifs, des granulats pour la construction ou de servir à la fabrication du béton.

Les partenaires (actions relatives) de ce projet sont :

- SHANKS :
  - coordinateur du projet ;
  - opérateur du CET de Mont-Saint-Guibert ;
- UCL (laboratoire de géomatique) :
  - étape de détection et caractérisation des sites à l'aide de données de télédétections spatiales et aéroportées ;
  - modélisation de l'aptitude d'un site (environnementale et économique) au landfill mining ;
- ULG :
  - géophysique Appliquée à la caractérisation électrique des sites ;
- Le Centre Wallon de Biologie Industrielle (CWBI – Université de Liège et Gembloux AgroBioTech) et Ar techno:
  - caractérisation approfondie de l'état de minéralisation ;
  - évaluation du potentiel méthanogène résiduel des déchets enfouis et étude des voies d'accélération de leur minéralisation à l'échelle d'un CET
  - formulation du liquide d'injection
- CTP :
  - essais de traitement : tri, séparation et caractérisation physique des échantillons excavés ;
  - évaluation du potentiel de valorisation des différentes fractions.
- Holcim :
  - valorisation des fractions des matériaux récupérés au sein des activités existantes et de projets de développement (granulats, substitut de matériaux dans le cadre de la fabrication de ciment) ;
  - co-processing de déchets (filiale geocycle) en proposant des solutions de valorisation conjointe de matières et combustibles alternatifs.





**Annexe 6 : valeur des paramètres utilisés pour les  
analyses coût/bénéfice**



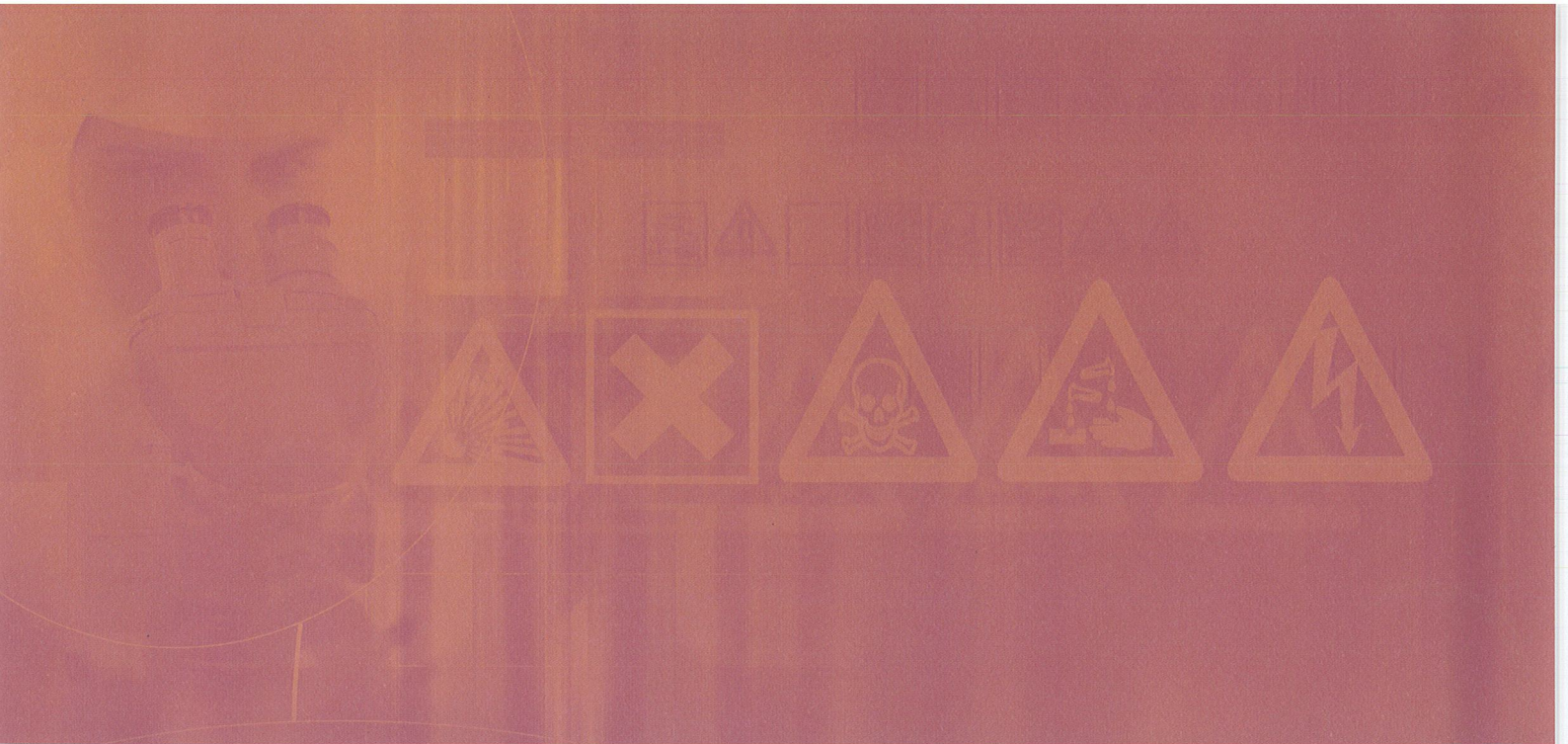
## Données d'entrées des analyses coût/bénéfice

| <u>Paramètres (unité)</u>                                 | <u>Flandres<sup>a</sup></u> |
|---|-----------------------------|
| Coût d'excavation + stockage (€/t)                        | 1,5 (4)                     |
| Densité humide du déchet en place (tonne/m <sup>3</sup> ) | 1,3                         |
| Coût de tri & séchage (€/tonne)                           | 20                          |
| Efficacité de la récupération de métaux (% poids)         | 90                          |
|   |                             |
| <u>Prétraitement</u>                                      |                             |
| Pourcentage d'humidité du contenu excavé (% poids)        | 30                          |
| Fraction fine (< 5 mm) en % poids                         | 25                          |
| Fraction ferreuse, % poids                                | 5                           |
| Fraction non ferreuse, % poids                            | 1                           |
| Fraction granulaire, % poids                              | 20                          |
| Pourcentage d'humidité après séchage (% poids)            | 15                          |
|   |                             |
| <u>Filière énergétique</u>                                |                             |
| Coût de capital investi (€/tonnes)                        | 500                         |
| Coût d'exploitation (€/tonne)                             | 55                          |
| Valeur calorifique après séparation et séchage, en MJ/kg  | 16,5 (16)                   |
| Efficacité énergétique (conversion électricité) en %      | 25                          |
| Prix de l'électricité (en €/MWh)                          | 70                          |
| Fraction renouvelable en %                                | 47,75                       |
| Subside certificat vert (en €/MWh)                        | 108                         |
|   |                             |
| Valeur moyenne du terrain (€/m <sup>2</sup> )             | 39,62 (0)                   |
|   |                             |

<sup>A</sup> : S.V. Passel & al (2013). Les paramètres pour le site de Remo sont indiqués entre parenthèse si ceux-ci sont différents de ceux utilisés pour les Flandres en 2013.







**INERIS**

*maîtriser le risque |  
pour un développement durable*

**Institut national de l'environnement industriel et des risques**

Parc Technologique Alata  
BP 2 - 60550 Verneuil-en-Halatte

Tél. : +33 (0)3 44 55 66 77 - Fax : +33 (0)3 44 55 66 99

**E-mail** : [ineris@ineris.fr](mailto:ineris@ineris.fr) - **Internet** : <http://www.ineris.fr>