

# Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion *in situ* des sites contaminés

Amandine Liénard, Gilles Colinet

Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. Département des Sciences et Technologies de l'Environnement. Unité Systèmes Sol-Eau. Passage des Déportés, 2. B-5030 Gembloux (Belgique). E-mail : Amandine.Lienard@ulg.ac.be

Reçu le 11 janvier 2013, accepté le 13 janvier 2014.

Dans un contexte de dégradation environnementale marquée, l'impact de l'homme par les activités industrielles actuelles et passées est de plus en plus pointé du doigt. Dans le cadre de cette revue bibliographique, ce sont les conséquences des contaminations des sols par les éléments traces métalliques qui sont visées, ainsi que les conditions de mobilité des éléments et les pratiques de remédiation par stabilisation physico-chimique. Cette technique repose sur une remédiation *in situ* qui vise à éviter la dispersion des contaminants dans l'environnement par ajout d'amendements dans le sol. Tout d'abord, notre étude fait un point sur le concept de mobilité et ses principes de réduction visés par les techniques de stabilisation. S'ensuit une compilation des pratiques en cours afin d'identifier les techniques les plus courantes et les conditions de leur utilisation.

**Mots-clés.** Sol, oligo-élément, mobilité, remédiation.

**Review of the mobility of trace elements in soils and of the use of physico-chemical stabilization as an *in situ* management strategy for contaminated sites.** Industrial activities have greatly impacted the quality of the biophysical environment in some areas. This review focuses on the consequences of soil contamination by metallic trace elements: what factors determine the mobility of contaminants in soils and what remediation practices based upon physico-chemical stabilization can be used in response? Physico-chemical stabilization is an *in situ* remediation technique, which aims at limiting the dispersion of metals in the environment through the use of soil conditioners and amendments in contaminated sites. In this article, we firstly review the concepts involved in the mobility of trace elements and their indicators. We then provide an overview of the current information regarding the different kinds of amendments that may be applied to stabilize contaminants in soils and the processes involved.

**Keywords.** Soil, traces elements, mobility, remediation.

## 1. INTRODUCTION

Le sol est, de par sa position en interface environnementale, le siège de nombreux flux de matière et d'énergie (Robert, 1996). Une abondante littérature scientifique fait état de contaminations d'origine anthropique des sols par diverses substances organiques (hydrocarbures, solvants halogénés, pesticides, etc.) ou inorganiques (éléments en traces tels que cadmium, cuivre ou plomb, radioéléments, etc.). D'un point de vue spatial, les contaminations des sols peuvent être d'origine locale ou diffuse. Dans le premier cas, la ou les sources sont identifiées, ponctuelles et assez proches. Ce sont généralement des exploitations minières, des

activités dérivées de l'exploitation du charbon, de la métallurgie, de la sidérurgie ou de la cokerie (Maes, 2007). La contamination diffuse est généralement plus faible, les sources multiples, difficilement identifiables et les superficies affectées importantes.

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des substances chimiques inorganiques regroupant des éléments tels que le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc, etc., qui se présentent en principe à des teneurs inférieures à 0,1 % dans les sols (Baize, 1997). Les ETM peuvent être essentiels aux organismes vivants, on parle d'oligo-éléments ou de micronutriments (chrome, cuivre ou zinc) qui sont bénéfiques et nécessaires, mais en faibles

concentrations (Adriano et al., 2004 ; Bolan et al., 2008). D'autres sont considérés comme phytotoxiques et/ou zootoxiques même à faible concentration, on peut citer entre autres le cadmium, le plomb, le mercure (Bolan et al., 2008).

Dans les sites contaminés, la stabilisation physico-chimique vise à limiter la dispersion des contaminants tout en évitant la mise en décharge des sols inaptes à toute reconversion (Kumpiene et al., 2007). Elle consiste à apporter des additifs organiques ou inorganiques directement dans le sol ; ces amendements vont modifier les propriétés physico-chimiques du sol (pH, capacité d'échange, fertilité, etc.) et diminuer la mobilité des éléments traces et les risques de transfert dans l'environnement.

L'objectif de cette synthèse est de reprendre un ensemble de connaissances sur les contaminations par les ETM et d'identifier des solutions de gestion potentielle. Pour ce faire, nous aborderons la notion de mobilité par l'intermédiaire d'indicateurs chimiques et physico-chimiques. Nous reprendrons également les méthodes de stabilisation physico-chimiques citées par la littérature avec leur protocole d'application simplifié et leur efficacité.

## 2. DÉFINITIONS ET CONCEPT DE MOBILITÉ

Les ETM sont considérés comme des contaminants terminaux parce qu'ils sont déplaçables, mais pas dégradables, contrairement aux molécules organiques. Une fois dans les sols, les éléments traces sont peu enclins aux migrations et s'accumulent souvent en surface. Toutefois, leur répartition entre les différentes phases solides du sol n'est pas figée dans le temps (Baize, 1997). De fait, sous l'action de processus chimiques, ils peuvent devenir mobiles (Bourrelier et al., 1998 ; Adriano et al., 2004). La mobilité d'un élément est classiquement définie comme étant son aptitude à se déplacer d'un compartiment à l'autre du sol (Baize, 1997). Les teneurs mobiles ou mobilisables en ETM sont déterminées par des extractions chimiques différentes. Les premières sont évaluées lors de l'utilisation de réactifs au pH du sol, permettant l'extraction des ETM solubles et échangeables (Celardin, 2002). Les secondes sont définies comme le pool d'ETM potentiellement solubles et échangeables, dosé par des extractions à pH défini et inférieur à cinq (Celardin, 2002).

Potentiellement, cette fraction de la masse totale en ETM dite mobile se retrouve dans la solution du sol sous forme d'ions libres et de complexes inorganiques et organiques (Ge et al., 2000). Sous cette forme, elle peut passer d'un compartiment du sol (solution du sol ou particules de sol) vers un organisme récepteur (Baize, 1997 ; Bolan et al., 2008 ; Naidu et al., 2008b).

Ce processus biologique s'appelle la biodisponibilité, c'est-à-dire la capacité d'un élément à être capté par des bactéries, des végétaux, des animaux ou l'homme (Baize, 1997 ; Adriano et al., 2004). Néanmoins, le caractère biodisponible d'un contaminant n'est mesurable de façon précise que pour une espèce ou un groupe d'espèces déterminées (Bourrelier et al., 1998). Si l'espèce exposée est une plante, le transfert des contaminants repose sur le concept de phytodisponibilité par exposition des parties aériennes ou des racines aux éléments disponibles (Bourrelier et al., 1998 ; Tremel-Schaub et al., 2005). La phytodisponibilité d'un élément trace se définit alors comme étant la quantité d'éléments prélevée par une plante durant son développement (Bourrelier et al., 1998).

## 3. INDICATEURS DE MOBILITÉ

En milieu contaminé, la mobilité des ETM dépend de l'action de facteurs de type chimique (potentiel rédox, pH, capacités d'échanges cationique [CEC] et anionique [CEA], spéciation, concentration), biologique (activité des bactéries, champignons et plantes supérieures) et physique (structure et perméabilité) (Lock et al., 2001 ; Adriano et al., 2004 ; Naidu et al., 2008a).

On rencontre deux catégories d'indicateurs de mobilité, l'une regroupe les indicateurs chimiques et physico-chimiques et l'autre, les indicateurs biologiques. Seuls les deux premiers seront abordés afin de cibler la mobilité en tant que telle et non la biodisponibilité.

### 3.1. Indicateurs chimiques

Les indicateurs chimiques comprennent des extractions chimiques simples ou multiples. Les techniques d'extractions simples diffèrent par l'extractif et les conditions opératoires mises en œuvre, mais elles ne mènent cependant qu'à de la spéciation essentiellement fonctionnelle (Ure, 1991 ; Bermond, 1999 ; Bolan et al., 2008). Elles évaluent la part supposée biodisponible (teneur de la solution du sol ou de fractions réactives du sol) ou la quantité totale de métaux présents dans le sol à partir de leur mesure dans un extrait liquide (Bolan et al., 2008 ; Krishnamurti, 2008). Par exemple, on peut estimer la quantité de métaux disponibles pour les plantes à l'aide d'extraction simple basée sur l'utilisation d'agents chélatants tels que l'EDTA (acide éthylène diamine tétraacétique) et le DTPA (acide diéthylène triamine pentaacétique) (Haynes et al., 1983).

Parallèlement à ces analyses simples, il est possible d'extraire successivement différentes fractions de métaux à l'aide d'extractions chimiques multiples

appelées extractions séquentielles. Cette technique consiste en une série d'extractions successives basées sur le choix de réactifs dont l'application permet la détermination des formes chimiques des éléments de solubilité décroissante (Tessier et al., 1979). Les fractions chimiques extraites sont définies selon les extractifs et les conditions d'extractions utilisées et non pas selon leur minéralogie (Cornu et al., 2000). De nombreux protocoles d'extractions séquentielles sont adaptés de la méthode proposée par Tessier et al. (1979) qui consiste à extraire cinq fractions :

- la fraction échangeable,
- la fraction liée aux carbonates,
- la fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse,
- la fraction liée à la matière organique;
- la fraction résiduelle (Krishnamurti, 2008).

Ces fractions peuvent se rattacher aux grandes classes de constituants du sol (Cornu et al., 2000). Depuis, nombres de protocoles ont été développés en modifiant la méthode de Tessier initiale. C'est pourquoi, afin d'harmoniser les procédures d'extractions séquentielles, le Bureau Communautaire de Référence (BCR) a développé une méthode en trois étapes basée sur trois extractions successives. Les trois phases supposées extraites sont :

- la phase échangeable (fraction acido-soluble et soluble dans l'eau),
- la phase regroupant les oxydes de fer et de manganèse,
- les métaux liés à la fraction organique et aux sulfures (Quevauviller et al., 1997).

Malgré ce souhait d'ajuster la méthode d'extraction séquentielle, de nombreux auteurs continuent d'utiliser des protocoles modifiés de la méthode originale de Tessier et al. (1979) ou de celle mise en place par le BCR (Fernández et al., 2004).

Les protocoles d'extractions séquentielles ne font toutefois pas l'unanimité. De fait, des phénomènes de refixation des métaux se dérouleraient entre deux extractions, les soustrayant de la solution analysée et sous-estimant la quantité de métaux extraits (Bermond, 2002). Par ailleurs, un doute persiste sur la non-sélectivité des différents réactifs chimiques dont le pouvoir extractif dépend des conditions d'acidité et dont l'évolution dans le temps n'est pas toujours prévisible. À cela, s'ajoute le fait que le réactif ne dissout peut-être pas l'entièreté du compartiment pour lequel il a été sélectionné (Bermond, 1999). Il est donc fastidieux de mettre en place une méthode fiable pour déterminer la localisation précise des métaux dans le sol. Ces protocoles ne permettent qu'un fractionnement opérationnel qui ne mènera au mieux qu'à une comparaison d'échantillons de sols de composition relativement proche (Bermond, 2002).

### 3.2. Indicateurs physico-chimiques

Les indicateurs physico-chimiques sont des dispositifs semi-perméables basés soit sur des équilibres de distribution des métaux, soit sur la diffusion des métaux à travers une matrice créant des liens irréversibles avec celle-ci (Peijnenburg et al., 2007). Ils approchent la distribution fractionnée des ETM (Cd, Cr, Ni, Pb) dans les sols par simple étude de l'échange des métaux labiles<sup>1</sup> (Peijnenburg et al., 2007). Une de ces techniques consiste à utiliser des résines équilibrées avec une capacité d'extraction à pH spécifique pour une solution de sol contaminé dont le pH tamponné (Peijnenburg et al., 2007). Parallèlement, une autre méthode permet l'évaluation des concentrations effectives de la solution du sol et la réserve additionnelle en métaux à partir de la phase solide à l'aide d'une technique *in situ* du gradient de diffusion en couche mince (DGT) (Peijnenburg et al., 2007 ; Hooda et al., 2008).

## 4. L'IMMOBILISATION DES ETM PAR MODIFICATION DES PROPRIÉTÉS DU SOL

Le risque de dispersion environnementale des ETM à partir d'un sol contaminé dépend de leur mobilité. Il est possible de réduire la quantité de métaux de la solution du sol en ayant recours à des techniques de stabilisation physico-chimique qui modifient la spéciation des contaminants en tendant vers des formes moins solubles sur base de processus physico-chimiques. Cette diminution de la solubilité des métaux est généralement approchée à l'aide d'une analyse chimique simple basée sur un seul extractif.

### 4.1. Immobilisation par des amendements inorganiques

Les amendements inorganiques communément appliqués sur sols contaminés en vue d'une remédiation sont à base de chaux (**Tableau 1**). L'application d'amendements tels que du CaCO<sub>3</sub> (Simon, 2005 ; Geebelen et al., 2006 ; Castaldi et al., 2009 ; Zu et al., 2011), Ca(OH)<sub>2</sub> (Lombi et al., 2002), des boues de betteraves sucrières (Alvarenga et al., 2008 ; Madejon et al., 2009) permet l'amélioration des propriétés chimiques du sol et surtout l'augmentation du pH, de la CEC et de la fixation des contaminants par les carbonates.

Les composés phosphatés comme l'hydroxyapatite (Misra et al., 2007) et les sels de phosphates (Chen et al., 2000) sont également envisageables sur les sols

<sup>1</sup> Métal labile : somme du métal libre et du métal faiblement lié aux ligands minéraux et organiques pouvant redevenir libre à court terme et étant rapidement extrait (Bermond et al., 2009).

**Tableau 1.** Types d'amendements inorganiques appliqués ainsi que l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, la dose d'amendement appliquée, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Types of inorganic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, the quantity of amendment applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).*

Amendement	Source	Dose	ETM	Plantes	Durée	Efficacité	Référence
Bentonite	Ajout de Pb [(CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> Pb]	1 % w:w	Pb	<i>Lactuca sativa</i> L.	Ensemencement sur terreau de 3 semaines et culture sur sol contaminé de 4 semaines	↘ 24 % Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2002
Béringite	Minière	5 % w:w	As-Cd-Cu-Ni-Pb-Zn	/	3 semaines	↘ Cd-Cu et Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mench et al., 2003
	Application d'eaux usées	5 % w:w	Cd-Cu-Ni-Zn	<i>Brassica napus</i> cv. Apex, <i>Pisum sativum</i> L. cv Eiffel, <i>Triticum aestivum</i> L. cv Axona et <i>Lactuca sativa</i> L. cv Little gem	Incubation de 1 mois et culture de 394 jours	↘ phytodisponibilité	Lombi et al., 2002
	Métallurgie	5 % w:w	Cd-Pb-Zn	<i>Brassica napus</i> , <i>Pisum sativum</i> , <i>Triticum aestivum</i> et <i>Lactuca sativa</i>	Incubation de 1 mois et culture de 394 jours	↘ phytodisponibilité	Lombi et al., 2002
Grenailles d'acier	Minière	1 % w:w	As-Cd-Cu-Ni-Pb-Zn	/	3 semaines	↘ Cd-Cu et Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mench et al., 2003
	Ajout de Pb [(CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> Pb]	1 % w:w	Pb	<i>Lactuca sativa</i>	Ensemencement sur terreau de 3 semaines et culture sur sol contaminé de 4 semaines	↘ 58% Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2002
Boue rouge	Minière	4 % w:w	Cd-Pb-Zn	<i>Pisum sativum</i> et <i>Triticum vulgare</i> L.	Incubation de 4 mois et culture de 7 semaines	Extractions H <sub>2</sub> O et Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> : ↘ Pb (plantes), ↗ Cd (plantes), ↗ Zn ( <i>Pisum sativum</i> )	Castaldi et al., 2009
		4 % w:w	Cd-Pb-Zn	/	6 mois	↗ fraction résiduelle : Cd (89 %), Zn (13 %)	Garau et al., 2007
	Application d'eaux usées	2 % w:w	Cd-Cu-Ni-Zn	<i>Brassica napus</i> , <i>Pisum sativum</i> , <i>Triticum aestivum</i> et <i>Lactuca sativa</i>	Incubation de 1 mois et culture de 394 jours	↘ phytodisponibilité	Lombi et al., 2002
	Métallurgie	3 % w:w	Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i> L. cv Merlin	Incubation de 4 mois et culture de 21 mois	↗ Cr total, ↘ Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn solubles	Gray et al., 2006
	Métallurgie	5 % w:w	Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i>	Incubation de 4 mois et culture de 21 mois	↗ Cr total, ↘ Cd-Ni-Zn solubles	Gray et al., 2006

/..

**Tableau 1 (suite 1).** Types d'amendements inorganiques appliqués ainsi que l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, la dose d'amendement appliquée, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Types of inorganic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, the quantity of amendment applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment* (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).

Amendement	Source	Dose	ETM	Plantes	Durée	Efficacité	Référence
Boue rouge	Métallurgie	2 % w:w	Cd-Pb-Zn	<i>Brassica napus</i> , <i>Pisum sativum</i> , <i>Triticum aestivum</i> et <i>Lactuca sativa</i>	Incubation de 1 mois et culture de 394 jours	↘ phytodisponibilité	Lombi et al., 2002
Boue de betteraves sucrières	Minière	8,8 t·ha <sup>-1</sup>	Cu-Pb-Zn	<i>Lolium perenne</i> L.	2 mois	/	Alvarenga et al., 2008
		30 t·ha <sup>-1</sup> en T <sub>0</sub> et T <sub>0+3 ans</sub>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	/	4 ans	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> ↔ Cd-Cu-Zn EDTA	Madejon et al., 2009
		T <sub>0</sub> et T <sub>0+1 an</sub> : 50-60 et 25-30 t·ha <sup>-1</sup>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Durée : 30 mois. Récolte après 5 mois de culture durant 3 saisons	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> ↗ As EDTA	Perez-de-Mora et al., 2006
Cendres volantes	Ajout de Pb [(CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> Pb]	5 % w:w	Pb	<i>Lactuca sativa</i>	Ensemencement sur terreau de 3 semaines et culture sur sol contaminé de 4 semaines	↘ 89,9 % Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2002
	Métallurgie	5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Incubation de 6 mois et culture de 4 semaines	↘ 97 %-90 %-83 %-88 % du Zn-Cd-Cu-Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2006
Chaux (Ca(OH) <sub>2</sub> )	Application d'eaux usées	0,25 % w:w	Cd-Cu-Ni-Zn	<i>Brassica napus</i> , <i>Pisum sativum</i> , <i>Triticum aestivum</i> et <i>Lactuca sativa</i>	Incubation de 1 mois et culture de 394 jours	↘ phytodisponibilité	Lombi et al., 2002
	Métallurgie	0,25 % w:w	Cd-Pb-Zn	<i>Brassica napus</i> , <i>Pisum sativum</i> , <i>Triticum aestivum</i> et <i>Lactuca sativa</i>	Incubation de 1 mois et culture de 394 jours	↘ phytodisponibilité	Lombi et al., 2002
Chaux (CaCO <sub>3</sub> )	Minière	0,5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i>	Incubation de 62 jours et culture de 2 mois	↘ Cd-Cu-Pb-Zn (HNO <sub>3</sub> -H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	Simon, 2005
		0,5 % w:w	Cd-Pb-Zn	<i>Pisum sativum</i> et <i>Triticum vulgare</i>	Incubation de 4 mois et culture de 7 semaines	Extractions H <sub>2</sub> O et Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> : ↘ Pb (plantes), ↗ Cd (plantes), ↗ Zn ( <i>Pisum sativum</i> )	Castaldi et al., 2009

**Tableau 1 (suite 2).** Types d'amendements inorganiqués appliqués ainsi que l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, la dose d'amendement appliquée, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Types of inorganic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, the quantity of amendment applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment* (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).

Amendement	Source	Dose	ETM	Plantes	Durée	Efficacité	Référence
Chaux (CaCO <sub>3</sub> )	Minière	0,5 % w:w	Cd-Pb-Zn	/	6 mois	↗ fraction résiduelle : Cd (89 %), Zn (13 %)	Garau et al., 2007
	Ajout de Pb [(CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> Pb]	4,6 t-ha <sup>-1</sup>	Cu-Pb-Zn	<i>Lolium perenne</i>	2 mois	/	Alvarenga et al., 2008
	Industrie chimique	1 % w:w	Pb	<i>Lactuca sativa</i>	Ensemencement sur terreau de 3 semaines et culture sur sol contaminé de 4 semaines	↘ 98 % Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2002
		Chaux jusqu'à pH 7	Cd-Pb	<i>Triticum aestivum</i>	1 mois	↘ Cd EDTA et HCl, ↔ Pb	Chen et al., 2000
		Chaux jusqu'à pH 7,5	Cd-Pb	<i>Triticum vulgare</i>	Incubation de 6 mois et culture de 4 mois	↘ Cd DTPA et EDTA sol argileux, ↔ Pb	Lee et al., 2004
	Métallurgie	0,5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis capillaris</i>	Incubation de 6 mois et culture de 4 semaines	↘ 93 %-85 %-83 %-88 % Zn-Cd-Cu-Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2006
		Chaux jusqu'à pH 6	Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i>	Incubation de 4 mois et culture de 21 mois	↔ Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn solubles	Gray et al., 2006
	Multi sources (périurbain)	0,2-0,4-0,6-1,0-1,5 et 2,5 g·kg <sup>-1</sup>	Cd-Pb-Zn	<i>Brassica campestris</i> L. ssp. <i>pekinensis</i>	Incubation de 3 mois et culture de 6 mois	↘ 50 % Cd-Pb-Zn CH <sub>3</sub> COOH (dose 2,5 g·kg <sup>-1</sup> )	Zu et al., 2011
Chaux dolomitique (CaCO <sub>3</sub> ·MgCO <sub>3</sub> )	Ajout de Cu (2 500 ppm, produit non spécifié)	0,2 kg·m <sup>-2</sup>	Cu	<i>Rendlia altera</i> Chiov., <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. et <i>Monocymbium cerasiiforme</i> (Nees) Stapf.	18 mois	↘ Cu CaCl <sub>2</sub>	Shutcha et al., 2010
		1 kg·m <sup>-2</sup>	Cu	<i>Rendlia altera</i>	18 mois	↘ Cu CaCl <sub>2</sub>	Shutcha et al., 2010
Hydroxyapatite	Ajout de Cd-Cr-Ni-Pb [CdCl <sub>2</sub> ·H <sub>2</sub> O], [CrCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O], [NiSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O], [(CH <sub>3</sub> COO) <sub>2</sub> Pb·3H <sub>2</sub> O]	1 % w:w	Cd-Cr-Ni-Pb	<i>Brassica juncea</i> L.	Germination de 3 jours et culture sur sol contaminé de 21 jours	↘ Cd-Cr-Ni-Pb biodisponibles	Misra et al., 2007
	Ajout de Pb [(CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> Pb]	1 % w:w	Pb	<i>Lactuca sativa</i>	Ensemencement sur terreau de 3 semaines et culture sur sol contaminé de 4 semaines	↘ 94 % Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2002

/..



contaminés afin de diminuer la mobilité des éléments traces par précipitation des composés métalliques peu solubles (Panfili, 2004).

Dans certains cas, ce sont des sous-produits de l'industrie qui viennent en support des techniques d'immobilisation des contaminants dans les sols. Parmi ceux-ci, on peut citer la béringite (Mench et al., 2003) qui est une substance riche en aluminosilicates obtenue par traitement thermique des déchets miniers riches en schistes de l'ancienne mine de Beringen (Vangronsveld et al., 1995), les boues rouges (Gray et al., 2006 ; Garau et al., 2007) qui sont des sous-produits de l'industrie du traitement de la bauxite, les cendres volantes (Geebelen et al., 2002 ; Geebelen et al., 2006), sous-produits de la combustion de charbon, etc.

Les oxydes métalliques sont également appliqués en remédiation pour leur pouvoir de sorption important et leur capacité de piégeage des éléments traces lors de la croissance minérale, qui diminuent la solubilité des métaux dans les sols. Parmi ceux-ci, on peut citer les oxydes de manganèse (Chen et al., 2000 ; Kumpiene, 2010), de fer (Chen et al., 2000 ; Kumpiene, 2010), d'aluminium (Kumpiene, 2010) ou de zinc (Lee et al., 2004).

L'immobilisation des ETM est possible également par l'application d'argiles sur les sols qui jouent sur la capacité adsorbante des sols grâce à leurs charges permanentes qui permettent notamment la fixation de cations (Zn, Ni, Cd, Pb, etc.) (Lothenbach et al., 1998). Les argiles communément utilisées en matière de remédiation sont la bentonite (Geebelen et al., 2002) et la palygorskite (Alvarez-Ayuso et al., 2003). Dans certains cas, les chercheurs ont recours à l'application de zéolites (Chen et al., 2000 ; Garau et al., 2007 ; Castaldi et al., 2009). Celles-ci ont une composition chimique proche et une capacité adsorbante semblable à celles des argiles.

Parallèlement aux immobilisations à l'aide d'un seul additif inorganique, certains chercheurs proposent de combiner les amendements et, de ce fait, maximisent leurs effets (**Tableau 2**). Les couples donnés dans la littérature sont souvent composés de chaux associée à des zéolites (Simon, 2005), des boues rouges (Gray et al., 2006) ou des sels de phosphates (Simon, 2005 ; Geebelen et al., 2006). D'autres auteurs proposent également des grenailles d'acier combinées à de la béringite (Mench et al., 2003) ou des cendres volantes (Ruttens et al., 2006). L'introduction des grenailles d'acier dans le sol produit une néoformation d'oxyhydroxydes de fer qui s'accompagne d'une augmentation du pH (Sappin-Didier<sup>2</sup>, 1995 cité par Panfili, 2004).

<sup>2</sup> Sappin-Didier, 1995. *Utilisation de composés inorganiques pour diminuer les flux de métaux dans deux agrosystèmes pollués : étude des mécanismes impliqués par l'emploi d'un composé du fer*. Bordeaux, France : Université de Bordeaux I.

## 4.2. Immobilisation par des amendements organiques

Les termes amendements organiques englobent les déchets organiques tels que les fumiers, les boues d'épuration, les ordures ménagères, les pailles, etc. (**Tableau 3**). Leur apport améliore les propriétés physico-chimiques des sols, représente une source d'éléments nutritifs à émission lente et permet une diminution de la biodisponibilité des métaux (Guo et al., 2006). Le compost est l'amendement organique le plus recensé, soit près de un sur deux. Son origine est variable : déchets verts (O'Dell et al., 2007 ; Alvarenga et al., 2008 ; Shutcha et al., 2010), de boues d'épuration traitées (Perez-de-Mora et al., 2006 ; Madejon et al., 2009) ou de déchets municipaux (Perez-de-Mora et al., 2006 ; Alvarenga et al., 2008). Les fumiers de porc (Chen et al., 2000 ; Lee et al., 2004), de vache (Walker et al., 2003) et de volaille (Liu et al., 2009) peuvent intervenir dans le processus d'immobilisation des éléments traces ou appuyer la phytoremédiation. Par ailleurs, la lignite (Skłodowski et al., 2006), la léonardite (Perez-de-Mora et al., 2006) et le biochar (charbon organique issu de la pyrolyse de résidus de biomasse) (Beesley et al., 2011 ; Trakal et al., 2011) font partie des amendements organiques émergents dans les études actuelles.

## 4.3. Immobilisation par association d'amendements inorganiques et organiques

L'association entre des amendements organiques et inorganiques se pratique généralement afin d'augmenter les chances de réussite de la remédiation (**Tableau 4**). Un des amendements est parfois appliqué uniquement pour améliorer les conditions du milieu en vue de la remédiation. Le plus souvent, ce sont la chaux, le compost ou la tourbe qui sont appliqués ou combinés à d'autres amendements (Mench et al., 2003 ; Simon, 2005 ; Kumpiene et al., 2007).

## 4.4. Efficacité des traitements

L'utilisation de l'immobilisation *in situ* est une technique de remédiation envisageable en matière de gestion de sols contaminés. Elle ne sollicite pas d'excavation préalable, car les amendements sont directement appliqués sur le sol. Cette technique a comme avantages d'être non invasive, simple, rapide, relativement accessible financièrement, non productrice de déchets et applicable à une large gamme de contaminants inorganiques (Wuana et al., 2011).

Parmi ces solutions (**Tableaux 1, 2, 3 et 4**), certaines sont plus efficaces que d'autres. On peut citer l'application de la chaux (Lombi et al., 2002) qui, seule ou associée à des amendements organiques tels que le



**Tableau 2.** Combinaison d'amendements inorganiques appliqués ainsi que l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, les doses d'amendements appliquées, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Combination of inorganic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, quantities of amendments applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).*

Amendement	Source	Dose	Éléments	Plantes	Durée	Efficacité	Référence
Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Cu-Ni-Pb-Zn	/	3 semaines	↘ Cd-Cu-Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mench et al., 2003
Cendres volantes + Grenailles d'acier	Métallurgie	5 % + 1 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	47 semaines	↘ 74 %-75 %-76%-86 % du Cd-Cu-Pb-Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Ruttens et al., 2006
Cendres volantes + Silicates de sodium	Métallurgie	5 % + 1 % v:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Incubation de 6 mois et culture de 4 semaines	↘ minimum de 85 % du Zn-Cd-Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2006
Chaux (CaCO <sub>3</sub> ) + H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	Métallurgie	0,5 % w:w + 1 % v:w de P	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis capillaris</i>	Incubation de 6 mois et culture de 4 semaines	↘ 97 %-99 %-88 %-95 % du Zn-Cd-Cu-Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2006
Chaux (CaCO <sub>3</sub> ) + KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Minière	0,5 % + 0,5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i> L.	Incubation de 62 jours et culture de 2 mois	↘ Cd-Cu-Pb-Zn HNO <sub>3</sub> et H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Simon, 2005
Chaux (CaCO <sub>3</sub> ) + Oxydes de zinc	Industrie chimique	chaux jusqu'à pH 7,5 + 50 kg ZnO.ha <sup>-1</sup>	Cd-Pb	<i>Triticum vulgare</i> L.	Incubation de 6 mois et culture de 4 mois	↘ Cd DTPA, EDTA (sol sableux) et ↔ Pb	Lee et al., 2004
Chaux (CaCO <sub>3</sub> ) + Silicates de sodium	Métallurgie	0,5 % w:w + 1 % v:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis capillaris</i>	Incubation de 6 mois et culture de 4 semaines	↘ minimum de 85 % du Zn-Cd-Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2006
Chaux (CaCO <sub>3</sub> ) + zéolite	Minière	0,5 % + 7,5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i>	Incubation de 62 jours et culture de 2 mois	↘ Cd-Cu-Pb et ↗ Zn HNO <sub>3</sub> -H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Simon, 2005

**Tableau 3.** Types d'amendements organiques appliqués ainsi que l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, la dose d'amendement appliquée, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Types of organic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, the quantity of amendment applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).*

Amendement	Source	Dose	ETM	Plante	Durée	Efficacité	Référence
Biochar	Ajout de Cd-Cu-Pb-Zn (produits non spécifiés)	1 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	/	48 heures	↗ sorption Cu-Pb, ↔ sorption Cd-Zn	Trakal et al., 2011
		2 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	/	48 heures	↗ sorption Cu-Pb, ↔ sorption Cd-Zn	Trakal et al., 2011
Compost	Ajout de Pb [(CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> Pb]	5 % w:w	Pb	<i>Lactuca sativa</i> L.	Ensemencement sur terrain de 3 semaines et culture sur sol contaminé de 4 semaines	↘ 90,2 % Pb Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Geebelen et al., 2002
	Métallurgie	5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> L. cv Limburgse vroege	47 semaines	↘ 42 %-61 % du Cd-Cu-Pb-Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Rutten et al., 2006
	Minière	5 % w:w	As-Cd-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> et <i>Zea mays</i> L. cv Volga	2 semaines	↔ phytotoxicité As-Cd-Zn	Mench et al., 2003
			As-Cd-Pb-Zn	<i>Holcus lanatus</i> L. et <i>Pinus pinaster</i> Aiton	3 ans	↗ As lixivié	Mench et al., 2003
			As-Cd-Cu-Ni-Pb-Zn	/	3 semaines	↘ Cd-Cu-Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mench et al., 2003
Compost de boues d'épuration traitées	Minière	30 t·ha <sup>-1</sup> en T <sub>0</sub> et T <sub>0+3ans</sub>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	/	4 ans	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> , ↔ EDTA	Madejon et al., 2009
		T <sub>0</sub> : 70-75 t·ha <sup>-1</sup> et T <sub>0+1an</sub> : 35-37,5 t·ha <sup>-1</sup>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Durée : 30 mois. Récolte après 5 mois de culture durant 3 saisons	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> , ↗ Cu-Zn EDTA dans le temps	Perez-de-Mora et al., 2006
Compost de déchets municipaux	Minière	25-50-100 t·ha <sup>-1</sup>	Cu-Pb-Zn	<i>Lolium perenne</i> L.	2 mois	↗ Cu-Zn mobilisable ↔ Pb mobilisable	Alvarenga et al., 2008

/./.

**Tableau 3 (suite 1).** Types d'amendements organiques appliqués ainsi que l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, la dose d'amendement appliquée, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Types of organic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, the quantity of amendment applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment* (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).

Amendement	Source	Dose	ETM	Plante	Durée	Efficacité	Référence
Compost de déchets municipaux	Minière	T <sub>0</sub> : 70-75 t·ha <sup>-1</sup> et T <sub>0+1 an</sub> : 35-37,5 t·ha <sup>-1</sup>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis stolonifera</i>	Durée : 30 mois. Récolte après 5 mois de culture durant 3 saisons	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> , ↗ Cu-Pb EDTA dans le temps	Perez-de-Mora et al., 2006
Compost de déchets verts	Minière	10-20-30 v:v	Cu-Zn	<i>Bromus carinatus</i> (Hook and Arn.)	60 jours	30 v:v efficacité maximale	O'Dell et al., 2007
		25-50-100 t·ha <sup>-1</sup>	Cu-Pb-Zn	<i>Lolium perenne</i>	2 mois	↘ Cu-Zn mobilisable ↔ Pb mobilisable	Alvarenga et al., 2008
	Ajout de Cu-Zn [(CuSO <sub>4</sub> ·5H <sub>2</sub> O), (ZnSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O)]	3 g·15 ml <sup>-1</sup> de solution de Cu ou Zn	Cu-Zn	/	90 jours	Cu (0,1 M, 99,7 % de rétention) et Zn (0,01 M, 98,2 % de rétention)	O'Dell et al., 2007
	Ajout de Cu (2500 ppm, produit non spécifié)	4,5 kg·m <sup>-2</sup>	Cu	<i>Rendlia altera</i> Chiov., <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. et <i>Monocymbium cerasiiforme</i> (Nees) Stapf.	18 mois	↔ Cu CaCl <sub>2</sub>	Shutchka et al., 2010
		22 kg·m <sup>-2</sup>	Cu	<i>Rendlia altera</i>	18 mois	↘ Cu CaCl <sub>2</sub>	Shutchka et al., 2010
Compost de feuilles d'olivier	Minière	↗ C <sub>org</sub> jusqu'à 1 %	Cu-Pb-Zn	<i>Brassica juncea</i> L. et radis cv Largo Rojo	<i>Brassica juncea</i> : incubation de 7 semaines, repiquage de plantules à 70 jours et culture de 104 jours. Radis : culture de 37 jours sur les sols après culture de <i>Brassica juncea</i>	↗ Cu DTPA, ↘ Pb-Zn DTPA	Walker et al., 2003
	Routière et industrielle	↗ C <sub>org</sub> jusqu'à 1 %	Cu-Pb-Zn	<i>Beta maritima</i> L. et radis cv Largo Rojo	Incubation de 9 semaines, repiquage de plantules à 25 jours et culture de 93 jours Radis : culture de 37 jours sur les sols après culture de <i>B. maritima</i>	Radis : ↘ Cu DTPA, ↗ Pb DTPA et ↔ Zn DTPA <i>Beta maritima</i> : ↗ Cu-Pb-Zn DTPA	Walker et al., 2003

./..

**Tableau 3 (suite 2).** Types d'amendements organiques appliqués ainsi que l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, la dose d'amendement appliquée, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Types of organic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, the quantity of amendment applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment* (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).

Amendement	Source	Dose	ETM	Plante	Durée	Efficacité	Référence
Fumier de porc	Industrie chimique	2 % w:w	Cd-Pb	<i>Triticum aestivum</i> L.	1 mois	↘ Cd Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> et HOAc, ↘ Pb HOAc	Chen et al., 2000
Fumier de vache	Ajout de Pb (500 ppm, produit non spécifié)	5 % w:w	Pb	/	5 mois	↘ 30 % Pb biodisponible	Scialdone et al., 1980
	Minière	↗ C <sub>org</sub> jusqu'à 1 %	Cu-Pb-Zn	<i>Brassica juncea</i> et radis cv Largo Rojo	<i>Brassica juncea</i> : incubation de 7 semaines, repiquage de plantules à 70 jours et culture de 104 jours Radis : culture de 37 jours sur les sols après culture de <i>B. juncea</i>	Radis : ↗ Cu DTPA, ↘ Pb-Zn DTPA <i>Beta maritima</i> : ↘ Cu-Pb-Zn DTPA	Walker et al., 2003
	Routière et industrielle	↗ C <sub>org</sub> jusqu'à 1 %	Cu-Pb-Zn	<i>Beta maritima</i> et radis cv Largo Rojo	<i>Beta maritima</i> : incubation de 9 semaines, repiquage de plantules à 25 jours et culture de 93 jours Radis : culture de 37 jours sur les sols après culture de <i>B. maritima</i>	Radis : ↘ Cu DTPA, ↔ Pb DTPA et ↗ Zn DTPA <i>Beta maritima</i> : ↗ Cu-Pb-Zn DTPA	Walker et al., 2003
Fumier de volaille	Ajout de [Cd (CdCl <sub>2</sub> )]	0-30-60-120 g.kg <sup>-1</sup>	Cd	<i>Triticum aestivum</i>	4 mois	↘ Cd KNO <sub>3</sub> de 71,8 à 95,7 %	Liu et al., 2009
Léonardite	Minière	T <sub>0</sub> : 70-75 t·ha <sup>-1</sup> et T <sub>0+1 an</sub> : 35-37,5 t·ha <sup>-1</sup>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis stolonifera</i>	Durée : 30 mois Récolte après 5 mois de culture durant 3 saisons	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> , ↗ Zn EDTA dans le temps	Perez-de-Mora et al., 2006
Lignite	Ajout de Cd-Pb-Zn [(Cd(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ), (Pb(CH <sub>3</sub> COO) <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> ] et (ZnSO <sub>4</sub> )	5-10-20 t C <sub>org</sub> ·ha <sup>-1</sup>	Cd-Pb-Zn	<i>Secale cereale</i> L.	1 à 2 ans (le temps de la culture)	10 t C <sub>org</sub> ·ha <sup>-1</sup> ; ↘ Cd-Zn HNO <sub>3</sub> , 20 t C <sub>org</sub> ·ha <sup>-1</sup> ; ↘ Cd-Pb-Zn EDTA et Pb HNO <sub>3</sub>	Skłodowski et al., 2006
Litière de <i>Castanea sativa</i> Miller.	Minière	T <sub>0</sub> : 50-60 t·ha <sup>-1</sup> et T <sub>0+1 an</sub> : 25-30 t·ha <sup>-1</sup>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Agrostis stolonifera</i>	Durée : 30 mois Récolte après 5 mois de culture durant 3 saisons	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> dans le temps	Perez-de-Mora et al., 2006

/..

**Tableau 4.** Combinaison d'amendements organiques et inorganiques appliqués et l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, les doses d'amendements appliqués, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Combination of organic and inorganic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, quantities of amendments applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).*

Amendements	Source	Dose	ETM	Plantes	Durée	Efficacité	Référence
Boue d'épuration + Chaux (CaCO <sub>3</sub> )	Minière	5 % + 0,5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i> L.	Incubation de 62 jours et culture de 2 mois	↘ Cd-Cu-Pb-Zn HNO <sub>3</sub> -H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Simon, 2005
Boue de betteraves sucrières + Léonardite	Minière	10 + 25 t·ha <sup>-1</sup>	As-Cd-Cu-Pb-Zn	/	4 ans	↘ Cd-Cu-Zn CaCl <sub>2</sub> ↔ EDTA	Madejon et al., 2009
Boue d'épuration + Tourbe + Chaux (CaCO <sub>3</sub> ) + KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Minière	5 % + 5 % + 0,5 % + 0,5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i>	Incubation de 62 jours et culture de 2 mois	↘ Cd-Cu-Pb-Zn HNO <sub>3</sub> -H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Simon, 2005
Compost + Béringite	Minière	5 % + 5 % w:w	As-Cd-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> L. cv Limburgse vroege et <i>Zea mays</i> L. cv Volga	2 semaines	↘ la phytotoxicité	Mench et al., 2003
Compost + Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 5 % w:w	As-Cd-Cu-Zn	/	3 semaines	↘ Cd-Cu-Zn, ↗ As Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mench et al., 2003
Compost + Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 5 % + 1 % w:w	As-Cd-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> et <i>Zea mays</i>	2 semaines	↘ la phytotoxicité	Mench et al., 2003
Compost + Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Cu-Zn	/	3 semaines	↘ Cd-Cu-Zn, ↗ As Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mench et al., 2003
Compost + Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Pb-Zn	<i>Holcus lanatus</i> et <i>Pinus pinaster</i>	3 ans	↘ Cd-Zn, ↗ As lixiviés	Mench et al., 2003
Compost + Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> et <i>Zea mays</i>	2 semaines	↘ la phytotoxicité	Mench et al., 2003
Compost + Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Cu-Zn	/	3 semaines	↘ Cd-Cu-Zn, ↗ As Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mench et al., 2003
Compost + Béringite + Grenailles d'acier	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Pb-Zn	<i>Holcus lanatus</i> et <i>Pinus pinaster</i>	3 ans	↘ Zn, ↗ As lixiviés	Mench et al., 2003
Compost + Cendres volantes	Métallurgie	5 % + 5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i>	47 semaines	↘ 76 %-72 %-72-84 % du Cd-Cu-Pb-Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Ruttens et al., 2006

**Tableau 4 (suite).** Combinaison d'amendements organiques et inorganiques appliqués et l'origine de la contamination traitée, les éléments traces étudiés, les doses d'amendements appliquées, la plante testée, la durée de l'expérimentation et l'efficacité du traitement (↗ : augmentation, ↘ : diminution, ↔ : pas d'effet) — *Combination of organic and inorganic amendments applied and the origin of contamination, traces elements treated, quantities of amendments applied, the test plant, the time of experimentation and the efficiency of treatment* (↗ : increase, ↘ : decrease, ↔ : no effect).

Amendements	Source	Dose	ETM	Plantes	Durée	Efficacité	Référence
Compost + Cendres volantes + Grenailles d'acier	Métallurgie	5 % + 5 % + 1 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i>	47 semaines	↘ 84 %-75 %-75 % ↘ 91 % du Cd-Cu-Pb-Zn Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Ruttens et al., 2006
Compost + Maghémite	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> et <i>Zea mays</i>	2 semaines	↘ la phytotoxicité	Mench et al., 2003
Compost + Maghémite	Minière	5 % + 1 % w:w	As-Cd-Zn	<i>Phaseolus vulgaris</i> et <i>Zea mays</i>	2 semaines	↔ phytotoxicité	Mench et al., 2003
Fumier de porc + Chaux (CaCO <sub>3</sub> )	Industrie chimique	40 t·ha <sup>-1</sup> + Chaux jusqu'à pH 7,5	Cd-Pb	<i>Triticum vulgare</i> L.	Incubation de 6 mois et culture de 4 mois	Sols sableux et argileux : ↘ Cd ↗ Pb DTPA	Lee et al., 2004
Tourbe + Chaux (CaCO <sub>3</sub> )	Minière	5 % w:w + 0,5 % w:w	Cd-Cu-Pb-Zn	<i>Festuca rubra</i>	Incubation de 62 jours et culture de 2 mois	↘ Cd-Cu-Pb-Zn HNO <sub>3</sub> -H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Simon, 2005

fumier de porc (Lee et al., 2004) ou la tourbe (Simon, 2005), est une option de remédiation efficace qui induit systématiquement une diminution de la fraction mobile des contaminants. En général, l'application de compost conduit à la diminution des teneurs solubles en ETM comme observé, par exemple, par Alvarenga et al. (2008) pour un compost de déchets municipaux et un de déchets verts sur les teneurs solubles en Cu, Pb et Zn des sols. De leur côté, Walker et al. (2003) ont relevé que le fumier de vache permettait, à dose égale, une plus forte réduction de la biodisponibilité des métaux comparativement à un compost fortement humifié.

L'utilisation sur plusieurs années permet également de lisser les différences constatées sur une seule année d'expérimentation. C'est le cas dans l'étude de Gray et al. (2006) qui appliquent de la chaux, des boues rouges à raison de 2 ou 5 % w:w. Durant la première année, c'est l'application de boues rouges 5 % w:w qui induit la plus forte diminution de la quantité de métaux biodisponibles, alors que les mesures réalisées en fin de deuxième année ne montrent plus de différences entre les traitements. Une autre étude montre que les boues rouges appliquées à raison de 2 % w:w sont tout aussi efficaces que de la béringite à 5 % w:w (Lombi et al., 2002).

Par ailleurs, certains amendements sont peu efficaces et vont jusqu'à augmenter la mobilité des métaux. C'est le cas de la maghémite et de la magnétite qui, toutes deux, amplifient la fraction de Cu et Zn extraite au Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (Mench et al., 2003), soit la fraction échangeable en Cu et Zn du sol. La boue rouge peut également accroître la teneur en Cr total du sol. Durant leur expérimentation, Gray et al. (2006) ont ajouté jusqu'à 5 % w:w de boue rouge et ils ont constaté une augmentation en Cr total du sol, car la boue rouge contenait jusqu'à 30 fois plus de Cr que le sol. Il serait donc prudent de vérifier au préalable les teneurs en métaux des amendements utilisés.

Le type de sol peut agir sur l'efficacité d'un traitement. Lee et al. (2004) ont comparé des traitements appliqués à la fois sur sols argileux et sur sols sableux. Il en ressort que, sur sols argileux, les teneurs en Cd DTPA et EDTA diminuent après application de chaux tout comme le Pb EDTA après application d'oxydes de zinc. Parallèlement, sur les sols sableux, le fumier de porc permet une diminution de la teneur en Pb EDTA, mais ne joue ni sur les teneurs en Cd ni sur les teneurs en Pb et Cd des sols argileux (Lee et al., 2004). Le fumier est à conseiller en sols sableux pour les métaux qui ont une forte affinité avec la matière organique. C'est la combinaison chaux et fumier de porc qui, en couplant les effets positifs des deux amendements, conduit à la diminution la plus marquée du Cd et du Pb DTPA et ce, sur les deux types de sols (Tableau 4).

## 5. CONCLUSION

Malgré leur efficacité, les techniques de remédiation par stabilisation physico-chimique ne sont pas les plus utilisées en matière de traitements de sols pollués, seulement 1,2 % des tonnages traités en 2010 en France (Cadière et al., 2012). Cependant, cette gestion *in situ* est bien moins coûteuse (entre 25 et 40 EUR·t<sup>-1</sup>) que la technique hors site utilisée dans un cas sur quatre (entre 120 et 455 EUR·t<sup>-1</sup>) (Cadière et al., 2012). Les techniques de stabilisation *in situ* peuvent être soutenues dans leur mise en place par de la phytoremédiation qui est une technologie verte accessible financièrement (Garbisu et al., 2001). Ces pratiques font appel à des plantes dont le système racinaire explore le sol et en extrait des composés et des éléments chimiques pouvant conduire à une diminution des teneurs en contaminants du sol (Cunningham et al., 1993). Malheureusement, ce sont des méthodes peu répandues et consommatrices en temps. Elles ne représentent que 0,1 % des tonnages traités en France et ne prennent pas en compte toutes les techniques de phytoremédiation connues (Cadière et al., 2012). De fait, lors d'une étude relative au marché de la dépollution des sites et sols pollués en France en 2010, la phytostabilisation n'a été citée par aucun acteur de terrain, alors qu'elle permet une réduction du risque de transferts des contaminants par érosion et vers les eaux souterraines (Garbisu et al., 2001 ; Ruttens et al., 2006 ; Vangronsveld, 2006). La stabilisation se voit être une solution pratique pouvant être appliquée afin de finaliser un processus de décontamination de site. De plus, elle apporte des solutions de gestion limitant les transferts de contaminants de ces sites vers les milieux naturels, aquatiques et urbanisés avoisinants à l'aide de techniques abordables et peu intrusives, comme présentée tout au long de cette revue. Il faut cependant tenir compte des objectifs poursuivis par l'étude et sélectionner le traitement le plus adapté, car tous n'auront pas la même efficacité selon l'origine de la contamination, les doses apportées et les propriétés du sol traité. Malheureusement, le manque d'harmonisation au niveau des techniques proposées et des paramètres de sol à mesurer en matière de mobilité des contaminants est un réel handicap pour la gestion future des sites et sols pollués. À l'heure actuelle, aucun document de référence ne permet une comparaison efficace et objective entre protocoles d'extraction (extractif, concentration et temps d'extraction), ce qui limite fortement l'évaluation des traitements et de leur impact positif sur la mobilité des métaux.

## Bibliographie

- Adriano D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J. & Bolan N.S., 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, **122**, 121-142.
- Alvarenga P. et al., 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Sci. Total Environ.*, **406**, 43-56.
- Alvarez-Ayuso E. & Garcia-Sanchez A., 2003. Palygorskite as a feasible amendment to stabilize heavy metal polluted soils. *Environ. Pollut.*, **125**, 337-344.
- Baize D., 1997. *Un point sur ... teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Paris : INRA.
- Beesley L. et al., 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environ. Pollut.*, **159**, 3269-3282.
- Bermond A., 1999. Caractérisation chimique de la spéciation des métaux traces dans les sols. In : *Spéciation des métaux dans le sol*. Paris : Association Écrin, 296.
- Bermond A., 2002. Examen critique des protocoles d'extractions séquentielles. In : Baize D. & Tercé M., coord. *Un point sur... les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales*. Paris : INRA, 565.
- Bermond A. et al., 2009. Fractionnement cinétique des ETM des sols et application à la prévision de leur biodisponibilité. In : Cambier P., Schvartz C. & Van Oort F., eds. *Contaminations métalliques des agrosystèmes et écosystèmes péri-industriels*. Versailles, France : Éditions Quæ, 177-190.
- Bolan N.S. et al., 2008. Chapter 27. Manipulating bioavailability to manage remediation of metal-contaminated soils. In : Hartemink A.E., McBratney A.B. & Ravendra N., eds. *Developments in soil science*. Vol. 32. Amsterdam: Elsevier, 657-678.
- Bourelle P.-H. & Berthelin J., 1998. *Contamination des sols par les éléments traces métalliques : les risques et leur gestion*. Paris : Lavoisier Tec & Doc.
- Cadière F. & Masselot G., 2012. *Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitements des sols et eaux souterraines pollués en France. Synthèse des données 2010*. Angers, France : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME).
- Castaldi P. et al., 2009. Influence of pea and wheat growth on Pb, Cd, and Zn mobility and soil biological status in a polluted amended soil. *Geoderma*, **151**, 241-248.
- Celardin F., 2002. Approche semi-quantitative de la mobilité. In : Baize D. & Tercé M., coord. *Un point sur... les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales*. Paris : INRA, 435-455.
- Chen Z.S., Lee G.J. & Liu J.C., 2000. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. *Chemosphere*, **41**, 235-242.
- Cornu S. & Clozel B., 2000. Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels. Analyse critique. *Étude Gestion Sols*, **7**, 179-189.
- Cunningham S.D. & Berti W.R., 1993. Remediation of contaminated soils with green plants. An overview. *In Vitro Cell. Dev. Biol. Plant*, **29**, 207-212.

- Fernández E., Jiménez R., Lallena A.M. & Aguilar J., 2004. Evaluation of the BCR sequential extraction procedure applied for two unpolluted Spanish soils. *Environ. Pollut.*, **131**, 355-364.
- Garau G. et al., 2007. Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. *Geoderma*, **142**, 47-57.
- Garbisu C. & Alkorta I., 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresour. Technol.*, **77**, 229-236.
- Ge Y., Murray P. & Hendershot W.H., 2000. Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environ. Pollut.*, **107**, 137-144.
- Geebelen W. et al., 2002. Amendment-induced immobilization of lead in a lead-spiked soil: evidence from phytotoxicity studies. *Water Air Soil Pollut.*, **140**, 261-277.
- Geebelen W. et al., 2006. Evaluation of cyclonic ash, commercial Na-silicates, lime and phosphoric acid for metal immobilisation purposes in contaminated soils in Flanders (Belgium). *Environ. Pollut.*, **144**, 32-39.
- Gray C.W. et al., 2006. Field evaluation of *in situ* remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud. *Environ. Pollut.*, **142**, 530-539.
- Guo G., Zhou Q. & Ma L.Q., 2006. Availability and assessment of fixing additives for the *in situ* remediation of heavy metal contaminated soils: a review. *Environ. Monit. Assess.*, **116**, 513-528.
- Haynes R.J. & Swift R.S., 1983. An evaluation of the use of DTPA and EDTA as extractants for micronutrients in moderately acid soils. *Plant Soil*, **74**, 111-122.
- Hooda P.S. & Zhang H., 2008. Chapter 9. DGT measurements to predict metal bioavailability in soils. In: Hartemink A.E., McBratney A.B. & Ravendra N., eds. *Developments in soil science. Vol. 32*. Amsterdam: Elsevier, 169-185.
- Krishnamurti G.S.R., 2008. Chapter 20. Chemical methods for assessing contaminant bioavailability in soils. In: Hartemink A.E., McBratney A.B. & Ravendra N., eds. *Developments in soil science. Vol. 32*. Amsterdam: Elsevier, 495-520.
- Kumpiene J., 2010. Chapter 15. Trace element immobilization in soil using amendments. In: Hooda P.S., ed. *Trace elements in soils*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 353-379.
- Kumpiene J., Lagerkvist A. & Maurice C., 2007. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environ. Pollut.*, **145**, 365-373.
- Lee T.M., Lai H.Y. & Chen Z.S., 2004. Effect of chemical amendments on the concentration of cadmium and lead in long-term contaminated soils. *Chemosphere*, **57**, 1459-1471.
- Liu L. et al., 2009. Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost. *J. Hazard. Mater.*, **163**, 563-567.
- Lock K., Desender K. & Janssen C.R., 2001. Effects of metal contamination on the activity and diversity of carabid beetles in an ancient Pb-Zn mining area at Plombières (Belgium). *Entomol. Exp. Appl.*, **99**, 355-360.
- Lombi E. et al., 2002. *In situ* fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects. *Environ. Pollut.*, **118**, 445-452.
- Lothenbach B. et al., 1998. Immobilization of cadmium and zinc in soil by Al-montmorillonite and gravel sludge. *Eur. J. Soil Sci.*, **49**, 141-148.
- Madejon E. et al., 2009. Trace elements, pH and organic matter evolution in contaminated soils under assisted natural remediation: a 4-year field study. *J. Hazard. Mater.*, **162**, 931-938.
- Maes E., 2007. La contamination locale des sols. In: *Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007*. Namur, Belgique : MRW, DGRNE, 736.
- Mench M. et al., 2003. Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after *in situ* treatments. *Plant Soil*, **249**, 187-202.
- Misra V. & Chaturvedi P.K., 2007. Plant uptake/bioavailability of heavy metals from the contaminated soil after treatment with humus soil and hydroxyapatite. *Environ. Monit. Assess.*, **133**, 169-176.
- Naidu R. et al., 2008a. Chapter 1. Chemical bioavailability in terrestrial environments. In: Hartemink A.E., McBratney A.B. & Ravendra N., eds. *Developments in soil science. Vol. 32*. Amsterdam: Elsevier, 1-6.
- Naidu R. et al., 2008b. Chapter 3. Bioavailability: definition, assessment and implications for risk assessment. In: Hartemink A.E., McBratney A.B. & Ravendra N., eds. *Developments in soil science. Vol. 32*. Amsterdam: Elsevier, 39-51.
- O'Dell R., Silk W., Green P. & Claassen V., 2007. Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn.). *Environ. Pollut.*, **148**, 115-124.
- Panfili F., 2004. *Étude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation*. Marseille, France : Université de Provence - Aix-Marseille I.
- Peijnenburg W.J.G.M., Zablotkaja M. & Vijver M.G., 2007. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **67**, 163-179.
- Perez-de-Mora A., Madejon E., Burgos P. & Cabrera F., 2006. Trace element availability and plant growth in a mine-spill contaminated soil under assisted natural remediation I. *Soils. Sci. Total Environ.*, **363**, 28-37.
- Quevauviller P. et al., 1997. Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three-step sequential extraction procedure. *Sci. Total Environ.*, **205**, 223-234.



- Robert M., 1996. *Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement*. Paris : Masson.
- Ruttens A. et al., 2006. Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil. I: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil amendments on phytotoxicity and plant availability of metals. *Environ. Pollut.*, **144**, 524-532.
- Shutchka M.N. et al., 2010. Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments. *Int. J. Phytorem.*, **12**, 616-632.
- Simon L., 2005. Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environ. Geochem. Health*, **27**, 289-300.
- Sklodowski P., Maciejewska A. & Kwiatkowska J., 2006. The effect of organic matter from brown coal on bioavailability of heavy metals in contaminated soils. *Soil Water Pollut. Monit. Prot. Remediation*, **69**, 299-307.
- Tessier A., Campbell P.G.C. & Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, **51**, 844-851.
- Trakal L. et al., 2011. Biochar application to metal-contaminated soil: evaluating of Cd, Cu, Pb and Zn sorption behavior using single- and multi-element sorption experiment. *Plant Soil Environ.*, **57**, 372-380.
- Tremel-Schaub A. & Feix I., 2005. *Contaminations des sols. Transferts des sols vers les plantes*. LesUlis, France : EDP Sciences ; Angers, France : ADEME.
- Ure A.M., 1991. Trace element speciation in soils, soil extracts and solutions. *Mikrochim. Acta*, **104**, 49-57.
- Vangronsveld J., 2006. Réhabilitation du site minier : une combinaison du confinement et de la phytostabilisation des sols. *Réhabilitation*, **11**.
- Vangronsveld J., Vanassche F. & Clijsters H., 1995. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: *in situ* metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.*, **87**, 51-59.
- Walker D.J., Clemente R., Roig A. & Bernal M.P., 2003. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. *Environ. Pollut.*, **122**, 303-312.
- Wuana R.A. & Okieimen F.E., 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Ecology*, **2011**, 20.
- Zu Y. et al., 2011. Availability of trace elements for Chinese cabbage amended with lime in a periurban market garden in Yunnan province, China. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **42**, 1706-1718.

(61 réf.)